



UNIVERSIDAD DE ORIENTE
NÚCLEO DE SUCRE
INSTITUTO OCEANOGRÁFICO DE VENEZUELA
POSTGRADO EN CIENCIAS MARINAS
PROGRAMA DE MAESTRÍA EN CIENCIAS MARINAS
MENCIÓN BIOLOGÍA MARINA



**EVALUACIÓN DE LA INVASIÓN DE *Kappaphycus alvarezii* (RHODOPHYTA)
EN UN PARCHE CORALINO DE ISLA CUBAGUA, NUEVA ESPARTA,
VENEZUELA.**

Lcdo. Juan Pedro Ruiz Allais

TRABAJO DE GRADO PRESENTADO COMO REQUISITO PARCIAL PARA
OPTAR AL TÍTULO DE MAGISTER SCIENTIARUM EN CIENCIAS MARINAS,
MENCIÓN BIOLOGÍA MARINA

Cumaná, Marzo de 2012



CEPCM/TG-05-2012

UNIVERSIDAD DE ORIENTE
 CONSEJO DE ESTUDIOS DE POSTGRADO
 NÚCLEO DE SUCRE
 POSTGRADO EN CIENCIAS MARINAS

ACTA DE DEFENSA DE TRABAJO DE GRADO

Nosotros, Prof. Jorge Barrios, Prof. Andrés Lemus y Profa. Leonor Brito, integrantes del jurado designado por la Comisión Coordinadora del Programa de Postgrado en Ciencias Marinas, para examinar el Trabajo de Grado intitulado: **“EVALUACIÓN DE LA INVASIÓN DE *Kappaphycus alvarezii* (RHODOPHYTA) EN PARCHE CORALINO DE ISLA CUBAGUA, NUEVA ESPARTA, VENEZUELA”**, presentado por el **Lcdo. Juan Pedro Ruiz, C.I: 8.239.098**, a los fines de cumplir con el requisito legal para optar al grado de *Magister Scientiarum* en Ciencias Marinas, Mención Biología Marina.

Hacemos constar que hemos examinado el mismo e interrogado a la postulante en sesión pública celebrada hoy, a las 9:00 a.m., en la Sala de Reuniones “Dr. Pedro Roa Morales”, del Instituto Oceanográfico de Venezuela.

Finalizada la defensa del trabajo por parte del postulante, el jurado decidió **APROBARLA** por considerar, sin hacerse solidario de las ideas expuestas por el autor, que el mismo, se ajusta a lo dispuesto y exigido en el Reglamento de Estudios de Postgrado de la institución.

En fe de lo anterior, se levanta la presente acta, que firmamos conjuntamente con la Coordinadora del Postgrado en Ciencias Marinas en la ciudad de Cumaná, a los veintisiete días del mes de marzo de dos mil doce.

Jurado Examinador:

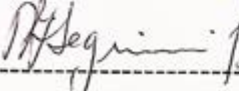
Prof. Jorge Barrios (Tutor)..... 

Prof. Andrés Lemus 

Profa. Leonor Brito 

Coordinadora Programa de Postgrado:

Dra. Mary Isabel Segnini de Bravo


 Firma y Sello



INDICE

	Pág.
Dedicatoria.....	4
Agradecimiento.....	5
Resumen.....	6
Lista de tablas.....	7
Lista de figuras.....	8
Introducción.....	9
Objetivos.....	15
Materiales y Métodos.....	16
Resultados.....	21
Discusión.....	34
Conclusiones.....	52
Comentarios y recomendaciones.....	53
Bibliografía.....	55
Anexo.....	62

DEDICATORIA

A mis padres: Pilar y Bernabé

AGRADECIMIENTO

Mi especial agradecimiento para mi amigo y asesor el Prof. Jorge Barrios por su apoyo incondicional durante el desarrollo de la tesis. A la investigadora María Elena Amaro por su inestimable contribución en la identificación de las esponjas. También deseo agradecer al Prof. Rafael Díaz por las acertadas observaciones que hizo sobre la redacción del manuscrito. Mi especial gratitud a la Lic. Johanna Fernández por su colaboración en la estructuración de la tesis y su apoyo incondicional durante el desarrollo de la misma. Por último, debo expresar mi gratitud a todos los profesores, compañeros de estudio y personal del Postgrado de Ciencias Marinas del Instituto Oceanográfico de Venezuela por compartir sus conocimientos y por su valiosa ayuda durante el desarrollo de mis estudios.

RESUMEN

El alga exótica *Kappaphycus alvarezii*, introducida con fines de cultivo en Venezuela en 1996, se ha expandido exitosamente en varios parches de coral de fuego *Millepora alcicornis* en isla Cubagua, estado Nueva Esparta. El objetivo de este trabajo fue determinar el efecto del alga invasora sobre un parche coralino invadido por *K. alvarezii* en Cubagua. Se establecieron dos estaciones de muestreo al este de la isla, una invadida por el alga y una libre de *K. alvarezii*. Se realizaron 5 salidas de campo, entre marzo y junio de 2009. La cobertura del alga y del macrobentos se determinó por el método de fotocuadratas. Se utilizaron 6 transectos y 21 fotocuadratas (0,4 m²) por transecto en cada estación. Las fotografías se evaluaron con el programa Image-J. También se colectaron y preservaron organismos para su identificación en el laboratorio. Se calculó la riqueza específica, diversidad y equidad y se realizaron análisis de varianza no paramétricos (Kruskal-Wallis) y un análisis de similitud ANOSIM para determinar diferencias entre estaciones y transectos. Igualmente, se compararon mediante una correlación de Pearson, la abundancia de las algas *K. alvarezii* y *Caulerpa racemosa* con la abundancia de corales y esponjas en ambas estaciones. Los dos parches coralinos presentaron una estructura comunitaria similar en donde *Millepora alcicornis* fue la especie dominante. La abundancia de *K. alvarezii* varió entre 7,34 % y 14,91 %. Se encontraron diferencias significativas ($p < 0,05$) para la abundancia de corales y esponjas entre estaciones siendo el porcentaje de cobertura de ambos grupos menor en la estación 1, invadida por *Kappaphycus*. *C. racemosa* presentó diferencias significativas entre estaciones (KW = 0,01) con una menor abundancia en la estación 2. Se obtuvieron correlaciones negativas entre la abundancia de corales ($r = -0,7$) y esponjas ($r = -0,71$) y la abundancia de *K. alvarezii*. EL análisis de similitud (ANOSIM) indicó diferencias significativas entre estaciones ($R = 0,86$) formándose dos grupos diferenciados en función de la abundancia de *M. alcicornis*, *C. racemosa* y *K. alvarezii*. Los índices de diversidad y equidad fueron bajos en ambas localidades tanto para corales ($H' = 0,2 - 0,46$ bits/ind.; $J = 0,14 - 0,31$) como para las esponjas ($H' = 1,16 - 1,72$ bits/ind.; $J = 0,7 - 0,82$) característico de ecosistemas perturbados. Se observó una relación sinérgica entre *K. alvarezii* y *C. racemosa* que pareciera potenciar el crecimiento de la segunda. El efecto combinado de la cobertura de ambas macroalgas, sumado al impacto antropogénico, son factores que afectan negativamente la abundancia de corales y esponjas, reduciendo el espacio vital y la biodiversidad de los parches coralinos estudiados en Cubagua.

LISTA DE TABLAS

	Pag.
1.- Composición de especies y resumen estadístico de los valores de abundancia (cobertura %) en las dos estaciones de muestreo.....	24
2.- Porcentajes de disimilitud (SIMPER) entre la abundancia de especies en las estaciones 1 y 2.....	29
3.- Índice de diversidad ($H' = \text{bits/Ind.}$), equidad (J) y número de especies (S) para los corales en las dos estaciones de muestreo.....	30
4.- Índice de diversidad ($H' = \text{bits/ ind.}$), equidad (J) y número de especies (S) para las esponjas en las dos estaciones de muestreo.....	31

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
1.- Situación geográfica del área de estudio	17
2.- Porcentaje de cobertura (%) de <i>Kappaphycus alvarezii</i> en la estación 1	21
3.- Porcentaje de cobertura (%) de las especies más abundantes en las estaciones de muestreo	22
4.- Comparación del porcentaje de cobertura (%) de esponjas y corales entre estaciones (Kruskal-Wallis; $p < 0,05$) relacionada con la invasión de <i>K. alvarezii</i> .	25
5.- Comparación del porcentaje de cobertura (%) de <i>Caulerpa racemosa</i> entre estaciones (Kruskal-Wallis; $p < 0,05$) relacionada con la invasión de <i>K. alvarezii</i> ..	26
6.- Correlación entre el porcentaje de cobertura (%) de <i>K. alvarezii</i> y el porcentaje de cobertura (%) de esponjas y corales en la estación 1	27
7.- Correlación entre el porcentaje de cobertura (%) de <i>C. racemosa</i> y el porcentaje de cobertura (%) de corales en las estaciones 1 (A) y 2 (B).....	28
8.- Grafico de ordenación (MDS) de la abundancia por especies entre estaciones. Se observan dos grupos: estación # 1 (verde) y # 2 (azul). Se muestran los seis (6) transectos de cada estación.....	29
9.- Correlación entre los valores de diversidad Shannon-Wiener (H') de corales y el porcentaje de cobertura (%) de <i>K. alvarezii</i> en la estación 1	31
10.- Comparación entre los valores de diversidad Shannon-Wiener (H') de esponjas entre estaciones (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$).....	32
11.- Correlación entre los índices de diversidad Shannon-Wiener (H') de esponjas y porcentaje de cobertura (%) de <i>K. alvarezii</i> (ambas estaciones incluidas).....	33

INTRODUCCIÒN

Las invasiones biológicas son procesos naturales que ocurren por el transporte ocasional de organismos vivos entre regiones bióticas o, entre continentes o islas, sin la intervención del hombre. No obstante, las actividades humanas han acelerado la velocidad de las invasiones, frecuentemente en órdenes de magnitud que han resultado en el transporte de algunos organismos hacia hábitats a los cuales nunca hubiesen podido acceder por cuenta propia. Los humanos comenzaron a facilitar las invasiones desde el Neolítico; sin embargo, el transporte intencional y accidental de especies se ha acelerado tremendamente durante los últimos 150-200 años (Ewel *et al.*, 1999).

Hoy en día la velocidad del transporte ha incrementado la probabilidad de supervivencia de los organismos exóticos en nuevas regiones. La ruptura de fronteras naturales a través de la construcción de canales y vías acuáticas artificiales contribuye al incremento de la dispersión de organismos marinos. Igualmente, los humanos facilitan en gran medida la dispersión de organismos marinos a través de la descarga de aguas de lastre de los buques y por la introducción intencional de especies para acuicultura y acuarios. Los daños provocados por las especies invasoras se calculan en alrededor de 1,4 billones de dólares al año, lo que representa cerca del 5% de las economías mundiales (Pimentel *et al.*, 2001).

Las especies exóticas invasoras se pueden definir como especies no nativas que son introducidas generalmente por el hombre, deliberadamente o sin intención, fuera de sus ambientes naturales en donde se establecen, proliferando y dispersándose de manera tal que causan daños a la diversidad biológica nativa (EU., 2008). Cuando las especies

exóticas son introducidas, un pequeño número de éstas sobrevive en la nueva zona. Una vez que la población se establece puede producir un impacto negativo y es muy difícil o imposible de erradicar (Nyberg & Wallentius, 2005). En ocasiones, las especies invasoras se hibridan con especies autóctonas alterando así el *pool* génico de las poblaciones originales (Money & Cleland, 2001). Igualmente, tienen un gran potencial para afectar negativamente las acciones de restauración ecológica, conservación y aprovechamiento sustentable de los recursos naturales (Chornesky *et al.*, 2005).

Gollasch (2006) indica que todas las especies exóticas representan un daño potencial hasta que no se compruebe que el riesgo es mínimo. El mismo autor señala que, los cambios causados por la introducción de especies no indígenas en una región localizada pueden operar sinérgicamente como alteradores biológicos y pavimentar el camino para nuevas invasiones (invasional meltdown). Desde otro punto de vista, Bring (2007) considera que ninguno de los estudios recientes concernientes a los efectos de los invasores marinos demuestra algún indicio de extinción o pérdida de diversidad. De acuerdo con este autor, la introducción de especies exóticas podría, de hecho, incrementar la biodiversidad, ayudando a la creación de ecosistemas estables con altos niveles de competencia y resistencia a nuevas invasiones.

Los estudios sobre la ecología de las invasiones biológicas comenzaron a mediados del siglo 20 y todavía se le considera como una disciplina nueva. Los sistemas marinos, han sido poco estudiados y, cuando mucho, sólo se conoce una fracción de los invasores y de sus impactos (Delaney *et al.*, 2008). En comparación con la extensiva literatura que documenta las invasiones en hábitat terrestres y de agua dulce, se sabe poco sobre la historia de las invasiones marinas. Los estudios

cuantitativos y experimentos a largo plazo para distinguir los efectos de una introducción en la variación de ambientes marinos continúan siendo relativamente escasos (Woo *et al.*, 1999).

Una de las causas de este fenómeno es la creciente demanda de organismos marinos y sus subproductos para la alimentación humana. Esta demanda ha tratado de cubrirse mediante el cultivo de especies exóticas (Pirani *et al.*, 2008). Sin embargo, se considera que el cultivo de especies foráneas es más un problema que una solución debido a que puede conducir a la disminución de la biodiversidad en organismos acuáticos (Pérez, 1996 y Pérez *et al.*, 2000; 2003). Según la FAO (1997), en el caso del medio acuático, la experiencia ha demostrado que la mayoría de los organismos rebasan fácilmente los límites de las instalaciones dedicadas a su cultivo. Por lo tanto, el uso de especies exóticas para actividades acuícolas debe considerarse como una introducción deliberada en un espacio natural, aun cuando el centro de cuarentena o la piscifactoría funcionen como un sistema cerrado.

Las macroalgas invasoras se consideran especialmente peligrosas debido a que pueden alterar la estructura y función del ecosistema. Además de monopolizar el espacio, lo que altera las cadenas y redes alimenticias, su capacidad de dispersión facilita su rápida propagación desde su punto inicial de introducción (Pirani *et al.*, 2008). Entre los ejemplos de macroalgas que han causado serios impactos ecológicos y económicos alrededor del mundo están: las algas clorofitas *Codium fragile ssp. tomentosoides* y *Caulerpa taxifolia* y las feofitas *Undaria pinnatifida* y *Sargassum muticum* (Hewitt *et al.*, 2005) y la rodofita *Kappaphycus alvarezii* Doty ex Silva (Gigartinales, Rhodophyta)

K. alvarezii es originaria de Filipinas. Su talo es liso con ramificaciones irregulares con la mayoría de las ramas secundarias intercaladas entre las ramas primarias (1-2 cm. de diámetro) crece rápidamente por medio de un meristema apical cuyas células se dividen activamente. El alga puede presentar pigmentación parda o verde. Como la mayoría de las rodofíceas, exhibe un ciclo de vida trifásico, consistente en un gametofito haploide (n), un carposporofito diploide (2n) y el esporofito diploide (2n). Rara vez se reproduce sexualmente, pero posee la capacidad de regenerarse a partir de pequeños fragmentos.

