



Distr. LIMITADA

UNEP(DEPI)/CAR WG.43/INF.17

19 de enero de 2023

Original: INGLES

Décima Reunión del Comité Asesor Científico y Técnico (STAC) del Protocolo Relativo a las Áreas y Flora y Fauna Silvestres Especialmente Protegidas (SPAW) en la Región del Gran Caribe

Reunión virtual, 30 de enero de 2023 al 1 de febrero de 2023

Propuesta

de la República de Francia y el Reino de los Países Bajos para la inclusión de todos los peces loro (perciformes: *scaridae*) en el Anexo III del Protocolo relativo a las Áreas y a la Flora y Fauna Silvestres Especialmente Protegidas en Región del Gran Caribe del Convenio para la protección y el desarrollo del medio marino de la región del Gran Caribe (Protocolo SPAW)

Esta reunión se convoca virtualmente. Se ruega a los delegados que accedan a todos los documentos de la reunión por vía electrónica para descargarlos cuando sea necesario

*Este documento ha sido reproducido sin edición formal.

Propuesta de la República de Francia y el Reino de los Países Bajos para la inclusión de todos los peces loro (perciformes: *Scaridae*) en el Anexo III del Protocolo relativo a las Áreas y a la Flora y Fauna Silvestres Especialmente Protegidas en Región del Gran Caribe del Convenio para la protección y el desarrollo del medio marino de la región del Gran Caribe (Protocolo SPAW)



ÍNDICE

ACRÓNIMOS	4
I. REQUISITOS DE NOMINACIÓN	5
II. DECLARACIÓN DE NOMINACIÓN	6
A. Importancia de la especie para el mantenimiento de los ecosistemas y hábitats frágiles o vulnerables	6
B. Importancia socioeconómica del grupo taxonómico	8
III. REQUISITOS DE NOMINACIÓN FUNDAMENTADOS PARA RESPALDAR LA INCLUSIÓN EN EL ANEXO III	8
A. Artículo 19 (3) – Los informes referentes a las especies protegidas deberían incluir, en lo posible, información sobre:	9
B. Artículo 19 (3) (b) - Poblaciones estimadas de las especies y su distribución geográfica	10
C. Artículo 19 (3) (c) - Situación de la protección legal en relación con las leyes o reglamentos nacionales pertinentes	17
D. Artículo 19 (3) (d) - Interacciones ecológicas con otras especies y necesidades específicas del hábitat	22
E. Artículo 19 (3) (e) - Planes de gestión y recuperación de especies en peligro de extinción y amenazadas	22
F. Artículo 19 (3) (f) - Programas de investigación y publicaciones científicas y técnicas disponibles pertinentes para las especies	23
G. Artículo 19 (3) (g) - Amenazas a las especies protegidas, sus hábitats y sus ecosistemas asociados, especialmente las amenazas que se originen fuera de la jurisdicción de la Parte	23
B. Artículo 21 - Establecimiento de Directrices y Criterios Comunes	26
IV. PUNTOS DE DEBATE Y RECOMENDACIONES	28
A. Medidas de captura	28
B. Protección y recuperación del <i>Diadema</i>	28
C. Protección del hábitat del pez loro	29
D. Problemas de calidad del agua	29
E. Nominación para el Anexo III	30
V. CONCLUSIÓN	32
VI. REFERENCIAS	38
VII. APÉNDICES	46
Apéndice 2. Descripción general de las características del pez loro (<i>Scaridae</i>)	46
Apéndice 3: Figuras y tablas	49

Acrónimos

AGRRA: Programa de Evaluación Rápida de Arrecifes del Atlántico y el Golfo

CERMES: Centro de Gestión de Recursos y Estudios Ambientales

GCRMN: Red Mundial de Vigilancia de los Arrecifes de Coral

ICRI: Iniciativa Internacional sobre los Arrecifes de Coral

IPBES: Plataforma Intergubernamental Científico-Normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas

IPCC: Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático

UICN: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza

MMA: Áreas marinas gestionadas

NCRMP: Programa Nacional de Vigilancia de Arrecifes de Coral

NOAA: Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica

SPAW: Protocolo relativo a las Áreas y a la Flora y Fauna Silvestres Especialmente Protegidas

SocMon: Iniciativa Global de Monitoreo Socioeconómico para Gestión Costera

I. Requisitos de nominación

1. Los requisitos con respecto a la nominación de especies se establecen en los Artículos 11 y 19 del Protocolo relativo a las Áreas y a la Flora y Fauna Silvestres Especialmente Protegidas (SPAW), y en las directrices y criterios adoptados por las Partes de conformidad con el Artículo 21. Los procedimientos para enmendar los anexos, recogidos en el apartado 4 del Artículo 11, establecen que «Cualquier Parte podrá nominar una especie de flora o de fauna amenazada o en peligro de extinción para su inclusión o supresión en estos Anexos», y que, después de la revisión y evaluación por el Comité Asesor Científico y Técnico, las Partes revisarán las nominaciones, las pruebas documentales y los informes del Comité Asesor Científico y Técnico y considerarán la especie para su inclusión. Esta nominación se hará de acuerdo con las directrices y criterios adoptados por las Partes de conformidad con el Artículo 21. Como tal, esta nominación aborda los «Criterios revisados para la inclusión de especies en los Anexos del Protocolo SPAW y el Procedimiento para la presentación y aprobación de nominaciones de especies para su inclusión o eliminación de los Anexos I, II y III». Por último, el apartado 3 del Artículo 19 enumera el tipo de información que debe incluirse, en la medida de lo posible, en los informes relacionados con las especies protegidas.
2. El Artículo 1 del Protocolo SPAW define el Anexo II como «el Anexo al Protocolo que contiene la lista acordada de especies de fauna marina y costera que pertenecen a la categoría definida en el Artículo 1 y requieren las medidas de protección indicadas en el Artículo 11 (1) (b). El Anexo III es «el Anexo al Protocolo que contiene la lista acordada de especies de flora y fauna marinas y costeras susceptibles de aprovechamiento racional y sostenible, que requieren de las medidas de protección indicadas en el Artículo 11 (1) (c).» Además, el Artículo 11 del Protocolo especifica que «En coordinación con las demás Partes, cada Parte deberá, para las especies registradas en el Anexo III, preparar, adoptar y aplicar planes para el manejo y el aprovechamiento de esas especies...»
3. Además, y de acuerdo con los Criterios revisados para la nominación y el procedimiento para la inclusión de especies, los criterios 1 y 10 son de especial relevancia ya que los peces herbívoros, como el pez loro, deben considerarse un grupo clave de especies para los ecosistemas vulnerables, incluidos los arrecifes de coral, debido a las funciones ecológicas que aportan.
 - *«... Criterio n.º 1. Para los fines de las especies propuestas para los tres anexos, la evaluación científica de la condición de amenazada o en peligro de extinción de las especies propuestas estará basada en los siguientes factores: tamaño de las poblaciones, evidencia de disminución, restricciones en su rango de distribución, grado de la fragmentación de la población, biología y comportamiento de las especies, así como otros aspectos de la dinámica de la población, otras condiciones que aumentan claramente la vulnerabilidad de las especies y la importancia de las especies para el mantenimiento de los hábitats y ecosistemas frágiles o vulnerables.»*
 - *«... Criterio n.º 10. Aunque los ecosistemas pueden estar mejor protegidos a través de medidas enfocadas en el sistema como un todo, aquellas especies esenciales para el mantenimiento de los hábitats/ecosistemas frágiles y vulnerables, tales como los ecosistemas de manglares, las praderas marinas y los **arrecifes coralinos** pueden ser incluidas en las listas, si la inclusión de dicha especie es sentida como “una medida apropiada para asegurar la protección y recuperación” de dichos hábitats/ecosistemas en los que se producen, de conformidad con los términos del Artículo 11 (1) (c) del Protocolo...»*

4. La lista completa de criterios puede encontrarse en los Criterios revisados para la inclusión de especies en los anexos del Protocolo SPAW (ref.)

II. Declaración de nominación

5. De acuerdo con estos requisitos, **la República de Francia y el Reino de los Países Bajos solicitan la inclusión de todas las especies de peces loro en el Anexo III**. Creemos que el papel ecológico clave de esta familia de peces herbívoros en el mantenimiento de la salud de los arrecifes de coral en combinación con las historias de vida de sus miembros, requiere un enfoque regional cooperativo para la conservación, como se exige en el Artículo 11 (1).
6. En este contexto, cabe señalar que el Reino de los Países Bajos y la República de Francia han reconocido debidamente la labor realizada en 2021 por el grupo de trabajo sobre el pez loro. Nos hemos basado, con algunos ajustes, en la investigación que se había realizado en este marco.

A. Importancia de la especie para el mantenimiento de los ecosistemas y hábitats frágiles o vulnerables

7. El informe de la Red mundial de Vigilancia de los Arrecifes de Coral (GCRMN) titulado: *Status and Trends of Caribbean Coral Reefs: 1970-2012* (Jackson *et al.* 2014) documentó tendencias cuantitativas en la salud de los arrecifes de coral durante 43 años en el Gran Caribe. El informe subrayó que uno de los principales impulsores del declive de los arrecifes de coral en el Caribe es la sobrepesca de herbívoros, especialmente el pez loro. Los principales resultados del informe fueron:
 - La salud de los arrecifes de coral requiere un equilibrio ecológico de corales y algas en el que la herbivoría es un elemento clave;
 - Las poblaciones de peces loro son un componente crítico de esa herbivoría, especialmente desde la disminución de los erizos de mar *Diadema* a principios de la década de 1980;
 - Las principales causas de mortalidad del pez loro son el uso de técnicas de pesca como la pesca submarina y, en concreto, el uso de trampas para peces.
8. La recomendación principal del informe concluyó que se necesitaban con urgencia acciones de gestión para reducir la sobrepesca, especialmente del pez loro, a nivel nacional y local, lo que puede tener importantes beneficios directos y positivos en la condición de los arrecifes de coral.
9. La necesidad de proteger a los herbívoros clave, especialmente el pez loro, es **aún más urgente ahora**, dado el brote sin precedentes de la enfermedad pandémica de los corales que está ocurriendo actualmente en todo el Caribe. La enfermedad de pérdida de tejido de coral duro (SCTLD) es probablemente la enfermedad más devastadora que ha afectado al Caribe, y ahora se ven afectados 17 países / territorios. A diferencia de las enfermedades anteriores de los corales, SCTLD infecta muchas especies de corales (más de 25 spp., no *Acropora*), causa una necrosis rápida del tejido de las colonias coralinas (pocas semanas a meses), produce una alta muerte de las colonias (el 60-100 % de los corales susceptibles mueren), tiene una alta tasa de transmisión (se propaga rápidamente, posible patógeno bacteriano), afecta un amplio rango geográfico (escala 10-100 km) y tiene una larga duración de brote (activo durante todo el año, varios años) (www.agrra.org/coral-disease-outbreak/). Con la pérdida

significativa de coral, la calidad del hábitat del arrecife del que dependen los peces loro se verá afectada. Al mismo tiempo, la capacidad de los corales para recuperarse, volver a crecer y tener un espacio abierto para que los corales se recluten dependerá, en gran parte, de la capacidad de poblaciones suficientes de herbívoros para pastar y mantener a raya las macroalgas.

10. Los peces herbívoros ayudan a mantener los arrecifes de coral saludables controlando la abundancia de macroalgas, transfiriendo energía a los peces carnívoros intermedios y apoyando el reclutamiento de coral. Son bioerosionadores naturales, que producen sedimentos, mientras pastan en rocas, algas calcáreas y corales vivos (menos del 10 % de su alimento), como la arena blanca que vemos en las playas, y a través de este proceso ayudan a reciclar los nutrientes y contribuyen al flujo de carbonato del arrecife (Heenan *et al.*, 2013; Edwards *et al.*, 2014; Hermelin, 2006). La bioerosión es un proceso ecológico importante que se debe considerar en el contexto de la erosión acelerada a la que se enfrentan nuestras costas.
11. Los herbívoros también ayudan a evitar los cambios de fase de las algas, por los que los corales vivos son reemplazados por algas debido a la competencia por el espacio (Arias-González *et al.*, 2017, Fig.1). En términos de riqueza, en el Atlántico occidental se han registrado cuatro familias (*Scaridae*, *Kyphosidae*, *Pomacentridae* y *Acanthuridae*) con 41 especies en diez géneros (Robertson D.R. y Van Tassel J., 2018). De estas familias, los miembros de *Scaridae* son los más diversos, ubicuos y abundantes en las aguas poco profundas tropicales y subtropicales del Gran Caribe (Kramer, 2003; Mumby *et al.*, 2006).
12. Un estudio realizado en el Caribe (Cramer *et al.*, 2017) ha demostrado que las tasas de acreción de coral son impulsadas por la abundancia de peces loro y destacó el papel fundamental de este grupo de herbívoros para mantener hábitats dominados por corales en los arrecifes de coral del Caribe. Un artículo más reciente (Steneck *et al.*, 2019) documentó que la alta capacidad de recuperación de los arrecifes de coral en Bonaire fue impulsada por las altas densidades de peces loro que limitan las macroalgas y mejoran las condiciones para el recrecimiento del coral y el reclutamiento de nuevos corales.
13. ¿Cómo contribuyen los peces loro al mantenimiento de arrecifes de coral saludables? Los peces loro son una gran parte del gremio de herbívoros que controlan las poblaciones de algas en los arrecifes de coral a través del pasto. Sin este control de arriba hacia abajo de las algas, las ventajas competitivas superiores de las algas carnosas, en relación con los corales escleractinianos formadores de arrecifes, dan como resultado el dominio de las algas en la carrera por ocupar y mantener el sustrato duro. Las algas no pastadas disfrutaban de una ventaja competitiva sobre los corales duros debido tanto al crecimiento rápido como a la exclusión de los pólipos de coral recién asentados. La evidencia de la inhibición competitiva del asentamiento de larvas de coral escleractiniano y su metamorfosis en pólipos de coral es sólida (McCook *et al.*, 2001). No hay duda de que la cobertura de coral del Caribe ha disminuido vertiginosamente en todo el Caribe (Gardner *et al.*, 2003, Jackson *et al.*, 2014). En la medida en que esta disminución sea el resultado de eventos puntuales de mortalidad debido a factores externos, como los huracanes (Shinn *et al.*, 2000), seguidos de la exclusión de algas del reclutamiento de coral, existen muchas razones para creer que estas disminuciones continuarán acelerándose a medida que el cambio climático continúa fortaleciendo dichos impulsores (Gardner *et al.*, 2005). Por tanto, es cada vez más importante que las naciones trabajen para mantener o aumentar la abundancia y diversidad de herbívoros, como los peces loro y el erizo de mar de espinas largas (*Diadema antillarum*), que suprimen la ventaja competitiva de las algas.
14. Las especies de pez loro del Caribe, como gremio, brindan servicios ecosistémicos críticos en forma de herbivoría y bioerosión. Sin embargo, el papel funcional específico de cada especie es en gran medida distinto, de modo que tanto la diversidad como la abundancia de peces loro en los arrecifes de coral del Caribe están relacionadas positivamente con la fuerza del control de las algas. Por ejemplo, en experimentos controlados, el pastoreo de múltiples especies redujo las macroalgas en más del 50 % y aumentó las algas coralinas crustosas (el sustrato de reclutamiento preferido para los corales) en más de

50 %, en relación con el pastoreo de especies individuales (Burkpile y Hay, 2008). La distinción de roles funcionales específicos de las especies en el control de algas proviene tanto de la especialización de la dieta como de la preferencia de hábitat (Muñoz y Motta, 2000). Los peces del género *Scarus* se alimentan principalmente de conjuntos de césped de algas filamentosas, algas coralinas crustosas y algas endolíticas, mientras que los peces del género *Sparisoma* se alimentan preferentemente de macroalgas. Un estudio reciente observó que los peces loro también consumen cianobacterias (Clements *et al.*, 2017). Sin embargo, dentro de estos géneros, las especies exhiben una separación en las preferencias de hábitat (Adam *et al.*, 2015). Como tal, el papel funcional de la herbivoría en los hábitats de los arrecifes de coral y los taxones de algas es más completo cuando tanto la diversidad como la abundancia de peces loro es alta.

15. Aparte de los componentes dietéticos y sus impactos relacionados en los arrecifes de coral, ciertas especies de pez loro también son bioerosionadores importantes responsables de transportar sedimentos y aumentar el presupuesto de carbonato del arrecife. De hecho, se ha observado que los peces loro reintroducen el 58 % de los sedimentos en el marco del arrecife (Hubbard *et al.*, 1990). Se pensó que esta función funcional se limitaba a las especies más grandes, *Scarus guacamaia*, *Scarus coeruleus* y *Scarus coelestinus*, sin embargo, ahora se cree que *Sparisoma viride* es el único pez loro que contribuye significativamente a este proceso. Las tasas de bioerosión ya han disminuido con reducciones en esta especie (Bonaldo *et al.*, 2014). En ese caso, es fundamental y oportuno que esta especie de pez loro comúnmente capturada se utilice de manera racional y sostenible para ayudar a mantener esta función funcional.

B. Importancia socioeconómica del grupo taxonómico

16. Los peces loro juegan un papel fundamental en las economías y la función del ecosistema de las naciones del Caribe. Burke *et al.* (2011) estimaron que las pesquerías del Caribe producen un beneficio anual de 400 millones de USD. Los peces loro apoyan estos beneficios pesqueros a través de la captura directa en muchos lugares y el apoyo de especies objetivo en toda la región a través de los recursos de presas y el mantenimiento del hábitat. Los peces loro son una fuente de alimento básico en muchos países del Caribe, especialmente en áreas donde los peces más grandes comercialmente importantes (por ejemplo, pargos y meros) han sido sobreexplotados. En una revisión reciente de la importancia de los peces loro para la región del Caribe, Harms-Tuohy (2020) encontró que *S. viride* era el pez loro capturado más abundantemente. De las 24 naciones que respondieron a la encuesta utilizada para desarrollar la revisión, siete indicaron que los peces loro eran una fuente de alimento básico. De esos siete, solo cuatro países ya tenían algún nivel de protección para ayudar a mantener la sostenibilidad de la pesquería del pez loro.
17. Sin embargo, el papel funcional de la herbivoría, que beneficia el reclutamiento de corales y el mantenimiento de la cubierta de coral, también beneficia a la industria del turismo que depende de los arrecifes de coral saludables del Caribe. La economía del turismo caribeño ahora eclipsa a la economía pesquera, con beneficios anuales estimados en más de 2700 millones de dólares estadounidenses (Burke *et al.*, 2011). Si el turismo asociado a los arrecifes continúa ampliando los beneficios económicos para las naciones del Caribe, el valor de la salud real y percibida de los arrecifes de coral, y las funciones funcionales que la promueven, exigen una gestión y protección adecuadas. Las poblaciones saludables de peces loro apoyan el turismo de buceo. Los arrecifes cubiertos de algas son decepcionantes para los buceadores y los peces loro son peces populares para observar.

III. Requisitos de nominación fundamentados para respaldar la inclusión en el Anexo III

18. La siguiente sección presenta una revisión de la información sobre los peces loro (*Scaridae*) para fundamentar los requisitos de nominación presentados en la sección I. **Requisitos de nominación** de este documento. Esta revisión apoya la inclusión de todos los peces loro en el Anexo III del Protocolo SPAW.

A. Artículo 19 (3) – Los informes referentes a las especies protegidas deberían incluir, en lo posible, información sobre:

- a. Artículo 19 (3) (a), – Nombres científicos y comunes de las especies

Nombres científicos: Familia *Scaridae*

Tabla 1. Nombres científicos y comunes de la especie.

Especies	Nombres comunes en inglés	Nombres comunes en español	Nombres comunes en francés
1. <i>Cryptotomus roseus</i>	Bluelip parrotfish	Loro chimuelo, Loro dientón, Loro barba azul	Perroquet à lèvres bleue
2. <i>Nicholsina usta</i>	Emerald parrotfish	Loro esmeralda	Perroquet émeraude
3. <i>Scarus coelestinus</i>	Midnight parrotfish	Loro medianoche	Perroquet noir
4. <i>Scarus coeruleus</i>	Blue parrotfish	Loro azul	Perroquet bleu
5. <i>Scarus guacamaia</i>	Rainbow parrotfish	Loro guacamayo	Perroquet arc-en-ciel
6. <i>Scarus iseri</i>	Striped parrotfish	Loro listado	Perroquet rayé
7. <i>Scarus taeniopterus</i>	Princess parrotfish	Loro princesa	Perroquet princesse
8. <i>Scarus vetula</i>	Queen parrotfish	Loro reina	Perroquet royal
9. <i>Sparisoma atomarium</i>	Greenblotch parrotfish	Loro mancha verde	Perroquet à une tache
10. <i>Sparisoma aurofrenatum</i>	Redband parrotfish	Loro manchado	Perroquet à bride
11. <i>Sparisoma axillare</i>	Redeye parrotfish	Loro ojo rojo	Perroquet à oeil rouge
12. <i>Sparisoma chrysopterus</i>	Redtail parrotfish	Loro colirrojo, Loro verde	Perroquet vert
13. <i>Sparisoma griseorubrum</i>	Grey parrotfish	Loro gris	Perroquet gris

14. <i>Sparisoma radians</i>	Bucktooth parrotfish	Loro dientuso	Perroquet aile-noire
15. <i>Sparisoma rubripinne</i>	Yellowtail parrotfish	Loro coliamarilla	Perroquet queue jaune
16. <i>Sparisoma viride</i>	Stoplight parrotfish	Loro semáforo, Loro brillante	Perroquet feu

B. Artículo 19 (3) (b) - Poblaciones estimadas de las especies y su distribución geográfica

b.1. Tamaño de las poblaciones

- 19.** En **Antigua**, el Informe de Arrecifes de Coral de 2016 informó que la biomasa de peces herbívoros osciló entre 1818-9967 g / 100 m², mientras que en **Barbuda** la biomasa del pez loro era baja (680 g / 100 m²) y la biomasa del pez cirujano también era baja (640 g / 100 m²) (Kramer *et al.* 2016, véase también Steneck *et al.* 2018, Brandt *et al.* 2005, Tabla 3). En un estudio de toda la isla de Barbuda, Ruttenberg *et al.* (2018) encontraron que la biomasa del pez loro fue de 7,1 ± 0,62 g / m² y la biomasa del pez cirujano fue de 6,4 ± 0,57 g / m². Informaron que los peces loro grandes estaban casi ausentes y que *Scarus guacamaia* solo se observó en dos sitios, mientras que *Sc. coelestinus* y *Sc. coeruleus* no se observaron en ningún sitio. Otras especies de peces loro como *Sc. taeniopterus*, *Sc. vetula*, *Sparisoma rubripinne* y *Sp. viride* estaban presentes en solo el 25-35 % de los sitios. *Sparisoma aurofrenatum* fue más abundante (90 % de los sitios), mientras que *Sp. chrysopterus* fue escaso (6 % de los sitios).
- 20.** En las **Bahamas**, Dahlgren *et al.* (2020) informaron en el Boletín de arrecifes de coral de Bahamas de 2020 que se encontraron peces loro en todos los arrecifes estudiados, pero el tamaño y la abundancia variaron entre los sitios debido, en parte, a las variaciones naturales en la estructura del arrecife de coral, pero también debido al aumento de la presión de pesca, especialmente de especies de gran cuerpo. Encontraron que *Sp. chrysopterus*, *Sp. aurofrenatum*, *Sc. hypselopterus* y *Sp. viride* eran los más abundantes de los importantes herbívoros de algas. Además, informaron que las poblaciones de peces loro han disminuido en algunas islas durante los últimos cinco años. Por ejemplo, en Nueva Providencia e Isla Rosa, los valores de biomasa de peces loro en pastoreo disminuyeron un 40 % de 1715 g / 100 m² en 2011 a solo 685 gramos / m². Recomendaron que las especies de pez loro se gestionaran para garantizar su sostenibilidad, incluido un mejor cumplimiento de las regulaciones existentes, una mejor aplicación, la eliminación de la pesca extranjera ilegal y garantizar que todos los pescadores comprendan las regulaciones de pesca. (Dahlgren *et al.* 2020, Dahlgren *et al.* 2016, véase también la Tabla 3, Fig. 2-5).
- 21.** CERMES (2018) comparó la biomasa de Scaridae en los arrecifes de franjas, parches y bancos de **Barbados** entre 2012 y 2017. La biomasa fue más baja en los arrecifes periféricos poco profundos y más alta en los arrecifes de bancos profundos. Aunque la biomasa fue pobre en los arrecifes de franjas y parches en 2012, hubo un aumento significativo entre 2012 y 2017 (de 223,5 g / 100 m² a 779,9 g / m² en los arrecifes de franja y de 320,8 g / 100 m² a 1208,4 g / m² en los arrecifes de parche). La biomasa de Scaridae en los arrecifes de bancos aumentó de 1498,7 g / 100 m² a 3335,7 g / 100 m² entre 2012 y 2017. El tamaño medio de Scaridae también ha tendido a aumentar, pero solo significativamente en los arrecifes de bancos.

