



Tasas de crecimiento y competición por el sustrato de *Palythoa caribaeorum* (Cnidaria: Zoantharia) en Laginha, Cabo Verde

Growth rates and substrate competition of *Palythoa caribaeorum* (Cnidaria: Zoantharia) in Laginha, Cape Verde

Júlia Xuclà González

Máster de Biología Marina: Biodiversidad y Conservación

Julio 2024

La Dra. ADRIANA RODRÍGUEZ HERNÁNDEZ, Profesora Ayudante Doctor del Departamento de Biología Animal, Edafología y Geología de la Universidad de La Laguna y Doña Hortensia Holgado Durán, investigadora predoctoral del Departamento de Biología Animal, Edafología y Geología de la Universidad de La Laguna, como Tutora y cotutora respectivamente:

DECLARAN:

Que la memoria presentada por la alumna Júlia Xuclà González, titulada “Tasas de crecimiento y competición por el sustrato de *Palythoa caribaeorum* (Cnidaria: Zoantharia) en Laginha, Cabo Verde”, ha sido realizada bajo nuestra dirección y consideramos que reúne todas las condiciones de calidad y rigor científico requeridas para optar a su presentación como Trabajo de Fin de Máster, en el Máster de Biología Marina: Biodiversidad y Conservación de la Universidad de La Laguna, curso 2023-2024.

Y para que así conste y surta los efectos oportunos, firmamos el presente certificado en

En San Cristóbal de La Laguna, a 5 de julio de 2024

RODRIGUEZ Firmado
digitalmente por
HERNANDEZ RODRIGUEZ
Z ADRIANA HERNANDEZ
- ADRIANA -
78574256T
- Fecha: 2024.07.05
20:48:53 +01'00'

Fdo. Dra. Adriana Rodríguez Hernández

HOLGADO Firmado
digitalmente por
DURAN HOLGADO DURAN
HORTENSIA HORTENSIA -
- 32095115H
- Fecha: 2024.07.05
20:59:14 +01'00'

Fdo. Doña. Hortensia Holgado Durán

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN.....	6
1.1 Arrecifes de coral y principales amenazas.....	6
1.2 Cambio de fase en arrecifes de coral	6
1.3 Rol de la competición en el cambio de fase	8
1.4 <i>Palythoa caribaeorum</i>	9
1.5 <i>Palythoa caribaeorum</i> en Cabo Verde	10
2. OBJETIVOS	10
3. MATERIALES Y MÉTODOS	11
3.1 Situación geográfica	11
3.2 Caracterización abiótica	11
3.3 Caracterización biótica	12
3.4 Especies de estudio	13
3.5 Caracterización de la zona de estudio	15
3.5.1 Registro continuo de temperatura <i>in situ</i>	15
3.5.2 Estimación de las coberturas de las especies seleccionadas	15
3.6 Tasas de crecimiento de <i>Palythoa caribaeorum</i>	15
3.7 Cálculo de la tasa de crecimiento de <i>P. caribaeorum</i>	17
3.8 Análisis de datos	18
4. RESULTADOS	19
4.1 Caracterización de Laginha	19
4.1.1 Registro continuo de la temperatura	19
4.1.2 Caracterización de la comunidad de corales de las especies seleccionadas y del alga <i>Chondriella</i> sp.	20
4.2 Análisis del crecimiento de <i>Palythoa caribaeorum</i>	25
4.2.1 Análisis de la tasa de crecimiento en función de la ubicación del corte (interior vs exterior) por interacciones.....	26
4.2.2 Análisis de la tasa de crecimiento interior de <i>Palythoa caribaeorum</i> de todas las interacciones.....	29
4.2.3 Análisis de la tasa de crecimiento exterior de <i>Palythoa caribaeorum</i> de todas las interacciones	30
5. DISCUSIÓN.....	31
5.1 Registro continuo de la temperatura	31
5.2 Caracterización de la comunidad de corales de las especies seleccionadas y del alga <i>Chondriella</i> sp.	32
5.3 Análisis de las tasas de crecimiento de <i>Palythoa caribaeorum</i>	33
5.4 Tasas de crecimiento de <i>P. caribaeorum</i> en otros estudios	35
5.5 Tasa de crecimiento de las otras especies de coral seleccionadas	37

5.6 Limitaciones y líneas futuras	38
6. CONCLUSIONES.....	40
7. AGRADECIMIENTOS	42
8. BIBLIOGRAFÍA	43

RESUMEN

Los corales son cruciales para el soporte de la biodiversidad y la complejidad estructural de los arrecifes, pero su salud y resiliencia se ven afectadas por múltiples amenazas. Su deterioro puede conducir a cambios de fase a dominancia por zoantídeos como *Palythoa caribaeorum*, una especie resistente y competitiva que podría suponer un riesgo para la biodiversidad y la estructura de los arrecifes. El presente estudio pretende ampliar el conocimiento sobre la competencia por el sustrato de *P. caribaeorum* en comunidades coralinas de Laginha, Cabo Verde, evaluando su tasa de crecimiento en interacción con algas y otras especies de coral a través de experimentos manipulativos. Se caracterizó la zona con un registro continuo de temperatura y se estimaron las coberturas de *Chondriella* sp., *Siderastrea radians* y *Porites astreoides*. Para valorar la competición por el sustrato de *P. caribaeorum* y otras especies se midió la tasa de crecimiento de *P. caribaeorum* en el interior de las colonias y en el borde, donde se encontraba en interacción con las otras especies, a través del análisis de imágenes. Las coberturas de las especies de coral seleccionadas variaron significativamente entre periodos fríos y cálidos, destacando a *P. caribaeorum* y *S. radians* como las especies que más contribuyeron a estas diferencias. *P. caribaeorum* mostró una mayor tasa de crecimiento en contacto con las otras especies, pero no hubo diferencias significativas entre las diferentes interacciones, posiblemente debido al número limitado de réplicas.

Palabras clave: cambio de fase, competencia por el sustrato, tasa de crecimiento, Zoanthidae

ABSTRACT

Corals are essential in supporting biodiversity and reef structural complexity, but their health and resilience are affected by multiple threats. Their decline can lead to phase shifts to dominance by zoanthids such as *Palythoa caribaeorum*, a resilient and competitive species that could be a risk to biodiversity and reef structure. This study aims to expand the knowledge on the substrate competition of *P. caribaeorum* in coral communities of Laginha, Cape Verde, by evaluating its growth rate in interaction with algae and other coral species through manipulative experiments. The area was characterized with continuous temperature recording, and the coverages of *Chondriella* sp., *Siderastrea radians* and *Porites astreoides* were estimated. To assess substrate competition between and other species, the growth rate of *P. caribaeorum* was measured both inside the colonies and at the edge, where it interacted with other species, through image analysis. The coverages of the selected coral species varied significantly between cold and warm periods, with *P. caribaeorum* and *S. radians* as the species that contributed most to these differences. *P. caribaeorum* showed a higher growth rate in contact with the other species, but there were no significant differences between the different interactions, possibly due to the limited number of replicates.

Keywords: phase shift, substrate competition, growth rate, Zoanthidae

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Arrecifes de coral y principales amenazas

Los corales proporcionan sustrato y complejidad estructural a los arrecifes, ofrecen hábitat, refugio y alimento a otras muchas especies, y dan lugar a una red de interacciones que contribuye a la biodiversidad de los océanos (Lonzetti et al., 2022; Nunes et al., 2011). La cobertura de coral es una de las medidas del estado de salud de un arrecife, de modo que su reducción o pérdida puede afectar al funcionamiento y mantenimiento de los arrecifes de coral (Spalding y Brown, 2015). Esto compromete los bienes y sistemas ecosistémicos que proveen los arrecifes de coral, teniendo repercusiones económicas, sociales y culturales en muchos países tropicales marítimos (Hughes et al., 2007; Lonzetti et al., 2022).

Las perturbaciones locales (olas, ramoneo, bioerosión) y ocasionales a gran escala (tormentas, brotes de enfermedades o depredadores, alteración de los niveles de temperatura, pH, sedimentos, nutrientes, etc.) forman parte del crecimiento y desarrollo natural de los arrecifes (McManus y Polsenberg, 2004; Spalding y Brown, 2015). Sin embargo, los arrecifes son altamente vulnerables al aumento de las amenazas antropogénicas y a su degradación por los efectos combinados del cambio climático actual (Grottoli et al., 2014; Reimer et al., 2010). La actividad humana genera presiones adicionales negativas como la sobrepesca, el desarrollo costero y la contaminación. Por otro lado, el cambio climático da lugar a un aumento de la temperatura y la acidificación oceánica, provocando eventos de blanqueamiento masivo y efectos indirectos como un incremento en la emergencia de enfermedades (Hughes et al., 2007). Las proyecciones futuras de cambio climático indican que este tipo de eventos ocurrirán con más frecuencia durante las siguientes décadas, haciendo fundamental el urgente desarrollo de herramientas mejoradas para el manejo de los arrecifes (Spalding y Brown, 2015).

1.2 Cambio de fase en arrecifes de coral

La combinación de los impactos directos e indirectos del cambio climático, los efectos de la sobrepesca y la disminución de la calidad del agua, ha originado otro fenómeno problemático para los arrecifes de coral alrededor del mundo, el cambio de fase o régimen (Hughes et al., 2007). El cambio de fase o régimen es una transición abrupta y persistente en la estructura y

funcionalidad de las comunidades, dando lugar a ensamblajes alternos o degradados con una riqueza y abundancia de especies modificadas (Cruz et al., 2016). Las perturbaciones provocan una disminución en la resiliencia de los arrecifes de coral, comprometiendo su capacidad para absorber estas perturbaciones y recuperar su estado, dando lugar a un cambio de fase hacia un ensamblaje dominado por algas u otras especies oportunistas (Hughes et al., 2007).

Durante las últimas décadas, se han reportado múltiples casos de cambio de fase en arrecifes de coral hacia la dominancia de macroalgas, especialmente las frondosas y carnosas (McManus y Polsenberg, 2004). Las macroalgas compiten con los corales por el espacio mediante mecanismos físicos y químicos que pueden suponer una gran amenaza para la salud de los corales. Esta interacción puede desestabilizar el microbioma del coral, causar necrosis o blanqueamiento, ocasionando la muerte del coral y, por lo tanto, el crecimiento del competidor (Lonzetti et al., 2022). Este cambio de fase puede ser debido a un incremento gradual del estrés a causa de una disminución de la herbivoría, que reduce el consumo de las algas, y/o a un incremento del nivel de nutrientes, que favorece la proliferación de algas (Cruz et al., 2016). No obstante, el principal desencadenante son perturbaciones mayores como tormentas y tornados, estallidos de enfermedades coralinas, eventos de blanqueamiento, etc. (McManus y Polsenberg, 2004).

Actualmente, se están empezando a dar casos de cambio de fase de coral a dominancia de zoantídeos en algunos arrecifes del Atlántico sudoeste (Lonzetti et al., 2022). Los zoantídeos, junto con los escleractinios, son cnidarios antozoos conocidos por ejercer un rol clave en la estructuración de las comunidades de los arrecifes de coral (Silva et al., 2015). Sin embargo, a diferencia de los escleractinios, los zoantídeos parecen presentar una mayor resistencia a perturbaciones, como el aumento de la temperatura del agua y el incremento de la acidificación oceánica, debido sus características biológicas intrínsecas (López et al., 2021). Por este motivo, en arrecifes del Caribe ya se ha observado una disminución de los corales escleractinios y otros invertebrados bentónicos provocada por condiciones de estrés y, consecuentemente, los zoantídeos han ocupado su lugar (Cruz et al., 2016; Lonzetti et al., 2022; Silva et al., 2015). Por otro lado, en arrecifes brasileños, los corales estructurantes del género *Millepora* (Hydrozoa: Anthoathecata) se ven perjudicados por la competencia de zoantídeos del género *Palythoa* (Anthozoa: Zoantharia), con un crecimiento más incrustante, reduciendo la complejidad estructural de los arrecifes y la biodiversidad asociada (Lonzetti et al., 2022). Así pues, los cambios de fase resultan cada vez más frecuentes en los arrecifes de coral tropicales,

provocando una alteración de la estructura de sus comunidades (Cruz et al., 2016; Guilhem et al., 2020).

1.3 Rol de la competición en el cambio de fase

Actualmente, existe un debate acerca de la importancia de las interacciones en el proceso de estructuración de las comunidades, sin embargo, múltiples estudios demuestran que la modificación de una interacción ecológica puede dar lugar a una reacción en cadena, provocando la completa transformación de una comunidad (Cruz et al., 2016; Done, 1992; Estes et al., 2011; Pinnegar et al., 2000). Las interacciones como la depredación y la competencia interespecífica tienen una gran influencia en la estructura y diversidad de las comunidades, especialmente en sustratos duros, donde los organismos sésiles compiten constantemente por el recurso limitante, que es el espacio disponible para su asentamiento y crecimiento (Rabelo et al., 2013). Hasta el momento, se ha identificado que la competición participa en al menos cinco tipos de cambio de fase de dominancia de coral a dominancia de algas, esponjas, corales blandos, corallimorpharios y zoantídeos (Cruz et al., 2016).

Los cnidarios coloniales son organismos bentónicos sésiles, por lo que dependen del espacio disponible y tienden a competir por él, entrando en contacto con colonias vecinas y generando respuestas diversas a nivel celular y bioquímico (Lonzetti et al., 2022). El despliegue de respuestas incluye procesos como la descarga de nematocistos, el desarrollo de filamentos mesentéricos y tentáculos barredores, interacciones alelopáticas, enfrentamiento y sobrecrecimiento del oponente (Rabelo et al., 2013). Además, una respuesta agresiva puede llegar a interrumpir el crecimiento de ambos competidores, alcanzando un punto de coexistencia competitiva. Así mismo, el estudio realizado por Cruz et al. (2016) demostró que la competición interespecífica estaba involucrada en la reducción de la cobertura coralina en el cambio de fase a dominancia de zoantídeos y, por lo tanto, era una interacción importante en el proceso de estructuración de las comunidades de coral. Por todos estos motivos, autores como Suchanek y Green (1981), manifestaron la importancia de seguir investigando los detalles de las interacciones competitivas entre las especies de una comunidad para poder realizar predicciones a largo plazo sobre su estructura.

1.4 *Palythoa caribaeorum*

Palythoa caribaeorum (Cnidaria, Zoanthidea) (Duchassaing y Michelotti, 1860) del orden Zoantharia, clase Hexacoralia, subfilo Anthozoa y filo Cnidaria (WoRMS Editorial Board, 2024), es uno de los corales competidores más importantes de los arrecifes someros del Atlántico sudoeste, ya que presenta una gran tolerancia a las condiciones ambientales cambiantes y dificulta o imposibilita el crecimiento de sus competidores (Lonzetti et al., 2022; Suchanek y Green, 1981). Además, destaca por su gran capacidad de colonización del sustrato, pues se trata de un coral tapizante de rápido crecimiento (Durante et al., 2018).

Como zoantídeo, *P. caribaeorum* compite por alelopatía, es decir, inhibe directamente el crecimiento de una especie produciendo sustancias tóxicas (Rabelo et al., 2013). Estos metabolitos secundarios ayudan en la competencia por el espacio y sirven como mecanismo de defensa química ante la depredación. De hecho, el género *Palythoa* es conocido por generar una toxina, denominada Palytoxina (Moore y Scheuer, 1971), considerada la toxina marina biológicamente activa más potente, superada solo por la botulínica (Rabelo et al., 2013; Suchanek y Green, 1981). Así mismo, *P. caribaeorum* es físicamente capaz de crecer sobre los tejidos de otros corales, algas o invertebrados cercanos, afectando a su crecimiento y reclutamiento o incluso matándolos por asfixia (Durante et al., 2018; Mendonça-Neto y Da Gama, 2009; Suchanek y Green, 1981).

