

Efecto de un área marina protegida sobre la talla de la concha de dos moluscos del intermareal en el Pacífico Central de Costa Rica

Effect of a marine protected area on the shell size of two intertidal mollusks in the Central Pacific of Costa Rica

José Leonardo Chacón-Monge¹ , Yamileth Cubero-Campos³  y Jeffrey A. Sibaja-Cordero^{1,2} 

1. Escuela de Biología, Universidad de Costa Rica, San Pedro, San José, Costa Rica

2. Centro de Investigación en Ciencias del Mar y Limnología (CIMAR), Universidad de Costa Rica, San Pedro, San José, Costa Rica

3. Área de Conservación Pacífico Central, Sistema Nacional de Áreas de Conservación, Costa Rica

*Autor de correspondencia: jeffrey.sibaja@ucr.ac.cr

Recibido: 10 de agosto de 2019

Aceptado: 11 de diciembre de 2019

Publicación en línea: 31 de diciembre de 2019

Resumen

Palabras clave:
pesca ilegal; tamaño corporal;
Gasterópoda; cohortes; costa rocosa.

Las áreas marinas protegidas se han establecido con la expectativa de beneficiar las poblaciones de organismos para mejorar su resiliencia y asegurar sus beneficios ecológicos. En ambientes costeros, la zona rocosa entre mareas tiene poblaciones de gasterópodos de interés humano. Por lo tanto, debe estudiarse si el establecimiento de zonas de protección marino-costeras tiene un efecto positivo en las poblaciones de moluscos. La presente investigación trata sobre dos especies de gasterópodos *Nerita scabricosta* y *Siphonaria gigas* que son el foco de la extracción humana en un área marina protegida del Pacífico Central de Costa Rica. El tamaño de la concha de cada especie se midió en febrero y mayo de 2015 en dos sitios: uno en una zona al lado de la estación de Guarda Parques, y otra cerca de la siguiente ciudad. Las medidas de *S. gigas* se compararon con datos tomados en el sitio en 1984. Para *N. scabricosta*, el tamaño máximo de concha en ambos meses y un porcentaje más alto de la población de aproximadamente 3 cm en febrero indican un efecto positivo en el sitio con mayor vigilancia, si bien en mayo se observó una reducción en la representación de ejemplares grandes en el área resguardada. En *S. gigas* se encontraron medianas más altas junto a la estación de Guarda Parques, pero los valores de tamaño máximo no siguen esta tendencia. Tallas medias y máximas del tamaño de la concha fueron mayores en 2015 que en 1984. Por lo tanto, se encontró evidencia de beneficios en el estado de conservación (tomando el tamaño como indicador) de estos moluscos en áreas bajo protección. Sin embargo, la pequeña magnitud de su efecto puso de manifiesto que se necesitan recursos humanos adicionales para una mejor vigilancia en el área de conservación, a fin de reducir la pesca ilegal.

Abstract

Key words:
illegal fishing; body size;
Gastropoda, cohorts, rocky shore

Marine Protected Areas have been established with the expectation to bring benefits to the populations of organisms. To improve their resilience and secure their ecological benefits. In coastal environments, the rocky-intertidal zone has gastropod populations of human interest. Because of this, it should be studied whether the establishment of coastal protected areas has a positive effect on mollusk. The present study is about two gastropod species *Nerita scabricosta* and *Siphonaria gigas*, which are the focus of human extraction, in a marine protected area of Central Pacific of Costa Rica. Shell size of each species was measured in February and May 2015, in two sites. One site is next to the rangers' station, and the other, closer to the next town. The measures of the shell of *S. gigas* were compared with data taken in the site in 1984. For *N. scabricosta*, maximum shell size in both months, and a higher percentage of the population of about 3 cm in February indicating a positive effect of shell size in the site with most vigilance. In May, a reduction in the representation of larges shells was observed at the protected site. On *S. gigas*, higher medians were found next to the ranger station, but maximum size values do not follow this trend. Mean and maximum shell size values were higher in 2015 than in 1984. We found evidence of benefits in the conservation status of these mollusks, in areas under protection. Although, the small magnitude of the effect evidenced that, additional human resources are needed, to better vigilance in the conservation area, to reduce illegal.

Introducción

Las áreas marinas protegidas tienen como principio fundamental resguardar la diversidad y estabilidad poblacional de las especies costeras (Palumbi, 2004). Sin embargo, en Costa Rica su instauración ha obedecido principalmente a políticas gubernamentales; no a criterios científico-técnicos. Por lo tanto, en muchas ocasiones los esfuerzos dirigidos a la conservación de ambientes naturales no alcanzan este objetivo (Alvarado *et al.*, 2012).

Para garantizar el manejo adecuado de las comunidades biológicas costeras, es necesario determinar objetos y prioridades de conservación. En consecuencia, es urgente llenar los vacíos de información existentes en cuanto a la efectividad de las áreas marinas protegidas en la protección de comunidades costeras (Alvarado *et al.*, 2011), y para ello es necesario evaluar el estado de conservación de las especies marinas. Un primer esfuerzo en este sentido es medir el efecto que las áreas marinas protegidas tienen sobre la abundancia y las tallas de dichas poblaciones, en comparación con las zonas donde no existe ningún tipo de regulación o control (Salas *et al.*, 2012).

Entre los organismos que figuran como indicadores del estado de conservación y la salud ecosistémica de estos ambientes costeros están los moluscos (Connell, 1972; Ellis, 2003; Salas *et al.*, 2012). Estos animales son fundamentales en el intermareal rocoso para la dinámica trófica (Connell, 1972; Menge, 2000; Paine, 2002), regulan el reclutamiento y la monopolización del sustrato por parte de otros epibiontes (Villalobos, 1980) y depredan huevos de varios grupos, al tiempo que son parte de la dieta de invertebrados (Paine, 1966) y vertebrados que residen o forrajean en esta franja litoral (Vinueza *et al.*, 2006). De manera que es preciso establecer programas de conservación basados en un conocimiento básico de poblaciones de moluscos, tal como lo indica Arroyo-Mora (2008).