22. En **Belice**, el Informe de Arrecifes de Coral del HRI de 2020 encontró que la biomasa de peces herbívoros aumentó de 2384 g / 100 m² registrados en 2018 a 2744 g / 100 m² (McField *et al.*, 2020). La barrera de coral del sur tuvo la biomasa más alta a nivel nacional, que aumentó de 4194 a 4685 g / 100 m². Sin embargo, en la barrera de coral del norte, la biomasa de peces herbívoros disminuyó de 3104 a 990 g / 100 m². *Sparisoma viride* (724 g / 100 m²) tuvo la mayor biomasa, seguido de *Sp. aurofrenatum* (386 g / 100 m²), *Sc. iseri* (316 g / 100 m²), *Sc. taeniopterus* (279 g / 100 m²), y *Sp. rubripinne* (266 g / 100 m²). **Belice tiene una de las biomásas más altas de *Sc. guacamaia* (23 g / 100 m²) en el Caribe. Se observó una baja biomasa para *Scarus coelestinus* (7 g / 100 m²) y *Sc. coeruleus* (2 g / 100 m²)** (Tabla 3, Fig. 2-5). En 2009 se estableció la prohibición de la captura de peces loro y hubo un retraso de aproximadamente 5 años antes de que las poblaciones de peces loro comenzaran a aumentar en todo el país (McField *et al.*, 2020, Fig. 6). Se han realizado numerosos estudios sobre el pez loro en Belice, incluida la investigación sobre la ecología (por ejemplo, Mumby *et al.* 2012), estrategias de protección (por ejemplo, Cox 2014, Mumby *et al.* 2014, Cox *et al.* 2017) y datos a largo plazo del Atolón Glover's Reef (por ejemplo, McClanahan y Muthiga, 2020).
23. Históricamente, **Bonaire** tenía una de las mayores biomásas de pez loro (6264 g / 100 m²) en el Caribe (Kramer, 2003, Tabla 3). *Sparisoma viride* (2189 g / 100 m²) tuvo la mayor biomasa, seguido de *Sc. vetula* (1983 g / 100 m²), *Sc. taeniopterus* (1558 g / 100 m²), y *Sp. aurofrenatum* (202 g / 100 m²). **Bonaire también tuvo una de las biomásas más altas de *Scarus coelestinus* (126 g / 100 m²) y *Sc. coeruleus* (166 g / 100 m²), aunque no se observaron *Sc. guacamaia*** (Tabla 3). Desde entonces, los estudios a largo plazo de Steneck *et al.* (2019) encontraron que la densidad y la biomasa de la población de peces loro de Bonaire disminuyeron entre 2003 y 2009. Sin embargo, tanto la abundancia como la biomasa se estabilizaron hasta 2017, cuando las densidades de peces loro aumentaron drásticamente. La biomasa de pez loro registrada en 2017 fue el doble de la registrada en el Caribe Oriental, incluidas las reservas de veda (Steneck *et al.* 2018). **Los tres peces loro más grandes fueron muy escasos, con solo un *S. coelestinus* y dos *S. guacamaia* vistos en más de 300 censos visuales entre 2011 y 2017** (Steneck *et al.*, 2019, Tabla 2). Para obtener más información sobre el Caribe holandés, consúltese la Base de datos de biodiversidad del Caribe holandés en: <https://www.dcbd.nl/document/status-dutch-caribbean-reefs>.
24. En **Cuba**, una evaluación de base del AGRRA en 1998 en el Archipiélago de los Jardines de la Reina a lo largo del suroeste de Cuba mostró que el promedio de biomasa del pez loro era de 2345 g / 100 m². *Sparisoma viride* tuvo la mayor biomasa (1020 g / 100 m²), seguido de *Sc. iseri* (381 g / 100 m²) y *Sp. aurofrenatum* (298 g / 100 m²) (Tabla 3, Fig. 2-5, Alcolado *et al.* 2014). En María la Gorda, la biomasa de herbívoros fue un 37 % menor a la encontrada en 1996 en la reserva marina del Archipiélago de los Jardines de la Reina, donde las especies de mayor tamaño eran más abundantes (Claro y Cantelar Ramos, 2003). **En la plataforma noroeste, González-Sanson *et al.* (2009) encontraron solo dos ejemplares de *Scarus coelestinus* y no se observó ninguno de *Sc. coeruleus* o de *Sc. guacamaia*.** Es posible que se disponga de información más reciente sobre el pez loro. Según González *et al.* (2018), algunos arrecifes cubanos están bien conservados, sin embargo, varios otros están siendo afectados por la pesca y la contaminación y se necesitan fuertes medidas de gestión de conservación.
25. En **Dominica**, la biomasa de peces herbívoros notificada en 2005 se situó en una media de 1200 g / 100 m². La mayoría de los peces eran de tamaño pequeño (11-21 cm), aunque se encontraron más peces loro grandes en el área protegida de la Reserva Marina Soufriere-Scott's Head. Se informó de la captura de peces loro (Steiner 2015, Kramer *et al.* 2016, Tabla 3, Fig. 2-5).
26. Según Steneck y Torres (2019), la tendencia general a largo plazo de la biomasa del pez loro en la **República Dominicana** no es prometedora. En 2015 y 2017, entre cuatro y siete sitios de un total de 12, tenían una biomasa de pez loro superior a 1000 g / 120 m². Sin embargo, en los estudios de peces loro de 2019, ninguna de las medias de los sitios se situó por encima de la marca de 1000 g / 120 m².

27. En **Granada**, el Informe de Arrecifes de Coral de 2016 informó que la biomasa de peces herbívoros era de 1004 g / 100 m² (Kramer *et al.* 2016, véase también Anderson *et al.* 2014, Phillips *et al.* 2016). Los peces herbívoros eran abundantes, pero de tamaño pequeño, por lo que las estimaciones de biomasa eran bajas. Según los estudios de 2018-2019, la biomasa del pez loro era de 1959 g / 100 m²) (O. Harvey *com. pers.*, Tabla 3). *Sparisoma viride* (659 g / 100 m²) tuvo la mayor biomasa, seguido de *Sc. taeniopterus* (492 g / 100 m²), *Sp. aurofrenatum* (389 g / 100 m²) y *Sc. iseri* (189 g / 100 m²). **La biomasa de *Sc. guacamaia* era baja (9 g / 100 m²) y no se observó ningún ejemplar de *Sc. coelestinus* o *Sc. coeruleus*** (O. Harvey *com. pers.*, Tabla 3, Fig. 2-5.)
28. En **Guatemala**, el Informe de Arrecifes de Coral del HRI de 2020 encontró que la biomasa de peces herbívoros aumentó ligeramente frente a 2018, pero permanece en estado crítico (873 g / 100 m²) (McField *et al.* 2020). *Sparisoma viride* tuvo la mayor biomasa (407 g / 100 m²), seguido de *Sc. iseri* (145 g / 100 m²) (Tabla 3, Fig. 2-5, Fig. 6). **No se observó ningún ejemplar de *Scarus coelestinus*, *Sc. coeruleus* o *Sc. guacamaia***. En 2015, el gobierno estableció la prohibición de la captura de peces herbívoros con el apoyo de pescadores y comunidades locales. En 2020, extendieron la prohibición por otros 5 años, lo que debería ayudar a continuar protegiendo a estas poblaciones y permitirles aumentar.
29. En **Haití**, un informe de referencia en el Parque Nacional Three Bays encontró que los peces loro eran el grupo más abundante de peces de arrecife, pero la mayoría de los peces loro eran de tamaño pequeño (Kramer *et al.* 2016). La biomasa del pez loro osciló entre 933 g / 100 m² y 2897 g / 100 m². *Scarus iseri* (loro listado) fue la especie de pez loro observada con más frecuencia, seguida del loro semáforo (*Sparisoma viride*) y el loro manchado (*Sparisoma aurofrenatum*). En un estudio posterior en la misma área, hubo una disminución en los peces loro de 1970 g / 100 m² observados en 2015 a 358 g / 100 m² en 2018 (Lang y Roth, 2019). (Tabla 3, Fig. 2-5).
30. El Informe del HRI de 2018 encontró que **Honduras** tenía la biomasa de peces herbívoros más alta (4493 g / 100 m²) en la Región del Arrecife Mesoamericano (México, Belice, Guatemala, Honduras), con mayor biomasa en las Islas de la Bahía, Cayos Cochinos y las Islas Swan (McField *et al.*, 2020). Casi todos los sitios de estudio contaban con presencia de grandes peces loro. Sin embargo, el Informe de arrecifes de coral del HRI de 2020 encontró una disminución significativa (> 50 %) en la biomasa de peces herbívoros a 1981 g / 100 m² debido al aumento de la presión de pesca y la pesca ilegal, incluso dentro de las zonas de veda. *Sparisoma viride* (686 g / 100 m²) tuvo la mayor biomasa, seguido de *Sp. rubripinne* (202 g / 100 m²) *Sp. aurofrenatum* (187 g / 100 m²), *Sc. taeniopterus* (150 g / 100 m²), y *Sc. iseri* (130 g / 100 m²). **Se observó una biomasa muy baja para *Scarus coelestinus* (8 g / 100 m²), *Sc. coeruleus* (9 g / 100 m²), y *Sc. guacamaia* (3 g / 100 m²)** (Tabla 3, Fig. 2-5, Fig. 6).
31. En **Jamaica**, un estudio nacional de toda la isla informó que la biomasa de peces herbívoros era de 1185 g / 100 m². La biomasa de pez loro era de 939,6 g / 100 m², con densidades de 37,9 peces / 100 m². La biomasa de peces cirujano era de 245,7 g / 100 m², con una densidad media de 9,3 peces / 100 m² (NEPA 2014). En el área protegida de Portland Bight, la biomasa de peces herbívoros se situó en una media de 2488 g / 100 m² (Palmer, 2014). La mayoría de los peces eran de tamaño pequeño (media de 8 cm de longitud) y los peces loro de cuerpo grande eran escasos (2 % de todos los peces observados). En el Área Especial de Conservación de la Pesca de Bluefields Bay, la biomasa del pez loro aumentó de 865 g / 100 m² observados en 2015 a 1550 g / 100 m² en 2018 (Lang y Roth, 2019, Tabla 3, Fig. 2-5).
32. En **México**, el Informe de Arrecifes de Coral de 2020 de la Iniciativa de Arrecifes Saludables constató que la biomasa de peces herbívoros (2470 g / 100 m² en 2020) aumentó desde el Informe de 2018 debido a la abundancia de peces cirujano y pequeños peces loro (McField *et al.* 2020). La biomasa de peces loro era 1598 g / 100 m², *Sp. viride* tuvo la mayor biomasa (557 g / 100 m²), seguido de *Sc. rubripinne* (302 g / 100 m²), *Sp. aurofrenatum* (292 g / 100 m²), *Sc. guacamaia* (123 g / 100 m²) y *Sc. taeniopterus* (115 g / 100 m²) (Tabla 3, Fig. 2-5, Fig. 6). Solo el 7 % de los peces loro había alcanzado tamaños lo suficientemente grandes como para reproducirse o ser pastores eficaces. En 2019, México protegió 10 especies de pez loro, lo que debería ayudar a continuar mejorando sus poblaciones de pez loro.

33. En **Nicaragua** (2003), la biomasa del pez loro era baja (394 g / 100 m²). *Scarus coelestinus* tuvo la mayor biomasa (178 g / 100 m²), seguido de *Sp. aurofrenatum* (67 g / 100 m²), *Sp. viride* (53 g / 100 m²) (Tabla 3, Fig. 2-5).
34. En **Santa Lucía**, el Informe de Arrecifes de Coral de 2016 constató que la biomasa de peces herbívoros osciló entre 918 y 4017 g / 100 m², con una media de 1987 g / 100 m² (Kramer *et al.* 2016). En un estudio de los efectos de las áreas protegidas, Steneck *et al.* (2018) encontraron más peces loro en zonas de veda protegidas (2001 g / 100 m²) que en arrecifes no protegidos (316 g / 100 m²).
35. En **San Eustaquio**, las poblaciones de pez loro parecen estar en un estado estable con baja presión de pesca, donde se observa que el tamaño promedio de los peces loro es mayor que la longitud media notificada para la especie en Fishbase (Kitson-Walters, 2017).
36. En **San Cristóbal y Nieves**, un estudio completo de toda la isla encontró que la biomasa de peces herbívoros tenía una media de 2538 g / 100 m² (Bruckner y Williams, 2012, Kramer *et al.* 2016, Tabla 3, Fig. 2-5). Los peces loro eran de tamaño pequeño (6-10 cm), con solo 10 peces loro vistos de más de 40 cm de tamaño. Se observó que los peces loro eran capturados y atrapados en trampas abandonadas. La gran abundancia de ejemplares jóvenes sugiere que las poblaciones podrían aumentar si se implementaran medidas de protección.
37. En **San Vicente y las Granadinas**, el Informe de arrecifes de coral de 2016 informó que la biomasa de peces herbívoros osciló entre 331 y 6219 g / 100 m² (Kramer *et al.* 2016, véase también Phillips *et al.* 2016). En un estudio de varias de las islas, Steneck *et al.* (2018) encontraron que los peces loro solían ser mayores en las zonas protegidas, con una biomasa que oscilaba entre 723 g / 100 m² en Canoan (un área de pesca) y 1697 g / 100 m² en Mustique (cuenta con medidas de protección).
38. Según los estudios del NCRMP de la NOAA (realizados utilizando el protocolo de censo visual de arrecifes) de los **Estados Unidos de América**, la biomasa total de peces loro cuando se escala a la región de **Puerto Rico** es de 375 g / 100 m², **St. John / St. Thomas, Islas Vírgenes de los Estados Unidos** es 439 g / 100 m², **St. Croix, Islas Vírgenes de los Estados Unidos** es 379 g / 100 m², en **Florida** es 211 g / 100 m² y específicamente en **Dry Tortugas** es 474 g / 100 m². Sin embargo, es importante señalar que no todas las especies de pez loro contribuyen de manera uniforme a estas estimaciones de biomasa y, dada la diferencia en la metodología de estudio, las estimaciones no pueden compararse directamente con las estimaciones de otros países. Los tres grandes peces loro rara vez se ven en los estudios del NCRMP de la NOAA en el Caribe de los Estados Unidos, mientras que *S. aurofrenatum* y *S. iseri* son los más abundantes. Véase la Tabla 4 (Apéndice 3) para conocer las estimaciones de biomasa y densidad de especies individuales de pez loro por región (J. Blondeau, *com. pers.*).
39. En **Venezuela**, históricamente (1998), Los Roques tuvo algunas de las densidades de escajido más altas constatadas en el Caribe (Kramer 2003, Posada *et al.* 2003). De todas las familias de peces estudiadas (1998), la densidad fue más alta para los escáridos (41,0 ind. / 100 m²) y los acantúridos (22,5 ind. / 100 m²). La mayoría de los peces eran de tamaño pequeño (clase de tamaño de 11 a 20 cm). Al igual que en otras zonas del Caribe, *Scarus iseri* (antes *S. croicensis*, loro listado) fue la más abundante de las especies de peces loro (Posada *et al.* 2003). En un estudio posterior de cuatro sitios en el Caribe que compara grandes peces loro en áreas con diferentes niveles de protección e intensidades de pesca, Debrot *et al.* (2008) encontraron que el Archipiélago de Los Roques y el Archipiélago de Las Aves tenían la mayor abundancia de especies más grandes de peces loro. La densidad media de *Sparisoma viride* en las fases inicial y terminal fueron 10,84-4,60 ind. / 1000 m² en Los Roques y de 13,79-8,58 ind. / 1000 m² en Las Aves. **Los Roques tenía las mayores densidades de *Scarus guacamaia* (9,30 ind. / 1000 m²), *S. coelestinus* (10,73 ind. / 1000 m²), y *S. coreuleus* (5,23 ind. / 1000 m²). Las Aves tenía altas densidades de *S. coelestinus* (7,35 ind. / 1000 m²) y *S. coreuleus* (4,32 ind. / 1000 m²)**. También se informó que el pez loro es una de las familias de peces más abundantes en el Parque Nacional Morrocoy (López-Ordaz y Rodríguez-Quintal, 2010).

b.2. Evidencia de disminución y deficiencia de los datos

40. Los peces de arrecife de coral han sido intensamente capturados en el Caribe desde antes de mediados del siglo XX (Jackson, 1997). Si bien el pez loro no fue históricamente una especie de pesca preferida, con la pérdida de grandes especies de peces depredadores, los pescadores comenzaron a apuntar a otros peces, incluidos los peces loro. Los peces loro, especialmente los grandes, son vulnerables a todo tipo de pesca, especialmente a las trampas y la pesca submarina (Hawkins *et al.*, 2007).
41. En el primer estudio regional a gran escala en el Caribe (Kramer, 2003), se encontró que los peces loro eran la familia de peces más abundante tanto en arrecifes poco profundos (< 5 m) como profundos (> 5 m). La densidad del pez loro tenía un valor medio de 13,7 / 100 m² y fue más abundante en los sitios de estudio del Caribe oriental y sur. La composición de las especies de pez loro fue similar en toda la región, excepto en el caso de Abrolhos que contenía un endémico brasileño, *Scarus trispinosus* (pez loro de labios verdes). *Scarus croicensis* (listado), *Sparisoma aurofrenatum* (manchado), *Scarus taeniopterus* (princesa), *Sparisoma viride* (semáforo) y *Scarus vetula* (reina) fueron las cinco especies de pez loro más abundantes en general, con densidades medias de 3,8 / 100 m², 3,6 / 100 m², 3,1 / 100 m², 2,8 / 100 m² y 1,1 / 100 m², respectivamente. **Los peces loro de gran tamaño, entre los que se incluyen *Scarus guacamaia* (guacamayo), *Scarus coelestinus* (medianoche) y *Scarus coeruleus* (azul), se observaron solo ocasionalmente y fueron más comunes en el sur del Caribe que en otras subregiones** (Kramer, 2003, Tabla 3, Fig. 2-5).
42. Desde entonces, se han documentado disminuciones continuas en la abundancia de peces loro en varios lugares, especialmente en arrecifes desprotegidos, y los peces loro de gran tamaño han desaparecido de muchos arrecifes (Mumby *et al.*, 2012, Jackson *et al.*, 2014, **véanse los resúmenes de estado de los países que figuran más arriba**). La mayoría de los peces loro de todo el Caribe son de tamaño pequeño (Valles, 2014, Shantz *et al.* 2020, McField *et al.*, 2020, Dahlgren *et al.*, 2020), a menudo más pequeños que el tamaño necesario para la reproducción o los tamaños efectivos de pastoreo de algas. Los peces de tamaño pequeño (< 11 cm) de todo el Caribe representaron el 70 % de todos los peces en arrecifes con una pesca intensa frente a ~ 25 % en arrecifes con una pesca mínima (Shantz *et al.*, 2020). Sin embargo, la implementación de medidas para proteger a los peces loro ha contribuido al aumento tanto de la abundancia como del tamaño de los peces loro (Mumby y Harborne, 2010, Steneck *et al.*, 2019). Es necesaria una vigilancia biológica continua de las poblaciones de peces loro (riqueza de especies y abundancia, tamaño y biomasa específicos de las especies) en toda la región.
43. Se carece de registros de información sobre desembarques de especies de peces herbívoros para la mayoría de los sitios y países de la región. Treinta y siete países del Caribe informaron recientemente que capturan peces loro mediante la pesca con trampa y la pesca submarina con fines de consumo personal y uso comercial (Harms-Tuohy, 2020). Diez especies de peces loro fueron el objetivo directo de estos métodos de pesca o fueron capturadas incidentalmente como captura incidental de otras pesquerías (Harms-Tuohy, 2020). Sin embargo, 27 de los 37 países revisados también informaron que no registran datos de desembarque, no los registran al nivel taxonómico de la especie o tienen una prohibición de captura sin un registro previo de los peces loro antes de la prohibición.
44. Se dispone de información limitada sobre los desembarques de peces loro. En **Santa Lucía**, los desembarques de peces loro se registraron en 13 000 libras en 2019 (M. Felix, com. pers.).
45. En **San Eustaquio**, el pez loro solo representa el 3 % de los desembarques registrados. Cuatro especies (*S. aurofrenatum*, *S. chrysopterus*, *S. viride*, y *S. taeniopterus*) son capturadas mediante trampas, y solo *S.*

viride mediante pesca submarina. Los peces loro desembarcados medían más de 20 cm (Kitson-Walters, 2017).

46. Los **Estados Unidos de América** registran las capturas de peces loro por parte de pescadores comerciales y recreativos. En **Puerto Rico**, los peces loro no son una fuente de alimento básico, pero se consideran parte de la pesquería y hay datos disponibles de 2004 a 2017. En 2004 se desembarcaron más de 50 000 libras de peces loro, con una disminución constante en ese número hasta 2012 cuando se registraron 60 000 libras. A partir de entonces, los desembarques se han mantenido relativamente constantes alrededor de 45 000-50 000 libras hasta 2017 (M. González, com. pers.). El pez loro semáforo (*S. viride*) es el pez loro más abundante registrado en la captura recreativa (González, 2020). En **Florida**, los peces loro se registran como captura incidental de la pesca con anzuelo y sedal y con trampas, con desembarques de 2009 a 2019 que varían de <500 a 2200 libras (C. Sweetman, com. pers.).
47. En **Nicaragua**, se han registrado desembarques de pez loro desde 2010 con un total de libras desembarcadas por año que oscila entre 100 y 1500 libras (R. Barnuty, com. pers.).
48. En **Venezuela**, los peces loro *S. coelestinus*, *S. coeruleus*, *S. guacamaia*, *S. vetula*, *S. aurofrenatum*, *S. chrysopterum* y *S. viride* se reportan en los datos de captura, siendo *S. viride* el más comúnmente capturado con 22 372 kg en 2019. El país comunica una tendencia creciente de desembarques de pez loro desde 2015 hasta la actualidad, con valores que aumentan de 5000 kg (2015) a 30 000 kg (2017, 2019) (L.W. González Cabellos, com. pers.).

b.3. Restricciones sobre el rango de distribución del pez loro

49. Los peces loro están ampliamente distribuidos en toda la región del Gran Caribe, desde las Bermudas y el Golfo de México hasta Brasil, y el rango actual es similar al rango histórico. No hay restricciones conocidas para su rango histórico.

b.4 Grado de fragmentación de la población

50. No hay indicios de que la fragmentación de la población sea una amenaza operativa. Sin embargo, las funciones de la población de los ecosistemas vulnerables de los arrecifes de coral podrían verse comprometidas debido a la disminución de los peces loro grandes en general.

b.5 Tabla resumen

Tabla 2. Tabla resumen; categoría de la UICN, amenazas y rango geográfico¹ Estado según la UICN a partir de *La lista roja de especies amenazadas de la UICN, 2012* (UICN, 2020)

Especie	Categoría de la UICN	Población severamente fragmentada	Amenazas	Rango geográfico
<i>1. Cryptotomus roseus</i>	Preocupación menor (LC)	No	Sin grandes amenazas	Desde Bermudas, Carolina del Sur hasta el sur de Florida (EE. UU.), Bahamas, Antillas hasta Santa Catarina, Brasil

¹ Fuente: *The IUCN Red List of Threatened Species, 2012* (UICN, 2020, Bertoncini, A.A., 2012, Padovani-Ferreira, B. et al., 2012, Rocha, L.A et al., 2012)

2. <i>Nicholsina usta</i>	Preocupación menor (LC)	No	Sin grandes amenazas	Mar Caribe (desde Nueva Jersey, EE. UU. y el norte del Golfo de México hasta el sureste de Brasil)
3. <i>Scarus coelestinus</i>	Datos insuficientes (DD)	No	Pesca y recolección de recursos acuáticos	Mar Caribe (desde Bermudas y el sur de Florida hasta Venezuela)
4. <i>Scarus coeruleus</i>	Preocupación menor (LC)	No	Pesca y recolección de recursos acuáticos	Mar Caribe (desde Bermudas y Maryland (EE. UU.) hasta Venezuela)
5. <i>Scarus guacamaia</i>	Casi amenazado (NT)	Sí	Desarrollo residencial y comercial, Pesca y recolección de recursos acuáticos, Estrés del ecosistema y las especies	Mar Caribe (desde Bermudas a través del sur de Florida, las Bahamas y el Caribe hasta Venezuela)
6. <i>Scarus iseri</i>	Preocupación menor (LC)	No	Sin grandes amenazas	Mar Caribe
7. <i>Scarus taeniopterus</i>	Preocupación menor (LC)	No	Sin grandes amenazas	Mar Caribe
8. <i>Scarus vetula</i>	Preocupación menor (LC)	No	Pesca y recolección de recursos acuáticos	Mar Caribe
9. <i>Sparisoma atomarium</i>	Preocupación menor (LC)	No	Sin grandes amenazas	Mar Caribe y Golfo de México
10. <i>Sparisoma aurofrenatum</i>	Preocupación menor (LC)	No	Sin grandes amenazas	Mar Caribe
11. <i>Sparisoma axillare</i>	Datos insuficientes (DD)	No	Pesca y recolección de recursos acuáticos	¿Endémica de Brasil?
12. <i>Sparisoma chrysopterus</i>	Preocupación menor (LC)	No	Pesca y recolección de recursos acuáticos	Mar Caribe

13. <i>Sparisoma griseorubrum</i>	Datos insuficientes (DD)	No	No conocidas	Solo conocido del norte de Venezuela
14. <i>Sparisoma radians</i>	Preocupación menor (LC)	No	Sin grandes amenazas	Desde Florida, Bermudas, Bahamas, este del Golfo de México, incluidas las Antillas y Centroamérica hasta Santa Catarina, Brasil
15. <i>Sparisoma rubripinne</i>	Preocupación menor (LC)	No	Pesca y recolección de recursos acuáticos	Desde Massachusetts (EE. UU.) y Bermudas a Venezuela. También se encuentra en el Atlántico oriental.
16. <i>Sparisoma viride</i>	Preocupación menor (LC)	No	Pesca y recolección de recursos acuáticos	Mar Caribe (desde Bermudas y Florida (EE. UU.) hasta Venezuela)

[C. Artículo 19 \(3\) \(c\) - Situación de la protección legal en relación con las leyes o reglamentos nacionales pertinentes](#)

51. Hay 26 naciones y territorios que respaldan o son observadores del Protocolo SPAW. De estos, 20 naciones y territorios cuentan con algún tipo de protección legal para gestionar los peces loro. Los reglamentos varían desde prohibiciones completas de captura de todos los peces loro hasta requisitos de tamaño mínimo, prohibición de capturar los tres peces loro más grandes u otros peces loro específicos, restricciones y requisitos de aparejos, límites de bolsa, límites de captura anual y vedas estacionales. Sin embargo, en lo que respecta a los países sin prohibiciones totales de captura, ningún país incluyó todos los tipos de reglamentos mencionados anteriormente (Harms-Tuohy, 2020).