Todas estas características, hacen de *P. caribaeorum* un fuerte competidor capaz de reducir, sobrepasar y reemplazar la cobertura de otros corales, provocando un cambio de fase sin la necesidad de que se produzca una muerte previa del coral (Cruz et al., 2016; Lonzetti et al., 2022). Debido a su amplia distribución por el Atlántico, el cambio de fase a zoantídeos como *P. caribaeorum*, empieza a suponer un riesgo para la biodiversidad, la funcionalidad y la complejidad estructural de los arrecifes de coral, pues corales más incrustantes sustituyen a corales duros y ramificados con valores relativamente bajos de cobertura y redundancia funcional (Lonzetti et al., 2022).

1.5 *Palythoa caribaeorum* en Cabo Verde

El archipiélago de Cabo Verde, situado en el Atlántico Este Tropical, es un punto caliente de biodiversidad de arrecifes tropicales y una localización prioritaria para la conservación de estos hábitats a nivel global (Monteiro et al., 2008). Es importante destacar, la ausencia de arrecifes de coral verdaderos a lo largo de la costa oeste de África y en los archipiélagos vecinos, pues no hay estructuras coralígenas mayores y la riqueza de especies de coral es relativamente baja (Monteiro et al., 2008; Morri y Bianchi, 1995). Sin embargo, sí existen comunidades ricas en coral que forman un hábitat único capaz de dar refugio a otra fauna y flora, siendo de gran importancia para los ecosistemas costeros y jugando un papel clave en el sustento de la pesca y la economía local (Monteiro et al., 2008).

Cabo Verde presenta un mínimo de 8 especies de zoantídeos (Reimer et al., 2010) y, entre ellas, Monteiro et al. (2008) destacó la dominancia y el crecimiento excesivo de *P. caribaeorum* en algunos lugares del archipiélago. La definieron como un peligro potencial para las comunidades coralinas locales debido a su resistencia y capacidad de sobrecrecer y asfixiar a otros corales, resaltando la necesidad de continuar con su vigilancia y seguimiento. Así pues, es vital seguir investigando las interacciones que se dan en los ensamblajes de las comunidades coralinas del archipiélago para ampliar la información que se tiene de ellas, y así, desarrollar medidas de conservación y gestión adecuadas para combatir la degradación de las comunidades de coral.

2. OBJETIVOS

El objetivo general de este estudio es ampliar la información de la competencia por el sustrato que ejerce *Palythoa caribaeorum* en las comunidades coralinas de la playa de Laginha, en la Isla de São Vicente, Cabo Verde, a través de experimentos manipulativos en el medio, evaluando la tasa de crecimiento de las colonias de *Palythoa caribaeorum* en su interacción con algas (*Chondriella* sp.) y con otras dos especies de coral (*Siderastrea radians* y *Porites astreoides*).

A partir del objetivo general, se desglosan los siguientes objetivos específicos:

- 1) Caracterización de la localidad de Laginha, mediante muestreo de las coberturas de las especies de coral más predominantes, así como del registro de temperatura *in situ*, durante 4 periodos de muestreo, dos cálidos y dos fríos.

- 2) Evaluación de las tasas de crecimiento de *P. caribaeourm* en la localidad de Laginha.
- 3) Evaluación de las tasas de crecimiento de *P. caribaeorum* cuando se encuentra en contacto con otras especies de coral, como son *Siderastrea radians* y *Porites astreoides* o en contacto con el alga *Chondriella* sp., compitiendo por el sustrato.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Situación geográfica

El archipiélago de Cabo Verde está situado en el océano Atlántico y consta de 10 islas y 5 islotes, ubicados a 200 km de la costa oeste del continente africano y a unos 1.300 km de las Islas Canarias (Monteiro et al., 2008; Moses et al., 2003). Forma parte de la región biogeográfica de la Macaronesia y se considera

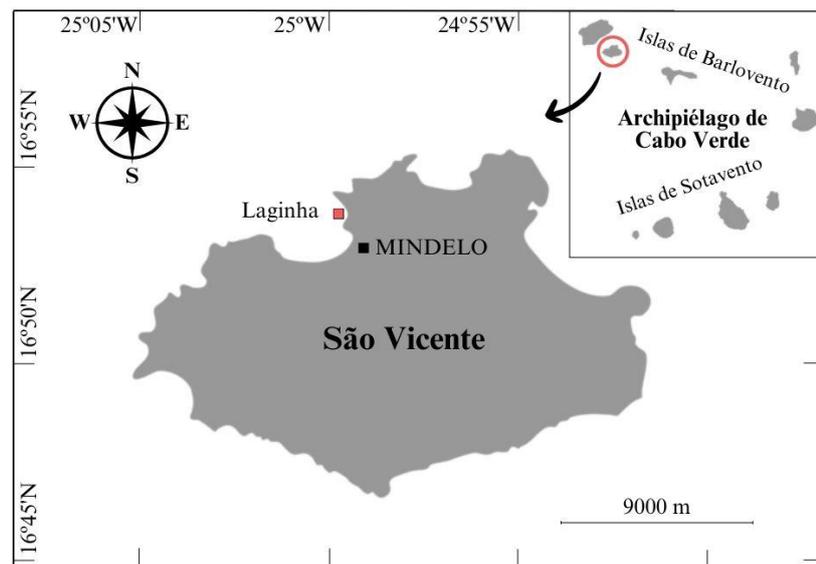


Figura 1. Ubicación de la zona de estudio en la isla de São Vicente, Cabo Verde. Fuente: elaboración propia.

la frontera entre la región Atlántico-Mediterránea Templada Caliente y la región Atlántico Occidental Tropical. Sus islas se diferencian en dos grupos según su disposición frente a los vientos alisios: Islas de Barlovento (Santo Antão, São Vicente, Santa Luzia, islotes Branco y Raso, São Nicolau, Sal y Boa Vista) e Islas de Sotavento (Maio, Santiago, Fogo, Brava e islotes de Rombo)(Almeida, 2014). El estudio se realiza en la isla de São Vicente, concretamente en la localidad de Laginha (16°53'43,1" N y 24°59'39,3" W), ubicada en la Bahía de Porto Grande, en Mindelo (Figura 1).

3.2 Caracterización abiótica

Cabo Verde presenta un clima árido-semiárido suavizado por la influencia del océano y determinado por la Corriente fría de Canarias (modera la temperatura y la humedad relativa del

aire), los vientos alisios (poca humedad relativa), los monzones del sureste (generan precipitaciones) y el harmatán (trae polvo sahariano) (Almeida, 2014). La temperatura media del agua oscila entre 22-27°C y en bahías superficiales puede haber cambios estacionales y diarios de > 4°C/día (Moses et al., 2003). Según la clasificación climática de Köppen, São Vicente tiene un clima desértico, cálido y seco, con una precipitación máxima de 70 mm durante los meses más cálidos y escasas lluvias durante el resto del año (Neves et al., 2017).

El archipiélago tiene mareas semidiurnas, con dos pleamares y dos bajamares al día, de 1,15 m de amplitud media y 1,4 m de amplitud máxima durante las mareas vivas. Hay pocas zonas de abrigo, pues la costa norte presenta un fuerte hidrodinamismo derivado de los alisios, y en la sur y oeste hay un fuerte oleaje oceánico procedente de varias direcciones (Almeida, 2014).

Cabo Verde está influenciado por la circulación oceánica a gran escala, pues se ubica en el borde este del giro subtropical del Atlántico Norte. Se halla en el límite sur de la Corriente de Canarias, que trae aguas frías (≤ 23 °C) ricas en nutrientes procedentes del upwelling del norte de África (Almeida, 2014). Por otro lado, más al sur del archipiélago hay una región de interacciones a gran escala entre la Corriente de Canarias, la Corriente Norte Ecuatorial y la Contracorriente Ecuatorial (Fernandes et al., 2004; Lázaro et al., 2005). El aporte de corrientes en varias direcciones, junto con la fragmentación de las islas por su estrecha plataforma continental, favorecen una alta biodiversidad con baja biomasa (Almeida, 2014).

Es importante destacar que la localidad de Laginha está sometida a un aporte ocasional de agua procedente de una planta desalinizadora, de manera que, con cierta frecuencia existe mucha arena en suspensión y condiciones altas de turbidez (Rodríguez, com. pers.).

3.3 Caracterización biótica

En cuanto a la caracterización biológica del área de estudio, según Monteiro et al. (2008), los ensamblajes de coral de Cabo Verde se presentan en tres biotopos diferentes: arrecifes superficiales rocosos, pavimento de *Siderastrea* spp. y paredes. Los arrecifes superficiales rocosos son plataformas rocosas, arrecifes o lechos de roca ubicados entre 4-10 m de profundidad y claramente dominados por *Palythoa caribaeorum*, que sobrecrece especies como *Porites astreoides*, *Siderastrea radians*, *Millepora* spp, *Porites* spp. y *Siderastrea* spp. Los

pavimentos de *Siderastrea* spp. están en fondos de sustrato arenoso con parches de lechos rocosos o pedruscos de tamaño mediano y presentan una clara dominancia de dicha especie. Su ubicación está restringida a bahías protegidas, localizándose a 5-15 m de profundidad. Por último, hay paredes verticales y subverticales a 10-20 m de profundidad, dominadas por antipatarios y con baja presencia de escleractinios, excepto de *Tubastraea* spp.

Así pues, la localidad de Laginha presenta una comunidad submareal con abundantes estructuras coralígenas, siendo los corales dominantes *Siderastrea radians*, *Millepora alcicornis*, *Palythoa caribaeorum*, *Favia fragum*, *Porites astreoides* y *Porites porites* (Rodríguez et al., 2024), aunque presenta una gran cantidad de arena por su proximidad a la playa, lo que da lugar a un fondo parcheado con una gran variedad de interacciones bentónicas entre especies de coral y entre algas, haciendo de esta ubicación un lugar de estudio muy interesante.

3.4 Especies de estudio

A pesar de la gran diversidad de especies de la zona, solo se seleccionaron 3 de ellas debido a la alta frecuencia en la que se encontraban interaccionando con *P. caribaeorum*. Estas especies fueron los corales *Siderastrea radians* y *Porites astreoides* y el alga *Chondriella* sp.

Palythoa caribaeorum suele habitar en fondos rocosos desde la zona intermareal hasta profundidades de 12 m y su crecimiento es de tipo alfombra, formando grandes extensiones de color amarillo, marrón o bronce (Durante et al., 2018; Sebens, 1982; Silva et al., 2015). Se encuentra distribuida a lo largo de la costa oeste del océano Atlántico, desde Florida (Kemp et al., 2006) hasta la Isla de Arvoredo (Bouzon et al., 2012), también en islas oceánicas como Bermuda (Lesser et al., 1990), archipiélagos de São Pedro y São Paulo (Edwards y Lubbock, 1983), Cabo Verde (Reimer et al., 2010) y Canarias (GBIF Secretariat, 2023; López et al., 2020, 2021). Su extensa distribución se atribuye a diversos factores: plasticidad de las colonias, tolerancia fisiológica a un amplio rango de condiciones ambientales, estrategias reproductivas sexuales y asexuales, rápido crecimiento, fuerte habilidad competitiva y mecanismos antidepredadores como nematocistos y palytoxina en los tejidos (Boscolo y Silveira, 2005; Durante et al., 2018; Silva et al., 2015).

Siderastrea radians (Pallas, 1766) pertenece al orden Scleractinia, clase Hexacoralia, subfilo Anthozoa y filo Cnidaria (WoRMS Editorial Board, 2024). Habita en arrecifes superficiales y suele presentarse en forma de colonias masivas de pequeño tamaño (< 300 mm de diámetro), aunque ocasionalmente pueden presentarse como bolas móviles de vida libre (Lirman y Manzello, 2009; Veron et al., 2016). La distribución de *S. radians* en el océano Atlántico abarca desde Florida hasta Brasil en la costa oeste, y desde Senegal hasta Gabón en la costa este, incluyendo Cabo Verde (Veron et al., 2016). Es un coral gonocorista (Nunes et al., 2011) con una estrategia reproductiva de tipo incubador, un alto potencial de reclutamiento y una alta tolerancia y resiliencia a estresores como el enterramiento por sedimentos, rápidas fluctuaciones de salinidad y temperaturas extremas (Lirman et al., 2002; Lirman y Manzello, 2009).

Porites astreoides (Lamarck, 1816) del orden Scleractinia, clase Hexacoralia, subfilo Anthozoa y filo Cnidaria (WoRMS Editorial Board, 2024). Habita en sustratos rocosos duros de arrecifes o hábitats asociados a estos, entre 0,5-15 m de profundidad (Eagleson et al., 2023). Está ampliamente distribuida por el Caribe, Florida, Bermuda, Brasil y África occidental. Su crecimiento es masivo y adopta una morfología baja tipo césped o circular, reduciendo su susceptibilidad al rompimiento por la acción de las olas. La estrategia reproductiva es de tipo incubador, con reproducción sexual y asexual, alta fecundidad y alto éxito larvario, facilitando su capacidad de colonizar rápidamente áreas perturbadas (Eagleson et al., 2023). Además, presenta cierta tolerancia fisiológica a condiciones adversas, pudiéndose recuperar rápidamente de los estresores, y tiene poca depredación, pues su mucus tiene cualidades tóxicas y vasoconstrictoras para facilitar la captura de las presas (Edmunds, 2007).

El género *Chondriella* (Leraving, 1941) pertenece a la familia Chondriellaceae, orden Gigartinales, clase Florideophyceae y filo Rhodophyta (WoRMS Editorial Board, 2024). Se trata de un alga roja cartilaginosa con ramificaciones dicotómicas y aplanadas (Guiry y Guiry, 2010). Se trata de un género poco estudiado con escasa información sobre él. La especie tipo de este género es *Chondriella pusilla* (Leraving, 1941) se caracteriza por habitar fondos duros y rocosos (Ramírez y Osorio, 2000). En Laginha, el alga *Chondriella* sp. habita zonas someras con alto hidrodinamismo y sedimentación, donde presenta un crecimiento tapizante y convive con colonias de corales (Rodríguez, com. pers.).

3.5 Caracterización de la zona de estudio

3.5.1 Registro continuo de temperatura *in situ*

Se instalaron sensores HOBO (modelo HOBO Pendant UA-002-64) de registro continuo de temperatura y luz durante el 08/04/2022 y el 26/10/2023, programados para realizar un registro de estos dos parámetros cada hora durante el periodo citado. Posteriormente, se descargaron los datos recopilados con el descargador HOBO Optic USB Station y fueron tratados en un archivo de Microsoft Excel.

3.5.2 Estimación de las coberturas de las especies seleccionadas

Se realizó un seguimiento de la cobertura de las tres especies de coral seleccionadas (*P. caribaeorum*, *S. radians* y *P. astreoides*) y del alga *Chondriella* sp. para caracterizar sus coberturas en la localidad de Laghina durante 4 periodos de muestreo definidos: periodo frío '22 (04/04/2022), periodo cálido '22 (10/10/2022), periodo frío '23 (03/06/2023) y periodo cálido '23 (27/10/2023). En el caso de las especies de coral, en cada periodo se realizaron 6 transectos paralelos a costa de 10 x 2 m, registrando las coberturas que ocupaban cada una de las especies en estos 20 m². En el caso del alga *Chondriella* sp., sus coberturas fueron registradas en los mismos transectos, pero a través de cuadrículas de 25 x 25 cm, de manera que se establecieron 3 cuadrículas por transecto, haciendo un total de 18 cuadrículas para cada periodo muestreado. Las cuadrículas fueron fotografiadas *in situ* y posteriormente visualizadas en el laboratorio a través del programa Image J, estimándose así la cobertura del alga en cada una de las cuadrículas.

