

## INFORME DE PROYECTO

# **Biomonitoreo de los arrecifes coralinos entre los ríos Quibú y Baracoa, y prueba de nuevos indicadores ambientales potenciales a partir de comunidades sésiles**



**PROGRAMA: Diversidad Biológica**

**Instituto de Oceanología**  
Agencia de Medio Ambiente  
CITMA

**La Habana, Cuba**  
**Octubre 2010**

# **Biomonitoreo de los arrecifes coralinos entre los ríos Quibú y Baracoa, y prueba de nuevos indicadores ambientales potenciales a partir de comunidades sésiles**

Pedro M. Alcolado Menéndez\*, Linnet Busutil López, Néstor Rey-Villiers, Susel Castellanos Iglesias, Pedro Alcolado Prieto, Gema Hidalgo Rodríguez, Danay Macías y Darlenys Hernández Muñoz

Instituto de Oceanología, Ave. 1ra. No. 18406, Reparto Flores, Playa, La Habana 11600, Cuba.

\* Jefe de Proyecto ([alcolado@ama.cu](mailto:alcolado@ama.cu))

## **1. RESUMEN EJECUTIVO**

El deterioro de los arrecifes coralinos en el mundo, incluido el Gran Caribe es un hecho fuertemente reconocido y Cuba no escapa de esta situación. Este ecosistema de gran diversidad biológica es vital para el desarrollo turístico y pesquero así como de gran importancia para la generación de arena de muchas playas y para la protección de la costa y sus recursos naturales e infraestructura, entre otros bienes y servicios. Las causas de esta situación son tanto de origen antrópico local (sedimentación terrígena, contaminación, daño mecánico, estrés térmico industrial, y sobrepesca) como de eventos a gran escala (calentamiento del mar y la acidificación del agua por incremento de la concentración de CO<sub>2</sub>, producidos por el cambio climático).

Consecuentemente, se ha hecho cada vez más necesario invertir esfuerzos y recursos en el monitoreo de los impactos producidos y en el conocimiento de la evolución del estado de las comunidades arrecifales, para poder así delinear las estrategias y planes de acción pertinentes. En ese sentido, los bioindicadores ambientales constituyen instrumentos disponibles ante la necesidad de realizar monitoreos sistemáticos que a la vez sean rápidos y económicos, en comparación con las mediciones directas de los factores involucrados, que suelen requerir muestreos frecuentes con altas tecnologías y procedimientos de alto costo y que demandan más recursos humanos.

El área focal de estudio es el litoral oeste de la Ciudad de la Habana, pero posteriormente al inicio del proyecto se incluyeron otras estaciones al oeste por conveniencia para una mejor interpretación de los resultados (Tabla 1).

Los objetivos del proyecto fueron:

- Monitorear y determinar las variaciones de la composición y estructura de las comunidades de esponjas, octocorales y corales pétreos, como indicadores ambientales de contaminación.
- Explorar y comparar otras características de las comunidades de esponjas, octocorales y corales pétreos que puedan servir como bioindicadores ambientales.

El presente estudio tuvo lugar en ocho estaciones arrecifales del litoral norte habanero concebidas dentro del marco del proyecto, que fueron Baracoa (Bar1), Bajo de Santana (SA1), Jaimanitas (Jai1), Club Habana (CH1), Instituto de Oceanología (IO1), Emisario submarino del Reparto Flores (ES1), Reparto Náutico (Nau1) y Hotel Panorama (P1). Para mejorar los resultados del proyecto, durante su ejecución se agregaron tres estaciones más: La Puntilla (Pu1), Parque Maceo (AM1) y Calderas (Ca1). El muestreo se llevó a cabo entre septiembre de 2007 y agosto de 2010. El estudio de talla y vitalidad de los octocorales se realizó a finales del

2008 y principios del 2009 en las estaciones AM1, ES1, IO1, CH1 y SA1. A las siglas de las estaciones se le añadió un 1 si el muestreo se hizo a 10 m de profundidad, y un 2 si se hizo a 20 m.

### **Análisis integral de los resultados del monitoreo**

El análisis integral de los resultados obtenidos con los tres grupos taxonómicos refleja la forma diferenciada en que las comunidades de cada uno muestran la tendencia de cambio de la contaminación proveniente conjuntamente del río Quibú y el emisario submarino y de otras fuentes de contaminación en arrecifes coralinos. Esas diferencias están relacionadas con las diferentes dinámicas de cambios dadas por las tasas de crecimiento y renovación presentes en los tres grupos, así como por su distinto grado de tolerancia a la sedimentación que es un factor concomitante muy significativo en el área de estudio.

Al comparar el Índice de Contaminación (IC) obtenido con los tres grupos en la estación ES1 se observó una mejoría que se corresponde con la tendencia anual de la carga anual dispuesta de materia orgánica de la cuenca hidrográfica Oeste a la que pertenece (Tabla 3.3). Esa estación representa el lugar donde se produce la mayor parte de la descarga de los contaminantes de esa cuenca (río Quibú y emisario submarino del Reparto Flores). Esta mejoría coincide con el visible cambio que experimentó gradualmente el río Quibú cerca de su desembocadura a manera de una mayor transparencia de agua, menor fetidez, y la atípica proliferación de vegetación acuática como *Elodea* sp. y loto, esto último sin precedente durante muchos años. Ese cambio puede relacionarse también con el efecto de limpieza de las fuertes lluvias y remoción de sedimentos del fondo del río que ocurrió durante el paso de los huracanes Wilma, Rita y Katrina en 2005 y a los dragados realizados en el río el 23 mayo de 2006 (antes del período de estudio) a causa de inundaciones provocadas por intensas lluvias en un año que fue seco (Fig. 3.3). Este dragado pudo haber causado un fuerte impacto agudo en las comunidades sésiles cercanas a la desembocadura. Esto pudo no haber afectado tanto a los octocorales ya que son comparativamente resistentes a la sedimentación (Preston y Preston, 1975) por su forma arborescente erguida y por la capacidad de cerrar los cálices que protegen sus pólipos. El hecho de que tanto 2006 como 2007 fueran años secos (Fig. 3.3) también debió haber contribuido a que los contaminantes acumulados en el lecho del río se dispersaran con menos intensidad.

No se considera que durante el período de estudio el efecto de los frentes fríos haya tenido una influencia a destacar ya que no tuvieron lugar intensidades extremas huracanadas como las reportadas por Rodríguez *et al.* (1984) con velocidades de 55 a 117 km/h entre los años 1916 y 1983.

Particularmente, los valores de IC obtenidos con esponjas indican en prácticamente todas las estaciones frente al Reparto Flores una marcada y sostenida tendencia de disminución de la contaminación desde 2003. El IC de ES1 ha bajado tanto (aproximadamente en 20%) que sugiere un impacto actual muy reducido de las fuentes contaminantes cercanas (emisario submarino y río Quibú). Por el rápido crecimiento y tasa de renovación que debe experimentar la especie indicadora de contaminación *Clathria venosa* por su carácter oportunista, forma delgadamente incrustante y baja relación de espículas/carne de su cuerpo, debe reflejar las condiciones de contaminación a plazos más inmediatos que los octocorales y los corales pétreos, de ahí que se observe la disminución gradual de la contaminación, inferida a partir del IC en este grupo. Esas características biológicas le permitirían recuperarse rápidamente de eventos de sedimentación y su morfología incrustada con amplia capacidad de extensión

facilitaría la supervivencia, al menos parcial, de su cuerpo y su permanencia como individuos a los efectos del muestreo. Las estaciones de referencia limpia mantuvieron bajo su IC.

El incremento de IC de AM1 y Pu1 entre 1987 y 2010 parece deberse, en la primera estación, a un posible incremento de las descargas ilegales de albañales a la red de alcantarillado pluvial, y en la última, a la ruptura del emisario submarino que recibe las aguas negras de gran parte de Miramar,

El índice de contaminación (IC) con corales pétreos en la estación ES1 también ha mostrado, aunque con menor cuantía y sensibilidad, cierto grado de disminución en el período del proyecto (entre 2007 y 2010), obteniéndose valores comparables con los de los años 1997 y 2002, cuando las cargas eran muy inferiores (Tabla 3.3). Los corales son mucho más sensibles a la sedimentación que los octocorales y las esponjas, y por otra parte, las especies indicadoras (*S. siderea* y *S. radians*) son muy resistentes a la misma, de modo que el IC en corales pétreos puede variar, también a diferencia de los otros dos grupos, ya sea por contaminación, sedimentación o por combinación de ambos. En el período de estudio no se apreció una aparente influencia de frente frío tan inusualmente alto como para que pueda ser también incluido como determinante en el mismo grado que los factores mencionados.

Los corales pétreos (y particularmente las especies indicadoras de contaminación) tienen las menores tasas de crecimiento y tasas de renovación de sus comunidades acorde con sus mayores tiempos de generación de este grupo. Eso se debe en gran parte a la posesión de un esqueleto calcáreo pétreo de gran densidad que requiere de un tiempo mayor para su formación. Por esta razón, la composición y estructura de sus comunidades integran cambios ambientales a plazos mayores que los octocorales y las esponjas, de que sus comunidades conservan en su “memoria” situaciones de años más atrás que los otros grupos.

Esto puede ser visto por un lado como una desventaja de los corales pétreos para la bioindicación de la contaminación, pero si se analiza en conjunto con los octocorales y las esponjas, puede dar un valor agregado al monitoreo de las condiciones ambientales al permitir hacer inferencias sobre la sedimentación factor que en el área de operación ha manifestado una marcada interacción con la contaminación durante el período de estudio y que suele ser muy ubicuo en los arrecifes coralinos ya sea espacialmente o en tiempo (eventos generadores de sedimentación, abrasión y de desplazamiento de volúmenes de sedimentos en el fondo, como ciclones, frentes fríos y los llamados sures en Cuba).

Esas diferencias de dinámica de cambio observadas entre octocorales, esponjas y corales pétreos son de gran utilidad para indagar en los cambios a diferentes plazos, y para inferir cuáles son los factores que deben haber incidido más en diferentes momentos. Por esta razón es recomendable que sean tenidos en cuenta y analizados integralmente los tres en un programa de monitoreo de contaminación de arrecifes coralinos.

### ***Índice de heterogeneidad H'***

El índice H' resultó ser muy útil en el presente estudio para inferir el nivel de estrés de las comunidades de los tres grupos debido al impacto ambiental genérico que estuvo mayormente relacionado con la contaminación y en algunos casos con participación de la sedimentación como fuente de estrés. En el caso de los corales pétreos fue mayor la incidencia de la sedimentación sobre los valores de H', por lo que por sí solo este grupo no debe ser utilizado de manera aislada como bioindicador de contaminación, a diferencia de los octocorales y las esponjas.

En los tres grupos H' mostró poca variación entre 2007 y 2010 pero con valores ligeramente mayores en 2009 y 2010 en octocorales y esponjas. .

En el caso de los corales H' calculado con corales pétreos se mantuvo en 2010 prácticamente igual que en 1987 pero mostrando oscilaciones marcadas entre 1,9 natios y 2,4 natios aproximadamente, en lo que pueden estar involucrados, aparte de la contaminación y la sedimentación, eventos de mortalidad por enfermedades (sobre todo sobre el coral *Dichocoenia stokesi*, muy afectada por la mortal plaga blanca). Llama incluso la atención que la estación Club Habana a 10 m de profundidad (CH1) que debe tener más afectación por contaminación, tenga valores de H' sostenidamente bajos en el período de estudio. Esto puede estar dado en parte por la incidencia observada de enfermedades en los corales pétreos lo que puede constituir una seria desventaja en el uso de este grupo taxonómico, por sí solo, tanto como indicador de contaminación (IC) como de estrés ambiental genérico mediante H'.

El empleo del índice H' como bioindicador tiene como desventaja que para su aplicación requiere de un buen conocimiento de la taxonomía de los grupos, a diferencia del índice de contaminación IC que solo requiere reconocer la identidad de las especies bioindicadoras de contaminación que son pocas, sobre todo en esponjas y corales. El uso de H' como indicador de estrés tiene como ventaja que cuando se conoce la taxonomía del grupo, puede ser calculado con la misma información que se obtiene para la determinación del IC. Por otra parte, el índice de H' puede resultar de utilidad para conocer el grado de constancia de las condiciones ambientales inferidas, como se hace con el diagrama de Alcolado (1992, 2007) para esponjas, así como los de Preston y Preston (1975) y Hernández-Fernández y Alcolado (2007) para octocorales.

### **Análisis multivariados**

Tanto el análisis de agrupamiento (análisis de clasificación numérica jerárquico aglomerativo) como el nMDS (análisis multidimensional escalado no métrico), y sobre todo éste último fueron de gran utilidad para explorar el grado de asociación de la estructura de las comunidades con los gradientes de contaminación inferidos. El primero sirvió para detectar que grado de correspondencia existió entre el gradiente de contaminación y la estructura de las comunidades dentro de los grupos formados.

El nMDS va más allá, permitiendo ordenar las estaciones en un gradiente de estrés a lo largo del eje principal (horizontal), y a partir de la observación de la correspondencia observada en las estaciones de muestreo con relación al gradiente de contaminación conocido, determinar cuáles de esas estaciones cayeron en su respectiva posición debido a ese factor y cuáles no. En estas últimas se pudo al menos sugerir cuales otros factores como la sedimentación, enfermedades, etc. pudieron haber determinado la estructura de sus comunidades, aparte de la contaminación.

Con los octocorales y las esponjas se obtuvo una mayor correspondencia entre el ordenamiento de las estaciones en un gradiente de estrés y el gradiente conocido de contaminación que con los corales pétreos. De este modo, se pudo inferir que esta última fue el factor principal que influyó en la estructura de las comunidades y que por lo tanto es la principal fuente de estrés.

Otros factores ambientales también determinaron el ordenamiento de las estaciones con las esponjas: afectación por arena inestable sobre el fondo (Nau1) y una fuerte sedimentación (Bar1) a juzgar por el predominio de una especie de esponja resistente a la sedimentación (*Scopalina ruetzleri*) y otra resistente a la sedimentación y además muy sensible a la contaminación (*Aplysina fistularis*).

El nMDS con los corales mostró un gradiente de estrés con bastante correspondencia con la contaminación pero con algunas discrepancias como por ejemplo, poner en 2008 a la estación de referencia limpia SA1 al mismo nivel de estrés que IO1, y en 2010 mostrar a IO1 en una posición de mayor estrés que ES1 que por su cercanía a las fuentes de contaminación recibe mayor impacto de ese factor. En estas discrepancias y otras con respecto al gradiente de contaminación, pueden estar involucrado el factor sedimentación, al que las especies indicadoras también son resistentes (específicamente la especie indicadora de contaminación *S. siderea* es dominante en esta estación a pesar de no considerarse contaminada), y muy probablemente, como se explicó, el efecto de las enfermedades de corales que llegó a ser importante en 2009. Aquí también resalta la desventaja de que las especies de corales pétreos que son más resistentes a la contaminación (*Siderastrea siderea*, *S. radians* y *Stephanocoenia intercepta*) lo son también a la sedimentación, lo que es un problema de doble especificidad de este bioindicador.

### **Vitalidad de los octocorales y corales pétreos**

Los porcentajes de categorías de condición de las colonias de octocorales y corales pétreos no mostraron correspondencia ni especificidad con el factor contaminación, para ninguna categoría. Por ello, el método de vitalidad de corales de Dustan (1977) solo puede ser utilizado como una útil descripción cuantitativa de los padecimientos de los componentes de la comunidad. No se recomienda para monitoreo de contaminación, sino para evaluaciones de condición de las comunidades de estos taxocenosis (grupos taxonómicos).

### **Comparación de métodos de bioindicación y conclusiones generales**

Por ser efectivo en sus resultados y en el esfuerzo invertido, el índice de contaminación IC, calculado a partir de la suma de los porcentajes de la composición en número de las especies en las muestras, es el que ha funcionado en trabajos previos y en el presente, y por lo tanto, el recomendado. Por la disparidad de los resultados obtenidos, no se aconseja calcular el IC con los porcentajes de cubrimiento. Tampoco se aconseja utilizar cubrimiento para el índice de heterogeneidad H'.

El análisis de agrupamiento resultó ser muy útil para la clasificación de comunidades y para explorar el grado de correspondencia de lo observado con el gradiente de contaminación conocido. El análisis de nMDS permitió lo mismo pero mostró la ventaja de aportar la distribución de las estaciones a lo largo de un gradiente de estrés y explorar en qué medida éste responde al factor contaminación. Por ello es altamente recomendado y puede ser obtenido con los mismos muestreos y datos que para obtener el IC y H'.

En el caso de los octocorales, como indicadores de nivel de estrés al nivel de comunidades y de poblaciones fueron exitosos, además de los mencionados: las distribuciones por tallas, tanto a nivel comunitario, como poblacional de *Plexaura kuekenthalii* y *Eunicea flexuosa*.

Herrera y Alcolado (1985) y Herrera-Moreno (1991) consideraron que los mejores grupos como indicadores de contaminación eran en orden descendiente: octocorales, corales pétreos y esponjas. Sin embargo, las diferentes condiciones ambientales en los últimos años en que la sedimentación se hizo sentir más por la mayor influencia de ciclones, el presente estudio puso de manifiesto que los octocorales y las esponjas tienen una utilidad equiparable entre sí como indicadores de contaminación, con la conveniente diferencia de que los octocorales integran los efectos de plazos más largos, mientras que las esponjas reflejan efectos más inmediatos por el carácter más oportunista y tiempo de generación o recambio más corto de las especies indicadoras. Por lo explicado, en caso de limitaciones de recursos y tiempo, los octocorales y las esponjas deben ser priorizados.

## RECOMENDACIONES

1. Dar prioridad al empleo de la comunidades de esponjas y octocorales en el monitoreo de la contaminación, por su mayor independencia de otros factores como sedimentación y enfermedades que afectan más a los corales pétreos.
2. Mantener y ampliar la aplicación de la metodología desarrollada en los monitoreos de contaminación en el país con los bioindicadores seleccionados, priorizando los índices IC de octocorales y esponjas, y el empleo del índice de heterogeneidad  $H'$  y los análisis multivariados, todos estos validados una vez más en el presente proyecto.
3. Complementar el monitoreo de la contaminación con el muestreo de cubrimiento del fondo por tejido vivo de coral como índice del estado de desarrollo del arrecife que se monitorea y de ser posible (según los recursos de que se disponga) continuar utilizando y estudiando complementariamente a los corales como bioindicadores de contaminación-sedimentación y de estrés ambiental general.
4. Añadir en los estudios de tallas y de condiciones de los octocorales, estaciones más limpias que SA1 (áreas no urbanizadas), para explorar la posibilidad de discernir las estaciones en al menos tres categorías (contaminadas, medianamente contaminadas y limpias).
5. Agregar al estudio de talla media otra variable morfométrica que se pueda relativizar a la altura de las colonias de los octocorales. Esta variable pudiera ser el diámetro mayor de cada colonia.
6. Mantener y ampliar el área de estudio como un polígono de investigación de bioindicadores, y realizar muestreos químicos y microbiológicos del agua para caracterizar mejor el gradiente de contaminación que se emplea como referencia.
7. Al interpretar los resultados, se recomienda la precaución de posibles incidencias de fenómenos estocásticos recientes (liberación de espacios por eventos extremos y eventuales reclutamientos masivos de determinada especie).
8. Reparar urgentemente los emisarios submarinos del Reparto Flores, La Puntilla y la Escuela Latino Americana de Medicina, y continuar los esfuerzos de control de la contaminación en la ciudad.

# **Biomonitoreo de los arrecifes coralinos entre los ríos Quibú y Baracoa, y prueba de nuevos indicadores ambientales potenciales a partir de comunidades sésiles**

Pedro M. Alcolado Menéndez\*, Linnet Busutil López, Néstor Rey-Villiers, Susel Castellanos Iglesias, Pedro Alcolado Prieto, Gema Hidalgo Rodríguez, Danay Macías y Darlenys Hernández Muñoz

Instituto de Oceanología, Ave. 1ra. No. 18406, Reparto Flores, Playa, La Habana 11600, Cuba.

\* Jefe de Proyecto ([alcolado@ama.cu](mailto:alcolado@ama.cu))

## **2. INTRODUCCIÓN**

El deterioro de los arrecifes coralinos en el mundo, incluido el Gran Caribe es un hecho fuertemente reconocido (Spalding, 2004; Wilkinson y Souter, 2008). Como es de esperar, Cuba no escapa de esta situación según revelan evaluaciones realizadas en esta década por Alcolado *et al.* (2001a, 2001b, 2003). Este ecosistema de gran diversidad biológica es vital para el desarrollo turístico y pesquero así como de gran importancia para la generación de arena de muchas playas y para la protección de la costa y sus recursos naturales e infraestructura, entre otros bienes y servicios. Las causas de esta situación son tanto de origen antrópico local (sedimentación terrígena, contaminación, daño mecánico, estrés térmico industrial, y sobrepesca) como de eventos a gran escala (calentamiento del mar y la acidificación del agua por incremento de la concentración de CO<sub>2</sub>, producidos por el cambio climático) (Gardner, 2003; Hoegh-Guldberg, 1999, 2004 y Eakin *et al.*, 2008).

Consecuentemente, se ha hecho cada vez más necesario invertir esfuerzos y recursos en el monitoreo de los impactos producidos y en el conocimiento de la evolución del estado de las comunidades arrecifales, para poder así delinear estrategias y planes de acción pertinentes. En ese sentido, y con fines de manejo, los bioindicadores ambientales constituyen instrumentos disponibles ante la necesidad de realizar monitoreos sistemáticos que a la vez sean rápidos y económicos, en comparación con las mediciones directas de los factores involucrados, que suelen requerir muestreos frecuentes con altas tecnologías y procedimientos de alto costo y que demandan más recursos humanos.

Los corales pétreos, octocorales (gorgonias) y esponjas no pueden emigrar de las áreas contaminadas y por lo tanto reflejan, de manera integrada en el tiempo y en combinación de factores, las condiciones ambientales que han tenido lugar durante su desarrollo. Por su alta conectividad sistema-ambiente físico (*sensu* Bradbury, 1977), son recomendables como bioindicadores ambientales (Alcolado, 1984; 1992, Herrera-Moreno, 1991). Por otra parte, tienen en común que:

- Por su inmovilidad deben estar adaptados al ambiente en que viven.
- La composición y estructura de las comunidades no son afectadas por migraciones o desplazamientos locales.
- Como regla, no existen fuertes mecanismos de partición selectiva del alimento que influyan la estructura de las comunidades.

Es por ello, que sus comunidades constituyen modelos útiles en los estudios sobre los factores abióticos que estructuran las comunidades sésiles en el ambiente arrecifal. Los índices ecológicos de sus comunidades generalmente reflejan en un grado aceptable la realidad de lo que se observa en la naturaleza y, según Preston y Preston (1975) y Alcolado (1984), se utilizan para inferir el grado de severidad y constancia del ambiente físico. Tomando en consideración la valencia ecológica de las especies (*sensu* Carballo *et al.*, 1996: “grupo de condiciones biológicas que permiten sobrevivir a una especie o animal aislado”) y la estructura de las comunidades, puede evaluarse comparativamente la magnitud y extensión de los efectos de la contaminación (Alcolado, 1984; 2007; Herrera-Moreno y Alcolado, 1983, 1986a, 1986b; Herrera-Moreno, 1991; Hernández-Muñoz, 2004; Hernández-Muñoz *et al.*, 2008). Herrera-Moreno (1991) crea y propone el uso de índices de contaminación (IC) que consisten en la suma de especies resistentes a este tensor, tal como Alcolado (1981) lo había hecho con los octocorales como indicadores de tensión hidrodinámica en una investigación alrededor de Cuba.

El uso de las comunidades de organismos sésiles como bioindicadores ambientales de contaminación, turbulencia, sedimentación, severidad y constancia ambiental, ha sido sugerido en varias publicaciones a partir de los años ochenta. Trabajos como los de Alcolado *et al.* (1984, 1985, 1990, 1992, 1994, 1999), Alcolado y Herrera-Moreno (1987), Muricy (1989, 1991), Zea (1994), Alcolado *et al.* (1994), Carballo *et al.* (1994, 1996), Carballo y Naranjo (2001), y Vilanova *et al.* (2004) y Marcos (2005) emplearon las comunidades de esponjas; Alcolado (1981), Herrera-Moreno y Alcolado (1983, 1986a, 1986b), Hernández-Muñoz (2004), Hernández-Fernández y Alcolado (2007), Hernández-Muñoz *et al.* (2008) y Rey-Villiers (2009), las comunidades de gorgonias; y Martínez-Estalella y Herrera-Moreno (1989), las de corales pétreos. Alcolado (1984) y Alcolado *et al.* (1994) resumen la utilidad de los organismos sésiles como bioindicadores ambientales en arrecifes coralinos. La mayoría de estos trabajos han sido realizados por el Instituto de Oceanología incluyendo el área cercana a la desembocadura del río Quibú y otras aledañas más al oeste, que sirven de línea base para comparaciones. Con un enfoque ecológico, también han contribuido al conocimiento del impacto de la contaminación sobre el bentos en el litoral habanero, De la Guardia y González-Sansón (2000) en 1997, De la Guardia *et al.* (2001), González-Díaz y González-Sansón (2003) y González-Díaz (2010).

La vitalidad de los corales pétreos es otro bioindicador que ha sido creado por Dustan (1977, 1987, 1993) y Dustan y Halas (1987) quienes analizan un conjunto de condiciones de cada colonia de coral que reflejan su grado de vitalidad. Este tipo de análisis no ha sido aplicado a los octocorales por lo que surgió la conveniencia de probar su aplicación en este grupo para la bioindicación ambiental. Frente al litoral habanero y el del este de Bahía de Cochinos y la costa norte oriental de La Habana, Varona (2000) y Varona *et al.* (2004, 2005) estudiaron la incidencia de diferentes tipos de condiciones de las colonias de octocorales para indagar su estado de salud en diferentes áreas de arrecife. Este análisis se realizó de forma descriptiva, sin aplicar el índice de vitalidad de Dustan, ni utilizar sus resultados con fines de bioindicación ambiental.

El estudio poblacional de distribución de frecuencia de tallas en los corales pétreos también ha reflejado el grado de contaminación de las aguas en el litoral habanero (Herrera-Moreno, 1991). Este tipo de bioindicador potencial tampoco ha sido aprovechado con ese fin en los octocorales.

Aparte de los corales pétreos, que son los constructores principales del arrecife, las comunidades de octocorales y esponjas constituyen generalmente los componentes mejor representados del zoobentos sésil del arrecife coralino, y son importantes para la existencia y funcionamiento de este ecosistema amenazado (Bayer, 1961; Opresko, 1973; Díaz et Rützler, 2001; Wulff, 2001, 2006), de ahí que su monitoreo con fines de bioindicación aporta gran valor agregado por la útil información que brinda sobre su estado de conservación.

El litoral Oeste de Ciudad de la Habana, entre la desembocadura del Río Quibú y del Río Baracoa, es importante por su uso social recreativo y turístico. Una de las principales causas que afectan los arrecifes de esta área es la contaminación urbana producto de las descargas de residuales a través de los ríos, vertimientos costeros de aguas servidas y emisarios submarinos (Montalvo *et al.*, 2001), así como del drenaje pluvial.

Los objetivos específicos del proyecto fueron:

- Monitorear y determinar las variaciones de la composición y estructura de las comunidades de esponjas, octocorales y corales pétreos, como indicadores ambientales de contaminación, empleando los índices habituales:
  - Índice de contaminación (% de especies resistentes).
  - Índices de diversidad.
- Explorar y comparar otras características de las comunidades de esponjas, octocorales y corales pétreos que puedan servir como bioindicadores ambientales:
  - El índice de contaminación (IC) y los índices de diversidad en corales y esponjas empleando el porcentaje de cubrimiento del fondo en vez de la densidad de población de la comunidad que utilizamos habitualmente.
  - La distribución de frecuencia de tallas de las colonias de octocorales a los niveles de comunidad y de las poblaciones de dos especies indicadoras de contaminación seleccionadas por ser las más abundantes en la mayoría de las estaciones (*Plexaura kuekenthali* y *Eunicea flexuosa*).
  - La talla media de la comunidad de octocorales y de las poblaciones de las mismas dos especies indicadoras seleccionadas.
  - La vitalidad tanto de los octocorales (en los que no se ha aplicado anteriormente) y de corales pétreos a partir de un conjunto respectivo de tipos de condiciones de las colonias.

Del proyecto se esperaron y obtuvieron los siguientes impactos:

Científicos: (1) profundización en el conocimiento del potencial de bioindicación ambiental de comunidades sésiles de los arrecifes coralinos en relación con la contaminación; (2) profundización en la dinámica de las comunidades sésiles de arrecifes a largo plazo; y (3) formación de recursos humanos, particularmente de jóvenes recién graduados de la Universidad que laboran en el Instituto de Oceanología.

Socio-económicos y medioambientales: Información, a partir del monitoreo, sobre la evolución del impacto de la contaminación sobre las comunidades de esponjas, corales pétreos y octocorales, en un área de uso social recreativo y turístico, necesaria como base para establecer estrategias y planes de acción.

### **3. MATERIALES Y MÉTODOS**

#### **3.1. Descripción de las áreas de trabajo y de las estaciones de muestreo**

##### **3.1.1 Período y sitios de muestreo**

El presente estudio tuvo lugar en ocho estaciones arrecifales del litoral norte habanero concebidas dentro del marco del proyecto. Posteriormente se agregaron tres estaciones más (Pu1, AM1y Ca1) en correspondencia a las necesidades requeridas de los tres grupos bentónicos sésiles aquí evaluados (esponjas, corales y octocorales) para mejorar los resultados

del proyecto de acuerdo a los requerimientos de los análisis de cada uno. La investigación se llevó a cabo entre septiembre de 2007 y agosto de 2010, entre todas las estaciones. El estudio de talla y vitalidad de los octocorales se realizó a finales del 2008 y principios del 2009 en las estaciones AM1, ES1, IO1, CH1 y SA1 (Tabla 3.1; Fig. 3.1).

Tabla 3.1. Información sobre la ubicación, profundidad y siglas de las estaciones de muestreo.

<i>Localidad</i>	<i>Latitud N</i>	<i>Longitud W</i>	<i>Profundidad (m)</i>	<i>Tipo de fondo</i>	<i>Siglas</i>
Baracoa	23° 03' 09"	82° 34' 46"	10	Terraza superior	Bar1
Bajo de Santa Ana	23° 04' 44"	82° 31' 59"	10	Terraza superior	SA1
Jaimanitas	23° 05' 44"	82° 29' 31"	10	Terraza superior	Jai1
Club Habana	23° 05' 48"	82° 28' 23"	10	Camellón	CH1
Instituto de Oceanología	23° 05' 54"	82° 28' 16"	10	Camellón	IO1
	23° 05' 59"	82° 28' 16"	20	Camellón	IO2
Emisario Submarino	23° 05' 83"	82° 28' 03"	10	Camellón	ES1
	23° 06' 07"	82° 27' 59"	20	Camellón	ES2
Reparto Náutico	23° 06' 04"	82° 27' 36"	10	Terraza superior	Nau1
Hotel Panorama	23° 06' 92"	82° 26' 41"	10	Terraza superior	P1
La Puntilla*	23° 82' 13"	82° 24' 77"	10	Terraza superior	Pu1
Parque Antonio Maceo**	23° 08' 32"	82° 22' 12"	10	Terraza superior y Camellón	AM1
Calderas***	23°10' 52.32"	82°03'15"	10	Terraza superior	Ca1

\*Estación extra donde se muestrearon los tres grupos bentónicos sésiles (esponjas, corales y octocorales). \*\*Estación extra donde solo se muestrearon las esponjas (terrazza superior) y los octocorales (camellón). \*\*\*Estación extra donde solo se muestreó las esponjas y los octocorales.