La extracción de moluscos en el intermareal ha sido una de las actividades más importantes para el desarrollo de las poblaciones humanas en regiones aledañas a la costa (Ortega, 1987). Esto puede alterar la composición de tallas, tal como lo sugiere la comparación entre poblaciones de zonas de menos accesibilidad a humanos y zonas donde el marisqueo es intenso (Ramírez *et al.*, 2009). De hecho, esta extracción, sumada a la depredación natural, contribuye a los disturbios que afectan la dinámica poblacional de las especies en regiones costeras (Garrity, 1984; Ortega, 1986). Por tal razón, si la extracción es intensa, se puede

dar extinción local o regional de las especies, muchas de las cuales son clave en la regulación de los procesos ecológicos de las zonas rocosas entremareas (Ortega, 1987; Menge, 2000; Vinueza *et al.*, 2006, Arroyo-Mora, 2008), lo que, potencialmente, desequilibraría el estado general del ecosistema y su capacidad para soportar poblaciones saludables (Menge, 2000; Vinueza *et al.*, 2006).

La protección por medio de reservas ha demostrado el incremento en biomasa y en el potencial reproductivo de las poblaciones, entre ellas las de los moluscos de interés comercial (Micheli *et al.*, 2012). De esta forma muchas de las especies suelen llegar a tallas mayores que las que se encuentran en zonas afuera de las reservas. Estas poblaciones de moluscos pueden servir para repoblar las zonas aledañas, que están más expuestas a la extracción artesanal o recreacional por turistas (Palumbi, 2004). Sin embargo, cuando la extracción de individuos grandes es intensa, la población remanente de moluscos puede presentar una mayor mortalidad y menor capacidad de competir con especies de algas frondosas, cirrípedos y otros moluscos (Riera *et al.*, 2016).

El objetivo de esta investigación consistió en determinar el efecto de protección del Refugio Natural de Vida Silvestre Playa Hermosa-Punta Mala (RNVSPH-PM), en el Pacífico central de Costa Rica, en la talla y estructura poblacional de dos especies de gasterópodos extraídas a nivel local: el caracol *Verita scabricosta* Lamarck, 1822 y la lapa pulmonada *Siphonaria gigas* G. B. Sowerby I, 1825, conocidos como burgados y cascos de burro, respectivamente. Estas especies son utilizadas en la pesca artesanal, para el consumo humano y en la confección de artesanías.

Cerca del área de protección se encuentra el poblado Esterillos Oeste, una zona turística por donde suelen ingresar al refugio las personas que cosechan estos moluscos. Aunque Ugalde (2012) señala que la cantidad de individuos que practican la extracción de moluscos del intermareal en esta zona ha disminuido, según los funcionarios del refugio existe aún la tradición de obtener moluscos por técnicas de recolección artesanal dentro de la zona protegida, por lo cual se suelen realizar decomisos. En el curso de la presente investigación se esperaba observar que el promedio de tallas y el número de categorías de tallas, así como la frecuencia de individuos en cada categoría de tamaño, fueran mayores en la zona con mayor vigilancia (dentro del área protegida y más lejana al pueblo aledaño) que en un punto más cercano al pueblo, donde la vigilancia es menor y existen más facilidades de acceso para los recolectores.

Materiales y métodos

Especies en estudio

Nerita scabricosta Lamarck, 1822

Esta especie, de la familia Neritidae, se distribuye desde Baja California hasta Ecuador (Hurtado *et al.*, 2007), y es conocida localmente en el Pacífico de Costa Rica como burgado. Es herbívora y se encuentra sobre las películas de cianobacterias y diatomeas que crecen sobre la roca de la parte superior del litoral, cerca del nivel de la marea alta (Garrity, 1984; Hurtado *et al.*, 2007). Puede erosionar la roca, especialmente las areniscas, creando hoyos. Estos organismos tienen una concha globosa y gruesa para protegerse de la desecación y de los depredadores. Entre su comportamiento para escapar de la desecación al bajar la marea, está esconderse en grietas u hoyos en la zona rocosa, formando agregaciones de individuos que además podrían ofrecer una mayor protección, sobre todo a los reclutas, que suelen ubicarse en el centro de las agregaciones (Garrity, 1984). Se conoce bien su biología en las primeras etapas de vida (Collin *et al.*, 2016), pero no hay estimados del tiempo total por generación.

Siphonaria gigas G. B. Sowerby I, 1825

Esta lapa pulmonada, está presente a lo largo de la costa del Pacífico Tropical este. Se ubica en el litoral medio de la zona intermareal, por lo general entre el límite de distribución inferior de los cirrípedos y el superior de las macroalgas, donde se alimenta principalmente de algas, al raspar sobre la superficie (Fischer, 1981). Es más común sobre basaltos, pero se puede dar sobre areniscas y en zonas rocosas heterogéneas, aunque es menos frecuente que en las formaciones de bloques o plataformas (Levings y Garrity, 1983; Ortega, 1987; Sibaja-Cordero, 2008). Según Poutiers (1995). La talla máxima de la concha es de 6 cm, con promedio de 4 cm, para el Pacífico central oriental, y en Panamá se reportan individuos que pueden llegar a más de 8 cm (Keen, 1971); también, Levings y Garrity (1983) y Lubchenco *et al.* (1984) señalan promedios de talla de 4 cm y 3,15 cm en islas del Pacífico de Panamá. En la Isla del Coco, donde no existe extracción, cuentan con un tamaño promedio de 5,77 cm y un máximo de 8,1 cm (Sibaja-Cordero, 2008).

La información sobre la duración del ciclo de vida es poca: Spight (1978) reporta tallas de pocos especímenes y Crisp *et al.* (1990) hacen un estimado de la curva de crecimiento. Ambos estudios fueron realizados en Costa Rica, aunque no hay mayor información sobre tiempo desarrollo de las cohortes.

Toma y análisis de datos

El estudio se realizó en el RNVSPH-PM, que se ubica en la región del Pacífico central de Costa Rica. El refugio fue fundado en 1998 y ampliado en 2002 para proteger la vida marina asociada a la formación rocosa llamada Punta Mala (Punta Judas) (Mug *et al.*, 2012). Para la medición de tallas de los moluscos *N. scabricosta* y *S. gigas*, se visitó el intermareal rocoso durante la marea baja, los días 26 y 27 de febrero y 21 y 22 de mayo de 2015. Uno de los dos sitios de muestreo fue Punta Mala Oeste, ubicado cerca del puesto de vigilancia; el otro, Punta Mala Este, se halla más próximo a la comunidad de Esterillos Oeste.