3.6 Tasas de crecimiento de *Palythoa caribaeorum*

Para el estudio de la tasa de crecimiento de *Palythoa caribaeorum*, se determinaron un total de 3 áreas de interacciones en la zona de estudio. Estas interacciones fueron: a) *P. caribaeorum* – *Chondriella* sp.; b) *P. caribaeorum* – *Siderastrea radians*; y c) *P. caribaeorum* – *Porites astreoides*. En cada interacción se seleccionaron 5 colonias de *P. caribaeorum* y dentro de cada colonia se escogieron dos zonas, una interior y otra exterior situada en el borde, para determinar las tasas de crecimiento. En cada zona se realizó una extracción de una superficie conocida de *P. caribaeorum* con la ayuda de un cuchillo o cúter, dejando un corte en forma de cuadrado y limpio de su presencia. Los cortes exteriores presentaron una dimensión de 10 x 10 cm y se

ubicaron en el borde de la interacción con la especie correspondiente, para ver la tasa de crecimiento de *P. caribaeorum* cuando se encontraba en contacto con algas pardas, *S. radians* o *P. astreoides*. El tamaño de los cortes interiores fue de 5 x 5 cm, localizándose en el centro de la colonia para medir su tasa de crecimiento sin contacto con otras especies, siendo de menor tamaño con la intención de minimizar el daño al coral (Figura 2). También se registró el largo y el ancho de cada una de las colonias seleccionadas en cada una de las interacciones. Durante este procedimiento se emplearon cintas métricas para medir las colonias y marcar el área de los cortes, cuchillos de buceo para extraer esta área, cámaras Olympus TG-5 y TG-6 para fotografiar el resultado y un objeto de tamaño conocido para poder ajustar la escala durante el análisis posterior de las imágenes. Finalmente, se detalló la ubicación de las colonias de cada tratamiento en la zona de estudio realizando videos indicando su disposición y tres esquemas gráficos tomando como punto de referencia tres placas informativas fijadas al fondo (Figura 3).

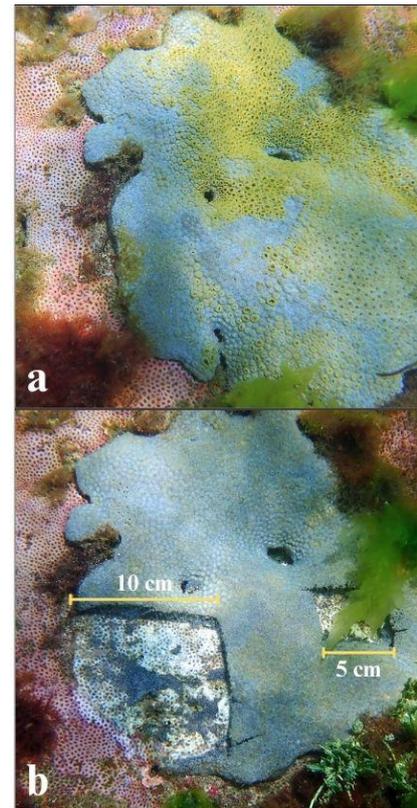


Figura 2. Procedimiento realizado en una de las áreas con la interacción entre *P. caribaeorum* - *S. radians* antes (a) y después (b) de ejecutar los dos cortes, exterior e interior, sobre *P. caribaeorum*.

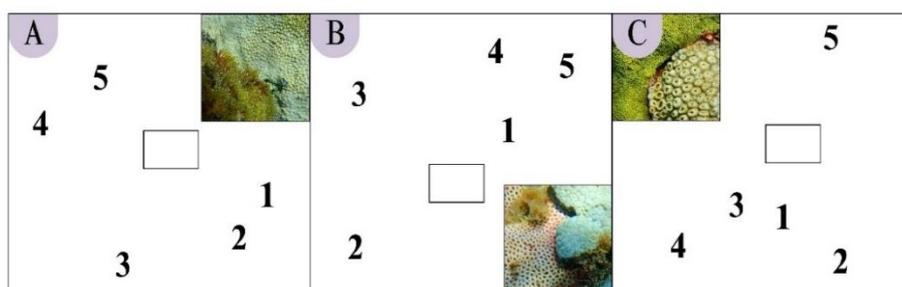


Figura 3. Ubicación de las colonias para las 3 interacciones (A. *Palythoa caribaeorum* – *Chondriella* sp.; B. *P. caribaeorum* – *Siderastrea radians*; C. *P. caribaeorum* – *Porites astreoides*). El rectángulo central representa las placas informativas que se utilizaron de referencia.

La fecha de inicio del muestreo para el estudio de la tasa de crecimiento de *P. caribaeorum* fue el 7 de junio de 2023 y finalizó 4 meses después, el 31 de octubre de 2023, haciendo un total

de 147 días de experimentación. Tras ese periodo de tiempo, se regresó a la zona de estudio, se localizaron las diferentes áreas de interacción y se fotografiaron las colonias seleccionadas con una referencia métrica. Las imágenes se realizaron perpendicular a la colonia, tal y como se habían realizado inicialmente. Las fotografías fueron almacenadas en un disco duro hasta su posterior análisis.

3.7 Cálculo de la tasa de crecimiento de *P. caribaeorum*

Las tasas de crecimiento de *P. caribaeorum* se calcularon mediante el análisis de las imágenes obtenidas en el medio natural, utilizando el software ImageJ (<https://imagej.nih.gov/ij/>). Todas las imágenes presentaron una referencia métrica que sirvió para establecer la escala de las mediciones. En primer lugar, se analizaron las imágenes tomadas en el inicio del experimento midiendo el área descubierta de cada uno de los cortes iniciales, ya que puede variar ligeramente entre las colonias. En segundo lugar, se analizaron las imágenes tomadas al final del experimento, es decir, después de los 4 meses, calculando el área descubierta final de cada uno de los cortes. Finalmente, se calculó el área que había crecido *Palythoa caribaeorum* en cada uno de los cortes restando el área descubierta inicial del área descubierta final.

La tasa de crecimiento mensual se estimó utilizando la ecuación de Guilhem et al. (2020) y Silva et al. (2015), modificada de Garrabou (1999), que es la siguiente:

$$\text{Crecimiento} = \frac{\left(\frac{\text{área planar } t2 - \text{área planar } t1}{\text{perímetro } t1} \right)}{\text{días } t1 \sim t2}$$

El área planar t2 corresponde al área en el tiempo 2, es decir, el área que había crecido *Palythoa caribaeorum* tras los 4 meses de experimentación, cuyo cálculo se especifica en el párrafo anterior. El área planar t1 corresponde al área en el tiempo 1, es decir, el área inicial que ocupaba *P. caribaeorum* tras realizar los cortes iniciales, que tiene un valor de 0, ya que se extrajo por completo dejando el área descubierta. El perímetro t1 es el perímetro inicial de los cuadrados y días t1~t2 es el número de días transcurridos entre el tiempo 1 y el tiempo 2. El resultado obtenido es una tasa media diaria simplificada y expresada en cm·día⁻¹. Así pues, siguiendo esta ecuación, los datos de la tasa de crecimiento son estandarizados con la medida del perímetro de los cuadrados, que fue de 20 cm para el interior y de 40 cm para el exterior.

Finalmente, la tasa de crecimiento utilizada en la comparación entre interacciones se expresó en $\text{cm} \cdot \text{mes}^{-1}$, multiplicando la tasa de crecimiento diaria por 30 días.

3.8 Análisis de datos

Para el análisis de la cobertura de la comunidad de corales de las especies seleccionadas, a lo largo de los periodos muestreados se realizó un análisis multivariante de la varianza por permutaciones (PERMANOVA) de 1 vía, donde el factor “periodo de muestreo” fue seleccionado como factor fijo presentando 4 niveles de variación (1= periodo frío de 2022; 2= periodo cálido de 2022; 3= periodo frío de 2023; 4= periodo cálido de 2023) (Anderson, 2001). La matriz original fue transformada mediante la raíz cuadrada y se usó el índice de similitud de Bray Curtis. Cuando se requirió se realizaron los test *a posteriori* oportunos (Anderson y Robinson, 2003). Las diferencias obtenidas se representaron con un análisis de Ordenación en Coordenadas Principales (PCO) (Gower, 1966) con una correlación de Pearson de 0,9.

Las coberturas de cada especie de coral y del alga *Chondriella* sp. también se analizaron individualmente utilizando análisis univariantes por permutaciones (PERANOVAS), mediante análisis de una vía con el factor fijo “periodo de muestreo” con sus 4 niveles de variación (1= periodo frío de 2022; 2= periodo cálido de 2022; 3= periodo frío de 2023; 4= periodo cálido de 2023). El índice de similitud que se utilizó fue la distancia euclídea (Anderson, 2001).

La tasa de crecimiento de *P. caribaeorum* se analizó de dos maneras: en función de la interacción (*Chondriella* sp., *S. radians* y *P. astreoides*) y en función de la ubicación del corte (interior vs exterior). En la primera, se analizaron las tasas de crecimiento (cm/mes) de cada interacción por separado, realizando un análisis univariante de la varianza por permutaciones (PERANOVA) de una vía, el índice de similitud de distancia euclídea (Anderson, 2001). Se utilizó un diseño con el factor “ubicación del corte” con 2 niveles, correspondientes al interior o exterior (en contacto con *Chondriella* sp. o *S. radians* o *P. astreoides*) de la colonia. En la segunda, se analizaron las tasas de crecimiento (cm/mes) del interior y el exterior de la colonia por separado, ejecutando un análisis univariante de varianza incluyendo como covariable la longitud máxima de la colonia (ANCOVA) por permutaciones con el factor “tipo de interacción” con 3 niveles: *Chondriella* sp., *S. radians* o *P. astreoides*. Se utilizó el índice de similitud de distancia euclídea (Anderson, 2001) y cuando fue necesario, se realizaron los tests

a posteriori con comparaciones dos a dos. La representación gráfica de las tasas de crecimiento de cada uno de los análisis anteriores se realizó con el programa Microsoft Excel.

Para todos los análisis estadísticos se empleó el programa PRIMER v7 & PERMANOVA + (www.primer-e.com). El número de permutaciones aplicadas a todas las pruebas fue de 9999 y, en caso de que el número final fuera inferior a 8000 permutaciones, se utilizó la prueba de Monte Carlo para corregir los p-valores (Anderson y Robinson, 2003).

4. RESULTADOS

4.1 Caracterización de Laginha

4.1.1 Registro continuo de la temperatura

Se identificaron dos periodos fríos comprendidos entre los meses de diciembre-marzo, y dos periodos cálidos, comprendidos entre los meses de mayo-octubre. La transición entre periodos tuvo lugar en los meses de abril y noviembre respectivamente. La temperatura máxima fue de 29,252°C, registrada en septiembre de 2023, y la temperatura mínima fue de 20,996°C, registrada en febrero de 2023. En referencia a 2022, octubre presentó la máxima temperatura con un valor de 28,655°C, mientras que la temperatura mínima fue de 21,473°C y se registró en abril, mes de inicio del periodo de muestreo (Figura 4).

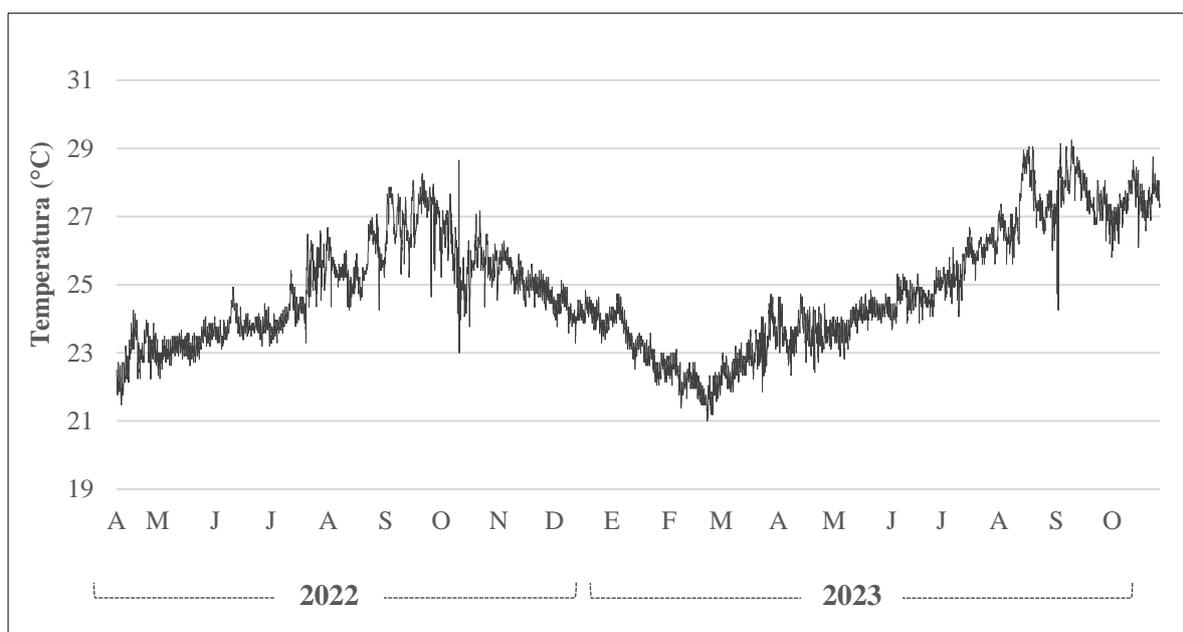


Figura 4. Detalle de las temperaturas registradas (°C) *in situ* en la localidad de Laginha desde abril de 2022 hasta octubre de 2023.

4.1.2 Caracterización de la comunidad de corales de las especies seleccionadas y del alga *Chondriella* sp.

Existieron diferencias significativas en la cobertura de las especies de coral seleccionadas en función del periodo muestreado (Tabla 1). Los *test a posteriori* indicaron que las diferencias significativas se dieron entre los periodos 1 y 3 ($p(\text{MC})=0,0249$), correspondientes al periodo frío de 2022 y el periodo frío de 2023, respectivamente. También observamos diferencias marginales ($p(\text{MC}) =0,0631$) entre los periodos 2 y 3, correspondientes al periodo cálido de 2022 y el periodo frío de 2023, respectivamente.

Tabla 1. Resultados del PERMANOVA de la cobertura de las especies de coral seleccionadas en función del periodo de muestreo. A la derecha de la tabla se muestran los resultados del *test a posteriori* donde 1: periodo frío de 2022; 2: periodo cálido de 2022; 3: periodo frío de 2023; 4: periodo cálido de 2023; “=”: no diferencias significativas $p>0,05$; “≠”: diferencias significativas $p\leq 0,05$; “≈”: diferencias significativas marginales $p=0,06$. Los resultados resaltados en negrita indican diferencias significativas.

	gl	SC	PERMANOVA			TEST A POSTERIORI	
			MC	Pseudo-F	p(MC)		
Periodo	3	35,888	11,963	2,5851	0,0314	1 = 2	2 ≈ 3
Residuos	18	83,294	4,6274			1≠3	2 = 4
Total	21	119,18				1 = 4	3 = 4

La representación gráfica del análisis de Ordenación en Coordenadas Principales (PCO) (Figura 5) mostró que las especies que representaron la variabilidad entre los periodos de muestreo fueron *P. caribaeorum* y *S. radians*, de manera que, la primera de ellas caracterizó más el periodo 1 (periodo frío de 2022), mientras que la segunda caracterizó más el periodo 4 (periodo cálido de 2023). Así mismo, se puede observar que la suma de los porcentajes de variación de ambos ejes fue del 93,8%, representando casi un 95% de la ordenación de los datos originales.