### **3.1. 2. Descripción del entorno de las localidades de trabajo**

Gran parte de las áreas urbanas e industriales y sus vertimientos se ubican sobre formaciones carbonatadas, con la presencia de fenómenos cársticos típicos de las mismas, lo que potencia la vulnerabilidad a la contaminación al facilitarse el transporte de contaminantes hacia las aguas subterráneas por los conductos y oquedades característicos de estas zonas (Guerra, 2004).

Las cuencas fluviales presentes en el sector de investigación son: la Bahía de La Habana, los ríos Almendares, Quibú, Jaimanitas, Santa Ana y Baracoa, los cuales desembocan sus aguas contaminadas directamente al mar. Estas cuencas fluviales reciben un número variable de fuentes contaminantes (Tabla 3.2).

Como refieren GEOCUBA (1998) y García y Rodas (1999;) para la localidad Bajo de Santana, Guerra (2004) para Jaimanitas, y Delgado (2007) para el frente de calle 70 (Hotel Panorama), debido a la estrechez de la plataforma marina estudiada debe existir un fuerte intercambio con las aguas oceánicas que favorezca una rápida dilución de los contaminantes.

**Baracoa (Bar).** La estación Bar1 ubicada frente al poblado de Baracoa se localiza 200 m aproximadamente al oeste del río del mismo nombre.

El supralitoral es rocoso (diente de perro) y presenta un ancho que varía según la topografía cárstica de esta localidad. La zona infralitoral se inicia como una terraza rocosa abrasiva a una profundidad entre 1-1,5 m, y se extiende hasta su borde externo, a 11 m de profundidad, donde comienza el escarpe del arrecife frontal (que en lo adelante denominamos veril) que cae hasta alrededor de 13 m de profundidad. La complejidad del relieve del fondo aumenta con la

profundidad y es mayor en el veril. A continuación se extiende una cuenca arenosa de ancho variable que culmina en un sistema de camellones y cangilones hasta la pendiente profunda del arrecife frontal profundo (que en lo adelante llamamos pared).

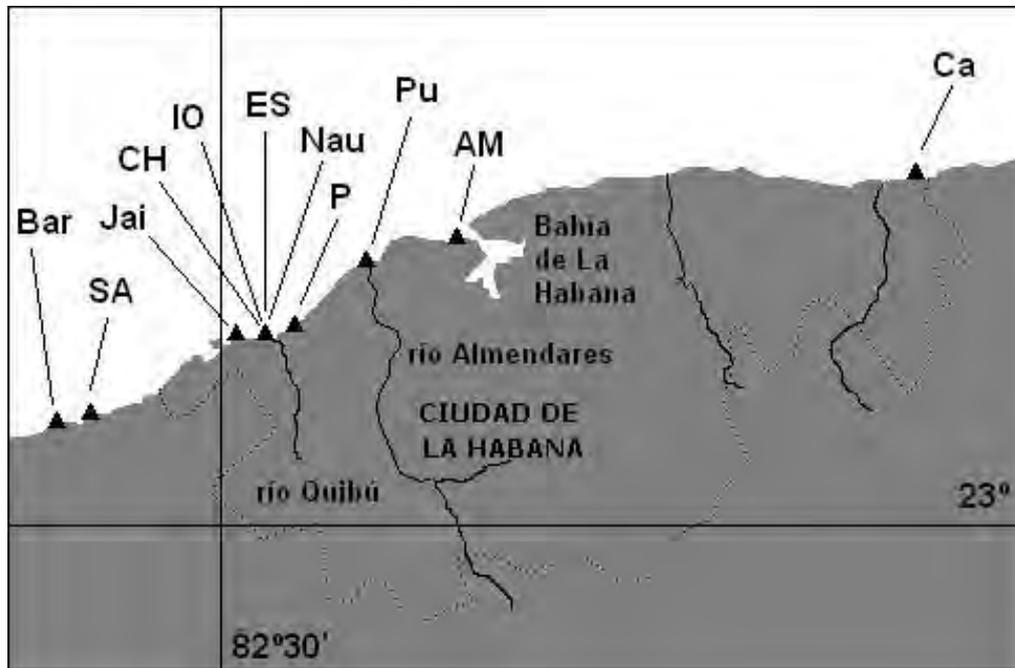


Figura 3.1. Localización de las estaciones de muestreo en el litoral de la Ciudad de La Habana. Parque Antonio Maceo (AM), Hotel Panorama (P), Reparto Náutico (Nau), emisario submarino (ES), Instituto de Oceanología (IO), Club Habana (CH), Jaimanitas (Jai), Bajo de Santa Ana (SA) y Baracoa (Bar).

**Bajo de Santa Ana (SA).** La estación de muestreo SA1 se encuentra aproximadamente a 1 km al E de la desembocadura del río Santa Ana. El supralitoral es rocoso de diente de perro y varía entre 10 y 30 m de ancho. En el infralitoral, se extiende una terraza rocosa abrasiva desde 1 m hasta 10 m de profundidad a 200 m de distancia de la costa, y aparece el veril que cae hasta 15 m. A continuación se extiende un arenal hasta el arrecife la pared.

La terraza presenta oquedades que aumentan en número y tamaño con la profundidad. En el veril se alcanza la mayor complejidad estructural del fondo. Esta terraza está comparativamente muy poblada de esponjas, corales pétreos y octocorales que aumentan en número con la profundidad. Por su posición al este del río y el predominio de las corrientes costeras hacia el oeste a causa de los vientos dominantes, la estación de muestreo debe recibir muy poca influencia de éste. De hecho, Delgado (2007), considera esta zona como una de las menos contaminadas en todo el litoral habanero a juzgar por la abundancia de bacterias coliformes, por lo que fue utilizada en el presente estudio con fines comparativos como referencia de sitio limpio.

**Jaimanitas (Jai).** La estación de muestreo Jai1 se localiza al oeste del río Jaimanitas en el borde externo de la terraza superior donde comienza el veril a 10 m de profundidad.

La terraza superior, rocosa y abrasiva, se extiende 200 m aproximadamente desde la costa hasta el borde superior del veril donde la profundidad es de aproximadamente 10 m. Cerca de la orilla predominan octocorales del género *Gorgona* (abanicos de mar). En la terraza se

observó gran cantidad de corales de tamaño mediano, octocorales y esponjas. A continuación del veril se extiende una terraza inferior arenosa hasta la pared.

Frente a esta estación se encuentra ubicado el complejo turístico Marina Hemingway, que oferta alojamiento y diferentes actividades náuticas y recreativas. Entre los contaminantes que inciden en la calidad del agua de esta área se encuentra las aguas residuales del propio centro turístico, que son impulsadas al mar mediante bombeo y dispuestas a través de un emisario submarino, así como residuales de industrias y lagunas de oxidación que llegan al río Jaimanitas y se incorporan posteriormente a las aguas que bañan el litoral. Existen además, aportes no tratados en los drenajes del poblado de Santa Fe y del lugar conocido por “La Isla” ubicado dentro de la propia marina muy cerca de los canales (Delgado, 2007).

Tabla 3.2. Número de fuentes contaminantes que desembocan en las cuencas fluviales presentes en el sector de investigación (Instituto de Geofísica y Astronomía-Delegación del CITMA, INRH). El dato de La Bahía de La Habana fue publicado por Simón y Fuster (2004) y el de Baracoa proviene de Eusebio Perigó (inédito). El dato de caldera fue estimado por los autores de este trabajo.

<b>Cuencas</b>	<b>No. de fuentes contaminantes</b>
Bahía de La Habana	101
Río Almendares	89
Río Quibú	42
Río Jaimanitas	33
Río Santa Ana	21
Río Baracoa	10
Caldera	1

**Emisario submarino del Reparto Flores (ES).** En las tres estaciones de muestreo (ES1, IO1, CH1) ubicadas frente a este reparto existe un gradiente de contaminación generado por un emisario submarino y el contaminado río Quibú, cercanos uno del otro, al E de este sector (Montalvo *et al.*, 2001).

En los primeros 100 m desde de la línea costera, la profundidad no sobrepasa los 3 m. Ahí areno-fangoso con parches de pastos marinos de *Thalassia testudinum* mezclada con *Syringodium filiforme* gracias a la protección de una cresta de arrecife muy deteriorada. En esta zona aparecen octocorales de pequeña talla dominados por el género *Pterogorgia* en porciones de fondo rocoso cubiertas por sedimentos. A continuación la profundidad disminuye de 1-1.5 m por la presencia de la mencionada cresta que se extiende de manera paralela a la costa, con un ancho variable de 25 a 50 m), Sobre ésta aún crecen muy escasas colonias de los coral orejón *Acropora palmata* y coral de fuego *Millepora complanata*.

A partir de esta cresta, se extiende en un tramo de 300 m la terraza superior fondo es rocoso de escaso relieve y con una delgada capa de sedimento, donde los corales y octocorales aumentan en número hasta los 10 m de profundidad. Aquí abundan predominan los octocorales, no escasean los corales pétreos y abundan las macroalgas. A partir de esta profundidad comienza un fondo de camellones y cangilones que se extienden hasta los 18-20 m donde aparece el veril. A los 20 m los camellones aparecen en forma de mesetas de 15-20 m de ancho y 5 m de altura aproximadamente, separados entre sí por cangilones de 10-15 m de ancho. A esta profundidad predominan también los octocorales aunque se observa un mayor número de corales pétreos. Tanto en 10 como en 20 m de profundidad es de destacar la presencia de coral de fuego *Millepora alcicornis*. A partir de los 25-30 m de profundidad

desaparecen los camellones y el fondo se vuelve arenoso con cabezos de coral hasta la pared a 1 km de distancia de la costa (Fig. 3.2).

**Reparto Náutico (Nau).** Desde la costa de diente de perro, la terraza superior rocosa abrasiva se extiende hasta su borde exterior (entre 350 y 400 m aproximadamente) donde comienza el veril, a 10 m de profundidad. En ese perfil fueron escasos y pequeños los corales, octocorales y esponjas, denotando la existencia de fuerte tensión ambiental. A continuación se extiende una cuenca arenosa hasta llegar al sistema de camellones y cangilones, y finalmente a la pared.

Al oeste de la estación (Nau1) se encuentra cerca la desembocadura del contaminado río Quibú y el emisario submarino de la calle 180. Sin embargo, no debe recibir mucha influencia directa de estas fuentes contaminantes, debido a que la corriente costera se dirige predominantemente hacia el W (Rodríguez-Portal y Nadal-Llosa, 1983). Por ello su costa suele usarse como zona de baño público.

**Hotel Panorama (P).** En el infralitoral, se extiende la terraza superior con fondo rocoso abrasivo hasta llegar, aproximadamente a los 200 m de la costa, al borde superior de un veril que se encuentra entre 10 y 15 m de profundidad. A continuación extiende una cuenca arenosa de ancho variable hasta la pared.

Con la profundidad, la terraza aumenta la complejidad de su relieve y la cantidad de esponjas, corales pétreos y octocorales. En los primeros 50 m de la explanada apareció un gran número de erizos *Echinometra* y de macroalgas. También, en esta zona son predominantes los abanicos de mar *Gorgonia ventalina* y *G. flabellum*. En el supralitoral hay instalaciones hoteleras y recreativas, incluido el Acuario Nacional de Cuba.

A pesar de que la costa es de diente de perro, es muy frecuentada por la población como zona de baño durante el verano. Los residuales de los hoteles Copacabana, Panorama, Tritón y Neptuno van al colector principal de aguas albañales de la calle 1ra que vierte sus aguas a través del emisario submarino ubicado en La Puntilla a considerable distancia (3,7 km) hacia el este, lo que impide que estos residuales afecten directamente la calidad del agua en el área de la estación de muestreo (Delgado, 2007).

Al oeste de la estación, desemboca el colector de drenaje pluvial de la calle 70, al cual llegan residuales urbanos provenientes de algunas conexiones ilegales pero que por la dirección predominante de las corrientes costeras no deben tener mucha influencia sobre el área de la estación de muestreo donde, en efecto, se apreció una gran transparencia del agua durante casi todo el año y solo se observó cierto grado de turbidez después de fuertes lluvias o durante oleaje intenso.

**Parque Antonio Maceo (AM).** En la Caleta de San Lázaro (específicamente frente al parque Antonio Maceo) el supralitoral es una franja de diente de perro de sólo 1 a 3 m de ancho aproximadamente a causa de la urbanización. El perfil infralitoral se caracteriza por una terraza superior rocosa abrasiva que se extiende desde 1 m de profundidad en la costa y hasta 100 m de distancia donde se encuentra el veril, que cae de 9 a 11 m de profundidad. A continuación se extiende una cuenca arenosa de ancho variable (entre 30-50 m) y posteriormente, un fondo de camellones y cangilones donde se localiza a 10 m la estación de muestreo (AM1) en la parte superior de un camellón. El ancho de los camellones es variable al igual que los canales arenoso que existe entre ellos. La altura de los camellones en la estación varía entre 0.5 y 1 m y va aumentando a medida que se acercan a la pared.

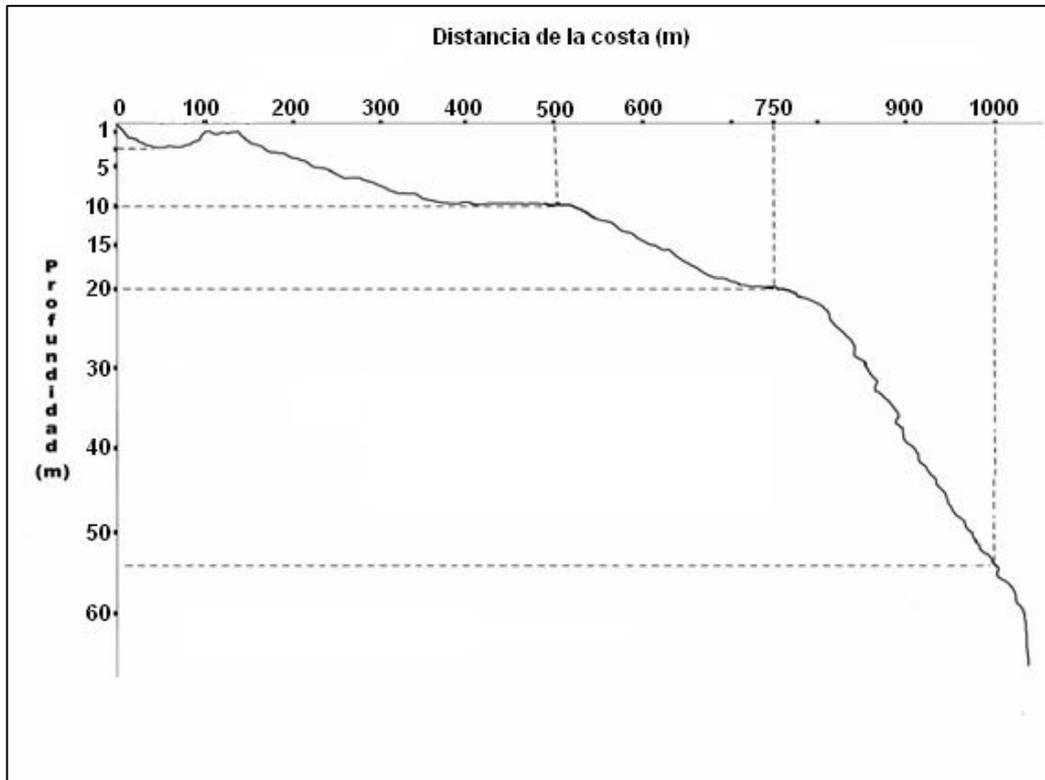


Figura 3.2. Ejemplo del perfil batimétrico frente al Reparto Flores.

En la terraza superior se desarrolla una densa capa de alga *Dictyopteris* sp., aunque también se observa en gran cantidad *Galaxaura* sp. y *Sargassum* sp. que dejan muy poco sustrato para la fijación de plánulas de corales y octocorales. Se observaron pocas esponjas y escasos erizos *Diadema antillarum*. La única especie de octocoral observada fue *Pterogorgia citrina* Esper, 1972 la que en el veril es la especie dominante; aunque aparecen otras especies de este género y algunas de corales pétreos como *Millepora alcicornis*.

Producto de la orientación NW-SE del canal de la Bahía de La Habana y en virtud del sistema de circulación costero, las aguas contaminadas se orientan fundamentalmente en sentido W afectando así principalmente la costa SW (La Caleta de San Lázaro) cuyas características favorecen la acumulación de los desechos (Mosquera y Cabañas, 1985). Debido a esto, la estación AM se consideró como la más contaminada y fue utilizada con fines comparativos en los octocorales, fuera del marco de este proyecto para una tesis de diplomado universitario. Sin embargo, por aportar elementos importantes se incluyó en el presente informe.

**La Puntilla.** Esta estación (Pu1) se localiza inmediatamente al oeste de la desembocadura del contaminado río Almendares y del emisario submarino que recibe los residuales que transporta el colector principal del alcantarillado del Municipio Playa. La descarga de este emisario ocurre en este lugar a una distancia aproximada de 600 m de la costa (Delgado, 2007). Este emisario submarino sufrió una fractura total a solo 12 m de profundidad en la misma desembocadura del río, y presenta varias fugas de desechos por las uniones de los tubos. Esto implica que los contaminantes no se descarguen a los 28 m de profundidad donde se encontraba la salida original y que por lo tanto no haya una buena dilución de los mismos.

La gran cercanía de este sitio a la desembocadura del río Almendares, implica que este sitio reciba la mayor influencia de las aguas provenientes de ambas fuentes contaminantes, aunque no de forma tan directa e intensa debido a su posición con respecto a la dirección de salida del agua del río.

La zona supralitoral es de diente de perro con un ancho variable que se encuentra limitado por construcciones urbanas aledañas. El infralitoral se inicia con una terraza rocosa abrasiva que aumenta en profundidad hasta llegar al borde del veril a unos 100 m aproximadamente de la línea costera. El desarrollo de los muestreos se realizó en el borde superior del canto de veril a unos 10 m de profundidad.

**Caldera.** La estación Ca1 se localiza aproximadamente 6 km al *E* del Rincón de Guanabo en el extremo oriental de la Ciudad de La Habana. La zona supralitoral se caracteriza por una terraza rocosa de diente de perro que presenta un ancho variable entre 20 y 40 m de ancho en dependencia de la topografía cársica de la zona.

El infralitoral se inicia a 1 m de profundidad con una terraza rocosa abrasiva que se extiende hasta llegar al canto de veril, el cual presenta 10 m de profundidad en su borde superior y en el inferior entre los 13 y 15 m. El borde superior del canto de veril yace aproximadamente a 100 m de la línea costera. A medida que aumenta la profundidad en la terraza rocosa abrasiva se incrementa el número de oquedades y refugio para la fauna arrecifal hasta llegar al canto de veril donde el nivel de anfractuosidad resulta mayor. En el borde superior del canto se observaron una gran cantidad de corales pétreos por encima de 20 cm de diámetro mayor y existe una gran densidad de esponjas y octocorales. Las macroalgas predominantes en la terraza superior del canto de veril fueron *Dyctiota* sp. y *Lobophora variegata*. En el borde superior de este canto se realizaron los muestreos de esta estación.

El número de fuentes contaminantes en esta estación resulta bajo ya que se encuentra alejada del desarrollo urbano e industrial de la ciudad. El río Guanabo junto con la comunidad de este reparto resultan ser las mayores posibles fuentes contaminantes más cercanas a esta estación, pero a su vez se localizan aproximadamente a 6 km al *W* de Ca1 por lo que resulta muy poco probable que lleguen sus vertimientos a la estación. Además, según Rodríguez-Portal y Nadal-Llosa (1983) las corrientes en el litoral habanero predominan hacia el *W*, por lo que la mayor parte de los vertimientos debe esperarse que fluya hacia el *W*, en sentido contrario a la ubicación de Ca1. En las zonas aledañas de Ca1 no existe ningún asentamiento humano ni un gran desarrollo industrial. Solo se observan de manera aislada algunos pozos de petróleo que al parecer presentan un buen control ambiental, ya que no se observa en el mar ningún tipo de indicio de derrame del mismo. Por estos motivos, esta estación es considerada como una de las menos contaminadas de esta investigación.

En la provincia Ciudad de La Habana, en la última década predominaron los años secos (2000, 2001, 2004, 2006, 2007 y sobre todo 2009). Llama la atención la pluviosidad comparativamente alta en 2005 a lo que contribuyó en gran medida el paso del huracán Wilma por el Estrecho de la Florida (datos del Instituto de Meteorología en ONE, 2006, 2010) (Fig. 3.3).

La carga dispuesta de DBO (t/a) más elevada en el litoral habanero se registró en la cuenca de Bahía de La Habana, seguida por la cuenca Almendares-Vento y la del oeste de la ciudad. La cuenca del este de la Ciudad de La Habana en los últimos ocho años se ha mantenido con una carga dispuesta de DBO (t/a) relativamente baja, y en el 2009 tuvo un ligero incremento. Las tres primera cuencas nombradas anteriormente tuvieron a partir del 2006 una disminución en la DBO (t/a) en comparación con sus registros históricos tomados desde el 2001 (Tabla 3.3).

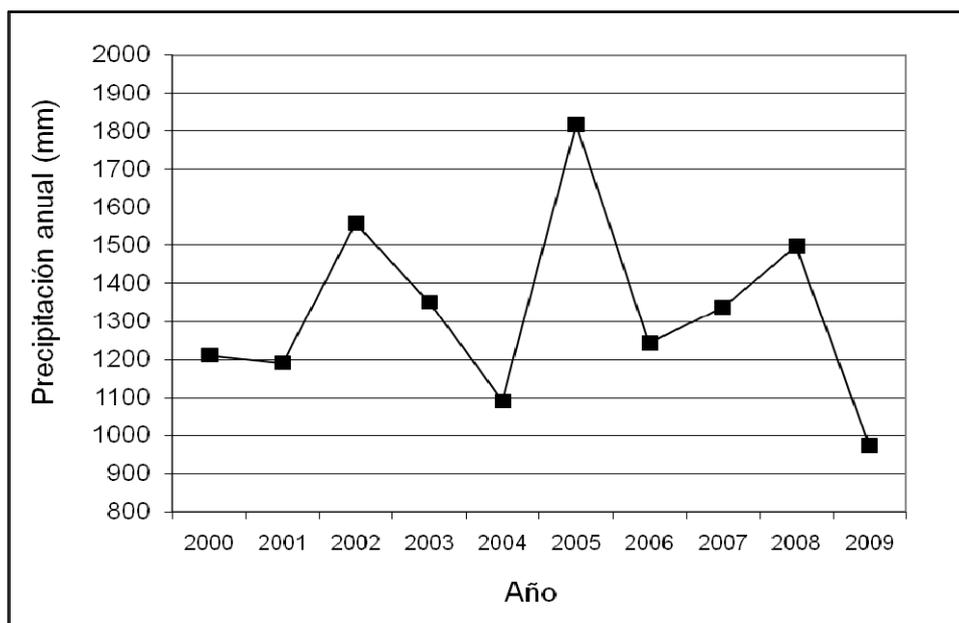


Figura 3.3. Precipitaciones anuales en Ciudad de La Habana (2000-2009).

Tabla 3.3. Carga dispuesta de DBO (t/a) en cuatro cuencas de la Ciudad de La Habana desde el 2001 al 2009. Datos del CIGEA.

Año	Cuenca Oeste Carga dispuesta DBO t/a	Cuenca Almendares- Vento Carga Dispuesta DBO t/a	Cuenca Bahía de La Habana Carga Dispuesta DBO t/a	Cuenca Este Carga Dispuesta DBO t/a
2001	772	6450	8150	1536
2002	759	5968	7066	1522
2003	2779	3302	3424	1519
2004	2749	3264	3338	1519
2005	2530	2952	2793	1575
2006	1131	1862	780	1674
2007	1130	1841	651	1678
2008	1036	2018	390	1937
2009	1244	2034	1322	2274

### 3.2. Métodos de muestreo

#### 3.2.1. Toma de muestras

Los muestreos se hicieron mediante buceo autónomo. Los individuos (en el caso de las esponjas) o colonias (en el caso de los octocorales) de identidad dudosa se les cortaron un pedazo que fue guardado en una bolsa de nylon para su posterior identificación en el laboratorio en base al tamaño y forma de las espículas.

Se emplearon dos métodos de muestreo: el del marco cuadrado de 1 m de lado para estimados de densidad y estructura comunitaria basada en número de colonias (corales pétreos y octocorales) o individuos (esponjas); y el de transecto lineal (Loya, 1978) para estimados de cubrimiento y estructura comunitaria basada en cubrimiento (en corales pétreos y esponjas).

El posicionamiento de las unidades de muestreo (marco cuadrado y transecto lineal) se realizó siguiendo un diseño aleatorio-sistemático para abarcar el espacio de la estación de la manera más homogénea posible. Para posicionar el marco cuadrado en cada estación, se empleó una cinta métrica de 100 m extendida paralelamente a la costa a la misma profundidad. Dentro de cada decena de metros se escogió un punto aleatorio y cada uno de estos se tomó como punto de partida (hacia mar abierto) de un recorrido de 10 m perpendicular a la cinta, en el cual se predeterminaron tres puntos al azar donde se puso el marco. Para no tener que utilizar una cinta métrica y ahorrar tiempo de inmersión, esto se hizo mediante volteo sucesivo del marco hasta caer en el punto correspondiente. En algunos casos hubo que realizar más de una inmersión para completar tamaños de muestras lo más representativos que fuera posible.

Para el posicionamiento de los transectos lineales, estos fueron extendidos a partir de los diez puntos aleatorios de la cinta métrica de 100 m en dirección a mar afuera. En los casos en que la unidad de muestreo cayó sobre arena, se trasladó hacia delante sobre la cinta métrica tanto como fuera necesario para que cayera sobre fondo rocoso. Se utilizaron 30 marcos cuadrados y 10 transectos lineales por estación, excepto en aquellos casos donde fue necesario variar estas cifras para alcanzar un tamaño de muestra adecuado tratando en lo posible alcanzar 250 individuos o colonias como recomiendan Herrera-Moreno y Alcolado (1986a, 1986b) en corales pétreos y octocorales, y por Alcolado (1985) en esponjas, para tener un 95% de probabilidad de obtener índices de Heterogeneidad de Shannon y Weaver (1963) representativos (estabilizados en curvas acumulativas con relación al número de colonias o individuos contados). En el caso de los octocorales donde había escasez de colonias, los tamaños de muestra obtenidos con 30 marcos se aumentaron mediante un transecto de banda. Este transecto se delimitó con una cinta métrica de 30 m paralela a la costa a 10 m de profundidad que sirvió como guía para realizar el recorrido abarcando 1 m a ambos lados de la cinta.

### **3.2.2. Composición, estructura de comunidades, y dominancia de las especies de esponjas, corales pétreos y octocorales**

**Abundancia relativa.** Se empleó el marco cuadrado de 1 m de lado para determinar la composición y estructura de las comunidades de esponjas, corales pétreos y octocorales durante tres años de muestreo. Para esto se contó el número de colonias o individuos por especie enmarcados en cada unidad de muestreo.

**Cubrimiento.** Se empleó el transecto lineal de Loya (1978) para estimar el cubrimiento del fondo por corales pétreos y por esponjas, otra alternativa que pudiera servir como bioindicador ambiental. Para esto se midió (en cm) la cobertura lineal de cada individuo/colonia que caía justo debajo de la cuerda.

### **3.2.3. Tallas de los octocorales**

**Media.** La talla de las colonias se expresó en centímetros y se determinó mediante una cinta métrica de 1,5 m de largo aproximando al centímetro más cercano. Se determinó como talla de octocorales la altura de las ramas más largas. Se calculó la talla media de la comunidad excluyendo las colonias menores e iguales que 5 cm, y de esta misma forma se procedió para el estudio poblacional.

**Distribución por tallas.** Para el estudio de distribución por tallas de los octocorales se agruparon en intervalos de 10 cm. Se anotó cuando una colonia tenía menos de 5 cm de altura (que consideramos recluta; Howard R. Lasker, com. pers.), sin dejar de considerarla dentro del intervalo de menos de 10 cm. Cuando la medida de una colonia de cualquier especie caía en el límite del rango, se determinó incluirla en el rango inferior.

El método de transecto de banda se utilizó para completar el tamaño de muestra en la obtención de la talla media y de la distribución por tallas de las poblaciones de *Eunicea flexuosa* Lamouroux, 1821 y *Plexaura kuekenthali* Moser, 1921. A 1 m a cada lado del cordel guía de 30 m de largo, se realizó un recorrido en cada estación midiendo la altura de las colonias de ambas especies, para evitar repetir las medidas de las mismas colonias en el intento de aumentar el tamaño de muestra. Esta operación se efectuó hasta lograr tener entre 89 y 118 colonias, tamaño de muestra que coincidió con el que utilizaron Herrera-Moreno y Martínez-Estalella (1987) en su estudio sobre la distribución de frecuencia de tallas del coral pétreo *S. radians*

### **3.2.4. Vitalidad de las comunidades de corales y octocorales**

Para el análisis de la vitalidad, se aplicó el método de Dustan (1977) originalmente aplicado para corales pétreos, y que aquí se utilizó también para octocorales adaptada a los tipos de afectaciones que sufre este grupo. El método consiste en registrar diferentes tipos de condición de las colonias y calcular sus respectivos porcentajes de incidencia. Para esta investigación se consideraron los siguientes tipos de condición de las colonias de corales pétreos:

1. Sano
2. Cicatrizado
3. Daño de tejido
4. Daño de tejido y esqueleto
5. Muerte parcial reciente
6. Muerte total reciente
7. Muerte parcial antigua
8. Muerte total antigua
9. Daño de borde (macroalgas)
10. Mucus
11. Sedimentos sin necrosis del tejido
12. Sedimentos y necrosis del tejido
13. Mordidas de peces
14. Depredación por caracol *Coralliophila*
15. Depredación por gusano *Hermodice carunculata*
16. Bioerosión
17. Plaga blanca
18. Banda negra
19. Mancha oscura
20. Mancha amarilla
21. Pálido
22. Blanqueado
23. Otras enfermedades
24. Sobrecrecimiento por macroalgas
25. Sobrecrecimiento por cianobacterias
26. Sobrecrecimiento por otros invertebrados
27. Jardines de damiselas (chopitas).