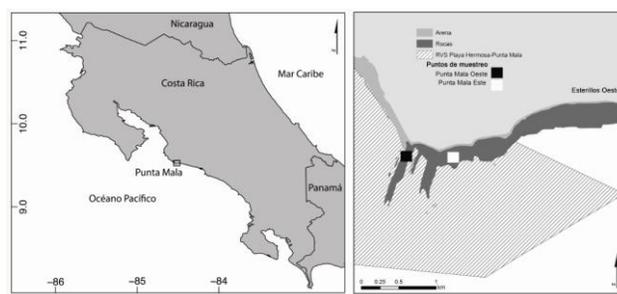


Figura 1. Sitios de muestreo para tallas de *Nerita scabricosta* y *Siphonaria gigas*, Punta Mala Oeste y Este. Refugio Natural de Vida Silvestre Playa Hermosa-Punta Mala 2015.

En cada sitio hubo tres puntos de recolecta de 20 m de largo por 2 m de ancho que contenían las zonas donde se encuentran las dos especies en estudio (figura 1). Se usó un calibrador para medir el ancho de 342 individuos de *N. scabricosta* y el diámetro mayor (cm) de 359 individuos de *S. gigas* en total durante las dos fechas de estudio en la zona de recolecta (tabla 1).

La mediana de las tallas encontradas se comparó entre sitios y fechas con pruebas de U de Mann-Whitney debido a que los datos no siguen una distribución normal. Para estimar la composición de la estructura poblacional, según la frecuencia de individuos por categoría de talla, se realizaron análisis de mixturas con cada especie, en cada sitio y fecha de muestreo, con el programa Past, escogiendo el modelo que presentara el valor de AIC y log-likelihood más cercano a cero (Hammer *et al.*, 2001). Se graficó la curva de densidad de Kernel, y el número de categorías apropiadas para el histograma se eligió siguiendo la regla de Sturges (Daniel, 2006).

Además, para cada especie se comparó la distribución acumulada de la población según se incrementaba la

Tabla 1. Cantidad de individuos de dos especies de gasterópodos a los que se les midió la talla de su concha según sitio de muestreo y fecha de estudio en el Refugio de Vida Silvestre Punta Mala-Playa Hermosa, Pacífico de Costa Rica.

<i>Sitio</i>	<i>Fecha</i>	<i>Individuos Nerita scabricosta</i>	<i>Individuos Siphonaria gigas</i>
Mayor vigilancia	02/2015	75	90
	05/2015	90	90
Total mayor vigilancia		165	180
Menor vigilancia	02/2015	90	90
	05/2015	87	89
Total menor vigilancia		177	179
Total general		342	359

talla entre sitios (dentro de la misma fecha) y de una fecha a otra (dentro del mismo sitio) con una prueba de Kolmogórov-Smirnov (K-S) (Siegel, 1956).

Finalmente, para *S. gigas*, se organizaron categorías de tallas a intervalos, con un ámbito de 0,5 cm para ambos sitios, con el fin de compararlas con los datos del trabajo realizado en esta zona rocosa en el año 1984 (Ortega, 1987) mediante una prueba de Kolmogórov-Smirnov (K-S). Los promedios de talla para las fechas y sitios de 2015 se compararon con los reportados en 1984 con pruebas t para parámetros en el software Past y calculando una probabilidad global con un metaanálisis por una prueba de χ^2 mediante la fórmula $-2\sum \ln(p)$, con p =probabilidad corregida por Bonferroni de cada prueba y $2k$ grados de libertad, siendo k el número de pruebas t realizadas (Sokal y Rohlf, 1979). Los datos en los gráficos de Ortega (1987) fueron extraídos utilizando el programa Engauge Digitizer 9.7.

Resultados

Nerita scabricosta Lamarck, 1822

La mediana del ancho de la concha entre los sitios en febrero (Punta Mala Oeste: 2,56 cm y Punta Mala Este: 2,37 cm) no difirió ($U=3.052$, $p=0,2910$), y en mayo la mediana de Punta Mala Oeste (sitio con mayor vigilancia) fue 2,49 cm, menor a la de Punta Mala Este (con menor vigilancia), de 2,60 cm ($U=3.210,5$, $p=0,039$). La mediana para Punta Mala Oeste fue mayor en febrero que en mayo ($U=3.128,5$, $p=0,021$), lo que reflejó que este sitio, en mayo, contará con una con mayor representación de tallas menores a 2 cm que en febrero (figura 2a, K-S, $p<0,05$). Al contrario, en Punta Mala Este las medianas resultaron similares entre estos meses ($U=2.868$, $p=0,097$). Así, en este sitio con menor vigilancia la frecuencia acumulada del número de individuos por categoría de tallas fue similar (figura 2a, K-S, $p>0,05$).

Los valores máximos de ancho de la concha en Punta Mala Este (menor vigilancia) fueron de 3,4 cm para ambos meses, y en Punta Mala Oeste (mayor vigilancia) fue de 3,9 cm en febrero. Asimismo, Punta Mala Este presentó en febrero solo el 9,3 % de la representación de tallas por arriba de los 3 cm, mientras que Punta Mala Oeste mostró el 35,6 % en esa categoría de talla (figura 2a, K-S, $p<0,05$). Sin embargo, en mayo la población de Punta Mala Oeste tuvo un máximo de 5,3 cm, si bien estuvo compuesta en un mayor porcentaje por caracoles de concha más pequeña que en Punta Mala Este (figura 2a, K-S, $p<0,05$).

Por último, en los muestreos se determinaron dos cohortes en Punta Mala Oeste, el sitio de mayor vigilancia (figura 3). Una cohorte contenía individuos de menor tamaño de su concha, inferiores a 2,5 cm, y otra incluía individuos de un mayor tamaño (2,5 cm a 4 cm) (figuras 3a, 3b). La abundancia dentro de cada intervalo de talla se mantiene similar entre las dos fechas en este sitio (figuras 3a, 3b). En Punta Mala Este (el sitio menos vigilado), la cantidad de individuos menores a 2,5 cm no es suficiente para detectar otra cohorte (figura 3). Además, se pudo observar que el pico de abundancia en tallas cercanas a los 2,5 cm en febrero (figura 3c) no fue detectada en mayo (figura 3d).