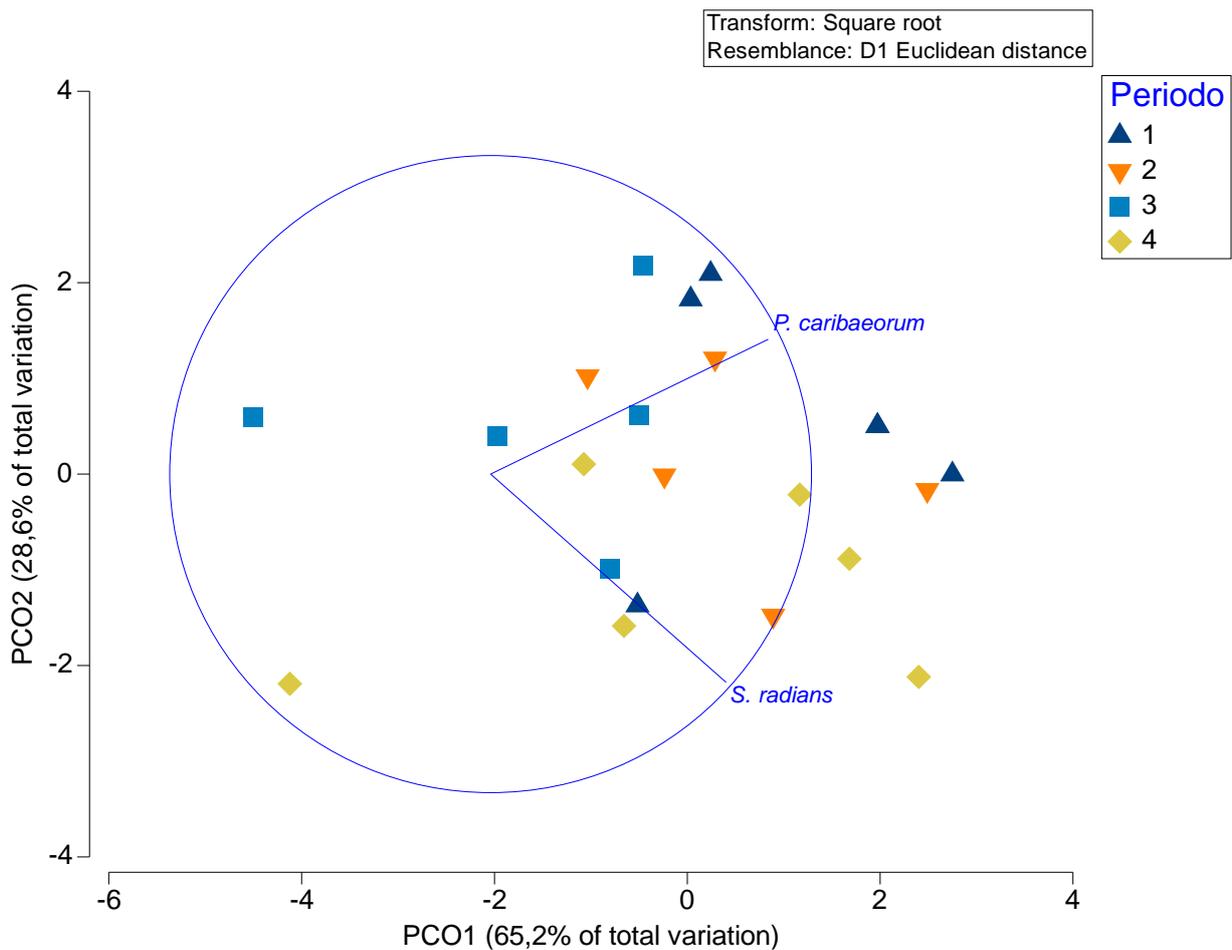


Figura 5. Análisis de Ordenación en Coordenadas Principales (PCO) donde se muestran los porcentajes de coberturas de las especies de coral seleccionadas (*P. caribaeorum*, *S. radians* y *P. astreoides*) en función del periodo de muestreo (1 triangulo azul = periodo frío de 2022; 2 triangulo naranja = periodo cálido de 2022; 3 cuadrado azul = periodo frío de 2023; 4 rombo amarillo = periodo cálido de 2023). Los vectores indican aquellas especies que contribuyeron a estas diferencias con una correlación de Pearson de 0,9.

A nivel individual, especie por especie, la cobertura de *Palythoa caribaeorum* mostró diferencias significativas entre los periodos muestreados (Tabla 2). Los *test a posteriori* indicaron que estas diferencias significativas en la cobertura de *P. caribaeorum* ($p(\text{MC})=0,0217$) se dieron entre el periodo 1 y 3, correspondientes al periodo frío de 2022 y 2023, respectivamente. También se registraron diferencias significativas marginales ($p(\text{MC})=0,0631$) entre las coberturas del periodo 1 y 4, que corresponden al periodo frío de 2022 y el periodo cálido de 2023, respectivamente. Los valores máximos de cobertura de *P. caribaeorum* se registraron en el primer periodo, el periodo frío de 2022 con un 34% de

cobertura, seguido del periodo cálido del mismo año (26%) (Figura 6). Sin embargo, en el periodo frío del 2023 hubo una notable disminución en la cobertura registrada de esta especie, reduciéndose hasta alcanzar valores medios de 14,4%, pero los valores de cobertura volvieron a incrementarse en el posterior periodo cálido (19%).

Tabla 2. Resultados del PERANOVA de los valores de cobertura de *Palythoa caribaeorum* en función del periodo muestreado. A la derecha de la tabla se muestran los resultados de los *test a posteriori* donde 1: periodo frío del 2022; 2: periodo cálido del 2022; 3: periodo frío del 2023; 4: periodo cálido del 2023; “=”: no diferencias significativas $p > 0,05$; “≠”: diferencias significativas $p \leq 0,05$; “≈”: diferencias significativas marginales $p = 0,06$. Los resultados resaltados en negrita indican diferencias significativas.

	gl	SC	PERANOVA			TEST A POSTERIORI	
			MC	Pseudo-F	p(MC)		
Periodo	3	1237,3	412,43	3,1752	0,0503	1 = 2	2 = 3
Residuos	18	2338	129,89			1 ≠ 3	2 = 4
Total	21	3575,3				1 ≈ 4	3 = 4

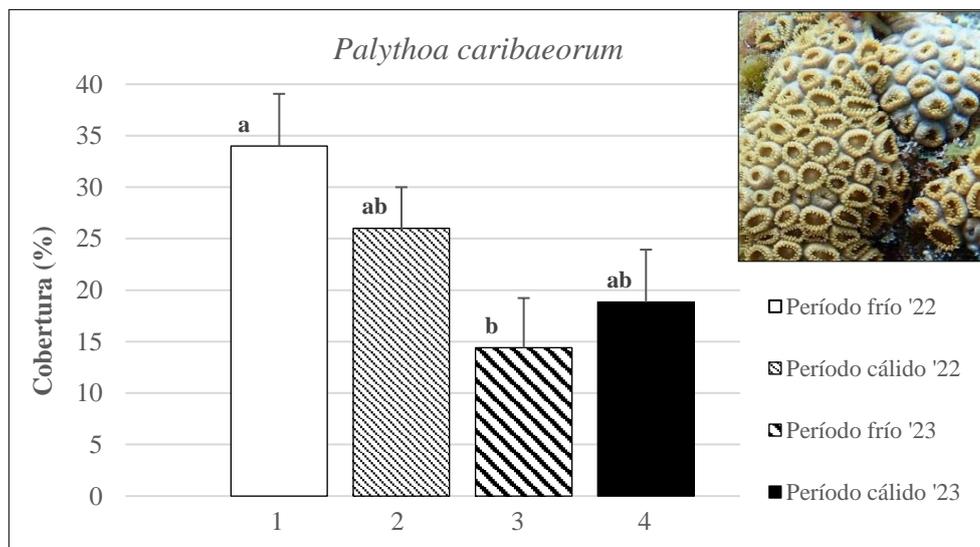


Figura 6. Valores medios \pm ES de la cobertura de *P. caribaeorum* (%) en cada uno de los cuatro periodos muestreados (1: periodo frío de 2022; 2: periodo cálido de 2022; 3: periodo frío de 2023; 4: periodo cálido de 2023). Con diferentes letras se indican las diferencias significativas.

En el caso de *Siderastrea radians*, sus coberturas no variaron significativamente durante los periodos muestreados (Tabla 3). Sin embargo, se registraron mayores coberturas en los periodos cálidos que en los fríos, siendo el máximo registrado en el periodo cálido del 2023 (31,67%),

seguido del periodo cálido del 2022 e incluyendo el periodo frío del 2023 (25%) y, por último, el periodo frío de 2023 (11,8%) (Figura 7).

Tabla 3. Resultados del PERANOVA de la cobertura de *Siderastrea radians* en función del periodo muestreado.

	gl	SC	MC	Pseudo-F	p(MC)
Periodo	3	1107,1	369,05	2,019	0,1429
Residuos	18	3290,1	182,79		
Total	21	4397,3			

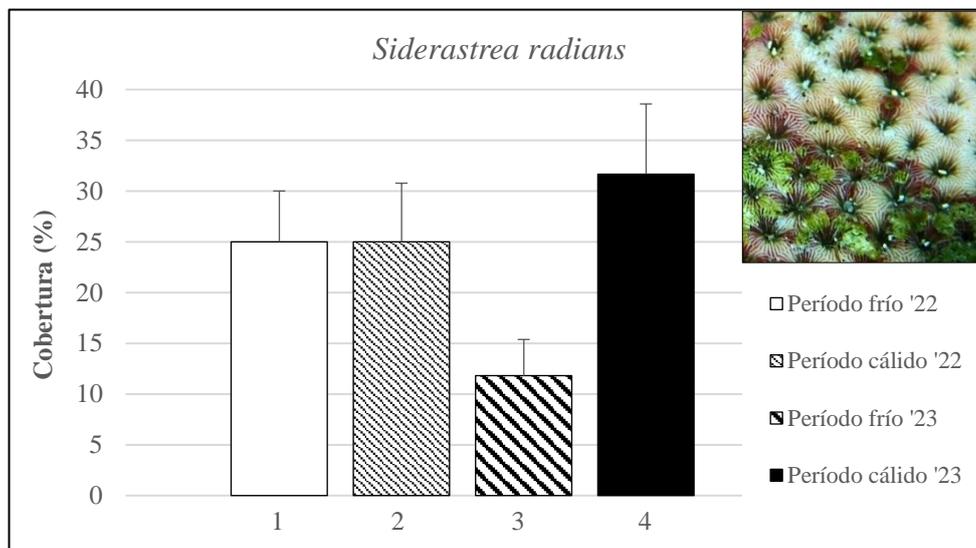


Figura 7. Valores medios \pm ES de la cobertura de *S. radians* (%) en cada uno de los cuatro periodos muestreados (1: periodo frío de 2022; 2: periodo cálido de 2022; 3: periodo frío de 2023; 4: periodo cálido de 2023).

Por último, *Porites astreoides* presentó cambios en sus coberturas entre el periodo frío de 2022 y el periodo cálido de 2023 ($p(\text{MC})=0,0014$), así como entre el periodo frío y cálido de 2023 ($p(\text{MC})=0,0067$) (Tabla 4). La Figura 8 indica que el valor medio de cobertura del periodo frío de 2022 (1,5%) fue el más alto, seguido del periodo frío de 2023 (1%) y el periodo cálido de 2022 (0,6%). No se detectó esta especie en los transectos realizados durante el periodo cálido de 2023. Así mismo, en comparación con las otras dos especies de coral anteriores, *P. astreoides* destacó por presentar unos valores medios de cobertura muy bajos.

Tabla 4. Resultados del PERANOVA de la cobertura de *Porites astreoides* en función del periodo muestreado. A la derecha de la tabla se muestran los resultados de los *test a posteriori* donde 1: periodo frío del 2022; 2: periodo cálido del 2022; 3: periodo frío del 2023; 4: periodo cálido del 2023; “=”: no diferencias significativas $p>0,05$; “≠”: diferencias significativas $p\leq 0,05$. Los resultados resaltados en negrita indican diferencias significativas.

	PERANOVA					TEST A POSTERIORI	
	gl	SC	MC	Pseudo-F	P(MC)		
Periodo	3	7,1636	2,3879	4,9404	0,0106	1 = 2	2 = 3
Residuos	18	8,7	0,48333			1 = 3	2 = 4
Total	21	15,864				1≠4	3≠4

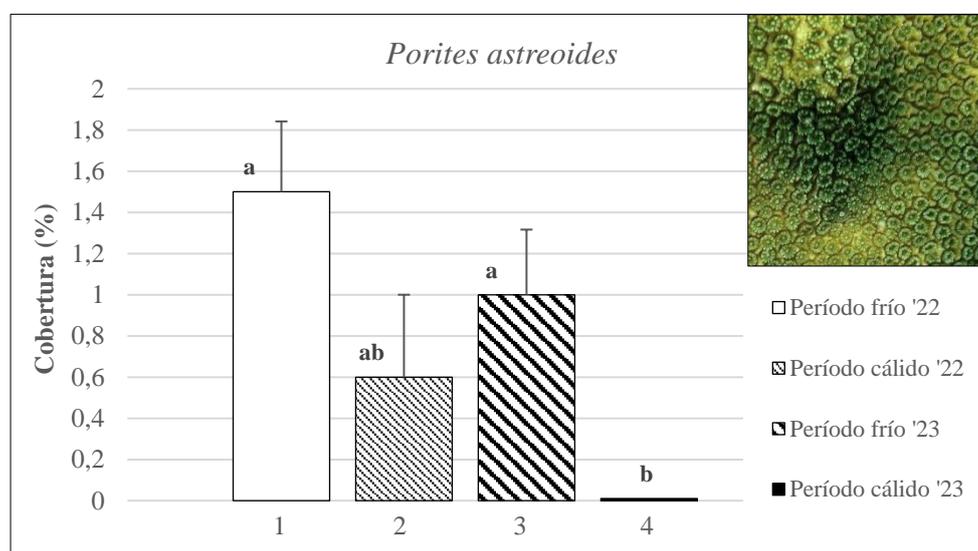


Figura 8. Valores medios \pm ES de la cobertura de *P. astreoides* (%) en cada uno de los cuatro periodos muestreados (1: periodo frío de 2022; 2: periodo cálido de 2022; 3: periodo frío de 2023; 4: periodo cálido de 2023). Con diferentes letras se indican las diferencias significativas.

De manera similar, la cobertura de *Chondriella* sp. no mostró diferencias significativas a lo largo de los periodos muestreados (Tabla 5). Sin embargo, se observó una tendencia de ascenso gradual del valor medio del porcentaje de cobertura de *Chondriella* sp. a lo largo de los periodos muestreados: periodo frío de 2022 (17,94%), periodo cálido de 2022 (20,44%), periodo frío de 2023 (32,67%) y periodo cálido de 2023 (34,61%) (Figura 9).