Para los octocorales se consideraron los siguientes tipos de condición de las colonias (Rey-Villiers, 2009):

1. Sanas
2. Aspergilosis
3. Banda negra

4. Banda roja
5. Necrosis del tejido
6. Tumores nodulares
7. Tumores algales
8. Depredación por el gasterópodo *Cyphoma gibbosum* (cinturita). Con presencia de este.
9. Depredación por el gasterópodo *Cyphoma gibbosum* (cinturita). Con ausencia.
10. Depredación por el poliqueto *Hermodice carunculata* (gusano de fuego)
11. Cubrimiento por *Millepora alcicornis* (coral de fuego)
12. Fractura
13. Desprendimiento
14. Colonización por alga
15. Eje expuesto en la base
16. Eje expuesto en el fronde
17. Colonización por ascidias
18. Colonización por hidroides
19. Depredación por el gasterópodo *Coralliophila caribaea*

Aparte de los tipos de condiciones enumerados en la lista anterior, en los octocorales, las colonias consideradas casi sanas fueron las que sólo sufrieron: la acción depredadora natural de *Cyphoma gibbosum* (con presencia y con ausencia), *Hermodice carunculata* y *Coralliophila caribaea*. Las colonias saludables constituyen la suma de las sanas más las casi sanas.

### 3.3. Procesamiento de los datos

Se comprobó que los tamaños de muestra eran representativo en cada estación, mediante curvas acumulativas del índice de Heterogeneidad H' de Shannon y Weaver (1963) contra número de individuos o colonias, y de unidades de muestreo (Anexo 1). Para lograr eso se hizo lo posible por acercarse u obtener más de 250 individuos o colonias, de acuerdo con la logística que estuvo disponible para cada muestreo. En el caso de la estación AM1 para las colonias de octocorales contadas con marco cuadrado de 1 m de lado y con transecto de banda complementario fueron agrupadas sucesivamente de 10 en 10 en el conteo para luego poder realizar la acumulación secuencial y obtener la curva del índice de heterogeneidad acumulado contra el número de colonias muestreadas.

Se confeccionaron las listas taxonómicas de especies de esponjas, corales pétreos y octocorales para el área de estudio con los datos de todas las estaciones (Anexos 2, 3 y 4). Las identificaciones taxonómicas se basaron: para esponjas, en Alcolado (2002) y Hooper y Van Soest (2002); (2) para corales, en González-Ferrer (2004); y (3) para octocorales, en García-Parrado y Alcolado (1996), con algunas modificaciones, según informaciones recibidas sobre cambios actuales en la sistemática (Pedro M. Alcolado, com. pers.).

En los tres grupos taxonómicos se calcularon los porcentajes de abundancia en número, mientras que en esponjas y corales pétreos, los porcentajes en cubrimiento de cada especie por estación mediante el programa Microsoft Office Excel 2003.

Se aplicó un análisis multidimensional de clasificación numérica jerárquico aglomerativo (*Cluster Analysis*) según Boesch (1977), en función de la composición y estructura de las comunidades (predominio de las especies) para determinar tendencias de agrupamiento espaciales y temporales entre las estaciones. Como índice de afinidad se empleó el coeficiente de similitud

de Bray-Curtis, y como método de agrupación el algoritmo promedio de grupos (UPGMA). Los datos fueron transformados con raíz cuadrada.

Para obtener el ordenamiento de las comunidades en espacio y tiempo, se aplicó un análisis escalado multidimensional no métrico (nMDS) con la misma matriz de similitud. Ambos análisis se efectuaron para todas las estaciones de 10 m de profundidad, así como las de 20 m de las localidades Instituto de Oceanología y Emisario Submarino. Los cálculos se hicieron con el programa PRIMER 5.

Para cada estación se determinaron los índices de diversidad: Índice de Heterogeneidad  $H'$  de Shannon y Weaver (1963) y Equitatividad  $J'$  de Pielou (1966), tanto para abundancia en número como en cubrimiento, con el programa PRIMER 5.

Se calculó el porcentaje de especies resistentes a la contaminación (%ER) propuesto por Herrera y Alcolado (1985) para octocorales y que en este trabajo se nombra como Índice de Contaminación (IC). También se empleó para esponjas y corales pétreos, y se determinó el IC sumando los porcentajes de las especies resistentes a este tensor. En las esponjas fueron *Clathria venosa*, *Cliona delitrix* y *Iotrochota birotulata* forma *musciformis* según Marcos (2005) y Alcolado (2007); en los corales pétreos, *Siderastrea siderea* y *S. radians*; y en los octocorales, *Eunicea flexuosa*, *E. calyculata f. typica*, *E. calyculata* forma *coronata*, *E. mammosa*, *E. tourneforti*, *Plexaura kuekenthali* y *Pseudoplexaura flagellosa*, siguiendo a Herrera Moreno y Alcolado (1983) y a Herrera-Moreno (1991). A los octocorales resistentes se le agregó el porcentaje de *Pterogorgia citrina*, a juzgar por la propuesta de Rey-Villiers (2009) quién se basó en datos propios y en los resultados de de la Guardia y González-Sansón (2000) en la Caleta de San Lázaro y por Del Valle *et al.* (1997) en Playa del Chivo (ambas áreas contaminadas y pertenecientes al litoral habanero). Se calculó también con fines comparativos el Índice de Tensión Hidrodinámica (ITH) de Alcolado (1981). Esos cálculos se realizaron mediante el programa Microsoft Office Excel 2003.

ITH= suma de los porcentajes de las especies tolerantes al batimiento (Alcolado, 1981) que son *E. flexuosa*, *E. calyculata f. typica*, *E. mammosa*, *E. tourneforti*, *Plexaurella dichotoma*, *Muricea muricata*, *Gorgonia ventalina*, *Gorgonia flabellum*, *Pterogorgia anceps*, *Pterogorgia citrina* y *Pterogorgia guadalupensis*.

Para cada estación se aplicó un análisis de varianza unifactorial (ANOVA, años), para determinar la existencia de diferencias significativas respecto a la densidad entre los años muestreados. Este análisis también se aplicó para cada año de muestreo, con el objetivo de detectar diferencias significativas de la densidad entre estaciones (ANOVA, estaciones). La diferenciación entre las medias se realizó mediante la prueba de Student-Newman-Keuls (SNK).

Para comprobar la homogeneidad de varianza de los datos utilizados en los ANOVA se aplicó la prueba de Levene. Cuando no existía la homogeneidad de varianza se transformaron los datos, basado en la relación que se establece entre el logaritmo de la media y el logaritmo de la varianza de la variable densidad, propuesta por Taylor (1961). Estos análisis se realizaron con el programa STATISTICA 7 (StatSoft, Inc. 2004), con nivel de significación de 0,05.

En los octocorales, los datos de las tallas no cumplieron con la homogeneidad de varianza con la prueba de Levene, por lo que fueron transformados de acuerdo con la relación entre el logaritmo de la media y el logaritmo de la varianza de la variable talla, propuesta por Taylor (1961). La transformación equivalente al nivel comunitario y de la población de *E. flexuosa* fue el recíproco de la talla, y para *P. kuekenthali* la raíz cuadrada. Para saber si existían diferencias significativas en la talla media de las colonias a nivel comunitario y poblacional entre las cinco estaciones, se aplicó un análisis de varianza unifactorial (ANOVA). La detección de diferencias entre pares de medias se realizó con la prueba de rangos múltiples de Student-Newman-Keuls (SNK).

El nivel de significación tomado en cada una de las pruebas paramétricas fue de 0,05 y el paquete estadístico empleado fue el STATISTICA 7.0 (StatSoft, Inc. 2004).

Con estos valores y los de abundancia relativa se hizo una correlación producto-momento de Pearson, y cuando no se cumplieron la normalidad y homogeneidad de varianza aún con la transformación de los datos se aplicó la correlación por rangos de Spearman. Se utilizó el programa STATISTICA 7, con nivel de significación de 0,01.

Se determinaron los porcentajes de cubrimiento de cada especie de esponjas y corales pétreos por estación mediante el programa Microsoft Office Excel 2003.

Se calcularon los IC y los índices de diversidad con los porcentajes de cubrimiento para compararlos con los obtenidos a partir de los porcentajes en número. Para estos cálculos se usaron los programas Microsoft Office Excel 2003 y PRIMER 5, respectivamente.

Finalmente se confeccionó una tabla comparativa con los bioindicadores que mejor reflejaron las condiciones ambientales y sus atributos de esfuerzo e información del muestreo, en una escala de 1 a 3. Las puntuaciones fueron dadas a criterio discutido y consensuado por los autores.

## 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 4.1. Monitoreo

#### 4.1.1. Octocorales

Las especies más abundantes en las estaciones del Reparto Flores fueron *P. kuekenthali* y *E. flexuosa*, especies que por su predominio a 10 m de profundidad son indicadoras de contaminación según Herrera-Moreno (1991), Hernández-Muñoz *et al.* (2008) y Rey-Villiers (2009). En la estación AM1, *P. citrina* tuvo una elevada dominancia y *Pseudopterogorgia elisabethae* Bayer, 1961 predominó en la estación SA1. En la estación Ca1 las especies predominantes fueron *Pseudopterogorgia americana* y *E. flexuosa*, mientras que en Pu1 fueron *Eunicea mammosa* y *E. flexuosa* (Tabla 4.1.1.1).

El Índice de Contaminación (IC) se correspondió con el gradiente de contaminación que existe a lo largo del área de estudio (Fig. 4.1.1.1). El mayor IC se alcanzó en la estación AM1 (la más contaminada) por recibir la influencia directa de las aguas de La Bahía de la Habana, que según CIMAB (2008; 2009) están muy contaminadas. También reflejó el gradiente de contaminación observado químicamente por Montalvo *et al.* (2001) frente al Reparto Flores, generado en conjunto por el emisario submarino de la calle 180 y el río Quibú. Este gradiente coincidió con lo observado por Hernández-Muñoz (2004) a partir de la dominancia de especies de octocorales indicadoras de contaminación. La estación más cercana a estas fuentes contaminantes (ES1) fue la que presentó los mayores valores, seguida por IO1 y CH1, durante tres años de muestreos y en correspondencia con la distancias a las fuentes.

El IC en la estación ES1 disminuyó desde el año 2007 hasta el 2010 en consonancia con la tendencia de reducción anual de la materia orgánica (DBO, t/a) de la cuenca oeste de la ciudad (Tabla 3.3). Esa estación representa el lugar donde se produce la mayor parte de la descarga de los contaminantes de esa cuenca (río Quibú y emisario submarino del Reparto Flores). Esta mejoría coincide con el visible cambio de las aguas de la desembocadura del río Quidú con una mayor transparencia, menor fetidez y el desarrollo de vegetación acuática como *Elodea sp* y loto, esta última sin precedentes durante muchos años. Esta mejoría puede relacionarse también con el efecto de limpieza de fuertes lluvias y remoción de sedimentos del fondo del río producto de los huracanes Wilma, Rita y Katrina en el 2005 y al dragado del río Quibú efectuado el 23 de mayo del 2006 a causa de inundaciones por intensas lluvias en un año que fue seco (Fig. 3.3).

La estación Pu1 presentó un elevado IC por recibir los vertimientos contaminantes del río Almendares y del emisario submarino de esa localidad. Las aguas en el litoral habanero durante el refluo (vaciante) se mueven hacia el W, y según Rodríguez-Portal y Nadal-Llosa (1983) las corrientes en el litoral habanero predominan hacia el W, por lo que las aguas contaminadas de este río deben orientarse en dirección W (hacia la inmediata cercana estación Pu1).

Los menores IC se detectaron en las estaciones SA1 y Ca1 que por sus posiciones están menos afectadas por la contaminación. De hecho, el IC en estas estaciones (SA1 y Ca1) es similar al que registraron Caballero *et al.* (2005) en el arrecife coralino relativamente limpio del Rincón de Guanabo, cuyos valores en tres estaciones entre los 11 y 14 m de profundidad fueron 17,1; 11,33 y 9,57. Esto último corrobora que SA1 y Ca1 son estaciones de poca afectación por agentes contaminantes.

El IC fue específico con el grado de contaminación que presentan las estaciones utilizadas, y reflejó que las estaciones más contaminadas son AM1, Pu1 y ES1 en consonancia con las

mayores fuentes contaminantes del litoral habanero que son la Bahía de La Habana y los ríos Almendares y Quibú.

Tabla 4.1.1.1. Composición y estructura (en porcentaje) de la comunidad de octocorales en las estaciones muestreadas. Los muestreos del año 2007 fueron realizados por Darlenys Hernández-Muñoz. \* Este número de colonia fue complementado con transecto de banda.

Estaciones Especies	ES1			IO1			CH1			SA1	AM1	Ca1	Pu1
	2007	2008	2010	2007	2008	2010	2007	2008	2010	2008	2009	2010	2010
<i>Briareum asbestinum</i>	0,0	0,8	9,5	5,3	6,9	13,3	1,2	5,3	4,6	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Erythropodium caribaeorum</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0
<i>Eunicea calyculata coronata</i>	3,1	6,0	2,0	0,7	1,2	2,3	0,4	1,5	2,1	0,8	1,0	4,4	5,8
<i>Eunicea calyculata typica</i>	1,5	2,8	2,9	3,2	2,7	8,3	1,2	3,4	8,0	0,8	2,5	5,8	5,4
<i>Eunicea clavigera</i>	3,5	8,0	10,4	20,4	6,2	6,8	12,0	14,3	5,5	0,4	0,0	0,0	1,2
<i>Eunicea flexuosa</i>	9,7	17,6	6,3	12,3	15,4	17,0	15,1	8,6	13,0	10,2	25,5	14,9	17,3
<i>Eunicea fusca</i>	0,0	5,2	0,0	0,0	3,5	0,0	0,0	3,4	0,8	2,0	0,0	1,1	0,0
<i>Eunicea laciniata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0
<i>Eunicea mammosa</i>	3,9	4,4	3,2	1,4	3,1	4,9	0,0	0,0	1,3	2,0	1,0	2,2	27,7
<i>Eunicea succinea</i>	0,0	0,0	0,0	0,4	0,4	0,0	0,4	0,4	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0
<i>Eunicea tourneforti</i>	10,4	2,4	0,45	3,5	1,2	4,9	1,6	4,1	2,5	1,6	8,5	2,2	4,6
<i>Gorgonia flabellum</i>	1,2	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,4	0,0	0,0	5,9	0,0	13,5	0,0
<i>Gorgonia mariae</i>	1,5	0,8	1,8	2,1	0,8	0,4	0,8	1,9	0,0	4,3	0,0	1,1	0,0
<i>Gorgonia ventalina</i>	0,8	0,4	0,0	0,0	2,3	0,8	2,8	1,1	2,5	5,1	0,5	7,3	3,1
<i>Muricea elongata</i>	0,0	1,2	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Muricea laxa</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0
<i>Muricea muricata</i>	1,5	0,0	0,9	2,1	0,4	0,0	2,4	0,8	1,7	0,4	0,0	2,6	8,1
<i>Muricea pinnata</i>	0,0	4,0	0,9	0,0	1,9	0,8	0,0	0,8	2,9	0,0	5,0	0,4	2,3
<i>Muriciopsis flavida</i>	3,1	1,6	2,3	0,0	0,4	0,8	0,4	0,0	0,0	3,1	1,5	2,2	0,4
<i>Plexarella grisea</i>	0,0	0,4	0,5	0,7	0,0	0,0	0,0	0,4	0,8	0,0	0,0	0,0	0,8
<i>Plexaura homomalla</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,8	0,4	0,4	0,0	0,7	0,4
<i>Plexaura kuekenthali</i>	43,6	32,4	28,8	36,1	36,2	29,2	33,1	34,2	24,4	2,7	9,5	8,4	6,9
<i>Plexaurella dichotoma</i>	0,8	0,4	0,9	0,0	0,4	0,4	0,0	0,4	0,8	0,0	0,5	0,4	10,0
<i>Plexaurella nutans</i>	0,4	0,0	0,9	0,0	0,4	0,0	1,6	0,0	0,8	0,0	0,0	0,4	1,9
<i>Pseudoplexaura flagelosa</i>	2,3	2,0	4,1	4,9	3,5	3,8	11,2	2,3	9,2	0,0	0,0	0,0	0,4
<i>Pseudoplexaura porosa</i>	0,0	0,0	0,0	0,4	3,1	1,1	0,0	4,5	2,9	0,4	0,0	9,5	0,0
<i>Pseudopterogorgia acerosa</i>	0,8	3,6	0,5	1,4	0,8	0,0	0,4	1,1	0,8	0,4	3,5	0,0	0,0
<i>Pseudopterogorgia americana</i>	9,7	2,8	4,5	5,3	7,3	3,4	13,2	9,0	11,3	16,5	0,0	21,5	3,1
<i>Pseudopterogorgia elisabethae</i>	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	42,4	0,0	0,4	0,0
<i>Pterogorgia anceps</i>	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	4,0	0,0	0,8
<i>Pterogorgia citrina</i>	0,8	1,6	0,45	0,0	1,5	1,5	0,8	1,1	2,9	0,8	33,0	0,0	0,0
<i>Pterogorgia guadalupensis</i>	0,4	0,8	0,9	0,0	0,4	0,4	0,4	0,4	0,0	0,0	4,0	0,0	0,0
Índice de Tensión Hidrodinámica (ITH)	32,03	27,80	37,38	22,45	27,70	38,26	24,70	20,30	32,77	26,60	79,50	48,9	77
Número de especies (S)	19	21	20	15	23	17	20	22	21	18	13	23	18
Tamaño de muestra (N)	259	250	222	285	260	264	251	266	238	255	200*	275	260*
Número de unidades de muestreo UM	42	31	30	36	20	30	30	19	30	36	30	27	30

Las estaciones menos contaminadas inferidas a partir del IC fueron Ca1 y SA1. Estas estaciones se localizan en el extremo *E* (Ca1) y *W* (SA1) del litoral habanero, y alejadas del desarrollo urbano e industrial de esta ciudad. Además, ambas estaciones presentaron comparativamente el menor número de fuentes contaminantes entre las estaciones utilizadas en el estudio de los octocorales (Tabla. 3.2).

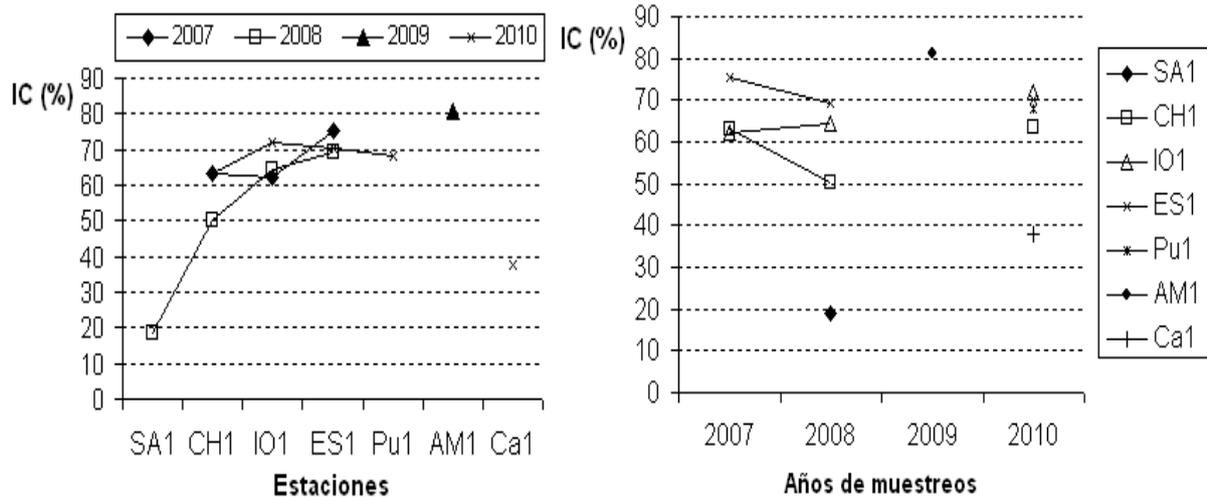


Figura 4.1.1.1. Índice de Contaminación calculado a partir de las comunidades de octocorales en las estaciones de muestreos en diferentes años. Izquierda: IC vs. estaciones; Derecha: IC vs. años).

Tanto el análisis de agrupamiento como el nMDS segregaron las estaciones en cuatro grupos. El primer grupo estuvo conformado por la estación AM1 que presentó la menor similitud con el resto de las estaciones y quedó apartada hacia el extremo derecho del nMDS que en este trabajo representa el mayor grado de estrés ambiental. Esto pudo estar dado porque AM1 recibe los vertimientos contaminantes de la Bahía de La Habana como reflejan los datos de calidad del agua del CIMAB (2008, 2009). Además, según Mosquera y Cabañas (1985) producto de la orientación *NW-SE* del canal de la Bahía de La Habana y en virtud del sistema de circulación costero de los vientos (predominantemente hacia el *W*), las aguas contaminadas se orientan fundamentalmente en sentido *W* afectando principalmente la costa *SW* (La Caleta de San Lázaro) cuyas características favorecen la acumulación de los desechos.

El otro grupo lo conformó la estación Pu1 que se separó también hacia el extremo de mayor estrés ambiental, por recibir las aguas contaminadas del río Almendares. Las aguas en el litoral habanero durante el reflujó (vaciante) se mueven hacia el *W*, y según Rodríguez-Portal y Nadal-Llosa (1983) las corrientes en el litoral habanero se orientan fundamentalmente hacia el *W*, por lo que resulta lógico inferir que la mayor carga contaminante fluye en ese sentido con respecto a las fuentes. A pesar del grado de cercanía geográfica que existe entre las estaciones del Reparto Flores (ES1, IO1 y CH1), la similitud entre ellas (aproximadamente un 70%) evidencia el grado de estrés ambiental espacial que existe en esta área. Este gradiente espacial se ha mantenido durante tres años de muestreos y coincide con el gradiente de contaminación reportado en esta misma zona a partir de variables químicas por Montalvo *et al.* (2001). Hacia el extremo izquierdo del nMDS se ubicaron las estaciones de menor estrés ambiental (Ca1 y SA1) y estas tuvieron un menor grado de similitud con las estaciones más estresadas (AM1 y Pu1). Esto pudo deberse a que Ca1 se encuentra apartada de fuentes contaminantes e incluso del desarrollo urbano e industrial de la Ciudad de La Habana. En el caso de SA1, coincidió con lo reportado por Delgado (2007) quien a partir de variables microbiológicas como concentración de

bacterias heterótrofas, sulfato-reductoras y coliformes fecales y totales determinó que SA1 está poco contaminada (Fig. 4.1.1.2).

De manera general en el litoral *N* de La Ciudad de La Habana existe un gradiente de estrés ambiental dado fundamentalmente por el grado de contaminación de las estaciones. Este gradiente de estrés ambiental fluye desde las estaciones más estresadas (AM1, Pu1 y ES1) hacia las menores (Ca1 y SA1). Las estaciones más estresadas (AM1, Pu1 y ES1) reciben la influencia de las mayores fuentes de contaminación de la Ciudad de La Habana que son la Bahía de La Habana, el río Almendares y Quibú. En ambos extremos de la ciudad y alejado de estas fuentes y del desarrollo urbano e industrial se localizan las estaciones menos estresadas (Ca1 y SA1). En este tramo de costa se pudieran incluir en investigaciones y monitoreos futuros otras estaciones que funcionen como referencia más limpia para obtener un representación mejorada de la distribución y comportamiento de la contaminación.

Al aplicar el diagrama de favorabilidad ambiental de Preston y Preston (1975) modificado por Hernández-Fernández y Alcolado (2007) a partir de  $H'$  y  $J'$ , se pudo inferir que la comunidad de octocorales en la estación AM1 refleja un comportamiento ambiental severo y casi constante (Fig. 4.1.1.3). Este comportamiento se corresponde con el flujo diario de los importantes vertimientos contaminantes de la Bahía de La Habana (CIMAB, 2008; 2009).

Durante los tres años de muestreos en el arrecife del Reparto Flores, en las estaciones ES1 e IO1, las comunidades de octocorales a partir de  $H'$  reflejaron un comportamiento ambiental favorable. En los dos primeros años de muestreos en la estación CH1 la comunidad de octocorales reflejó un comportamiento ambiental favorable, mientras que en el año 2010 el comportamiento fue muy favorable (Fig. 4.1.1.3). Esto sugiere que el efecto de la contaminación sobre las comunidades de octocorales en esas estaciones no llega a ser muy crítico, y una posible disminución de la intensidad de ese factor en la estación CH1 en el 2010. La morfología particular de los octocorales debe favorecer el escurrimiento de sedimentos, la menor influencia de la degradación del material orgánico particulado (mezclado o no con sedimentos) que yace sobre el sustrato, y cierto aislamiento de los pólipos al cerrarse los cálices. Hay que valorar también la posibilidad de que se vean favorecidos por la posibilidad de alimentarse heterotróficamente por materia orgánica particulada asociada a la contaminación.

A partir de  $J'$ , las comunidades de octocorales reflejaron un comportamiento ambiental casi constante en ES1 e IO1, a excepción del año 2007 en ES1 donde el comportamiento ambiental fue de tipo no pronosticable. En la estación CH1 en el año 2007 el comportamiento ambiental también no fue pronosticable, en el 2008 casi constante y en el 2010 constante (Fig. 4.1.1.3).

En los tres años de muestreos de esta zona, a partir de los índices de diversidad no se puede inferir si ha ido disminuyendo o aumentando el estrés por la contaminación del río Quibú y el emisario submarino de la calle 180. Al parecer hacia la zona del Club Habana (CH1) a partir de los valores de  $H'$  y  $J'$ , se puede inferir que hay condiciones ligeramente mejores, al reflejar la comunidad de octocorales un comportamiento ambiental muy favorable y constante.

Al comparar los índices de diversidad ( $H'$  y  $J'$ ) de esta investigación con los de Hernández-Muñoz (2004) en las mismas estaciones pero en los años 2002 y 2004, se puede observar que  $H'$  y  $J'$  fueron menores (Tabla 4.1.1.2). Esto parece deberse en parte a las roturas que presenta el emisario submarino de la calle 180 (desde el paso cercano del Huracán Wilma en 2005) que provocan que los vertimientos contaminantes en vez de ir a parar al punto de descarga más profundo donde existe un mayor intercambio con las aguas oceánicas, se queden en aguas someras donde este intercambio es menor. La excepción en esa comparación radica en que el año 2004 en ES1, Hernández-Muñoz (2004) reportó un bajo índice de heterogeneidad y equitatividad, referido a un fenómeno muy puntual de reclutamiento estocástico de la especie *Briareum asbestinum*. También en el año 2010 en ES1 e IO1 existió un reclutamiento

estocástico de la misma especie producto de un eventual éxito reproductivo, lo que pudo haber influido en los valores de los índices de diversidad ( $H'$  y  $J'$ ).

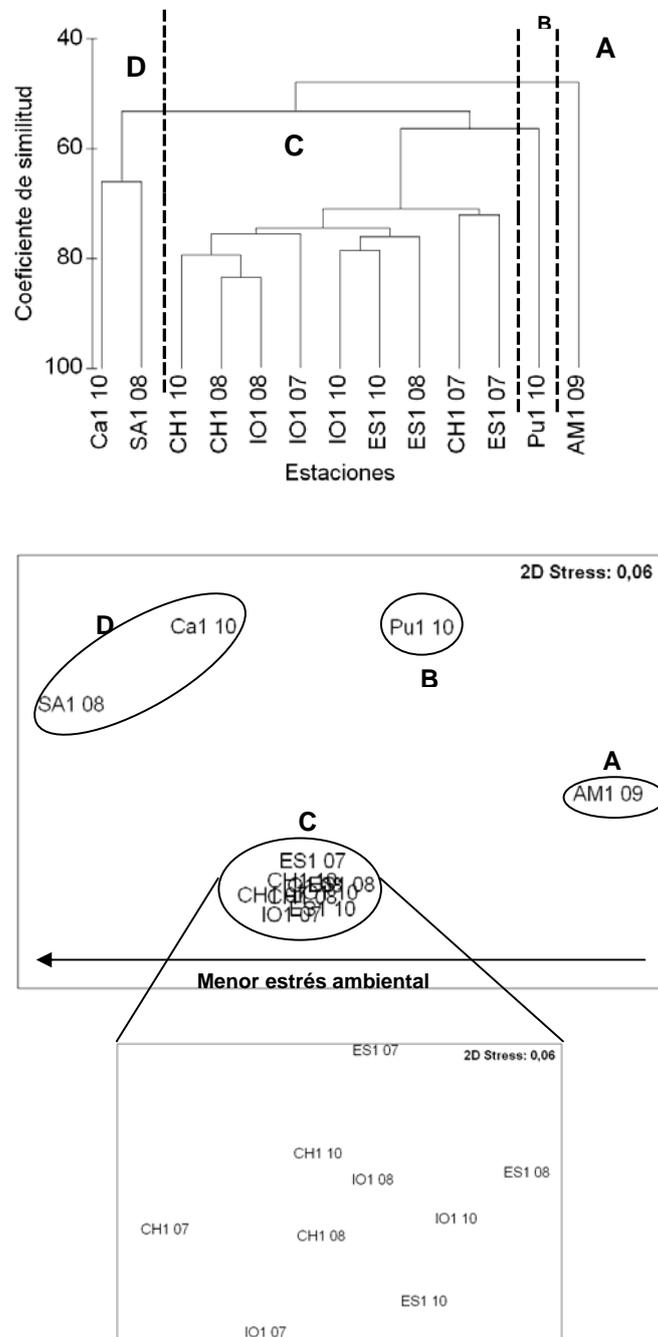


Figura 4.1.1.2. Dendrograma de similitud (análisis de clasificación numérica jerárquico aglomerativo) y ordenamiento de las estaciones a partir del análisis nMDS considerando el porcentaje de colonias por especies de octocorales en cada estación.

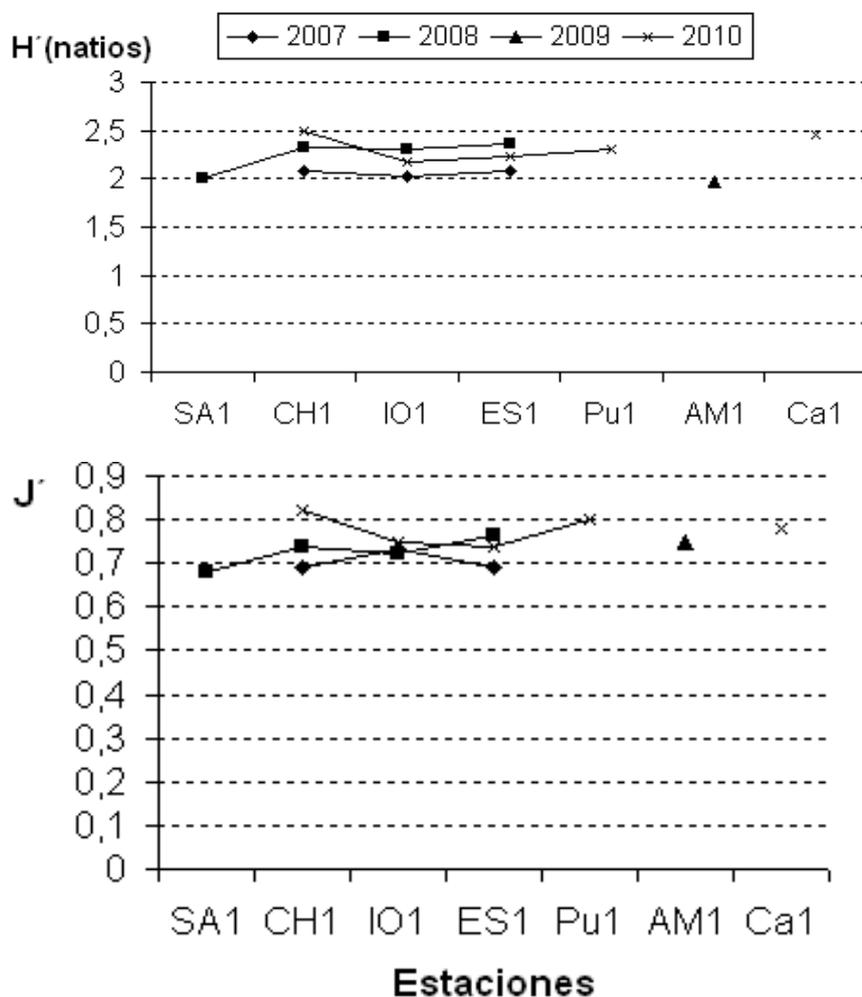


Figura 4.1.1.3: Índices de diversidad de octocorales en las estaciones de todos los años de muestreo.