Su hábitat comprende principalmente arrecifes planos y de borde desde 1 a 17 metros de profundidad, en esta franja, puede crecer sobre arena coralina, fragmentos de coral y en sustratos rocosos donde el movimiento del agua es lento o moderado. Los fragmentos sueltos también pueden encontrarse libremente sobre el fondo marino y pueden formar grandes agregados móviles (FAO, 2008). Zuccarello *et al.* (2006) indican que la sistemática y taxonomía de *Kappaphycus* es confusa y difícil debido a su plasticidad morfológica, falta de adecuados caracteres para identificar la especie y los diversos nombres comerciales que se utilizan por conveniencia.

Según la FAO (2008) las algas del género *Kappaphycus* representan el 90% de las algas exportadas a nivel mundial con una producción de 466 TM al año. Su elevada capacidad de crecimiento (2-11% diario), requerimientos ecológicos poco exigentes, resistencia a la epibiosis y técnicas de cultivo de baja tecnología, hacen que esta especie sea ideal para el cultivo comercial. Se explota principalmente para la extracción de carragenina la cual es utilizada en la industria farmacéutica y alimenticia (Clinton, 1986).

Algunos científicos consideran que *K. alvarezii* es una especie potencialmente peligrosa cuando es introducida fuera de su ambiente natural. Diversos estudios sugieren que su gran plasticidad fenotípica y su alta tasa de crecimiento le permiten persistir en ambientes de oleaje de alta y baja energía. Además, su rápida reproducción asexual a través de la fragmentación, incrementa su capacidad de dispersión. Se ha descubierto que trozos pequeños de 0,05 g, no solo pueden crecer en el campo sino que también pueden ser arrastrados por las corrientes hacia nuevas áreas donde sería factible su establecimiento (Chandrasekaran *et al.*, 2008). También, el alga presenta adaptaciones fisiológicas que le permiten la coalescencia y fuerte adherencia al sustrato, y unas características químicas y morfológicas que las hacen poco apetecible para los herbívoros (Woo *et al.*, 1999).

En 1970, varias especies de *Kappaphycus* fueron introducidas en la bahía Kane`ohe, isla de Hawaii, para su cultivo experimental. Cuatro años después, las algas se habían extendido fuera del área de introducción y se expandían a una tasa de 260 m²/año (Rodgers & Cox, 1999). Las investigaciones subsecuentes demostraron que se habían dispersado rápidamente y ocupaban una gran variedad de hábitat arrecifales creciendo sobre los corales y en muchos casos causando su muerte (Coklin & Smith, 2005). Igualmente en la India, Chandrasekaran *et al.* (2008), informaron sobre la dispersión y establecimiento de *K. alvarezii* sobre coral muerto y vivo en la isla de Kurusadai.

En Venezuela, la especie *K. alvarezii* se introdujo en 1996, con la intención de comenzar un proyecto piloto de cultivo en la península de Araya. En 1999 se alertó sobre el riesgo ecológico que representaba su introducción, lo que generó una polémica entre los diversos sectores involucrados y especialistas en el área (Barrios, 1999). El

establecimiento de *K. alvarezii* en las costas orientales venezolanas lejos de las zonas originales de cultivo fue reportado en el año 2005, cuando se detectaron ejemplares saludables en diferentes puntos de la costa de los estados Sucre y Nueva Esparta (Barrios 2005). Recientemente, durante una inspección realizada en la isla de Cubagua se encontró el morfotipo verde de *K. alvarezii*. El alga ocupaba extensas áreas coralinas de *Millepora alcicornis* y, en algunos casos, cubría totalmente el coral. También se han reportado talos de morfología arborescente creciendo libremente sobre fondos con praderas de *Thalassia testudinum* (Barrios *et al.*, 2007).

Los estudios que se han hecho hasta ahora sobre la invasión de *K. alvarezii* en Cubagua han sido de tipo cualitativo por lo que no se conoce el impacto real que ha tenido el alga en los parches de coral colonizados. Tomando en consideración los reportes recientes y el peligro potencial de dispersión que existe hacia zonas cercanas, como la isla de Margarita y el Parque Nacional Mochima, se considero necesario realizar un estudio que permitiera evaluar las consecuencias y alcance de esta invasión. Para esto, se midió el porcentaje de cobertura y el efecto del alga sobre un parche coralino invadido por *K. alvarezii* al este de la isla Cubagua. Los resultados obtenidos aportan información sobre el impacto de la invasión lo que servirá de base para futuras investigaciones y ayudara a tomar medidas de control y mitigación del problema.

OBJETIVOS

Objetivo general:

Evaluar la invasión del alga *Kappaphycus alvarezii* en un arrecife coralino de la isla de Cubagua, Estado Nueva Esparta, Venezuela.

Objetivos específicos:

- Estimar el porcentaje de cobertura de *K. alvarezii* sobre un arrecife coralino en la isla de Cubagua.

- Establecer la composición específica de los corales y esponjas, así como, algunos parámetros comunitarios (riqueza específica, diversidad y equidad) en un parche afectado por el crecimiento de *K. alvarezii* y en un parche no invadido.

- Contrastar el efecto de *K. alvarezii* sobre el parche coralino invadido en relación a un parche coralino similar no afectado por el alga.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio:

El presente estudio se llevo a cabo en el extremo este la isla de Cubagua, estado Nueva Esparta. La isla de Cubagua se encuentra situada a los 10° 49' N y 64° 11' W, a 10 Km. al sur de la isla de Margarita. Tiene una superficie aproximada de 23 km². El eje mayor de la isla, este-oeste, tiene una longitud de 9 Km, mientras que su eje menor, norte-sur, tiene 3 Km. de longitud (Fig. 1).

La cobertura vegetal de la isla es escasa y estrictamente xerófila. Existen grandes extensiones cardones y tunas. Entre los ecosistemas marinos mas importantes se encuentran amplias y densas praderas de *Thalassia testudinum* ubicadas al este y noreste de la isla. Además, existen grandes placeres de ostra-perla, *Pinctada imbricata*, situados principalmente al noreste y sureste. Las praderas de *Thalassia* y los placeres de ostras están cercanos a la costa a una profundidad comprendida entre 5 y 20 m. Igualmente, frente a la bahía de Charagato, se observan extensas formaciones de corales córneos (octocorales) entre los cuales viven numerosos peces de fondo de importancia comercial. Cubagua se encuentra en plena área de influencia del fenómeno de surgencia costera, de aquí que en sus proximidades se encuentran todas las especies de peces pelágicos típicos de esta área de elevada productividad primaria (Cervigón, 1989).

La isla de Cubagua no presenta arrecifes estructurados y, por lo tanto, lo que se observa son manchas coralinas (parches) a poca profundidad. La fauna coralina se halla distribuida alrededor de toda la isla, pero la mayor abundancia y diversidad de especies

se encuentra hacia las costas norte y este donde predomina un sustrato sólido, principalmente rocoso (Ramírez, 2001).

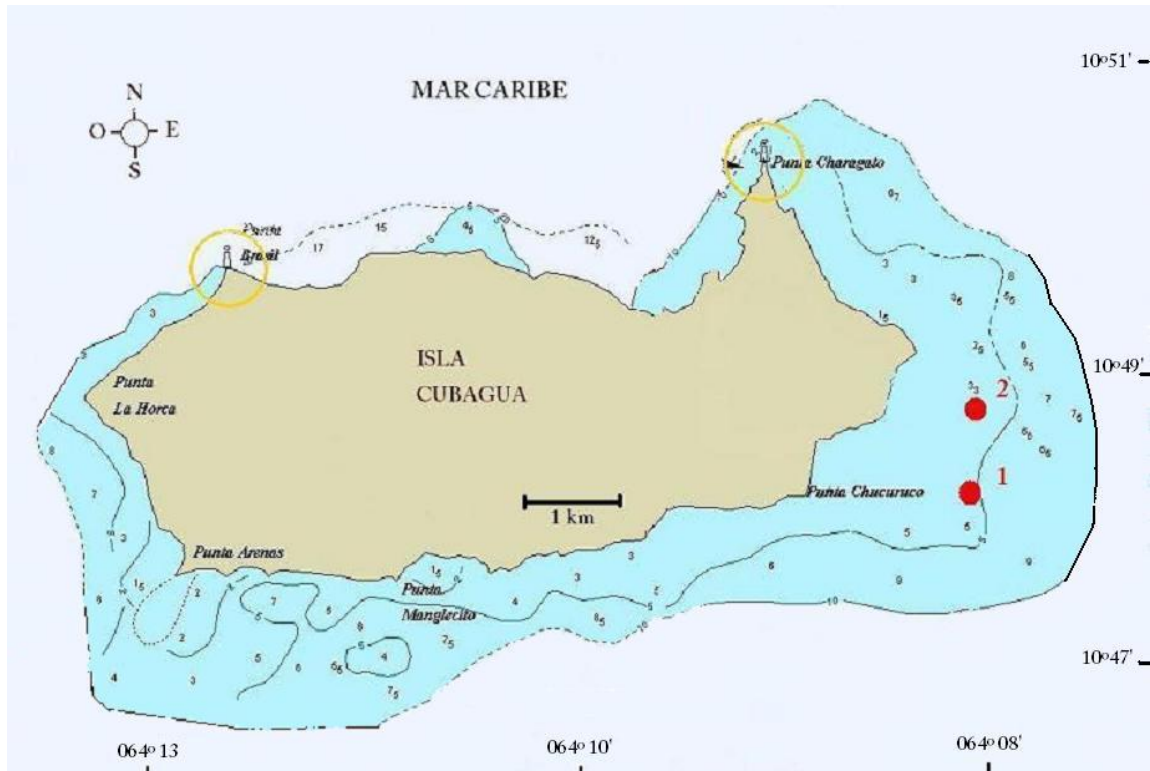


Fig. 1. Situación geográfica del área de estudio. Estaciones de muestreo (1) y (2).

Recolección de Muestras:

Se realizaron cinco muestreos en dos (2) estaciones situadas en el extremo este de la isla entre marzo y junio de 2009. La estación 1, ($10^{\circ}48'57$ N; $064^{\circ}08'08$ W) abarcó un área de 50 m^2 de un parche coralino bien diferenciado y delimitado que se encuentra densamente colonizado por *Kappaphycus alvarezii*. La estación 2, ($10^{\circ}49'03$ N; $064^{\circ}08'08$ W) abarcó 50 m^2 de un parche coralino adyacente, con características similares al primero, pero no afectado por el alga (Fig. 1).

Delimitación del área de muestreo:

En cada estación, se delimito el área de estudio con 6 transectos, perpendiculares a la costa y a a 2 m. de profundidad. Los transectos utilizados tenían una longitud de 21 m. y estaban separados a intervalos de 2 m, uno de otro. Se realizo un muestreo sistemático lineal ubicando las unidades muéstrales rígidas (fotocuatras de 0,4 m²) una tras otra. Las fotocuatras estuvieron separadas 50 cm. entre si, para un total de 21 unidades por transecto. Esta técnica es particularmente apropiada para determinaciones de densidad de organismos de poca movilidad y tiene la ventaja de permitir una fácil y ordenada estratificación de una variable si esta cambia a lo largo de un gradiente (Lang & Balwing, 1996).

Técnica de muestreo:

Para obtener los datos de cobertura de las diferentes especies se utilizó un muestreo por fotocuatras (Coyer & Witman, 1990). En este método se utiliza un cuadrapodo (hecho con tubos de PVC) consistente en un cuadrado conectado a su vez, por medio de cuatro patas, a las esquinas de un rectángulo más grande o fotocuatra. El cuadrapodo permite montar en el centro del cuadrado la cámara submarina con el lente apuntando hacia el sustrato, así la cámara queda posicionada a una distancia y ángulo constante del sustrato. Las dimensiones exactas del cuadrapodo dependerán del tamaño del área que se desea fotografiar (Rogers *et al.*, 1994). En este caso, cada fotografía equivale a un área de 0,4 m². Para la toma de las gráficas se utilizó una cámara submarina digital Sea & Sea, DX 800, de 8.2 mega píxeles de resolución.

Esta metodología es muy útil ya que, permite la obtención de gran cantidad de datos por unidad de tiempo de buceo cuando se muestrea en sustratos planos. Igualmente, provee información precisa cuando se trata de cambios en porcentajes de cobertura en el tiempo, también, ayuda al investigador a consultar referencias y a colegas, si la identificación de algún organismos se le dificulta (Lang & Balwing, 1996).

Interpretación fotográfica:

Para medir el porcentaje de cobertura de las especies del bentos se analizaron las fotos digitales utilizando el software de procesamiento de imágenes Image-J (Conklin & Smith, 2005). Por otra parte, la identificación de las especies de coral se hizo utilizando como referencias los trabajos de Ramírez (2001) y Humann & Deloach (2006). Así mismo, la identificación de las esponjas se realizó en el laboratorio de Poríferos del Instituto Oceanográfico de Venezuela - UDO, estado Sucre.

Análisis de los datos:

La información de la cobertura de los corales y esponjas, además del número de especies por muestra, fueron la base para calcular los siguientes índices comunitarios:

Riqueza específica (número de especies por estación).

Diversidad (Shannon-Wiener, 1949; H')

$$H' = -\sum(p_i/p)\log_2(p_i/p) ; \text{ en donde } \sum(p_i/p) = 1$$

Siendo p_i la cobertura de la especie i en relación a la cobertura total de las especies que componen la muestra.

Equidad (Lloyd & Ghelardi, 1964; (E)

$$E = H's/H'max$$

Siendo H's la diversidad obtenida para la muestra en un momento dado y H'max la máxima diversidad de la muestra.

Análisis estadísticos:

Debido a que los datos no cumplían con los supuestos de la ANOVA, se realizaron análisis de varianza no paramétricos (Kruskal-Wallis) para determinar si había diferencias significativas entre la abundancia (cobertura %) de las especies dominante entre estaciones y transectos. Igualmente, se compararon (correlación de Pearson) la abundancia de *K. alvarezii* y *Caulerpa racemosa* con la abundancia de corales y esponjas en ambas estaciones. Los análisis se hicieron con el programa STATGRAPHIC plus versión 4.1.

Para analizar las diferencias de abundancia (se compararon todas las especies) entre estaciones se utilizó el análisis de similitud ANOSIM (procedimiento de permutación no paramétrico que produce un estadístico R; medida absoluta de distancia entre grupos, valores positivos y grandes (hasta 1) indican baja similitud mientras que valores bajos (hasta 0) indican alta similitud (Sackmann, 2006). Las relaciones de similitud entre grupos se muestran mediante un MDS (análisis de escala multidimensional no métrico). Se usó el rango de Bray-Curtis para los datos estandarizados y transformados con raíz cuadrada. Las especies discriminantes de los grupos se determinaron mediante un SIMPER (porcentaje de disimilitud). Para estas pruebas se utilizó el programa PRIMER versión 5 (Clark & Gorley, 2001).