Tabla 5. Resultados del PERANOVA de la cobertura de *Chondriella* sp. en función del periodo muestreado.

	gl	SC	MC	Pseudo-F	p(MC)
Periodo	3	3845,8	1281,9	1,1589	0,3356
Residuos	68	75218	1106,1		
Total	71	79064			

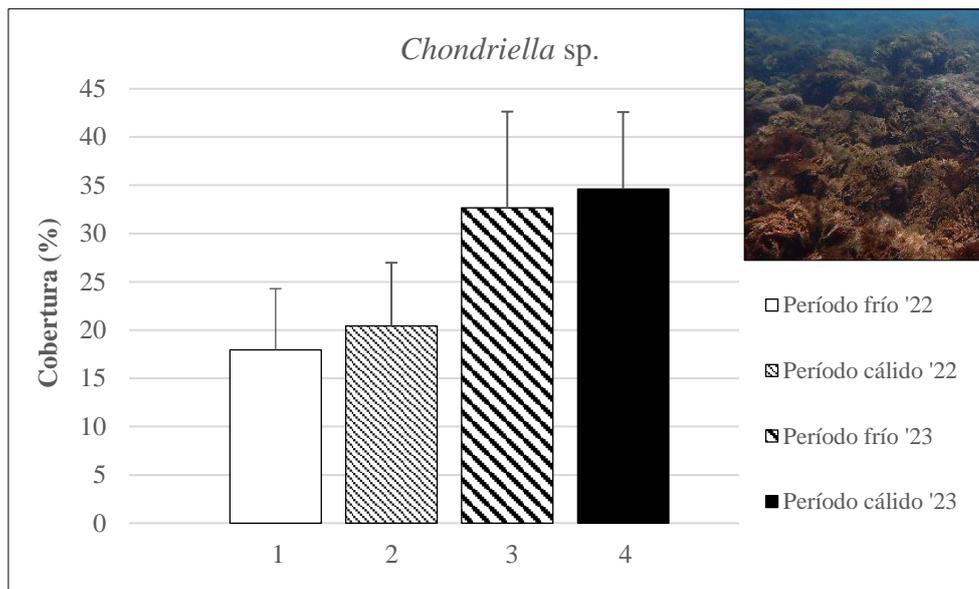


Figura 9. Valores medios \pm ES de la cobertura de *Chondriella* sp. (%) en cada uno de los cuatro periodos muestreados (1: periodo frío de 2022; 2: periodo cálido de 2022; 3: periodo frío de 2023; 4: periodo cálido de 2023).

4.2 Análisis del crecimiento de *Palythoa caribaeorum*

En las 3 áreas seleccionadas de la zona de estudio, correspondientes a las interacciones *P. caribaeorum* – *Condriella* sp., *P. caribaeorum* – *S. radians* y *P. caribaeorum* – *P. astreoides*, se escogieron 5 colonias dentro de cada una de ellas, pero tras los 5 meses de experimentación, no se pudieron localizar algunas de las colonias, quedando excluidas del análisis. Estas colonias fueron la colonia 4 de la interacción *P. caribaeorum* – *Condriella* sp. y las colonias 2 y 4 de la interacción *P. caribaeorum* – *P. astreoides*. Así mismo, también se descartó la colonia 2 de la

interacción *P. caribaeorum* – *Condriella* sp. debido a la baja calidad de la fotografía tomada del corte exterior al final del experimento.

Por este motivo, en el análisis de la tasa de crecimiento en función de la ubicación del corte (interior vs exterior) de cada interacción por separado, en las interacciones de *P. caribaeorum* – *Condriella* sp. y *P. caribaeorum* – *P. astreoides* se trabajó con los datos de 3 colonias, mientras que en la interacción de *P. caribaeorum* – *S. radians* se trabajó con los datos de las 5 colonias.

Así mismo, en la comparación de las tasas de crecimiento de *P. caribaeorum* entre las diferentes interacciones, primero para las tasas de crecimiento del corte interior y luego para las tasas de crecimiento del corte exterior (ubicado en el borde de la colonia), se trabajó con un total de 9 colonias por análisis, ya que de cada interacción se utilizaron los datos de 3 de sus colonias. En el caso de la interacción de *P. caribaeorum* – *S. radians*, ya que se dispuso de las 5 colonias iniciales, se seleccionaron los de las colonias 1, 2 y 4, pues sus fotografías presentaron una mejor calidad.

4.2.1 Análisis de la tasa de crecimiento en función de la ubicación del corte (interior vs exterior) por interacciones

En la interacción *P. caribaeorum* - *Chondriella* sp. no existieron diferencias significativas en la tasa de crecimiento del corte interior de la colonia (en contacto con *P. caribaeorum*) y la tasa de crecimiento del corte exterior (en contacto con el alga) (Tabla 6). Sin embargo, la tasa de crecimiento del corte exterior, en contacto con el alga *Chondriella* sp. fue mayor que en el interior de la colonia, con valores medios de 0,294 cm/mes y 0,180 cm/mes, respectivamente (Figura 10).

Tabla 6. Resultados del PERANOVA los valores de tasa de crecimiento de *P. caribaeorum* en función de la ubicación del corte en la colonia (interior o exterior) en su interacción con el alga *Chondriella* sp.

	gl	SC	MC	Pseudo-F	p(MC)
Ubicación	1	$2,1722 \cdot 10^{-05}$	$2,1722 \cdot 10^{-05}$	1,2023	0,334
Residuos	4	$7,2267 \cdot 10^{-05}$	$1,8067 \cdot 10^{-05}$		
Total	5	$9,3989 \cdot 10^{-05}$			

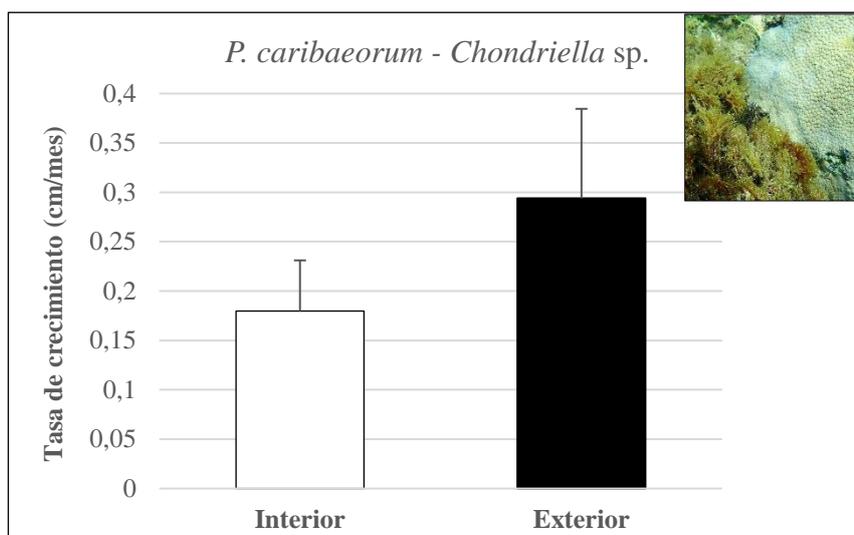


Figura 10. Valores medios de la tasa de crecimiento (cm/mes) de *P. caribaeorum* \pm ES en los cortes interiores y exteriores de las colonias que interaccionaron con el alga *Chondriella* sp.

Las tasas de crecimiento de *P. caribaeorum* de los cortes interiores y exteriores en la interacción *P. caribaeorum* – *S. radians* presentaron diferencias significativas (Tabla 7). Estas diferencias se observan en la Figura 11, donde la tasa media de crecimiento exterior (0,342 cm/mes) fue superior a la interior (0,246 cm/mes), es decir, *P. caribaeorum* presentó una mayor tasa de crecimiento cuando estuvo en contacto con *S. radians*.

Tabla 7. Resultados del PERANOVA de la tasa de crecimiento de *P. caribaeorum* en función de la ubicación del corte en la colonia (interior o exterior) en su interacción con *S. radians*. Los resultados resaltados en negrita indican diferencias significativas.

	gl	SC	MC	Pseudo-F	p(MC)
Ubicación	1	2,588·10 ⁻⁰⁵	2,588·10 ⁻⁰⁵	6,5241	0,0331
Residuos	8	3,1735·10 ⁻⁰⁵	3,9668·10 ⁻⁰⁶		
Total	9	5,7615·10 ⁻⁰⁵			

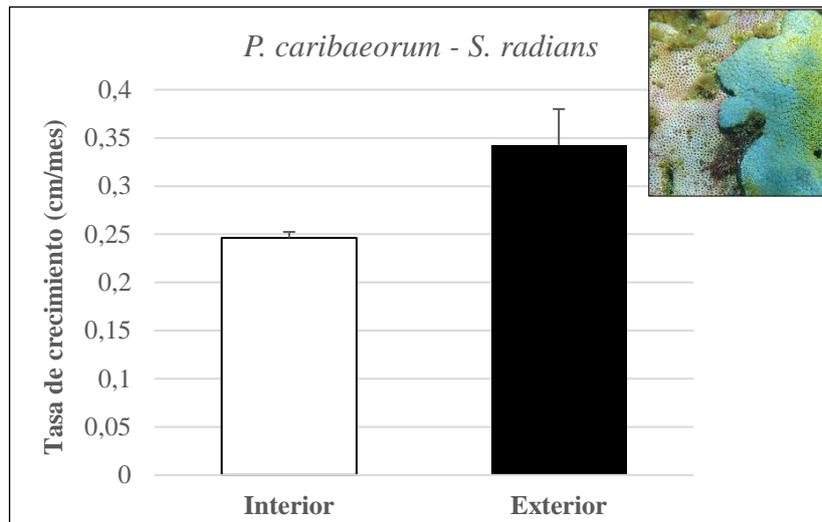


Figura 11. Valores medios de la tasa de crecimiento (cm/mes) de *P. caribaeorum* \pm ES en los cortes interiores y exteriores de las colonias que interaccionaron con *S. radians*.

En tercer lugar, se compararon las tasas de crecimiento de los cortes interiores y exteriores de las colonias de *P. caribaeorum* que estuvieron en contacto con *Porites astreoides*. En la interacción *P. caribaeorum* - *Porites astreoides* no existieron diferencias entre las tasas de crecimiento en función de si estaba en contacto con *P. astreoides* o no (Tabla 8). A pesar de que ambas tasas de crecimiento presentaron valores similares, como se observa en la Figura 12, la tasa media de crecimiento exterior (0,280 cm/mes), en contacto con *P. astreoides*, fue ligeramente mayor que la interior (0,216 cm/mes), en contacto con *P. caribaeorum*.

Tabla 8. Resultados del PERANOVA de la tasa de crecimiento de *P. caribaeorum* en función de la ubicación del corte en la colonia (interior o exterior) en su interacción con *Porites astreoides*.

	gl	SC	MC	Pseudo-F	p(MC)
Ubicación	1	$6,8532 \cdot 10^{-06}$	$6,8532 \cdot 10^{-06}$	0,34561	0,5902
Residuos	4	$7,9316 \cdot 10^{-05}$	$1,9829 \cdot 10^{-05}$		
Total	5	$8,6169 \cdot 10^{-05}$			

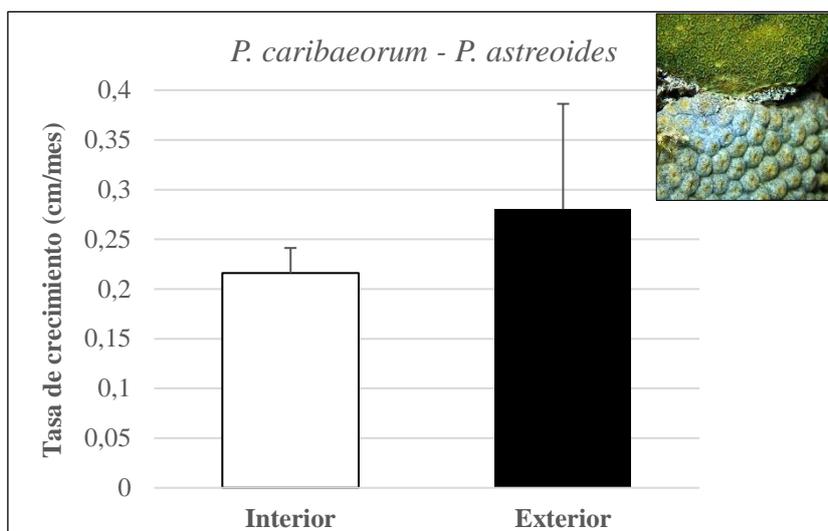


Figura 12. Valores medios de la tasa de crecimiento (cm/mes) de *P. caribaeorum* \pm ES en los cortes interiores y exteriores de las colonias que interaccionaron con *P. astreoides*.

4.2.2 Análisis de la tasa de crecimiento interior de *P. caribaeorum* de todas las interacciones

No se registraron diferencias en la tasa de crecimiento interior de *P. caribaeorum* en función de las especies con las que estuviera interaccionando (Tabla 9). Además, el tamaño de la colonia, incluido como covariable, no tuvo ningún efecto significativo. La tasas de crecimiento interior de *P. caribaeorum* fueron muy similares entre sí, independientemente de la especie con la que mantuviera contacto en su borde, presentando tasas de crecimiento con valores medios de 0,180 cm/mes para *Chondriella* sp., 0,240 cm/mes para *S. radians* y 0,216 cm/mes para *P. astreoides* (Figura 13).

Tabla 9. Resultados del ANCOVA de la tasa de crecimiento interior de *P. caribaeorum* según el tipo de interacción (*Chondriella* sp., *Siderastrea radians* y *Porites astreoides*). El tamaño de la colonia (Tamaño) ha sido introducido como covariable.

	gl	SC	MC	Pseudo-F	p(MC)
Tamaño	1	$3,351 \cdot 10^{-06}$	$3,351 \cdot 10^{-06}$	0,90487	0,3843
Interacción	2	$6,6756 \cdot 10^{-06}$	$3,3378 \cdot 10^{-06}$	0,9013	0,4632
Residuos	5	$1,8517 \cdot 10^{-05}$	$3,7033 \cdot 10^{-06}$		
Total	8	$2,8543 \cdot 10^{-05}$			

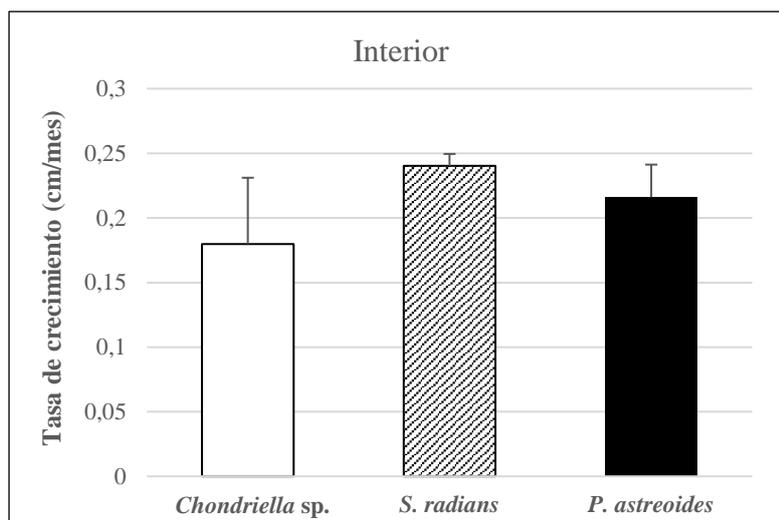


Figura 13. Valores medios \pm ES de la tasa de crecimiento (cm/mes) de los cortes interiores de las colonias de *P. caribaeorum* para cada interacción.

4.2.3 Análisis de la tasa de crecimiento exterior de *P. caribaeorum* de todas las interacciones

Los análisis no mostraron diferencias significativas entre las tasas de crecimiento del corte exterior entre las diferentes interacciones (Tabla 10). Además, el tamaño de la colonia, introducido como covariable, no tuvo ningún efecto. En este caso, las tasas de crecimiento exterior también fueron similares entre las diferentes interacciones, encontrándonos con valores medios de 0,294 cm/mes para el alga *Chondriella sp.*, 0,308 cm/mes para *S. radians* y 0,280 cm/mes para *P. astreoides*, ver Figura 14 para más detalle.