Estos cambios eventuales en la comunidad no reflejan realmente las condiciones del ambiente físico, ya que la población joven de *B. asbestinum* se encuentra en desarrollo y no ha sufrido aún ningún tipo de selección natural ni los factores determinísticos que van a decidir la permanencia o no de esta especie. No obstante, de mantenerse en el tiempo (de dos a tres años) este aumento en el porcentaje de la especie, podría apuntar a un mejoramiento en las condiciones de la zona, ya que *B. asbestinum* no es típica de lugares contaminados (Herrera-Moreno, 1991). La disminución en el nivel de estrés reflejada por la comunidad de octocorales en el año 2010 en CH1 pudiera existir también en el resto de las estaciones del Reparto Flores (ES1 e IO1). Esta ligera mejoría es probable que no la refleje  $H'$  y  $J'$  producto del fenómeno estocástico de reclutamiento de *B. asbestinum* que altera los valores de esos índices. No obstante, el incremento en el predominio de *B. asbestinum* por el fenómeno de reclutamiento es propiamente un signo de mejoría del estrés por la contaminación. Por lo tanto, en las estaciones del Reparto Flores (ES1, IO1 y CH1) en el año 2010 es probable que exista una ligera mejoría del estrés por la contaminación que sufren estas comunidades de octocorales.

Tabla 4.1.1.2. Índices de diversidad de octocorales en las estaciones del Reparto Flores (ES1, IO1 y CH1) desde el 2002 hasta el 2010.

Índices de diversidad	Estaciones														
	ES1 02	IO1 02	CH1 02	ES1 04	IO1 04	CH1 04	ES1 07	IO1 07	CH1 07	ES1 08	IO1 08	CH1 08	ES1 10	IO1 10	CH1 10
H'(loge)	2,47	2,52	2,60	1,93	2,48	2,51	2,08	2,02	2,09	2,36	2,30	2,32	2,24	2,18	2,5
J'	0,78	0,84	0,84	0,65	0,81	0,79	0,69	0,73	0,69	0,76	0,72	0,74	0,74	0,75	0,82

La estación SA1 no debe estar fuertemente influenciada por los contaminantes del río Santa Ana, dado al patrón general de circulación de los vientos en el litoral norte habanero, predominantemente hacia el *W* cerca del borde costero, según Rodríguez-Portal y Nadal-Llosa (1983). Además, la cantidad de fuentes contaminante en esta estación es comparativamente baja (Tabla 3.2). Sin embargo, H' y J' presentaron valores que no se esperaban para este arrecife supuestamente poco contaminado; donde H' presentó un valor algo inferior al esperado pero que aún refleja un ambiente favorable. Por otro lado, J' también sugiere inesperadamente, un ambiente no pronosticable (Fig. 4.1.1.3). Estos valores más bajos que los esperados, se deben al elevado porcentaje de *P. elisabethae* producto de un fenómeno estocástico de reclutamiento a juzgar porque el 15% de sus colonias fueron menores e iguales que 5 cm, y sobretodo porque el 46% de sus colonias presentaron tallas pequeñas (menores e iguales de 10 cm). Estudios previos evidencian que esta especie no es típica a 10 m de profundidad. Kinzie (1973) detectó su distribución batimétrica entre 20 y 72 m y Alcolado (1981) la registró entre 10 y 30 m de profundidad. Sin embargo, otros autores (Herrera-Moreno y Alcolado, 1983; Herrera y Alcolado, 1986a; Varona *et al.*, 2004; Caballero *et al.*, 2005; entre otros) la han detectado ha 10 m de profundidad; pero en bajos porcentajes. Esto reafirma que no es una especie típica a 10 m y que su elevado porcentaje pudo ser un fenómeno estocástico de reclutamiento. Este fenómeno de reclutamiento propició que se necesitara un menor número de unidades muestrales para alcanzar el tamaño mínimo de muestra de 250 colonias y por ende una menor probabilidad de que aparecieran especies nuevas en las muestras. La colonización de *P. elisabethae*, al parecer fue un evento en que pudieron haber coincidido un alto éxito reproductivo, un patrón de transporte propicio y disponibilidad de sustrato, este último liberado probablemente por el Huracán Charley en el 2004. Además, debe haber influido, como factor determinístico el menor nivel de contaminación que permitió el reclutamiento de *P. elisabethae*, que según Herrera-Moreno (1991) es una especie ausente en los ambientes contaminados, y como se discutió, una especie atípica a esta profundidad.

Tanto en la estación SA1 como en dos del Reparto Flores (ES1 e IO1 en el año 2010) el fenómeno estocástico de reclutamiento afectó los valores de los índices de diversidad. Esto es un riesgo que hay que tener en cuenta al emplear índices de diversidad como indicadores ambientales. En estos casos las comunidades de octocorales no van ha estar reflejando realmente el comportamiento ambiental, ya que las poblaciones formadas por colonias de especies reclutas no han sufrido el proceso de selección natural. De todas maneras si la especie que se ha reclutado masivamente es de las poco resistentes a la contaminación, tal como fueron los casos, entonces se obtiene un indicio de que ese factor ha tenido poca intensidad al menos recientemente.

Los índices H' y J' en la estación Ca1 reflejan un comportamiento ambiental muy favorable y casi constante lo que está relacionado con la lejanía de esta estación del desarrollo urbano e industrial de la Ciudad de La Habana (Fig. 4.1.1.3). Esto último propicia que la descarga de contaminantes sea comparativamente menor que en el resto de las estaciones, y se favorezca el desarrollo de la comunidad de octocorales. Además, no existen ríos contaminados cercanos

que incrementen de manera desproporcionada el grado de sedimentación, turbidez y materia orgánica en este ecosistema arrecifal.

En la estación Pu1 los índices de heterogeneidad ( $H' = 2,31$ ) y equitatividad ( $J' = 0,8$ ) sugieren un comportamiento ambiental favorable (que no llega al rango muy favorable como se esperaría si el agua no estuviera contaminada) y constante. De hecho en una estación más limpia como el Rincón de Guanabo, Herrera *et al.* (1997) muestran un valor de  $H'$  de 2,54 natios (comportamiento ambiental muy favorable) a 10 m de profundidad. Los índices de diversidad en Pu1 sugieren una ligera mejoría al compararlos con los datos registrados por Herrera-Moreno (1991) en esta misma estación ( $H' = 1,76$  natios y  $J' = 0,69$ ), y evidenciaron una disminución en el nivel de estrés de la comunidad de octocorales. Estos índices de diversidad complementaron al IC que especificó un decremento de la contaminación en esta estación, lo que pudo ser la causa de la disminución del estrés de esta comunidad de octocorales. Tal fue el caso como a partir del 2006 disminuyó la carga de materia orgánica (DBO, t/a) de la cuenca Almendares-Vento (Tabla 3.3).

En los años 2007 y 2008, la densidad en CH1 fue significativamente mayor que en el resto de las estaciones, a excepción de IO1. En el año 2010 la densidad en Ca1 (considerada como la menos contaminada) fue significativamente mayor que la estación Pu1 (considerada como la más contaminada en que se muestreó ese año) y CH1; mientras que no tuvo diferencias con otras estaciones contaminadas como ES1 e IO1 (Fig. 4.1.1.4). El análisis espacial de la densidad de octocorales no evidenció correspondencia con el grado de contaminación de las estaciones. En el año 2007, la estación CH1 que está más alejada de las fuentes contaminantes que existen en el Reparto Flores (río Quibú y emisario submarino de la calle 180) no tuvo diferencias significativas con IO1 que se localiza más cerca a las fuentes de contaminación mencionadas. En el año 2008 la estación poco contaminada SA1 no difirió de ES1 considerada contaminada por la cercanía que presenta a las fuentes contaminantes antes mencionadas. En el año 2010 la estación menos contaminada Ca1 tampoco tuvo diferencias con la estación contaminada ES1, y CH1 no presentó diferencias con ES1 e IO1. Estos resultados evidencian la falta de correspondencia que tiene la densidad total de octocorales como para ser utilizada como un bioindicador de contaminación. Según Pearson y Rosenberg (1978), la densidad de organismos suele presentar una distribución característica (no lineal) a lo largo de un gradiente de contaminación orgánica: una densidad baja cerca de la fuente a causa de las limitaciones de oxígeno y la producción de sustancias tóxicas derivadas de la descomposición de la materia orgánica; una densidad alta en una zona intermedia donde prevalece un efecto de enriquecimiento, y el agua y el fondo presentan características ya tolerables; y más lejos, la densidad disminuye un poco hacia valores dependientes de las condiciones ecológicas naturales de la localidad. Por otro lado la densidad puede variar por otros factores aparte de la contaminación (calidad del sustrato, competencia por el espacio con otros organismos sésiles, intensidad del oleaje, azar, etc.).

En la estación ES1 la densidad total de octocorales en el año 2010 fue significativamente superior que en el año 2007, y se evidenció una tendencia a ir aumentando la densidad con el tiempo, lo que pudiera supuestamente deberse a una mejoría en la calidad ambiental local. Sin embargo, en las estaciones IO1 y CH1 la densidad total de octocorales en el año 2008 fue significativamente superior que en el resto de los años (Fig. 4.1.1.5). En estas dos últimas estaciones que se encuentran muy cerca de ES1 y que están sometidas a las mismas fuentes contaminantes no se evidenció un aumento de la densidad con el tiempo como en la última. Esto revela que la densidad total de octocorales no presenta correspondencia con el grado de contaminación de las estaciones no solo en espacio sino tampoco en el tiempo y por lo tanto la tendencia observada en ES1 no refleja necesariamente una mejoría en la calidad ambiental, y quizás se trate de un evento estocástico.

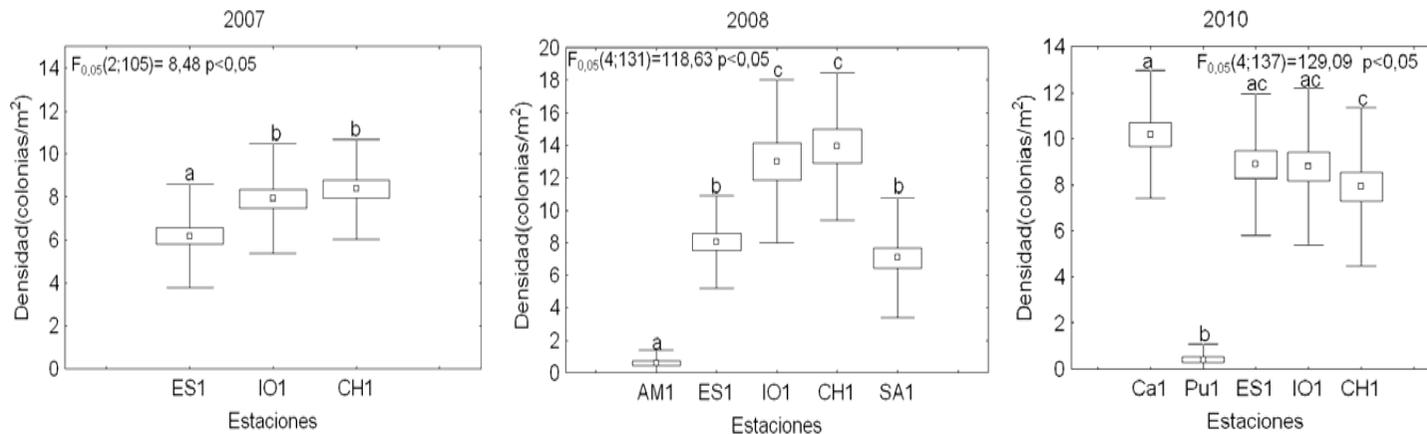


Figura 4.1.1.4. Densidad total de octocorales (colonias/m<sup>2</sup>) en las estaciones durante los años 2007, 2008 y 2010. □ Media □ Error estándar | Desviación estándar.

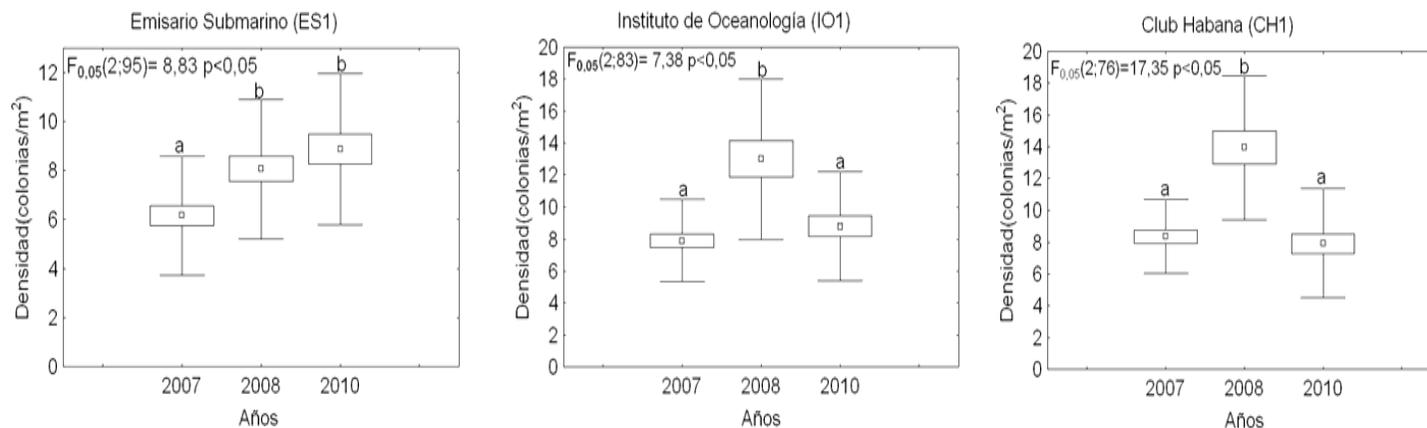


Figura 4.1.1.5. Densidad total de octocorales en las estaciones del Reparto Flores (ES1, IO1 y CH1) en los años 2007, 2008 y 2010. □ Media □ Error estándar | Desviación estándar.

La fluctuación en los valores de la densidad total de octocorales pueden ser el resultados de otros factores que rijan las comunidades de octocorales ya sean determinísticos o estocásticos. Yoshioka (1998) observó que el reclutamiento es el factor principal que influye en las variaciones de la densidad de los octocorales.

#### **4.1.2. Esponjas**

Las especies de esponjas más abundantes en el área de estudio fueron *Iotrochota birotulata*, *Aplysina fistularis*, *Niphates areolata* y *Scopalina ruetzleri*. En las estaciones contaminadas se destacó *Clathria venosa* (Tablas 4.1.2.1 y 4.1.2.2).

El Índice de Contaminación durante el periodo 2002-2004 varió de moderado a elevado, con los mayores valores en ES1 y ES2 (entre 16 y 22%) (Marcos, 2005). A partir del 2007 estos disminuyeron drásticamente, y a pesar de que en el 2009 SA1, Jai1, IO1 y ES2 mostraron un ligero ascenso, las cifras alcanzadas no sobrepasaron el 6%. Este resultado coincide con la disminución de la carga dispuesta que ha experimentado la cuenca Oeste (Tabla 3.3), donde se ubican estas estaciones. A ello parece haber contribuido también, las fuertes lluvias provocadas por los huracanes Charley (en 2004) y Wilma, Rita y Katrina (en 2005) que debieron haber limpiado considerablemente el fondo del río Quibú, así como el dragado del mismo en el 2006. Además, los años sucesivos fueron comparativamente secos, lo que implica la menor dispersión de contaminantes. Es de notar que este río mostró en esos años una mejoría en su aspecto general, con aguas más transparentes y menos pestilentes, además de que ha mantenido una vegetación acuática más rica, incluyendo loto (Fig. 4.1.2.1).

La estación Nau1, de referencia limpia según Marcos (2005) al compararla con los altos valores alcanzados por las estaciones del Reparto Flores en ese periodo, si bien aumentó sus valores de IC durante los años estudiados, estos no fueron muy elevados, y cayeron luego en el 2009, lo que parece haber sido un evento muy puntual de contaminación, posiblemente relacionado con el dragado del río Quibú en mayo de 2006.

Las estaciones complementarias Pu1 y AM1, sólo muestreadas en el 2010, presentaron los valores extremos de toda el área y periodo estudiado, incluso superiores a los informados por Alcolado y Herrera-Moreno (1987) (Fig. 4.1.2.1). Según los datos de la carga dispuesta que reciben estas estaciones (provenientes de las cuencas Almendares-Vento y Bahía de La Habana respectivamente; Tabla 3.3), aunque a partir del 2003 los valores habían disminuido, aún eran elevados, y luego aumentaron en el 2009, lo que se corresponde con los valores reflejados por el IC.

En el período del que se tiene información (1987-2010), todo indica que la tendencia general de la contaminación en el área de estudio fue hacia la disminución, con excepción de Pu1 y AM1, que aún con etapas donde ha ocurrido una disminución, este factor se ha mantenido como determinante.

El carácter dinámico y oportunista del desarrollo de la especie *Clathria venosa* debe favorecer una respuesta más rápida a los cambios del ambiente que los octocorales y corales pétreos cuyo crecimiento y dinámica comunitaria son más lentos.

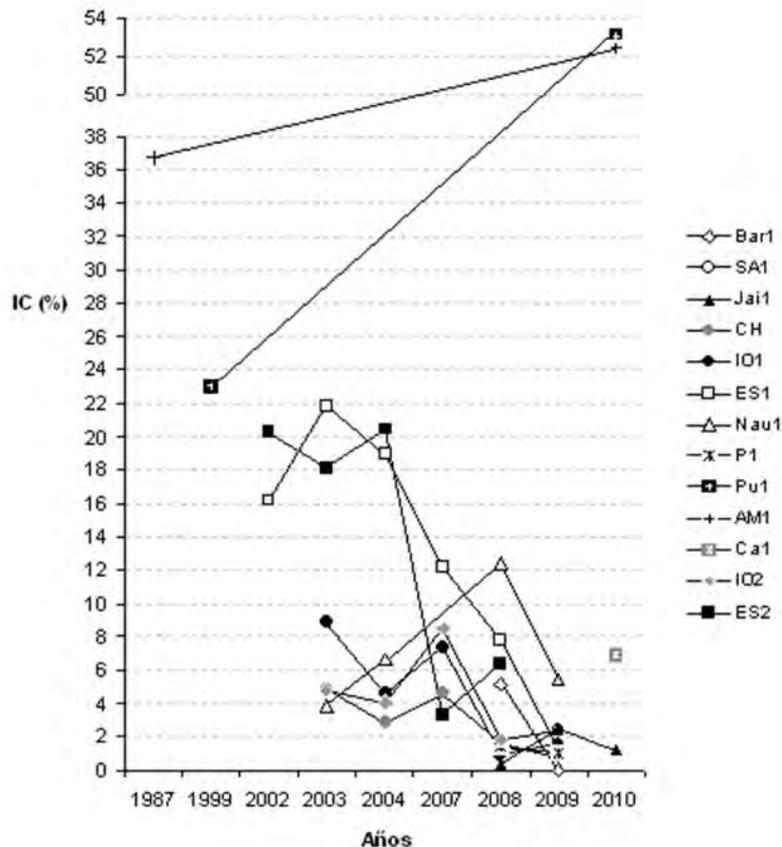


Figura 4.1.2.1. Índice de Contaminación (IC) con esponjas, por estaciones durante el periodo 1987-2010. Los valores reportados para 1987, 1999 y 2002-2004 fueron calculados según datos de Alcolado y Herrera-Moreno (1987), De la Guardia *et al.* (2001) y Marcos (2005), respectivamente.

Como resultado del análisis de agrupamiento las estaciones se asociaron en tres grandes grupos: A, B y C. Las mayores similitudes se establecieron en el grupo B, formado por las estaciones SA1, Jai1, CH1, IO1, ES1. En éste se observó un agrupamiento de las tres últimas, a diferencia de lo obtenido por Marcos (2005), quien refería la existencia de un gradiente de contaminación no detectado de manera evidente en el presente estudio. El grupo A incluyó a las estaciones más contaminadas (AM1 y Pu1), y a la estación Nau1 en los años 2008 y 2009, en este caso, que parece también estar influenciada por la sedimentación y ha sufrido una degradación al compararla con los resultados de Marcos (2005) que la consideraba limpia. El grupo C estuvo formado por las estaciones de referencia limpia Bar1 y P1, y que también parecen estar afectadas por factores estresantes como la sedimentación y la abrasión (Fig. 4.1.2.2).

En el análisis nMDS se observa una correspondencia del nivel de estrés de derecha (estaciones más contaminadas) a izquierda (estaciones de referencia más limpias) (Fig. 4.1.2.3). Esa misma correspondencia con el gradiente de contaminación fue mencionada por Marcos (2005) entre las estaciones de los repartos Flores y Náutico.

Estos resultados también coinciden con el dendrograma de agrupamiento (Fig. 4.1.2.2) en cuanto al mayor agrupamiento de las estaciones SA1, Jai1, CH1, IO1, ES1. Además, resalta la posición de Nau1 que indica un considerable nivel de estrés. La causa de ello no debe obedecer principalmente a la contaminación, sino a otros factores como la aparente acción de la arena que suele aparecer abundantemente dispersa sobre el fondo, debido a su vecindad

inmediata a una cuenca arenosa a un poco más de profundidad y la cercanía de la playa del Náutico.

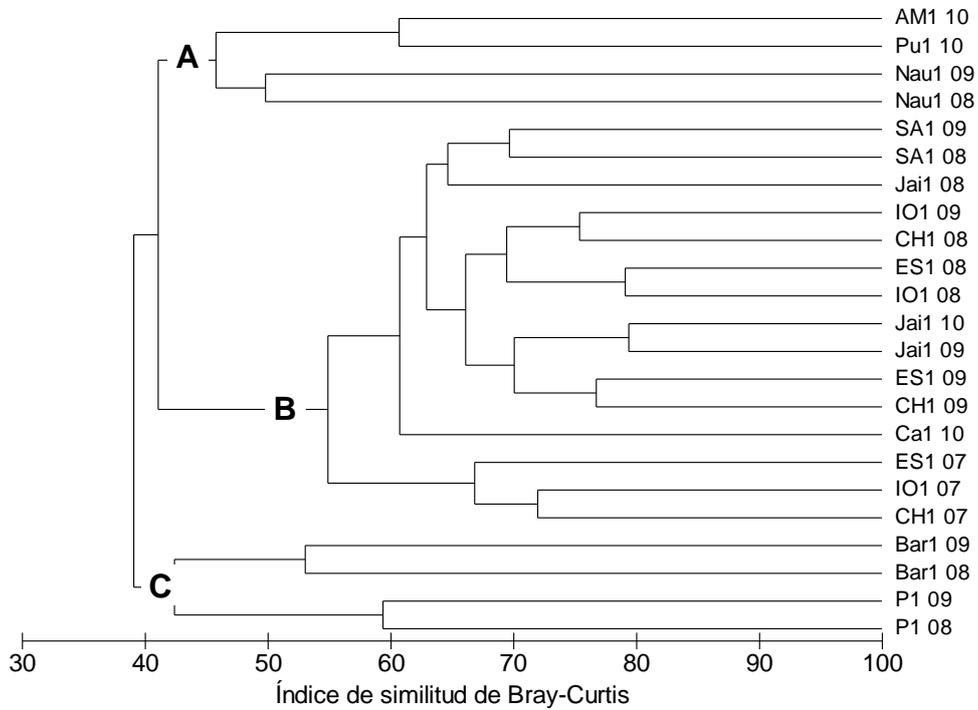


Figura 4.1.2.2. Dendrograma de agrupamiento de comunidades de esponjas (análisis de clasificación numérica jerárquico aglomerativo) con todas las estaciones situadas a 10 m de profundidad muestreadas durante el periodo 2007-2010. Las letras denotan los principales grupos formados según el grado de similitud entre estaciones.

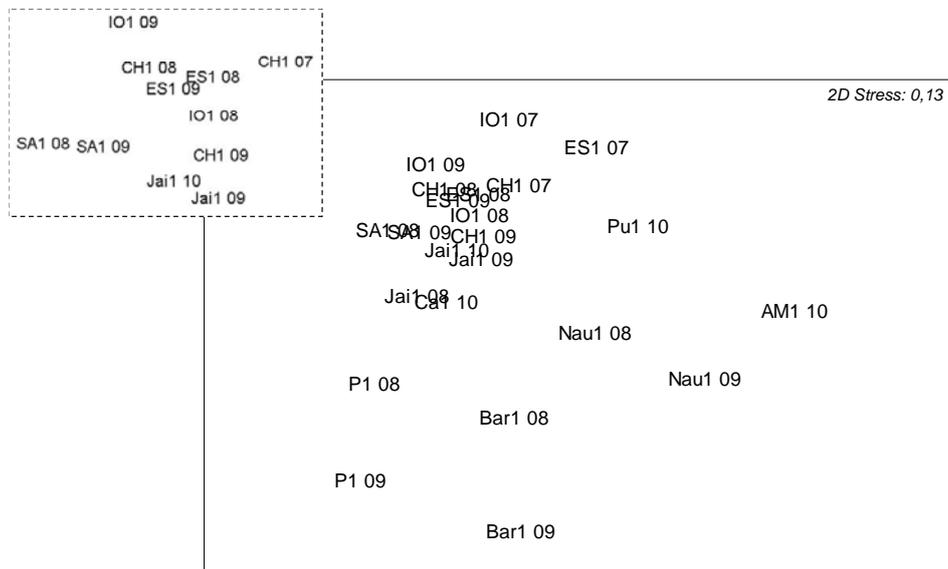


Figura 4.1.2.3. Diagrama de ordenamiento (nMDS) de comunidades de esponjas con todas las estaciones de 10 m muestreadas durante el periodo 2007-2010.

Los índices de diversidad calculados durante el presente estudio (2007-2010) variaron entre bajos y moderados ( $H' = 0,86-2,88$  natios;  $J' = 0,43-0,88$ ). Los mayores valores de heterogeneidad ( $H'$ ) correspondieron a ES2, y entre las estaciones situadas a 10 m a SA1, ambas muestreadas en el 2009, mientras que la menor correspondió a AM1 en el 2010. La equitatividad ( $J'$ ) mostró valores superiores a 0,6 en todas las estaciones y años estudiados, excepto en P1 en el 2009 (Fig. 4.1.2.4).

La elevada contaminación existente en AM1, sitio reportado históricamente con esta condición (Herrera-Moreno, 1991; Alcolado y Herrera-Moreno, 1987; De la Guardia y González-Sansón, 2000; Rey-Villiers, 2009) y que recibe el impacto de 101 fuentes contaminantes (Tabla 3.2), se manifiesta en los valores más bajos de diversidad obtenidos de toda el área estudiada. La aparente mejoría de las condiciones en el período del presente trabajo puede también en ese caso haber determinado la escasa correspondencia del comportamiento de  $H'$  con un gradiente de contaminación.

El batimiento y la sedimentación también parecen estar incidiendo, junto con una contaminación atenuada (con menos poder determinístico), en las comunidades de esponjas estudiadas, condiciones ya anteriormente referidas por Alcolado y Herrera-Moreno (1987) como determinantes de la diversidad en el litoral habanero. Este parece ser el caso de P1, donde existen indicios de que son los primeros dos factores los condicionantes de sus bajos valores de diversidad, y no la contaminación. Nótese en la Fig. 4.1.2. 4 cómo frente al Reparto Flores en los años 2003 y 2004 la estación ES1 sí se distinguía marcadamente, por su menor valor de  $H'$ , de las restantes estaciones CH1, IO1 y Nau1. También fue más bajo que en 2007-2010, lo que reafirma una disminución de estrés atribuible a la contaminación en ese período.

Que  $H'$  haya tendido a valores inferiores en el presente estudio debe haber sido determinado por otros factores quizás asociados a mayor sedimentación, aspecto que no puede ser corroborado en estos momentos por falta de información. De hecho en el presente trabajo frente al Reparto Flores, a diferencia de ES1, en que  $H'$  aumentó en comparación con 2003-2004, en las restantes estaciones disminuyó, lo que indica que en efecto otro factor (o factores) diferente que la contaminación ha estado afectando al lugar (Fig. 4.1.2.4).

En P1 la especie dominante en 2008 y 2009 fue *A. fistularis*, con valores significativos de abundancia (54,4 y 81,5%) y densidad (3,9 y 10,6 individuos/m<sup>2</sup>) no alcanzados en ninguna otra estación, lo que resulta un indicador de aguas limpias, según Muricy (1989) y Alcolado (1999, 2007). Delgado (2007) refiere que en esta zona las variaciones en concentración de las bacterias coliformes fecales dependen de la estación del año, siendo muy bajas en época de seca y muy altas en lluvia, debido a la afluencia de personas que utilizan sus aguas con fines recreativos, fundamentalmente durante el verano. Dicho autor descarta además, la influencia de otras fuentes contaminantes, pues aunque en este lugar están enclavadas varias instalaciones hoteleras, sus residuales no afectan la zona costera, sino que van al colector principal de alcantarillado de la calle 1<sup>ra</sup> que desemboca sus aguas en el emisario submarino de La Puntilla. Otra característica lo constituye el elevado intercambio con las aguas oceánicas existente en este sitio y que favorece la rápida dilución de los contaminantes.

Tabla 4.1.2.1. Abundancia relativa (%) de las especies de esponjas de las estaciones de 10 m. N: total de individuos.