RESULTADOS

Abundancia de *Kappaphycus alvarezii*:

El valor promedio de abundancia para el alga *K. alvarezii* en el parche coralino invadido (estación 1) fue de 10,5 %, con un rango entre 7,34 y 14,91 %, no observándose diferencias significativas entre los transectos (KW; $P > 0,05$; $P = 0,2$) lo que indica una distribución homogénea de la especie en toda el área (Fig. 2).

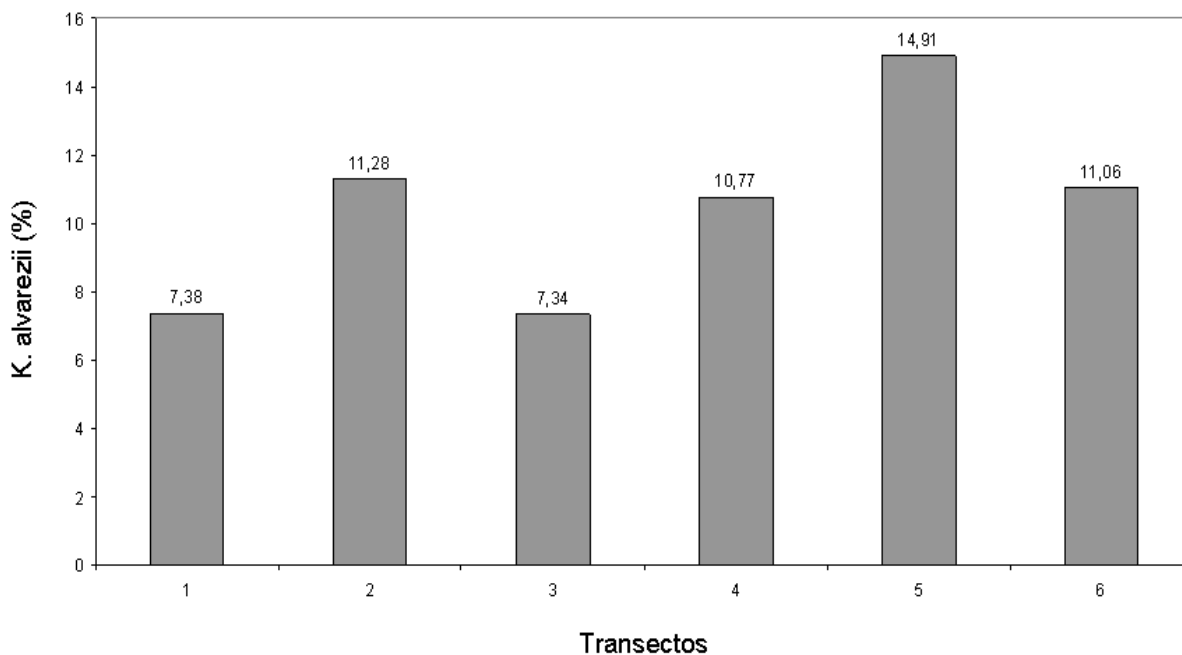


Fig. 2 – Porcentaje de cobertura (%) de *Kappaphycus alvarezii* en la estación 1.

Los dos parches coralinos estudiados presentaron una estructura comunitaria similar en donde el hidrocoral, *Millepora alcicornis*, fue la especie dominante. La diferencia principal entre ambas estaciones de estudio, estuvo determinada por la

invasión de *K. alvarezii* y el sobre crecimiento de *Caulerpa racemosa* en la estación 1. Estas macroalgas conjuntamente, llegaron a ser más abundantes que *M. alvicornis* en algunas de las cuadratas muestreadas. Por el contrario, en la estación 2, que estuvo libre de *K. alvarezii*, la cobertura de *C. racemosa* fue mucho menor. Es importante resaltar que *C. racemosa* fue la macroalga más abundante en ambos parches coralinos (Fig.3) (Anexo 1).

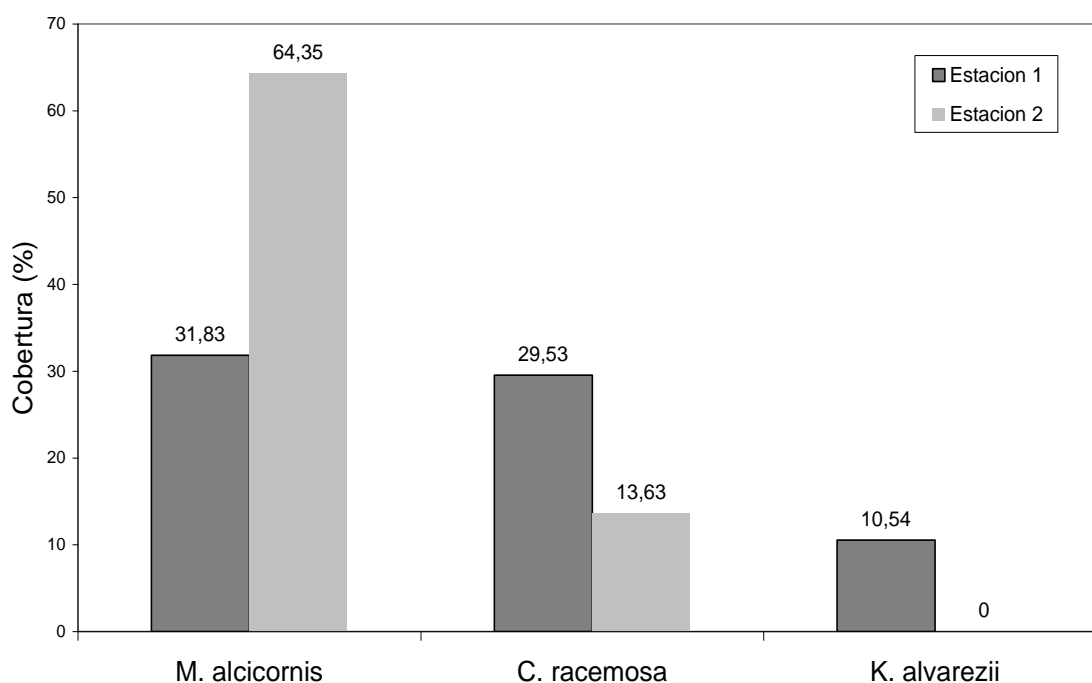


Fig. 3 - Porcentaje de cobertura (%) de las especies más abundantes en las estaciones de muestreo.

Abundancia y composición de especies:

En las dos estaciones estudiadas la especie más abundante fue *M. alvicornis*, considerándose el principal estructurador del arrecife. Entre los antozoarios, se encontraron colonias relativamente abundantes del octocoral, *Plexaura sp.* y de dos especies de corales blandos, *Zoanthus pulchelus* y *Palythoa grandis*, además, de

pequeñas colonias del coral cerebro *Diploria strigosa*. En las adyacencias del área de estudio también se observaron otras especies de corales escleractineos como *Diploria labyrinthiformis*, *Siderastrea siderea*, *Colpopyilia natans* y del zoantideo *Palythoa caribaeorum*). Igualmente, fue bastante común la presencia de la anémona, *Stichodactyla helianthus* formando agregaciones compactas de numerosos individuos sobre el coral y arena. Con respecto a las esponjas, se registraron 14 especies, todas pertenecientes a la clase Desmospongiae, de las cuales *Desmapsamma anchorata* fue la más abundante en ambas estaciones, seguida de *Amphimedon erina*, *Aplysina fulva* y *A. fistularis* respectivamente. Las especies *Cathria calla* y *Aplysina sp.* fueron las menos abundantes y solamente aparecieron en la estación 2. También, en ambas estaciones, se observaron parches poco densos y dispersos del pasto marino *Thalassia testudinum* creciendo entre los intersticios del coral y sobre la arena. Entre las macroalgas, además de *K. alvarezii* y *C. racemosa* ya mencionadas, fueron comunes, aunque poco abundantes, *Bryopsis pennata* y *Laurencia microcladia* (Tabla 1).

Tabla 1. Composición de especies y resumen estadístico de los valores de abundancia (cobertura %) en las dos estaciones de muestreo (**E.1** y **E.2**).

Phyllum o Clase	Especie	Media		D. Standard		Min - Max	
		E.1	E.2	E.1	E.2	E.1	E.2
Rhodophyta	<i>Kappaphycus alvarezii</i>	10.46	0	11.84	0	0 - 56	0
	<i>Laurencia microcladia</i>	0.01	0.14	0.1	0.6	0 - 2	0 - 5
Chlorophyta	<i>Caulerpa racemosa</i>	29.30	13.63	21.91	14.52	0 - 73	0 - 65
	<i>Bryopsis pennata</i>	0.32	0.65	1.07	1.22	0 - 7	0 - 5
Hydrozoa	<i>Millepora alcicornis</i>	31.58	64.31	25.25	21.07	0 - 100	4 - 98
Anthozoa	<i>Plexaura sp.</i>	4.45	1.80	15.42	8.52	0 - 86	0 - 68
	<i>Zoanthus pulchelus</i>	1.43	0.51	4.10	3.36	0 - 31	0 - 13
	<i>Palythoa grandis</i>	0.13	0	0.5	0	0 - 4	0
	<i>Stichodactyla helianthus</i>	0.27	0.45	0.74	1.08	0 - 6	0 - 7
	<i>Diploria strigosa</i>	0,005	0	0,002	0	0	0,4
Desmospongiae	<i>Desmapsamma anchorata</i>	0.32	0.23	1.04	0.86	0 - 7	0 - 6
	<i>Amphimedon erina</i>	0.12	0.12	0.38	0.41	0 - 3	0 - 3
	<i>Aplysina fulva</i>	0.11	0.02	0.43	1.16	0 - 3	0 - 1
	<i>Aplysina fistularis</i>	0.08	0	0.46	0	0 - 3	0
	<i>Tedania ignis</i>	0.08	0.3	0.31	0.49	0 - 2	0 - 2
	<i>Amphimedon viridis</i>	0.06	0.49	0.36	0.82	0 - 3	0 - 4
	<i>Mycale sp.</i>	0.03	0.004	0.37	0.04	0 - 4	0 - 1
	<i>Spiratrella hartmani</i>	0.02	0.01	0.12	0.08	0 - 1	0 - 1
	<i>Niphates erecta</i>	0.02	0.01	0.15	0.07	0 - 1	0 - 1
	<i>Ircinia felix</i>	0.02	0	0.23	0	0 - 3	0
	<i>Chondrilla sp.</i>	0.01	0.4	0.09	0.88	0 - 1	0 - 5
	<i>Xetospongia sp</i>	0.004	0.06	0.05	0.41	0 - 1	0 - 4
	<i>Aplysina sp.</i>	0	0.24	0	0.76	0	0 - 6
	<i>Cathria calla</i>	0	0.03	0	0.23	0	0 - 2
Liliopsida	<i>Thalassia testudinum</i>	0.44	2.63	1.26	5.75	0 - 8	0 - 27
Sustrato muerto		19.8	13.35	20.58	14.98	0 - 88	0 - 86

Efecto de *K. alvarezii* sobre el parche coralino invadido:

Al comparar la abundancia total de los corales y esponjas entre estaciones se encontraron diferencias significativas para ambas variables (KW = 0,01 y KW = 0,02, respectivamente; $p < 0,05$) siendo el porcentaje de cobertura de ambos grupos menor en la estación 1, área invadida por *K. alvarezii* (Fig. 4).

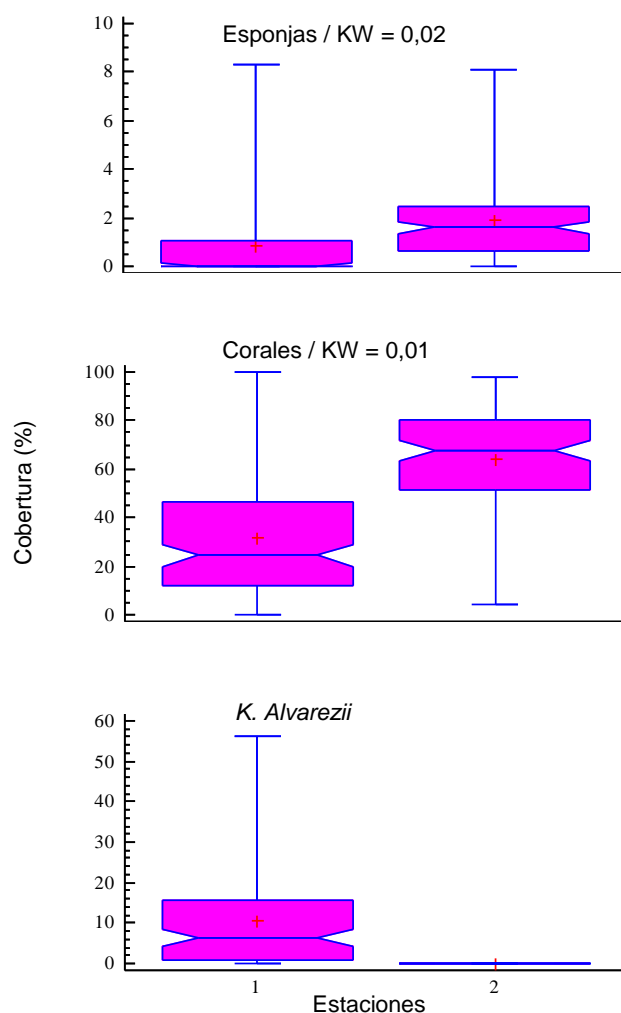


Fig. 4 – Comparación del porcentaje de cobertura (%) de esponjas y corales entre estaciones (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$) relacionada con la invasión de *K. alvarezii*.

Una relación contraria se observa con *C. racemosa*, la cual alcanzo un porcentaje de cobertura mayor en la estación 1, con diferencias significativas ($p = 0,01$) respecto a la estación 2, libre de *K. alvarezii*. Este resultado refuerza la idea de la existencia de algún tipo de sinergia entre ambas especies de algas (Fig. 5).

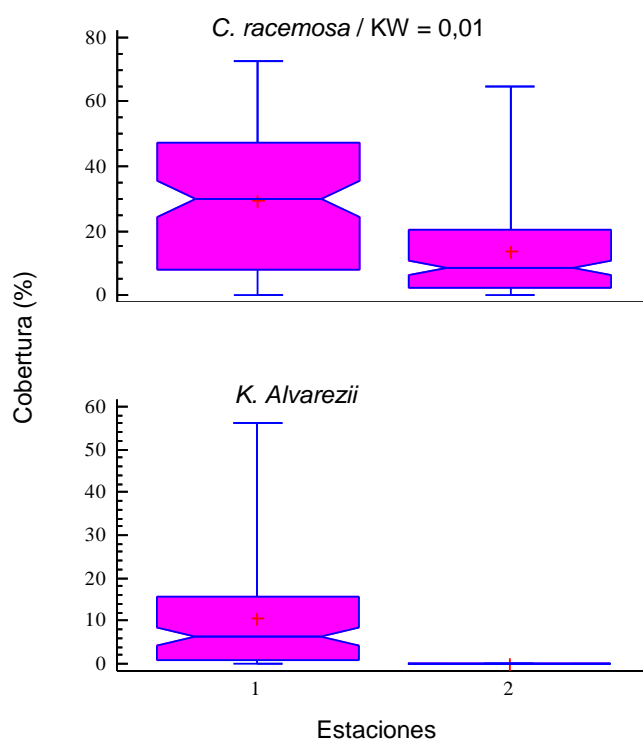


Fig. 5 - Comparación del porcentaje de cobertura (%) de *Caulerpa racemosa* entre estaciones (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$) relacionada con la invasión de *K. alvarezii*.