Por último, en los muestreos se determinaron dos cohortes en Punta Mala Oeste, el sitio de mayor vigilancia (figura 3). Una cohorte contenía individuos de menor tamaño de su concha, inferiores a 2,5 cm, y otra incluía individuos de un mayor tamaño (2,5 cm a 4 cm) (figuras 3a, 3b). La abundancia dentro de cada intervalo de talla se mantiene similar entre las dos fechas en este sitio (figuras 3a, 3b). En Punta Mala Este (el sitio menos vigilado), la cantidad de individuos menores a 2,5 cm no es suficiente para detectar otra cohorte (figura 3). Además, se pudo observar que el pico de abundancia en tallas cercanas a los 2,5 cm en febrero (figura 3c) no fue detectada en mayo (figura 3d).

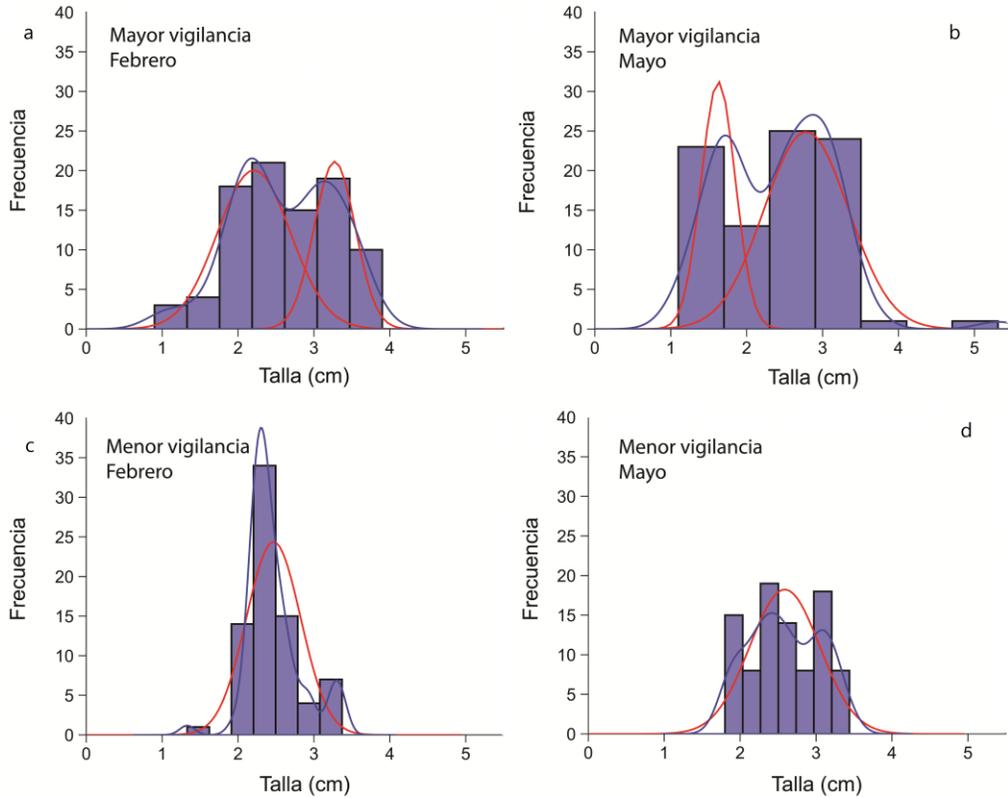


Figura 2. Análisis de mixturas para la talla de *Nerita scabricosta* en Punta Mala Oeste (a-b) y Este (c-d), encontradas en febrero y mayo 2015. La línea azul es la densidad de Kernel, y la línea roja, las distribuciones normales ajustadas a los datos con el AIC y *log-likelihood* más cercanos a cero.

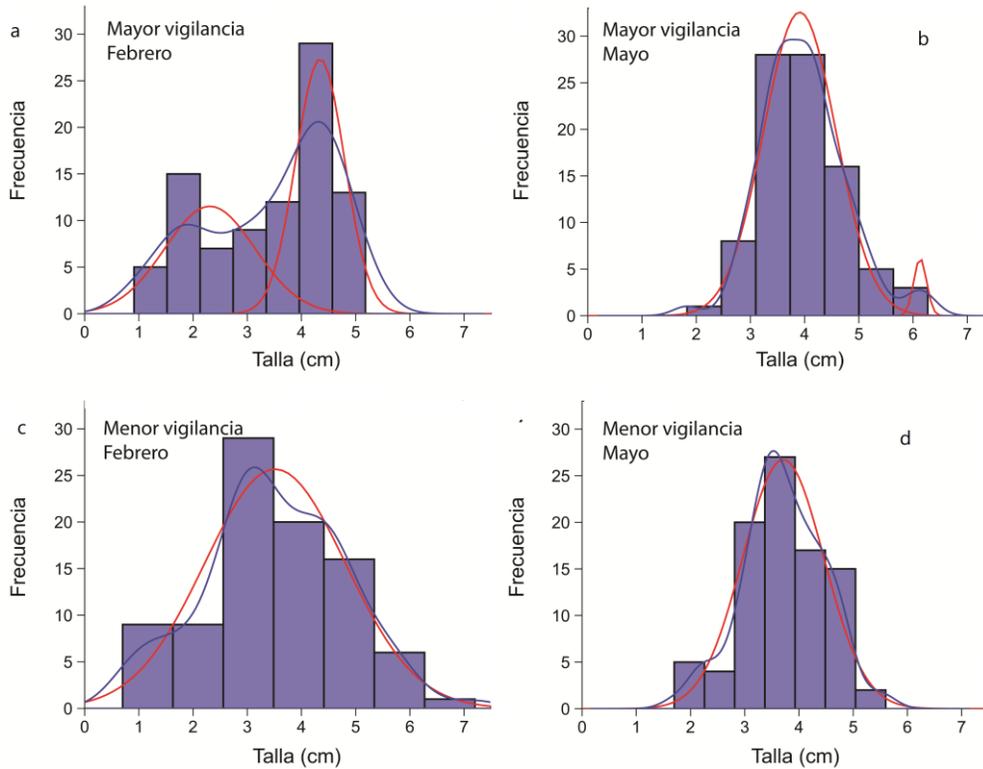


Figura 3. Análisis de mixturas para *Siphonaria gigas* en Punta Mala Oeste (a-b), Este (c-d), encontradas en febrero y mayo. La línea azul es la densidad de Kernel, y la línea roja, las distribuciones normales ajustadas a los datos con el AIC y *log-likelihood* más cercanos a cero.