Tabla 10. Resultados del ANCOVA de la tasa de crecimiento exterior de *P. caribaeorum* según el tipo de interacción (*Chondriella sp.*, *Siderastrea radians* y *Porites astreoides*). El tamaño de la colonia (Tamaño) ha sido introducido como covariable.

	gl	SC	MC	Pseudo-F	p(MC)
Tamaño	1	$1,4964 \cdot 10^{-05}$	$1,4964 \cdot 10^{-05}$	0,57566	0,4797
Interacción	2	$1,4103 \cdot 10^{-06}$	$7,0513 \cdot 10^{-07}$	0,027126	0,9755
Residuos	5	$1,2997 \cdot 10^{-04}$	$2,5994 \cdot 10^{-05}$		
Total	8	$1,4635 \cdot 10^{-04}$			

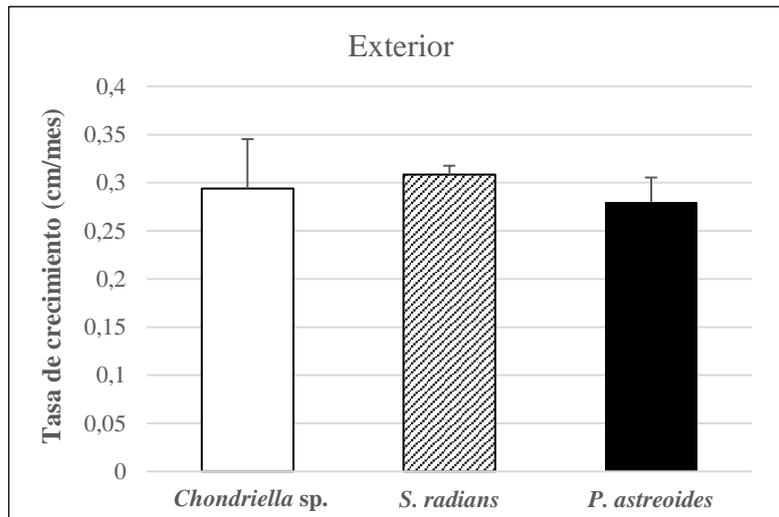


Figura 14. Valores medios \pm ES de la tasa de crecimiento (cm/mes) de los cortes exteriores de las colonias de *P. caribaeorum* para cada interacción.

5. DISCUSIÓN

5.1 Registro continuo de la temperatura

En primer lugar, cabe destacar que el registro de la temperatura del agua mostró un ligero incremento en el año 2023, correspondiéndose con las predicciones del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC), pues en todos los escenarios futuros proyectados se espera un aumento de la temperatura media actual alrededor del mundo (Solomon et al., 2007). Como es sabido, un aumento en la temperatura del agua provoca la pérdida de las zooxantelas simbiotas asociadas a los corales debido al estrés térmico, dando lugar a los eventos de blanqueamiento de coral (Fitt et al., 2001; Kemp et al., 2006; Lonzetti et al., 2022). Durante el periodo cálido de octubre de 2023, el último muestreo, se observó mucho blanqueamiento en diferentes especies de coral de la zona (Rodríguez, com. pers.), que podría haber sido desencadenado por las altas temperaturas que se alcanzaron durante los meses de agosto y septiembre del mismo año, pues se registraron valores de más de 29 °C. Autores como Lonzetti et al. (2022), defienden que el aumento de la temperatura mejora la tasa de crecimiento de *P. caribaeorum* cuando está compitiendo con otras especies, mientras que la habilidad competitiva de aquellas especies que resultan más afectadas por el calentamiento puede disminuir. Esto significa que, ante las proyecciones de calentamiento oceánico, los corales más propensos al blanqueamiento serán más vulnerables a competidores como *P. caribaeorum*. No obstante, hay que considerar el impacto que tienen los efectos combinados del cambio climático

sobre *P. caribaeorum*, pues puede verse perjudicada por la disminución de pH (López et al., 2021), el estrés osmótico causado por variaciones en la salinidad (Durante et al., 2018) y cambios en la concentración de clorofila-a debido a su nutrición mixotrófica (De Santana et al., 2015). Por otra parte, *P. caribaeorum* también puede ser susceptible a cambios en las comunidades de herbívoros, pues regulan el crecimiento de las algas. Investigaciones recientes realizadas por Lambre et al. (2024) demuestran el importante rol ecológico de herbívoros, como el erizo *Diadema africanum*, en el control de las poblaciones algales y, consecuentemente, en el crecimiento y proliferación de las colonias de zoantídeos, como es el caso de *P. caribaeorum* en Canarias, que presenta una disminución general de su crecimiento cuando está en contacto con diferentes tipos de alga.

5.2 Caracterización de la comunidad de corales de las especies seleccionadas y del alga *Chondriella* sp.

En referencia a la caracterización de las comunidades de coral seleccionadas, las diferencias significativas observadas entre las coberturas de *P. caribaeorum*, *S. radians* y *P. astreoides* durante el periodo frío de 2022 y el periodo frío de 2023 podrían ser debidas a que el muestreo del periodo frío de 2023 fue retrasado a junio por problemas logísticos, mientras que el periodo frío de 2022 tuvo lugar en abril. Así mismo, el análisis de Ordenación en Coordenadas Principales (Figura 5) mostró las diferencias eran marcadas por *P. caribaeorum*, que caracteriza más los periodos fríos, y *S. radians*, que caracteriza más los periodos cálidos. Esto sugiere que *Palythoa caribaeorum* se ve beneficiada por la presencia de temperaturas más moderadas, posiblemente porque reducen el estrés térmico y la incidencia de eventos de blanqueamiento, mejorando la salud y el crecimiento del zoantídeo (Almeida Saá et al., 2020).

Por otra parte, el análisis de las coberturas de cada especie de coral por separado mostró una menor cobertura de *Porites astreoides* en comparación con las otras dos especies. Estos resultados coinciden con la caracterización de las comunidades de coral de Cabo Verde realizada por Monteiro et al. (2008) y Moses et al. (2003), donde indican una menor presencia de esta especie. La forma de crecimiento de las colonias también podría contribuir en la diferencia en el porcentaje de cobertura, pues *P. astreoides* suele presentar colonias masivas o esféricas de tamaño medio o pequeño (Eagleson et al., 2023), mientras que *Palythoa caribaeorum* y *Siderastrea radians* forman amplias extensiones de pavimento de coral en Cabo Verde (Monteiro et al., 2008; Morri y Bianchi, 1995; Moses et al., 2003). Así mismo, la baja

cobertura de *P. astreoides*, explica la existencia de diferencias significativas entre el periodo frío de 2022 y el periodo cálido de 2023, así como entre los periodos frío y cálido de 2023, pues no se detectó esta especie en los transectos realizados durante el periodo cálido de 2023.

La cobertura de *Chondriella* sp. se mantuvo estable a lo largo del tiempo, a pesar de no obtener diferencias significativas entre los diferentes periodos de muestreo, sí se observó un incremento gradual de su cobertura a lo largo de los periodos muestreados. Por este motivo, sería interesante continuar con el seguimiento de sus poblaciones en la localidad de Laginha para entender mejor el rol ecológico que ejerce *Chondriella* sp. en las comunidades de la zona. Además, sería conveniente realizar un estudio más detallado de las especies que se encuentran en Cabo Verde a nivel taxonómico, ya que existe muy poca información al respecto.

5.3 Análisis de las tasas de crecimiento de *Palythoa caribaeorum*

Respecto a la comparación entre las tasas de crecimiento de los cortes interiores y exteriores para cada una de las interacciones, se observó que, en todas ellas, *P. caribaeorum* presentó un mayor crecimiento en el corte ubicado en el exterior de la colonia, es decir, cuando estaba en contacto con *Chondriella* sp., *S. radians* o *P. astreoides*. Sin embargo, solo se obtuvieron diferencias significativas en la interacción de *P. caribaeorum* con *S. radians*, donde *Palythoa caribaeorum* presentó una mayor tasa de crecimiento en el corte exterior de la colonia. Esto podría ser debido al número de replicas, pues para la interacción *P. caribaeorum* - *S. radians* se llegaron a encontrar las 5 colonias iniciales, mientras que para las otras dos interacciones solo se pudo trabajar con 3 de ellas. Así mismo, esta mayor tasa de crecimiento en el corte exterior de la colonia puede ser debida a una estimulación del crecimiento provocada por la competencia espacial entre las dos especies, pues las tasas de crecimiento de *P. caribaeorum* dependen del grado de interacción competitiva, entre otros factores (Guilhem et al., 2020).

En referencia a la comparación de la tasa de crecimiento entre interacciones, no se obtuvieron diferencias significativas para la tasa de crecimiento del corte interior ni para la tasa del corte exterior o ubicado en el borde de la colonia. El motivo principal de este resultado podría ser el escaso número de réplicas utilizadas, ya que solo se pudo trabajar con los datos de 3 colonias para cada una de las interacciones. A pesar de ello, ambas tasas de crecimiento resultaron ser más altas en la interacción con *S. radians*, sugiriendo que *P. caribaeorum* presenta una mayor

habilidad competitiva y, consecuentemente, es capaz de sobrecrecer a *Siderastrea radians*. Las observaciones realizadas en el campo también apuntan hacia el mismo resultado, pues en la gran mayoría de los raspados, se encontraron restos del esqueleto de *S. radians* bajo *P. caribaeorum*. Todo esto se corresponde con la capacidad que ha mostrado *P. caribaeorum* para sobrecrecer otras especies de corales escleractinios (Almeida Saá et al., 2020; Durante et al., 2018; Mendonça-Neto y Da Gama, 2009; Rabelo et al., 2013). Así mismo, los resultados anteriores también podrían sugerir que no existe una estrategia de coexistencia entre *Siderastrea radians* y *Palythoa caribaeorum* basada en la mutua inhibición del crecimiento en los límites entre colonias y en una equivalencia competitiva (Bastidas y Bone, 1996; Karlson, 1988).

Por otra parte, el tamaño de la colonia no resultó influenciar las tasa de crecimiento de *P. caribaeorum*, contrariamente a lo que se esperaría, pues el tamaño de la colonia afecta a varios de sus aspectos biológicos, como la capacidad de producción larval, la resistencia a la mortalidad y la habilidad para competir contra colonias más grandes (Cruz et al., 2016). Sin embargo, las colonias seleccionadas mantuvieron longitudes máximas muy similares, quizás por ello no hubo ningún efecto en la tasa de crecimiento en competición con otras especies debido a su tamaño.

A pesar de que la limitación principal de los resultados es el escaso número de réplicas, a continuación, se consideran otras posibles explicaciones para la ausencia de diferencias significativas en las tasas de crecimiento de *Palythoa caribaeorum* entre las diferentes interacciones. En primer lugar, existe la posibilidad de que *P. caribaeorum* presente una mayor habilidad competitiva en comparación con el resto de las especies tratadas y, por este motivo, no hay cambios significativos entre las tasas de crecimiento que muestra estando en contacto con *Chondriella* sp., *Siderastrea radians* o *Porites astreoides*. Estudios como Rabelo et al. (2013) han demostrado que *P. caribaeorum* compite por el espacio de manera muy agresiva, por lo que se ha documentado ampliamente creciendo sobre otros corales (Bastidas y Bone, 1996; Suchanek y Green, 1981). Esto es debido a características como su alta tasa de reproducción asexual (Cooke, 1976), que promueve una mayor dispersión local, colonización, ganancia de espacio en interacciones competitivas y fitness (Acosta et al., 2001), y a una mayor contribución de la fisión con relación a la fragmentación (Acosta y Sammarco, 2000), pudiendo suponer una ventaja adaptativa en el incremento de la tasa metabólica, el crecimiento y la reproducción (Silva et al., 2015). En segundo lugar, otra explicación potencial es que *P.*

caribaeorum presenta una regulación principalmente endógena de su crecimiento, lo que genera homogeneidad en sus tasas de crecimiento (Garrabou, 1999; Karlson, 1991; Silva et al., 2015). En otras palabras, como organismo colonial, *P. caribaeorum* crece principalmente por reproducción asexual mediante la fisión de sus pólipos, la cual depende de fuerzas endógenas que suelen estar determinadas genéticamente. Esto implicaría que las fuerzas exógenas, como la competencia, presentan un rol menor en la regulación de la tasas de crecimiento. No obstante, se siguen requiriendo varios estudios para confirmar estas posibilidades.

5.4 Tasas de crecimiento de *P. caribaeorum* en otros estudios

Una de las características clave del éxito de *Palythoa caribaeorum* es su alta tasa de crecimiento, que resulta marcadamente superior a la que presentan los corales escleractinios, ya que dependen de la deposición de carbonato cálcico para formar su esqueleto (Silva et al., 2015). De hecho, varios autores consideran a *P. caribaeorum* el cnidario con mayor tasa de crecimiento (Bastidas y Bone, 1996; Costa et al., 2011; Mendonça-Neto y Da Gama, 2009; Suchanek y Green, 1981).

En el presente estudio, el valor medio de la tasa de crecimiento de *P. caribaeorum* ha sido de $0,253 \text{ cm}\cdot\text{mes}^{-1}$ y la temperatura del agua durante el experimento presentó un valor medio de $26,64 \text{ }^\circ\text{C}$, con un mínimo de $23,9 \text{ }^\circ\text{C}$ y un máximo de $29,3 \text{ }^\circ\text{C}$. El resultado de la tasa de crecimiento es muy similar al valor obtenido por Guilhem et al. (2020), pues calcularon que *P. caribaeorum* presentaba una tasa de crecimiento de $0,212 \text{ cm}\cdot\text{mes}^{-1}$ en su interacción con *Tubastraea* spp. en Ilha Grande, Brasil, con un valor mínimo de la temperatura del agua de $22,4 \text{ }^\circ\text{C}$ y un máximo de $26,1 \text{ }^\circ\text{C}$. Esto sugiere que la diferencia entre las tasas de crecimiento de *P. caribaeorum* podría ser causada por cambios en la temperatura, de manera que, Guilhem et al. (2020) obtuvieron una menor tasa de crecimiento debido a valores de temperatura más bajos durante su experimento. Además, la temperatura media del agua de la bahía de Ilha Grande puede oscilar entre $16,5\text{-}29 \text{ }^\circ\text{C}$ a lo largo del año (Guilhem et al., 2020) y está sometida a un upwelling estacional durante el verano (Valentin et al. 1987) que provoca temperaturas mínimas extremas, lo que puede dificultar el crecimiento de *Palythoa caribaeorum*, pues su rango térmico está entre $17\text{-}30 \text{ }^\circ\text{C}$ (Almeida Saá et al., 2020).

En investigaciones realizadas sobre el crecimiento de *P. caribaeorum* en arrecifes del noreste de Brasil de Silva et al. (2015), se obtuvo una tasa de crecimiento de $0,45 \text{ cm}\cdot\text{mes}^{-1}$, es decir, casi el doble de la tasa calculada en este estudio, lo que podría ser explicado por la ausencia de competidores en su trabajo. También podría ser debido a unos valores de temperatura media del agua ligeramente superiores, oscilando entre 26 y 30 °C a lo largo del año, de modo que el rango de temperatura fue más corto que el de Laginha, donde la temperatura media del agua fluctuó entre 21-29 °C.