En la estación 1, se determino la existencia de una correlación negativa ($r = -0,71$) entre el porcentaje de cobertura *K. alvarezii* y el porcentaje de cobertura de corales y esponjas (Fig. 6).

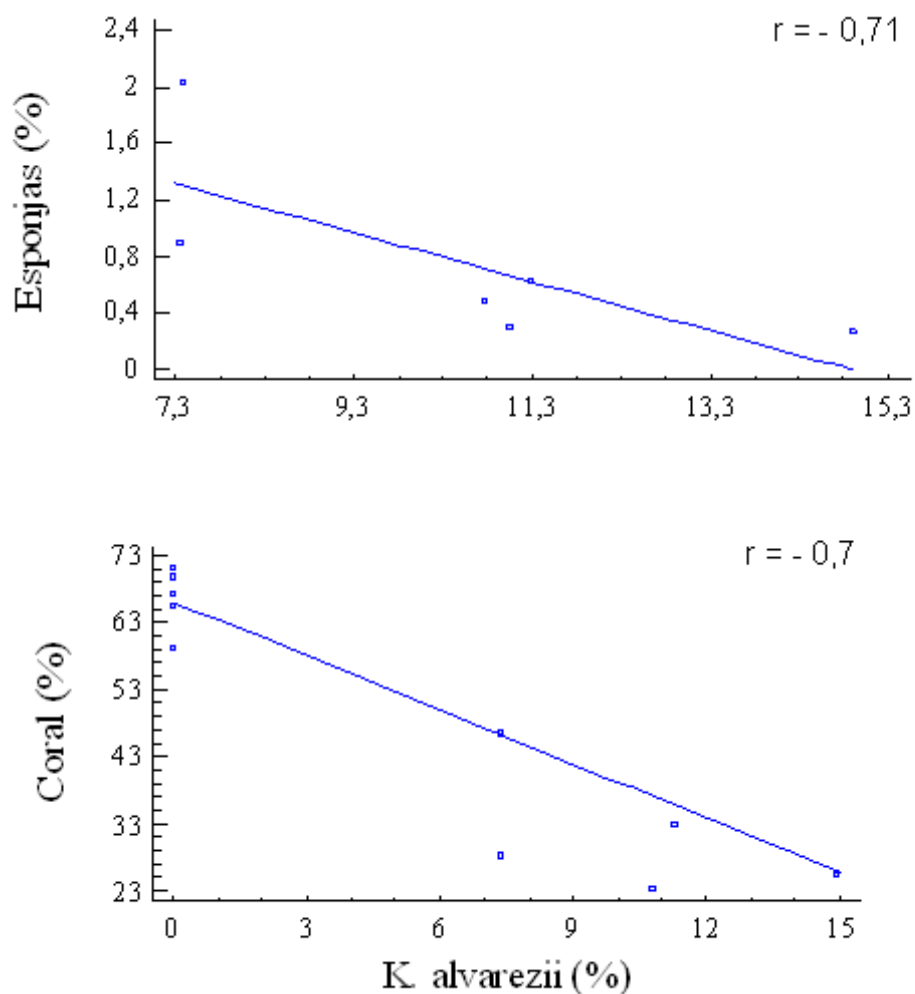


Fig. 6 – Correlación entre el porcentaje de cobertura (%) de *K. alvarezii* y el porcentaje de cobertura (%) de esponjas y corales en la estación 1.

Al realizar la misma correlación, utilizando a *C. racemosa* como variable independiente, también se obtuvo una relación inversa entre la abundancia del alga y el porcentaje de cobertura de los corales en el parche invadido y una correlación ligeramente positiva en la zona libre del alga invasora (Fig. 7). En cuanto a las esponjas, se observó una relación débil en ambas estaciones ($r = 0,3$ y $r = -0,3$ respectivamente).

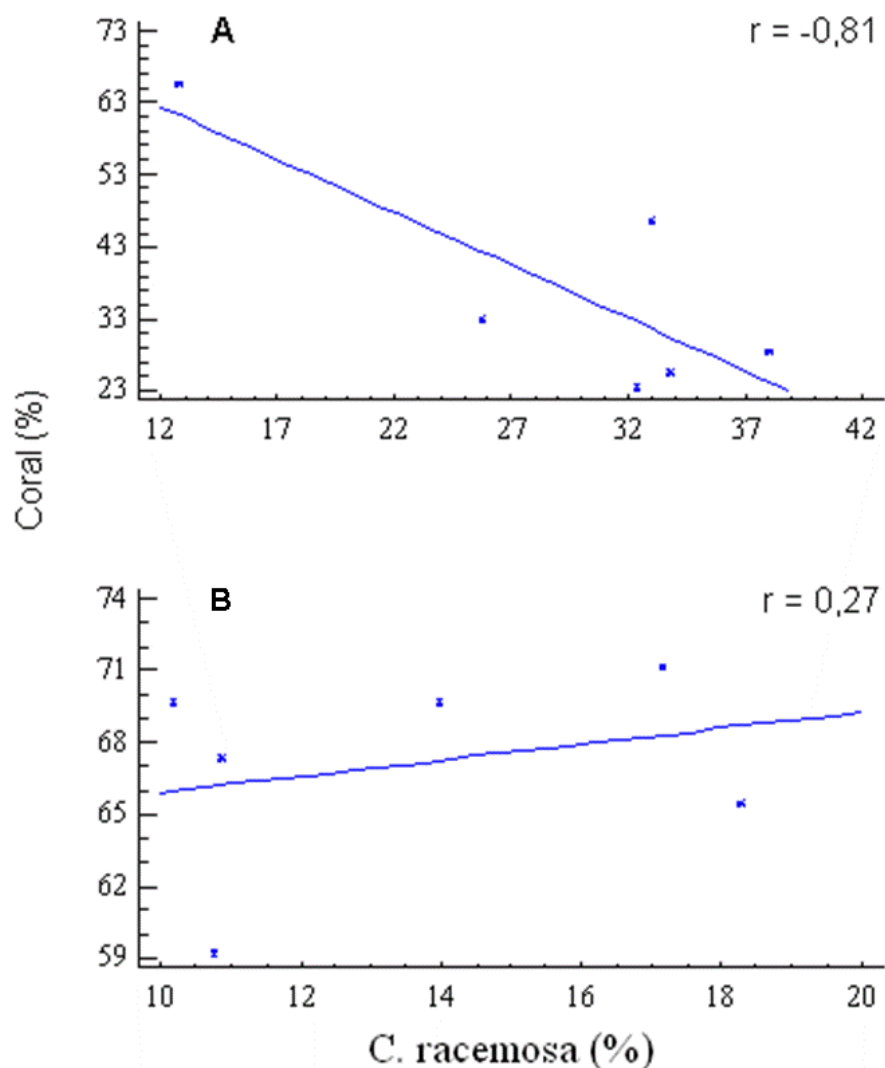


Fig. 7 – Correlación entre el porcentaje de cobertura (%) de *C. racemosa* y el porcentaje de cobertura (%) de corales en las estaciones 1 (A) y 2 (B).

EL análisis de similitud (ANOSIM), comparando la abundancia de todas las especies, demostró la existencia de diferencias significativas entre estaciones ($R = 0,86$, nivel de significancia 0,2%). Los datos se dividieron en dos grupos bien diferenciados (MDS); uno coincidente con la estación 1 (invadida por *K. alvarezii*) y un segundo grupo que coincide con la estación 2 (Fig. 8).

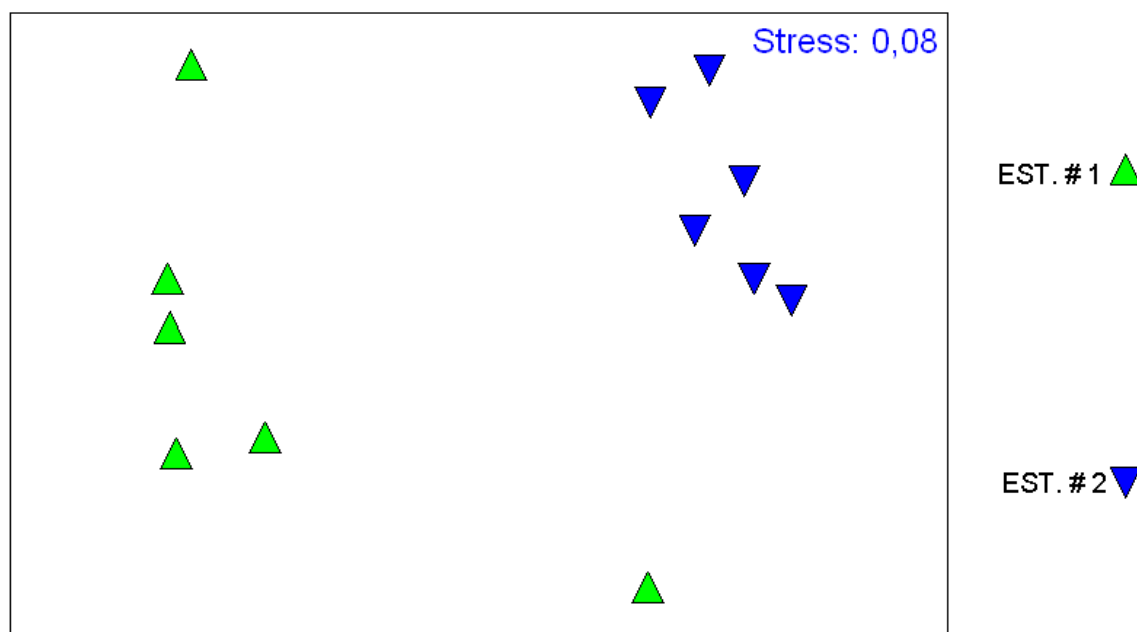


Fig. 8.- Grafico de ordenación (MDS) de la abundancia por especies entre estaciones. Se observan dos grupos: estación 1 (verde) y 2 (azul). Se muestran los seis (6) transectos de cada estación.

El porcentaje de disimilitud promedio (SIMPER) entre las dos estaciones fue del 34,34 %. Las especies que más contribuyeron con esta diferencia fueron: *M. alcicornis* (40,69 %), *K. alvarezii* (25,09 %), *C. racemosa* (16,18 %), *Plexaura sp.* (6,13 %) y *T. testudinum* (3,74 %) lo que explica el 91,85 % de la misma (Tabla 2).

Tabla 2 – Porcentajes de disimilitud (SIMPER) entre la abundancia de especies en las estaciones 1 y 2. Abund.(x) = abundancia promedio; Dis.(x) = disimilitud promedio; SD = desviación estándar; Contrib.% = porcentaje de contribución; Cum.% = porcentaje acumulado.

Especie	Est.1 Abund. (\bar{x})	Est.2 Abund. (\bar{x})	Dis. (x)	Dis./SD	Contrib.%	Cum.%
<i>M. alcicornis</i>	31,58	64,35	13,97	2,09	40,69	40,69
<i>K. alvarezii</i>	10,46	0,00	8,62	2,72	25,09	65,78
<i>C. racemosa</i>	17,14	13,66	5,56	1,39	16,18	81,96
<i>Plexaura sp.</i>	3,63	1,80	2,10	1,04	6,13	88,09
<i>T. testudinum</i>	0,33	2,67	1,29	1,22	3,76	91,85

Variables comunitarias:

En general, los índices de diversidad y equidad fueron muy bajos, debido a la dominancia del hidrocoral *M. alcornis* en ambas localidades (Tabla 3). Al comparar los valores de diversidad se determinó que no hubo diferencias significativas entre estaciones (KW = 0,78; $p > 0,05$), ni entre transectos (KW = 0,26; $p > 0,05$). Algo similar se determinó con los valores de equidad (KW = 0,17; $p > 0,05$) y (KW = 0,64, $p > 0,05$) respectivamente.

Tabla 3. Índice de diversidad ($H' = \text{bits/Ind.}$), equidad (J) y número de especies (S) para los corales en las dos estaciones de muestreo ($\bar{X} = \text{media}$).

Estación	Transecto	H'	J	S
1	1	0,84	0,52	5
	2	0,78	0,49	5
	3	0,69	0,43	5
	4	0,21	0,15	4
	5	0,10	0,10	3
	6	0,11	0,16	2
	\bar{X}	0,46	0,31	4
2	1	0,28	0,20	4
	2	0,08	0,01	4
	3	0,10	0,10	3
	4	0,12	0,08	4
	5	0,28	0,20	4
	6	0,33	0,24	4
	\bar{X}	0,20	0,14	4

Cuando relacionamos la diversidad (por transecto) y los porcentajes de cobertura de *K. alvarezii* en la estación 1, observamos una correlación negativa fuerte ($r = -0,70$) entre ambas variables (Fig. 9).

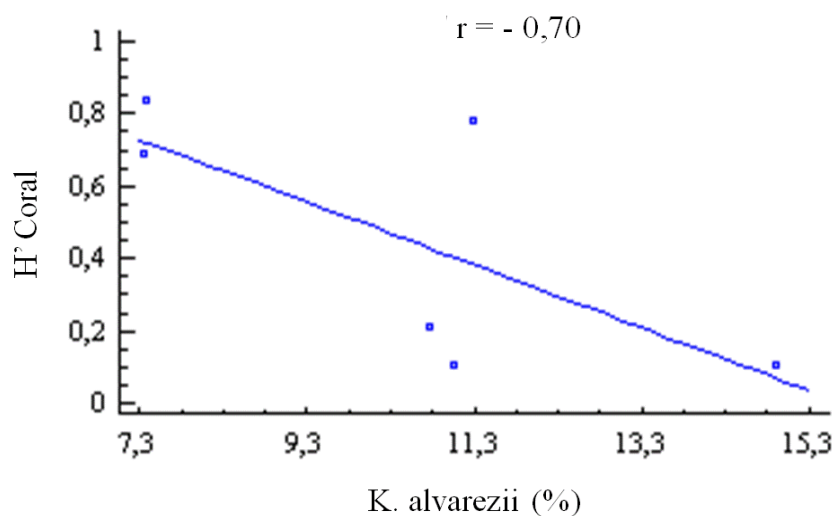


Fig. 9 – Correlación entre los valores de diversidad Shannon-Wiener (H') de corales y el porcentaje de cobertura (%) de *K. alvarezii* en la estación 1.