Partes Contratantes de SPAW en la Región del Gran Caribe con protección legal (lista no exhaustiva)

C.1 Las Bahamas

52. La Ley del Fondo de Áreas Protegidas de las Bahamas de 2014 y el Plan de Protección Marina de 2018 son las principales normativas para los grandes peces loro a través de la zonificación. Las especies están protegidas frente a la pesca en zonas de veda dentro de áreas marinas protegidas. Al menos el 20% de las aguas cercanas a la costa de los territorios insulares se conservan bajo la normativa de áreas protegidas y de pesca (Dahlgren *et al.* 2016; The Bahamas National Trust, 2018).

c.2. Belice

53. El Instrumento Legislativo Estatutario (SI) N.º 49 de 2009 establece las normas legales **para las especies herbívoras (cualquier pez de la familia *Scaridae*, incluido el género *Scarus* y *Sparisoma*; cualquier pez de la familia *Acanthuridae*) en los arrecifes de coral, indicando que ninguna persona podrá capturar, comprar, vender o retener ninguna especie de peces de pastoreo.** Este instrumento especificaba que, en

casos de incumplimiento de la medida, las personas podrían ser sancionadas con multas de hasta quinientos dólares, penas de prisión, o ambas cosas.

c.3. Colombia

54. A nivel nacional, la lista de especies silvestres amenazadas de la diversidad biológica continental y marino-costera de Colombia, marina y costera, más conocido como Libro rojo de peces marinos de Colombia - Resolución 1912 de 2017, **establece que tres especies de pez loro están clasificadas como especies en peligro de extinción (*Scarus coelestinus*, *Scarus coeruleus*, *Scarus guacamaia*)** y dos especies como casi amenazadas (*Scarus vetula*, *Sparisoma viride*).
55. A nivel nacional en 2017, la Autoridad Nacional del Ambiente (Minambiente) y el Instituto Nacional de Investigaciones Marinas (INVEMAR) evaluaron el estado poblacional de algunos recursos hidrobiológicos asociados a los ecosistemas marinos, costeros e insulares de Colombia (prestando especial atención a los peces loro). Según este estudio, las principales amenazas o factores de riesgo a los que están expuestas las especies de pez loro en el Caribe colombiano son:
- Sobrepesca (debido a la reducción de especies de importancia comercial como pargos, jureles y meros).
 - El aparejo de pesca más utilizado para extraer *S. chrysopterum* es la caritera (un tipo de red de enmalle o red «transparente»). En el caso de *S. viride* y especies de pez loro de más de 40 cm, los pescadores utilizan un arpón.
 - Adicionalmente, dado que los peces loro habitan los arrecifes de coral, el deterioro de estos ecosistemas puede afectar seriamente su supervivencia.
56. A nivel local, la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (CORALINA) creó medidas específicas para la protección de 14 especies de peces herbívoros² (Resolución N.º 369). Estas especies taxonómicas son reconocidas como recursos hidrobiológicos y algunas medidas de protección incluyen la prohibición de la pesca artesanal, comercial, industrial y deportiva de la especie con cualquier arte o método, así como la comercialización a nivel nacional e internacional. El reglamento también incluye la prohibición de fusiles y sanciones por incumplimiento, como la confiscación de productos y artes de pesca (Resolución N.º 369 de CORALINA).

c.4. Cuba

57. La Resolución 160/2011 relativa a las *Regulaciones para el control y la protección de especies de especial significación para la diversidad biológica en Cuba* ha reconocido al pez loro y a los peces herbívoros como especies de alta relevancia ambiental.³ Significación especial se refiere a especies que requieren un control de su uso para ser sostenibles porque son representativas de los ecosistemas o porque proporcionan altos valores ecológicos, económicos o de otro tipo.

² *Cryptotomus roseus*, *Nicholsina usta*, *Scarus coelestinus*, *Scarus coeruleus*, *Scarus guacamaia*, *Scarus iseri*, *Scarus taeniopterus*, *Scarus vetula*, *Sparisoma atomarium*, *Sparisoma aurofrenatum*, *Sparisoma chrysopterum*, *Sparisoma radians*, *Sparisoma rubripinne*, *Sparisoma viride*.

³ Las especies reconocidas son *Cryptotomus roseus* (loro chimuelo), *Nicholsina usta* (loro esmeralda), *Scarus coelestinus* (loro medianoche), *Scarus coeruleus* (loro azul), *Scarus iseri* (loro listado), *Scarus guacamaia* (loro guacamayo), *Scarus taeniopterus* (loro princesa), *Scarus vetula* (loro reina), *Sparisoma atomarium* (loro mancha verde), *Sparisoma aurofrenatum* (loro manchado), *Sparisoma chrysopterum* (loro verde), *Sparisoma radians* (loro dientuso), *Sparisoma rubripinne* (loro coliamarilla) *Sparisoma viride* (loro semáforo) y *Acanthuridae* (cirujanos barberos).

c.5. República Dominicana

58. En 2017, la Resolución 23 reguló la pesca de peces herbívoros, como el pez loro, el pez doctor y los erizos, al prohibir (por dos años) cualquier tipo de pesca de estas especies en aguas marinas de la República Dominicana. La prohibición se renovó por un año más y actualmente, las organizaciones y autoridades están promoviendo una gestión basada en el ecosistema que incluye regulaciones para los peces herbívoros.

c.6. Reino de los Países Bajos

59. De acuerdo con el Decreto de Gestión de la Naturaleza de Bonaire de 2010 y el Decreto Nacional para la protección de la flora y fauna nativas de 2017, **todos los peces loro son especies protegidas en los territorios de la Isla de Bonaire y Aruba. Está prohibido atraparlos, matarlos, herirlos o molestarlos.** No hay normativa en Saba, San Eustaquio, Curazao y Sint Maarten.

c.7. Panamá

60. En junio de 1994 entró en vigor en Panamá el Decreto Ejecutivo número 29 que **prohíbe por completo la comercialización y extracción de peces de arrecife** en las Zonas Económicas Exclusivas de los océanos Atlántico y Pacífico (Ministerio de Comercio e Industria). Actualmente, está siendo revisado por el Grupo de Trabajo de Arrecifes de Coral para fortalecer su implementación.

c.8. República de Francia

61. Los Territorios Insulares de Francia tienen diferentes normativas en función de las especies y los territorios.
62. En las Islas de San Bartolomé y La Martinica, **la captura de las siguientes especies: *Scarus coelestinus*, *Scarus coeruleus* y *Scarus guacamaia* está totalmente prohibida, junto con otras (*Cryptotomus roseus*, *Nicholsina usta*, *Scarus iseri*, *Scarus taeniopterus*, *Scarus vetula*, *Sparisoma atomarium*, *Sparisoma aurofrenatum*, *Sparisoma axillare*, *Sparisoma chrysopteron*, *Sparisoma griseorubrum*, *Sparisoma radianes*, *Sparisoma rubripinne*, *Sparisoma viride*) que están prohibidas para los pescadores deportivos⁴**
63. De acuerdo con la Orden No. 971-2019-08-20-003 S25C-919082015150 Reglamento de pesca deportiva marítima en Guadalupe y Saint-Martin de 20 de agosto de 2019, la captura de las siguientes especies: *Scarus coelestinus*, *Scarus coeruleus*, *Scarus guacamaia* está prohibida para los pescadores deportivos.
64. De acuerdo con la Orden n.º R02-2019-04-25-003 que regula la pesca marítima profesional en La Martinica de 25 de abril de 2019 y la Orden n.º R02-2019-04-08-004 que regula la pesca marítima deportiva en La Martinica de 8 de abril de 2019, **la captura de las siguientes especies: *Scarus coelestinus*, *Scarus coeruleus*, *Scarus guacamaia* está totalmente prohibida en La Martinica.**

c.9. San Vicente y Las Granadinas

65. En diciembre de 2019 entró en vigor el reglamento de pesca del pez loro. La medida 18A establece que ninguna persona dañará, tomará, retendrá, venderá o comprará un pez loro, sus alevines o sus huevos (Reglamento de Pesca (Enmienda), 2019).

4. Reglamento sobre el ejercicio de la pesca de bajura en las aguas de San Bartolomé, creado por la decisión del Consejo Territorial n.º 2015-035 TC de 27 de julio de 2005 y modificado por la decisión del Consejo Territorial n.º 2016-037 TC de 27 de junio de 2016 y la Orden n.º R02-2019-04-25-003 que regula la pesca marítima profesional en La Martinica de 25 de abril de 2019.

c.10. Estados Unidos de América

66. La pesca de peces de arrecife de la ZEE del Caribe incluye lábridos y peces loro, y se gestiona bajo el Plan de gestión pesquera para la pesca de peces de arrecife de Puerto Rico y las Islas Vírgenes de los Estados Unidos (PGP de peces de arrecife). El PGP de peces de arrecife fue preparado por el Consejo de Administración Pesquera del Caribe (Consejo) y es implementado por el Servicio Nacional de Pesquerías Marítimas bajo la autoridad de la Ley Magnuson-Stevens de gestión y conservación pesquera (Ley Magnuson-Stevens) por las disposiciones del Título 50, parte 622 del Código de Regulaciones Federales.
67. De acuerdo con las disposiciones del apartado 622.12(a) del Título 50 del Código de Regulaciones Federales, si se estima que los desembarques de un área de gestión de una isla del Caribe han excedido el Límite de captura anual (LCA) aplicable, el Administrador Auxiliar de Pesquerías de la NOAA (AA) presentará una notificación a la Oficina del Registro Federal para reducir la duración de la temporada de pesca de las especies o grupos de especies aplicables en la siguiente campaña de pesca en la cantidad necesaria para garantizar que los desembarques no superen LCA aplicable. NMFS evalúa los desembarques en relación con el LCA aplicable en función de una media móvil de 3 años de desembarques, como se describe en el PGP de peces de arrecife.
68. En St. Croix específicamente, donde los peces loro se consideran un alimento básico, existen límites de tamaño para determinadas especies de peces loro.

Otros países de la Región del Gran Caribe con protección legal*c.11. Bermudas*

69. Bajo la Orden de Pesca de 1978, el estado caribeño de las Bermudas **prohíbe la extracción de cualquier especie de pez o pez loro en cualquier lugar dentro de su zona económica exclusiva.**⁵

c.12. Costa Rica

70. En Costa Rica, el Decreto Ejecutivo N.º 41774 - MINAE establece que los ecosistemas de coral son reconocidos como áreas amenazadas por las actividades humanas y el cambio climático. Además, las especies asociadas con los arrecifes de coral están protegidas legalmente. Las comunidades de arrecifes de coral protegidos incluyen aquellas que se encuentran dentro o fuera de las áreas naturales protegidas. Adicionalmente, existe un grupo de trabajo para la toma de decisiones con representantes de instituciones gubernamentales, académicas y organizaciones no gubernamentales. El grupo reconoce la necesidad de mitigar los efectos del cambio climático, aborda los problemas de la acidificación de los océanos y se centra en iniciativas para restaurar los arrecifes de coral.

c.12. Guatemala

71. En Guatemala, el Decreto Ministerial 23-2020 **prohíbe la captura de peces herbívoros**, incluidas las familias *Scaridae* (pez loro), *Chaetodontidae* (pez mariposa), *Pomacanthidae* (pez ángel) y *Acanthuridae* (pez cirujano). La prohibición se enmarca en el argumento de que, al prohibir la captura de peces herbívoros, el beneficio directo es para los ecosistemas de arrecifes de coral, hogar de otras especies comerciales importantes para la pesca artesanal y los medios de vida locales. El incumplimiento de la prohibición conlleva sanciones (Ley General de Pesca y Acuicultura).

⁵ En virtud del apartado 5 de la Ley de pesca de 1972 y que entró en vigor el 1 de abril de 1978.

c.13. México

72. México tiene una prohibición específica de capturar peces de la familia *Scaridae* o peces loro en la Reserva de la Biosfera del Caribe Mexicano (Norma Administrativa 88 Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera del Caribe Mexicano). La regulación busca proteger a estos peces que limitan la proliferación de macroalgas, conocidas por tener efectos negativos en el asentamiento de larvas, el crecimiento y la supervivencia de corales formadores de arrecifes. Más recientemente, México agregó diez especies de pez loro⁶ a la lista de especies en riesgo en la categoría de protección especial de la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 (Enmienda, enero de 2020). México también prohíbe el uso de redes, técnicas de maniobra, fusiles, palangres y apuntalamiento en los arrecifes de la región del Caribe (Norma Oficial Mexicana NOM-064-SAG / PESC / SEMARNAT-2013).

Otras iniciativas que promueven la regulación de la pesca para proteger el pez loro y los peces herbívoros

73. En su 28ª reunión general celebrada el 17 de octubre de 2013, la Iniciativa Internacional sobre los Arrecifes de Coral (ICRI), en respuesta al informe de la Red Mundial de Vigilancia de los Arrecifes de Coral (GCRMN), titulado: «*Status and Trends of Caribbean Coral Reefs: 1970-2012*», emitió una recomendación (Apéndice A) sobre la disminución de la salud de los arrecifes de coral en toda la región del Gran Caribe y la captura de peces loro y peces herbívoros similares, instando a todas las naciones del Caribe adoptar estrategias de conservación y ordenación pesquera destinadas a la restauración de las poblaciones de peces loro y a considerar la inclusión de los peces loro en los anexos de SPAW.
74. En la 34ª reunión general de la ICRI celebrada en Australia en diciembre de 2019, en respuesta a la disminución de las poblaciones de peces herbívoros, la ICRI desarrolló una nueva recomendación para abordar la disminución de las poblaciones de peces herbívoros destinada a mejorar la salud de la comunidad de arrecifes de coral en todo el Pacífico oriental tropical, el Atlántico oriental y occidental, y la región del Gran Caribe. Esta recomendación alienta a los gobiernos de la región de América Latina a coordinar estrategias, prioridades y programas que conduzcan a la gestión basada en los ecosistemas y a la gestión sostenible de la pesca y las áreas costeras para apoyar la recuperación de los peces herbívoros. Algunas de las recomendaciones específicas hacen hincapié en vedas, cuotas de pesca, tamaños de captura y control de artes de pesca, como fusiles y trampas (ICRI, 2019). Algunos países de la región del Gran Caribe que han establecido diversas normativas que incluyen argumentos de esta recomendación son México y el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, en Colombia.
75. Francia y EE. UU. son copatrocinadores, junto con diferentes organizaciones, de la Moción 23⁷ del Congreso de la UICN de 2020-2021 sobre la «Protección de los peces herbívoros para mejorar la comunidad coralina» que fue aprobada por votación electrónica en octubre de 2020 y «PIDE, para la región del Caribe, la evaluación de las especies de pez loro *Scarus coeruleus*, *S. coelestinus* y *S. guacamaia* para su inclusión en el Anexo II del Protocolo relativo a las Áreas y a la Flora y Fauna Silvestres Especialmente Protegidas (SPAW) del Convenio de Cartagena para la protección y el desarrollo del medio marino en la región del Gran Caribe, y de todas las demás especies herbívoras de *Scaridae* y *Acanthuridae* para su inclusión en el Anexo III del Protocolo».
76. En los países de México, Belice, Honduras y Guatemala, las organizaciones Healthy Reefs for Healthy People Initiative y AIDA Americas fueron fundamentales para promover el concepto de restringir la

⁶ Las especies de peces loro que incluyeron son el pez loro semáforo (*Sparisoma viride*), guacamayo (*Scarus guacamaia*), azul (*Scarus coeruleus*), medianoche (*Scarus coelestinus*), reina (*Scarus vetula*), princesa (*Scarus taeniopterus*), listado (*Scarus iseri*), manchado (*Sparisoma aurofrenatum*), coliamarilla (*Sparisoma rubripinne*), loro verde (*Sparisoma chrysopterus*).

⁷ [023 - Protección de los peces herbívoros para mejorar la comunidad coralina](#)

captura del pez loro, lo que llevó a la promulgación de prohibiciones de captura que acabaron siendo congruentes entre estos países mesoamericanos. Estas iniciativas demuestran la capacidad de encontrar una colaboración subregional unificada que trabaje con el mismo objetivo en la gestión y protección de los peces loro (McField *et al.*, 2020). Cabe asimismo señalar que estas organizaciones sin fines de lucro o no gubernamentales realizaron campañas con éxito para la protección gubernamental de los peces loro.

77. En 2018, la organización sin fines de lucro The Nature Conservancy en el Caribe inició una campaña en las redes sociales denominada «Salvemos el pez loro»⁸ que desarrolló mensajes específicos en las plataformas de redes sociales y un vídeo de anuncio de servicio público que promovía «dejar el pez loro en el arrecife y alejado de nuestros platos». La campaña se llevó a cabo en toda la región, pero inicialmente estaba dirigida a Jamaica, Haití, República Dominicana, San Vicente y las Granadinas y Granada.

D. Artículo 19 (3) (d) - Interacciones ecológicas con otras especies y necesidades específicas del hábitat

78. Se ha sobrepescado a los depredadores de peces loro (por ejemplo, pargos, meros, jureles, tiburones). La prohibición de la captura de peces loro puede resultar en un aumento de la abundancia y, por lo tanto, una mayor coralivoría (consumo de coral vivo) y bioerosión en arrecifes degradados, es decir, la erosión puede exceder la acreción. Los peces león son depredadores de peces loro de menor tamaño (y pueden estar llenando parcialmente el nicho de depredadores agotado). Las tácticas únicas de acecho y rastreo pueden hacer que el pez león sea percibido como una amenaza menor y el pez loro se encuentra con frecuencia en los estómagos de los peces león (Green *et al.*, 2011; Morris y Akins, 2009). El pez león no solo puede reducir el reclutamiento, sino también alterar el comportamiento de búsqueda de alimento y reducir las tasas de picada (Eaton *et al.*, 2016; Kindinger y Albins, 2017). Se ha sugerido que se ha producido un cambio de fase impulsado por el pez león de la dominación de los corales a la de las algas en los arrecifes de corales mesofóticos (Lesser y Slattery, 2011). El aumento de la captura de peces león es otra herramienta que las Partes deben considerar como medida de conservación del pez loro.

E. Artículo 19 (3) (e) - Planes de gestión y recuperación de especies en peligro de extinción y amenazadas

e.1. Belice

Los investigadores y administradores de la pesca en Belice han alentado el crecimiento de los arrecifes del Caribe a través de la vigilancia, las reservas marinas y las regulaciones pesqueras (McField *et al.*, 2020; Cox *et al.* 2013, 2017).

e.2. Colombia

79. Actualmente no existen medidas de gestión de los peces loro en Colombia, pero la pesca está prohibida desde 2019 en la Reserva de la Biosfera Seaflower, que abarca alrededor del 80 % de los arrecifes de coral de Colombia.

e.3. República Dominicana

80. Actualmente la República Dominicana no cuenta con ninguna medida de gestión para los peces loro, desde la conclusión de la veda de pesca de dos años que se implementó entre 2017 y 2019. Los herbívoros como el pez loro y el pez cirujano han seguido disminuyendo en la República Dominicana a pesar de la veda que se implementó a nivel nacional durante el período 2017-2019, por lo que se

⁸ [Salvemos el pez loro](#)

considera que se necesitan nuevas y mejores medidas de conservación, especialmente las que resulten de un consenso entre las partes interesadas de los sectores pesquero y medioambiental (Steneck R.S. y Torres R., 2019).

e.4 República de Francia

- 81.** El Plan de acción para los arrecifes de coral incluye dos subacciones relacionadas con los peces herbívoros: Acción 1.1 (p.10)⁹: «Protection réglementaire des espèces de poissons herbivores, concourant au “broutage des algues colonisant et asphyxiant les coraux”», que fue adoptada en 2021.
- 82.** Francia es copatrocinador de la Moción 23 del Congreso de la UICN sobre la «Protección de los peces herbívoros para mejorar la comunidad coralina» que fue aprobada por votación electrónica en octubre de 2020 y «PIDE, para la región del Caribe, la evaluación de las especies de pez loro *Scarus coeruleus*, *S. coelestinus* y *S. guacamaia* para su inclusión en el Anexo II del Protocolo relativo a las Áreas y a la Flora y Fauna Silvestres Especialmente Protegidas (SPAW) del Convenio de Cartagena para la protección y el desarrollo del medio marino en la región del Gran Caribe, y de todas las demás especies herbívoras de *Scaridae* y *Acanthuridae* para su inclusión en el Anexo III del Protocolo».

e.5. Estados Unidos de América

- 83.** A nivel regional, en el océano Atlántico, el Consejo de Administración Pesquera del Caribe es el organismo que establece la política de pesca en las aguas del Caribe estadounidense. A principios de 2019, este organismo impulsó la creación y aplicación de instrumentos de gestión pesquera en los Territorios Insulares de Puerto Rico y las Islas Vírgenes de los Estados Unidos que regulan los corales y peces asociados¹⁰. Además, la Asociación de Arrecifes de Coral del Caribe protege los arrecifes de coral, manglares, estuarios y humedales costeros a través de normas de calidad del agua, un aspecto que está ligado al crecimiento de algas.

[F. Artículo 19 \(3\) \(f\) - Programas de investigación y publicaciones científicas y técnicas disponibles pertinentes para las especies](#)

- 84.** Véanse los Apéndices para obtener una lista de publicaciones / referencias de investigadores y programas de investigación específicos. Las tablas de datos, las figuras y los mapas se encuentran en el Apéndice 3.

[G. Artículo 19 \(3\) \(g\) - Amenazas a las especies protegidas, sus hábitats y sus ecosistemas asociados, especialmente las amenazas que se originen fuera de la jurisdicción de la Parte](#)

g.1. Sobrepesca

- 85.** La principal amenaza para los peces loro es la sobrepesca, principalmente la captura indiscriminada con trampas para peces o la pesca submarina selectiva. Se ve agravada por la disminución de otras poblaciones de peces objetivo, como el mero.

⁹ [PLAN D'ACTIONS POUR LA PROTECTION DES RÉCIFS CORALLIENS DES OUTRE-MER FRANÇAIS](#)

¹⁰ PEW, 2019. Un nuevo enfoque se adapta a los planes para los recursos oceánicos de Puerto Rico y las Islas Vírgenes de EE. UU. El Consejo de Administración de Pesca del Caribe entrega un gran premio para corales, peces y personas. The Pew Charitable Trusts. Disponible en: [El Consejo de Administración de Pesca del Caribe entrega un gran premio para corales, peces y personas](#)

- 86.** En la región del Caribe, las comunidades pesqueras que dependen de esta actividad para su sustento han sobreexplotado varias especies de peces comerciales. La disminución de estas especies de peces comestibles más deseables ha llevado a centrarse en los peces loro, cuyas poblaciones han disminuido drásticamente en ciertas áreas dentro de la región del Caribe (AIDA, 2019). La falta de peces herbívoros, especialmente peces loro, ha contribuido al aumento de la cobertura de macroalgas en los arrecifes de coral del Caribe, lo que representa una grave amenaza para su supervivencia.
- 87.** Según la plataforma de comercialización para fabricantes, proveedores y exportadores Alibaba.com, el pez loro congelado se vende en varios países, incluidos los de América, Europa y Asia (Alibaba.com, 2020). Venezuela también informa que exporta sus peces loro a países de las Antillas Menores, en concreto La Martinica y Granada (Leo Walter González Cabellos, com. pers.).

g.2. Destrucción y fragmentación del hábitat

- 88.** La deforestación de los manglares, junto con el dragado de pastos marinos, ha afectado enormemente al ciclo de vida de varias especies de peces loro. Asociada a esta pérdida, la cobertura de coral ha sufrido una drástica reducción en los últimos 20 años. Cabe señalar que la degradación del hábitat también aumenta la sedimentación y la concentración de nutrientes, lo que resulta en una mayor cobertura de macroalgas. Algunos ejemplos son la creciente industria del turismo y la demanda de infraestructura costera, donde el desarrollo costero deficiente o no regulado destruye manglares, pastos marinos, humedales y dunas costeras (AIDA, 2019). En concreto, el desarrollo costero que resulta en la pérdida directa de hábitat está amenazando a las poblaciones de *Scarus guacamaia*, que dependen de los manglares para el desarrollo de las primeras etapas de su vida.

g.3. Contaminación

- 89.** Los estudios de la calidad del agua en el Caribe muestran altas concentraciones de contaminantes provenientes de la expansión de la agricultura y el desarrollo costero. La sedimentación ha disminuido la transparencia del agua, especialmente en Belice, Guatemala y Honduras. En estos países, hay grandes cantidades de contaminantes agrícolas debido al aumento de la agricultura y la gestión inadecuada de las aguas residuales en las zonas costeras, como los productos químicos transportados desde las cuencas altas y medias hasta el mar. Los altos niveles de contaminación están relacionados con un aumento de las enfermedades de los corales y el crecimiento de algas (AIDA, 2019). Mejorar la calidad del agua y reducir los contaminantes beneficiará la condición y la calidad del hábitat del arrecife de coral para el pez loro y otros organismos del arrecife.

g.4. Cambio climático

- 90.** El cambio climático es una amenaza creciente para los arrecifes de coral y los ecosistemas asociados (Bruno *et al.* 2019). Entre los principales riesgos involucrados se encuentran el aumento de las temperaturas, el nivel del mar y la acidificación de los océanos. Según los expertos, la menor presencia de peces herbívoros en los sistemas de arrecifes de coral afecta su resiliencia, reduciendo su capacidad para recuperarse de fenómenos naturales como los huracanes, que son cada vez más intensos debido a los cambios en los patrones climáticos. Los estudios realizados en Bermudas muestran que los arrecifes saludables protegidos de la sobrepesca han sobrevivido a cuatro huracanes desde 1984, sin perder su cobertura de coral. En cambio, en los arrecifes de Belice, donde las poblaciones de peces han disminuido debido a la sobrepesca, la cobertura de coral ha disminuido en un 49 % después de tres huracanes (Jackson *et al.*, 2014). Estos resultados ponen de manifiesto la necesidad de proteger a estos peces herbívoros que tienen un beneficio positivo directo para los arrecifes de coral al ayudar a crear resiliencia en los arrecifes.
- 91.** El Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) señala, en el Informe especial sobre el océano y la criosfera, que el 30 % de los arrecifes del mundo se han degradado (IPCC, 2019). Esta

degradación es más significativa en el Caribe, con el 50 % de los arrecifes en mal estado (Jackson *et al.*, 2014), y en el Sistema Arrecifal Mesoamericano, donde los arrecifes de coral se han degradado un 90 % (McField *et al.*, 2020). El IPCC también afirma que, si la temperatura global aumenta 1,5 °C, se produciría la pérdida del 70 % al 90 % de los arrecifes de coral. Con un aumento de la temperatura de 2 °C, las comunidades de coral del mundo colapsarían en un 99 % (IPCC, 2018). Además, la Plataforma Intergubernamental Científico-Normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas (IPBES) también señaló que un tercio de los corales formadores de arrecifes están en peligro de extinción (IPBES, 2018).

g.5. Otras condiciones que aumentan claramente la vulnerabilidad de la especie

92. Los peces loro tienen una historia de vida compleja, en la que algunas especies dependen de la existencia de varios hábitats marinos (manglares y arrecifes de coral) para completar su ciclo de vida. Son hermafroditas protóginos (o secuenciales). Las hembras pueden cambiar de sexo para convertirse en machos (lo que se conoce como la «fase terminal») basándose en las señales sociales de la población (Muñoz y Warner, 2003) a menudo impulsadas por la reducción de los individuos más grandes. La eliminación de los peces loro grandes de la población hace que los peces loro más pequeños alcancen la madurez sexual más rápido de lo normal, lo que resulta en individuos de menor tamaño. Como resulta evidente con otras especies de peces, los peces loro más pequeños no pueden contribuir de manera tan significativa a la población (es decir, menor tamaño y calidad del huevo) como los individuos más grandes. Esto los hace especialmente vulnerables en las pesquerías no gestionadas (Hawkins y Roberts, 2003), pero al mismo tiempo proporciona una forma de gestionar eficazmente sus pesquerías (Pavlowich *et al.*, 2018) mediante la introducción de normativas que protegen tanto a los más pequeños como a los más grandes.

g.6 Subvenciones a la pesca perjudiciales

93. Los peces loro son un grupo de especies que sufren de sobrepesca, falta de vigilancia adecuada de las capturas y captura incidental y pesca ilegal fuera de las jurisdicciones nacionales o de la Zona Económica Exclusiva (ZEE) en la región del Gran Caribe. Un ejemplo es la pesca ilegal que tiene lugar en el Archipiélago de San Andrés (Colombia), donde embarcaciones con bandera de Jamaica capturaron ilegalmente 6 toneladas¹¹ de peces loro a finales de octubre de 2020. Esta pesca ilegal podría estar relacionada con **subvenciones perjudiciales**, como la subvención de combustibles no específicos y de modernización de los buques que permite atravesar la ZEE.
94. Las subvenciones a la pesca se definen como contribuciones financieras, directas o indirectas, de entidades públicas al sector pesquero, que proporcionan «beneficios» para obtener más ganancias de las que obtendrían de otra manera¹². Estas incluyen subvenciones, préstamos y aportaciones de capital; ingresos públicos no percibidos por exenciones fiscales; apoyo indirecto a través de pagos gubernamentales a los mecanismos de financiación; o cualquier otra forma de apoyo a los ingresos o a los precios. El problema es que muchas de estas subvenciones son generalizadas y han influido en la disminución de las poblaciones de peces. Las subvenciones se clasifican por sus efectos y repercusiones¹³. Las **subvenciones buenas o beneficiosas** fomentan el crecimiento de las poblaciones de peces mediante la promoción de la conservación y ordenación de los recursos pesqueros. Algunos ejemplos incluyen

¹¹ El Isleño, octubre de 2020. Armada incautó 8.075 kilos de pesca ilegal en Serrana, jueves, 22 de octubre de 2020. Disponible en: http://www.elisleño.com/index.php?option=com_content&view=article&id=20617:armada-incauto-8075-kilos-de-pesca-ilegal-en-serrana&catid=42:otros&Itemid=84

¹² Sumaila, U.R., Ebrahim, N., Schuhbauer, A., Skerritt, D., Li, Y., Kim, H.S., Mallory, T.G., Lam, V.W. y Pauly, D., 2019. «Updated estimates and analysis of global fisheries subsidies» *Marine Policy*, 109 (2019), p. 103695.