Siphonaria gigas G. B. Sowerby I, 1825

La mediana de diámetro de la concha encontrado en febrero para Punta Mala Oeste (sitio con más vigilancia) fue de 3,8 cm, y en Punta Mala Este fue 3,4 cm. No obstante, las medianas por la dispersión de los datos resultan similares ($U=4.032$, $p=0,960$). En mayo, en Punta Mala Oeste la mediana fue mayor con 3,9 cm, que en Punta Mala Este con 3,6 cm ($U=3,292$, $p=0,040$). En Punta Mala Oeste la mediana fue mayor en mayo que en febrero ($U=3,313$, $p=0,047$), y en Punta Mala Este entre febrero y mayo resultaron similares ($U=3,581,5$, $p=0,180$).

Para el mes de febrero, en el sitio con mayor vigilancia, los individuos presentaban dos cohortes: una con promedio de 2,3 cm, que contenía 44 % de la población, y otra con promedio de 4,3 cm, donde se ubicaba el 56 % restante (figura 4a), mientras que en el sitio con menor vigilancia solo se tenía una cohorte con pico de abundancia cerca de los 3 cm (figura 3c). Para el mes de mayo, la distribución de abundancia por tallas se hizo más homogénea entre los sitios, con el pico de abundancia entre los 3 y 4 cm (figuras 3b, 3d). La frecuencia acumulada de individuos por categoría de tallas fue similar entre los sitios de Punta Mala (figura 2b, K-S, $p>0,05$), pero varió entre las visitas debido a que se presentó menor porcentaje de la población por arriba de los 3 cm de talla de la concha en febrero que en mayo (figura 2b, K-S, $p<0,05$).

Los valores máximos encontrados en 2015 fueron de 5,2 cm en febrero y 6,3 cm en mayo en Punta Mala Oeste, 7,2 cm en febrero y 5,6 cm en mayo para Punta Mala Este, y 4,1 cm en julio y 4,2 cm en noviembre de 1984. Así, los promedios reportados en Punta Mala Oeste en 1984 (2,5-2,8 cm) fueron menores que en 2015 (3,51-3,98 cm) según el metaanálisis de t para parámetros ($\chi^2=757$, g. l.=24, $p<0,001$). En ese sentido, se encontró diferencia entre la distribución de categorías de tamaño en 2015 respecto de la de 1984 (K. S., $p<0,05$, figura 2c). En 1984, la población no se acumulaba en tamaños de talla mayores a 3,5 cm, como sí ocurrió en el año 2015 (figura 2c).

Discusión

La presencia de *N. scabricosta* en este refugio de vida silvestre es la primera evidencia del beneficio de las áreas de protección marino-costeras debido a su ausencia en trabajos anteriores para esta localidad (Bakus, 1968; Spight, 1978; Ortega, 1987). Según Ortega (1987), lo anterior obedecía a la extracción humana, al

punto que la población local había desaparecido. En tanto, su actual presencia en el RNVSPH-PM indica una recuperación en ese sentido (Stoner y Ray, 1996). Un efecto similar ocurrió en 1962 en Manuel Antonio (también en el Pacífico central de Costa Rica) antes de ser parque nacional: Bakus (1968) no encontró ejemplares de *S. gigas* ni de *N. scabricosta*, y en 1995, después de establecer el área de protección en la zona, ambas especies fueron frecuentes en las rocas de intermareal (Willis y Cortés, 2001). De esta forma se ha evidenciado que el RNVSPH-PM ha contribuido para el establecimiento de una población de este molusco.

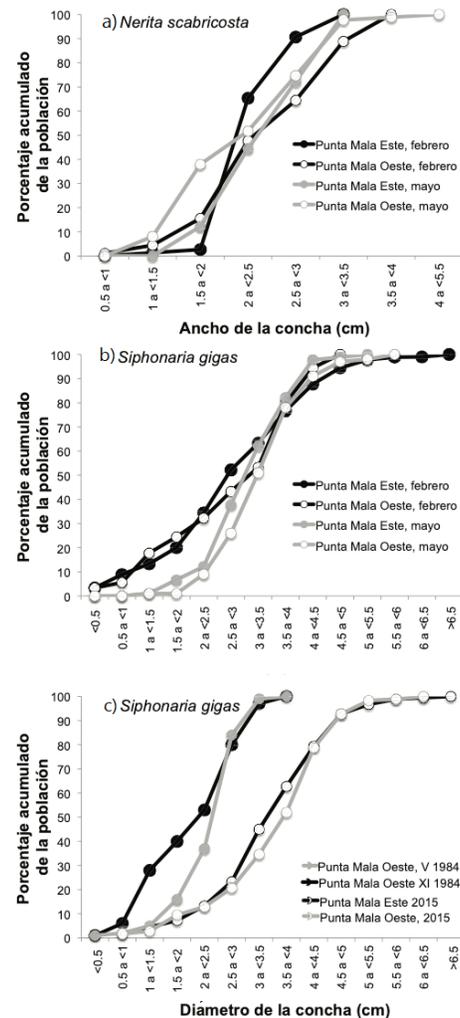


Figura 4. Curvas acumulativas del porcentaje de la población según talla de la concha de a: *Nerita scabricosta* (comparación entre sitios y fechas en 2015), b: *Siphonaria gigas* (comparación entre sitios y fechas en 2015) y c: *Siphonaria gigas* (comparación de julio y noviembre de 1984 en Punta Mala Oeste con los datos de 2015). Los datos de 1984 provienen de Ortega (1987). Punta Mala, Puntarenas, Costa Rica.