Los valores de diversidad y equidad para las esponjas también fueron bajos aunque se encuentran dentro del intervalo reportado por otros investigadores en la zona (Tabla 4).

Tabla 4. Índice de diversidad (H' = bits/ ind.), equidad (J) y número de especies (S) para las esponjas en las dos estaciones de muestreo. (\bar{X} = media).

Estación	Transecto	H'	J	S
1	1	1,70	0,82	8
	2	1,35	0,84	5
	3	1,23	0,63	7
	4	1,14	0,82	4
	5	1,14	0,71	5
	6	0,39	0,35	3
	\bar{X}	1,16	0,70	5
2	1	2,12	0,85	12
	2	1,54	0,74	8
	3	1,58	0,81	7
	4	1,59	0,89	6
	5	1,68	0,77	9
	6	1,83	0,84	9
	\bar{X}	1,72	0,82	9

La diversidad de las esponjas, al contrario de lo observado con los corales, presento diferencias significativas entre estaciones ($KW = 0,02$; $p < 0,05$) siendo la estación 2, libre de *K. alvarezii*, la que presento los mayores valores de diversidad (Fig. 10). No hubo diferencias entre transectos ($KW = 0,58$; $p > 0,05$). En cuanto a la equidad, no se hallaron diferencias significativas entre estaciones ni transectos ($KW = 0,17$ y $KW = 0,41$ respectivamente; $p > 0,05$).

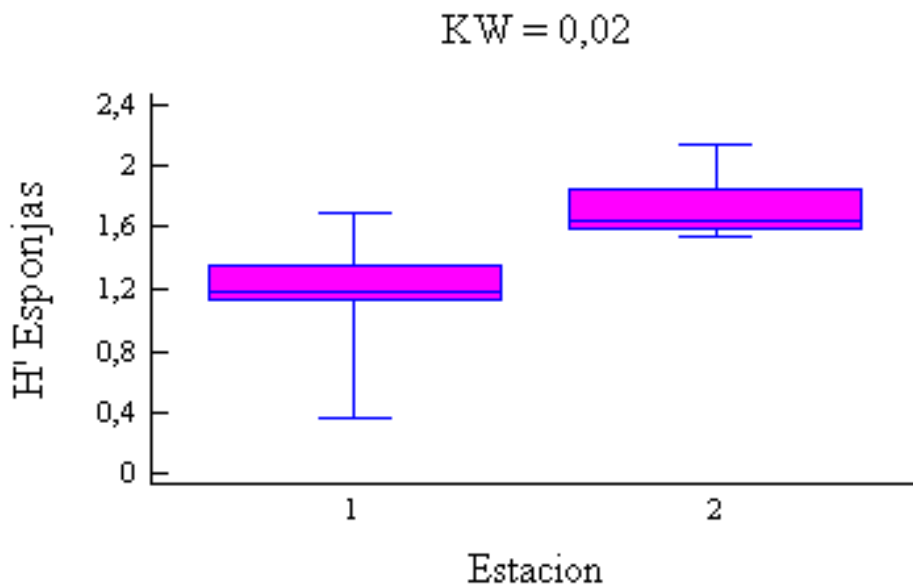


Fig. 10 - Comparación entre los valores de diversidad Shannon-Wiener (H') de esponjas entre estaciones (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$).

La correlación entre los valores de diversidad (ambas estaciones incluidas) con respecto al porcentaje de cobertura de *K. alvarezii* mostró una relación negativa significativa ($r = -0,71$; tal como se aprecia en la Fig. 11).

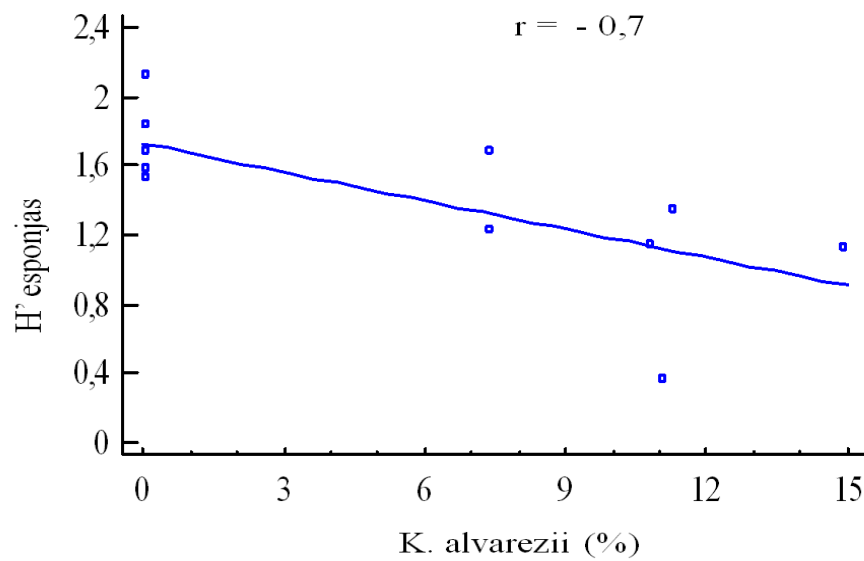


Fig. 11 – Correlación entre los índices de diversidad Shannon-Wiener (H') de esponjas y porcentaje de cobertura (%) de *K. alvarezii* (ambas estaciones incluidas).

DISCUSION

Pocos trabajos científicos consideran que *Kappaphycus alvarezii* sea una especie invasora; no obstante, ha sido muy estudiada para efectos de acuicultura, siendo ampliamente introducida y comercializada alrededor del mundo dando por hecho que no presentaba ningún riesgo para los ecosistemas hacia los cuales era exportada. A pesar de las numerosas especies de algas marinas identificadas como invasivas, *K. alvarezii* nunca ha sido reconocida como una de ellas (Pereira & Velejar, 2006), probablemente, debido a intereses económicos relacionados con la industria de extracción y comercialización de carragenina. Los primeros trabajos que alertaron sobre el potencial peligro de *K. alvarezii* como posible especie invasora se realizaron en Hawái, específicamente en la bahía de Kane’ohe, en donde varios investigadores constataron los efectos perjudiciales del alga sobre los ecosistemas nativos, particularmente, sobre los arrecifes coralinos en donde se ha establecido el alga, matando al coral.

La información recabada en este trabajo confirma los efectos adversos que tiene el crecimiento de esta alga exótica en ecosistemas coralinos. Diversos estudios han demostrado consistentemente que las colonias de coral en contacto directo con macroalgas experimentan reducción del crecimiento y fecundidad al mismo tiempo que mortalidad de tejidos (Lirman, 2001). En la zona de la invasión encontramos que *K. alvarezii* cubre un promedio del 10,5 % del coral lo que representa un extensión considerable si tomamos en cuenta que esta creciendo directamente sobre las colonias de *Millepora alcicornis*, especie estructuradora y dominante del arrecife, ocasionando su blanqueamiento y muerte. Las otras especies de corales pétreos parecen ser menos

afectadas por el alga. En el caso de los pocos corales escleractineos masivos encontrados (*Diploria strigosa*), sólo se observaron daños en las bases de las colonias; aparentemente, la forma cerebroide de estos corales dificulta o impide la adherencia del alga. Como señala Lirman (2001) las formas masivas de coral mantienen la cobertura de tejido vivo sobre toda la superficie de la colonia y la competencia con el alga se concentra a lo largo del perímetro de la colonia, donde pocas áreas muertas están disponibles para la colonización, por lo tanto, para especies de coral con este tipo de crecimiento, solo un pequeño porcentaje de la superficie de la colonia esta en contacto con el alga reduciendo el efecto negativo de la interacción competitiva. La morfología de la colonia puede tener una importante influencia en el resultado de la competencia alga-coral. Esto lo observamos claramente en el caso de las de las gorgonias (*Plexaura sp.*) que se ven poco perjudicadas debido a su morfología y crecimiento vertical alejado del fondo, que limita el contacto con el alga al pie de la colonia. Como indica Alcolado (1990), la formas ramificadas y erguidas de los gorgonaceos crecen sobre el fondo favoreciendo su presencia en lugares donde las especies de corales pétreos (formadores de arrecife) están mas restringidas; esto explicaría porqué las colonias de *Plexaura sp.*, después de *M. alvicornis*, son las especies de coral mas abundantes en esta área.

Nuestros resultados coinciden con los obtenidos por algunos investigadores en estudios realizados en Hawái. Woo *et al.*, (1999), demostraron la capacidad de *K. alvarezii* de establecerse y formar densos mantos sobre el coral vivo, reportando para un arrecife lagunar, un porcentaje de cobertura media del 40%; también, demostraron mediante series fotográficas de tiempo que el alga crecía sobre el coral vivo. En otro trabajo se señala a *Kappaphycus* como la especie dominante en parches coralinos (creciendo sobre colonias de coral vivo) cubriendo hasta un 80% del sustrato (Smith *et*

al., 2002). Igualmente, Coklin *et al.*, (2005), encontraron que *Kappaphycus* era una especie muy común en parches coralinos poco profundos alcanzando un porcentaje de cobertura máxima del 4,59 %. Otro informe, esta vez en la India, indica la invasión y desarrollo exitoso de *K. alvarezii* sobre corales vivos (colonias de *Acropora sp.*) matándolos por efecto de sombreado y asfixia (Chandrasekaran *et al.*, 2008). La relación negativa obtenida al correlacionar la abundancia total de *K. alvarezii* con la abundancia de corales ($r = - 0,7$) es un indicador del efecto que tiene la invasión del alga sobre el arrecife de coral. Esto corresponde con los datos obtenidos de trabajos realizados por Smith (2003) que reporta correlaciones negativas para la abundancia de corales ($r = - 0,36$) y Hunter *et al.* (2005) que encontraron igualmente una relación negativa ($r = - 0,66$) al comparar la cobertura de corales con la abundancia de *K. alvarezii* en un arrecife invadido.

Interacción *Kappaphycus* / *Caulerpa*:

Una característica particularmente resaltante que se observó en Cubagua fue el crecimiento masivo de *C. racemosa* en el área invadida por *K. alvarezii*. En esta zona, el porcentaje de cobertura promedio de *C. racemosa* fue más del doble (29%); que en el parche coralino libre de *K. alvarezii* (13%). Si sumamos la abundancia promedio de ambas especies encontramos que el 39 % se halla completamente cubierto por una densa capa de algas, lo que trae como consecuencia una disminución significativa de la abundancia de corales y esponjas, cuyo principal sustrato de fijación, en este caso específico, son las colonias de *M. alcicornis*, las más afectadas por el blanqueamiento inducido por las algas. Igualmente, otros organismos del bentos pueden estar siendo perjudicado por la reducción de espacio vital y destrucción de nichos. Diversas especies

de moluscos, crustáceos, equinodermos y peces, viven adheridos al coral o se refugian en sus cavidades e intersticios, por lo que es evidente que el manto de algas que cubre el arrecife los afecta directa o indirectamente.

Caulerpa racemosa, a pesar de ser una especie autóctona común en la zona presenta un comportamiento típico de una especie invasora. Como señala Hunter (1999) las especies nativas también tienen la capacidad de transformarse en invasoras liderando florecimientos masivos que pueden afectar a las colonias de coral. En este mismo contexto, Vale'ry *et al.* (2008) proponen que cualquier especie, sea nativa o exótica, que sea capaz de expandirse en una región o ecosistema, debe considerarse invasiva ya que, en cada caso, funcionan los mismos mecanismos de competencia interespecifica.

La capacidad invasiva de las especies de *Caulerpa* ha sido bastante estudiada sobre todo en el Mediterráneo en donde se considera una plaga. Según Klein & Verlaque (2008), *C. racemosa* es capaz de formar densas y continuas praderas sobre agrupaciones bénticas dominadas por diferentes especies de algas y pastos marinos, afectando de la misma forma a corales, esponjas, briozoos y anemonas. Los mismos investigadores indican que, bajo ciertas condiciones, esta alga puede formar mantos compactos (> 15 cm) produciendo una capa anóxica entre el sustrato y el alga. También, Piazzì *et al.* (2005), en investigaciones realizadas en el Mediterráneo (Italia y Francia) sobre el impacto en comunidades de macrofitas, han reportado una disminución significativa en la cobertura y número total de especies en presencia de *C. racemosa*, indicando que el principal impacto sobre el conjunto de macrofitas fue causado por la acumulación y tapizado de sedimentos inducido por el manto de *Caulerpa*. Parte del éxito de su colonización está basado en la habilidad de propagarse,

ya sea por reproducción sexual (zigotos) o por fragmentos y propágulos, que pueden ser dispersados por embarcaciones (agua de lastre, anclas), pesca (rastras, redes) y también por las corrientes. Los fragmentos resultantes son capaces de sobrevivir varios días de transporte y pueden restablecerse en poco tiempo al encontrar un sustrato adecuado (Ceccherelli & Piazzini, 2001). Es capaz de crecer bajo condiciones pobres de nutrientes lo que contribuye a su dominancia competitiva sobre otras macroalgas y pastos marinos. Su capacidad de desarrollarse rápidamente, tanto en sus ambientes naturales como fuera de estos, contribuye al potencial que tienen de producir florecimientos dañinos. Por todo esto y en base a su rápida expansión e impacto ecológico, *C. racemosa* es considerada una especie invasora (Collado-Vides, 2002; Klein & Verlaque, 2008). Un ejemplo claro de esto es el impacto negativo que ha tenido la subespecie Australiana *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* al extenderse ampliamente sobre comunidades nativas del Mediterráneo (Inderjit *et al.*, 2006) en donde ha asumido en la última década un patrón invasivo más relevante que la notoria *Caulerpa taxifolia* (Raniello *et al.*, 2007). También en el mar Adriático ha sido reportado el crecimiento de *C. racemosa* sobre bancos de coral madreporario *Cladocora caespitosa*, causando la retracción de pólipos y blanqueamiento de las colonias (Zuljevic & Nikolic, 2008).

Otro rasgo interesante de *C. racemosa* se relaciona con su morfología, caracterizada por presentar una profusa ramificación de estolones (talos horizontales) y un conjunto de rizoides muy numerosos, que la fijan fuertemente sobre el sustrato coralino permitiéndole desarrollarse en lugares con fuertes corrientes y oleaje (Clinton, 1986). Además, la forma compacta de su porción fotosintética (asimiladores) que la protege contra la excesiva irradiación confiriéndole una ventaja competitiva al crecer en

arrecifes tropicales poco profundos (Collado-Vides & Robledo, 1999). *Caulerpa racemosa*, es capaz de llevar a cabo fotoaclimatación, de acuerdo a los niveles de irradiación puede mantener constante la eficiencia fotosintética, permitiéndole adaptarse a diferentes condiciones de iluminación (Raniello *et al.*, 2004).