¹³ Sumaila, U. Rashid, Ahmed S. Khan, Andrew J. Dyck, Reg Watson, Gordon Munro, Peter Tydemers, y Daniel Pauly. «A bottom-up re-estimation of global fisheries subsidies.» *Journal of Bioeconomics* 12, n.º 3 (2010): 201-225.

programas y servicios de ordenación pesquera, investigación y desarrollo y áreas marinas protegidas. Las **subvenciones perjudiciales o que mejoran la capacidad** incluyen programas que fomentan una mayor capacidad pesquera, lo que resulta en una sobrepesca¹⁴.

95. Los gobiernos¹⁵ deben cumplir su compromiso de dejar de invertir dinero público en actividades que financian la sobrepesca¹⁶, producen pesca ilegal, no declarada y no reglamentada, y degradan el océano y deben tener como objetivo implementar el Objetivo de Desarrollo Sostenible (ODS) 14 de las Naciones Unidas sobre la conservación y el uso sostenible de océanos, mares y recursos marinos, para garantizar la prosperidad, la seguridad alimentaria y el desarrollo sostenible para todos:
- a. Objetivo 14.6: De aquí a 2020, prohibir ciertas formas de subvenciones a la pesca que contribuyen a la sobrecapacidad y la pesca excesiva, eliminar las subvenciones que contribuyen a la pesca ilegal, no declarada y no reglamentada y abstenerse de introducir nuevas subvenciones de esa índole, reconociendo que la negociación sobre las subvenciones a la pesca en el marco de la Organización Mundial del Comercio debe incluir un trato especial y diferenciado, apropiado y efectivo para los países en desarrollo y los países menos adelantados.
 - b. Objetivo 14.4: De aquí a 2020, reglamentar eficazmente la explotación pesquera y poner fin a la pesca excesiva, la pesca ilegal, no declarada y no reglamentada y las prácticas pesqueras destructivas, y aplicar planes de gestión con fundamento científico a fin de restablecer las poblaciones de peces en el plazo más breve posible, al menos alcanzando niveles que puedan producir el máximo rendimiento sostenible de acuerdo con sus características biológicas.

B. Artículo 21 - Establecimiento de Directrices y Criterios Comunes

96. Los «Criterios revisados para la inclusión de especies en los Anexos del Protocolo relativo a las Áreas y a la Flora y Fauna Silvestres Especialmente Protegidas y el Procedimiento para la presentación y aprobación de nominaciones de especies para su inclusión o eliminación de los Anexos I, II y III» de 2014 establecen factores específicos que deben incluirse en el análisis de amenazas de una evaluación científica de la situación de amenaza o peligro de extinción de la especie propuesta. Aquí se revisan los factores a efectos de la evaluación científica de la situación de amenaza o peligro de extinción, específicamente descritos en los criterios.
- a. Artículo 21 criterio n.º 1: importancia de la especie para el mantenimiento de los ecosistemas y hábitats frágiles o vulnerables.
97. *«...1. Para los fines de las especies propuestas para los tres anexos, la evaluación científica de la condición de amenazada o en peligro de extinción de las especies propuestas estará basada en los siguientes factores: tamaño de las poblaciones, evidencia de disminución, restricciones en su rango de distribución, grado de la fragmentación de la población, biología y comportamiento de las especies, así como otros*

14 Bayramoglu, Basak, Brian R Copeland, y Jean-Francois Jacques. «Trade and Fisheries Subsidies.» *Journal of International Economics* 112 (2018): 13-32.

15 OMC, 2020. Negotiations on fisheries subsidies, disponible en: https://www.wto.org/english/news_e/news20_e/fish_14dec20_e.htm

16 Campaña No más fondos a la sobrepesca de 2020 174 organizaciones líderes han firmado la declaración #StopFundingOverfishing para apoyar la firma del acuerdo mundial que protegerá nuestro océano de las subvenciones pesqueras perjudiciales ante la Organización Mundial del Comercio. Disponible en: <https://stopfundingoverfishing.com/es/statement/>

*aspectos de la **dinámica de la población, otras condiciones que aumentan claramente la vulnerabilidad de las especies y la importancia de las especies para el mantenimiento de los hábitats y ecosistemas frágiles o vulnerables...***»

b. Artículo 21 criterio n.º 3: niveles y patrones de explotación y el éxito de los programas nacionales de gestión

98. «...3. *Con especial referencia a la inclusión en el Anexo III, deben tenerse en cuenta los niveles y patrones de uso y el éxito de los programas nacionales de gestión...*»

c. Artículo 21 criterio n.º 5: comercio local o internacional

99. «...5. *La evaluación de una especie también se basará en si es, o es probable que sea, objeto de comercio local o internacional, y si el comercio internacional de la especie en cuestión está regulado por la CITES u otros instrumentos...*»

100. Los peces loro juegan un papel fundamental en las economías y la función del ecosistema de las naciones del Caribe. Burke *et al.* (2011) estimaron que las pesquerías del Caribe proporcionan anualmente beneficios por valor de 400 millones de USD; los peces loro apoyan estos beneficios pesqueros a través de la captura directa en algunos lugares y el apoyo de especies objetivo en toda la región a través de los recursos de presas y el mantenimiento del hábitat.

d. Artículo 21 criterio n.º 6: utilidad de los esfuerzos regionales de cooperación

101. Las medidas regulatorias de los Territorios Insulares y los Estados son experiencias críticas que pueden utilizarse como lecciones para la cooperación regional. Estas medidas presentan experiencias de regulación y gestión sostenible que pueden ayudar a los responsables de tomar las decisiones, los gobiernos, los pescadores y a las organizaciones sociales a reconocer la importancia de las especies de peces herbívoros y la creación de políticas efectivas. Este aspecto está respaldado por el criterio seis (6) de los Criterios revisados para la nominación y el procedimiento para la inclusión de especies que establece:

102. «...6. *La evaluación de la conveniencia de incluir una especie en uno de los anexos debe basarse en la importancia y utilidad de los esfuerzos de cooperación regional para la protección y recuperación de la especie...*»

103. Aunque hay muy pocos estudios sobre la genética del pez loro en el Caribe, existe evidencia de un alto nivel de conectividad genética entre las poblaciones subregionales de peces loro, lo que indica un alto nivel de dispersión larvaria a larga distancia (Geertjes *et al.* 2004; Cox 2014). Esto hace que sea imperativo que la conservación del pez loro se aborde de manera cooperativa a nivel regional. En otras palabras, las poblaciones locales saludables de reproductores adultos grandes aumentarán el potencial de reclutamiento (llegada de nuevos peces) tanto a nivel local como regional.

e. Artículo 21 criterio n.º 10: medida apropiada para asegurar la protección y recuperación

104. «... 10. Aunque los ecosistemas pueden estar mejor protegidos a través de medidas enfocadas en el sistema como un todo, aquellas especies esenciales para el mantenimiento de los **hábitats/ecosistemas frágiles y vulnerables**, tales como los ecosistemas de manglares, las praderas marinas y los **arrecifes coralinos pueden ser incluidas en las listas, si la inclusión de dicha especie es sentida como “una medida apropiada para asegurar la protección y recuperación” de dichos hábitats/ecosistemas en los que se producen, de conformidad con los términos del Artículo 11 (1) (c) del Protocolo...**»
105. Teniendo en cuenta lo anterior, algunos creen que es necesario añadir todos los peces loro al Anexo III para garantizar una gestión cooperativa regional que permita mantener sus poblaciones en los niveles necesarios para la conservación de los arrecifes de coral de la región.

IV. Puntos de debate y recomendaciones

A. Medidas de captura

106. La implementación de medidas de ordenación pesquera que tienen un impacto directo en las especies de peces loro (especialmente dentro de las Áreas Marinas Protegidas) se considera más útil para evitar los efectos de la sobrepesca en la dinámica de la población de peces loro que son actualmente una importante parte de la pesca artesanal en los arrecifes de coral (Hawkins y Roberts, 2003; O’Farrel *et al.*, 2016; Roos *et al.*, 2020).
107. Los peces loro son una importante especie comercial y fuente de alimento en algunas Partes Contratantes. Por ejemplo, en Granada son la «elección de los pescadores» y normalmente se conservan para el consumo propio de los pescadores o para clientes especiales, mientras que en otros países la carne se considera demasiado blanda para una buena comida, pero en ausencia de pescados alternativos todavía se consumen ampliamente. Los peces loro se capturan normalmente en trampas, redes de cerco y por pescadores submarinos y, a menudo, constituyen la mayoría de las capturas en trampas. Por lo tanto, es poco probable que las prohibiciones de la captura de peces loro sean viables sociopolíticamente en los países en los que los peces loro se consideran una fuente de alimento básico. Las restricciones de tamaño o las temporadas de veda pueden permitir una explotación autorizada pero regulada que puede contar con el apoyo de los pescadores (por ejemplo, Lovell y Spencer 2017). Los informes de SocMon de las entrevistas a pescadores adyacentes a las áreas marinas gestionadas en Dominica (Cabritts), San Cristóbal (Narrows) y Granada (Grand Anse) constataron que la mayoría reconoce el problema de la sobrepesca del pez loro y apoya medidas temporales para recuperar las poblaciones de pez loro, incluido el tamaño, temporadas de veda y zonas de veda. Shantz *et al.* (2020) recomiendan restricciones de tamaño mínimo y máximo, ya que las clases de tamaño mediano y grande son mejores para controlar el crecimiento de las algas juntas que las clases de tamaño grande solas. Con respecto a las zonas de veda, las zonas marinas gestionadas que son lo suficientemente grandes como para incorporar movimientos diurnos entre los sitios de alimentación y descanso se consideran suficientes para incluir los sitios de desove de la mayoría de las especies (Harborne y Mumby, 2018).
108. El informe de Steneck y Torres (2019) sobre su estudio en la República Dominicana concluyó que la prohibición de dos años no había tenido éxito y que se necesitaban «medidas nuevas y mejores», «especialmente aquellas que son el resultado del consenso de la mayoría, si no todas, las partes interesadas de la pesca y el medio ambiente». Este es el caso de muchas Partes Contratantes de SPAW. Es probable que la inclusión en la lista no cumpla sus objetivos a menos que exista un consenso por parte de los pescadores y otras partes interesadas para cumplir las normativas. Esta observación también fue apoyada en la revisión regional de peces loro del Caribe, donde algunos países indicaron que el

incumplimiento de las prohibiciones de captura está directamente relacionado con el hecho de que los pescadores no hayan sido incluidos en el proceso de toma de decisiones (Harms-Tuohy, 2020). En cambio, en Antigua, donde los pescadores participan en la discusión y se les proporciona un programa de educación pesquera, se observa que se cumple la prohibición de captura del pez loro (Harms-Tuohy, 2020).

B. Protección y recuperación del *Diadema*

- 109.** En el pasado, uno de los herbívoros de algas más prolíficos era el erizo de mar de espinas largas (*Diadema antillarum*), pero una enfermedad epizootica en la década de 1980 redujo considerablemente sus poblaciones (Lessios, 1988). Desafortunadamente, todavía tienen que recuperarse (Mumby *et al.*, 2006). Este ejemplo ilustra la profunda necesidad de diversidad y redundancia en el papel ecológico que desempeña el *Diadema*. ¿Cuánto crecimiento de macroalgas es típico (línea de base) en los arrecifes del Caribe (Bruno *et al.* 2014)? Hawkins y Roberts (2004) han demostrado que, desde la extinción del *Diadema*, los peces herbívoros han controlado el crecimiento excesivo de algas de los corales en áreas de escasa pesca, pero no en zonas de mucha pesca. La restauración continua del *Diadema* está justificada y actualmente se está llevando a cabo en varias áreas del Caribe (Iniciativa de Arrecifes Saludables, 2020). Se deben realizar esfuerzos para proteger aún más a estos herbívoros para evitar que sigan disminuyendo. En la situación actual, las poblaciones de *Diadema* no se encuentran en un nivel uniforme de abundancia en toda la región del Gran Caribe (Apéndice 3, Fig. 11). La restauración puede reintroducir los *Diadema* en sus hábitats naturales, pero debe entenderse que incluso una reposición total de sus poblaciones no es una panacea para abordar el crecimiento excesivo de macroalgas en los arrecifes de coral del Caribe. Es necesario garantizar tanto la abundancia como la diversidad de herbívoros, que incluye a los peces loro. Aunque los herbívoros desempeñan funciones similares, los peces loro se dirigen a diferentes tipos de algas y sustratos y ocupan diferentes hábitats, como sucede con el *Diadema*, lo que subraya la importancia de mantener ambos tipos de herbívoros en los arrecifes de coral.

C. Protección del hábitat del pez loro

- 110.** La protección del pez loro por sí sola no es suficiente para garantizar la resiliencia de los arrecifes de coral ya que los efectos negativos de la sobrepesca se ven agravados por la contaminación, el desarrollo costero y la escorrentía terrígena resultante, así como por los factores de estrés relacionados con el cambio climático, como el aumento de la temperatura del agua del mar y las enfermedades de los corales (Bruno *et al.* 2019). La protección del hábitat del que dependen los peces loro también es importante, especialmente para reducir los efectos del actual brote de enfermedad de pérdida de tejido de coral duro (SCTD) en los arrecifes de coral. Además, la protección otorgada a los peces loro debe ir más allá de simplemente reducir o eliminar su captura. Los peces loro ocupan diversos hábitats marinos que incluyen praderas de pastos marinos, manglares y arrecifes de coral. Algunas especies necesitan hábitats específicos para completar las etapas de su ciclo de vida, como *S. guacamaia* que requiere manglares para su fase juvenil antes de migrar a los arrecifes de coral. Además, algunos peces loro pasan toda su vida en praderas de pastos marinos y nunca migran a los arrecifes de coral. En este punto, es necesario considerar la protección de estos hábitats como un paso fundamental para garantizar la estabilidad y resiliencia de la población de peces loro. Los hábitats de los manglares pueden protegerse frente al desarrollo costero garantizando que no sean eliminados o destruidos en estos procesos. Las praderas de pastos marinos se pueden proteger de la contaminación, las aguas residuales y la escorrentía terrígena que sobrecarga el sistema con nutrientes y reduce la calidad del agua. Los arrecifes de coral pueden protegerse previniendo la propagación de enfermedades (es decir, manteniendo una buena calidad del agua y eliminando las fuentes de contaminación terrestre), evitando el anclaje y garantizando un turismo responsable (es decir, sin caminar sobre los arrecifes o golpearlos con las aletas de snorkel). Hay muchas otras formas de proteger estos hábitats que son esenciales para los peces loro. De todas formas, a fin de garantizar los mayores beneficios para los peces loro y complementar la gestión propuesta de la captura de peces loro, es necesario que se otorgue un nivel de protección posterior a sus hábitats esenciales.

D. Problemas de calidad del agua

111. Zaneveld *et al.* sugieren que la restauración de los peces loro *sin* esfuerzos para combatir simultáneamente los problemas de calidad del agua podría tener consecuencias negativas para los corales. El consumo de corales por parte del pez loro en las plataformas de arrecifes poco profundas y las partes poco profundas de los taludes arrecifales puede ser intenso, especialmente de *Porites porites* (Littler *et al.* 1989), sin embargo, la coralivoría no es la principal estrategia de alimentación o preferencia alimentaria de los peces loro en su conjunto. Sin embargo, Burkepile (2012) encontró que la frecuencia e intensidad de coralívoros aumentaron en sitios con baja cobertura de coral. La evidencia de «los efectos positivos de los peces loro sobre la resiliencia de los corales es fundamental para los entornos de talud arrecifal, pero los efectos pueden estar ausentes en ambientes donde el crecimiento de algas está fuertemente influenciado por la luz intensa y los nutrientes altos como los arrecifes poco profundos». Por lo tanto, la calidad del agua debe medirse y abordarse a fin de evitar los efectos agravados en estos delicados ecosistemas de arrecifes de coral que pueden verse gravemente afectados en los sistemas eutróficos (ricos en nutrientes). Mejorar la calidad del agua (mediante la reducción de la escorrentía, la contaminación, la sedimentación) complementará el papel de los peces loro al mejorar la salud de los arrecifes de coral de una manera más integral. Algunas formas de mejorar la calidad del agua son:

- 1) mejorar el saneamiento y la gestión de desechos para evitar que lleguen al océano,
- 2) reducir la escorrentía terrestre y la sedimentación resultante del desarrollo y la erosión (es decir, prevenir el desarrollo costero y usar barreras de construcción apropiadas),
- 3) prevenir el vertido de productos químicos y desechos industriales,
- 4) mantener limpias las playas y vías fluviales aguas arriba del océano,
- 5) establecer un programa de supervisión del agua para controlar activamente los niveles de bacterias, entre muchas otras opciones.

112. Mejorar la calidad del agua en los arrecifes de coral no solo ayudará a los corales a sobrevivir proporcionándoles el sistema oligotrófico que necesitan, sino que también complementará los beneficios positivos que los peces loro brindan al sistema, como la reducción del crecimiento excesivo de algas.

E. Nominación para el Anexo III

113. En el documento de revisión de Adam *et al.* (2015), una de las conclusiones / recomendaciones establece que «Las diferentes especies de peces loro tienen diferentes características de historia de vida y diferentes efectos en las comunidades bentónicas. Por lo tanto, no deben gestionarse como un único complejo de especies. En concreto, los peces loro más grandes del Caribe, *Scarus guacamaia*, *S. coelestinus* y *S. coeruleus*, son muy susceptibles a la sobreexplotación y no son funcionalmente equivalentes a las especies más pequeñas, por lo que deberían estar totalmente protegidos de la pesca». Por otro lado, la dinámica de la población de especies intermedias y pequeñas de pez loro tiende a estar correlacionada a nivel local (escala de arrecife), lo que sugiere que las acciones genéricas (por ejemplo, las restricciones de artes) destinadas a la gestión de la población y la restauración de estas especies probablemente producirán beneficios a través de este gremio (véase el Apéndice 1-3).

114. Los tres grandes peces loro del Caribe (*Scarus coeruleus*, *S. guacamaia*, *S. coelestinus*) son especies cuya frecuencia (y abundancia) de avistamiento es actualmente muy baja en la mayor parte de su distribución, lo que se cree que se debe a una reducción considerable en sus poblaciones debido a la fuerte presión pesquera (de hecho, no hay buenos datos históricos sobre la abundancia de estas especies, pero en la memoria de los investigadores han recorrido los arrecifes coralinos en Colombia desde la década de

1980, esta reducción parece clara). En muchas áreas donde la pesca no está prohibida (como en el Caribe continental colombiano) siguen siendo el objetivo de la pesca submarina. En consecuencia, las tres especies se consideran actualmente como especies amenazadas en Colombia, aunque a nivel mundial no lo son (Chasqui *et al.*, 2017). En cuanto a la categoría mundial de en riesgo de extinción de los tres grandes peces loro en el Caribe (Rocha *et al.*, 2012 (a y b), Choat, J.H., 2012), las tres evaluaciones están desactualizadas (2012) y de la justificación resulta obvio que su estado de amenaza no está bien establecido debido a la falta de datos / avistamientos a lo largo de su distribución (Apéndice 3). Existe consenso entre los colaboradores de este documento de que la falta de información no se debe a una falta de esfuerzo de observación; más bien, la escasez de datos sobre estas especies refleja niveles de población críticamente bajos para estas especies en la mayor parte del Atlántico occidental tropical.

- 115. Todas las especies de pez loro deben considerarse para su inclusión en el anexo III, independientemente de su tamaño.** La inclusión de todas las especies resolvería cualquier confusión en la interpretación individual de las clasificaciones de tamaño específico de los peces loro (es decir, peces loro de cuerpo pequeño frente a peces loro de cuerpo mediano), especialmente si se tiene en cuenta que los peces loro cumplen funciones ecológicas importantes dentro de estos diversos tamaños y sería desfavorable restringir la inclusión en el anexo III sobre la base de esta métrica.
- 116. Teniendo en cuenta los argumentos de los expertos de la región y que se han desarrollado a lo largo de este documento, los Países Bajos y Francia apoyan y solicitan la inclusión de todos los peces loro, incluyendo, por supuesto, los más amenazados: los tres grandes peces loro *Scarus guacamaia*, *Scarus coeruleus* y *Scarus coelestinus* en el Anexo III.** En primer lugar, dada la falta de datos históricos y la imposibilidad resultante de comparar estadísticamente la abundancia histórica y la biomasa (por ejemplo, la abundancia en el último siglo) con los datos modernos, es difícil determinar los cambios exactos en la estructura de la población de estas tres especies a lo largo del tiempo. En la actualidad, no es posible obtener acceso a esta información, aunque los estudios arqueológicos y las herramientas de estudio modernas (por ejemplo, núcleos de sedimentos y microscopía) pueden, en última instancia, arrojar luz sobre el estado y las tendencias a largo plazo. Sin embargo, la evidencia anecdótica de científicos, pescadores y la industria del buceo sugiere que estas tres especies de peces loro tenían una abundancia mucho mayor en las últimas décadas que en la actualidad. Los datos disponibles indican la escasa presencia persistente de estas tres especies en toda la región (Tabla 3, Figs. 2-5). En concreto, *Scarus coelestinus* es excepcionalmente escaso en todo el Caribe y parece estar disminuyendo en abundancia durante las últimas tres décadas. En segundo lugar, existe evidencia que sugiere que al menos *S. guacamaia* ha sido llevada a la extinción local en algunos países del Caribe (Mumby *et al.*, 2004). Este factor por sí solo debería fomentar normativas de captura más estrictas para esta especie y una gestión más sólida de sus hábitats críticos (es decir, los manglares) que son necesarios para mantener su ciclo de vida completo. En tercer lugar, es importante señalar que varios países miembros de SPAW ya han prohibido la captura de estas tres especies de peces loro. Estas prohibiciones existentes respaldan la noción de que, a pesar de la limitada evidencia de disminuciones regionales durante el último siglo, el principio de precaución es un medio válido y útil para proteger especies de gran importancia ecológica. En este sentido, estas tres especies contribuyen al proceso ecológico crítico de bioerosión y sus grandes tamaños corporales también deberían sugerir una mayor contribución a la herbivoría, sin embargo, su escasez ejerce una presión significativa sobre el bioerosionador restante, *S. viride*, para cumplir esta función. Como se evidenció con la extinción del *Diadema* en la década de 1980, y su posterior falta de recuperación, es vital que reforcemos la diversidad y abundancia de los bioerosionadores / herbívoros de algas restantes y evitemos depender de una especie para cumplir esta función.

En la actualidad, estas especies están ecológicamente ausentes en la mayor parte del Caribe y se han mantenido en niveles persistentemente bajos en la región durante la mayor parte de las últimas tres décadas (Kramer 2003, Jackson *et al.* 2014, Donovan y Ruttenberg, pendiente de publicación; véase también el Apéndice 3 - Tabla 3, figuras 2-5 y 7-10). En conjunto, estas especies representan la mayor clase de bioerosionadores del Caribe y, sin lugar a dudas, han desempeñado una importante función en el

mantenimiento de la salud de los arrecifes de coral en un contexto histórico. Existen buenas razones para creer que su ausencia en todo el Caribe ha comprometido en última instancia la resiliencia de los arrecifes. A medida que las crecientes amenazas del cambio climático y el crecimiento de la población humana en la región actúan sinérgicamente para comprometer los servicios ecosistémicos vitales de los arrecifes del Caribe, la importancia de la herbivoría para mantener la resiliencia de los arrecifes exige medidas para restaurar estos gigantes.