En general, para *N. scabricosta*, las medianas del ancho hallado (2,37-2,60 cm) están en el umbral bajo de

valores (entre 2,5-4 cm) en comparación con sitios donde estos moluscos no son explotados, lo que parece indicar que existe extracción de burgados, pero guiada hacia los individuos de mayor talla (Bakus, 1968; Ortega, 1987; Poutiers, 1995; Sibaja-Cordero, 2008). En sitios donde no se lleva a cabo la extracción, el promedio y las tallas máximas observadas suelen ser mayores cuando se comparan con sitios donde la pesca es activa (Ortega, 1986; Ortega, 1987; Stoner y Ray, 1996). Los caracoles grandes de esta especie se buscan para consumo humano. Así, en la zona con menor vigilancia y más cercana al pueblo, se encontraron valores máximos más pequeños (3,4 cm) que en la zona más vigilada. En ese sentido, la vigilancia aparentemente tiene un efecto al reducir la extracción de los individuos más grandes. Resultados similares se han encontrado en otras localidades tras restringir el uso del intermareal de un área marina por restricción de ingreso o aislamiento (Castilla y Durán, 1985; Ramírez *et al.*, 2009).

Lester *et al.* (2009) indican que, en general, las zonas protegidas tienen un incremento en la media de talla de los organismos de un 17 %. El efecto medio de aumento del tamaño individual de este caracol en Punta Mala Oeste respecto a Punta Mala Este fue de 8 % en febrero, pero de un -5 % en mayo. Spight (1978) señala, para otras especies de caracoles en playas del Coco, Costa Rica, que la distribución de tallas es poco predecible debido a una mayor actividad de depredadores que en las zonas templadas. Garrity (1984) menciona que los individuos de *N. scabricosta*, para evitar la depredación, suelen reunirse de forma que los de mayor tamaño se colocan en la parte externa de la agregación, protegiendo de la desecación a los de menor tamaño. Estas agregaciones se ubican arriba del nivel de marea alta, donde permanecen inactivas hasta que baja la marea, cuando descienden a ramonear (Levings y Garrity, 1983). Siguiendo esa idea, es posible pensar que en una marejada estas agregaciones sean afectadas y, desprendidos de estas, los individuos más externos resulten removidos o mayormente expuestos a la influencia de depredadores de mayor tamaño.

Por otro lado, el aumento en las tallas de *S. gigas* encontrado en 2015 respecto al estudio de Ortega (1986) es también un buen indicador del efecto positivo de la protección de áreas marinas en la recuperación de los ecosistemas costeros. No obstante, las medidas máximas de talla (5,2-7,2 cm) se consideran cercanas a las medidas en ambientes donde las poblaciones no experimentan presión pesquera, que rondan entre los 6-8 cm (Bakus, 1968; Ortega, 1987; Poutiers, 1995;

Sibaja-Cordero, 2008). Las tallas medias alcanzaron valores más altos cerca del puesto de Guarda Parques. El incremento para la talla de *S. gigas* en Punta Mala Oeste es entre 8-11 % respecto a Punta Mala Este, y de un 40-42 % respecto a 1984, cuando aún no era zona protegida (Ortega, 1987). Queda pendiente medir el efecto actual respecto a zonas fuera del área protegida. En este caso se observa una variación temporal en la talla de los cascos de burro entre las visitas. De esta manera, no se puede descartar la importación de larvas y reclutas de sitios aledaños, por lo que es recomendable aumentar el número de sitios de muestreo tanto dentro como fuera del RNVSPH-PM (Camus y Lagos, 1996; Stoner y Ray, 1996; Schiel, 2004; Zimmer, 2007). A pesar de la aparente recuperación en tallas máximas de *N. scabricosta* y de la mediana de tamaño en *S. gigas*, el efecto es de poca magnitud entre la zona con mayor vigilancia y la de menor vigilancia.

En Costa Rica cerca de 55 % de los visitantes de zonas protegidas son nacionales (Raymond, 2004), y cabe mencionar que durante la celebración cristiana de Semana Santa, a finales de marzo e inicios de abril, se refleja un aumento del turismo a la costa, como ocurre en la mayoría de países de Latinoamérica, cuya actividad impacta sobre las poblaciones de especies marino-costeras (Raymond, 2004). Es posible que el efecto de la extracción haya disminuido las tallas encontradas en mayo, ya sea para uso como alimento alternativo, como carnada para otras especies marinas, sobre las cuales también aumenta la demanda en este periodo (WingChing-Jones y Rodríguez-Rodríguez, 2015), o por otras actividades relacionadas al turismo (recreación, uso en artesanías y souvenirs).

En una visita adicional (observación personal L. G. M.), tras la Semana Santa de 2018, no se observaron especímenes de *N. scabricosta* en el sitio aledaño a la comunidad de Esterillos Oeste, y fue difícil hallarlos dentro del refugio, pero sí se registraron individuos de *S. gigas* en ambos sitios. Tras analizar los datos de 2015 y con esta observación, se propone que hay una presión pesquera ejercida sobre ambas especies que se incrementa hacia las zonas de menor vigilancia y que es más fuerte sobre los burgados (*N. scabricosta*) que sobre las lapas pulmonadas (*S. gigas*).

Para ambas especies es recomendable establecer su monitoreo, mantener un número alto de individuos medidos e incrementar la cantidad de puntos de muestreo para poder representar objetivamente su comportamiento poblacional, resiliencia y vulnerabilidad (Camus y Lagos, 1996; Ellis, 2003; Flores-

Rodríguez *et al.*, 2007; Sibaja-Cordero y Cortés, 2010). Es importante asimismo establecer metodologías que permitan dar seguimiento a estas poblaciones, con el fin de determinar su sensibilidad y su utilidad como indicadores de la salud general del ecosistema. De igual forma, es preciso reforzar las políticas de protección y generar información que permita aplicar herramientas adecuadas para el establecimiento de objetos de conservación, con miras a garantizar la prevalencia espacial y temporal de estas especies y de las que de ellas dependen (Ellis, 2003; Quesada-Alpizar, 2005; Alvarado *et al.*, 2011; Alvarado *et al.*, 2012; Salas *et al.*, 2012).