Uno de los mecanismos fisiológicos que hace de las especies de *Caulerpa* algas invasoras exitosas es la producción de sustancias alelopáticas capaces frenar el crecimiento de macrofitas competidoras. *Caulerpa racemosa var. cylindracea* produce un compuesto alelopático, la caulerpenina, que tiene efectos tóxicos sobre el tejido de las hojas de *Cymodocea nodosa* (pasto marino del Mediterráneo) inhibiendo la fotosíntesis (Raniello *et al.*, 2007). Los aleloquímicos actúan interfiriendo en la fotosíntesis a través de una variedad de mecanismos, entre los que se han reportado la interrupción de la cadena transportadora de electrones. Según Uchimara *et al.* (1999) *cit. por* Raniello *et al.* (2007), la caulerpenina actúa inhibiendo el citocromo P450, cromoproteína involucrada en el transporte de electrones que opera en la membrana del retículo endoplasmático liso. Igualmente, este compuesto impide el crecimiento de microorganismos, el desarrollo de huevos fertilizados de erizo y son tóxicos para etapas larvales y adultas de herbívoros potenciales (Paul & Fenical, 1986) lo que le da a *C. racemosa* una ventaja competitiva extra en comparación con otras especies de algas.

Parece una situación contradictoria que la invasión de una especie exótica este favoreciendo a una nativa. Como lo indican Walker & Kendrick (1998) una de las mayores consecuencias de un evento de invasión es la afectación (disrupción) de la comunidad de algas marinas locales. Sin embargo, en Cubagua, pareciera existir una relación sinérgica en la cual *K. alvarezii* esta potenciado o favorecido el florecimiento

de *C. racemosa*. Según la teoría “Invasional Meltdown” dos o más especies introducidas pueden facilitar mutuamente su establecimiento o exacerbar el impacto sobre las especies nativas (Simberloff & Holle, 1999). Algunos investigadores señalan que pueden ocurrir interacciones positivas entre especies de algas invasoras facilitando su establecimiento y que, cuando estas co-actúan, las interacciones competitivas o sinérgicas son capaces de causar efectos adversos sobre las especies autóctonas (Ceccherelli, 2002; Inderjit *et al.*, 2006). En este caso, aunque *C. racemosa* es un alga local, actúa como una especie invasiva oportunista y parece aprovechar el daño (blanqueamiento) causado por la colonización previa de *K. alvarezii* en el coral para expandirse. Por lo observado en el parche coralino libre de *Kappaphycus* el hidrocoral *M. alcicornis* vivo no parece ser el sustrato más adecuado para la fijación de *Caulerpa* por lo que su crecimiento es reducido en las áreas en donde el coral se encuentra en buenas condiciones. Esto hace inferir que su expansión, en el parche invadido, está estrechamente relacionado con la presencia previa del alga exótica. Para algunas especies de *Caulerpa*, el sustrato no sólo provee soporte físico sino que también es la fuente primaria de nutrientes (Williams & Fisher, 1985), por lo tanto, un sustrato que ha sido previamente degradado o alterado, en este caso por la colonización de *K. alvarezii*, posibilitaría la captación de sustancias nutritivas más eficientemente que un sustrato coralino vivo, fomentando el desarrollo del alga.

Según algunos estudios la presencia de algas formadoras de manto parece promover la expansión de las especies de *Caulerpa*. Ceccherelli (2002) afirma que, la propagación en el Mediterráneo de *C. racemosa* y *C. taxifolia* depende estrechamente del tipo de hábitat, siendo, los hábitats cubiertos por mantos de algas más favorables que los dominados por especies incrustantes. Otros investigadores concuerdan en que

los sustratos cubiertos por mantos de algas favorecen el crecimiento y expansión de *C. racemosa*. Klein & Verlaque (2008), señalan que *C. racemosa* coloniza con mayor rapidez áreas cubiertas por manto de algas que sobre roca desnuda. Piazzì *et al.* (2001), estudiaron el efecto de la introducción de *C. racemosa* sobre la biodiversidad en diferentes hábitats del Mediterráneo demostrando que los sustratos cubiertos por mantos de algas y de vegetación muerta eran los que más estimulaban su crecimiento en contraste con los sustratos rocosos en donde el desarrollo era menor. También reportaron una disminución en la diversidad de macroalgas como consecuencia de la invasión de *Caulerpa*.

El análisis de similitud (ANOSIM) nos indica diferencias significativas entre estaciones basándose en la cobertura de especies presentes en cada área. Esto se muestra claramente en el gráfico de ordenación (MDS) con la formación de dos grupos bien diferenciados coincidentes con las estaciones 1 y 2. Las principales especies que explican las diferencias entre estaciones (las que aportan el mayor porcentaje de la disimilitud SIMPER) fueron *M. alcicornis*, *K. alvarezii* y *C. racemosa*, respectivamente (Tabla 2). Está claro que las dos localidades se diferencian principalmente debido a la presencia de *K. alvarezii* y al sobre crecimiento de *C. racemosa* en la estación 1. Es poco probable que las condiciones fisicoquímicas (temperatura, salinidad, turbidez, sustrato, etc.) sean un factor determinante en estas diferencias debido a que ambas estaciones se encuentran bastante cerca una de otra y a la misma profundidad.

Control por herbívoros:

Para las macroalgas y especies invasoras en general, los procesos reguladores que controlan su abundancia en sus lugares de origen usualmente no existen o han cambiado en su nueva locación. La hipótesis “liberación del depredador” (enemy release hypothesis) es uno de los mecanismos que se utiliza para explicar lo anterior. Esta hipótesis establece que las especies de plantas introducidas aumentan su distribución y abundancia debido a que los herbívoros co-evolucionados u otros enemigos naturales no son usualmente transportados con ellas hacia el área invadida. Sin embargo, los herbívoros marinos son frecuentemente generalistas, con un bajo grado de especialización con respecto al hospedero por lo que, normalmente, consumen las especies introducidas, presumiblemente, debido a que estas no están adaptadas para enfrentar a sus nuevos enemigos. De esta forma, las especies exóticas no escapan a la depredación ya que los herbívoros generalistas reemplazan funcionalmente a sus enemigos naturales (Vermeij *et al.*, 2009).

En los parches coralinos estudiados observamos la presencia, aunque poco abundante, de peces loros (*Halichoeres bivittatus* y *Sparisoma sp.*) y cirujanos (*Acanthurus sp.*) que podrían estar ejerciendo cierta presión de pastoreo sobre *K. alvarezii*. El talo del alga presento huellas de mordidas y formación de callos lo que nos indica que esta siendo consumida por los herbívoros del arrecife. Ganesan *et al.*, (2006), reportaron en la India pérdidas sobre el 10% de la biomasa en granjas cultivadoras de *Kappaphycus* y señalaron a las especies de pez loro *Cetoscaru sp.* y cirujano *Acanthurus sp.* como las principales comensales. Al contrario de *Kappaphycus*, *C.*

racemosa no presento indicios de estar siendo consumida por ningún herbívoro. Se sabe que algunos nudibranquios especializados como *Oxynoe olivacea*, *Lobiger serradifalci* y *Elysia subornat* consumen especies de *Caulerpa* (Collado-Vides, 2002), sin embargo, en la zona de estudio no se observó la presencia de ninguna especie de nudibranquio sobre el alga.

La disminución de las poblaciones de herbívoros podría explicar en parte el alto grado de cobertura de las macroalgas en las áreas estudiadas. Los peces herbívoros juegan un rol muy importante en el control de la biomasa algal promoviendo la recuperación del arrecife a un estado de dominancia del coral luego de la ocurrencia de algún desequilibrio (Ledlie *et al.*, 2007). La abundancia de algas en los arrecifes se supone que debe ser extremadamente baja debido al intenso pastoreo. Los herbívoros representan un importante factor ecológico que determina el éxito demográfico de las población de algas en los arrecifes, por lo tanto, la falta de una adecuada herbivoría merece atención crítica como un factor ligado al éxito de las algas invasoras en los ambientes arrecifales no nativos (Inderjit *et al.*, 2006). Como señalan McCook *et al.*, (2001) la herbivoría es un factor clave controlador del efecto del alga sobre los corales, ya que la productividad o biomasa (por unidad de área) del alga es controlada en gran medida por los herbívoros y la habilidad del alga para competir dependerá de la acumulación de suficiente biomasa para cubrir al coral. Los arrecifes en donde las comunidades de peces herbívoros han sido menos explotadas experimentan un menor o ningún incremento de la cobertura de algas (Willian & Polunin, 2001). De igual manera, la cobertura de coral también ha sido implicada como un factor importante que determina el impacto de los peces herbívoros sobre las algas. En un arrecife con una alta cobertura de corales, el impacto de los peces sobre las algas será mayor debido a lo

limitado del recurso algal. Contrariamente, en arrecifes con una cobertura coralina baja, la gran cantidad de espacio ocupado por las algas limita o sobrepasa la capacidad de los peces herbívoros para mantenerlas controladas (Williams *et al.*, 2001).

Cubagua ha sido durante muchos años sometida a una explotación pesquera intensa lo que probablemente ha disminuido las poblaciones de peces y de otros herbívoros favoreciendo el crecimiento de las algas y alterando la estructura coralina del arrecife. Según Marval y Cervigón (2009), pescadores de diversas comunidades de Margarita faenan habitualmente en la isla utilizando filetes fonderos y abolladores para la captura de peces, así como, rastras para la extracción de pepitonas (*Arca zebra*), concha perla (*Pinctada imbricata*) y otros moluscos. También se extraen equinodermos, principalmente erizos (*Lytechinus variegatus*) y pepinos de mar (*Holothuria mexicana*) que son especies asociadas al arrecife. Otro aspecto importante que observamos en la zona estudiada fue la ausencia casi total del erizo *Diadema antillarum* (solamente se observo un individuo). Este equinodermo es el principal invertebrado herbívoro del Caribe y uno de los factores más importantes en el control de las algas en los ecosistemas arrecifales. La masiva mortandad ocurrida durante el periodo 1983-1984, es considerada un factor determinante en el aumento de las poblaciones de algas en la región. En el curso de este evento las poblaciones de *Diadema* sufrieron mortalidades del 95% o más y, con pocas excepciones, las poblaciones de erizos han sido lentas en su recuperación (Willian & Polunin, 2001).

Debido a que no tenemos datos sobre la disponibilidad de nutrientes inorgánicos no podemos determinar el posible efecto de eutroficación sobre la cobertura de las macroalgas. Sin embargo, aunque Cubagua esta prácticamente despoblada, se encuentra

cerca de la isla de Margarita y Coche que tienen importantes centros poblados que descargan aguas servidas al mar por lo que el incremento de nutrientes es un factor que no debe descartarse. Según Inderjit *et al.* (2006), los disturbios ambientales, tanto de origen antropogénico como naturales, pueden reducir la utilización de recursos por parte de las especies residentes. Si estas, no pueden adaptarse a los cambios y fluctuaciones en las características ambientales, los disturbios proveen oportunidades de recursos a las especies invasoras abriendo espacios y eliminando o disminuyendo la presión de los competidores. Es probable que los cambios en el régimen de nutrientes y los impactos antropogénicos hagan a un hábitat más propenso a la invasión.

Diversidad de corales:

La diversidad de corales fue muy baja en los dos parches coralinos estudiados lo que parece ser característico de toda Cubagua. Cervigón (1997) atribuye esto a la influencia de la surgencia, que mantiene la temperatura del agua de la isla relativamente baja durante gran parte del año, restringiendo las formaciones coralinas a las áreas superficiales. Sin embargo, existen otros factores, principalmente antropogénicos, además de las actividades pesqueras artesanales, que pensamos están ejerciendo una fuerte presión sobre estos arrecifes. Como lo indica Ramírez (2001), en Cubagua las formaciones arrecifales están severamente dañadas por el anclaje de embarcaciones, el transporte y permanencia de turistas y la extracción de fragmentos de coral por buzos recreativos y, podríamos agregar, por la pesca submarina. Según Slobodkin y Sanders (1969) *cit.* por Alcolado (1992), una baja heterogeneidad (índice de Shannon-Wiener) o riqueza de especies es característico de ambientes nuevos (creación de un nuevo hábitat o uno afectado en fase de recuperación), ambientes severos o, si es muy baja, de

ambientes no pronosticables. Tomando en cuenta esta clasificación podríamos incluir a los arrecifes estudiados, en el mejor de los casos, dentro de la categoría ambiente severo, debido a los bajos índices de diversidad y equidad que presentan esto viene a corroborar el evidente deterioro observado *in situ* durante el trabajo de campo. No obstante, el evidente impacto antropogénico directo sobre los parches coralinos, los resultados de esta investigación indican que el crecimiento excesivo de macroalgas esta teniendo un efecto negativo apreciable sobre la diversidad de corales, por lo que debe ser un factor importante a tomar en cuenta.

A pesar de que no hubo diferencias en las dos localidades con respecto a la diversidad de corales, la correlación entre diversidad y abundancia de *K. alvarezii* en la estación 1, mostro una relación negativa relativamente fuerte ($r = - 0,7$). Aunque las correlaciones no demuestran necesariamente causalidad, en este caso, nos indican una tendencia entre las variables que se corresponde con lo observado durante la investigación. Relaciones lineales negativas equivalentes han sido descritas por Smith (2003) y Hunter *et al.* (2005) en arrecifes invadidos por *Kappaphycus* ($r = - 0,76$ y $r = - 0,65$; respectivamente). Diversas investigaciones han documentado retracción de pólipos y reducción del crecimiento de corales en contacto con macroalgas (Coyer *et al.*, 1993). También en varios lugares del Caribe y la Florida se han reportado disminuciones en la cobertura de corales correspondiendo al aumento de la cobertura de macroalgas (Lirman, 2001).

Otro aspecto, que influye en los bajos índices de diversidad y equidad, es la elevada dominancia de *Millepora alcicornis* en toda el área . Esto se corresponde con lo reportado por Sant (1999) en isla Garrapata (bahía de Mochima) quien también encontró

valores extremadamente bajos de diversidad ($H' = 0,06$) en un parche coralino con alta dominancia de *M. alcicornis*. Esta especie de hidrocoral, abundante y común en el Caribe, Bahamas y Florida (Human, 2006), se encuentra generalmente en arrecifes de aguas tranquilas, poco profundas (aunque puede hallarse hasta los 50 m) con una iluminación intensa. En Venezuela esta ampliamente distribuida en litorales costeros y en casi todas las dependencias federales (Ramírez, 2001). *M. alcicornis* ha sido señalada como especie dominante en diversos parches coralinos del Parque Nacional Mochima y el golfo de Cariaco (Sant, 1999), y en extensas formaciones en Cubagua: al este en la localidad de las Cabeceras (Gómez, 2006) y en la punta sureste de la isla (Cervigón, 1989). Según Lewis (2006), las colonias de *M. alcicornis* pueden llegar a ser muy abundantes en los arrecifes coralinos tropicales, aunque usualmente cubren menos del 10% de su superficie. No obstante, los parches coralinos aquí investigados presentaron porcentajes de cobertura mucho mayores (34 - 64%), igualmente, el estudiado por Gómez (2006) en las Cabeceras (55%) esto reafirma la idea de que estamos en presencia de una zona bastante impactada. *Millepora alcicornis* es una especie resistente típica de ambientes contaminados, con alta influencia antrópica y que presentan bajos valores de diversidad y equidad (Herrera, 1991). Tiene la capacidad de recuperarse rápidamente de eventos de blanqueamiento y sedimentación, por lo que es más resiliente a la pérdida de hábitat y degradación de los arrecifes. Además, el tamaño de sus poblaciones altamente conectadas y estables favorece su variabilidad genética (Obura *et al.*, 2008). Estas características lo hacen muy competitivo en comparación con otras especies de corales pétreos (escleractineos) más susceptibles a presiones antropogénicas.