V. Conclusión

- 117.** Este trabajo pone de manifiesto que **los peces loro son fundamentales para el mantenimiento de unos arrecifes de coral saludables, un ecosistema amenazado que ha experimentado una disminución dramática en toda la región del Gran Caribe.** Además, la información presentada en este informe respalda la noción de que **los peces loro cumplen con los criterios de inclusión establecidos en el artículo 19 del protocolo SPAW.** En concreto, existe una clara evidencia de que **la disminución de las poblaciones de peces loro inducida por la pesca debilita la resiliencia de los corales y, por lo tanto, el conjunto de servicios ecosistémicos que brindan.** Además de la pesca, el cambio climático, la contaminación y la destrucción del hábitat aumentan la vulnerabilidad de los peces loro y las comunidades arrecifales asociadas. Por lo tanto, de acuerdo con los criterios 1 y 10 de los Criterios revisados para la nominación y el procedimiento para la inclusión de especies, **el trabajo de los expertos en el que se han basado Francia y los Países Bajos indica que la inclusión de todos los peces loro en el Anexo III parece coherente con «la importancia de la especie para el mantenimiento de los ecosistemas y hábitats frágiles o vulnerables» y «la evaluación científica de la condición de amenaza o en peligro de extinción de las especies propuestas».** Esta es la razón por la que **los Países Bajos y Francia solicitan la inclusión de todas las especies de peces loro en el Anexo III.**
- 118.** Finalmente, los Países Bajos y Francia sugieren varios posibles escenarios de gestión y recomendaciones que podrían mejorar la protección de los peces loro. Estas sugerencias están diseñadas para abordar una amplia gama de parámetros que deben tenerse en cuenta al desarrollar una estrategia de gestión para los peces loro. Abordan la incorporación de la recogida de datos críticos de factores biológicos y socioeconómicos, opciones de colaboración regional para mejorar la continuidad en la gestión, y criterios de divulgación, entre otros. Estas recomendaciones no son una lista exhaustiva de posibilidades, pero fueron diseñadas para proporcionar una guía concreta con ejemplos que ayuden a desarrollar una protección local y regional complementaria para los peces loro. En muchos casos, los ejemplos sugeridos ya han sido aplicados por algunos países de SPAW, lo que pueden servir como marco para guiar a otras naciones.
- 1. Desarrollar una tarea / subgrupo específico dedicado al pez loro en el Grupo de trabajo de especies y trabajar para desarrollar un plan de gestión del pez loro del Caribe.**
 - a. Establecer un grupo de trabajo asesor sobre peces loro.
 - i. Convocar reuniones periódicas para compartir y revisar las actualizaciones del estado del pez loro.
 - ii. Desarrollar objetivos de gestión regional y realizar un seguimiento del progreso de la planificación y las acciones de gestión.
 - b. Compartir experiencias y conocimientos desarrollados a través del grupo de trabajo para elaborar un Plan de gestión colaborativo del pez loro del Caribe.
 - c. Desarrollar acuerdos de gestión cooperativa con otros países y territorios.

- i. Coordinar con otros países para armonizar la planificación de la gestión del pez loro entre países debido a la naturaleza transfronteriza de la especie y la necesidad de mantener la conectividad entre las poblaciones.
 - d. Elaborar un informe de progreso anual sobre el estado del pez loro en el Caribe y la implementación del plan de gestión.
 - e. Coordinar las actividades de recuperación, supervisar y evaluar el progreso y actualizar / revisar el Plan de gestión con regularidad.
- 2. **Proteger y mejorar las poblaciones existentes reduciendo los efectos negativos de la sobreexplotación y los métodos de pesca insostenibles.**
 - a. Mejorar la implementación y el cumplimiento de las regulaciones existentes para proteger o gestionar las poblaciones de peces loro.
 - b. Evaluar los datos de pesca y desembarque para considerar el desarrollo de límites de tamaño y captura.
 - i. Implementar un límite de tamaño máximo para algunas especies como *Sp. viride*.
 - ii. Prohibir la captura de las tres grandes especies de pez loro (*Scarus coeruleus*, *Sc. guacamaia*, *Sc. coelestinus*).
 - iii. Considerar establecer un límite de captura anual de menos del 10 % de la población que puede ser pescada (Bozec *et al.* 2016) para todos los peces loro en la región con otras regulaciones específicas de especies como opciones.
 - iv. Considerar un límite de tamaño mínimo de captura para otras especies vulnerables de pez loro en función de sus historias de vida.
 - c. Debatir y considerar las normativas que se aplicarán a las actividades pesqueras que se dirigen a los peces loro directa e indirectamente.
 - i. Prohibir la captura por la noche cuando los peces loro son más vulnerables a la pesca submarina.
 - ii. Regular la pesca submarina imponiendo límites de tamaño, límites de bolsa, restricciones de especies (especialmente para las especies de peces loro de gran tamaño), otorgando licencias a los pescadores o prohibiendo la pesca submarina de todos los peces loro cuando sea posible. Considerar restringir la importación de fusiles submarinos.
 - iii. Restringir el uso de trampas y redes imponiendo tiempos de inmersión, tipos de construcción, tamaños de malla y tamaño de apertura. Limitar el tamaño de la abertura de la trampa y el tamaño de la malla protege a los ejemplares más pequeños (pre-reproductivos) y más grandes (reproductores, fecundos).
 - iv. Prohibir el uso de trampas en países donde la pesca submarina y la pesca con anzuelo y sedal tienen suficiente tracción para proporcionar ingresos a los pescadores que pueden hacer la transición a estas artes.
 - v. Implementar vedas estacionales de todos los peces loro.

- d. Proteger los sitios de desove conocidos para los peces loro, incluidos los lugares de desove de múltiples especies a los que asisten las tres especies de pez loro más grandes (junto con el mero estriado, el mero aleta amarilla, el mero tigre y el mero negro).
 - e. Prohibir la exportación de peces loro.
 - f. Si aún no existe una prohibición total de captura, realizar una evaluación para determinar si la prohibición de la captura de todos los peces loro sería aceptable para todas las partes interesadas. Comunicar e involucrar a públicos clave como pescadores, conservacionistas, administradores de pesquerías, biólogos independientes, propietarios de restaurantes, propietarios de mercados de pescado y otras partes interesadas.
 - g. Colaborar y compartir la información y las lecciones aprendidas con las naciones que han implantado y aplicado con éxito la prohibición total de la captura de peces loro (por ejemplo, Belice, México, Bonaire) u otras normas y medidas de protección de los peces loro.
 - h. Eliminar las amenazas de depredación causadas por el pez león exótico apoyando los programas de control y eliminación del pez león, como los derbis de pez león.
 - i. Establecer un programa para evaluar la efectividad de las normativas y acciones de gestión (incluir factores tales como aplicación, cumplimiento, supervisión independiente y dependiente de la pesca). Trabajar con ONG locales o regionales para ayudar en esto si no existen medios financieros para llevarlo a cabo de manera independiente.
3. **Mejorar el estado de los hábitats marinos de los que dependen los peces loro y prevenir una mayor degradación del hábitat.**
- a. Apoyar la designación, gestión y mantenimiento de áreas marinas gestionadas estratégicas que protegen el hábitat esencial de peces y arrecifes de coral y las áreas de cría (es decir, manglares, pastos marinos) de los que dependen los peces loro.
 - b. Mejorar el hábitat de los arrecifes de coral manteniendo y restaurando la calidad del agua, incluida la reducción de las aguas residuales no tratadas o los contaminantes.
 - c. Mejorar el hábitat de los arrecifes de coral apoyando los esfuerzos para reducir los impactos del brote de enfermedad de pérdida de tejido de coral duro (SCTLD).
 - d. Restaurar y mejorar el hábitat de los arrecifes de coral mediante los esfuerzos de mejora de la población de coral.
 - e. Apoyar la reintroducción y la mejora de la población de *Diadema antillarum* para ayudar a restaurar estos importantes herbívoros en los arrecifes.
 - f. Proteger y promover la regeneración de pastos marinos y manglares.
 - i. Minimizar las pérdidas causadas por el desarrollo costero no regulado.
 - ii. Aumentar el área espacial del hábitat replantando especies de plantas nativas de los manglares.
 - iii. Mejorar la calidad del agua y restaurar o mejorar el flujo natural.
 - iv. Eliminar las especies de árboles exóticos en los bosques de manglares.

4. **Mejorar la comprensión del estado del pez loro apoyando la investigación independiente de la pesca sobre la fisiología, el ciclo de vida y la ecología de los peces loro.**
 - a. Establecer un programa de seguimiento independiente de la pesca (al menos anual) para estudiar la distribución y el estado de las poblaciones de pez loro, incluidos datos sobre la riqueza, el tamaño, la densidad y la biomasa de las especies.
 - b. Coordinarse con los programas nacionales y regionales para apoyar la supervisión y el intercambio de información sobre la distribución y el estado de las poblaciones de peces loro en todo el Caribe. Utilizar información colectiva para actualizar los informes de estado regionales.
 - c. Desarrollar y mantener una base de datos regional de peces loro del Caribe que incluya datos de población (tamaño, densidad, biomasa, riqueza de especies), datos dependientes de la pesca (por ejemplo, desembarques, tipo de arte) e información socioeconómica. Visualizar e integrar información utilizando plataformas de datos GIS.
 - d. Apoyar la investigación sobre la historia de vida del pez loro, el uso del hábitat de los arrecifes de coral, la conectividad de las poblaciones y el estado de los hábitats de los arrecifes de coral.
 - i. Supervisar los efectos de la enfermedad SCTLTD en el estado de los arrecifes de coral y los impactos subsecuentes del valor, uso o pérdida del hábitat para el pez loro.
 - e. Evaluar la información del historial de vida en comparación con los datos de desembarque / captura para determinar el impacto relativo en los peces loro en su país.
 - f. Trabajar con una ONG o entidades locales o regionales para ayudar en esto si no existen medios financieros para establecer un programa independiente.

5. **Establecer un programa de recopilación de datos «dependiente de la pesca» para registrar mejor los datos de pesca y desembarque a fin de determinar los efectos de la pesca en las poblaciones de peces loro.**
 - a. Establecer un programa de recopilación de datos «dependiente de la pesca» para recopilar datos específicos de especies sobre los siguientes parámetros. Recabar datos de pescadores comerciales, recreativos y personales.
 - i. Total de peces loro extraídos (desembarques y descartados muertos).
 - ii. Nivel de participación en la pesca (tasas de captura, captura por unidad de esfuerzo (CPUE)).
 - iii. Métodos de pesca (tipo de arte, duración del viaje).
 - iv. Especies de pez loro objetivo (o capturadas incidentalmente).
 - v. Estacionalidad y lugares donde se pescan los peces loro.
 - vi. Información económica relacionada (coste de los viajes de pesca, valor del pescado vendido).
 - vii. Información biológica de los peces (especie, edad, longitud, peso, madurez).
 - b. Proporcionar ayuda de expertos locales o regionales en la capacitación sobre identificación de peces y métodos de recogida de datos, si es necesario.

- c. Asociarse con una nación que tenga una estrategia de registro de datos de desembarque / muestreo de puertos bien establecida para comprender mejor cómo se implementó.
- d. Incorporar datos de pesca y desembarques en la Base de datos de peces loro del Caribe.

6. Realizar evaluaciones socioeconómicas para comprender el papel del pez loro.

- a. Realizar evaluaciones socioeconómicas evaluar el conocimiento, las actitudes, las percepciones y la comprensión de la importancia ecológica del pez loro en el mantenimiento de la salud ecológica de los arrecifes de coral.
- b. Registrar la información de la comunidad y las características socioeconómicas tales como patrones de uso humano, apoyo / oposición de la gestión para proteger al pez loro y conocimiento, actitudes y percepciones de los arrecifes de coral / la gestión de los arrecifes de coral.
- c. Evaluar la contribución económica de las actividades relacionadas con el mar, ya sea a través de la pesca o actividades relacionadas con el turismo que dependen directa o indirectamente de las poblaciones de peces loro. Incluir factores de edad y género en la participación de las oportunidades económicas relacionadas con el pez loro.
- d. Realizar una evaluación de la relevancia de determinadas especies de pez loro en la pesca, como *Sp. viride*, para determinar si ciertas especies son el objetivo preferente de los pescadores.
 - i. Utilizar esta información para sugerir los escenarios de gestión que se ofrecen en el punto 2.
 - ii. Utilizar esta información para determinar la importancia relativa del pez loro en comparación con otras pesquerías y para evaluar las percepciones del pez loro como alimento para peces.
- e. Incorporar la información socioeconómica en el desarrollo de las acciones de gestión, divulgación y evaluación de estas acciones.
- f. Evaluar y determinar el impacto de la COVID-19 en las comunidades pesqueras a pequeña escala, el turismo y la pesca comercial para determinar su repercusión en la captura local de peces loro.

7. Incrementar la divulgación, la comunicación y la sensibilización pública.

- a. Desarrollar campañas de educación y divulgación sobre el pez loro específicas para diferentes grupos demográficos (es decir, propietarios de restaurantes, consumidores, pescadores, niños).
- b. Trabajar con una ONG local o regional para ayudar con el desarrollo y la implementación de materiales o solicitar acceso a materiales previamente preparados que podrían servir para su propósito.
 - i. Enfocar su campaña en función de su necesidad / interés específico.
 - ii. Promover las normativas sobre la captura de peces loro que ya existen y educar a los pescadores, propietarios de restaurantes y mercados de pescado.

- iii. Animar a los consumidores a elegir una opción de pescado diferente y más sostenible para comer.
 - iv. Enseñar a los niños la importancia ecológica de los peces loro.
 - c. Evaluar su campaña de divulgación para determinar si se ha logrado el resultado deseado.
 - d. Desarrollar una plataforma regional para compartir materiales educativos y de divulgación en varios idiomas. Actualmente existen numerosos recursos que se pueden recopilar y suministrar para un uso más amplio. Traducir los materiales existentes cuando sea necesario.
 - e. Apoyar e incorporar datos científicos y de ciencia ciudadana en los esfuerzos de divulgación.
- 8. Apoyar programas para ayudar a la transición de los pescadores a medios de vida alternativos y fortalecer la educación.**
- a. Identificar qué recursos se necesitan para apoyar programas que ayuden a la transición de los pescadores a medios de vida alternativos y determinar cómo las organizaciones regionales podrían ayudar más (es decir, microfondos para estudios de viabilidad de medios de vida alternativos).
 - b. Revisar dónde han funcionado los medios de vida alternativos en el Caribe (es decir, cultivo de algas en Belice, ecoturismo en Honduras) y explorar formas de implementarlos.
 - c. Ayudar a la integración de los pescadores en otras pesquerías existentes y / o fortalecer la educación sobre las regulaciones pesqueras existentes y la importancia medioambiental de todas las pesquerías de esa nación. Algunas de las sugerencias son:
 - i. Programa de recompra de trampas para proporcionar a los pescadores un beneficio monetario por abandonar la pesca con trampas.
 - ii. Proporcionar medios para que los pescadores accedan a otras pesquerías (es decir, fondos, uso compartido de embarcaciones, artes).
 - iii. Programa de capacitación de pescadores que forma a los pescadores sobre las normativas y la importancia ecológica de las especies involucradas en cada pesquería. (Es decir, Antigua)

VI. Referencias

Adam, T., Burkepile, D., Ruttenberg, B. y Paddock, M. (2015). Herbivory and the Resilience of Caribbean Coral Reefs: Knowledge Gaps and Implications for Management. *Marine Ecology Progress Series*, 520, 1- 20. DOI: 10.3354/meps11170.

Adam, T.C., Kelley, M., Ruttenberg, B.I., y Burkepile, D.E. (2015). Resource partitioning along multiple niche axes drives functional diversity in parrotfishes on Caribbean coral reefs. *Oecologia*, 179(4), pp. 1173-1185.

AGRRA. (2017). Evaluación Rápida de Arrecifes del Atlántico y el Golfo (AGRRA): An online database of AGRRA coral reef survey data. Disponible en: <http://agrra.org> (Acceso a los datos sobre *Diadema*: mayo de 2017).

AGRRA. (2020). Evaluación Rápida de Arrecifes del Atlántico y el Golfo (AGRRA): An online database of AGRRA coral reef survey data. Disponible en: <http://agrra.org> (Acceso a datos sobre biomasa de los peces loro en diciembre de 2020).

Alcolado, *et al.* (2014). págs. 207-211 n Jackson J.B.C., Donovan M.K., Cramer K.L. y Lam V.V. (editores). 2014. Status and Trends of Caribbean Coral Reefs: 1970-2012. Red mundial de Vigilancia de los Arrecifes de Coral, UICN, Gland, Suiza.

Alibaba.com. (2020). El Grupo Alibaba es un consorcio chino privado con 18 filiales y sede en Hangzhou que se dedica al comercio electrónico en Internet. Disponible en: https://www.alibaba.com/trade/search?fsb=y&IndexArea=product_en&CatId=&SearchText=parrotfish&viewtype=G&tab=

Arias-González, J.E., Fung, T., Seymour, R.M., Garza-Pérez, J.R., Acosta-González G., Bozec, Y-M., y Johnson, C.R. (2017). A coral-algal phase shift in Mesoamerica not driven by changes in herbivorous fish abundance. *PLoS One* 12(4): e0174855. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174855>

AIDA. (2019). Factsheet of Herbivorous fish and coral reefs: a relationship we must protect. Disponible en: <https://aida-americas.org/en/herbivorous-fish-and-coral-reefs-relationship-we-must-protect>

Bertoncini, A.A., Sampaio, C.L.S., Padovani-Ferreira, B., Rocha, L.A., Ferreira, C.E., Francini-Filho, R., Moura, R., Gaspar, A.L. y Feitosa, C. (2012). *Nicholsina usta*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2012: e.T190730A17781191. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012.RLTS.T190730A17781191.en>. Descargada el 26 de octubre de 2020.

Bertoncini, A.A., Sampaio, C.L.S., Padovani-Ferreira, B., Rocha, L.A., Ferreira, C.E., Francini-Filho, R., Moura, R., Gaspar, A.L. y Feitosa, C. (2012). *Sparisoma radians*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2012: e.T190712A17796247. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012.RLTS.T190712A17796247.en>. Descargada el 26 de octubre de 2020.

Bertoncini, A.A., Sampaio, C.L.S., Rocha, L.A., Ferreira, C.E., Francini-Filho, R., Moura, R., Gaspar, A.L. y Feitosa, C. (2012). *Cryptotomus roseus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2012: e.T190757A17778589. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012.RLTS.T190757A17778589.en>. Descargada el 26 de octubre de 2020.

Bonaldo, R.M., Hoey, A.S., y Bellwood, D.R. (2014). The ecosystem roles of parrotfishes on tropical reefs. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 52: 81–132.

Brandt, M.E., Cooper, W.T., Yñiguez, A.T., y McManus, J.W. (2005). Results of a coral reef survey of North Sound of Antigua. Miami, Florida: The National Center for Coral Reef Research, Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, University of Miami. 21 p.

Bruckner, A., y Williams, A. (2012). Assessment of the Community Structure, Status, Health and Resilience of Coral Reefs off St. Kitts and Nevis. Junio de 2011. Khaled bin Sultan Living Oceans Foundation, Landover MD, pp.64 (www.livingoceansfoundation.org).

Bruno, J. F., Precht, W. F., Vroom, P. S. y Aronson, R. B. (2014). Coral reef baselines: How much macroalgae is natural? *Mar. Pollut. Bull.* 80: 24–29.

Bruno, J.F., Côté, I.M., y Toth, L.T. (2019). Climate Change, Coral Loss, and the Curious Case of the Parrotfish Paradigm: Why Don't Marine Protected Areas Improve Reef Resilience? *Annual Review of Marine Science*, 11:1 307-334

Burke, L., Reyntar, K., Spalding, M., y Perry, A. (2011). Reef at risk revisited. Washington, DC: World Resource Institute. 2011;124.

Burkepile, D.E., y Hay, M.E., (2008). Herbivore species richness and feeding complementarity affect community structure and function on a coral reef. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(42), 16201-16206.

Burkepile, D. (2012). Context-dependent corallivory by parrotfishes in a Caribbean reef ecosystem. *Coral Reefs* 31: 1-10.

CERMES (2018). The Barbados Coral Reef Monitoring Programme: Changes in Coral Reef Communities on the West and South Coasts 2007-2017. University of the West Indies, Barbados, 81 pp.

Chasqui, V., L., Polanco A., Acero, F., A., Mejía-Falla, P., P.A., Navia, A., Zapata, L.A., y Caldas, J.P. (Eds.). (2017). Libro rojo de peces marinos de Colombia. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras Inveemar, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Serie de Publicaciones Generales de INVEMAR # 93. Santa Marta, Colombia. 552 p.

Choat, J.H., Feitosa, C., Ferreira, C.E., Gaspar, A.L., Padovani-Ferreira, B. y Rocha, L.A. (2012). *Scarus guacamaia*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2012: e.T19950A17627624. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012.RLTS.T19950A17627624.en>. Descargada el 26 de octubre de 2020.

Claro, R., y Cantelar Ramos, K. 2003. Rapid assessment of coral communities of Maria la Gorda, southeast Ensenada de Corrientes, Cuba (Part 2: Reef fishes). *Atoll Res. Bull.* 496: 279-293.

Clements, K.D., German, D.P., Piche, J., Tribollet, A., y Choat, J.H. (2017). Integrating ecological roles and trophic diversification on coral reefs: multiple lines of evidence identify parrotfishes as microphages. *Biol. J. Linn. Soc.* 120: 729–751.

Cox, C.E., Jones, C.D., Wares, J.P., Castillo, K.D., McField, M.D., y Bruno, J.F. (2013). Genetic testing reveals some mislabeling but general compliance with a ban on herbivorous fish harvesting in Belize. *Conserv Lett*, 6: 132–140

Cox, C. (2014). Evaluating Strategies for Restoring Parrotfish Populations in Belize. Dissertation University of North Carolina. DOI: <https://doi.org/10.17615/m617-py29>.

Cox, C., Valdivia, A., McField, M., Castillo, K., y Bruno, J.F. (2017). Establishment of marine protected areas alone does not restore coral reef communities in Belize. *Mar Ecol Prog Ser*, 563: 65–79

Cramer, K.L., O’Dea, A., Clark, T.R., Zhao, J., y Norris, R.D. (2017). Prehistorical and historical declines in Caribbean coral reef accretion rates driven by loss of parrotfish. *Nat. Commun.* 8, 14160 doi: 10.1038/ncomms14160.

Dahlgren, C., Kramer, P.R., Lang, J., y Sherman, K. (2014). New Providence and Rose Island, Bahamas 2014 Coral Reef Report Card.

Dahlgren, C., Sherman, K., Lang J., Kramer, P.R., y Marks, K. (2016). Bahamas Coral Reef Report Card Volume 1: 2011–2013.

Dahlgren, C., Sherman, K., Haines, L., Knowles, L., y Callwood K. (2020). Bahamas Coral Reef Report Card Volume 2: 2015-2020.

Debrot, D., Choat, J.H., Posada, J.M., y Robertson, D.R. (2008). High Densities of the Large Bodied Parrotfishes (Scaridae) at Two Venezuelan Offshore Reefs: Comparison Among Four Localities in the Caribbean. pp. 335–338. Proceedings of the 60th Gulf and Caribbean Fisheries Institute Punta Cana, Dominican Republic.

Donovan, & Ruttenberg (pendiente de publicación). Ecological extinction of the largest herbivorous fishes from Caribbean reefs. Manuscrito en preparación.

Eaton, L., Sloman, K.A., Wilson, R.W. *et al.* (2016). Non-consumptive effects of native and invasive predators on juvenile Caribbean parrotfish. *Environ Biol Fish* 99: 499–508.

Edwards, C.B. *et al.* (2014). Global assessment of the status of coral reef herbivorous fishes: evidence for fishing effects. Proceedings of the Royal Society B: *Biological Sciences* 281 (1774).

Gardner, T.A., Côté, I.M., Gill, J.A., Grant, A., y Watkinson, A.R. (2003). Long-term region-wide declines in Caribbean corals. *Science*, 301(5635), pp. 958-960.

Gardner, T.A., Côté, I.M., Gill, J.A., Grant, A., y Watkinson, A.R. (2005). Hurricanes and Caribbean coral reefs: impacts, recovery patterns, and role in long-term decline. *Ecology*, 86(1), pp. 174-184.

Geertjes, G., Postema, J., Kamping, A., Delden, W., Videler, J., y Zande, L. (2004). Allozymes and RAPDs detect little genetic population substructuring in the Caribbean stoplight parrotfish *Sparisoma viride*. *MEPS* 279:225-235 (2004). DOI:10.3354/meps279225;

González, M. (2020). Key reef herbivores of Puerto Rico. Final Report. Puerto Rico Department of Natural Resources. 66 pp.

González-Díaz, P., González-Sansón, G., Aguilar Betancourt, C., Álvarez Fernández, S., Perera Pérez, O., Hernández Fernández, L., Manuel Ferrer Rodríguez, V., Cabrales Caballero, Y., Armenteros, M. y de la Guardia Llanso, E., (2018). Status of Cuban coral reefs. *Bulletin of Marine Science*, 94(2), pp.229-247.

Gonzalez-Sanson, G., Aguilar, C., Hernandez, I., Cabrera, Y., y Curry, A., (2009). The influence of habitat. and fishing on reef fish assemblages in Cuba. *Gulf Caribb. Res.*, 21, 1321.

Green, S.J., Akins, J.L. y Côté, I.M. (2011). Foraging behaviour and prey consumption in the Indo-Pacific lionfish on Bahamian coral reefs. *Marine Ecology Progress Series*, 433: 159–167.

Harms-Tuohy, C.A. (2020). Parrotfishes in the Caribbean: a regional review with recommendations for management. Technical Report for Caribbean Fisheries Management Council. 52pp

Harborne, A.R. y Mumby, P.J. (2018). FAQs about Caribbean Parrotfish Management and their Role in Reef Resilience. *The Biology and Ecology of Parrotfishes*, 383-406.

Hawkins, J.P., y Roberts, C.M. (2003). Effects of fishing on sex-changing Caribbean parrotfishes. *Biological Conservation* 115 (2003) 213–226.

Hawkins, J. y Roberts, C.M. (2004). Effects of Artisanal Fishing on Caribbean Coral Reefs. *Conservation Biology*, 18: 215 - 226.

Hawkins, J.P., Roberts, C.M., Gell, F.R., y Dytham, C. (2007). Effects of trap fishing on reef fish communities. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 17:111-132.