Así mismo, nuestros valores son superiores, a los resultados de Bastidas y Bone (1996), en su análisis de la tasa de crecimiento de *P. caribaeorum* en diferentes situaciones de coexistencia con *Zoanthus sociatus* en Isla Ratón, Venezuela, y a los resultados de Herrera (2021), en el estudio de colonización del sustrato por *P. caribaeorum* en las Islas Canarias, pues obtuvieron una tasa de crecimiento de $0,12 \text{ cm}\cdot\text{mes}^{-1}$ y $0,09 \text{ cm}\cdot\text{mes}^{-1}$, respectivamente. Por una parte, Bastidas y Bone (1996) registraron una temperatura media del agua de 29,08 °C, con valores mínimos de 26,9 °C y máximos de 32 °C, sugiriendo que el hecho de que la tasa de crecimiento de *P. caribaeorum* fuera menor que en el estudio actual, es debido a las elevadas temperaturas, pues se encuentran en el límite superior del rango térmico del zoantídeo (Almeida Saá et al., 2020). Por otra parte, Herrera (2021) no especificó la temperatura media del agua durante el experimento, sin embargo, según datos de la Agencia Estatal de Meteorología (2021), esta fue de aproximadamente 21°C, un valor marcadamente inferior al valor medio de este trabajo, lo que podría explicar por qué *Palythoa caribaeorum* presentó una menor tasa de crecimiento en comparación con el presente estudio. Por otro lado, Bastidas y Bone (1996) y Silva et al. (2015) observaron que la tasa de crecimiento podía aumentar después de una herida, pues la retirada de parte de la colonia actuaba como un estímulo para un rápido crecimiento. Esto podría explicar el valor ligeramente superior de las tasas de crecimiento de *P. caribaeorum* en el estudio actual en comparación con los resultados de Guilhem et al. (2020), Bastidas y Bone (1996) y Herrera (2021), ya que se realizaron dos cortes en cada colonia, pudiendo suponer un mayor estímulo para el crecimiento del zoantídeo.

Por último, Suchanek y Green (1981) determinaron que la tasa de crecimiento era de 7,5 - 12 $\text{cm}\cdot\text{mes}^{-1}$ en su trabajo sobre la competición entre *P. caribaeorum* y otras especies en las Islas Vírgenes, mientras que Rabelo et al. (2013) calcularon que *P. caribaeorum* presentaba una tasa de crecimiento de $11,02 \text{ cm}^2\cdot\text{mes}^{-1}$ en su investigación acerca de la interacción competitiva entre zoantídeos del noreste de Brasil. A pesar de que los resultados anteriores son muy

superiores a los valores de este estudio, no se pueden comparar entre ellos, ya que Suchanek y Green (1981) no especificaron cómo se midió el crecimiento ni como se estimó la tasa de crecimiento de *P. caribaeorum* y Rabelo et al. (2013) no consideraron el perímetro en el cálculo de la tasa de crecimiento. Esto demuestra que, para poder realizar comparaciones entre especies y localidades, es fundamental la estandarización en el cálculo de tasas de crecimiento y la definición adecuada de los términos y medidas adoptadas por los autores (Silva et al., 2015).

5.5 Tasa de crecimiento de las otras especies de coral seleccionadas

Así pues, la tasa de crecimiento que ha presentado *Palythoa caribaeorum* en este estudio ha sido de $0,253 \text{ cm} \cdot \text{mes}^{-1}$, un valor bastante más alto que el registrado en diversos estudios de las otras dos especies de coral seleccionadas. Empezando con *Porites astreoides*, diversos estudios realizados en la costa oeste del Atlántico tropical midieron su tasa de crecimiento a través del crecimiento lineal, presentando valores entre $0,025$ y $0,0358 \text{ cm} \cdot \text{mes}^{-1}$ (Gladfelter et al., 1978; Highsmith et al., 1983; Mallela y Perry, 2007; Manzello et al., 2015). Por otra parte, autores como Elizalde-Rendón et al. (2010) y Eagleson et al. (2023) calcularon el crecimiento de *P. astreoides* mediante la tasa de extensión de su esqueleto, obteniendo valores de $0,0305 \text{ cm} \cdot \text{mes}^{-1}$ y $0,0375 \text{ cm} \cdot \text{mes}^{-1}$, respectivamente. Sin embargo, estos resultados no se pueden comparar con los valores de la tasa de crecimiento de *Palythoa caribaeorum* del presente estudio, pues los métodos de medición empleados son diferentes, de manera que cada uno representa un aspecto distinto del crecimiento del coral. Por otro lado, *Siderastrea radians* presenta un crecimiento aún más lento, alcanzando valores de tasa de crecimiento entre $0,008$ y $0,017 \text{ cm} \cdot \text{mes}^{-1}$ (Edmunds, 2007; Moses et al., 2003, 2006). Edmunds (2007) determinó la tasa de crecimiento calculando el cambio en la media de los dos diámetros de mayor tamaño de cada colonia, mientras que Moses et al. (2003, 2006) utilizaron la tasa de extensión medida por radiografía X. Por lo tanto, sucede lo mismo que con *P. astreoides* y la comparación de los resultados no resulta adecuada debido a diferencias en la metodología.

También sería interesante comparar los valores de la tasa de crecimiento de *Palythoa caribaeorum* con otras especies de coral presentes en la localidad de Laginha, como *Millepora alcicornis*, *Favia fragum* y *Porites porites* (Monteiro et al., 2008; Morri y Bianchi, 1995; Moses et al., 2006; Rodríguez et al., 2024). Sin embargo, las tasas de crecimiento de estas especies han sido escasamente documentadas y apenas existen valores estandarizados de las tasas de

crecimiento de sus respectivos géneros, por lo que sería conveniente realizar más estudios sobre ellas para conocer en mayor profundidad el complejo mundo de las interacciones y competiciones por el sustrato.

5.6 Limitaciones y líneas futuras

Tal y como se ha ido comentando, la limitación principal de este estudio ha sido contar en muchos de los casos con sólo 3 réplicas, pues no se encontraron muchas de las colonias iniciales a pesar de realizar fotografías, vídeos y esquemas de su ubicación y del lugar de estudio. Para futuras ocasiones, esto se podría solucionar empleando métodos como los de Silva et al. (2015), marcando la zona raspada de *P. caribaeorum* con resina epoxi para facilitar su localización, identificar cada colonia con una placa de PVC y/o señalar su localización con GPS. Sin embargo, a pesar de esta limitación, los valores obtenidos entre las réplicas fueron muy similares, lo que nos sugiere que tampoco se requiere un número excesivo de réplicas. Aun así, resultaría conveniente continuar con el seguimiento y monitorización de *Palythoa caribaeorum* en las comunidades submareales de Cabo Verde, para determinar si es posible que se dé un cambio de fase hacia su dominancia. También se podría repetir el experimento manipulativo realizado en este estudio en otras zonas de la isla de São Vicente o en otras islas de Cabo Verde, añadiendo las mejoras comentadas y aumentando el número de réplicas para obtener resultados más robustos y representativos. Así mismo, sería interesante estudiar las tasas de crecimiento de los otros corales y ver si resulta afectada en su interacción con *Palythoa caribaeorum* en Cabo Verde.

En cuanto a las líneas futuras, *Palythoa caribaeorum* presenta un patrón de crecimiento discontinuo (Rabelo et al., 2013), lo que se podría relacionar con una posible influencia de los factores ambientales en la formación y el mantenimiento de los ensamblajes de zoantídeos, tal y como lo han manifestado autores como Reimer et al. (2022), Silva et al. (2015) y Guilhem et al. (2020). Silva et al. (2015) determinaron la presencia de diferencias significativas en el crecimiento de *P. caribaeorum* entre la estación seca y la estación húmeda, mientras que Guilhem et al. (2020) propusieron que las diferencias en las tasas de crecimiento de *P. caribaeorum* en distintas localidades podían ser debidas a la luz y/o a la temperatura del agua, ya que ambas influyen los procesos metabólicos detrás del crecimiento (Coles y Jokiel, 1977). Así pues, sería conveniente hacer un seguimiento del crecimiento estacional de *Palythoa*

caribaeorum durante al menos dos periodos, uno frío y uno cálido, y relacionarlo con la temperatura del agua. También se podría ir más allá incluyendo factores como la calidad del agua y la estructura física de cada arrecife y relacionarlos con la rugosidad, la cobertura de coral vivo y la altura media vertical, tal y como lo hicieron Reimer et al. (2022). Además, Suchanek y Green, (1981) sugirieron que el crecimiento y la abundancia de *P. caribaeorum* podían estar limitados por la depredación, a pesar de sus estrategias disuasivas, y la nutrición, que es heterotrófica (captando alimento del medio) y autotrófica (realizando la fotosíntesis gracias a sus zooxantelas simbiotes) (De Santana et al., 2015), pero su sesgada distribución hacia zonas de arrecife superficiales indica una mayor dependencia de esta última. Por todos estos motivos, resultaría interesante llevar a cabo un monitoreo mensual de estos factores ambientales y de la tasa de crecimiento de *P. caribaeorum* durante un año, para ver si existen fluctuaciones en sus valores y como se relacionan entre ellos.

Por otro lado, autores como Abelson y Loya (1999), descubrieron una correlación positiva entre el diámetro del disco oral y la capacidad de agresión, sugiriendo que el tamaño del pólipo tiene alguna influencia en la habilidad competitiva. No obstante, alcanzar un mayor tamaño del pólipo probablemente requiera más energía y tiempo para crecer que un pólipo pequeño (Rabelo et al., 2013). Así pues, sería conveniente realizar más estudios acerca del tamaño del pólipo de *P. caribaeorum*, *S. radians* y *P. astreoides*, especialmente en la zona de estudio, para esclarecer la implicación de esta correlación en la competencia entre las especies nombradas.

6. CONCLUSIONES

- 1) En el registro de temperaturas se identificaron dos periodos fríos (de diciembre a marzo) y dos cálidos (de mayo a octubre) y se observó un incremento de la temperatura en 2023, coincidiendo con las predicciones del IPCC sobre el aumento de la temperatura global y desencadenando un evento de blanqueamiento de los corales de la zona.
- 2) La cobertura de las especies de coral seleccionadas fue significativamente mayor en el periodo frío de 2022 y las especies que representaron la variabilidad entre periodos fueron *Palythoa caribaeorum* y *Siderastrea radians*, mientras que *Porties astreoides* destacó por sus bajos valores de cobertura. Así mismo, la cobertura del alga *Chondriella* sp. no varió significativamente durante los periodos, pero se observó una tendencia de ascenso gradual.
- 3) No hubo cambios significativos en la tasa de crecimiento de *P. caribaeorum* en función de la ubicación del corte en la colonia (interior vs exterior) en su interacción con *Chondriella* sp. y *Porites astreoides*. Sin embargo, en la interacción con *Siderastrea radians*, *Palythoa caribaeorum* mostró un valor de tasa de crecimiento significativamente superior en el corte ubicado en la zona exterior de la colonia, sugiriendo una mayor habilidad competitiva.
- 4) No existieron cambios significativos en la tasa de crecimiento interior de *P. caribaeorum* según la especie con la que estuviera interaccionando, ni tampoco hubo diferencias significativas en la tasa de crecimiento exterior entre las diferentes interacciones, probablemente por el limitado número de réplicas.
- 5) En estudios futuros sería necesario mejorar los métodos de localización de las colonias, continuar con el monitoreo del crecimiento de las especies seleccionadas y realizar seguimientos estacionales para integrar factores ambientales como la temperatura.

CONCLUSIONS

- 1) The temperature records identified two cold periods (from December to March) and two warm periods (from May to October). An increase in temperature was registered in 2023, coinciding with IPCC predictions about global temperature rise and triggering a coral bleaching event in the area.
- 2) The coverage of selected coral species was significantly higher in the cold period of 2022, with *Palythoa caribaeorum* and *Siderastrea radians* representing the variability between periods, while *Porites astreoides* stood out for its low coverage values. Similarly, the coverage of the algae *Chondriella* sp. did not vary significantly during the periods, but a gradual upward trend was observed.
- 3) There were no significant changes in the growth rates of *P. caribaeorum* based on the location of the cut in the colony (interior vs exterior) in its interaction with *Chondriella* sp. and *Porites astreoides*. However, in interaction with *S. radians*, *P. caribaeorum* showed a significantly higher growth rate value in the cut located in the outer area of colony, suggesting a greater competitive ability.
- 4) There were no significant changes in the interior growth rate of *P. caribaeorum* according to the species it was interacting with, nor were there significant differences in the exterior growth rate between the different interactions, probably due to the limited number of replicates.
- 5) In future studies, it would be necessary to improve the methods of locating colonies, continue monitoring the growth of selected species, and conduct seasonal follow-ups to integrate environmental factors such as temperature.

7. AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi más profundo agradecimiento a mi tutora Adriana y a mi cotutora Horten por su guía y apoyo durante todo el proceso. Su dedicación y conocimientos han sido fundamentales para la elaboración de este trabajo y me han enseñado una vez más el valor del trabajo en equipo y la colaboración en la ciencia.

Este trabajo se ha realizado con fondos del proyecto europeo “Seguimiento, control y mitigación de proliferación de organismos marinos asociadas a perturbaciones humanas y cambio climático en la Región Macaronésica” con acrónimo MIMAR+ financiado por la convocatoria PCTMAC 2013-2020.

8. BIBLIOGRAFÍA

- Abelson, A., y Loya, Y. 1999. Competition in stony corals. *Bulletin of Marine Science*, 65, 851–860.
- Acosta, A., y Sammarco, P. W. 2000. Modes of asexual reproduction in the zoanthid *Palythoa caribaeorum*. Actas del 9º Simposio Internacional sobre Arrecifes de Coral, 144.
- Acosta, A., Sammarco, P. W., y Duarte, L. F. 2001. Asexual reproduction in a zoanthid by fragmentation: The role of exogenous factors. *Bulletin of Marine Science*, 68(3), 363–381.
- Almeida, C. D. R. T. 2014. Valoración ecológica del Área Marina Protegida de la Bahía de Murdeira, Isla de Sal, Cabo Verde. Programa de doctorado: Ecología y Gestión de los Recursos Vivos Marinos, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, España.
- Almeida Saá, A. C., Crivellaro, M. S., Winter, B. B., Pereira, G. R., Bercovich, M. V., Horta, P. A., Bastos, E. O., y Schubert, N. 2020. Unraveling interactions: do temperature and competition with native species affect the performance of the non-indigenous sun coral *Tubastraea coccinea?*, *Coral Reefs*, 39(1), 99–117. <https://doi.org/10.1007/s00338-019-01870-0>
- Anderson, M. J. 2001. Permutation tests for univariate or multivariate analysis of variance and regression. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 58, 626–639.
- Anderson, M. J., y Robinson, J. 2003. Generalised discriminant analysis based on distances. *Australian and New Zealand Journal of Statistics*, 45, 301–318.
- Bastidas, C., y Bone, D. 1996. Competitive strategies between *Palythoa caribaeorum* and *Zoanthus sociatus* (Cnidaria: Anthozoa) at a reef flat environment in Venezuela. *Bulletin of Marine Science*, 59(3), 543–555.
- Boscolo, H. K., y Silveira, F. L. 2005. Reproductive biology of *Palythoa caribaeorum* and *Protopalythoa variabilis* (cnidaria, anthozoa, zoanthidea) from the southeastern coast of Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 65(1), 29–41.
- Bouzon, J. L., Brandini, F. P., y Rocha, R. M. 2012. Biodiversity of Sessile Fauna on Rocky Shores of Coastal Islands in Santa Catarina, Southern Brazil. *Marine Science*, 2(5), 39–47. <https://doi.org/10.5923/j.ms.20120205.01>
- Coles, S. L., y Jokiel, P. L. 1977. Effects of temperature on photosynthesis and respiration in hermatypic corals. *Marine Biology*, 43(3), 209–216. <https://doi.org/10.1007/BF00402313>
- Cooke, W. J. 1976. Reproduction, Growth, and Some Tolerances of *Zoanthus Pacificus* and *Palythoa Vestitus* in Kaneohe Bay, Hawaii. In: Mackie, G.O. (eds) *Coelenterate Ecology and Behavior*. Springer, Boston, MA. 281–288. https://doi.org/10.1007/978-1-4757-9724-4_30
- Costa, D. L., Gomes, P. B., Santos, A. M., Valença, N. S., Vieira, N. A., y Pérez, C. D. 2011. Morphological plasticity in the reef zoanthid *Palythoa caribaeorum* as an adaptive strategy. *Annales Zoologici Fennici*, 48(6), 349–358. <https://doi.org/10.5735/086.048.0602>
- Cruz, I. C. S., Meira, V. H., de Kikuchi, R. K. P., y Creed, J. C. 2016. The role of competition in the phase shift to dominance of the zoanthid *Palythoa* cf. *variabilis* on coral reefs. *Marine Environmental Research*, 115, 28–35. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.01.008>
- De Santana, E. F. C., Alves, A. L., Santos, A. D. M., Cunha, M. D. G. G. S., Perez, C. D., y Gomes, P. B. 2015. Trophic ecology of the zoanthid *Palythoa caribaeorum* (Cnidaria: Anthozoa) on tropical reefs. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 95(2), 301–309. <https://doi.org/10.1017/S0025315414001726>
- Done, T. J. 1992. Phase shifts in coral reef communities and their ecological significance. *Hydrobiologia*, 247(1–3), 121–132. <https://doi.org/10.1007/BF00008211>