Diversidad de esponjas:

Los valores promedio de diversidad y equidad para las esponjas fueron relativamente bajos en las dos estaciones de estudio; sin embargo, son comparables a los reportados por otros investigadores para las costas Venezolanas y el Caribe (Anexo 2). Tomando en cuenta que las esponjas están dentro de los invertebrados más abundantes y diversos de los arrecifes tropicales (Díaz, 2005), y a la pobre diversidad de corales que encontramos en el área de estudio, consideramos que los índices de diversidad de este grupo podrían ser un buen indicador para medir el efecto de la invasión de *K. alvarezii* sobre el ecosistema. Como explica Alcolado (1992), existe de manera general una tendencia al paralelismo en el comportamiento de la diversidad de los componentes de una biocenosis, por lo cual, al menos algunos taxocenos debidamente seleccionados pueden servir de indicadores del estado general de la biocenosis y, por lo tanto, de la calidad ambiental. Los taxocenos sésiles, o en su defecto, los de escasa movilidad de traslación, son los más adecuados para la bioindicación ambiental local. Margalef (1977) también señala que, la diversidad calculada sobre un grupo taxonómico con espectro ecológico general amplio (que posee miembros especializados en direcciones muy diversas) puede ser un buen indicador de la diversidad total de un ecosistema.

Según un diagrama propuesto por Alcolado (1992) se pueden determinar 11 estados ambientales en función de combinaciones de los valores de diversidad (H') y equidad (J) utilizando a las esponjas como bioindicadores (Anexo 3). Al comparar nuestros resultados con esta escala de valores, la estación 1, con índices muy bajos

($H' = 1,16$; $J = 0,7$), se ubico en el estado ambiental (3), considerado como muy severo y no pronosticable. La estación 2, a pesar de presentar valores mas altos ($H' = 1,72$; $J = 0,82$), se ajusto al estado ambiental (5), clasificado como severo y constante. Esta clasificación se ajusta con el estado de deterioro observado en la zona y corrobora las diferencias estadísticas que encontramos entre estaciones, en donde la estación dos, en general, presenta una biodiversidad mayor, coincidente con la ausencia de *K. alvarezii* y una menor cobertura de *C. racemosa*. No se sabe con certeza como la diversidad de especies, o las comunidades de algas nativas, influyen en la invasión Ceccherelli (2002); sin embargo, algunas teorías predicen que las comunidades ricas en especies deben ser menos susceptibles, sugiriendo que existe una relación positiva entre la biodiversidad y la resistencia a las invasiones (Inderjit *et al.*, 2006).

La correlación entre los valores de diversidad de las esponjas y la abundancia de *K. alvarezii*, al igual que con los corales, mostro una relación inversa ($r = -0,7$) lo que refuerza la idea de un impacto negativo del alga sobre el parche coralino. La pérdida de espacio vital debido principalmente al tapizado de las colonias de *M. alcicornis* y, en menor de grado, de otras especies coralinas, reduce considerablemente el principal sustrato para la esponjas, afectando el reclutamiento y la fijación de larvas. Baldacconi & Corriero (2009) encontraron que la expansión de *Caulerpa racemosa* en una concreción coralígena (Mar Jónico, Italia) era concomitante con un significativo decrecimiento en el porcentaje de cobertura de las esponjas, además, de causar fuertes modificaciones en la estructura de la comunidad en términos de la repartición del sustrato disponible. Como señala Rutzler (2004), aunque ciertas esponjas parecen beneficiarse del deterioro de los arrecifes de coral la comunidades de esponjas también mueren tan pronto sus sustratos desaparecen bajo las fuerzas de la bioerosion y la

dinámica del agua. La constante actividad filtradora de las esponjas remueve bacterias, pequeños organismos planctónicos y partículas orgánicas incrementando la claridad y calidad del agua (Sefton & Webster, 1986), ligan al coral vivo a la estructura del arrecife y facilitan su regeneración, lo que sugiere que, la pérdida de las esponjas podría acelerar el declive de los arrecifes coralinos. Existe una relación de estrecha dependencia entre corales y esponjas dentro del ecosistema arrecifal por lo que, cualquier perturbación de una de estas comunidades puede repercutir negativamente en la otra (Wulff, 2006).

A pesar de que las pruebas estadísticas parecen indicar una tendencia clara entre la pérdida de diversidad y cobertura coralina asociada al sobre crecimiento de las macroalgas, como mencionamos anteriormente, una relación lineal entre dos variables es un modelo simplista por lo que hay que tener cuidado de no sobreestimar los resultados. Como indican MacCook *et al.* (2001), se requiere particular precaución cuando se interpreta la causalidad en estudios basados sobre la correlación en la cobertura de algas y corales. Al contrario de la idea general de que la correlación inversa es causada por la competencia, los patrones podrían reflejar diferencias coincidentes de factores que están influenciando sus distribuciones o, incluso, la causalidad podría ser invertida. Los mismos autores señalan que, aunque muchos investigadores afirman que las interacciones coral-alga son de hecho competitivas; sin embargo, el reemplazo del coral vivo por sobre crecimiento de algas no es una prueba definitiva de que el alga haya desplazado al coral, es posible que exista intervención de otros factores potencialmente desconocidos por el investigador como por ejemplo: blanqueamiento, peces e invertebrados coralívoros, daños por tormentas, eutroficación etc. En estos casos, el alga puede haberse incrementado como consecuencia de la

perdida del coral sin haber tenido ningún efecto inhibitorio sobre el mismo. Así, aunque las algas y los corales pueden competir por el espacio, esto no implica que el alga este desplazando directamente al coral. En condiciones normales los corales son competidores superiores a las algas, sin embargo; bajo estrés el coral se hace más susceptible y las algas pueden colonizar parches que han sido afectados por eventos externos. Es probable que el aumento de las poblaciones de macroalgas sea una consecuencia más que la causa de la degradación del arrecife.

CONCLUSIONES

- 1- El crecimiento de *Kappaphycus alvarezii* sobre las colonias de *Millepora alcicornis*, especie dominante de coral y principal estructurador del arrecife, ocasiona su blanqueamiento y muerte.
- 2- Existe una relación sinérgica en la cual *K. alvarezii* esta potenciando o favoreciendo el sobre crecimiento de *Caulerpa racemosa* sobre el parche coralino invadido.
- 3- Los bajos índices de diversidad y equidad de corales se atribuyen a la alta dominancia de *Millepora alcicornis*, impactos de origen antropogenico y al blanqueamiento debido al sobre crecimiento de macroalgas.
- 4- Los valores de diversidad y equidad para las esponjas fueron menores en el parche coralino invadido por *Kappaphycus*, ubicándolo en un estado ambiental severo y no pronosticable.
- 5- Existe una relación inversa entre la abundancia de *K. alvarezii* y la abundancia de corales y esponjas, aunque no es una prueba definitiva de que el alga haya desplazado al coral, coincide con lo observado *in situ*.
- 6- Es probable que la invasión de macroalgas sea facilitada por la degradación previa del arrecife ya que en condiciones normales los corales son competidores superiores a las algas.

COMENTARIOS Y RECOMENDACIONES

Existe el peligro potencial de que *Kappaphycus alvarezii* continúe propagándose por la región, lo que traería consecuencias negativas, sobre todo, en los ecosistemas coralinos, que sufren altos niveles de estrés como consecuencia de diversas presiones antropogénicas. Es importante tomar medidas para el control de esta especie invasora para evitar, en lo posible, su dispersión hacia otras áreas sensibles como el Parque Nacional Mochima. Es muy probable que el alga haya sido transportada accidentalmente, desde el lugar de introducción original, hacia otras áreas a través de las artes de pesca (redes, nasas, rastras etc.) y embarcaciones de pescadores, operadores turísticos y particulares que frecuentan las zonas infectadas. A continuación sugerimos algunas acciones que podrían ayudar en este sentido:

- Es necesario hacer estudios científicos extensivos en los arrecifes afectados que tomen en cuenta las variaciones temporales o estacionales de las poblaciones de macroalgas; además, de experimentos para conocer la velocidad de crecimiento, capacidad de colonización y presión por herbivoría, entre otros.
- Es recomendable hacer un monitoreo constante de las áreas afectadas y sensibles a la invasión; zonas adyacentes a las cuales el alga podría ser exportada. La prevención es fundamental ya que, una vez que la especie invasora se consolida en algún ecosistema, la eliminación física es sumamente difícil tanto por los medios necesarios como por los costos que esto implica.

- Habría que tomar medidas de mitigación para reducir la probabilidad de expansión y tratar de controlar las poblaciones de *Kappaphycus*. Existe la posibilidad de hacer campañas de erradicación del alga, aunque en otras regiones del mundo esta práctica ha demostrado ser poco eficaz, en este caso, en donde la invasión esta localizada en algunos parches coralinos, podría servir para disminuir las poblaciones del alga y ayudar a la recuperación del coral.

- Creemos que es importante informar, especialmente a las comunidades más cercanas (poblaciones de pescadores) o que hacen vida en las áreas afectadas, del peligro que implica la presencia de esta alga para los ecosistemas costeros. Se debe hacer énfasis en el impacto económico que tiene la degradación de lo arrecifes, sobre todo a nivel pesquero y turístico.

BIBLIOGRAFIA

- ALCOLADO, P. 1990. Generalidades sobre las comunidades de esponjas de la macrolaguna del Golfo de Batabano. En: El bentos de la macrolaguna del Golfo de Batabano. Instituto de Oceanología. Edit, Academia. Cuba. pp: 18 – 24.
- ALCOLADO, P 1992. Sobre la interpretación del medio marino mediante el empleo de los índices de diversidad y equitatividad. *Cienc. Biológ.*, 24: 124-127.
- BALDACCONI, R. & CORRIERO, G. 2009. Effects of the spread of the alga *Caulerpa racemosa* var. *Cylindracea* on the sponge assemblage from coralligenous concretions of the Apulian coast (Ionian Sea, Italy). *Mar. Ecol.*, 3: 337-346.
- BARRIOS, J. 1999. La introducción de *Eucheuma denticulatum* y *Kappaphycus alvarezii* (Gigartinales, Rhodophyta) en Venezuela: Una revisión crítica. *Fontus*, 4:135-153.
- BARRIOS, J. 2005. Dispersión del alga exótica *Kappaphycus alvarezii* (Gigartinales, Rhodophyta) en la región nororiental de Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*, 44 (1): 29-34.
- BARRIOS, J.; BOLAÑOS, J Y LÓPEZ, R. 2007. Blanqueamiento de arrecifes coralinos por la invasión de *Kappaphycus alvarezii* (Rhodophyta) en la isla de Cubagua, Estado Nueva Esparta, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*, 46 (2): 147-152.
- BELL, J. & BARNES, D. 2000. A sponge diversity centre within a marine 'island'. *Hydrobiologia*, 440: 55-64.
- BRIGGS, J. 2007. Marine biogeography and ecology: invasions and introductions. *J. Biogeogr.*, 34: 193-198.
- CECCHERELLI, G. & PIAZZI, L. 2001. Dispersal of *Caulerpa racemosa* ragments in the Mediterranean: lack of detachment time effect on establishment. *Bot. Mar.*, 44:209–213.
- CECCHERELLI, G. 2002. The spreads of *Caulerpa taxifolia* in the Mediterranean: dispersal strategy, interactions with native species and competitive ability. International *Caulerpa taxifolia* conference proceedings. University of California. Publication N° T-047. San Diego, California, U.S.A.
- CERVIGÓN, F. 1989. *Isla de Cubagua*. In. *Islas de Venezuela*. Editorial Arte, Caracas. Venezuela. pp. 26-29

- CERVIGÓN, F. 1997. *El ambiente marino. In. Cubagua 500 años*. Fundación Museo del Mar. Caracas, Venezuela. pp. 50-71.
- COKLIN, E. & SMITH, J. 2005. Abundance and spread of invasive red algae, *Kappaphycus spp.*, in Kaneohe, Hawaii and experimental assessment of management options. *Biol. Invasions*, 7: 1029-1039.
- COLLADO-VIDES, L. & ROBLEDO, D. 1999. Morphology and photosynthesis of *Caulerpa* (Chlorophyta) in relation to growth form. *J. Phycol.*, 35, 325–330.
- COLLADO-VIDES, L. 2002. Morphological plasticity and invasive potencial of some *Caulerpa* species. International *Caulerpa taxifolia* conference proceedings. University of California. Publication N° T-047. San Diego, California, U.S.A.
- COYER, J. & WITITMAN, J. 1990. The underwater catalog: A guide to methods in underwater research. Shoals marine laboratory and New York sea grand program. Cornell University. 270 pp.
- COYER, J.; AMBROSE, R. & ENGLE M. 1993. Interactions between corals and algae on temperate zone rocky reef: mediate by sea urchins. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 167:21-37.
- CLARKE, K. & GORLEY, R. 2001. PRIMER v5: User Manual Tutorial, Primer-e, Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK.
- CLINTON, J. 1986. *Botánica Marina*. Primera edición. Limusa, México. pp: 35-68.
- CHANDRASEKARAN, S.; NAGENDRAN, N. & PANDIARAJA D. 2008 Bioinvasion of *Kappaphycus alvarezii* on coral in Gula of Mannar, India. *Current Science*. 94 (9): 1167-1172.
- CHORNESKY, E.; BARTUSKA, A.; APLET, A.; BRITTON, G.; CUMMINGSCARLSON, J.; DAVIS, F.; ESKOW, J.; GORDON, D.; GOTTSCHALK, W.; HAACK, A., HANSEN, J.; MACK, R.; RAHEL, F.; SHANNON, A.; WAINGER, A. & WIGLEY, B. 2005. Science Priorities for Reducing the Threat of Invasive Species to Sustainable Forestry. *BioScience*.55 (4): 335-348
- DAJOZ, R. 1978. *Précis d'Écologie*. Dunod, Paris. pp 105.
- DELANEY, D. CORINNE, E.; SPERLING, E.; ADAMS, C. Y LEUNG, B. 2008. Marine invasive species: validation of citizen science and implication for monitoring network. *Biol. Invasions*. 10: 117-128.
- DIAZ, M. 2005. Common sponge from shallow marine habitats from Bocas del Toro region, Panama. *Carib. J. Sci.*, 41 (3) 465-475.