Healthy Reefs Initiative, (2020). *Diadema* Restoration in the Caribbean: What have we learned? Seminario web 1 de julio de 2020. <https://www.agrra.org/webinars/>

Heenan, A., y Williams, I.D. (2013). Monitoring herbivorous fishes as indicators of coral reef resilience in American Samoa. *PLoS One*. 8(11): e79604. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0079604>

Hermelin, V. (2006). Coral Reef Fishes; dynamics and diversity in a complex ecosystem. pp. 265-274

Hubbard, D.K., Miller, A.I., y Scaturro, D. (1990). Production and cycling of calcium carbonate in a shelf-edge reef system (St. Croix, U.S. Virgin Islands): applications to the nature of reef systems in the fossil record. *J. Sediment. Petrol*, 60: 335–360.

ICRI. (2019). Recommendation on addressing the decline of herbivorous fish populations for improved coral community health throughout the Tropical Eastern Pacific, the Eastern and Western Atlantic, and the Greater Caribbean Region disponible en: <https://www.icriforum.org/sites/default/files/ICRIGM34-Recommendation-herbivorous-fish.pdf>

IPCC. (2018). Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, chapter 3, box 3.4. Disponible en: <https://www.ipcc.ch/sr15/>

IPCC. (2019). Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate Chapter 4: Sea Level Rise and Implications for Low Lying Islands, Coasts and Communities. Disponible en: https://report.ipcc.ch/srocc/pdf/SROCC_FinalDraft_Chapter4.pdf

Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES; 2018). *Summary for policymakers of the regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for the Americas of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Rice, J., Seixas, C.S., Zaccagnini, M.E., BedoyaGaitán, M., Valderrama, N., Anderson, C.B., Arroyo, M.T.K., Bustamante, M., Cavender-Bares, J., Diaz-de-Leon, A., Fennessy, S., García Márquez, J.R., Garcia, K., Helmer, E.H., Herrera, B.,

UICN, (2020). The IUCN Red List Categories, Disponible en: <https://www.iucn.org/resources/conservation-tools/iucn-red-list-threatened-species>

Jackson J.B.C., Donovan M.K., Cramer K.L. y Lam V.V. (editores). (2014). Status and Trends of Caribbean Coral Reefs: 1970-2012. Red mundial de Vigilancia de los Arrecifes de Coral, UICN, Gland, Suiza.

Jackson, J.B.C. (1997). Reefs since Columbus. *Coral Reefs* 16: S23-S32.

Jackson, J.B.C., Donovan, M.K., Cramer, K.L., y Lam, V.V. (editores). (2014). Status and Trends of Caribbean Coral Reefs: 1970-2012. Red mundial de Vigilancia de los Arrecifes de Coral, UICN, Gland, Suiza.

Kindinger, T.L., y Albins, M.A. (2017). Consumptive and non-consumptive effects of an invasive marine predator on native coral-reef herbivores. *Biol Invasions*, 19: 131–146.

Kitson-Walters, K. (2017). St. Eustatius Fisheries Monitoring Report. Ministry of Agriculture, *Nature and Food Quality*, 13 pp.

Kramer, P.A. (2003). Synthesis of coral reef health indicators for the western Atlantic: Results of the AGRRA program (1997-2000). *Atoll Research Bulletin*, 496: 1-58. (<https://www.agrra.org/resources/>).

Kramer, P., Atis, M., Schill, S., Williams, S.M., Freid, E., Moore, G., Martinez-Sanchez, J.C., Benjamin, F., Cyprien, L.S., Alexis, J.R., Grizzle, R., Ward, K., Marks, K. y Grenda, D. (2016). Baseline Ecological Inventory for Three Bays National Park, Haiti. The Nature Conservancy: Report to the Inter-American Development Bank. Pp. 1-180.

Kramer, P.R., Roth, L.M., Constantine, S., Knowles, J., Cross, L., Steneck, R., Newman, S.P., y Williams, S.M. (2016). Antigua and Barbuda's Coral Reef Report Card 2016. *The Nature Conservancy*. (<https://www.agrra.org/resources/>).

Kramer, P.R., Roth, L.M., Constantine, S., Knowles, J., Cross, L., y Steiner, S. (2016). Dominica's Coral Reef Report Card 2016. *The Nature Conservancy*. (<https://www.agrra.org/resources/>).

Kramer, P.R., Roth, L.M., Constantine, S., Knowles, J., Cross, L., Kramer, P.A., Nimrod, S., y Phillips, M. (2016). Grenada's Coral Reef Report Card 2016. *The Nature Conservancy*. (<https://www.agrra.org/resources/>).

Kramer, P.R., Roth, L.M., Constantine, S., Knowles, J., Cross, L., Steneck, R., Newman, S.P., y Williams, S.M. (2016). Saint Lucia's Coral Reef Report Card 2016. *The Nature Conservancy*. (<https://www.agrra.org/resources/>).

Kramer, P.R., Roth, L.M., Constantine, S., Knowles, J., Cross, L., y Bruckner, A. (2016). St. Kitts and Nevis' Coral Reef Report Card 2016. *The Nature Conservancy*. (<https://www.agrra.org/resources/>).

Kramer, P.R., Roth, L.M., Constantine, S., Knowles, J., Cross, L., Steneck, R., Newman, S.P., Williams, S.M., y Phillips, M. (2016). St. Vincent and the Grenadines' Coral Reef Report Card 2016. The Nature Conservancy. (<https://www.agrra.org/resources/>).

Kramer, P. (2020). Status and trends of parrotfish in the Caribbean: updates from the AGRRA program. 25 de junio de 2020. Seminario web de AIDA Americas. <https://aida-americas.org/en/node/3027>

Lang, J.C., y Roth, L.M. (2019). Reef biophysical conditions across CMBP seascapes. CARIBBEAN MARINE BIODIVERSITY PROGRAM Cooperative Agreement No. AID-OAA-A14-00064. 16+i pp. <https://www.agrra.org/resources/>

Lesser, M.P., y Slattery, M. (2011). Phase Shift to Algal Dominated Communities at Mesophotic Depths Associated With Lionfish (*Pterois volitans*) Invasion on a Bahamian Coral Reef. *Biol Invasions*, 13: 1855–1868.

Lessios, H.A. (1988). Mass mortality of *Diadema antillarum* in the Caribbean - what we have learned. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 19: 371-393.

Littler, M.M., Taylor, P.R., Littler, D.S. (1989). Complex interactions in the control of coral zonation on a Caribbean reef flat. *Oecologia*, 80: 331–340.

Lopez-Ordaz, A., y Rodriguez-Quintal, J.G. (2010). Ichthyofauna associated to a shallow reef in Morrocoy National Park, Venezuela. *Revista de biología tropical*, 58, pp. 163-174.

Lovell, T., y Spencer, R. (2017). Socio-economic Monitoring at the Northeast Marine Managed Area (NEMMA), Antigua. Climate Resilient Eastern Caribbean Marine Managed Areas Network (ECMMAN): Eastern Caribbean Integrated Coral Reef Monitoring Project Report No. 5. 50pp.

McClanahan, T.R. y Muthiga, N.A. (2020). Change in fish and benthic communities in Belizean patch reefs in and outside of a marine reserve, across a parrotfish capture ban. *Marine Ecology Progress Series*, 645, pp. 25-40.

McCook, L., Jompa, J., y Díaz-Pulido, G. (2001). Competition between corals and algae on coral reefs: a review of evidence and mechanisms. *Coral reefs*, 19(4), pp. 400-417.

McField, M., Kramer, P., Giró Petersen, A., Soto, M., Drysdale, I., Craig, N., y Rueda Flores, M. (2020). 2020 Mesoamerican Reef Report Card. Disponible en: <https://www.healthyreefs.org/cms/report-cards/>

Morris, J. y Akins, J. (2009). Feeding ecology of invasive lionfish (*Pterois volitans*) in the Bahamian archipelago. *Environ. Biol. Fishes*, 86: 389-398.

Mumby, P.J., Edwards, A.J., Arias-Gonzalez, J.E., Lindeman, K.C., Blackwell, P.G., Gall, A., Gorczyńska, M.I., Harborne, A.R., Pescod, C.L., Renken, H., Wabnitz, C.C.C., Llewellyn, G. (2004). Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. *Nature*, 427: 533 – 536.

Mumby, P. J., Dahlgren, C. P., Harborne, A. R., Kappel, C. V., Micheli, F., Brumbaugh, D. R., *et al.* (2006). Fishing, trophic cascades, and the process of grazing on coral reefs. *Science* 311, 98–101. doi: 10.1126/science.1121129.

Mumby, P.J., Hedley, J.D., Zychaluk, K., Harborne, A.R. y Blackwell, P.G., (2006). Revisiting the catastrophic die-off of the urchin *Diadema antillarum* on Caribbean coral reefs: fresh insights on resilience from a simulation model. *Ecological modelling*, 196(1-2), pp. 131-148.

Mumby, P.J., (2009). Herbivory versus corallivory: are parrotfish good or bad for Caribbean coral reefs? *Coral Reefs*, 28(3), pp. 683-690.

Mumby, P.J. y Harborne, A.R., (2010). Marine reserves enhance the recovery of corals on Caribbean reefs. *PLoS one*, 5(1), p.e8657.

Mumby, P.J., Steneck, R.S., Edwards, A.J., Ferrari, R., Coleman, R., Harborne, A.R. y Gibson, J.P., (2012). Fishing down a Caribbean food web relaxes trophic cascades. *Marine Ecology Progress Series*, 445, pp. 13-24.

Mumby, P.J., Wolff, N.H., Bozec, Y.M., Chollett, I. y Halloran, P. (2014). Operationalizing the resilience of coral reefs in an era of climate change. *Conservation Letters*, 7(3), pp. 176-187.

Muñoz, R. y Motta, P. (2000). Interspecific aggression between two Parrotfishes (*Sparisoma*, Scaridae) in the Florida Keys. *Copeia* 3 pp. 674-683. DOI 10.1643/0045-8511(2000)000[0674:|ABTPS]2.0.CO;2

Muñoz, R.C., y Warner, R.R. (2003). Alternative contexts of sex change with social control in the bucktooth parrotfish, *Sparisoma radians*. *Environ. Biol. Fish.* 68: 307 – 319.

NOAA. 2018. US Coral Reef Monitoring Data Summary (2018). NOAA Coral Reef Conservation Program. NOAA Technical Memorandum CRCP 31, 224 pp. DOI: 10.25923/g0v0-nm61

O'Farrell, S., Luckhurst, B.E., Box, S.J. *et al.* (2016). Parrotfish sex ratios recover rapidly in Bermuda following a fishing ban. *Coral Reefs* **35**, 421–425 <https://doi.org/10.1007/s00338-015-1389-5>

Padovani-Ferreira, B., Rocha, L.A., Ferreira, C.E., Francini-Filho, R., Moura, R., Gaspar, A.L. y Feitosa, C. (2012). *Sparisoma axillare*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2012: e.T190751A17785979. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012.RLTS.T190751A17785979.en>. Descargada el 26 de octubre de 2020.

Pavlowich T., Webster D.G. y Kapuscinski A.R. (2018). Leveraging sex change in parrotfish to manage fished populations. *Elem Sci Anth*, 6(1), p. 63. DOI: <http://doi.org/10.1525/elementa.318>

Posada, J.M., Villamizar, E y Alvarado, D. (2003). Venezuela. Rapid assessment of coral reefs in the Archipelago de Los Roques National Park, Venezuela (part 2: fishes). *Atoll Research Bulletin*.

Robertson D.R. y Van Tassel J. (2018). Shorefishes of the tropical of the Greater Caribbean, disponible en: <https://bioge.stri.si.edu/%20caribbean/en/pages>

Rocha, L.A., Choat, J.H., Clements, K.D., Russell, B., Myers, R., Lazuardi, M.E., Muljadi, A., Pardede, S. y Rahardjo, P. (2012). (a). *Scarus coeruleus*. *The IUCN Red List of Threatened Species*, 2012: e.T190709A17797173. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012.RLTS.T190709A17797173.en>. Descargada el 26 de octubre de 2020.

Rocha, L.A., Choat, J.H., Clements, K.D., Russell, B., Myers, R., Lazuardi, M.E., Muljadi, A., Pardede, S. y Rahardjo, P. (2012). (b). *Scarus coelestinus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2012: e.T190720A17793912. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012.RLTS.T190720A17793912.en>. Descargada el 26 de octubre de 2020.

Rocha, L.A., Choat, J.H., Clements, K.D., Russell, B., Myers, R., Lazuardi, M.E., Muljadi, A., Pardede, S. y Rahardjo, P. (2012). (c). *Scarus iseri*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2012: e.T190732A17782171. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012.RLTS.T190732A17782171.en>. Descargada el 26 de octubre de 2020.

Rocha, L.A., Choat, J.H., Clements, K.D., Russell, B., Myers, R., Lazuardi, M.E., Muljadi, A., Pardede, S. y Rahardjo, P. (2012). *Scarus taeniopterus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2012: e.T190750A17784981. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012.RLTS.T190750A17784981.en>. Descargada el 26 de octubre de 2020.

Rocha, L.A., Choat, J.H., Clements, K.D., Russell, B., Myers, R., Lazuardi, M.E., Muljadi, A., Pardede, S. y Rahardjo, P. (2012). *Scarus vetula*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2012: e.T190698A17791465. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012.RLTS.T190698A17791465.en>. Descargada el 26 de octubre de 2020.

Rocha, L.A., Choat, J.H., Clements, K.D., Russell, B., Myers, R., Lazuardi, M.E., Muljadi, A., Pardede, S. y Rahardjo, P. (2012). *Sparisoma atomarium*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2012: e.T190768A17775974. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012.RLTS.T190768A17775974.en>. Descargada el 26 de octubre de 2020.

Rocha, L.A., Choat, J.H., Clements, K.D., Russell, B., Myers, R., Lazuardi, M.E., Muljadi, A., Pardede, S. y Rahardjo, P. (2012). *Sparisoma aurofrenatum*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2012: e.T190729A17780851. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012.RLTS.T190729A17780851.en>. Descargada el 26 de octubre de 2020.

Rocha, L.A., Choat, J.H., Clements, K.D., Russell, B., Myers, R., Lazuardi, M.E., Muljadi, A., Pardede, S. y Rahardjo, P. (2012). *Sparisoma chrysopterum*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2012: e.T190738A17788150. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012.RLTS.T190738A17788150.en>. Descargada el 26 de octubre de 2020.

Rocha, L.A., Choat, J.H., Clements, K.D., Russell, B., Myers, R., Lazuardi, M.E., Muljadi, A., Pardede, S. y Rahardjo, P. (2012). *Sparisoma griseorubrum*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2012: e.T190696A17792062. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012.RLTS.T190696A17792062.en>. Descargada el 26 de octubre de 2020.

Rocha, L.A., Choat, J.H., Clements, K.D., Russell, B., Myers, R., Lazuardi, M.E., Muljadi, A., Pardede, S. y Rahardjo, P. (2012). *Sparisoma rubripinne*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2012: e.T190721A17783950. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012.RLTS.T190721A17783950.en>. Descargada el 26 de octubre de 2020.

Rocha, L.A., Choat, J.H., Clements, K.D., Russell, B., Myers, R., Lazuardi, M.E., Muljadi, A., Pardede, S. y Rahardjo, P. (2012). *Sparisoma viride*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2012: e.T190734A17779745. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012.RLTS.T190734A17779745.en>. Descargada el 26 de octubre de 2020.

Roos, N., Taylor, B., Carvalho, A., y Longo, G. (2020). Demography of the largest and most endangered Brazilian parrotfish *Scarus trispinosus* reveals overfishing. *Endangered Species Research*. 41. 10.3354/esr01024.

Ruttenberg, B., Caselle, J.E., Estep, A.J., Johnson, A.E., Marhaver, K.L., Richter, L.J., Sandin, S.A., Vermeij, M.J., Smith, J.E., Grenda, D. y Cannon, A., (2018). Ecological assessment of the marine ecosystems of Barbuda, West Indies: Using rapid scientific assessment to inform ocean zoning and fisheries management. *PLoS one*, 13(1), p.e0189355.

Shantz, A.A., Ladd, M.C., y Burkepile, D.E. (2020). Overfishing and the ecological impacts of extirpating large parrotfish from Caribbean coral reefs. *Ecological Monographs* 90 (2): e01403.

Shinn, E.A., Smith, G.W., Prospero, J.M., Betzer, P., Hayes, M.L., Garrison, V., y Barber, R.T. (2000). African dust and the demise of Caribbean coral reefs. *Geophysical Research Letters*, 27(19), pp. 3029-3032.

Steneck, R.S., Mumby, P.J., MacDonald, C., Rasher, D.B., y Stoyle, G., (2018). Attenuating effects of ecosystem management on coral reefs. *Science Advances*, 4(5), p.eaao5493.

Steneck, R.S., Arnold, S.N., Boenish, R., de León, R., Mumby, P.J., Rasher, D.B., y Wilson, M.W. (2019). Managing Recovery Resilience in Coral Reefs Against Climate-Induced Bleaching and Hurricanes: A 15 Year Case Study From Bonaire, Dutch Caribbean. *Front. Mar. Sci.* 6:265. doi: 10.3389/fmars.2019.00265

Steneck, R.S., y Torres, R. (2019). Status and Trends of Coral Reefs in the Dominican Republic 2015-2019. Fundación Propagas. <https://www.reefcheckdr.org/assets/files/reportes/reporte-arrecifes-2015-2019.pdf>

Steiner, S. (2015). Coral Reefs of Dominica (Lesser Antilles). *Ann. Naturhist. Mus. Wien, B*, 177:47-119. ITME Research Reports 33 and Institute Tropical Marine Ecology. (www.itme.org).

The Bahamas National Trust. (2018). Executive Summary Marine Protection Plan for expanding, The Bahamas Marine Protected Areas Network to meet; The Bahamas 2020 Declaration. Disponible en: <http://bahamasprotected.com/wp-content/uploads/2018/02/Bahamas-Protected-Marine-Protection-Plan-Exec.-Summary.pdf>

UNEP. (2014). Revised criteria for the listing of species in the Annexes of the SPAW Protocol and Procedure for the submission and approval of nominations of species for inclusion in, or deletion from Annexes I, II and III. Octava Reunión de las Partes Contratantes (COP) del Protocolo relativo a las Áreas y a la Flora y Fauna Silvestres Especialmente Protegidas (SPAW) en la Región del Gran Caribe, Cartagena, Colombia, 9 de diciembre de 2014.

Valles, H., y Oxenford, H.A. (2014). Parrotfish size: a simple yet useful alternative indicator of fishing effects on Caribbean reefs? *PLoS One*, 9(1), p.e86291.

Zaneveld, J.R., Burkepile, D.E., Shantz, A.A., Pritchard, C.E., McMinds, R., Payet, J.P., Welsh, R., Correa, A.M.S., Lemoine, N.P., Rosales, S., Fuchs, C., Maynard, J.A., y Vega Thurber, R. (2016). Overfishing and nutrient pollution interact with temperature to disrupt coral reefs down to microbial scales. *Nat. Commun.* 7:11833

VII. Apéndices

Apéndice 2. Descripción general de las características del pez loro (*Scaridae*)

Tabla 1: Características descriptivas de cada una de las especies de pez loro del Caribe consideradas para el Anexo III.

Familia	Nombre de la especie	Categoría UICN	Vulnerabilidad*	Categoría de precio**	Resiliencia**	Grupo trófico
<i>Scaridae</i>	<i>Cryptotomus roseus</i>	Preocupación menor (LC)	Baja (10/100)		Alta	Herbívoro
<i>Scaridae</i>	<i>Nicholsina usta</i>	Preocupación menor (LC)	Baja (23/100)	Alta	Alta	Herbívoro
<i>Scaridae</i>	<i>Scarus coelestinus</i>	Datos insuficientes (DD)	Moderada (38/100)	Alta	Media	Herbívoro
<i>Scaridae</i>	<i>Scarus coeruleus</i>	Preocupación menor (LC)	Moderada (42/100)	Alta	Media	Herbívoro
<i>Scaridae</i>	<i>Scarus guacamaia</i>	Casi amenazada (NT)	Moderada (42/100)	Alta	Media	Herbívoro
<i>Scaridae</i>	<i>Scarus iseri</i>	Preocupación menor (LC)	Baja (17/100)	Alta	Alta	Herbívoro
<i>Scaridae</i>	<i>Scarus taeniopterus</i>	Preocupación menor (LC)	Baja (25/100)	Alta	Alta	Herbívoro
<i>Scaridae</i>	<i>Scarus vetula</i>	Preocupación menor (LC)	Moderada (28/100)	Alta	Alta	Herbívoro
<i>Scaridae</i>	<i>Sparisoma atomarium</i>	Preocupación menor (LC)	Baja (12/100)		Alta	Herbívoro

<i>Scaridae</i>	<i>Sparisoma aurofrenatum</i>	Preocupación menor (LC)	Baja (22/100)	Alta	Media	Herbívoro
<i>Scaridae</i>	<i>Sparisoma axillare</i>	Datos insuficientes (DD)	Moderada (38/100)		Media	Herbívoro
<i>Scaridae</i>	<i>Sparisoma chrysopterum</i>	Preocupación menor (LC)	Baja (23/100)	Alta	Alta	Herbívoro
<i>Scaridae</i>	<i>Sparisoma griseorubrum</i>	Datos insuficientes (DD)	Moderada (34/100)		Alta	Herbívoro
<i>Scaridae</i>	<i>Sparisoma radians</i>	Preocupación menor (LC)	Baja (14/100)	Alta	Alta	Herbívoro
<i>Scaridae</i>	<i>Sparisoma rubripinne</i>	Preocupación menor (LC)	Moderada (26/100)	Alta	Alta	Herbívoro
<i>Scaridae</i>	<i>Sparisoma viride</i>	Preocupación menor (LC)	Moderada (31/100)	Alta	Media	Herbívoro

* Cheung, W.W.L., T.J. Pitcher y D. Pauly, 2005. A fuzzy logic expert system to estimate intrinsic extinction vulnerabilities of marine fishes to fishing. *Biol. Conserv.* 124:97-111.

Sumaila, U.R., Marsden, A.D., Watson, R. *et al.* A Global Ex-vessel Fish Price Database: Construction and Applications. *J Bioecon* 9, 39–51 (2007). <https://doi.org/10.1007/s10818-007-9015-4>

Froese, R., N. Demirel, G. Coro, K.M. Kleisner y H. Winker, 2017. Estimating fisheries reference points from catch and resilience. *Fish and Fisheries* 18(3):506-526.

Tabla 2: Funciones ecológicas y descripción del impacto en el bentos para cada una de las especies de pez loro del Caribe consideradas para el Anexo III.

Nombre de la especie	Papel de forrajeo+	Alga+ (principal)	Nivel trófico	K	Largo-peso (a)	Largo-peso (b)
<i>Cryptotomus roseus</i>			2		0,01175	3,13
<i>Nicholsina usta</i>			2			
<i>Scarus coelestinus</i>		Algas del césped, algas coralinas, algas endolíticas	2	1.4-4.4	0,01622	3,06

<i>Scarus coeruleus</i>		Algas del césped, algas coralinas, algas endolíticas	2	1.4-4.4	0,01288	3,05
<i>Scarus guacamaia</i>	Excavador	Algas del césped, algas coralinas, algas endolíticas	2	1.4-4.4	0,01349	3,03
<i>Scarus iseri</i>	Raspador	Algas del césped, algas coralinas, algas endolíticas	2	0,2	0,01096	3,02
<i>Scarus taeniopterus</i>	Raspador	Algas del césped, algas coralinas, algas endolíticas	2	0,2	0,01350	3,00
<i>Scarus vetula</i>	Raspador	Algas del césped, algas coralinas, algas endolíticas	2	0,6	0,01000	3,04
<i>Sparisoma atomarium</i>		Macroalgas	2	0,6		
<i>Sparisoma aurofrenatum</i>	Pastor/Raspador (incluido coral vivo)	Macroalgas	2	1.4-4.4	0,01072	3,13
<i>Sparisoma axillare</i>		Macroalgas	2	1.4-4.4	0,01318	3,09
<i>Sparisoma chrysopterum</i>	Pastor	Macroalgas	2	0,7	0,01072	3,10
<i>Sparisoma griseorubrum</i>		Macroalgas	2		0,01047	3,06
<i>Sparisoma radians</i>		Macroalgas	2		0,00977	3,06
<i>Sparisoma rubripinne</i>	Pastor	Macroalgas	2	0,5	0,01413	3,09
<i>Sparisoma viride</i>	Excavador (incluido coral vivo)	Macroalgas	2	1.4-4.4	0,01380	3,05

Apéndice 3: Figuras y tablas

Figura 1. Los peces loro son herbívoros clave en los arrecifes de coral, ya que evitan que las algas crezcan en exceso y maten a los corales y mantienen despejadas las superficies de los arrecifes para que los corales jóvenes puedan reclutarse. Los peces loro de gran tamaño (> 20 cm) son especialmente importantes, ya que pueden eliminar más algas mientras pastan. (Dahlgren, Kramer, Lang, y Sherman, 2014).

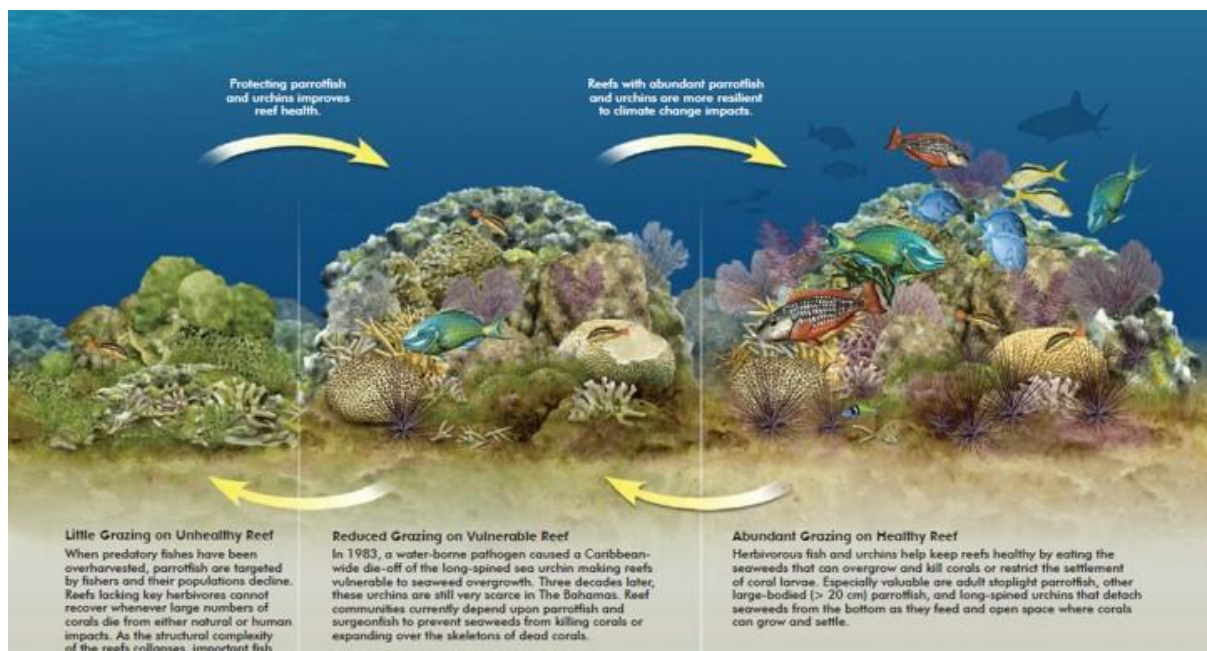


Tabla 3: Datos de AGRRA sobre la biomasa del pez loro por especies para los países del Caribe (AGRRA 2020). Datos-Año indica diferentes «lotes» de datos AGRRA que se incluyeron en los cálculos. La biomasa se calcula en g / 100 m². Para obtener una explicación completa sobre cómo se calculó la biomasa, consulte el documento de metadatos del producto estándar de AGRRA. Un asterisco (*) indica los países que han firmado, pero aún no han ratificado el protocolo SPAW. Guyana, la República de Trinidad-Tobago y Santa Lucía no tenían datos AGRRA disponibles.