Agradecimientos

Se agradece al Sinac por facilitar el personal (Randall Vargas, Andrés Jiménez, Liliana Rubí, Oscar Masis, Roger Madrigal, Luis Castro, Esteban Montero, Alonso Villalobos, Rodney Piedra, Arturo Rojas, Fabricio Álvarez, Paulino Valverde, Marco García, Álvaro Bermúdez) y las instalaciones del RNVSPH-PM para realizar el trabajo de campo. Se agradece a Esteban Montero Mata, del RNVSPH-PM por suministrar la información sobre los decomisos de extracción ilegal en la zona rocosa de Punta Mala. Se agradece a Juan Carlos Azofofeifa, Carolina Salas y Davis Morera, de la Universidad de Costa Rica, por el apoyo logístico y durante el muestreo. Se agradece a GIZ por los fondos suministrados por el contrato 83189134, PNUD con el proyecto Consolidación de las Áreas Marinas Protegidas de Costa Rica (CAMP) por financiar equipo para la recolección de datos y en los pasos metodológicos de los que este trabajo forma parte. A la Vicerrectoría de Investigación, con el proyecto #808-B5-802, Vicerrectoría de Acción Social, con el proyecto #ED-1242, y Cimar, de la UCR, por la capacidad institucional, el transporte y llevar a cabo el proyecto.

Referencias

Alvarado, J.J., Herrera, B., Corrales, L., Asch, J. y Paaby, P. 2011. Identificación de las prioridades de conservación de la biodiversidad marina y costera en Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 59(2): 829-842.

Alvarado, J.J., Cortés, J., Esquivel, M.F. y Salas, E. 2012. Costa Rica's marine protected areas: status and perspectives. *Revista de Biología Tropical* 60: 129-142. Doi: <https://doi.org/10.15517/rbt.v60i1.2657> .

Arroyo-Mora, D. 2008. Características poblacionales del cambute, *Strombus galeatus* (Gastropoda: Strombidae) en el Parque Marino Ballena, Pacífico, Costa Rica (1999-2003). *Revista de Biología Tropical* 56:113-124.

Arroyo, M. F., Mair, J., Mora-Sánchez, E., Cruz, M. y Merino, D. 2002. III. Moluscos. En: Mair, J., Mora, E. y Cruz, M., Editores. Manual de Campo de los Invertebrados Bentónicos Marinos: Moluscos, Crustáceos y Equinodermos de la Zona Litoral Ecuatoriana. Editorial de la Universidad de Guayaquil, Guayaquil.

Bakus, G.J. 1968. Zonation in marine gastropods of Costa Rica and species diversity. *The Veliger* 10(3): 207-211.

Camus, P.A. y Lagos, N.A. 1996. Variación espacio-temporal del reclutamiento en ensamblajes intermareales sésiles del norte de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 69: 193-204.

Castilla, J.C. y Durán, L.R. 1985. Human exclusion from the rocky intertidal zone of central Chile: the effects on *Concholepas concholepas* (Gastropoda). *Oikos* 45: 391-399. Doi: <https://doi.org/10.2307/3565575> .

Collin, R., Roof, K.E. y Spangler, A. 2016. Hatching plasticity in the tropical gastropod *Nerita scabricosta*. *Invertebrate Biology* 135(2): 87-96. Doi: <https://doi.org/10.1111/ivb.12119> .

Connell, J.H. 1972. Community interactions on marine rocky intertidal shores. *Annual Review of Ecology and Systematics* 3(1): 169-192. Doi: <https://doi.org/10.1146/annurev.es.03.110172.001125> .

Crisp, D.J., Wieghell, J.G. y Richardson, C.A. 1990. Tidal microgrowth bands in *Siphonaria gigas* (Gastropoda: Pulmonata) from the coast of Costa Rica. *Malacologia* 31(2): 229-236.

Daniel, W.W. 2006. *Bioestadística: Base para el análisis de las ciencias de la salud*. Editorial Limusa Wiley, México.

Ellis, D.V. 2003. Rocky shore intertidal zonation as a means of monitoring and assessing shore line biodiversity recovery. *Marine Pollution Bulletin* 46(3): 305-307. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00323-5](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00323-5) .

Fischer, R. 1981. Bioerosion of basalt of the Pacific coast of Costa Rica. *Senckenberg Mar.* 13: 1-41.

Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter K.E., y Niem, V.H. 1995. Pacífico Centro Oriental; Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico Centro-Oriental. Vol. I. Plantas e Invertebrados. FAO, Roma.

Flores-Rodríguez, P., Flores-Garza, R., García-Ibáñez, S. y Valdés-González, A. 2007. Variación en la diversidad malacológica del mesolitoral rocoso en Playa Troncones, La Unión, Guerrero, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 78: 33-40. Doi: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2007.002.298> .