- EU (EUROPEAN UNION) 2008. Developing an EU Framework for Invasive Alien Species. Discussion paper. 15 octubre 2008.
http://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/docs/ias_discussion_paper.pdf
- EWEL, J.; O'DOWD, D.; BERGELSON, J.; DAEHLER, C. Y D'ANTONIO, C. 1999. Deliberate Introductions of Species: Research Needs. *BioSci.*, 49 (8).
- FAO 1997. *Orientaciones técnicas para la pesca responsable*. N.2. Roma, Italia. pp 64.
- FAO 2008. (*Fischeries and aquaculture department*). 20 noviembre 2008.
http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Eucheuma_spp/en
- FLORES, M. Y RODRÍGUEZ-QUINTAL L., DÍAZ M. 2010. Distribución de esponjas (Porifera) a lo largo de un gradiente de profundidad en un arrecife coralino, Parque Nacional San Esteban, Carabobo, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.*, 58 (3): 17-21.
- GANESAN, M.; THRUPPATHI S., SAHU N., RENGARAJAN N. 2006. *In situ* observation on preferential grazing of seaweed by some herbivores. *Current Sci.*, 91 (9): 1256-1260.
- GOLLASH, S. 2006. Overview on introduced aquatic species in European navigational and adjacent waters. *Helg. Mar. Res.*, 60: 84-89
- GOMEZ, A. 2005. Estructura comunitaria de esponjas asociadas a dos parches coralinos en la isla de Cubagua, Venezuela. Trabajo de grado Departamento de Biología Marina. Universidad de Oriente. Núcleo Nueva Esparta.
- HERRERA, A. 1991. Efectos de la contaminación sobre la estructura ecológica de los arrecifes coralinos en el litoral habanero. Tesis doctoral. Academia de Ciencias de Cuba, Instituto de Oceanología, Cuba. pp 110.
- HEWITT, C.; CAMPBELL, M.; MCENNULTY, F.Y MOORE, K. 2005. Efficacy of physical removal of a marine pest: the introduced kelp *Undaria pinnatifida* in Tasmanian. *Mar. Res. Biol. Invations*. 7: 251-263.
- HUMANN, P. & DELOACH, N. 2006. Reef coral identification. Second edition, third printing. New world publication. Florida, USA. pp 278.
- HUNTER C. 1999. Ecological success of alien/invasive algae in Hawaii.
<http://www.hcri.ssri.hawaii.edu/research/hunter.html>
- HUNTER, C.; CONKLIN, E. Y MOST, R. 2005. Shifting the competitive advantage toward native species.
<http://www.hcri.ssri.hawaii.edu/research/hunter.html>
- INDERJIT D., RAELLETTI M., KAUSKIK S. 2006. Invasive marine algae: An ecological perspective. *Botanic. Rev.*, 72 (2): 153-178.
- KLEIN, J. & VERLAQUE, M. 2008. The *Caulerpa racemosa* invasion: A critical review. *Mar. Pollut. Bull.*, 56: 205-225.

- LANG, M. & BALWING, C. 1996. Methods and techniques of underwater research. Proceeding of American Academy of Underwater Science, Scientific Diving Symposium. October 12-13, 1996. Smithsonian Institution, Washington DC. pp 236.
- LEDLIE, M.; GRAHAM, N.; BYTHELL, J.; WILSON, S. Y JENNINGS, S. 2007. Phase shifts and the role of herbivory in the resilience of coral reefs. *Coral Reefs*. 26:641–653.
- LEWIS, J. 2006. Biology and ecology of the hydrocoral millepora on coral reefs. *Adv. Mar. Biol.*, 50:1-55.
- LIRMAN, D. 2001. Competition between macroalgae and corals: effects of herbivore exclusion and increased algal biomass on coral survivorship and growth. *Coral Reefs*. 19: 392-399.
- LLOYD, M. & GHELARDI, R. 1964. A table for calculating the «equitability» component of species diversity. *J. Anim. Ecol.*, 33: 217-225.
- MCCOOK, L.; JOMPA, J. Y PULIDO-DIAZ, G. 2001. Competition between and algae on coral reefs: a review of evidence and mechanisms. *Coral Reefs*. 19: 400-417.
- MARGALEF, R. 1977. *Ecología*. Ed. Omega, Barcelona. pp 951.
- MARVAL, J. & CERVIGÓN, F. 2009. Actividad pesquera en el estado Nueva Esparta. Editorial ex Libris. Fundación Museo del Mar y Academia de Ciencias Físicas, Matemáticas y Naturales.
- MOONEY, H. & CLELAND, E. 2001. The evolutionary impact of invasive species. *PNAS.*, 98(10): 5446–5451.
- NYBERG, C. & WALLENTINUS, I. 2005. Can species traits be used to predict marine macroalgal introductions. *Biol. Invasions*. 7: 265-279.
- OBURA, D., FENNER, D., HOEKSEMA, B., DEVANTIER, L, SHEPPARD, C. 2008. *Millepora alcicornis*. In: IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4. <http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/133144/0>
- PAUL, V. & FENICAL, W. 1986. Chemical defense in tropical green algae, order Caulercales. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 34: 157-169.
- PEREIRA, N. & VERLECAR, X. 2006. Is *Kappaphycus alvarezii* heading towards marine bioinvasion? *Current Sci.*, 90(5). 619-620.
- PÉREZ, J. 1996. Mejoramiento genético en acuicultura. Editorial Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela. pp 178.
- PÉREZ, J.; NIRCHIO, E. & GÓMEZ, J. 2000. Aquaculture: part of the problem, not a solution. *Nat.*, 408: 514-519.

- PÉREZ, E.; ALFONSI, C.; NIRCHIO E., MUÑOZ C., GÓMEZ J. 2003. The Introduction of exotic species in aquaculture: a solution or part of the problem. *Interciencia*. 28: 234-238.
- PIAZZI, L.; CECCHERELLI, G. Y CINELLI, E. 2001. Threat to macroalgal diversity: effects of the introduced green alga *Caulerpa racemosa* in the Mediterranean. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 210: 149-150.
- PIAZZI, L.; MEINESZ, A.; VERLAQUE, M.; AKC,ALI, B.; ANTOLIC, B.; ARGYROU, M.; BALATA, D.; BALLESTEROS, E.; CALVO, S.; CINELLI, F.; CIRIK, S.; COSSU, A.; D'ARCHINO, F.; DJELLOULI, A.; JAVEL, F.; LANFRANCO, E.; MIFSUD, C.; PALA, D.; PANAYOTIDIS, P.; PEIRANO, A.; PERGENT, G.; PETROCELLI, A.; RUITTON, S.; Z'ULJEVIC', A. Y CECCHERELLI, G. 2005. Invasion of *Caulerpa racemosa* var *cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean. Sea: an assessment of the spread. *Cryptog. Algol.*, 26 (2) 189–202.
- PIMENTEL, D.; MCNAIR, S.; JANECKA, J; WIGHTMAN, J.; SIMMONDS, C.; O'CONNELL, C.; WONG, C.; RUSSEL, L.; ZERN, J.; AQUINO, T. Y TSOMONDO, T. 2001. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agricul. Ecosyst. Envir.*, 84:1-20.
- PIRANI, N.; HAYASHI, L.; BERCHEZ, F.; SUMIE, N. Y CABRAL, E. 2008. An alternative enviromental monitoring approach to nonoindigenous species introduced for maricultural purposes: the case of *Kappaphycus alvarezii* (Rhodophyta, Solieriaceae) cultivation in Brazil. *Oecol. Bras.*, 12(2): 270-274.
- PRESTON, F. 1948. The commonness and rarity of species. *Ecology*. 29: 254–283.
- RAMÍREZ, P. 2001. *Isla de Cubagua. En: Corales de Venezuela*. Universidad de Oriente, Núcleo Nueva Esparta. pp 38-39.
- RANIELLO, R.; LORENTI, M.; BRUNET, C. Y BUIA, M. 2004. Photosynthetic plasticity of an invasive variety of *Caulerpa racemosa* in a coastal Mediterranean area: light harvesting capacity and seasonal acclimation. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 271: 113–120.
- RANIELLO, R.; MOLLO, E.; LORENTI, M.; GAVAGNIN, M. Y BUIA M. 2007. Phytotoxic activity of caulerpenyne from the Mediterranean invasive variety of *Caulerpa racemosa*: a potential allelochemical. *Biol Invasions*. 9:361–368
- ROGERS, C; GARRISON, G.; GROBER, R.; HILLIS, M. Y FRANKE, M. 1994. Coral reef monitoring manual for the Caribbean and western Atlantic. Virgin Island National Park. St. John, USVI 00830. pp 150.
- SACKMANN, P. 2006. Efectos de la variación temporal y los métodos de captura en la eficiencia de un muestreo de coleópteros en la Reserva Natural Loma del Medio, El Bolsón, Río Negro. *Rev. Soc. Entomol. Argent.*, 65 (3-4): 35-50.

- SANT, S. 1999. Ecología de comunidades coralinas en el estado Sucre, Venezuela. Trabajo de Grado (Maestría). Inst. Oceanogr. Venezuela. Univ. de Oriente, Sucre. pp 101.
- SEFTON, N. & WEBSTER S. 1986. A field guide to Caribbean Reef Invertebrates. Sea Challengers, Monterey, California. pp112 .
- SHANNON, C. & W., WEAVER. 1949. The mathematical theory of communication. Urbana Univ. Illinois Press. pp 117.
- SIMBERLOFF, D. & VON HOLL, B. 1999. Positive interactions of nonindigenous species: Invasional Meltdown? *Biol Invas.*, 1: 21- 32.
- SOKAL, R. & ROHLF, F. 1982. *Biometría*. Ed. Plume, Madrid, España. 284 pp.
- SMITH, J.; HUNTER, C. & SMITH C. 2002. Distribution and reproductive characteristics of nonindigenous and invasive marine algae in the hawaiian island. University of Hawai Press. *Pacif. Sci.*, 56(3): 299 – 315.
- SMITH, J. 2003. Invasive macroalgae on Hawaii's coral reefs: Impacts, interactions, mechanisms and management. *J.Phycol.*, 39(1):1- 53.
- RODGERS, S. & COX, E. 1999. Rate of spread of introduced rhodophytes *Kappaphycus alvarezii*, *Kappaphycus striatum* and *Gracilaria salicornia* and they current distribution in Kane 'ohe Bay, O'ahu. Hawaii. *Pac.Sci.*, 53: 232-241.
- RÜTZLER, K. 2004. Sponges on coral reefs: a community shaped by competitive cooperation. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova*. 68: 85-148.
- VALE'RY, L.; FRITZ, H.; LIEFEUVRE, J. Y SIMBERLOFF, D. 2009. Ecosystem-level consequences of invasions by native species as a way to investigate relationships between evenness and ecosystem function. *Biol Invasions*. 11:609–617.
- WALKER, D. & KENDRICK, G. 1998. Threats to macroalgal diversity: marine habitat destruction and fragmentation, pollution and introduced species. *Bot. Mar.*, 44:105-112.
- WILLIAMS, L. & FISHER, T. 1985. Kinetics of nitrogen-15 labelled ammonium uptake by *Caulerpa cupressoides* (Chlorophyta). *J. Phycol.*, 21:287–96.
- WILLIAN, I. & POLUNIN, D. 2001. Large-scale association between macroalgal cover and grazer biomass on mid-depth reefs in the Caribbean. *Coral Reefs*. 19:358-366.
- WILLIAMS, I.; POLUNIN, N. & HENDRICK, V. 2001. Limits to grazing by herbivorous fishes and the impact of low coral cover on macroalgal abundance on a coral reef in Belize. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 222:187–196.

- WOO, M.; SMITH, C. & SMITH, W. 1999. Ecological interaccion and impacts of invasive *Kappaphycus striatum* in Kane`Ohe bay, a tropical reef. En: Pederson, J. (Ed.) Proce. First Nat. Conf. Mar. Bioinvaders. MIT Sea Grant Program, Ca, bridge, Massachusetts, USA. pp. 186-191.
- WULFF, J. 2006. Rapid diversity and abundance decline in a Caribbean coral reef sponge community. *Biol. Conserv.*, 127(2): 167-176.
- ZUCCARELLO, C.; CRITCHLEY, A.; SMITH, J.; SIEBER, V.; LHONNEUR, B. & WEST, J. 2006. Sistematics and genetic variation in commercial *Kappaphycus* and *Eucheuma* (Solieracea, Rhodophyta). *J. Appl. Phycol.*, 18: 643-651
- ZULJEVIC, A. & NIKOLIC, V. 2008. The highly invasive alga *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* poses a new threat to the banks of the coral *Cladocora caespitosa* in the Adriatic Sea. *Coral Reefs*. 27:441-452.

ANEXOS

Anexo 1 - Fotocuadratas mostrando las especies dominantes en las estaciones: 1 (A) y 2 (B). **Kapp.** = *Kappaphycus alvarezii*; **Caul.** = *Caulerpa racemosa*; **Mill.** = *Millepora alcicornis*.



Anexo 2.- Valores promedio de diversidad de Shannon-Wiener (H') y equidad de Pielou (J) para algunas poblaciones de esponjas de Venezuela y el Caribe.

Autor	Región	H'	J
Amaro (1999)	Parque Nacional Mochima. Venezuela.	0,81	0,41
Gómez (2005)	Isla Cubagua. Venezuela.	2,21	0,56
Flores <i>et al.</i> (2010)	Parque nacional San Esteban. Venezuela	1,49	0,68
Alcolado (1990)	Bahia de Batabano. Cuba.	2,24	0,84
Bel & Barnes (2000)	Panama	2,45	-----
_____	Florida	3,23	-----

Anexo 3.- Clasificación propuesta por Alcolado (1992) para inferir el estado ambiental de un ecosistema utilizando combinaciones de los valores de H' y J. Este diagrama solo es valido cuando se utilizan las esponjas como bioindicadores.

Estado ambiental	Características	Relación H'/J
1	Fuerte y constantemente severo con pulsos de tensión aún más fuertes e impredecibles	(H'= 0-1.3; J'= 0-0.5)
2	Muy severo y no pronosticable	(H'= 0-1.3; J'= 0.5-0.69)
3	Severo y no pronosticable	(H'= 1.3-2.0; J'= 0.5-0.69)
4	Severo y casi constante	(H'= 1.3-2.0; J'= 0.7-0.8)
5	Severo y constante	(H'= 1.3-2.0; J'= 0.8-1.0)
6	Algo severo y no pronosticable	(H'= 2.0-2.5; J'= 0.5-0.69)
7	Algo severo y casi constante	(H'= 2.0-2.5; J'= 0.7-0.8)
8	Algo severo y constante	(H'= 2.0-2.5; J'= 0.8-1.0)
9	Favorable y casi constante	(H'= 2.5-2.9 ; J'= 0.7-0.8)
10	Favorable y constante	(H'= 2.5-2.9; J'= 0.8-1.0)
11	Muy favorable y constante	(H' > 2.9; J'= 0.8-1.0)

Tomado de: Alcolado, P.M. 1992. Sobre la interpretación del medio marino mediante el empleo de los índices de diversidad y equitatividad. Ciencias Biológicas, 24: 124-127.