Estaciones-años	Bar1		SA1		Jai1			CH1			IO1			ES1			Nau1		P1		Pu1	AM1	Ca1	
	08	09	08	09	08	09	10	07	08	09	07	08	09	07	08	09	08	09	08	09	10	10	10	
<i>Agelas sp.</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>A. cerebrum</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>A. clathrodes</i>	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>A. conifera</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	4,7	0,0	2,2	4,1	2,6	1,4	3,1	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>A. dispar</i>	1,7	0,0	5,5	5,1	1,2	1,4	2,3	4,8	3,9	3,5	11,0	4,6	1,0	0,7	2,3	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5
<i>A. wiedenmayeri</i>	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	1,7	1,6	0,0	0,0	2,7	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	7,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0
<i>A. crassa</i>	2,6	0,8	6,0	1,6	4,3	2,2	1,6	3,3	4,7	5,4	5,5	6,9	4,6	0,7	3,1	5,6	2,7	0,7	0,5	0,5	4,5	0,0	0,5	0,5
<i>A. compressa</i>	0,0	0,0	0,0	0,4	0,4	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>A. cauliformis</i>	3,4	0,0	2,3	3,5	2,0	1,4	1,9	5,2	8,5	6,6	0,0	0,5	4,6	0,7	4,7	5,2	0,0	0,0	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>A. fistularis</i>	13,8	26,2	8,8	3,5	21,7	12,0	11,6	4,8	0,8	1,2	0,5	4,1	0,0	5,5	2,3	0,9	0,9	0,0	54,4	81,5	0,6	0,0	9,0	9,0
<i>A. fulva</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>A. lacunosa</i>	0,9	0,0	0,0	0,4	0,0	1,4	0,0	0,5	0,0	0,4	0,0	2,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,6
<i>A. corrugata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>B. cribaria</i>	0,0	6,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	11,5	3,4	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>C. armigera</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>C. plicifera</i>	0,0	0,0	0,0	0,4	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>C. vaginalis</i>	0,0	0,0	1,4	1,2	10,2	5,3	5,8	2,9	3,1	1,9	0,0	2,8	0,0	0,7	0,8	2,2	3,5	2,0	9,2	2,6	0,6	7,5	6,9	6,9
<i>C. caribensis</i>	0,0	4,9	16,6	8,3	1,6	0,0	0,0	0,0	3,1	1,2	5,5	0,0	2,6	0,7	2,3	1,3	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,1
<i>Chondrosia sp.</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>C. kuekenthali</i>	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,8	0,8	0,0	0,0	0,4	0,5	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>C. echinata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>C. venosa</i>	3,4	0,0	0,5	0,4	0,0	0,3	0,0	3,8	0,8	0,0	6,0	0,0	0,5	11,7	7,0	0,0	12,4	5,4	0,5	0,0	52,5	52,4	0,0	0,0
<i>C. aprica</i>	0,0	0,0	1,8	1,6	0,4	0,6	3,9	0,5	7,0	4,2	0,5	1,8	5,2	0,0	0,8	2,6	1,8	4,1	0,0	0,0	0,6	0,0	0,5	0,5
<i>C. caribbaea</i>	0,0	0,0	0,0	1,2	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	0,0	0,0	0,0	0,5	0,5
<i>C. delitrix</i>	1,7	0,0	1,4	2,0	0,4	2,2	1,2	0,5	0,8	0,8	1,1	0,9	1,0	0,0	0,8	1,3	0,0	0,0	0,9	1,0	0,6	0,0	6,9	6,9
<i>C. laticavicola</i>	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>C. varians</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Dactylia sp.</i>	0,0	0,8	0,0	0,4	1,2	1,4	0,0	2,4	0,8	0,8	3,3	2,3	2,1	4,1	0,8	2,6	0,0	0,7	1,4	0,0	0,0	0,4	0,5	0,5
<i>D. anchorata</i>	4,3	1,6	0,0	0,0	1,6	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	24,5	1,4	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>D. megastellata</i>	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,5	0,5
<i>D. reticulatus</i>	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>D. etheria</i>	0,0	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,6	0,0	0,8	8,8	0,0	0,0	15,2	0,0	0,0	0,0	9,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>E. ferox</i>	2,6	0,0	0,0	4,7	0,0	0,6	4,3	6,2	6,2	0,0	2,2	4,6	11,3	2,1	4,7	3,5	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	0,5	0,5
<i>G. neptuni</i>	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Continuación

Tabla 4.1.2.1. Abundancia relativa (%) de las especies de esponjas de las estaciones de 10 m. N: total de individuos.

Estaciones-Años	Bar1		SA1		Jai1			CH1			IO1			ES1			Nau1		P1		Pu1	AM1	Ca1
Especies	08	09	08	09	08	09	10	07	08	09	07	08	09	07	08	09	08	09	08	09	10	10	10
<i>Haliclona sp.</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	0,0	0,0	2,1	0,0	0,0	2,6	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	1,1
<i>H. helwigi</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,2	0,0	0,0	0,6	9,3	0,0
<i>H. proteus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>I. birotulata</i>	0,9	0,0	13,8	27,6	33,5	30,6	26,4	22,9	24,8	28,6	30,2	19,8	25,8	4,8	18,0	20,8	19,5	0,7	6,9	0,3	2,2	0,0	39,4
<i>I. felix</i>	0,0	0,0	6,0	0,0	0,0	3,1	0,0	0,0	3,9	0,0	0,5	0,0	3,6	0,7	0,0	0,0	0,9	5,4	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0
<i>I. strobilina</i>	0,9	1,6	1,8	4,7	5,9	1,9	6,6	2,9	0,8	7,3	1,1	5,5	5,7	4,1	5,5	3,0	12,4	3,4	6,5	3,9	7,8	1,3	4,8
<i>M. arbuscula</i>	0,0	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1
<i>M. laevis</i>	0,0	0,0	14,3	10,6	1,2	9,7	7,0	3,3	1,6	2,7	3,8	3,7	4,1	1,4	2,3	9,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	3,2
<i>M. laxissima</i>	0,0	3,3	0,0	0,8	0,0	2,2	1,9	0,0	0,8	0,8	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	1,3	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	1,1
<i>M. gyroderma</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>N. areolata</i>	7,8	4,9	12,4	10,2	14,2	5,0	7,0	0,0	10,1	10,8	0,0	8,3	9,8	0,0	11,7	6,9	6,2	5,4	5,1	2,8	7,8	12,3	10,1
<i>N. digitalis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,6	0,0	0,0	0,8	0,0	0,5	0,5	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>N. erecta</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0
<i>P. pallasarca</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>P. amaranthus</i>	0,0	0,0	3,2	1,6	5,9	0,3	0,4	0,0	0,8	0,4	0,0	3,2	1,5	0,0	3,1	0,0	8,8	0,0	3,2	0,5	0,0	0,0	0,0
<i>P. intermedia</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>P. angulospiculatus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>P. nigra</i>	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5
<i>P. walpersi</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5
<i>S. ruetzleri</i>	52,6	41,8	2,3	1,6	3,9	6,4	3,5	7,1	9,3	8,5	2,2	5,1	2,1	9,0	3,1	10,0	13,3	12,9	0,0	4,4	3,4	8,8	4,3
<i>S. aurea</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,1	4,7	8,6	0,0	3,5	9,3	16,6	5,2	12,4	23,4	11,7	0,0	0,7	3,7	0,0	3,9	0,0	0,0
<i>S. coccinea</i>	0,0	0,8	0,0	2,8	0,0	5,0	0,0	3,8	0,0	3,9	1,1	1,4	0,0	16,6	0,0	0,0	0,0	4,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>S. vesparia</i>	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	4,3	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	12,3	6,6	3,2	
<i>S. zeai</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>T. ignis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>V. gigantea</i>	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5
<i>V. rigida</i>	3,4	0,8	0,9	2,0	0,8	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>X. muta</i>	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,6	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<b>N</b>	<b>116</b>	<b>122</b>	<b>217</b>	<b>253</b>	<b>287</b>	<b>359</b>	<b>258</b>	<b>196</b>	<b>129</b>	<b>258</b>	<b>175</b>	<b>217</b>	<b>191</b>	<b>139</b>	<b>128</b>	<b>231</b>	<b>113</b>	<b>147</b>	<b>217</b>	<b>389</b>	<b>179</b>	<b>227</b>	<b>188</b>

Tabla 4.1.2.2. Abundancia relativa (%) de las especies de esponjas de las estaciones de 20 m. N: total de individuos.

Especies/ Estaciones- Años	IO2		ES2		Especies/ Estaciones- Años	IO2		ES2	
	07	09	07	09		07	09	07	09
<i>Agelas sp.</i>	0,0	0,5	0,0	0,0	<i>D. etheria</i>	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>A. cerebrum</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	<i>E. ferox</i>	8,0	8,2	12,2	10,0
<i>A. clathrodes</i>	0,0	0,5	0,0	0,0	<i>G. neptuni</i>	0,6	0,9	0,0	0,0
<i>A. conifera</i>	1,1	1,8	1,6	0,5	<i>Haliclona sp.</i>	0,6	5,0	0,0	0,0
<i>A. dispar</i>	1,1	0,5	0,8	0,5	<i>H. helwigi</i>	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>A. wiedenmayeri</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	<i>H. proteus</i>	0,6	0,0	0,0	0,0
<i>A. crassa</i>	1,1	1,8	2,4	4,6	<i>I. birotulata</i>	2,8	0,9	6,5	3,2
<i>A. compressa</i>	3,4	4,1	0,0	4,6	<i>I. felix</i>	7,4	0,0	4,1	2,3
<i>A. cauliformis</i>	2,3	0,0	0,8	1,4	<i>I. strobilina</i>	3,4	10,0	5,7	5,9
<i>A. fistularis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	<i>M. arbuscula</i>	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>A. fulva</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	<i>M. laevis</i>	0,0	0,5	0,8	0,0
<i>A. lacunosa</i>	0,0	0,0	0,0	0,9	<i>M. laxissima</i>	2,3	7,3	6,5	5,9
<i>A. corrugata</i>	0,6	0,0	0,8	0,0	<i>M. gyroderma</i>	0,0	0,0	0,0	1,4
<i>B. cribaria</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	<i>N. amorphia</i>	17,0	12,3	17,1	15,5
<i>C. armigera</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	<i>N. digitalis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>C. plicifera</i>	0,0	0,0	0,0	0,5	<i>N. erecta</i>	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>C. vaginalis</i>	0,0	0,5	1,6	1,4	<i>P. pellasarca</i>	6,8	0,0	10,6	0,9
<i>C. caribensis</i>	0,0	0,5	0,0	0,0	<i>P. amaranthus</i>	0,0	0,0	0,8	0,5
<i>Chondrosia sp.</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	<i>P. intermedia</i>	0,0	0,0	0,0	0,5
<i>C. kuekenthali</i>	0,0	1,4	0,0	0,9	<i>P. angulospiculatus</i>	0,0	0,5	0,8	0,9
<i>C. echinata</i>	0,0	0,0	0,0	0,5	<i>P. nigra</i>	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>C. venosa</i>	2,3	0,9	0,8	3,2	<i>P. walpersi</i>	0,0	0,5	0,0	0,0
<i>C. aprica</i>	0,6	1,8	8,1	0,5	<i>S. ruetzleri</i>	1,1	4,1	3,3	4,6
<i>C. caribbaea</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	<i>S. aurea</i>	0,0	0,0	0,0	0,5
<i>C. delitrix</i>	6,3	0,9	2,4	3,2	<i>S. coccinea</i>	0,0	1,8	0,0	4,1
<i>C. laticavicola</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	<i>S. vesparia</i>	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>C. varians</i>	0,6	0,0	0,0	0,5	<i>S. zeai</i>	25,6	24,7	2,4	15,5
<i>Dactylia sp.</i>	0,6	2,7	2,4	1,8	<i>T. ignis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>D. anchorata</i>	1,1	0,5	1,6	0,0	<i>V. gigantea</i>	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>D. megastellata</i>	0,0	2,3	0,0	0,0	<i>V. rigida</i>	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>D. reticulatus</i>	0,0	0,9	0,0	0,0	<i>X. muta</i>	2,8	1,8	4,1	3,7
<b>N</b>	<b>176</b>	<b>219</b>	<b>121</b>	<b>219</b>	<b>N</b>	<b>176</b>	<b>219</b>	<b>121</b>	<b>219</b>

También en esta estación se constató que su especie dominante, *A. fistularis*, adoptó la forma *insularis*, lo que es considerado por Alcolado y Herrera-Moreno (1987) como típico de lugares sometidos a la resuspensión y abrasión de sedimentos arenosos, y que coincide con los altos valores del Índice de Tensión Hidrodinámica (ITH=73) encontrados por estos mismos autores en este sitio.

Si comparamos nuestros valores de H' y J' con los obtenidos por Marcos (2005) en las estaciones del Reparto Flores (CH1, IO1, ES1, IO2 y ES2) y en Nau1, encontramos que sólo en ES1 y ES2 ambos índices aumentaron significativamente en el tiempo, indicando mejoría. En el resto de las estaciones del presente estudio (Bar1, SA1, Jai1, P1, Pu1, AM1 y Ca1), aunque con una serie de datos menor, también se evidenciaron cambios: la heterogeneidad aumentó excepto en P1, Pu1 y AM1, mientras que la equitatividad disminuyó en todos los casos (drásticamente en P1) menos en Jai1 y AM1 (Fig. 4.1.2.4).

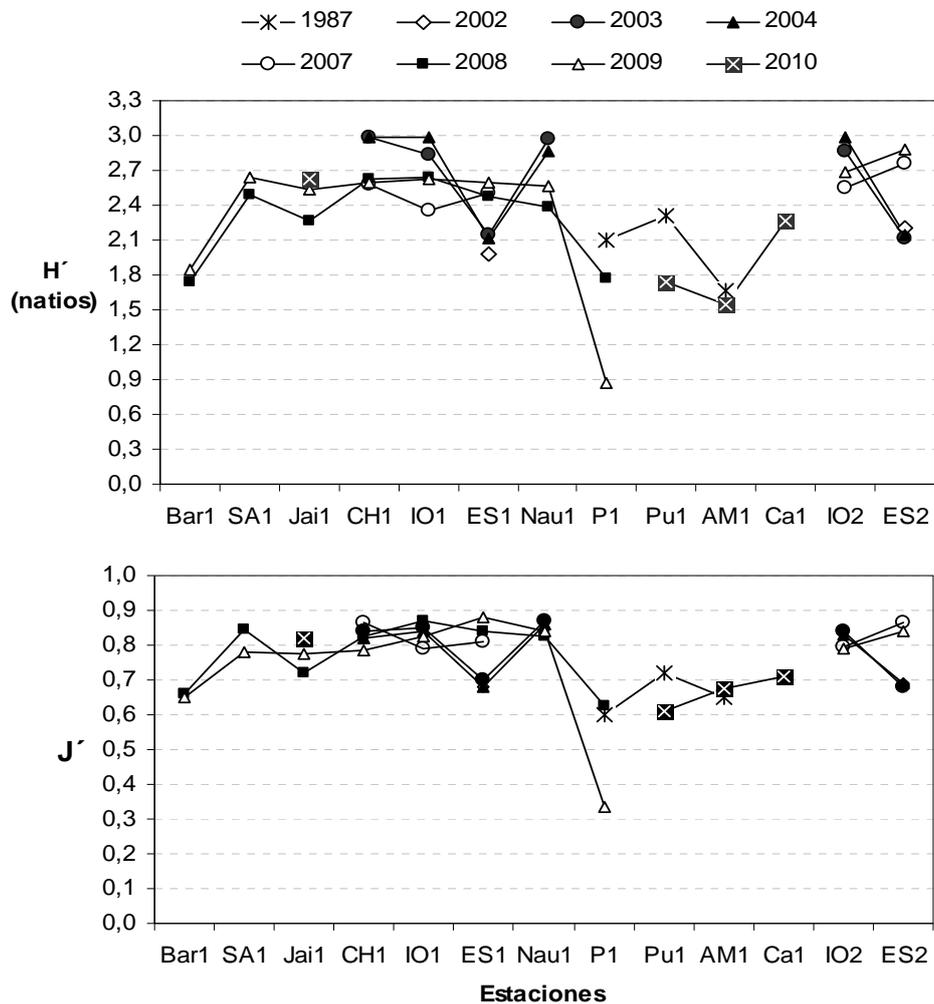


Figura 4.1.2.4. Variaciones de los índices de diversidad de esponjas por estaciones durante el periodo 1987-2010. Los valores reportados para 1987 y 2002-2004 son tomados de Alcolado y Herrera-Moreno (1987) y Marcos (2005), respectivamente. H': heterogeneidad y J': equitatividad.

Al aplicar el diagrama de favorabilidad y severidad ambiental de Alcolado (2007), con los valores de H' y J' de obtenidos durante el periodo 2002-2010, se detectan los cambios ocurridos a escalas espacial y temporal.

Las estaciones con las peores condiciones ambientales durante todo el periodo estudiado fueron P1, Pu1, AM1 y Bar1. La primera, según los valores de diversidad reportados por Alcolado y Herrera-Moreno (1987), ha transitado desde un ambiente algo severo e impredecible hasta la severidad extrema en 2009, como ya se ha mencionado, probablemente provocado por la sedimentación y el batimiento. P1, según datos de dichos autores, presentaba condiciones algo severas y casi constantes, y en el 2010 estas son algo severas e impredecibles. Mientras que AM1 y Bar1, han mantenido su estado severo e impredecible, reportado desde 1987 con esta condición en el caso de AM1, y en años consecutivos 2008 y 2009 para Bar1.

En CH1 ha ocurrido una transición, desde condiciones muy favorables y constantes en 2003 y 2004, hasta favorables y casi constantes en 2009.

Las estaciones SA1 y Jai1 mostraron mejoría. En 2008 ambas presentaban condiciones algo severas con comportamiento constante y casi constante, respectivamente; mientras que en el 2009 se mostraron favorables de manera casi constante y Jai1 llega a ser constante en 2010.

IO1, ES1 y Nau1 han sufrido variaciones interanuales durante 2002-2009, sin embargo todas mostraron condiciones favorables y constantes en el último año. De estas tres estaciones es ES1 la que ha variado de forma más brusca, pasando de un ambiente severo e impredecible en 2002 a condiciones favorables y constantes en 2009. Estos cambios parecen responder directamente a la disminución de la contaminación, según sugieren los bajos valores de abundancia relativa que alcanza *C. venosa*, que ya no se comporta como especie dominante en este sitio.

IO2 se ha mantenido con condiciones favorables durante todo el periodo estudiado, y sólo ha variado su condición de constante a casi constante, manteniéndose estable desde 2007.

ES2 ha experimentado cambios significativos, pues en el periodo 2002-2004 presentaba condiciones algo severas e impredecibles, y posteriormente alcanzó condiciones favorables y constantes. Al igual que en la estación ES1, esta mejoría responde a la disminución en abundancia de *C. venosa* lo que indica un menor grado de contaminación. Aparte de una disminución de la contaminación, eso también pudiera deberse a que al romperse el emisario en la parte menos profunda (menos de 5 m de profundidad) con el paso del Wilma en 2005, éste ha dejado de verter a los 37 m donde se encuentra su extremo inferior, como ha podido comprobarse *in situ*.

La estación Ca1, muestreada sólo en el 2010, presentó un ambiente algo severo y casi constante, pero no causado por contaminación.

La densidad no estuvo acorde al gradiente de contaminación reflejado por el IC (Fig. 4.1.2.5). Esta variable no parece ser un buen indicador de contaminación, dado que su variabilidad depende de muchos otros factores, y con relación a éste no presenta una correspondencia lineal (Pearson y Rosenberg, 1978).

#### **4.1.3. Corales pétreos**

La abundancia de especies de corales estuvo dominada por las especies *Siderastrea siderea*, *Agaricia agaricites*, *Porites astreoides*, *Montastraea cavernosa* y *S. radians* (tabla 4.1.3.1). Estas especies han sido reportadas como resistentes comunes a la sedimentación, al estrés hidrodinámico y al daño mecánico. *M. cavernosa* es reportada como resistente a los impactos moderados de la contaminación urbana (González Ferrer, 2004) mientras que *S. radians* es una especie considerada como uno de los corales hermatípicos del Caribe más resistentes y de mayor resiliencia frente a tensiones de fuerte estrés para los corales como son, la sedimentación, la baja salinidad, las altas temperaturas y la turbidez (Lirman *et al.*, 2002) y como la *S. radians* (*sensu lato*) ante los efectos de la contaminación urbana (Herrera-Moreno, 1991).

En la estación de la Puntilla la abundancia de las especies estuvo dominada por *S. siderea* y *S. radians*, con porcentajes 49,4 y 19,2 % respectivamente altos con respecto a las otras estaciones de este estudio pero mas bajos que los encontrados con anterioridad en esta estación considerada sitio contaminado al estar a la desembocadura del Rio Almendares (E de la guardia *et al.*, 2001). Esta estación fue la única que presento a la especie *S. radians* como dominante en segundo lugar.

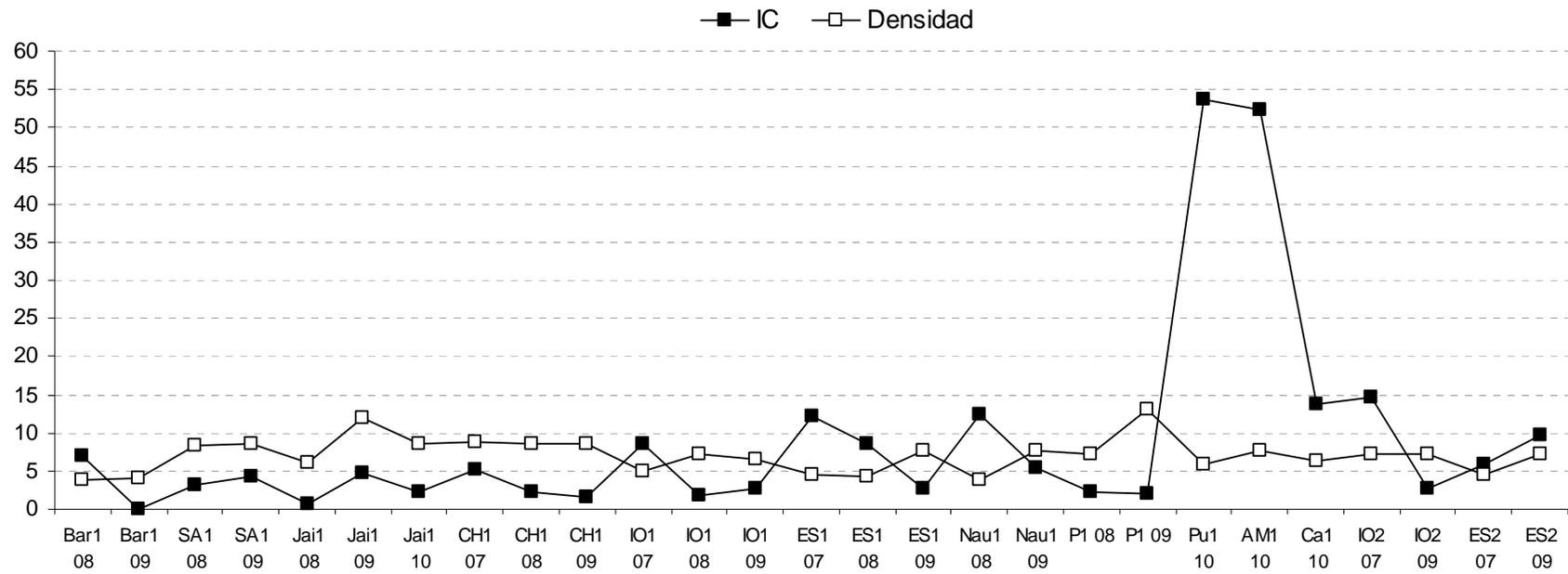


Figura 4.1.2.5. Comparación entre la densidad de esponjas y el índice de contaminación (IC) por estaciones durante el periodo 2007-2010.

El índice de contaminación IC (Herrera-Moreno y Alcolado, 1985) calculado a partir de la suma de la abundancia relativa porcentual en número de corales más resistentes a la contaminación (*Siderastrea siderea*, *S. radians* y *Stephanocoenia intercepta*), y teniendo en cuenta la data histórica (datos de archivo del IdO), fue mayor para la mayoría de las estaciones en el año 2010 (Fig.4.1.3.1 y 4.1.3.2), lo que pudo estar influenciado por el aumento del valor total de las cargas contaminantes de las cuencas del norte de la Habana en el año anterior (Tabla 3.3). Esto no fue así para la estación CH que presentó un IC mucho menor que en el 2008. Las escasas lluvias producidas en el año 2006 (Fig. 3.3), pudieron influir en que ES1 presentó un IC máximo en el año 2007 lo que no se relaciona mucho con el valor bajo de descargas de contaminantes reportado en la cuenca Oeste en ese año, y uno muy bajo en el 2001. En la actualidad presenta valores cercanos a los que tuvo en el año 1997 como lo refleja el bajo valor de contaminantes de esta cuenca en este año (tabla 3.3). Esto puede estar relacionado con la incidencia de otro factor además de la contaminación como la sedimentación, que influye en el valor calculado de IC para corales al ser las especies indicadoras utilizadas, también resistentes a la sedimentación. Esto se corrobora con el paso cercano de los huracanes, Wilma, Katrina y Rita en el 2005 y a acciones de dragado del río Quibu en el año 2006.

Los valores del IC con corales en el periodo de estudio fueron similares a los observados en el período 1997-2002, exceptuando la estación IO1 donde el IC aumentó entre los años 2007 y 2010. Este aumento no se corresponde con el hecho de que en la estación ES1, más cercana a las fuentes contaminantes, el valor de IC disminuyó. Para IO1 y ES1 hubo correspondencia en 1997 y 2007, pero no en 2008 y 2010. (Fig.4.1.3.1).

Esta falta de correspondencia observada frente a las estaciones del Reparto Flores, principalmente entre las estaciones ES1 e IO1, y que ES1 no mostró valores superiores que las estaciones menos contaminadas como se esperaba, sugiere que los cambios observados pueden estar más determinados por una variabilidad inherente al muestreo o a la influencia de otros factores además de la contaminación que se mencionan más adelante.

A pesar de que la contaminación no parece haber variado mucho desde el punto de vista del empleo de los corales pétreos como bioindicadores (aparentemente debido a un retardo de respuesta por el tiempo de generación relativamente largo de ese grupo), este índice de contaminación calculado a partir de las especies de corales indicadoras de contaminación (Herrera-Moreno y Alcolado, 1985) reflejó en parte el gradiente de contaminación existente en el área de estudio al mostrar marcada diferencia entre la estación Pu1 muy contaminada y las estaciones más limpias como Bar1 y SA1 con menores valores de IC, más alejadas de esta fuente de contaminación.

Este otro factor puede ser la sedimentación provocada posiblemente por el dragado del río Quibú realizado el 23 de mayo de 2006 debido a inundaciones costeras junto con el paso de los huracanes Wilma en 2005, Rita (2005) Katrina (2005) que han incrementado el efecto de la sedimentación sobre la epifauna bentónica sésil, y sobre todo a los corales por ser susceptibles a este tensor ambiental. El efecto de ambos eventos debe haber persistido reflejado en la composición y estructura de las comunidades de corales en la etapa de estudio, dada la relativamente lenta dinámica de ésta por el crecimiento comparativamente lento de los corales. De hecho los corales *S. siderea* y *S. radians*, que son los dos más abundantes entre las especies indicadoras, son muy resistentes a la sedimentación (Hubbard y Pocock, 1972; Kolehmainen, 1973; Lirman y Fong, 1996, Torres y Morelock, 2002), además de serlo a la contaminación (Herrera-Moreno y Alcolado 1985) y Herrera-Moreno, 1991).

Las enfermedades de corales que han estado asociadas al cambio climático también deben estar influyendo en los patrones de dominancia porcentual de las especies. Según hemos podido observar repetidamente desde principios de esta década, la enfermedad de plaga blanca

ha sido muy activa en los últimos años en la zona de estudio, produciendo notoria mortalidad en *Dichocoenia stokesi*.

No se considera que durante el período de estudio el efecto de los frentes fríos haya tenido una influencia a destacar sobre los resultados obtenidos ya que no ocurrieron intensidades extremas huracanadas como las reportadas por Rodríguez *et al.* (1984) con velocidades de 55 a 117 km/h entre los años 1916 y 1983. En ese largo período de 67 años, sólo ocurrieron seis frentes fríos con velocidades iguales o superiores que 83 km/h. Por otro lado, este es un factor estacional crónico dentro del tiempo de generación de los corales, sujeto a una variabilidad interanual a las que los corales pétreos del litoral habanero han estado históricamente adaptados aún cuando sus comunidades estaban en mucho mejor estado antes de la década de los ochenta.

En las estaciones de 20 m, IO2 y ES2, el IC mostró una disminución en la contaminación según la data histórica analizada hasta el pasado año 2009, mas pronunciada en la estación del Emisario (ES) más contaminada en el 2007. La estación IO2 no mostró valores muy diferentes del IC desde 1997 hasta la actualidad.

A partir de los datos de González-Díaz y González-Sansón (2003), para la Caleta de San Lázaro, aledaña a la entrada de la bahía de la Habana, se obtiene un IC de 74%, muy parecido al encontrado en la estación más contaminada de este proyecto (Pu1), pero con un predominio invertido de *S. radians* (65,9%) sobre *S. siderea* (8,1%). Esto último denota la mayor resistencia de la primera a la contaminación urbana.

En general el análisis de agrupamiento muestra cierta correspondencia entre la agrupación de las estaciones y el gradiente de contaminación, con algunas discrepancias como el encontrarse la estación SA1 considerada como limpia ubicada en el grupo de las estaciones contaminadas del reparto Flores. En 2010 la estación P1 se agrupa cercanamente a las estaciones más limpias de Bar y Jai, lo que sugiere que a pesar de su cercanía a la Puntilla, el efecto de la contaminación no llega a ser importante. En los dos análisis de clasificación numérica jerárquico aglomerativo y nMDS, solo la estación Pu1 se diferencia del resto como sometida a estrés muy fuerte, en correspondencia la fuerte contaminación allí existente (Figs, 4.1.3.3 y 4.1.3.4).

El índice de heterogeneidad  $H'$  en la estación ES1 desde 1997 ha mostrado oscilaciones con su menor valor en 2002 y el mayor en 2007 pero en el último muestreo de 2010 su valor fue similar a los de los años 1997 y 2001 (Fig. 4.1.3.5). De ello puede inferirse que no ha habido grandes cambios en el nivel de estrés ambiental que sufre la comunidad de corales en esa estación en los últimos años. Por ello es de esperar que la intensidad de contaminación como el factor que más afecta este punto, no debe haber experimentado cambios de significación como para afectar de manera diferente a la comunidad de corales, a juzgar por el comportamiento de la heterogeneidad de la comunidad de corales en ese período 1997-2010. Lo mismo sucedió en las estaciones más cercanas IO1 (1997-2010) y CH1 (2007-2010). Como se esperaba, el menor valor de  $H'$  se obtuvo en la estación Pu1 muy contaminada.