SPAW Countries	Data Year	Total Biomass	<i>Scarus</i>						<i>Sparisoma</i>				
			<i>coelestinus</i>	<i>coeruleus</i>	<i>guacamaia</i>	<i>iseri</i>	<i>taeniopterus</i>	<i>vetula</i>	<i>atomarium</i>	<i>aurofrenatum</i>	<i>chrysopterus</i>	<i>rubripinne</i>	<i>viride</i>
Antigua and Barbuda*	2005, 2017-18	2414	0	0	0	592	45	314	5	353	58	87	960
Bahamas	2001, 2013, 2015, 2017-19	2253	76	17	70	105	372	362	2	292	107	105	744
Belize	2018	2213	7	2	23	316	279	31	11	386	168	266	724
Bonaire	1999	6264	126	166	0	28	1558	1983	0	202	12	0	2189
Cayman Islands	1999-2000	2476	1	0	0	264	450	83	0	424	133	188	933
Colombia	2012	1624	0	0	0	195	359	86	3	549	64	25	343
Costa Rica	1999	4166	302	0	0	265	6	0	0	99	349	2813	333
Cuba	2001	2345	46	1	139	381	73	88	3	298	65	232	1020
Curacao	1998	2835	0	0	127	164	791	104	0	120	0	135	1396
Dominica	2005	655	0	0	3	155	80	60	0	250	0	0	106
Dominican Republic	2003-2004, 2018	665	1	0	0	234	44	2	1	147	20	81	136
Grenada	2018-2019	1959	0	0	9	189	492	58	1	389	73	87	659
Guatemala*	2018	735	0	0	0	145	94	5	0	70	2	12	407
Haiti	2015, 2018, 2020	1182	0	0	1	528	103	8	17	223	14	49	238
Honduras	2018	1540	8	9	3	130	150	55	22	187	89	202	686
Jamaica*	2000, 2005, 2012, 2014-15, 2018	1317	1	1	6	368	113	10	10	455	14	71	267
Mexico*	2018	1598	0	2	11	123	115	85	1	292	111	302	557
Navassa	2012	3177	0	0	0	94	1314	101	2	891	0	39	735
Nicaragua	2003	394	178	9	0	22	13	10	0	67	0	43	53
Panama	2002	1897	10	1	0	650	4	22	2	257	53	296	602
Saba	1999	2055	0	0	0	365	146	99	0	656	27	64	699
St Vincent and the Grenadines	2018, 2019	1378	0	0	17	245	417	95	5	123	15	9	452
St. Eustatius	1999	3118	0	0	0	276	1226	30	0	786	14	20	766
St. Kitts	2011	1560	9	0	40	474	349	81	4	362	7	5	229
St. Maarten	1999	2118	0	0	0	11	180	0	0	843	0	73	1011
Turks & Caicos	1999, 2018	2169	0	0	0	93	278	573	0	286	21	172	747
United States	2003, 2004, 2006	1617	72	40	117	119	14	253	1	189	23	108	682
United States, Puerto Rico	2003	2897	0	0	3	639	151	152	1	778	28	70	1075
United States, USVI	1998-2000	2515	0	0	0	287	461	146	23	418	23	329	829
Venezuela	1999	9125	993	564	160	538	396	2839	0	231	131	461	2811

Figura 2. Mapa de la biomasa total de pez loro (todas las especies combinadas) para países con datos AGRRRA disponibles (que se muestran en la tabla anterior) (AGRRRA 2020). Se debe tener en cuenta que el año en que se recopilaron los datos varía según el país y es posible que haya datos recientes de otras fuentes disponibles. La biomasa se calcula como g / 100 m².

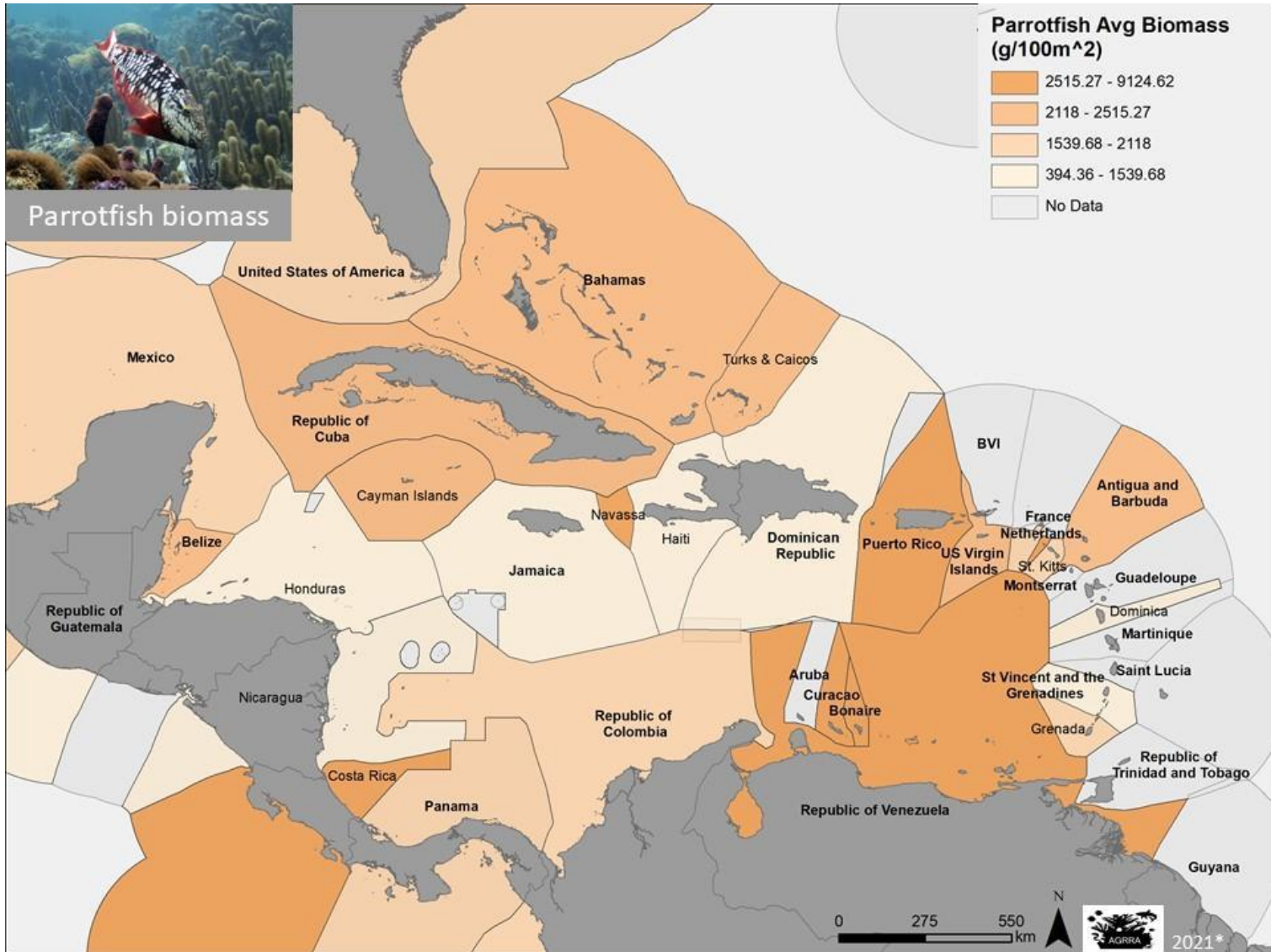


Figura 3. Mapa de la biomasa de pez loro guacamayo (*Scarus guacamaia*) para países con datos AGRRRA disponibles (que se muestran en la tabla anterior) (AGRRRA 2020). Se debe tener en cuenta que el año en que se recopilaron los datos varía según el país y es posible que haya datos recientes de otras fuentes disponibles. La biomasa se calcula como g / 100 m².

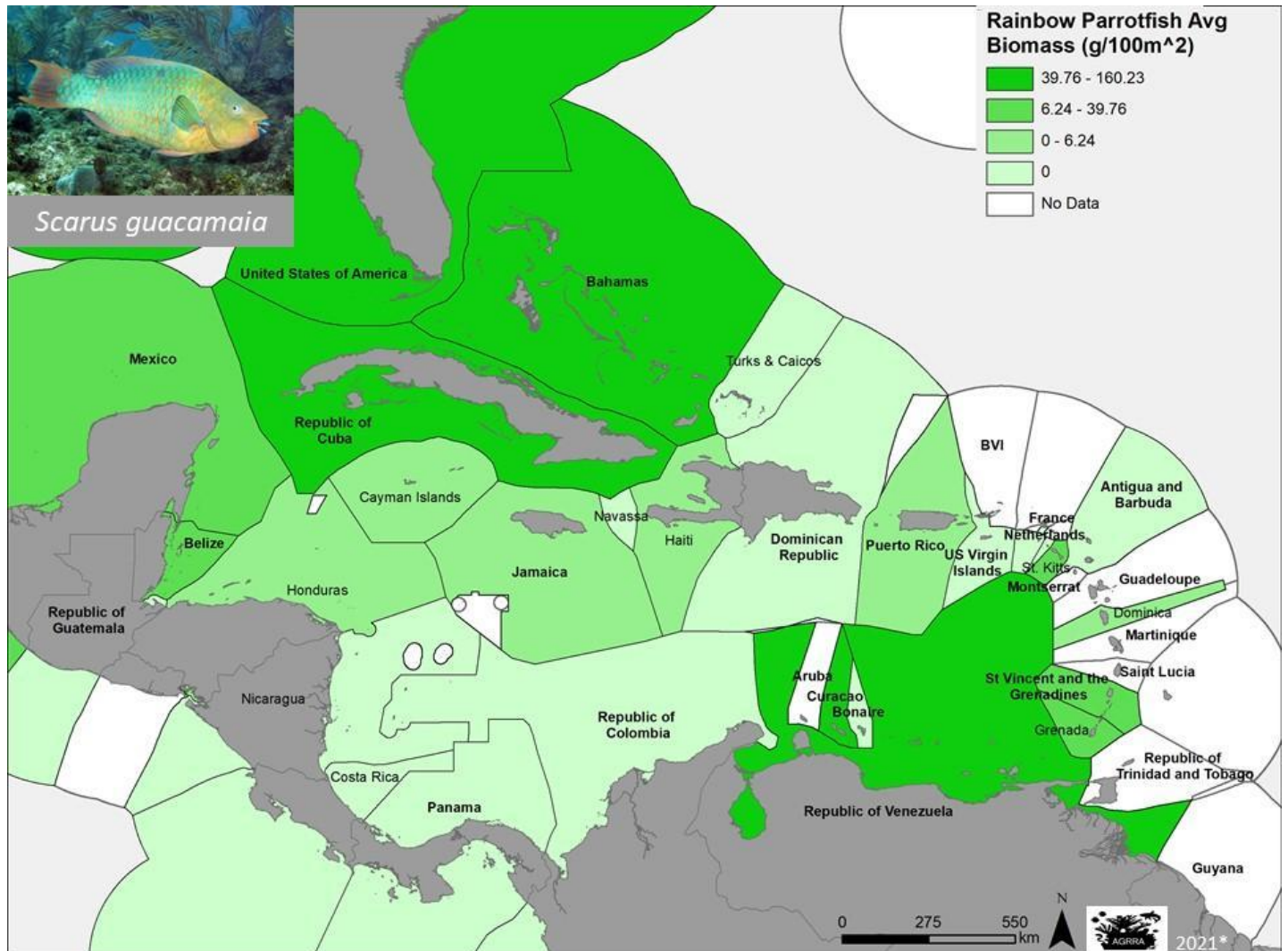


Figura 4. Mapa de la biomasa de pez loro semáforo (*Sparisoma viride*) para países con datos AGRRA disponibles (que se muestran en la tabla anterior) (AGRRA 2020). Se debe tener en cuenta que el año en que se recopilaron los datos varía y es posible que haya datos recientes de otras fuentes disponibles. La biomasa se calcula como g / 100 m².

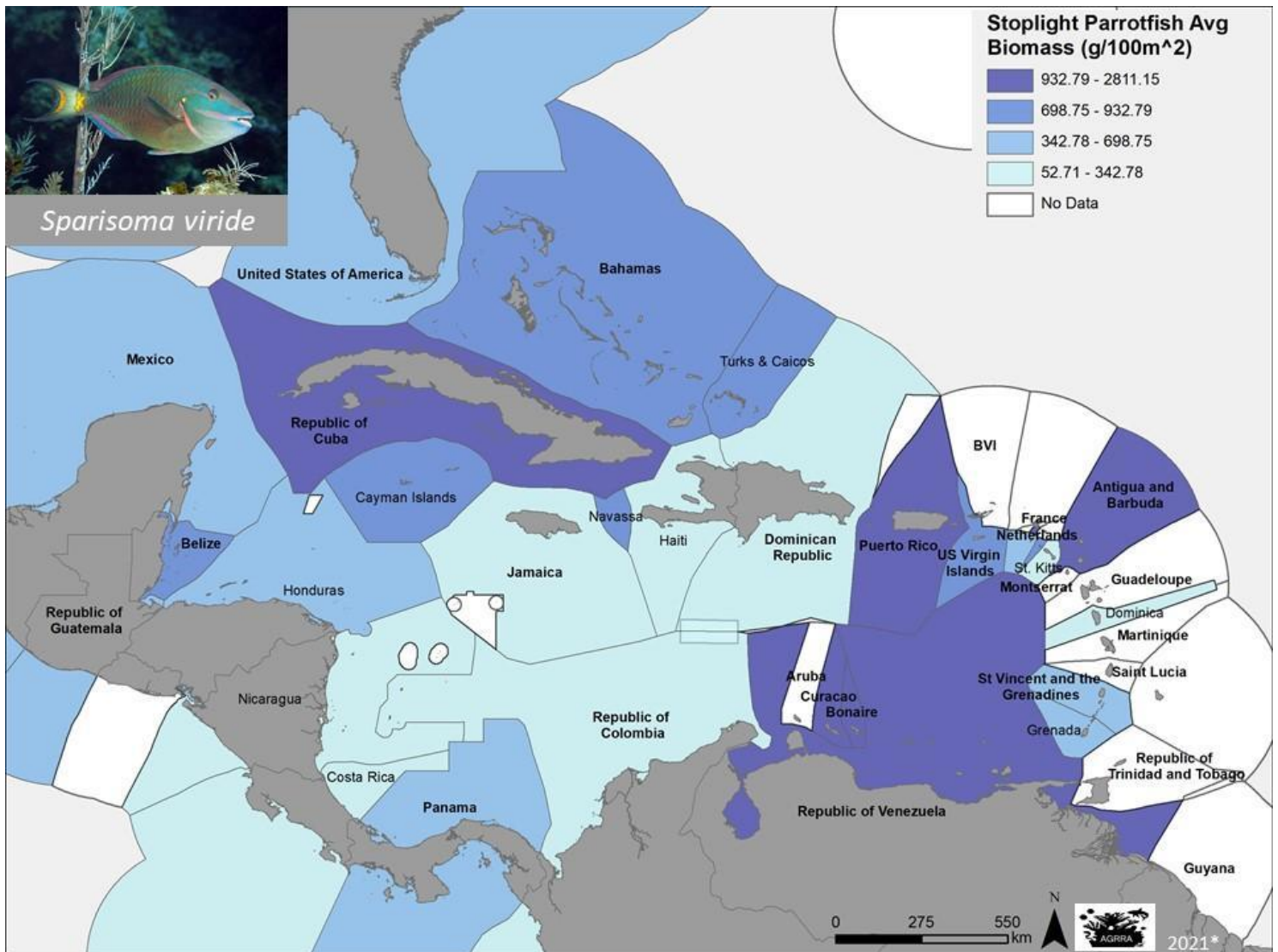


Figura 5. Mapa de la biomasa de pez loro listado (*Scarus iseri*) para países con datos AGRRA disponibles (que se muestran en la tabla anterior) (AGRRA 2020). Se debe tener en cuenta que el año en que se recopilaron los datos varía según el país y es posible que haya datos recientes de otras fuentes disponibles. La biomasa se calcula como g / 100 m².

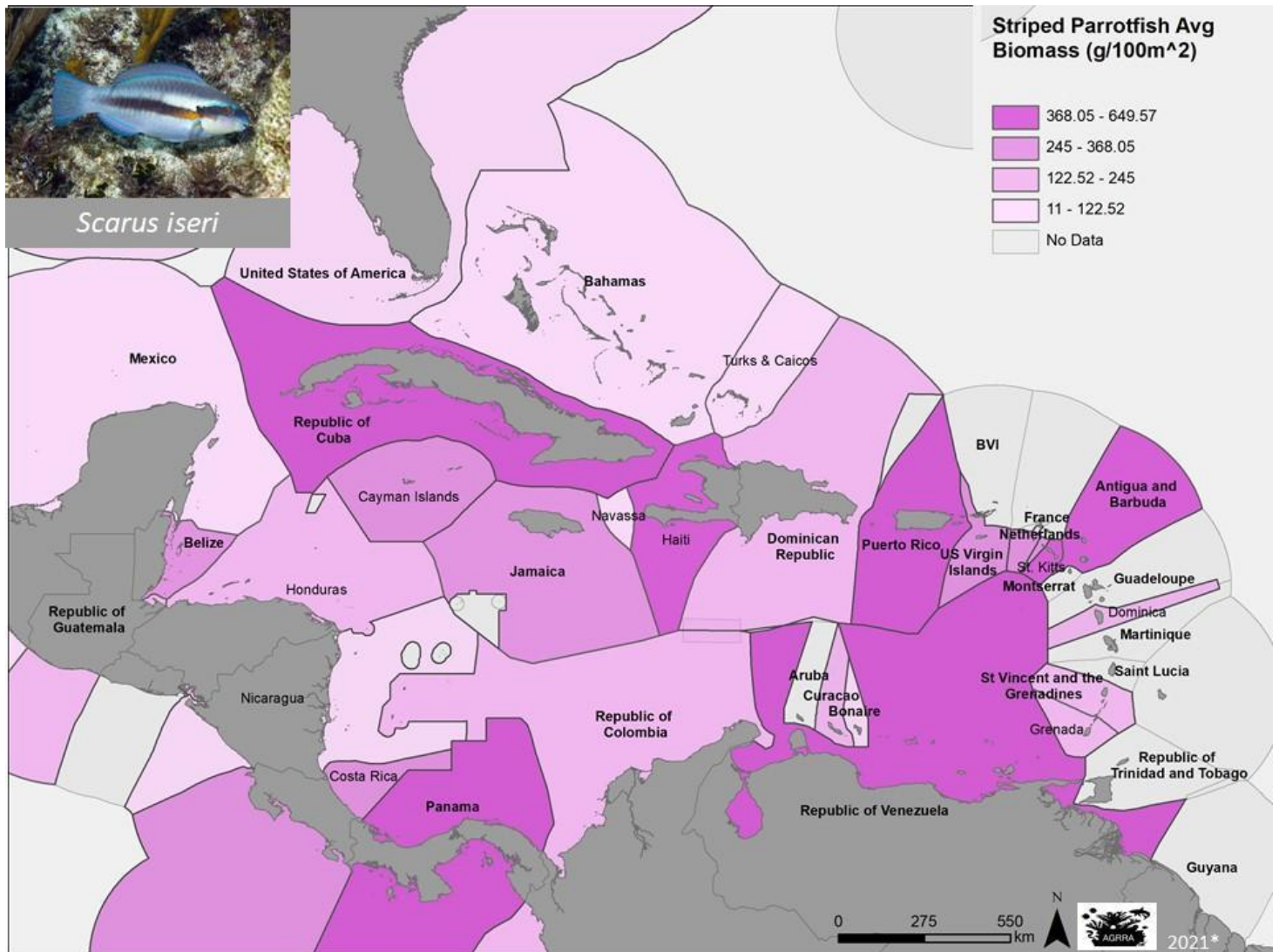


Tabla 4. Las densidades y estimaciones de biomasa para los peces loro en el Caribe estadounidense, Florida y Dry Tortugas (EE. UU.). La densidad y la biomasa se estiman en peces / 177 m² y kg / 177 m² según el tamaño del cilindro del estudio RVC. Los datos del Caribe estadounidense son de 2019, mientras que los de Florida y Dry Tortugas son de 2018. Fuente: base de datos NCRMP de la NOAA, recuperada por J. Blondeau (2021).

Especies	St. Thomas/St. John, Islas Vírgenes de los EE. UU.		St. Croix, Islas Vírgenes de los EE. UU.		Puerto Rico, EE. UU.		Cayos de Florida, EE. UU.		Dry Tortugas, EE. UU.	
	Densidad	Biomasa	Densidad	Biomasa	Densidad	Biomasa	Densidad	Biomasa	Densidad	Biomasa
<i>Cryptotomus roseus</i>	0,3972	0,0053	0,2771	0,0034	0,5145	0,0061	0,2398	0,0020	0,6078	0,0063
<i>Scarus coelestinus</i>	0	0	0,0002	0,0001	0	0	0,0515	0,0507	0,0074	0,0229
<i>Scarus coeruleus</i>	0	0	0	0	0	0	0,2282	0,1649	0,0459	0,0546
<i>Scarus guacamaia</i>	0,0005	0,0008	0,0010	0,0001	0,0020	0,0014	0,1324	0,1689	0,0067	0,0126
<i>Scarus iseri</i>	6,0971	0,1318	1,1929	0,0547	2,0768	0,0635	7,3570	0,0575	10,6935	0,0728
<i>Scarus taeniopterus</i>	3,1955	0,1794	2,1611	0,1919	1,9642	0,1194	0,6638	0,0339	0,3596	0,0085
<i>Scarus vetula</i>	0,1223	0,0258	0,1137	0,0358	0,0590	0,0197	0,0563	0,0243	0,0041	0,0013
<i>Sparisoma atomarium</i>	0,8223	0,0022	0,8191	0,0023	1,2444	0,0039	0,9661	0,0024	2,9902	0,0101
<i>Sparisoma aurofrenatum</i>	4,9277	0,1573	3,5276	0,1944	3,0944	0,1614	3,7389	0,1004	3,1936	0,1062
<i>Sparisoma chrysopterum</i>	0,0413	0,0058	0,2154	0,0402	0,1614	0,0320	0,4376	0,0856	0,1633	0,0562
<i>Sparisoma radians</i>	0,0773	0,0003	0,2175	0,0012	0,3901	0,0009	0,2671	0,0008	0,2020	0,0012
<i>Sparisoma rubripinne</i>	0,1619	0,0375	0,1353	0,0283	0,1889	0,0281	0,4806	0,0802	0,1041	0,0477
<i>Sparisoma viride</i>	1,5727	0,2294	0,6109	0,1174	1,2264	0,2263	1,2632	0,2271	0,9257	0,2454

Figura 6. Biomasa de peces herbívoros (pez loro y pez cirujano) a lo largo del tiempo para cuatro países de la Región del Arrecife Mesoamericano. Los cuatro países han implementado medidas de protección para el pez loro (la flecha naranja muestra la fecha de implementación). La abundancia de peces loro aumentó en los cuatro países después de las medidas de protección. En el caso de Belice, hubo un lapso de aproximadamente cinco años después de la prohibición de la captura del pez loro antes de que se midieran aumentos significativos en la biomasa. Las macroalgas carnosas disminuyeron con el tiempo a medida que aumentaba la biomasa de peces herbívoros, aunque, como se observa en Belice, también hay un retraso (~ 8 años). (Nota: se cree que la repentina disminución de la biomasa de peces en Honduras se debe a la falta de aplicación y a la pesca ilegal). (Líneas verdes: biomasa de peces herbívoros, Línea marrón: cobertura de macroalgas carnosas, Línea amarilla: cobertura de coral, Línea azul: biomasa de peces comerciales). Mcfield *et al.* 2020.