- Durante, L. M., Cruz, I. C. S., y Lotufo, T. M. C. 2018. The effect of climate change on the distribution of a tropical zoanthid (*Palythoa caribaeorum*) and its ecological implications. *PeerJ*, <https://doi.org/10.7717/peerj.4777>
- Eagleson, R. G., Álvarez-Filip, L., y Lumsden, J. S. 2023. A Review of Research on the Mustard Hill Coral, *Porites astreoides*. *Diversity*, 15 (3), 462. <https://doi.org/10.3390/d15030462>
- Edmunds, P. J. 2007. Evidence for a decadal-scale decline in the growth rates of juvenile scleractinian corals. *Marine Ecology Progress Series*, 341, 1–13.
- Edmunds, P. J., Didden, C., y Frank, K. 2021. Over three decades, a classic winner starts to lose in a Caribbean coral community. *Ecosphere*, 12(5): e03517. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3517>
- Edwards, A., y Lubbock, R. 1983. The ecology of Saint Paul's Rocks (Equatorial Atlantic). *Journal of Zoology*, 200(1), 51–69. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1983.tb06108.x>
- Elizalde-Rendón, E. M., Horta-Puga, G., González-Díaz, P., y Carricart-Ganivet, J. P. 2010. Growth characteristics of the reef-building coral *Porites astreoides* under different environmental conditions in the Western Atlantic. *Coral Reefs*, 29(3), 607–614. <https://doi.org/10.1007/s00338-010-0604-7>
- Estes, J. A., Terborgh, J., Brashares, J. S., Power, M. E., Berger, J., Bond, W. J., Carpenter, S. R., Essington, T. E., Holt, R. D., Jackson, J. B. C., Marquis, R. J., Oksanen, L., Oksanen, T., Paine, R. T., Pickett, E. K., Ripple, W. J., Sandin, S. A., Scheffer, M., Schoener, T. W., Shurin, J. B., Sinclair, A. R. E., Soulé, M. E., Virtanen, R., y Wardle, D. A. 2011. Trophic Downgrading of Planet Earth. *Science*, 333(6040), 301–306. <https://doi.org/10.1126/science.1205106>
- Fernandes, J., Lázaro, C., Santos, A. M., y Oliveira, P. 2004. Oceanographic Characterization of the Cape Verde Region Using Multisensor Data. Actas del Simposio Envisat y ERS, Salzburg, Austria, 6-10 septiembre (ESA SP-572, abril 2005). <https://www.researchgate.net/publication/228998394>
- Fitt, W., Brown, B., Warner, M., y Dunne, R. 2001. Coral bleaching: interpretation of thermal tolerance limits and thermal thresholds in tropical corals. *Coral Reefs*, 20(1), 51–65. <https://doi.org/10.1007/s003380100146>
- Garrabou, J. 1999. Life-history traits of *Alcyonium acaule* and *Parazoanthus axinellae* (Cnidaria, Anthozoa), with emphasis on growth. *Marine Ecology Progress Series*, 178, 193–204. <https://doi.org/10.3354/meps178193>
- Gladfelter, E. H., Monahan, R. K., y Gladfelter, W. B. 1978. Growth rates of five reef-building corals in the Northeastern Caribbean. *Bulletin of Marine Science*, 28(4), 728-734.
- Gower, J. C. 1966. Some distance properties of latent root and vector methods used in multivariate analysis. *Biometrika*, 53, 325–338.
- Grottoli, A. G., Warner, M. E., Levas, S. J., Aschaffenburg, M. D., Schoepf, V., Mcginley, M., Baumann, J., y Matsui, Y. 2014. The cumulative impact of annual coral bleaching can turn some coral species winners into losers. *Global Change Biology*, 20(12), 3823–3833. <https://doi.org/10.1111/gcb.12658>
- Guilhem, I. F., Masi, B. P., y Creed, J. C. 2020. Impact of invasive *Tubastraea* spp. (cnidaria: Anthozoa) on the growth of the space dominating tropical rocky-shore zoantharian *Palythoa caribaeorum* (duchassaing and michelotti, 1860). *Aquatic Invasions*, 15(1), 98–113. <https://doi.org/10.3391/AI.2020.15.1.07>
- Herrera, Á. 2021. Colonización del sustrato por un zoantideo en actual expansión en Canarias, *Palythoa caribaeorum*: efectos sobre otros organismos de los fondos rocosos someros. Máster en Biología Marina: Biodiversidad y Conservación, Universidad de La Laguna, España.
- Highsmith, R. C., Lueptow, R. L., y Schonberg, S. C. 1983. Growth and bioerosion of three massive corals on the Belize barrier reef. *Marine Ecology Progress Series*, 13, 261–271.
- Hughes, T. P., Rodrigues, M. J., Bellwood, D. R., Ceccarelli, D., Hoegh-Guldberg, O., McCook, L., Moltschanowskyj, N., Pratchett, M. S., Steneck, R. S., y Willis, B. 2007. Phase Shifts, Herbivory, and the Resilience of Coral Reefs to Climate Change. *Current Biology*, 17(4), 360–365. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2006.12.049>

- Karlson, R. H. 1988. Size-Dependent Growth in Two Zoanthid Species: A Contrast in Clonal Strategies. *Ecology*, 69(4), 1219–1232.
- Karlson, R. H. 1991. Fission and the dynamics of genets and ramets in clonal cnidarian populations. *Hydrobiologia*, 216(217), 235–240.
- Kemp, D. W., Cook, C. B., LaJeunesse, T. C., y Brooks, W. R. 2006. A comparison of the thermal bleaching responses of the zoanthid *Palythoa caribaeorum* from three geographically different regions in south Florida. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 335(2), 266–276. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2006.03.017>
- Lambre, M. E., López, C., Acha-Araico, B., y Clemente, S. 2024. Effects of macroalgae and sea urchin grazing pressure on zoantharians growth under laboratory conditions. *Marine Environmental Research*, 198, 106534. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2024.106534>
- Lázaro, C., Fernandes, M. J., Santos, A. M. P., y Oliveira, P. 2005. Seasonal and interannual variability of surface circulation in the Cape Verde region from 8 years of merged T/P and ERS-2 altimeter data. *Remote Sensing of Environment*, 98(1), 45–62. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.06.005>
- Lesser, M. P., Stochaj, W. R., Tapley, D. W., y Shick, J. M. 1990. Bleaching in coral reef anthozoans: effects of irradiance, ultraviolet radiation, and temperature on the activities of protective enzymes against active oxygen. *Coral Reefs*, 8(4), 225–232. <https://doi.org/10.1007/BF00265015>
- Lirman, D., y Manzello, D. 2009. Patterns of resistance and resilience of the stress-tolerant coral *Siderastrea radians* (Pallas) to sub-optimal salinity and sediment burial. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 369(1), 72–77. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2008.10.024>
- Lirman, D., Manzello, D., y Maciá, S. 2002. Back from the dead: the resilience of *Siderastrea radians* to severe stress. *Coral Reefs*, 21, 291–292. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s00338-002-0244-7>
- Lonzetti, B. C., Vieira, E. A., y Longo, G. O. 2022. Ocean warming can help zoanthids outcompete branching hydrocorals. *Coral Reefs*, 41(1), 175–189. <https://doi.org/10.1007/s00338-021-02212-9>
- López, C., Bas-Silvestre, M., Rodríguez, A., Brito, A., y Clemente, S. 2021. Effects of low pH and high temperature on two *Palythoa* spp. and predator–prey interactions in the subtropical eastern Atlantic. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31(4), 748–763. <https://doi.org/10.1002/aqc.3487>
- López, C., Moreno, S., Brito, A., y Clemente, S. 2020. Distribution of zooxanthellate zoantharians in the Canary Islands: Potential indicators of ocean warming. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 233, 106519. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106519>
- Mallela, J., y Perry, C. T. 2007. Calcium carbonate budgets for two coral reefs affected by different terrestrial runoff regimes, Rio Bueno, Jamaica. *Coral Reefs*, 26(1), 129–145. <https://doi.org/10.1007/s00338-006-0169-7>
- Manzello, D. P., Enochs, I. C., Kolodziej, G., y Carlton, R. 2015. Coral growth patterns of *Montastraea cavernosa* and *Porites astreoides* in the Florida Keys: The importance of thermal stress and inimical waters. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 471, 198–207. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2015.06.010>
- McManus, J. W., y Polsenberg, J. F. 2004. Coral-algal phase shifts on coral reefs: Ecological and environmental aspects. *Progress in Oceanography*, 60 (2–4), 263–279. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2004.02.014>
- Mendonça-Neto, J. P., y Da Gama, B. A. P. 2009. The native *Palythoa caribaeorum* overgrows on invasive species in the intertidal zone. *Coral Reefs*, 28 (2), 497. <https://doi.org/10.1007/s00338-008-0449-5>
- Monteiro, J., Almeida, C., Freitas, R., Delgado, A., Porteiro, F., y Santos, R. S. 2008. Coral assemblages of Cabo Verde: preliminary assessment and description. Actas del 11º Simposio Internacional sobre Arrecifes de Coral, Ft. Lauderdale, Florida, 7-11 de julio de 2008, Sesión número 26.
- Moore, R. E., y Scheuer, P. J. 1971. Palytoxin: A New Marine Toxin from a Coelenterate. *Science*, 172(3982), 495–498. <https://doi.org/10.1126/science.172.3982.495>

- Morri, C., y Bianchi, C. 1995. Cnidarian Zonation at Ilha do Sal (Arquipélago de Cabo Verde). *Beiträge zur Paläontologie*, 20, 41–49.
- Moses, C. S., Swart, P. K., y Dodge, R. E. 2006. Calibration of stable oxygen isotopes in *Siderastrea radians* (Cnidaria: Scleractinia): Implications for slow-growing corals. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, 7(9), 1–14. <https://doi.org/10.1029/2005GC001196>
- Moses, C. S., Swart, P. K., Heimle, K. P., Dodge, R. E., y Merino, S. E. 2003. Pavements of *Siderastrea radians* on Cape Verde reefs. *Coral Reefs*, 22(4), 506. <https://doi.org/10.1007/s00338-003-0346-x>
- Neves, D. J. D., Silva, V. de P. R., Almeida, R. S. R., Sousa, F. de A. S. de, y Silva, B. B. da. 2017. General aspects of the climate in the Cabo verde archipelago. *Ambiência*, 13(1), 59–73. <https://doi.org/10.5935/ambiencia.2017.01.04>
- Nunes, F. L. D., Norris, R. D., y Knowlton, N. 2011. Long distance dispersal and connectivity in Amphi-Atlantic corals at regional and basin scales. *PLoS ONE*, 6(7): e22298. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0022298>
- Pinnegar, J. K., Polunin, N. V. C., Francour, P., Badalamenti, F., y Chemello, R. 2000. Trophic cascades in benthic marine ecosystems: lessons for fisheries and protected-area management. *Environmental Conservation*, 27, 179–200.
- Rabelo, E. F., De, M., Soares, O., y Matthews-Cascon, H. 2013. Competitive interactions among zoanthids (cnidaria: zoanthidae) in an intertidal zone of northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 61 (1), 35–42.
- Ramírez, M. E., y Osorio, C. 2000. Patrones de distribución de macroalgas y macroinvertebrados intermareales de la isla Robinson Crusoe, archipiélago de Juan Fernández, Chile. *Investigaciones Marinas*, 28, 1–13.
- Reimer, J. D., Hirose, M., y Wirtz, P. 2010. Zoanthids of the Cape Verde Islands and their symbionts: previously unexamined diversity in the Northeastern Atlantic. *Contributions to Zoology*, 79(4), 147–163.
- Reimer, J. D., Wee, H. B., García-Hernández, J. E., y Hoeksema, B. W. 2022. Same but different? Zoantharian assemblages (Anthozoa: Hexacorallia) in Bonaire and Curaçao, southern Caribbean. *Coral Reefs*, 41(2), 383–396. <https://doi.org/10.1007/s00338-022-02226-x>
- Rodríguez, A., Holgado, H., Rodríguez, C., Marrero, M., Fernández S., Pérez, J. A., y Clemente, S. 2024. Informe Final del Proyecto MIMAR+. Universidad de La Laguna.
- Sebens, K. P. 1982. Intertidal Distribution of Zoanthids on the Caribbean Coast of Panama: Effects of Predation and Desiccation. *Bulletin of Marine Science*, 32(1), 316–335. <https://www.researchgate.net/publication/233583856>
- Silva, J. F., Gomes, P. B., Santana, E. C., Silva, J. M., Lima, É. P., Santos, A. M. M., y Pérez, C. D. 2015. Growth of the tropical zoanthid *Palythoa caribaeorum* (Cnidaria: Anthozoa) on reefs in Northeastern Brazil. *Anais Da Academia Brasileira de Ciências*, 87(2), 985–996. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201520140475>
- Solomon, S. D., Manning, M., Chen, Z., y Marquis, M. 2007. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Working Group I Contribution to the Fourth Assessment Report of the IPCC. <https://www.researchgate.net/publication/224017972>
- Spalding, M. D., y Brown, B. E. 2015. Warm-water coral reefs and climate change. *Science*, 350 (6262), 769–771. *Science*, 350(6262), 769–771. <https://doi.org/10.1126/science.aad0349>
- Suchanek, T., y Green, D. 1981. Interspecific competition between *Palythoa caribaeorum* and other sessile invertebrates on St. Croix Reefs, US Virgin Islands. *Coral Reef Symposium*, 4, Manila, 679–684. <https://www.researchgate.net/publication/265526704>

PÁGINAS WEB

Agencia Estatal de Meteorología. 2021. Resúmenes climatológicos de Canarias. Avance Climatológico Mensual Octubre 2020 - Abril 2021. Consultado el 02/07/2024 en: https://www.aemet.es/es/serviciosclimaticos/vigilancia_clima/resumenes?w=1&datos=-1&n=4&k=coo

GBIF Secretariat. 2023. *Palythoa caribaeorum* Duchassaing y Michelotti, 1860. Consultado el 02/06/2024 en: <https://www.gbif.org/es/species/5841759>

Guiry, M. D., y Guiry, G. M. 2010. AlgaeBase. *Chondriella* Levring, 1941. Consultado el 26/06/2024 en: https://www.algaebase.org/search/genus/detail/?genus_id=42785

WoRMS Editorial Board. 2024. World Register of Marine Species. <https://doi.org/10.14284/170>