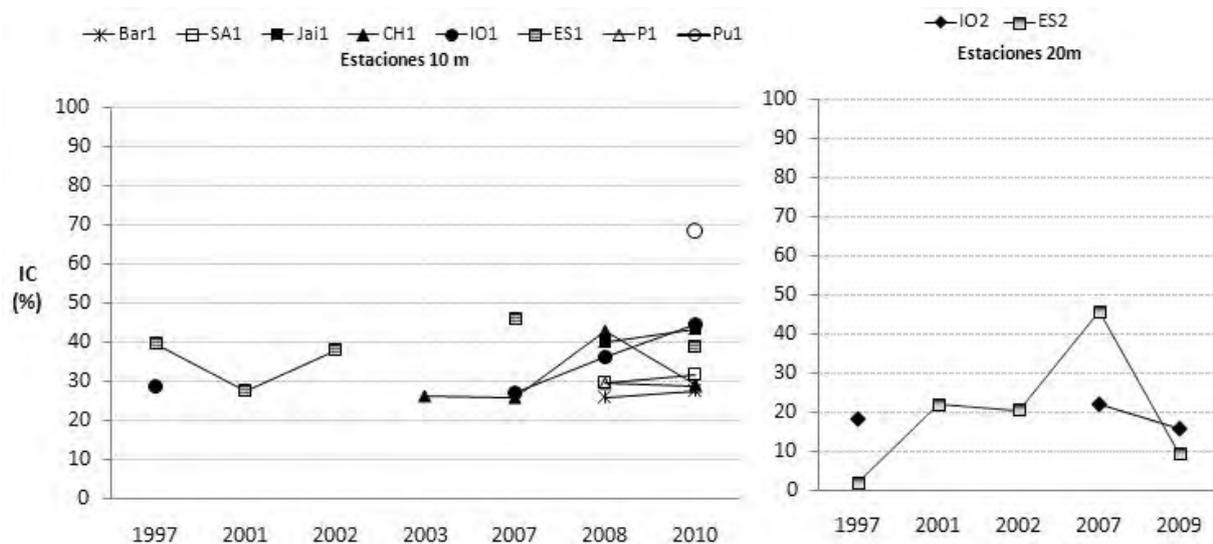


Figura 4.1.3.1. Índice de contaminación (IC) calculado a partir del porcentaje de abundancia de las especies de corales indicadoras de contaminación, *S. siderea*, *S. radians* y *S. intercepta* (Herrera-Moreno y Alcolado, 1985) en las estaciones de este estudio. Data histórica de corales (archivo de Instituto de Oceanología y datos de González-Ontivero *et al.*, 2007).

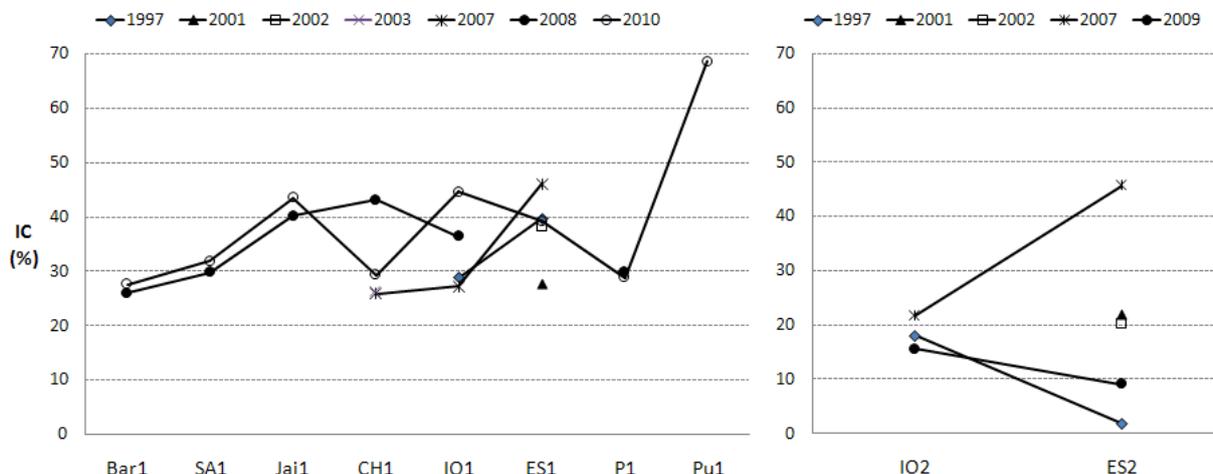


Figura 4.1.3.2. Índice de Contaminación (IC) calculado a partir del porcentaje de abundancia de la data histórica de las especies indicadoras de contaminación en la comunidad de corales en todas las estaciones de muestreo.

Tabla 4.1.3.1 Abundancia relativa (%) de las especies de corales en las estaciones muestreadas a 10 m de profundidad. N: Total de individuos, UM: Total de unidades de muestreo.

Estaciones-años	Bar1		SA1		Jai1		CH1			Nau1		P1		Pu1	IO1			ES1	
	08	10	08	10	08	10	07	08	10	08	10	08	10	10	07	08	10	07	10
<i>Siderastrea siderea</i>	15,0	15,9	28,7	31,0	34,4	37,8	22,7	41,6	25,5	20,9	0,0	29,3	25,8	49,5	24,2	36,1	35,7	41,2	35,6
<i>Porites astreoides</i>	12,8	20,6	12,2	14,3	5,8	5,2	18,1	10,9	16,3	10,1	50,0	22,2	25,8	3,1	9,1	15,5	30,2	15,5	13,5
<i>Agaricia agaricites</i>	30,8	13,5	23,2	24,9	10,3	16,5	30,7	24,8	31,4	0,0	0,0	5,3	8,0	2,2	10,1	16,5	45,2	5,8	7,0
<i>Montastraea cavernosa</i>	3,1	4,1	4,2	4,6	6,1	3,6	8,3	0,5	4,5	3,9	0,0	3,1	6,8	2,6	18,2	10,0	9,9	11,5	15,1
<i>Siderastrea radians</i>	11,0	11,8	1,1	0,9	5,8	5,6	3,2	1,5	3,8	44,2	50,0	0,4	3,1	19,1	3,0	0,3	8,9	4,9	3,6
<i>Millepora alcicornis</i>	17,2	24,7	2,7	3,3	15,4	17,7	0,9	5,5	2,8	2,3	0,0	17,3	11,0	0,4	3,0	1,4	1,2	1,8	1,1
<i>Stephanocoenia intercepta</i>	1,3	2,4	2,6	2,2	4,2	2,4	2,8	0,5	2,8	0,8	0,0	2,2	3,1	4,6	3,0	2,1	3,4	4,4	6,4
<i>Dichocoenia stokesi</i>	2,6	0,0	0,9	0,9	3,2	2,0	1,8	3,0	2,1	9,3	0,0	9,8	7,4	2,0	4,0	0,7	1,5	4,9	0,3
<i>Montastraea annularis</i>	0,9	2,9	3,1	2,4	1,3	0,8	1,6	4,5	1,7	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	6,1	1,7	0,3	0,4	0,8
<i>Madracis decactis</i>	0,0	0,6	3,7	1,5	2,6	1,2	3,0	2,0	1,4	1,6	0,0	0,4	1,2	2,0	4,0	1,4	1,9	4,0	4,2
<i>Eusmilia fastigiata</i>	0,0	0,0	2,9	1,1	3,9	1,2	2,1	0,0	0,0	4,7	0,0	2,2	0,6	10,6	1,0	1,7	2,5	1,8	2,8
<i>Meandrina meandrites</i>	0,0	0,6	1,3	2,2	1,6	3,2	0,0	0,0	1,2	0,8	0,0	0,9	1,2	1,5	2,0	1,4	1,2	0,0	0,3
<i>Porites porites</i>	0,4	0,0	4,0	4,6	0,0	0,4	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,9	0,6	0,7	4,0	0,3	0,3	0,0	2,5
<i>Montastraea faveolata</i>	0,9	0,0	0,9	2,2	1,0	0,8	0,7	2,0	4,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	4,1	2,5	2,7	3,1
<i>Montastraea franksi</i>	0,9	0,0	1,3	2,2	3,2	0,4	2,5	2,0	1,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	1,7	0,3	0,4	0,8
<i>Millepora complanata</i>	0,0	0,6	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Leptoceris cucullata</i>	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	1,0	0,0	0,3	0,4	0,6
<i>Madracis mirabilis</i>	0,0	0,0	1,8	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,1	0,0	0,0	1,4
<i>Diploria strigosa</i>	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Diploria clivosa</i>	0,9	0,0	0,7	0,4	0,6	0,8	0,0	0,5	0,0	0,8	0,0	3,6	2,5	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Porites divaricata</i>	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,3	0,0	0,0	0,0

(Continuación tabla 4.1.3.1)

Estaciones-años	Bar1		SA1		Jai1		CH1			Nau1		P1		Pu1	IO1			ES1	
	08	10	08	10	08	10	07	08	10	08	10	08	10	10	07	08	10	07	10
<i>Agaricia lamarcki</i>	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	1,3	0,6	0,0	0,2	0,3	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0
<i>Mycetophyllia lamarckiana</i>	0,0	0,0	0,9	0,7	0,0	0,0	0,0	0,5	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	1,5	0,0	0,3
<i>Mycetophyllia danaana</i>	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Scolymia cubensis</i>	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,9	0,0	0,3
<i>Colpophyllia natans</i>	0,0	0,6	0,6	0,7	0,0	0,4	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Porites furcata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3
<i>Meandrites braziliensis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Porites colonensis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Montastraea sp.</i>	0,0	0,0	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Acropora cervicornis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Mycetophyllia aliciae</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Isophylastrea rigida</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Manicina areolata</i>	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0
<i>Agaricia undata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Agaricia grahamae</i>	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Scolymia lacera</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0
<i>Isophyllia sinuosa</i>	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Mycetophyllia ferox</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<b>N</b>	227	170	548	462	311	249	436	202	423	129	2	225	163	455	100	291	481	226	357
<b>UM</b>	30	30	24	30	30	30	27	30	30	28	30	30	30	30	20	24	30	30	30

Tabla 4.1.3.2. Abundancia relativa (%) de las especies de corales en las estaciones muestreadas a 20 m de profundidad. N: Total de colonias, UM: Total de unidades de muestreo.

Estaciones-años	IO2		ES2	
	07	09	07	09
<i>Siderastrea siderea</i>	21,75	15,53	43,62	9,06
<i>Porites astreoides</i>	11,48	10,68	9,4	7,72
<i>Agaricia agaricites</i>	19,33	17,48	5,04	7,38
<i>Montastraea cavernosa</i>	6,65	9,71	2,35	3,02
<i>Siderastrea radians</i>	0	0	2,01	0
<i>Millepora alcicornis</i>	1,51	0	1,01	0
<i>Stephanocoenia intercepta</i>	9,37	13,59	13,09	2,01
<i>Dichocoenia stokesi</i>	0,3	0,97	1,68	0,34
<i>Montastraea annularis</i>	0,91	5,83	0,67	0
<i>Madracis decactis</i>	7,25	3,88	3,36	3,02
<i>Eusmilia fastigiata</i>	1,81	2,91	0,34	2,68
<i>Meandrina meandrites</i>	1,21	2,91	0	0,67
<i>Porites porites</i>	2,11	0,97	0,34	0,67
<i>Montastraea faveolata</i>	4,53	0,97	0,34	1,68
<i>Montastraea franksi</i>	1,81	0	0,67	0
<i>Leptoceris cucullata</i>	3,32	9,71	1,01	0,34
<i>Mycetophyllia aliciae</i>	0	0,97	0	0
<i>Madracis mirabilis</i>	0	0	3,36	1,68
<i>Porites divaricata</i>	0,6	0	7,38	0
<i>Porites furcata</i>	0	0	0	0,34
<i>Agaricia lamarcki</i>	3,32	3,88	1,68	0
<i>Mycetophyllia lamarckiana</i>	0,3	0	0	0,67
<i>Mycetophyllia danaana</i>	0	0	0,67	0
<i>Scolymia cubensis</i>	1,21	0	1,68	0,34
<i>Colpophyllia natans</i>	0,3	0	0	0,34
<i>Acropora cervicornis</i>	0,6	0	0,34	0,34
<i>Agaricia undata</i>	0,3	0	0	0
<b>N</b>	<b>331</b>	<b>103</b>	<b>298</b>	<b>126</b>
<b>UM</b>	<b>30</b>	<b>15</b>	<b>30</b>	<b>19</b>

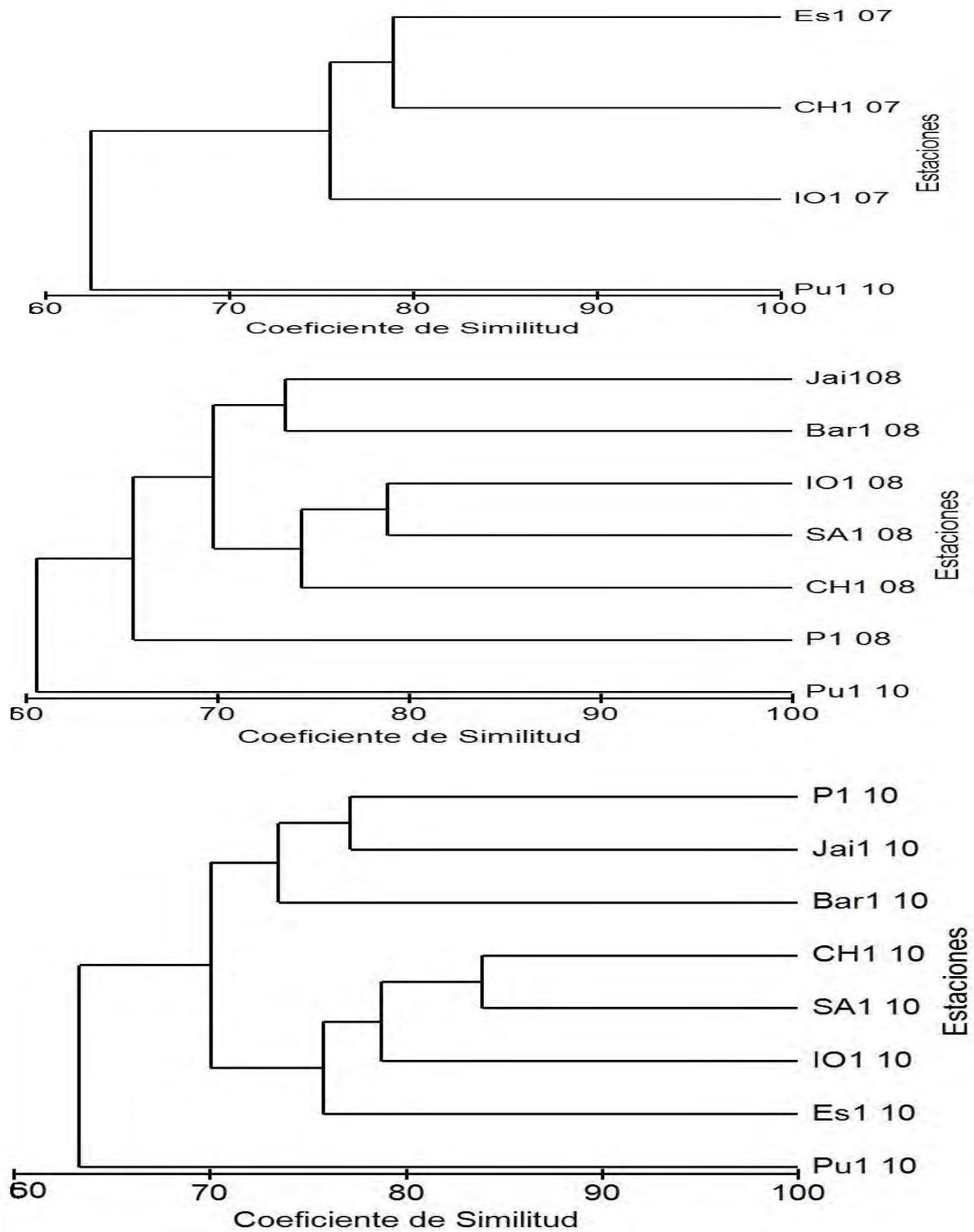


Figura 4.1.3.3. Dendrogramas de similitud de comunidades de corales pétreos (análisis de clasificación numérica jerárquico aglomerativo) durante el periodo 2007-2010 a partir de de la raíz cuadrada del porcentaje de abundancia de corales.

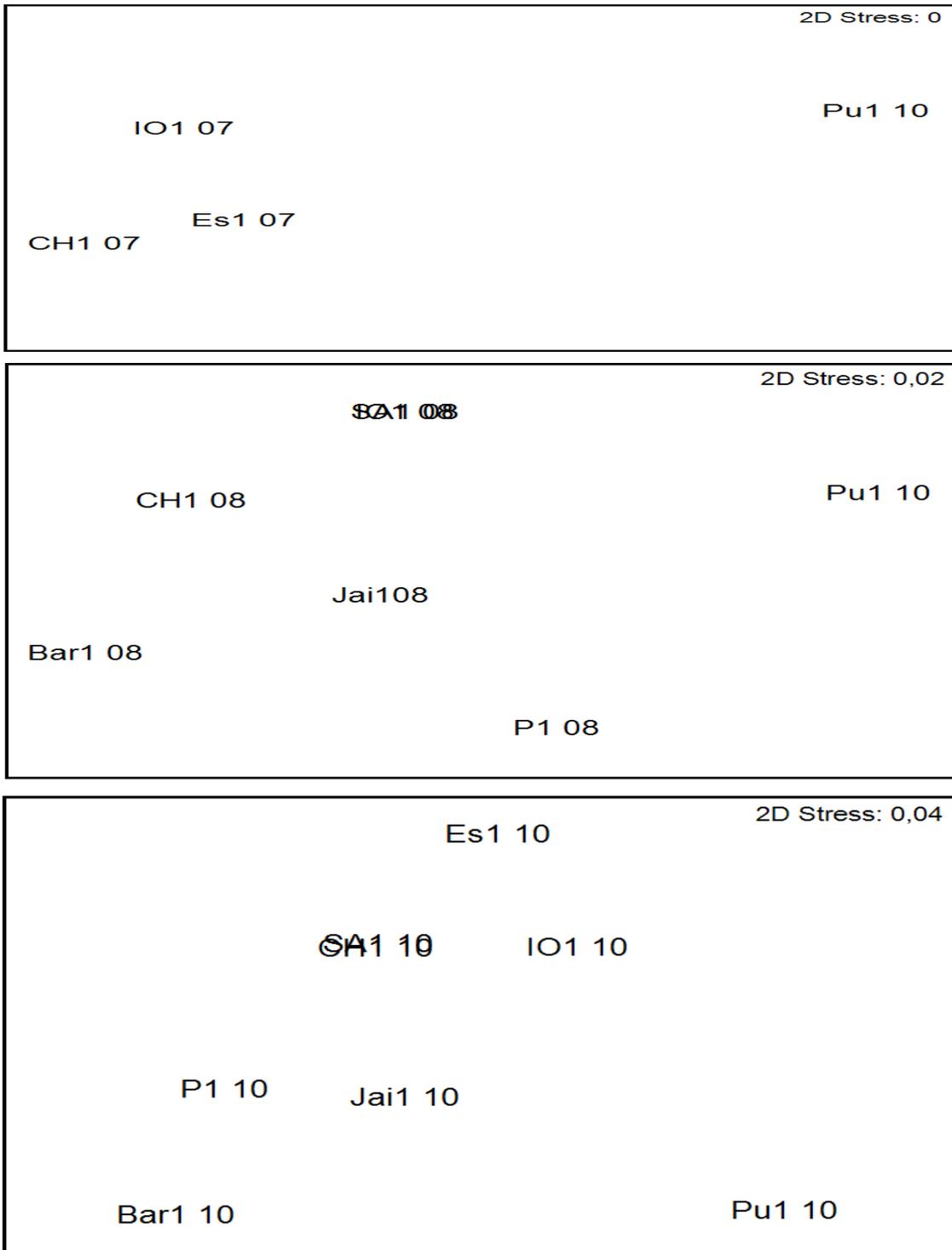


Figura 4.1.3.4. Análisis de agrupamiento nMDS de comunidades de corales pétreos durante el periodo 2007-2010.

El índice de equitatividad mostró una tendencia a la disminución a partir del 2002, indicando una disminución de la predictibilidad ambiental, en lo que pudieran estar implicados, pulsos de contaminación, el efecto de huracanes (Charley en 2004; Wilma, Rita y Katrina en 2005) y mortalidad de corales por blanqueamiento y enfermedades microbianas (plaga blanca, principalmente) (Fig. 4.1.3.5).

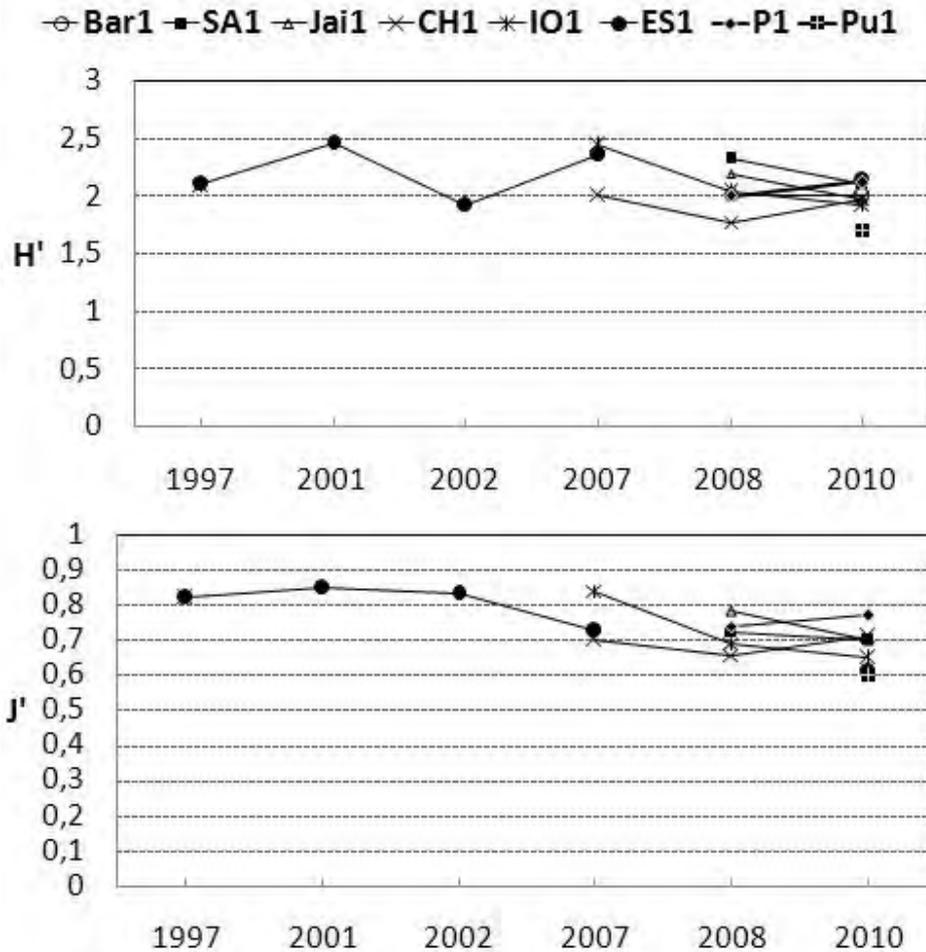


Figura 4.1.3.5. Índices de diversidad de corales pétreos por estaciones durante el periodo 1997-2010 calculado a partir de la abundancia en número. H': heterogeneidad y J': equitatividad.

El análisis espacial de densidad para la comunidad de corales en el año 2010, por ejemplo, no se correspondió con el gradiente de contaminación, lo que corrobora la no linealidad de la densidad de organismos con respecto a la cercanía de una fuente de contaminación, planteada por Pearson y Rosenberg (1978). Por ese motivo no es recomendable utilizar la densidad de corales como bioindicador de contaminación (Fig. 4.1.3.6).

## 4.2. Prueba y comparación de bioindicadores

### 4.2.1 Octocorales

El estudio de tallas y vitalidad de los octocorales solo se realizó en las estaciones AM1, ES1, IO1, CH1 y SA1, como se planificó en el documento del proyecto.

## Estudios de tallas

### 1. Distribución por tallas

En las estaciones SA1 y CH1 se observó una tendencia a que las colonias al nivel comunitario alcancen los mayores intervalos de tallas. Esta tendencia refleja las mejores condiciones ambientales para el desarrollo de los octocorales, y permite inferir que estos dos sitios son los de menor nivel de estrés ambiental, atribuible en gran medida a la contaminación según sugieren los valores del IC en las diferentes estaciones. En las estaciones con mayor nivel de contaminación (AM1 y ES1) la frecuencia de aparición de las colonias se desplazó hacia los menores intervalos de tallas, lo que sugiere a ese factor como la causa, en gran parte, del estrés de la comunidad (Fig. 4.2.1.1).

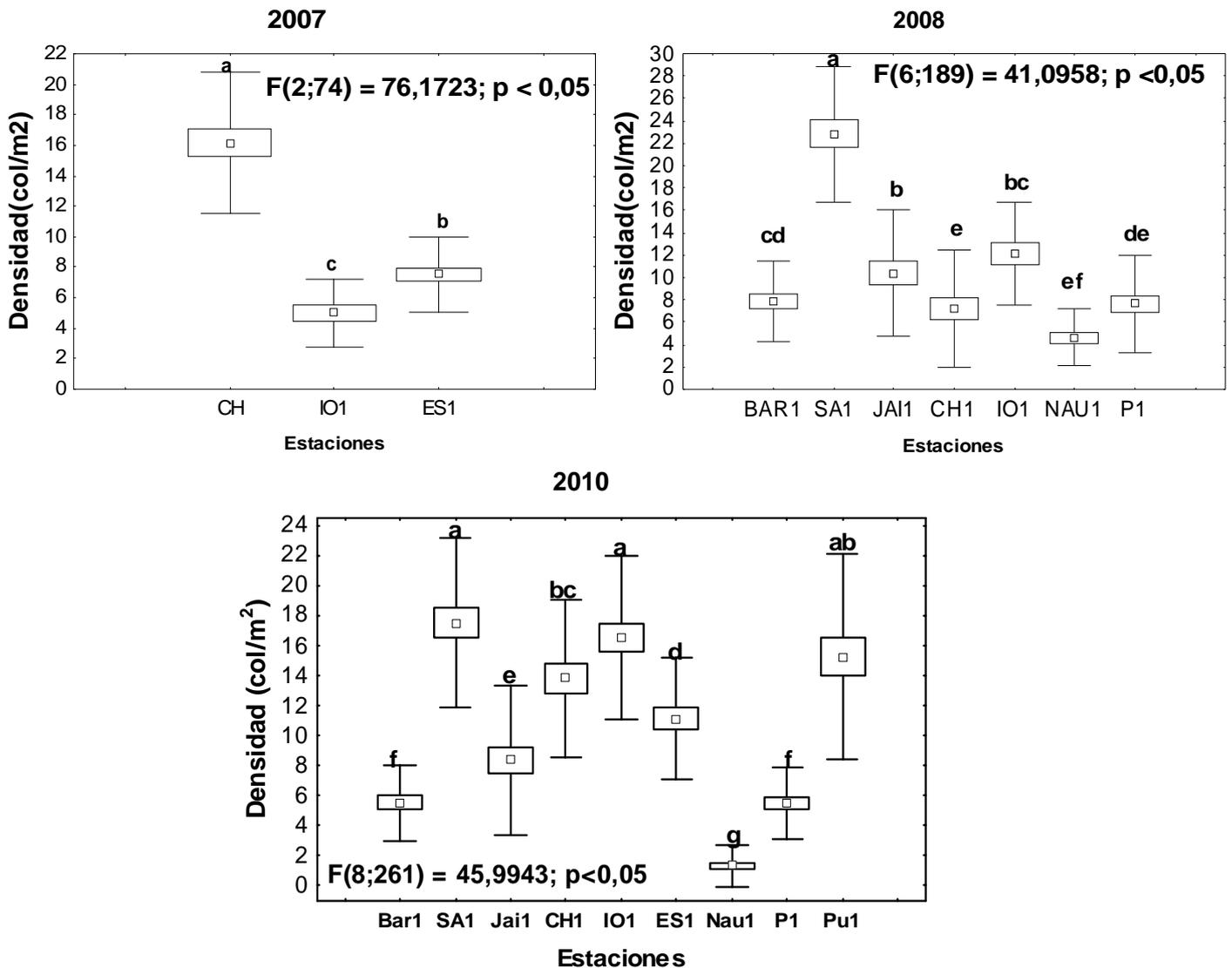


Figura 4.1.3.6. Variaciones espaciales significativas de la densidad de corales pétreos por estaciones de muestreo. Las letras indican el orden de las diferencias significativas según la prueba SNK, para los años 2007 y 2008 y la prueba no paramétrica de comparación de medias para el año 2010.  $\square$  Media  $\square$  Error estándar  $\perp$  Desviación estándar.

La distribución por tallas de *E. flexuosa* y *P. kuekenthali* mostró el mismo patrón que el análisis al nivel comunitario. En las estaciones menos estresadas (SA1 y CH1) las colonias de las dos especies alcanzaron los mayores intervalos de tallas; mientras que en las más estresadas (AM1 y ES1) la frecuencia de aparición de las colonias se desplazó hacia los intervalos de tallas menores (Fig.4.2.1.2 y 4.2.1.3).

La tendencia de la distribución por tallas observada en las estaciones más estresadas (AM1 y ES1) sugiere estar reflejando el efecto nocivo directo de la contaminación sobre los octocorales. Los resultados de distribución por tallas de estas dos especies coincidieron con lo observado en el coral pétreo *Siderastrea radians* (*sensu lato*) por Herrera-Moreno y Martínez-Estallela (1987) en su trabajo sobre la influencia de la contaminación sobre estos organismos.

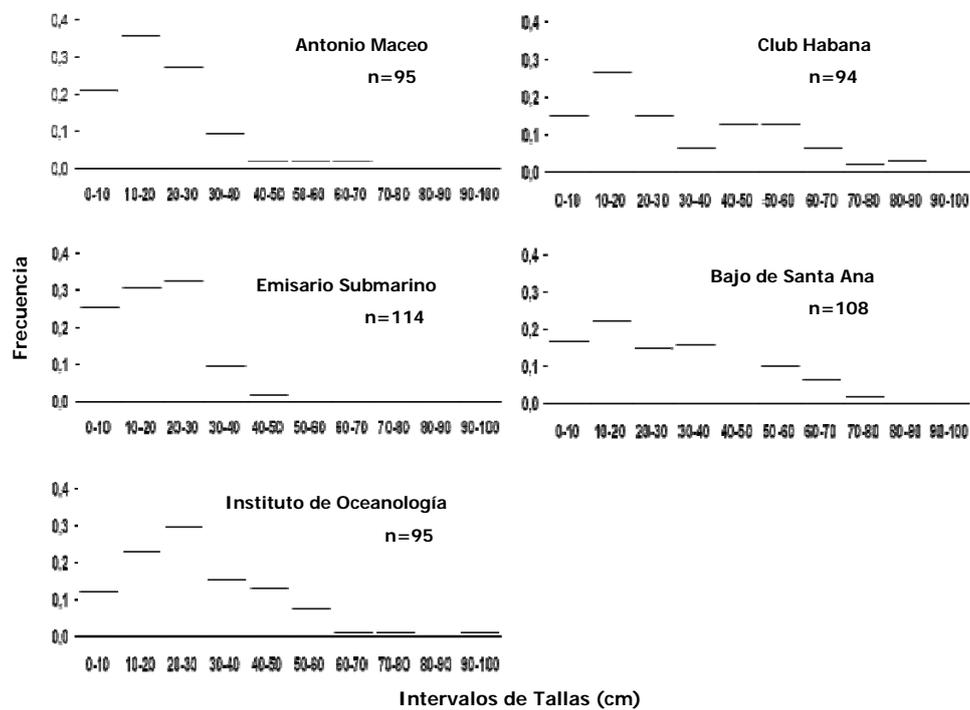


Figura 4.2.1.1. Distribución de frecuencia por tallas de las colonias de octocorales a nivel comunitario en cada estación. n = número de colonias medidas.