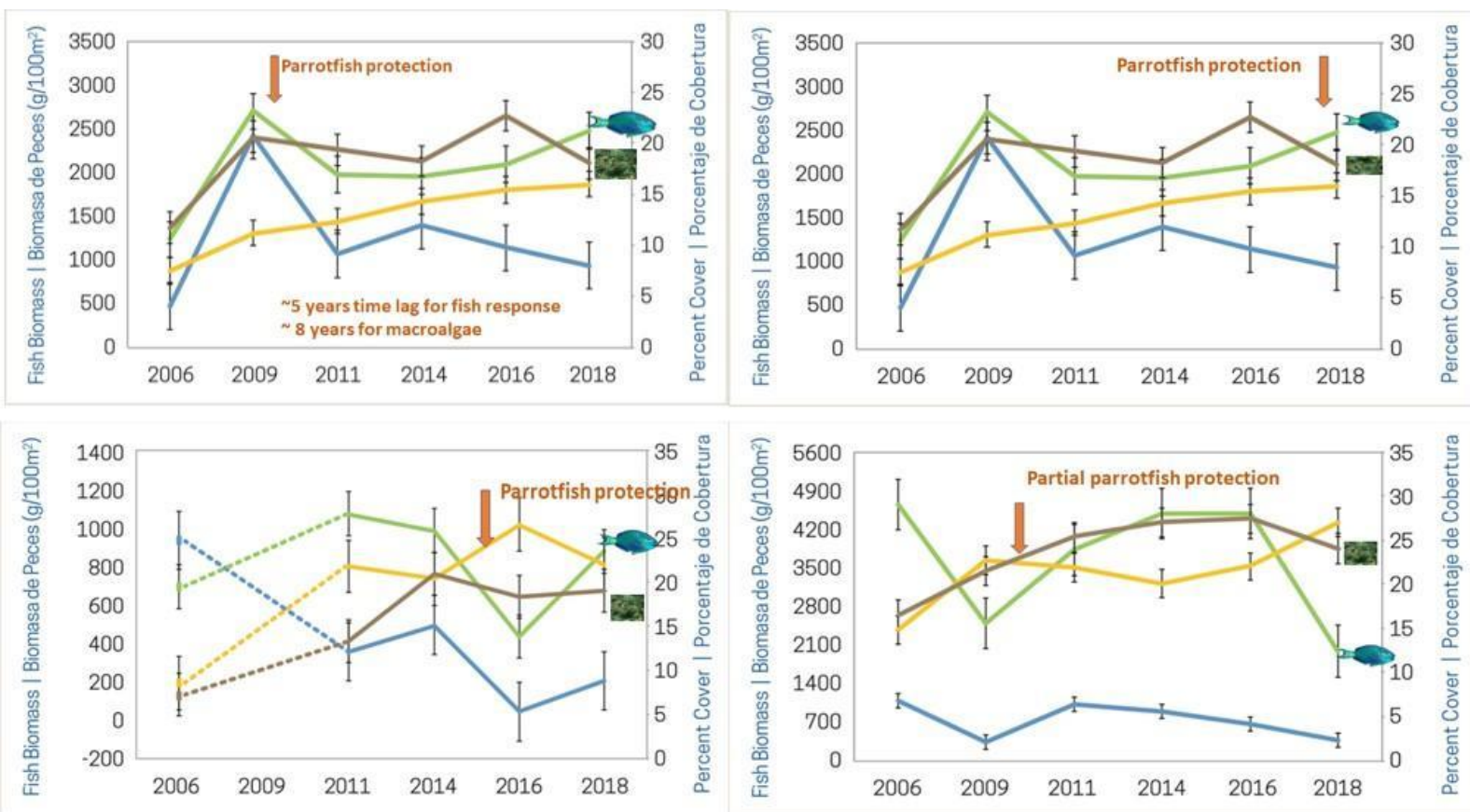


Figura 7. Tendencias de abundancia de especies comunes de peces loro de cuerpo pequeño y mediano en los sitios de buceo en Bonaire durante los últimos 30 años. Los datos proceden del Proyecto de estudio de peces de la Reef Environmental Education Foundation (REEF) y del proyecto de ciencia ciudadana que recluta a buzos recreativos para registrar e informar la presencia y abundancia relativa de peces que se ven durante el buceo. Se debe tener en cuenta que las tendencias de abundancia de estas especies están estrechamente correlacionadas, lo que sugiere que todas las especies responden sincrónicamente a los impulsores ambientales y antropogénicos (y presumiblemente, a las acciones de gestión).

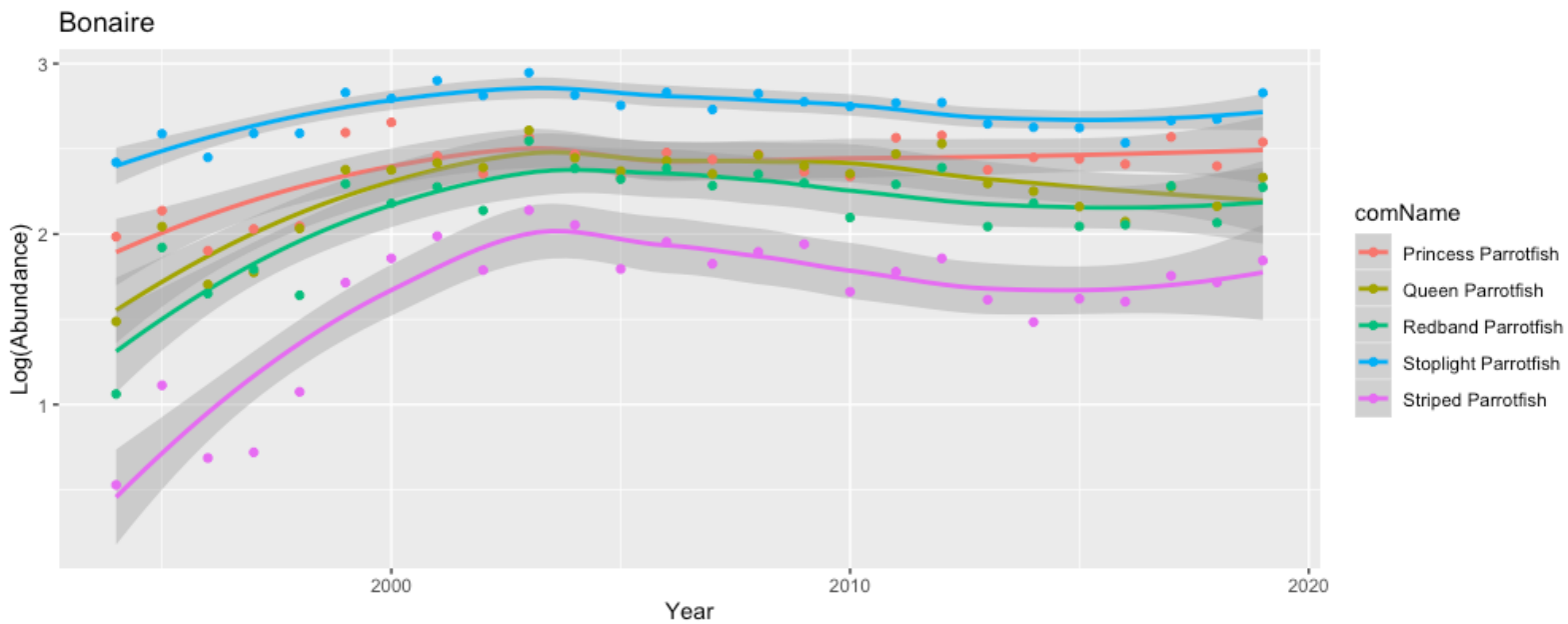


Figura 8. Tendencias de la abundancia de peces loro medianoche (*Scarus coelestinus*) en los sitios de buceo durante los últimos 30 años. Los datos proceden del Proyecto de estudio de peces de la Reef Environmental Education Foundation (REEF) y del proyecto de ciencia ciudadana que recluta a buzos recreativos para registrar e informar la presencia y abundancia relativa de peces que se ven durante el buceo. Las regiones representadas en el gráfico (Cayos de Florida, Islas Caimán, Cozumel y Bonaire) tienen algunas de las densidades de estudios más altas a lo largo de los años en el Proyecto de estudio de peces, y son ampliamente representativas de la región del Caribe en su conjunto.

Midnight Parrotfish

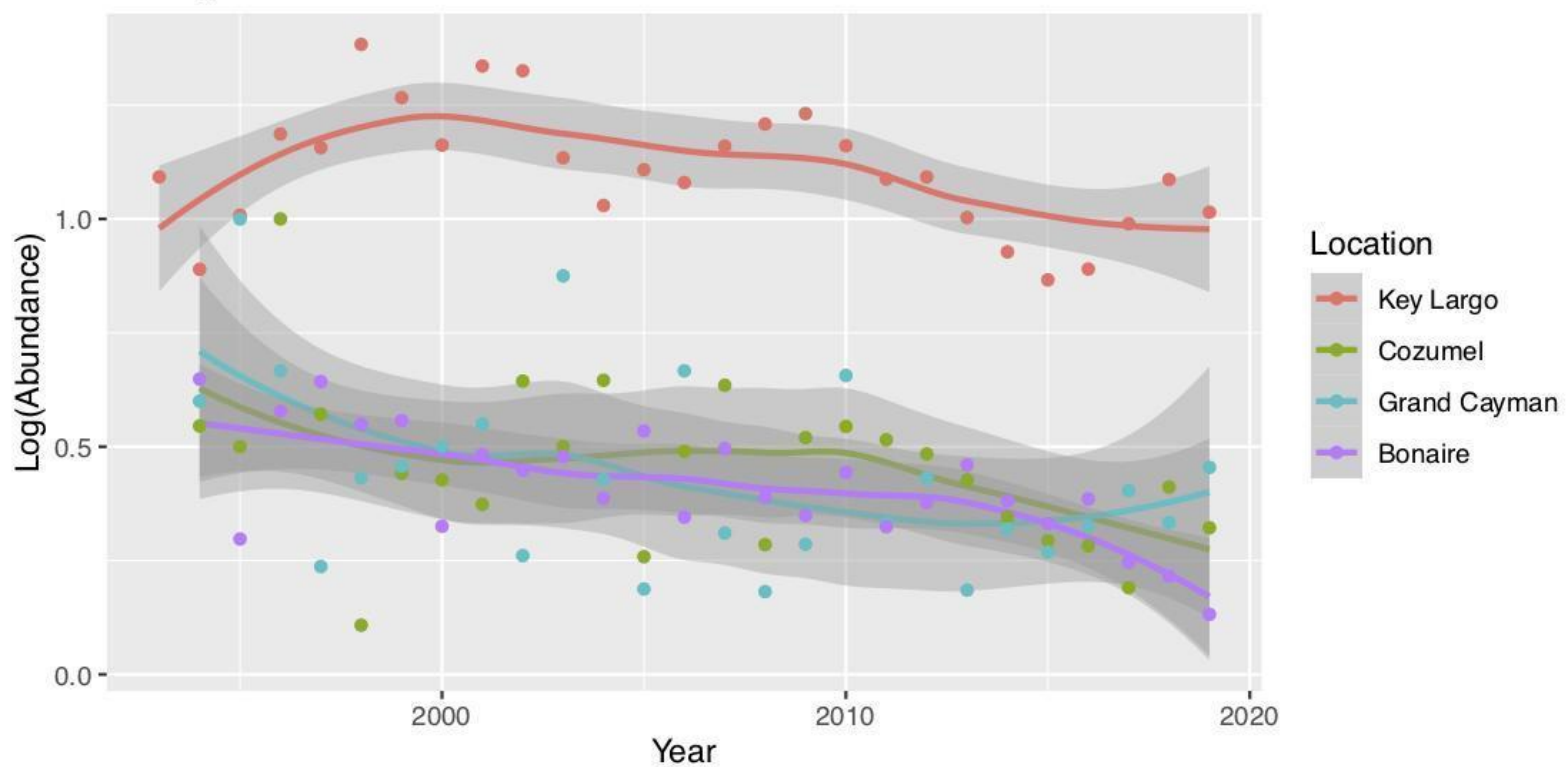


Figura 9. Tendencias de la abundancia de peces loro guacamayo (*Scarus guacamaia*) en los sitios de buceo durante los últimos 30 años. Los datos proceden del Proyecto de estudio de peces de la Reef Environmental Education Foundation (REEF) y del proyecto de ciencia ciudadana que recluta a buzos recreativos para registrar e informar la presencia y abundancia relativa de peces que se ven durante el buceo. Las regiones representadas en el gráfico (Cayos de Florida, Islas Caimán, Cozumel y Bonaire) tienen algunas de las densidades de estudios más altas a lo largo de los años en el Proyecto de estudio de peces, y son ampliamente representativas de la región del Caribe en su conjunto.

Rainbow Parrotfish

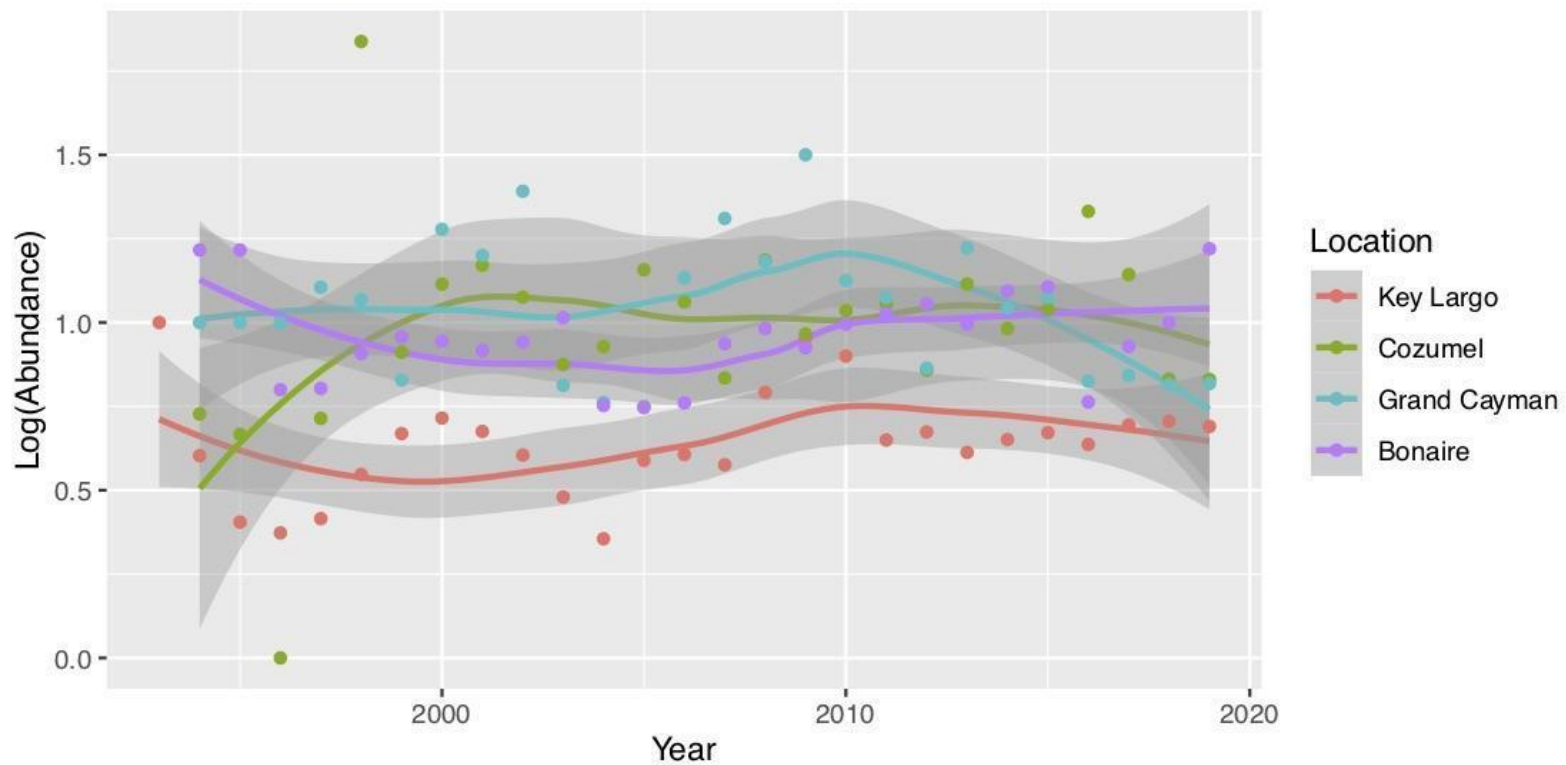


Figura 10. Tendencias de la abundancia de peces loro azul (*Scarus coelestinus*) en los sitios de buceo durante los últimos 30 años. Los datos proceden del Proyecto de estudio de peces de la Reef Environmental Education Foundation (REEF) y del proyecto de ciencia ciudadana que recluta a buzos recreativos para registrar e informar la presencia y abundancia relativa de peces que se ven durante el buceo. Las regiones representadas en el gráfico (Cayos de Florida, Islas Caimán, Cozumel y Bonaire) tienen algunas de las densidades de estudios más altas a lo largo de los años en el Proyecto de estudio de peces, y son ampliamente representativas de la región del Caribe en su conjunto.

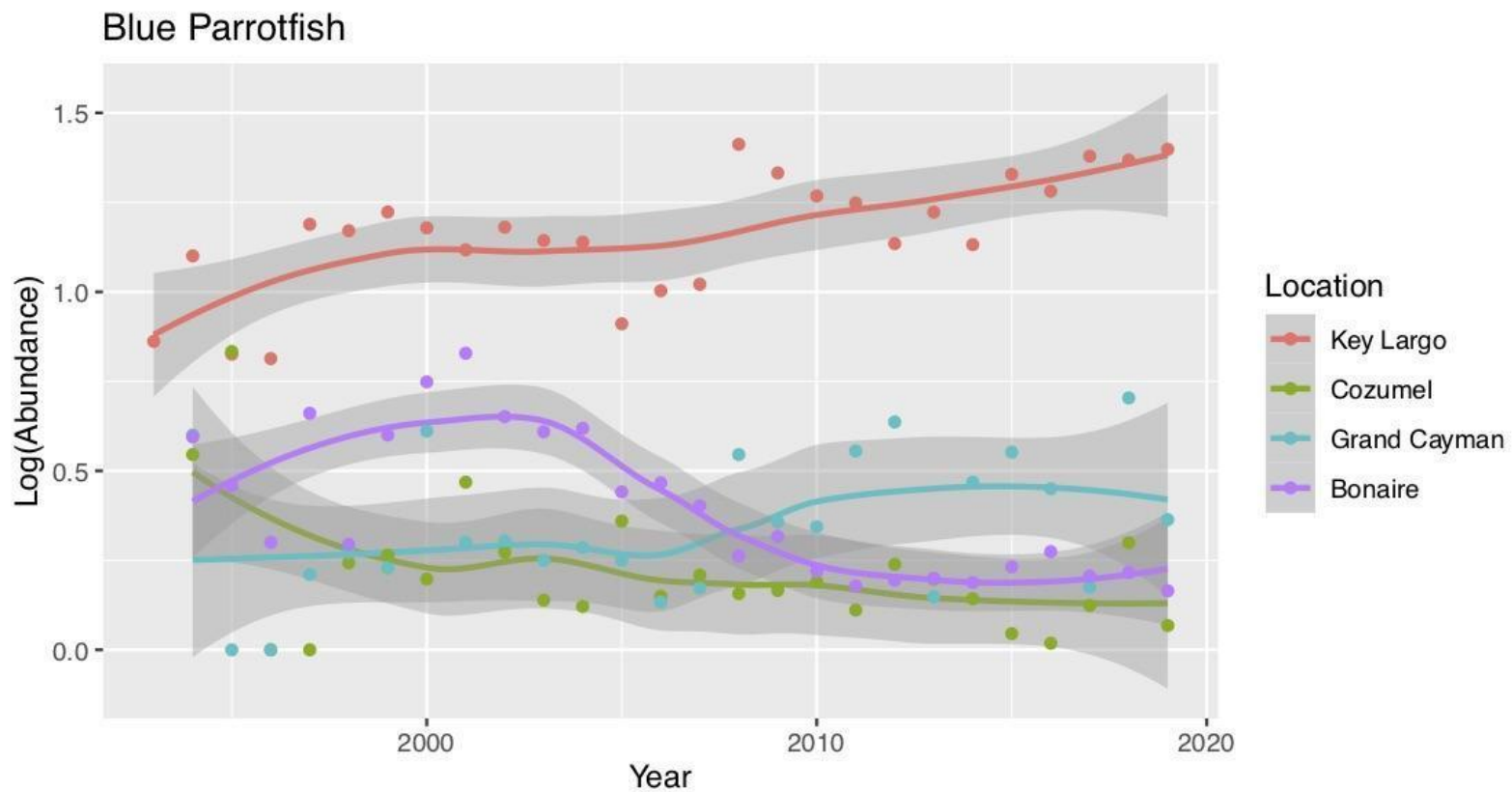
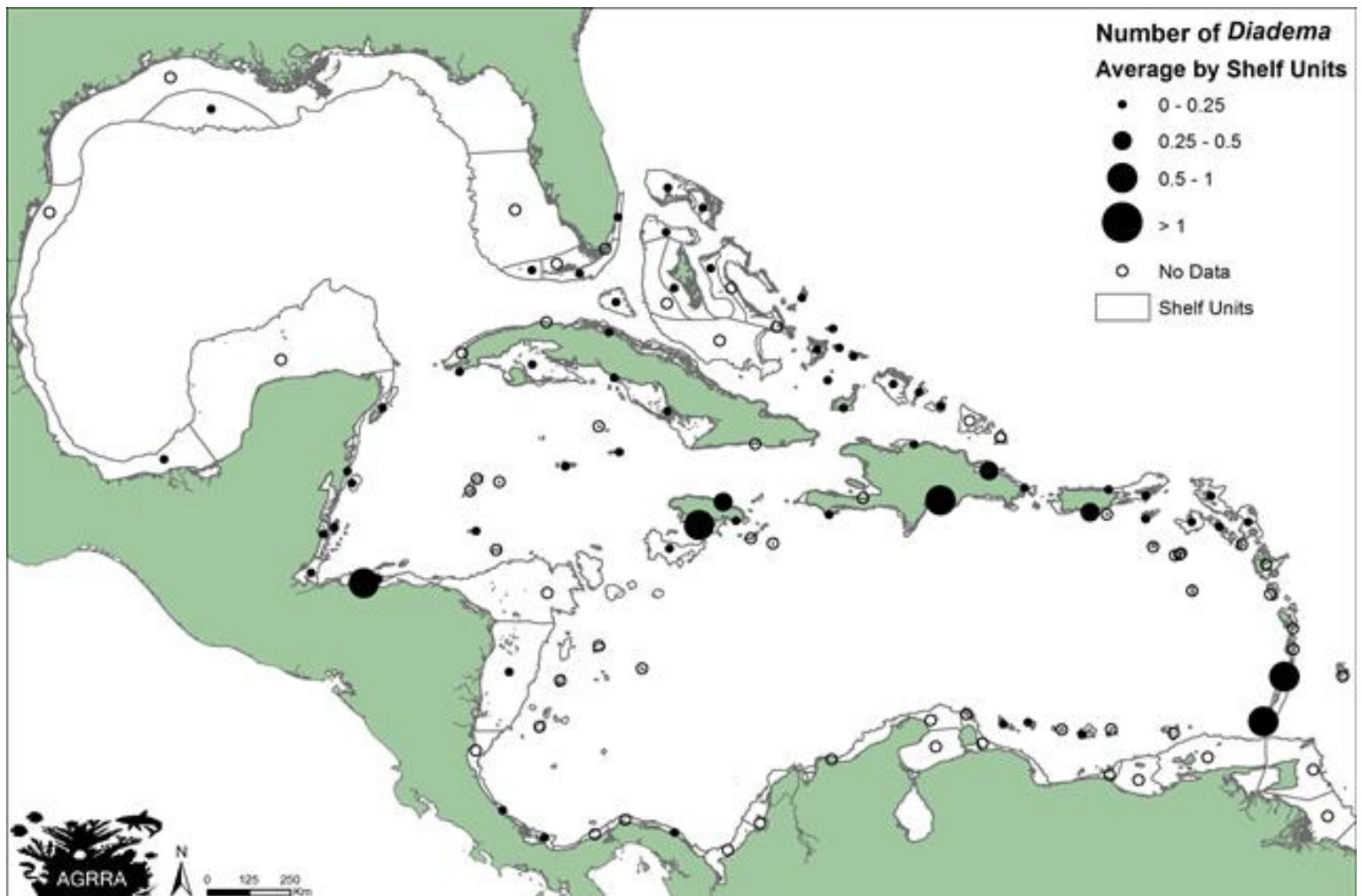


Figura 11. Número de *Diadema antillarum* (erizo de mar de espinas largas) en el Caribe. La mayoría de las áreas tienen números bajos de *Diadema*, aunque se encuentran poblaciones abundantes en ciertas áreas como Tela, Honduras, partes de Jamaica y República Dominicana, y arrecifes poco profundos en el sur del Caribe oriental. Datos combinados y agrupados en la unidad de estantería (esquemas). (AGRRA 2017).



Apéndice 4: Agradecimientos

Esta propuesta se basa en el trabajo realizado en un primer momento por Francia y, posteriormente, por el Grupo de trabajo sobre las Especies, que ha sido actualizado por Francia y los Países Bajos.

† **Paul Hoetjes**, asesor de políticas de conservación de la naturaleza en el Ministerio de Agricultura, Naturaleza y Calidad Alimentaria de los Países Bajos.

Daniel Camilo Thompson Poo, abogado, Programa de protección marina y costera, Asociación Interamericana de Defensa Ambiental (AIDA).

Patricia Richards Kramer, directora, Evaluación Rápida de Arrecifes del Atlántico y el Golfo (AGRRA).

Chelsea Harms-Tuohy, bióloga de peces, Expediciones de investigación de Isla Mar, Puerto Rico.

Brice Semmens, profesor, Scripps Institution of Oceanography, UC San Diego.

Heins Clayton BentHooker, Dirección de asuntos de recursos marinos, costeros y acuáticos, Ministerio de Medio Ambiente, Colombia

Myles Phillips, coordinador técnico - Investigación marina, Wildlife Conservation Society (WCS), Belice

Twan Stoffers, experto independiente (tiburones), ecologista de peces, Universidad de Wageningen e investigación.

Alejandro Acosta, consejo de administración, Gulf Caribbean Fisheries Institute.

Susan Millward, directora del Programa de animales marinos del Animal Welfare Institute.

Jean Vermot, punto focal de SPAW y coordinador europeo e internacional de medio ambiente marino, Ministerio para la Transición Ecológica, Francia.

Marcos Augusto Casilla Mariñez, Departamento de Conservación de Ecosistemas Marinos, República Dominicana.

Vivian Belisle-Ramnarace, funcionaria de pesca, Departamento de Pesca de Belice

Julia Horrocks, catedrática, Universidad de West Indies (UWI), Barbados.

Twan Stoffers, ecologista de peces, Universidad de Wageningen e investigación.

Gérald Mannaerts, director del Proyecto Cari'Mam.

Fabien Barthelat, responsable de programa, CAR-SPAW

Elisabeth Fries, funcionaria de apoyo de CAR-SPAW

Sandrine Pivard, directora ejecutiva, CAR-SPAW, presidenta del grupo de trabajo

con la aportación de

Angela Somma, jefa de división, Servicio Nacional de Pesquerías Marítimas, Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica (NOAA).

Mike Hélon, responsable de proyecto, CAR-SPAW (enlace con CARIB-COAST).