- Garrity, S.D. 1984. Some adaptations of gastropods to physical stress on a tropical rocky shore. *Ecology* 65(2): 559-574. Doi: <https://doi.org/10.2307/1941418>.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T. y Ryan, P.D. 2001. Past, Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 1-9.
- Hurtado, L.A., Frey, M., Gaube, P., Pfeiler, E. y Markow, T.A. 2007. Geographical subdivision, demographic history and gene flow in two sympatric species of intertidal snails, *Nerita scabricosta* and *Nerita funiculata*, from the tropical eastern Pacific. *Marine Biology* 151(5): 1863-1873.
- Keen, A.M. 1971. *Sea Shells of Tropical West America. Marine Mollusks from Baja California to Peru*. Stanford University Press, Stanford, California.
- Lester, S.E., Halpern, B.S., Grorud-Colvert, K., Lubchenco, J., Ruttenberg, B.I., Gaines, S.D. y Warner, R.R. 2009. Biological effects within no-take marine reserves: A global synthesis. *Marine Ecology Progress Series* 384: 33-46. Doi: <https://doi.org/10.3354/meps08029>.
- Levings, S.C. y Garrity, S.D. 1983. Diel and tidal movement of two co-occurring neritid snails; differences in grazing patterns on a tropical rocky shore. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 67(3): 261-278. Doi: [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(83\)90043-6](https://doi.org/10.1016/0022-0981(83)90043-6).
- Lubchenco, J., Menge, B.A., Garrity, S. D., Lubchenco, P.J., Ashkenas, L.R., Gaines, S.D., Emler, R., Lucas, J. y Strauss, S. 1984. Structure, persistence, and role of consumers in a tropical rocky intertidal community (Taboguilla Island, Bay of Panama). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 78: 23-73. Doi: [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(84\)90069-8](https://doi.org/10.1016/0022-0981(84)90069-8).
- Menge, B. A. 2000. Top-down and bottom-up community regulation in marine rocky intertidal habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250: 257-289. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(00\)00200-8](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(00)00200-8).
- Micheli, F., Saenz-Arroyo, A., Greenley, A., Vazquez, L., Espinoza Montes, J.A., Rossetto, M., y De Leo, G.A. 2012. Evidence That Marine Reserves Enhance Resilience to Climatic Impacts. *PLOS ONE* 7(7): e40832. Doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0040832>.
- Mug, M., Rodríguez, K. y Rodríguez, A. 2012. Evaluación Ecológica Rápida (EER) de los Humedales del Refugio de Vida Silvestre Playa Hermosa – Punta Mala (Informe Consultoría para Proyecto). BIOMARCC-GIZ, San José, Costa Rica.
- Ortega, S. 1986. Fish predation on gastropods on the Pacific coast of Costa Rica. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 97(2): 181-191.
- Ortega, S. 1987. The effect of human predation on the size distribution of *Siphonaria gigas* (Mollusca: Pulmonata) on the Pacific Coast of Costa Rica. *The Veliger* 29(3): 251-255.
- Paine, R.T. 1966. Food web complexity and species diversity. *The American Naturalist* 100(910): 65-75. Doi: <https://doi.org/10.1086/282400>.
- Paine, R. T. 2002. Trophic control of production in a rocky intertidal community. *Science* 296(5568): 736-739. Doi: <https://doi.org/10.1126/science.1069811>.
- Palumbi, S.R. 2004. Marine Reserves and ocean neighborhoods: the spatial scale of marine populations and their management. *Annual Review of Environment and Resources* 29: 31-68. Doi: <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.29.062403.102254>.
- Poutiers, J.M. 1995. Gastéropodos. En: Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K. E. y Niem, V. H., Editores. *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca*. Pacífico centro-oriental. Volumen 1. FAO, Roma.
- Quesada-Alpizar, M. A. 2005. Capítulo II. Playas. En: Nielsen-Muñoz, V. y Quesada-Alpizar, M. A., Editores. *Ambientes Marino Costeros de costa Rica*. Comisión Interdisciplinaria Marino Costera de la Zona Económica Exclusiva de Costa Rica, Informe Técnico. CIMAR, CI, TNC, San José, Costa Rica.
- Ramírez, R., Tuya, F. y Haroun, R.J. 2009. Efectos potenciales del marisqueo sobre moluscos gasterópodos de interés comercial (*Osilinus* spp. y *Patella* spp.) en el Archipiélago Canario. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 44(3): 703-714. Doi: <https://doi.org/10.4067/S0718-19572009000300016>.
- Raymond, N. 2004. Las interrogantes que plantea América Latina al estudio del fenómeno turístico. *Trace* 45: 11-31. Doi: <https://doi.org/10.22134/trace.45.2004.500>.
- Riera, R., Pérez, Ó., Álvarez, O., Simón, D., Díaz, D., Monterroso, Ó. y Núñez, J. 2016. Clear regression of harvested intertidal mollusks. A 20-year (1994–2014) comparative study. *Marine Environmental Research* 113: 56-61. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.11.003>.
- Salas, E., Ross-Salazar, E. y Arias, A. 2012. Diagnóstico de áreas marinas protegidas y áreas marinas para la pesca responsable en el Pacífico costarricense. Fundación MarViva, San José, Costa Rica.
- Schiel, D.R. 2004. The structure and replenishment of rocky shore intertidal communities and biogeographic comparisons. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 300(1): 309-342. Doi:

<https://doi.org/10.1016/j.jembe.2004.01.001> .

Sibaja-Cordero, J.A. 2008. Vertical zonation in the rocky intertidal at Cocos Island (Isla del Coco), Costa Rica: A comparison with other tropical locations. *Revista de Biología Tropical* 56(Suppl 2): 171-187.

Sibaja-Cordero, J.A. y Cortés, J. 2010. Comparación temporal de la composición y zonación de organismos en el intermareal rocoso del Parque Nacional Isla del Coco, Pacífico de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 58(4): 1387-1403. Doi: <https://doi.org/10.15517/rbt.v58i4.5419> .

Siegel, S. 1956. *Nonparametric statistics for the behavioral sciences*. McGraw-Hill, New York.

Sokal, R. R. y Rohlf, F. J. 1979. *Biometría: Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica*. H. Blume Ediciones, Madrid.

Spight, T. M. 1978. Temporal changes in a tropical rocky shore snail community. *The Veliger* 21(1): 137-143.

Stoner, A. W. y Ray, M. 1996. Queenconch, *Strombus gigas*, in fished and unfished locations of the Bahamas: effects of a marine fishery reserve on adults, juveniles, and larval production. *Fishery Bulletin* 94(3): 551-556.

Ugalde, J. 2012. Evaluación Ecológica Rápida (EER) de la

Zona Intermareal Rocosa del Refugio de Vida Silvestre Playa Hermosa –Punta Mala (Informe Consultoría para Proyecto). BIOMARCC-GIZ, San José-Costa Rica.

Villalobos, C.R. 1980. Algunas consideraciones sobre el efecto de los factores físicos y biológicos en la estructura de una comunidad de algas en el Pacífico de Costa Rica. *Brenesia* 18: 289-300.

Vinueza, L.R., Branch, G.M., Branch, M.L. y Bustamante, R. H. 2006. Top-down herbivory and bottom-up El Niño effects on Galápagos rocky-shore communities. *Ecological Monographs* 76: 111-131. DOI: <https://doi.org/10.1890/04-1957> .

Willis, S. y Cortés, J. 2001. Mollusks of Manuel Antonio National Park, Pacific Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 49(Suppl. 2): 25-36.

WingChing-Jones, R. y Rodríguez-Rodríguez, P. 2015. Comercialización de semovientes en seis subastas de Costa Rica durante los años 2007 al 2013. *Cuadernos de Investigación UNED* 7(2): 173-180. Doi: <https://doi.org/10.22458/urj.v7i2.1143> .

Zimmer, C.A. 2007. Larval Settlement, Mechanics of. En: Denny, M. W. y Gaines, S. D., Editores. *Encyclopedia of tidepools and rockyshores*. University of California Press. Berkeley, Los Angeles y London.

Citar como: Chacón-Monge, J.L., Cubero-Campos, Y. y Sibaja-Cordero, J.A. 2019. Efecto de un área marina protegida sobre la talla de la concha de dos moluscos del intermareal en el Pacífico Central de Costa Rica. *Intropica* 14(2):138-147. Doi: <http://dx.doi.org/10.21676/23897864.3365>.