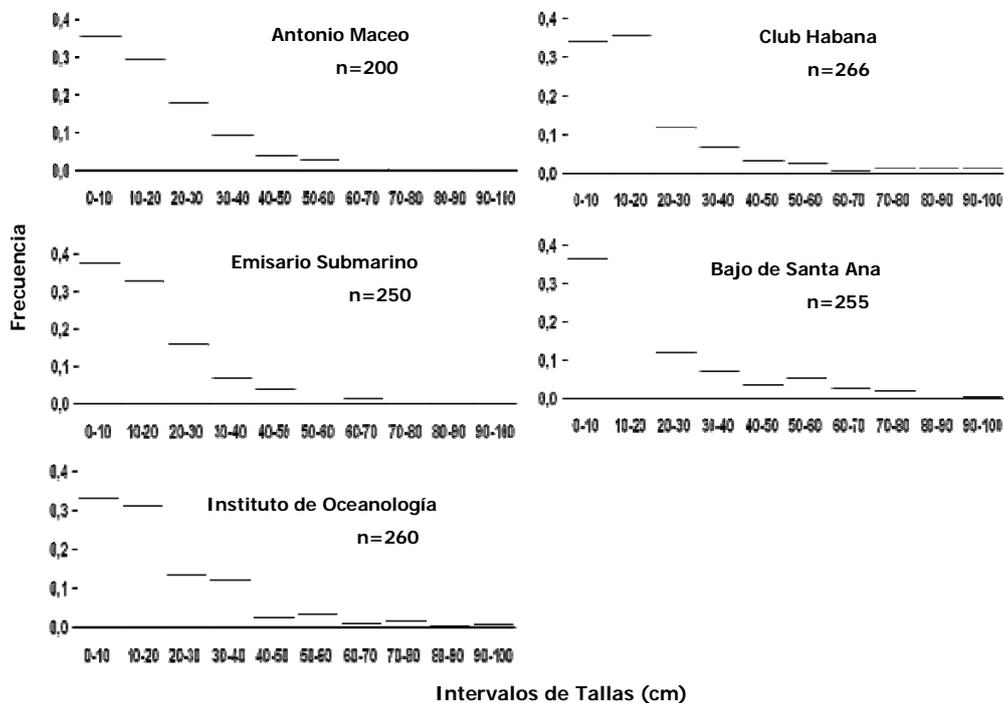


Figura 4.2.1.2. Distribución de frecuencia por tallas en la población de *E. flexuosa* en cada estación. n = número de colonias medidas.

## 2. Talla media

A pesar de que en las estaciones más contaminadas AM1 y ES1 las tallas medias al nivel comunitario fueron ligeramente menores que en el resto de las estaciones, estas diferencias no fueron significativas ( $F_{0,05}(4; 1076)=0,46; p>0,05$ ). La poca variación que presentaron las tallas medias de las comunidades entre si, en relación con el grado de contaminación de las estaciones, evidenció la insuficiente sensibilidad de esta variable como posible bioindicadora de estrés ambiental. Para poder detectar diferencias significativas a éste nivel se requerían 442 colonias, lo que implicaría un tamaño de muestra excesivamente grande y por lo tanto el costo-beneficio como bioindicador de estrés ambiental no sería aceptable en la práctica del monitoreo ambiental (Fig. 4.2.1.4).

El análisis de varianza unifactorial de la talla media en la población de *E. flexuosa* arrojó diferencias significativas entre las estaciones ( $F_{0,05}(4; 465)=6,29; p<0,05$ ). La prueba de Student-Newman-Keuls reveló que las tallas medias en las estaciones más contaminadas (AM1 y ES1), sin diferencias significativas entre si, fueron significativamente menores que las restantes (IO1, CH1 y SA1), las que a su vez tampoco presentaron diferencias significativas entre ellas (Fig. 4.2.1.5).

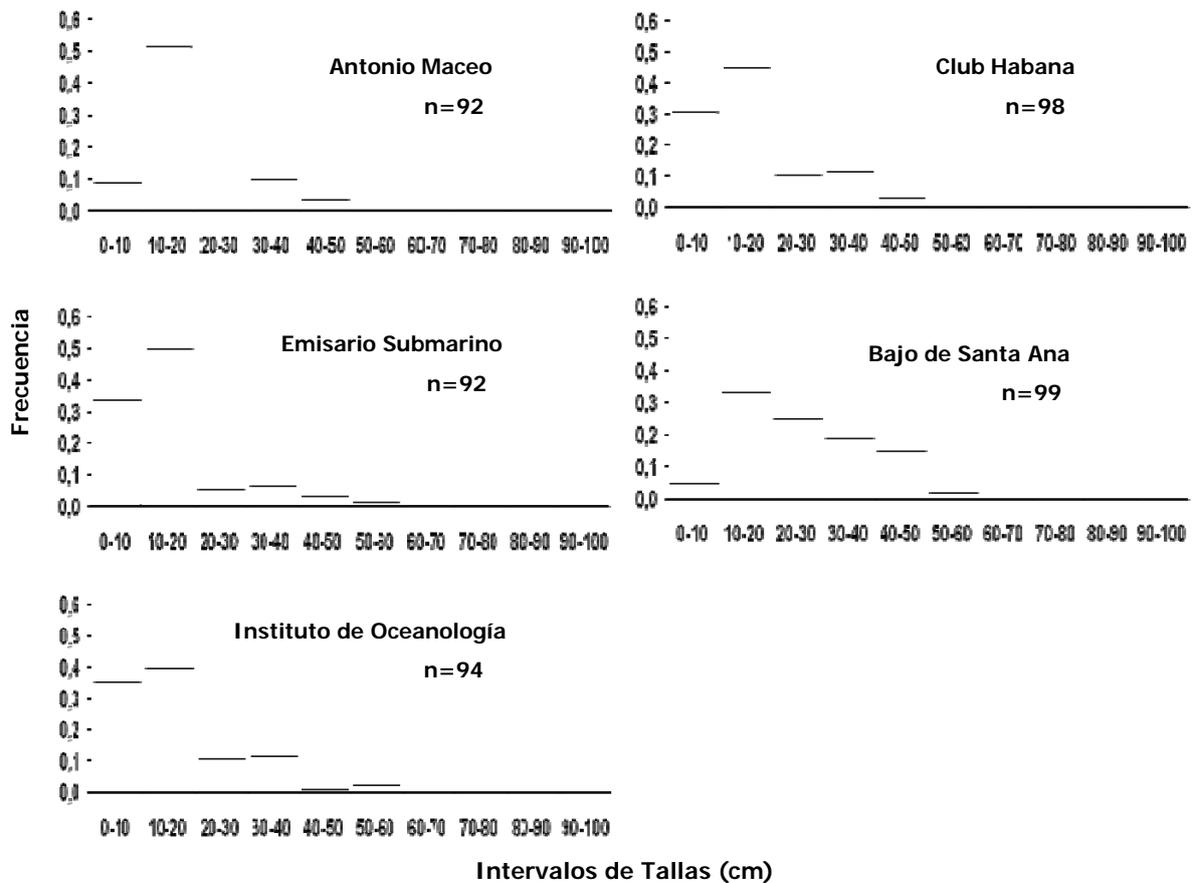


Figura 4.2.1.3. Distribución de frecuencia por tallas de la población de *P. kuekenthali* en cada estación. n = número de colonias medidas.

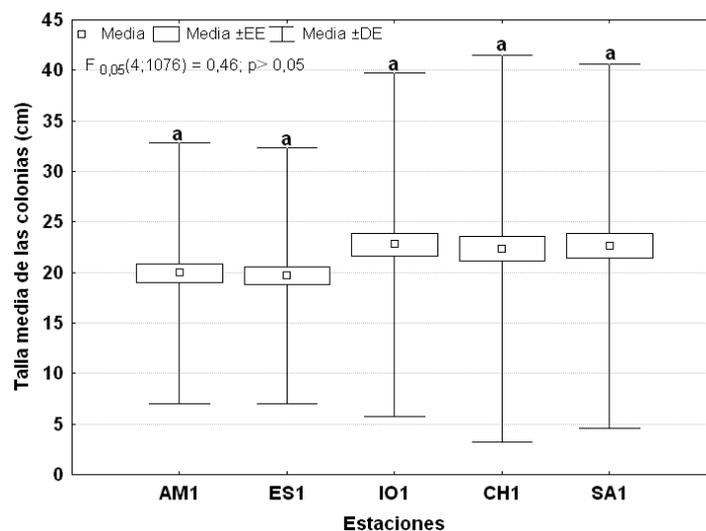


Figura 4.2.1.4. Talla media de las comunidades de octocorales en las estaciones. Las letras minúsculas indican el resultado estadístico de la prueba Student-Newman-Keuls (SNK). Parque Antonio Maceo (AM1), emisario submarino (ES1), Instituto de Oceanología (IO1), Club Habana (CH1) y Bajo de Santa Ana (SA1).

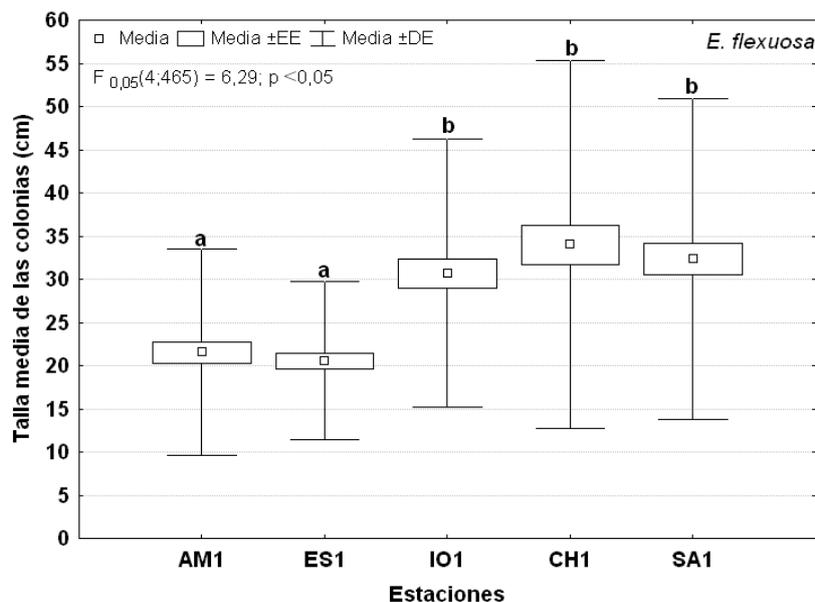


Figura 4.2.1.5. Talla media de la población de *E. flexuosa* en las cinco estaciones. Las letras minúsculas señalan diferencias estadísticas según la prueba de Student-Newman-Keuls (SNK). Parque Antonio Maceo (AM1), emisario submarino (ES1), Instituto de Oceanología (IO1), Club Habana (CH1) y Bajo de Santa Ana (SA1).

El hecho de que la talla media en la estación SA1 (al nivel de comunidad y de la población de *E. flexuosa*) no difiera del resto, pudiera estar relacionado con el huracán Charlie que afectó a Cuba en el 2004 y que desde el sur cuyo ojo salió mar afuera por un punto más cercano a esta estación que a las restantes. Los vientos huracanados se extendieron 23 km al *E* (alcanzando la estación SA1) y 19 km al *W* de su trayectoria. Este huracán con vientos de 190 km/h alcanzó rachas máximas de 240 km/h, ambas registradas en el aeropuerto de Baracoa que se encuentra cerca de SA1 (Instituto de meteorología de La República de Cuba).

Los daños ocasionados por huracanes dependen de su intensidad y frecuencia, y la probabilidad de mortalidad aumenta con la talla de la colonia, al aumentar la superficie expuesta a la acción del oleaje (Yoshioka y Yoshioka, 1987). Estos autores también observaron una disminución en la talla poblacional de los octocorales después del paso de un ciclón en arrecifes de Puerto Rico. Probablemente por este motivo, la talla media de las colonias en la estación menos contaminada (SA1) fue menor de lo esperado. Velimirov (1975) señaló que según la especie, los octocorales alcanzan la altura máxima que su estructura le permite en unos 10 a 15 años. Por esta razón, parece no haber pasado tiempo suficiente para la recuperación de la comunidad de octocorales y de la población de *E. flexuosa* en este sitio.

El análisis de varianza unifactorial de la talla media en la población de *P. kuekenthali* reveló diferencias significativas entre las estaciones ( $F_{0,05}(4; 438)=12,10; p<0,05$ ). La prueba de Student-Newman-Keuls indicó estas diferencias entre la estación SA1 y el resto, y entre la estación AM1 con ES1 e IO1. Entre las estaciones del Reparto Flores (ES1, IO1 y CH1) no existieron diferencias significativas. Las mayores tallas promedio se encontraron en las estaciones SA1 (25,81 cm), e inesperadamente en AM1 (20,66 cm) (Fig. 4.2.1.6).

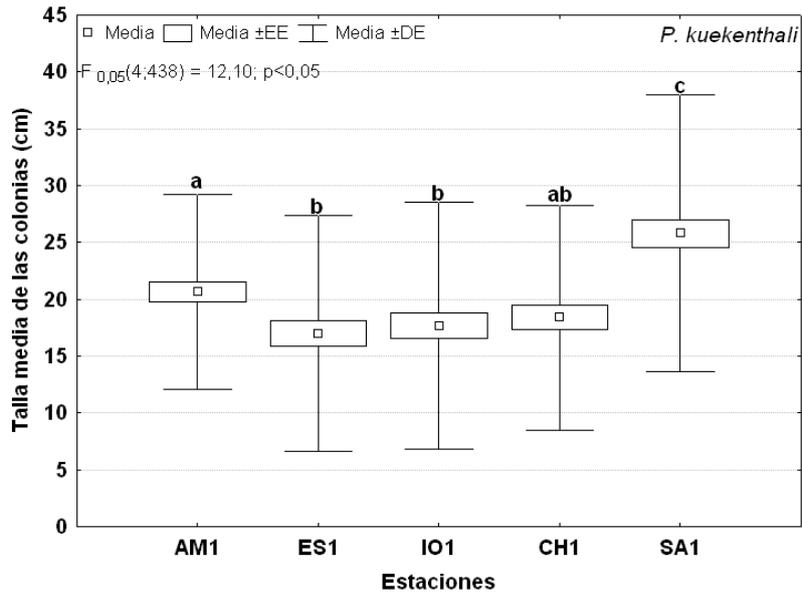


Figura 4.2.1.6. Talla media de la población de *P. kuekenthali* en las estaciones. Las letras minúsculas señalan diferencias estadísticas según la prueba de Student-Newman-Keuls (SNK). Parque Antonio Maceo (AM1), emisario submarino (ES1), Instituto de Oceanología (IO1), Club Habana (CH1) y Bajo de Santa Ana (SA1).

La diferencia estadística encontrada en la talla media de la población de *P. kuekenthali* entre la estación SA1 y el resto, puede deberse a que es uno de los sitios menos contaminados lo que favorecería el crecimiento de las colonias. Este resultado no coincidió con lo encontrado a nivel comunitario y de la población de *E. flexuosa*. En ello pudo haber influido que la relación tejido/espícula de *P. kuekenthali* sea más elevada que en *E. flexuosa* y por ende su tasa de crecimiento pudiera ser mayor. De esta forma, esta especie pudo haber tenido el tiempo de recuperarse del huracán Charlie y por lo tanto, reflejar condiciones más favorables para el desarrollo de los octocorales en esta estación.

En las estaciones más contaminadas (en este orden: AM1, ES1, IO1 y CH1), se registraron las menores tallas medias de la población de *P. kuekenthali* a excepción de AM1. En las estaciones del Reparto Flores (ES1, IO1 y CH1), se observó un gradiente en las tallas medias de esta población que coincidió con el gradiente de contaminación que existe en ésta área (Montalvo *et al.* 2001) y con Marcos (2005) en su trabajo sobre esponjas como indicadores de contaminación. Las diferencias significativas inesperadas encontradas en la talla media de la población de *P. kuekenthali* en la estación AM1 en comparación con las menos contaminadas ES1 e IO1, puede deberse al patrón de ramificación en AM1, con pocas ramas pero alargadas verticalmente en busca de luz en condiciones de aguas más turbias, típicas de sitios muy contaminados. Esa forma de ramificación también se observa en *E. tourneforti* en la misma estación, especie que típicamente tiende a ramificarse más hacia los lados y a menudo en forma de candelabro. Las mayores tallas medias de *P. kuekenthali* en las estaciones menos contaminadas (SA1 y CH1) se corresponden también con lo esperado en relación a su respuesta a ese factor.

De manera general, la talla media no mostró suficiente correspondencia para poder inferir comparativamente y sensiblemente el grado de estrés ambiental entre las estaciones. A nivel comunitario, sólo logró discernir de manera gruesa entre grupos de sitios contaminados (AM1 y ES1) y menos contaminados (SA1 y CH1). En este último grupo quedó incluida la estación IO1, que por su cercanía a fuentes contaminantes (rio Quibú y el emisario submarino de la calle 180)

y a la estación ES1, es considerada como un sitio contaminado. Por lo tanto, la talla media a nivel comunitario no demostró tener correspondencia ni sensibilidad para inferir un gradiente de estrés de las comunidades en las estaciones utilizadas en este análisis.

De igual manera sucedió con la población de *E. flexuosa*, donde sólo se discriminaron estadísticamente, por un lado las estaciones más contaminadas (AM1 y ES1) y por otro, las menos (SA1 y CH1). En este último grupo, volvió a quedar incluida la estación contaminada IO1, mostrando no tener esta variable una correspondencia con el grado de contaminación y por lo tanto tampoco con el grado de estrés esperado en las comunidades de esas estaciones.

En la población de *P. kuekenthali* ocurrió algo parecido. Sólo se discriminó la estación menos contaminada (SA1) del resto, y se obtuvo en la estación AM1 una talla media no esperada (mayor que en ES1 e IO1) para el sitio más impactado por la fuerte carga contaminante de la Bahía de La Habana según datos químicos de CIMAB (2009). En esta población, la talla media tampoco tuvo una correspondencia con el grado de contaminación de las estaciones.

Por toda esta falta de correspondencia y sensibilidad que tuvo la talla media para inferir este gradiente de estrés a diferencia de la distribución por tallas, no se recomienda utilizarla como un bioindicador de estrés ambiental. En todo caso, la talla media de estas dos poblaciones, podría ser empleada de manera más amplia, para inferir sitios más estresados y menos estresados.

Por sí solo, el análisis de distribución por tallas no debe esperarse necesariamente que se esté indicando efectos específicamente de contaminación, pues esa distribución puede variar por otras causas. Este método lo que permite inferir comparativamente es el grado de estrés o tensión que produce la contaminación sobre la comunidad, ya sea cuando existe un gradiente conocido o sospechado, o cuando se acompañan con otros bioindicadores más específicos para este tensor ambiental como el Índice de Contaminación (IC) de Herrera-Moreno (1991) aplicado a octocorales (Rey-Villiers, 2009). Por otra parte, este análisis requiere de un enfoque abarcador que incluya posibles efectos que pueden estar influyendo en los resultados, como algunos ya tratados en esta discusión. Por eso recomendamos este bioindicador de estrés ambiental como un instrumento complementario en el uso de las comunidades de octocorales como indicadores de contaminación a partir del bioindicador específico (IC), en la medida que los recursos y el tiempo lo permitan.

### **Vitalidad de los octocorales**

Del total de colonias analizadas, 21,2% presentó algún tipo de daño. Las afectaciones con mayores porcentajes fueron: exposición del eje en el fronde (3,25%), colonización por algas (12,3%) e hidroides (1,4%). Con porcentajes contrastantemente muy bajos, le siguieron: depredación por *Cyphoma gibbosum* (0,8%), cubrimiento por *Millepora alcicornis* (0,65%), fractura (0,65%) y desprendimiento de las colonias (0,6%). En ninguna estación se encontraron las enfermedades de banda negra, banda roja y tumor nodular (Tabla 4.2.1.1).

La estación con mayor porcentaje de colonias dañadas fue AM1 (49,5%). El resto de las estaciones presentaron porcentajes muy parecidos (Fig. 4.2.1.7).

Las condiciones más frecuentes en las estaciones fueron: las colonias saludables (S+CS) y las sanas. La estación AM1 presentó los porcentajes más bajos de estas dos condiciones con 64% y 63%, respectivamente. El resto de las estaciones presentó porcentajes muy similares (Fig. 4.2.1.8).

Tabla 4.2.1.1. Porcentaje de incidencia de cada condición en las colonias de octocorales por estación y total. Parque Antonio Maceo (AM1), emisario submarino (ES1), Instituto de Oceanología (IO1), Club Habana (CH1) y Bajo de Santa Ana (SA1).

Condiciones	Abreviatura	AM1	ES1	IO1	CH1	SA1	Total
Sanas	S	63	84,4	89,2	87,2	85,5	82,78
Colonización por algas	C. al	27,5	12,4	9,62	7,14	8,63	12,35
Banda negra	BN	0	0	0	0	0	0,00
Banda roja	BR	0	0	0	0	0	0,00
Necrosis del tejido	NT	0	0,8	0	0	0	0,16
Tumor nodular	TN	0	0	0	0	0	0,00
Tumor algal	TA	0	0,8	0	0	0	0,08
Depredación por <i>Cyphoma gibbosum</i>	DC.gib	0,5	0,4	0,38	0,38	2,35	0,81
Daño por <i>Cyphoma gibbosum</i>	Da C.gib	0	0	0	0	0,39	0,08
Depredación por <i>Hermodice carunculata</i>	DH.car	0,5	0	0	0	0,78	0,24
Cubrimiento por <i>Millepora alcicornis</i>	CM.alc	0,5	0,8	0	0,38	1,57	0,65
Fractura	Fr	2,5	1,2	0	0	0	0,65
Desprendimiento	De	0	1,6	0,77	0,38	0,39	0,65
Aspergilosis	A	0	0	0,38	0	0,39	0,16
Eje expuesto en la base	EEB	0	0	1,15	0	0,78	0,41
Eje expuesto en el fronde	EEF	11,5	0	1,92	4,51	0	3,25
Cubrimiento por ascidia	C.as	0,5	0,4	0	0	0,39	0,24
Colonización por hidrozoo	Ch	6	0	0,77	1,13	0	1,38
Depredación por <i>Coralliophila caribaea</i>	DC.car	0	0	0	0,38	0	0,08
<b>Porcentaje de colonias casi sanas</b>	CS	1	0,4	0,38	0,75	3,53	1,14
<b>Porcentaje de colonias saludables</b>	(S+CS)	64	84,8	89,61	87,97	89,02	83,92
<b>Porcentaje de colonias afectadas</b>		49,5	18,4	14,99	14,3	15,67	21,20
<b>Número total de colonias muestreadas</b>		200	250	260	266	255	

La afectación más importante en cada una de las estaciones fue la colonización por algas, con el mayor valor en la estación AM1 (27,5%), seguida por ES1 (12,4%), IO1 (9,62%), SA1 (8,63%) y CH1 (7,14%). El eje expuesto en el fronde fue la segunda afectación en AM1 (11,5%), CH1 (4,51%) e IO1 (1,92%); mientras que en el resto de las estaciones no se detectó esta condición. El porcentaje más elevado de colonización por hidroides se registró en la estación AM1 (6%), seguida por IO1 (0,77%) y CH1 (1,13%). En las otras dos estaciones no se observó.

Las afectaciones que se registraron en todas las estaciones muestreadas fueron: la colonización por algas y depredación por *Cyphoma gibbosum*. El desprendimiento de las colonias se encontró en todas las estaciones excepto en AM1, a pesar de ser ésta, la que alcanzó el mayor valor de colonias con fractura (2,5%). También se reportaron colonias casi sanas en todas las estaciones (Fig. 4.2.1.8).

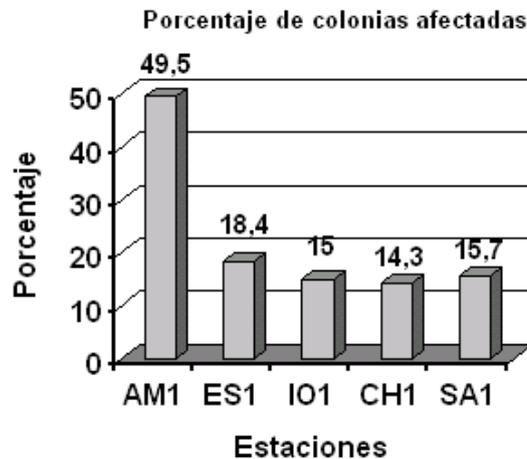


Figura 4.2.1.7. Porcentaje total de las colonias de octocorales afectadas en cada estación. Parque Antonio Maceo (AM1), emisario submarino (ES1), Instituto de Oceanología (IO1), Club Habana (CH1) y Bajo de Santa Ana (SA1).

El análisis del porcentaje total de afectaciones y colonización por algas sólo diferenció claramente la estación más contaminada (AM1) del resto de las estaciones. Lo mismo sucedió con el porcentaje de colonias sanas y saludables. Esto debe ser causado porque la estación AM1 recibe un efecto mucho más nocivo de los vertimientos contaminantes de la Bahía de La Habana. También pudo haber influido el elevado Índice de Tensión Hidrodinámica (ITH) que se registró en esta estación (Tabla 4.1.1.1). Según Wahle (1985), el rozamiento de las colonias con determinados objetos en sitios con una elevada exposición al oleaje, puede provocar discontinuidades en su tejido. Las larvas de los organismos incrustantes puede colonizar el eje interno de las colonias después de una afectación (Wahle, 1983a). Por su parte, Jordán y Nugent (1978) observaron que en zonas con fuerte movimiento del agua, la incidencia de colonias afectadas por algas filamentosas fue mucho mayor que en ambientes más tranquilos. Estos porcentajes no presentaron una gran sensibilidad como bioindicadores ambientales, debido a que sólo discriminaron claramente la estación muy contaminada (AM) del resto. Queda por investigar el comportamiento de estos indicadores en lugares más limpios y menos afectados por otros tensores, para ver si al menos pueden discriminar arrecifes en mejores condiciones, de los medianamente y muy afectados (tres categorías).

En concordancia con lo anterior, el análisis de agrupamiento del conjunto de las condiciones de los octocorales, mostró una separación en dos grupos. Uno estuvo conformado por las estaciones del Reparto Flores (ES1, IO1 y CH1) y la estación SA1, mientras que el otro lo conformó sólo la estación AM1 (Fig.4.2.1. 9). Este análisis mostró la similitud que existe entre las estaciones de menor estrés ambiental (SA1, CH1 e IO1), y la disimilitud entre las más estresadas (AM1 y ES1) y las anteriores.

El primer eje del análisis nMDS también evidenció una segregación y ordenación de las estaciones de acuerdo a los porcentajes de las diferentes condiciones de las colonias. Hacia el extremo derecho quedó la estación con mayor afectación (Fig. 4.2.1.10).

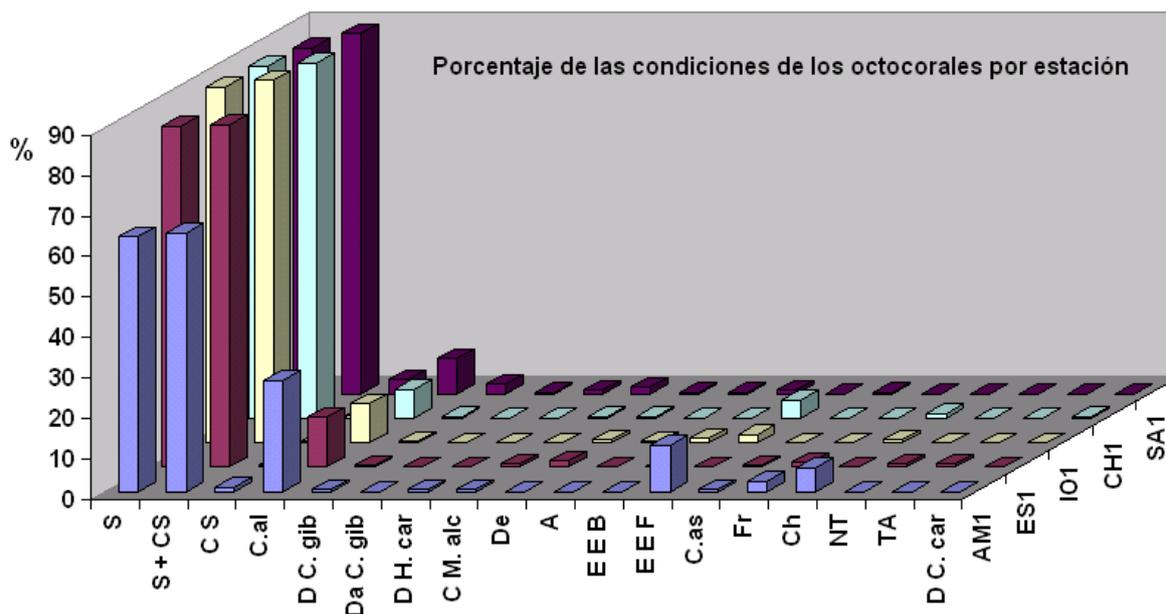


Figura 4.2.1.8. Porcentaje de las diferentes condiciones de los octocorales en cada estación. S = sanos; S+CS = colonias saludables; CS = casi sanas; C. al = Colonización por algas; DC.gib = depredación por *Cyphoma gibbosum*; Da C.gib = daño por *C. gibbosum*; DH.car = depredación por *Hermodice carunculata*; CM.alc = cubrimiento por *Millepora alcicornis*; De = desprendimiento; A = aspergilosis; EEB = eje expuesto en la base; EEf = eje expuesto en el fronde; C.as = colonización por ascidias; Fr = fractura; Ch = colonización por hidrozoo; NT = necrosis del tejido; TA = tumor algal y DC.car = depredación por *Coralliophila caribaea*. Parque Antonio Maceo (AM1), emisario submarino (ES1), Instituto de Oceanología (IO1), Club Habana (CH1) y Bajo de Santa Ana (SA1).

El análisis de agrupamiento y el nMDS, teniendo en cuenta en conjunto todos los tipos de condición de los octocorales, separaron hacia la derecha la estación de mayor estrés ambiental (AM1), y hacia la izquierda la de menor estrés. En el centro se ubicaron el grupo de las estaciones del Reparto Flores (ES1, IO1 y CH1) que presentaron un grado de estrés intermedio. En este caso, el grado de estrés ambiental coincidió con el grado de contaminación de las estaciones, pero no se considera que sea específico a este tensor porque puede deberse a causas puramente naturales. Por lo tanto, el conjunto de los tipos de condición de las colonias presentó mayor sensibilidad como bioindicador ambiental que el porcentaje total de afectaciones y el porcentaje de cada una de las condiciones de los octocorales por estación. No obstante, este bioindicador no presentó mayor correspondencia que el índice de contaminación (IC), el análisis de agrupamiento y nMDS basados en el porcentaje de las colonias por especie en cada estación, ni que la distribución por tallas a nivel comunitario y de las dos poblaciones analizadas (*E. flexuosa* y *P. kuekenthali*).

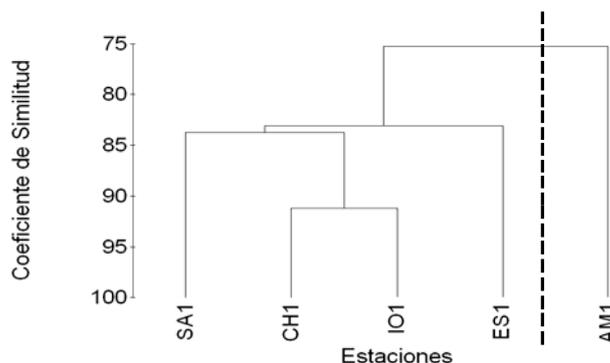


Figura 4.2.1.9. Dendrograma de similitud obtenido con los porcentajes de condición de las colonias de octocorales. Parque Antonio Maceo (AM1), emisario submarino (ES1), Instituto de Oceanología (IO1), Club Habana (CH1) y Bajo de Santa Ana (SA1).

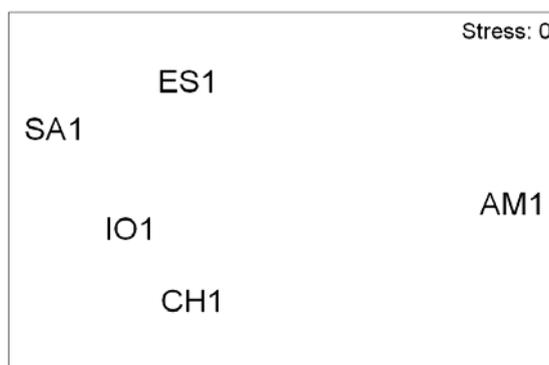


Figura 4.2.1.10. Ordenamiento de las estaciones (MDS) con los porcentajes de las condiciones de las colonias de octocorales. Parque Antonio Maceo (AM1), emisario submarino (ES1), Instituto de Oceanología (IO1), Club Habana (CH1) y Bajo de Santa Ana (SA1).

### Observaciones finales sobre la efectividad de los bioindicadores utilizados a partir de los octocorales

Los bioindicadores con mayor efectividad (beneficio/esfuerzo) y correspondencia en inferir comparativamente el grado de contaminación o estrés ambiental en general de las estaciones, y establecer gradientes fueron: el Índice de Contaminación (IC) para la contaminación, mientras que los restantes (composición por tallas tanto en el nivel comunitario y poblacional, y los análisis multivariados (agrupamiento y nMDS) en base al porcentaje de las especies y de las condiciones de las colonias de octocorales, y los índices de diversidad) como indicadores de estrés ambiental. Estos indicadores permiten inferir grados de contaminación o de estrés ambiental a lo largo de un *continuum*.

El Índice de Contaminación (IC) resultó ser el único bioindicador específico a la contaminación. Este índice puede ser complementado con indicadores de estrés ambiental en general (no específicos para la contaminación) como la distribución por tallas a nivel comunitario y poblacional, con los análisis multivariados (agrupamiento y nMDS) en base al porcentaje de las especies y de las condiciones de las colonias de octocorales, y con los índices H' y J'.

La talla media a nivel comunitario evidenció la insuficiente sensibilidad de esta variable bioindicadora, y no se recomienda emplearlo como un bioindicador de estrés ambiental. A nivel

poblacional solo evidenció diferencias entre estaciones contaminadas y poco contaminadas, y no presentó una gran sensibilidad y correspondencia para separar las estaciones en cuanto a su grado de estrés. Es recomendable añadir para el análisis a nivel poblacional una estación en ambientes menos influenciados por el hombre para ver la posibilidad de discriminar en al menos tres categorías de estrés ambiental.

El porcentaje total de afectaciones en cada estación tampoco mostró una sensibilidad en separar las estaciones en cuanto al grado de contaminación, y por lo tanto de estrés ambiental. En este tipo de estudio también es conveniente incluir áreas menos antropizadas en futuras investigaciones.

Al comparar mediante puntaje en una escala de 1 al 3, el esfuerzo de muestreo (acciones de muestreo, número de inmersiones y aditamentos de muestreo), así como la información adicional obtenida en los bioindicadores de contaminación y de estrés en general, se evidenció que el IC y el análisis multivariado a partir del porcentaje de colonias por especies de octocorales alcanzaron la mayor puntuación. Le siguieron los índices de diversidad, y de manera equiparada la distribución por tallas a nivel poblacional y el análisis multivariado del conjunto de condiciones de los octocorales (Tabla 4.2.1.2). Es importante tener presente que todos los bioindicadores pueden estar sujetos a influencias estocásticas debido, por ejemplo, a reclutamientos masivos de determinadas especies o eventos extremos como huracanes, que alteran el patrón de predominio de las especies, y de la distribución por tallas. Estas alteraciones pueden dificultar las inferencias sobre el grado de contaminación o de estrés ambiental de las áreas investigadas.

#### **4.2.2. Esponjas**

Los porcentajes de abundancia y de cubrimiento relativos por especies mostraron baja similitud entre sí y se correlacionaron significativamente en todas las estaciones excepto en Jai1 y Nau1. En las estaciones Pu1 y P1 se establecieron las mayores correlaciones entre ambos indicadores (Tabla 4.2.2.1).

También existieron diferencias en cuanto a las especies que resultaron dominantes por estación según cada indicador, así como variaciones numéricas significativas entre los valores de abundancia y de cubrimiento relativos de estas especies. Las especies dominantes en cuanto a abundancia relativa para el total de estaciones fueron: *A. fistularis* e *I. birotulata*, mientras que en cubrimiento relativo fueron: *I. birotulata* e *I. strobilina* (Tabla 4.2.2.1).

En cuanto al IC, no se observó una total correspondencia entre los valores calculados partir de los porcentajes de abundancia y de cubrimiento relativos de las especies indicadoras (Fig. 4.2.2.1).

El análisis de los índices de diversidad calculados a partir del número de individuos y el cubrimiento en cm, aunque difieren numéricamente, sí mostraron tendencias similares en la mayoría de las estaciones (Figura 4.2.2.2).

Si analizamos desde el punto de vista práctico el esfuerzo de muestreo (acciones de muestreo, número de inmersiones y aditamentos de muestreo) y la información adicional que brinda cada indicador, la abundancia relativa supera al cubrimiento relativo. Otro inconveniente del uso del cubrimiento es la disminución en el número de especies e individuos obtenidos para un esfuerzo de muestreo equivalente al utilizado en el caso de la abundancia en número, lo cual puede impedir la obtención de un tamaño de muestra adecuado para el cálculo de los índices de diversidad.

De todos los bioindicadores utilizados el IC alcanzó la mayor puntuación, seguido por los índices de diversidad y el análisis multivariado. (Tabla 4.2.2.2).

Tabla 4.2.1.2. Comparación y puntajes de los atributos de esfuerzo y de información del muestreo para los diferentes bioindicadores ambientales a partir de los octocorales (puntajes del 1 al 3 proporcional a la ventaja del atributo).

Indicadores	Acciones de muestreo	Puntos	Número de inmersiones	Puntos	Aditamentos de muestreo	Puntos	Información adicional	Puntos	Total
Índice de Contaminación (IC) a partir de la abundancia relativa en número (%) por especies	- Identificar - Contar	3	1 ó 2	3	- Tablilla - Bolsa de malla con bolsas de nylon - Marco cuadrado	3	- Estructura y composición - Índices de diversidad - Densidad - Otras posibles especies indicadoras	3	12
Distribución por tallas al nivel de comunidad	- Identificar - Contar - Medir	1	2	1,5	- Tablilla - Bolsa de malla con bolsas de nylon - Marco cuadrado - Cinta métrica	1	Ninguna	1	4,5
Distribución por tallas al nivel de población	- Identificar - Contar menos - Medir	2	1 ó 2	3	- Tablilla - Marco cuadrado - Cinta métrica	3	Ninguna	1	9
Análisis multivariado del conjunto de las condiciones de los octocorales (Dustan)	- Identificar - Contar - Examinar	2	1 ó 2	3	- Tablilla - Bolsa de malla con bolsas de nylon - Marco cuadrado	3	Ninguna	1	9
Análisis multivariado a partir de la abundancia relativa en número (%) por especies	-Identificar -Contar	3	1 ó 2	3	- Tablilla - Bolsa de malla con bolsas de nylon - Marco cuadrado	3	- Estructura y composición - Índices de diversidad - Densidad - Otras posibles especies indicadoras	3	12
Índices de diversidad (H' y J')	-Identificar -Contar	3	1 ó 2	3	-Tablilla -Marco cuadrado -Bolsa de malla con bolsas de nylon	3	-Estructura y composición -Densidad -Índice de contaminación	2	11

Tabla 4.2.2.1. Porcentajes de abundancia relativa (AR) y cubrimiento relativo (CR) de las especies de esponjas para cada estación de muestreo, y resultados de la correlación producto-momento de Pearson entre ambos indicadores. Los \* denotan las diferencias significativas.

Especies/ Estaciones- Indicador	Bar1		SA1		Jai1		CH1		IO1		IO2		ES1		ES2		Nau1		P1		Pu1		Ca1	
	AR	CR	AR	CR	AR	CR	AR	CR	AR	CR	AR	CR	AR	CR	AR	CR	AR	CR	AR	CR	AR	CR	AR	CR
<i>Agelas sp.</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	4,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>A. cerebrum</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>A. clathrodes</i>	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	5,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>A. conifera</i>	0,0	0,0	0,0	2,4	0,0	0,0	0,0	0,0	4,1	2,4	1,8	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>A. dispar</i>	1,7	0,0	5,5	3,2	2,3	1,1	3,5	4,2	4,6	14,9	0,5	0,0	1,7	0,0	0,5	2,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0
<i>A. wiedenmayeri</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	1,6	0,0	2,7	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	7,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	5,0
<i>A. crassa</i>	2,6	4,4	6,0	3,2	1,6	5,7	5,4	3,5	6,9	8,9	1,8	6,6	5,6	11,6	4,6	2,3	0,7	0,0	0,5	0,0	4,5	2,8	0,5	0,0
<i>A. compressa</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,1	0,0	0,0	0,0	4,6	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>A. cauliformis</i>	3,4	0,0	2,3	0,0	1,9	0,0	6,6	1,0	0,5	0,7	0,0	0,8	5,2	4,8	1,4	2,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0
<i>A. fistularis</i>	13,8	44,6	8,8	1,4	11,6	7,1	1,2	1,8	4,1	0,4	0,0	0,0	0,9	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	81,5	52,9	0,6	0,0	9,0	5,5
<i>A. fulva</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>A. lacunosa</i>	0,9	0,0	0,0	1,2	0,0	4,6	0,4	0,0	2,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,6	2,5
<i>A. corrugata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>B. cribaria</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,4	17,2	0,0	7,7	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>C. armigera</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>C. plicifera</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>C. vaginalis</i>	0,0	1,1	1,4	0,0	5,8	0,0	1,9	6,9	2,8	0,7	0,5	0,0	2,2	0,0	1,4	0,0	2,0	3,9	2,6	17,4	0,6	1,4	6,9	6,5
<i>C. caribensis</i>	0,0	6,3	16,6	11,1	0,0	6,4	1,2	0,0	0,0	0,9	0,5	0,0	1,3	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,1	4,0
<i>Chondrosia sp.</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>C. kuekenthali</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,4	2,8	0,0	0,0	1,4	0,0	0,0	0,0	0,9	4,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>C. echinata</i>	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	4,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>C. venosa</i>	3,4	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	21,1	3,2	2,3	5,4	0,0	0,0	0,0	52,5	58,5	0,0	0,0
<i>C. aprica</i>	0,0	9,2	1,8	31,7	3,9	0,0	4,3	10,4	1,8	7,1	1,8	10,0	2,6	0,0	0,5	0,0	4,1	8,1	0,0	4,6	0,6	0,0	0,5	0,0
<i>C. caribbaea</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,7	0,0	11,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,3	0,0	0,0	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0
<i>C. delitrix</i>	1,7	0,0	1,4	0,6	1,2	0,0	0,8	0,8	0,9	0,0	0,9	1,1	1,3	2,4	3,2	3,5	0,0	0,0	1,0	0,0	0,6	0,0	6,9	0,0
<i>C. laticavicola</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>C. varians</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Dactylia sp.</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	2,3	0,0	2,7	0,0	2,6	0,0	1,8	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0
<i>D. anchorata</i>	4,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	24,5	0,3	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>D. megastellata</i>	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,3	0,0	0,0	0,0	0,0	3,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,5	0,0
<i>D. reticulatus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>D. etheria</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	9,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>E. ferox</i>	2,6	0,0	0,0	3,2	4,3	0,0	0,0	3,4	4,6	4,2	8,2	11,1	3,5	8,0	10,0	6,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	0,5	0,0
<i>G. neptuni</i>	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	1,1	0,0	0,0	0,0	7,7	0,0	3,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Continuación

Tabla 4.2.2.1. Porcentajes de abundancia relativa (AR) y cubrimiento relativo (CR) de las especies de esponjas para cada estación de muestreo, y resultados de la correlación producto-momento de Pearson entre ambos indicadores. Los \* denotan las diferencias significativas.

Especies/ Estaciones- Indicador	Bar1		SA1		Jai1		CH1		IO1		IO2		ES1		ES2		Nau1		P1		Pu1		Ca1	
	AR	CR	AR	CR	AR	CR	AR	CR	AR	CR	AR	CR	AR	CR	AR	CR	AR	CR	AR	CR	AR	CR	AR	CR
<i>Haliclona sp.</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,6	0,0	0,0	0,0	5,0	1,7	2,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0
<i>H. helwigi</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	8,2	4,9	0,0	4,6	0,6	0,0	0,0	3,5
<i>H. proteus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	3,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>I. birotulata</i>	0,9	0,0	13,8	13,9	26,4	0,0	28,7	26,5	19,8	26,2	0,9	0,2	20,8	2,4	3,2	5,4	0,7	24,6	0,3	0,0	2,2	0,0	39,4	26,1
<i>I. felix</i>	0,0	0,0	6,0	3,2	0,0	26,4	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	1,7	0,0	0,0	2,3	2,3	5,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5
<i>I. strobilina</i>	0,9	4,8	1,8	4,8	6,6	3,4	7,4	13,6	5,5	10,6	10,0	8,3	3,0	0,0	5,9	5,7	3,4	27,2	3,9	1,9	7,8	10,1	4,8	30,7
<i>M. arbuscula</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	17,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0
<i>M. laevis</i>	0,0	2,2	14,3	13,7	7,0	0,0	2,7	0,3	3,7	5,8	0,5	0,0	9,5	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	3,2	1,0
<i>M. laxissima</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	1,9	1,8	0,8	1,4	0,0	0,0	7,3	5,8	1,3	0,0	5,9	4,0	0,0	0,3	0,5	0,4	0,0	0,0	1,1	0,0
<i>M. gyroderma</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>N. amorphia</i>	7,8	1,5	12,4	0,6	7,0	0,0	10,9	4,2	8,3	0,0	12,3	3,2	6,9	7,6	15,5	3,2	5,4	2,6	2,8	5,0	7,8	2,3	10,1	2,0
<i>N. digitalis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,3	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>N. erecta</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>P. pellasarca</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>P. amaranthus</i>	0,0	0,0	3,2	0,0	0,4	0,0	0,4	0,0	3,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,5	1,2	0,0	0,0	0,5	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>P. intermedia</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>P. angulospiculatus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>P. nigra</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0
<i>P. walpersi</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0
<i>S. ruetzleri</i>	52,6	13,4	2,3	0,0	3,5	0,0	8,5	2,1	5,1	3,1	4,1	0,3	10,0	12,0	4,6	1,7	12,9	1,6	4,4	1,9	3,4	2,3	4,3	5,0
<i>S. aurea</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	4,7	2,8	3,5	1,8	16,6	6,9	0,0	5,0	11,7	19,9	0,5	4,6	0,7	0,0	0,0	0,0	3,9	11,5	0,0	2,5
<i>S. coccinea</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	6,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>S. vesparia</i>	0,0	3,3	0,0	0,0	4,3	0,0	3,9	1,8	1,4	0,0	1,8	3,0	0,0	0,0	4,1	10,0	4,8	0,0	0,0	0,0	12,3	10,6	3,2	1,5
<i>S. zeai</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	24,7	34,7	0,0	0,0	15,5	12,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>T. ignis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>V. gigantea</i>	0,0	4,1	0,0	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0
<i>V. rigida</i>	3,4	4,4	0,9	3,4	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,4	0,0	0,0	1,5	0,0	0,0	0,0	2,5
<i>X. muta</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	1,8	0,0	0,0	0,9	0,0	1,8	0,0	0,0	0,0	3,7	6,9	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<b>r</b>	0,469		0,493		-0,027		0,815		0,778		0,854		0,442		0,647		0,100		0,941		0,983		0,693	
<b>N</b>	62		62		62		62		62		62		62		62		62		62		62		62	
<b>p</b>	<0,05 *		<0,05 *		0,832		<0,05 *		<0,05 *		<0,05 *		<0,05 *		<0,05 *		0,443		<0,05 *		<0,05 *		<0,05 *	

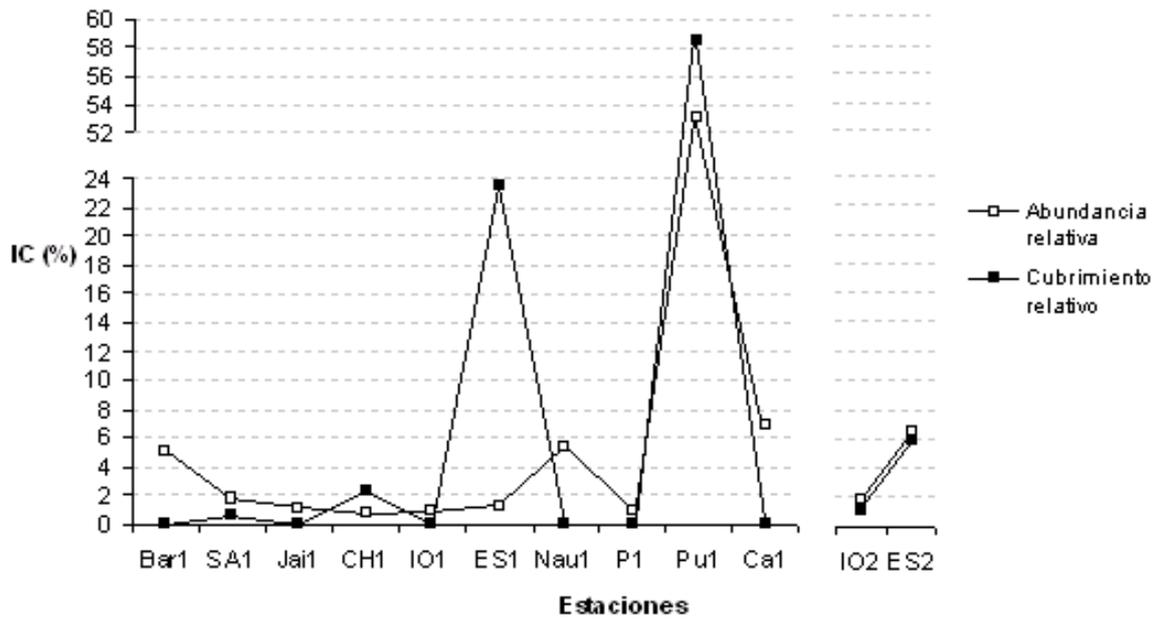


Figura 4.2.2.1. Comparación de los índices de contaminación calculados a partir de la abundancia y el cubrimiento relativos por estaciones.

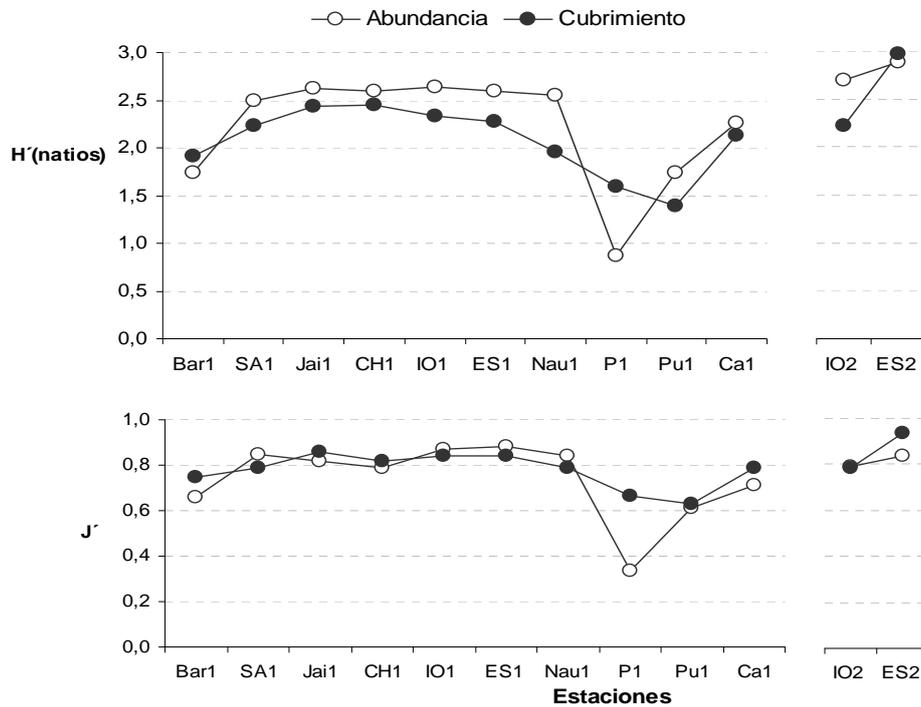


Figura 4.2.2.2. Comparación de los índices de diversidad de esponjas por estaciones calculados con los números de individuos y cubrimiento en cm. H': heterogeneidad y J': equitatividad.

Tabla 4.2.2.2. Comparación y puntajes de los atributos de esfuerzo y de información del muestreo para los diferentes bioindicadores ambientales a partir de las esponjas (puntajes del 1 al 3 proporcional a la ventaja del atributo).

Indicadores	Acciones de muestreos	Puntos	Número de inmersiones	Puntos	Aditamentos de muestreos	Puntos	Información adicional	Puntos	Total
Índice de contaminación (IC) a partir de abundancia relativa en número (%) por especies	- Contar - Identificar	3	1 ó 2	3	- Tablilla - Marco cuadrado - Bolsa de malla con bolsas de nylon	3	- Estructura y composición - Densidad - Índices de diversidad - Otras especies indicadoras	3	12
Índices de diversidad	- Contar - Identificar	3	1 ó 2	3	- Tablilla - Marco cuadrado - Bolsa de malla con bolsas de nylon	3	- Estructura y composición - Densidad - Índice de contaminación	2	11
Análisis multivariado a partir de la abundancia relativa en número (%) por especies	- Contar - Identificar	3	1 ó 2	3	- Tablilla - Marco cuadrado - Bolsa de malla con bolsas de nylon	3	- Densidad - Índice de contaminación - Índice de diversidad	2	11

### 4.2.3. Corales pétreos

#### Comparación del Índice de Contaminación calculado a partir del número y del cubrimiento de corales

La tabla 4.2.3.1 muestra los porcentajes de abundancia relativa y cubrimiento relativo de las especies de corales por estaciones, en los que se basaron los cálculos de IC y H'. En esta tabla puede observarse el comportamiento variable de la similitud de los resultados (correlación de Spearman), con ambos métodos con valores incluso menores de 0,7 en las estaciones P1 y IO1.

Si bien se observó cierta correspondencia entre el comportamiento entre los Índices de Contaminación calculados tanto con número de colonias (que en esta comparación denotamos como ICa) (Herrera-Moreno y Alcolado, 1985) como con porcentaje de cubrimiento de corales (que en esta comparación denotamos como ICc), la existencia de una discordancia en las estaciones P1 y IO1, no aconseja emplear el índice obtenido a partir cubrimiento (Fig. 4.2.3.1).

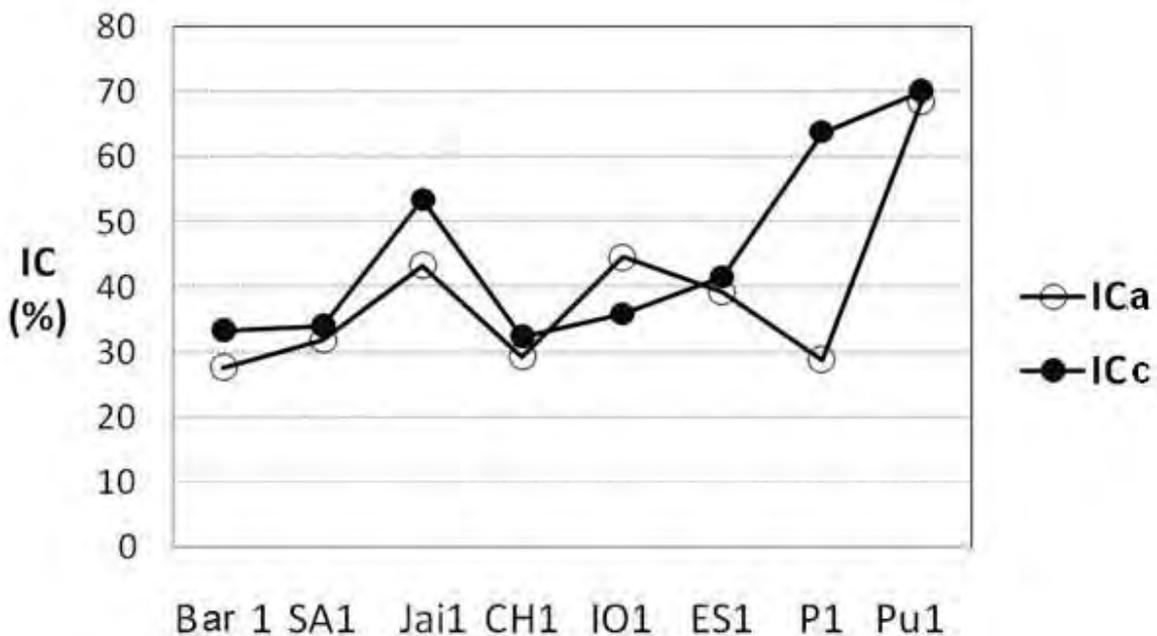


Figura 4.2.3.1. Índice de contaminación propuesto por Herrera-Moreno y Alcolado (1975) a partir del porcentaje de abundancia numérica de corales pétreos (que aquí llamamos ICa) y % del cubrimiento (que llamamos ICc) de las especies indicadoras de contaminación.

El índice de H' calculado a partir de la abundancia en número (H'a) y el cubrimiento (H'c) de corales mostró correspondencia en las tendencias de sus valores, pero con menores valores el H'c. Por eso se recomienda muestrear con el método de marco cuadrado donde la probabilidad de encuentro de colonias y de especies es mayor que con el de transecto lineal que solo se tiene en cuenta las colonias interceptadas por éste (Fig.4.2.3.2).

Tabla 4.2.3.1. Porcentajes de abundancia relativa (AR) y cubrimiento relativo (CR) de las especies de corales por estaciones.

Especies de coral	Bar1		SA1		Jai1		CH1		IO1		ES1		P1		Pu1	
	AR	CR														
<i>Agaricia agaricites</i>	13,5	14,9	24,9	15,9	16,5	17,9	31,4	31,8	45,2	15,5	7	11	7,98	5,95	2,2	2,55
<i>Agaricia lamarcki</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,22	0
<i>Colpophyllia natans</i>	0,59	0	0,65	0	0,4	0	0,24	0,6	0	0	0	0	0	0	0,22	0
<i>Dichocoenia stokesi</i>	0	6,47	0,87	3,71	2,01	0	2,13	0	1,54	2,8	0,28	2,44	7,36	10,8	1,98	2,38
<i>Diploria strigosa</i>	1,18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diploria clivosa</i>	0	0	0,43	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0	2,45	1,95	0,44	0
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	0,59	0	0,22	0,51	0	0	0	0	0	0	0	0	1,84	0	0	0
<i>Eusmilia fastigiata</i>	0	0	1,08	1,65	1,2	0	0	0	2,46	1,2	2,8	1,62	0,61	0,58	10,5	7,43
<i>Isophylastrea rigida</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Isophyllia sinuosa</i>	0	0	0	0	0	6,41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leptocercis cucullata</i>	0	0	0	0	0	0	0,24	0	0,31	0	0,56	0	0	0	0,66	0
<i>Madracis decactis</i>	0,59	0	1,52	1,48	1,2	0	1,42	0	1,85	1,33	4,2	2,17	1,23	0	1,98	5,96
<i>Madracis mirabilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,93	1,4	3,65	0	0	0	0
<i>Meandrina meandrites</i>	0,59	8,09	2,16	5,99	3,21	1,28	1,18	1,21	1,23	0	0,28	0	1,23	3,31	1,54	1,76
<i>Manicina areolata</i>	0	0	0,22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Meandrites braziliensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Millepora alcicornis</i>	24,7	11	3,25	1,03	17,7	2,56	2,84	1,93	1,23	0,67	1,12	1,35	11	6,82	0,44	0,17
<i>Millepora complanata</i>	0,59	1,94	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,61	0	0	0
<i>Montastraea annularis</i>	2,94	0	2,38	12,1	0,8	0	1,65	3,98	0,31	0	0,84	0	0,61	0	0	0
<i>Montastraea cavernosa</i>	4,12	8,74	4,55	7,53	3,61	11,1	4,49	11,8	9,85	11,9	15,1	11,4	6,75	1,95	2,64	4,93
<i>Montastraea faveolata</i>	0	7,12	2,16	0	0,8	0	4,49	8,2	2,46	14	3,08	7,31	0	0	0	0
<i>Montastraea franksi</i>	0	0	2,16	0	0,4	0	0,95	0	0,31	0	0,84	0	0	0	0	0
<i>Mycetophyllia lamarckiana</i>	0	0	0,65	0	0	0	0,47	0	1,54	0	0,28	0	0	0	0	0
<i>Mycetophyllia danaana</i>	0	0	0	0,46	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,17
<i>Porites astreoides</i>	20,6	1,29	14,3	7,07	5,22	3,42	16,3	7,48	30,2	10,8	13,4	10,6	25,8	2,44	3,08	2,44
<i>Porites divaricata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,62	0	0	0	0
<i>Porites furcata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,28	0	0	0	0	0
<i>Porites porites</i>	0	0	4,55	6,04	0,4	0	0	0	0,31	3,73	2,52	4,06	0,61	0	0,66	0
<i>Scolymia cubensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0,92	0	0,28	0	0	0	0,22	0
<i>Scolymia lacera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0,31	0	0	0	0	0	0	0
<i>Siderastrea radians</i>	11,8	5,83	0,87	0,68	5,62	2,99	3,78	0,36	8,92	0	3,64	0	3,07	1,46	19,1	4,76
<i>Siderastrea siderea</i>	15,9	27,5	31	33,4	37,8	50,4	25,5	32	35,7	35,9	35,6	41,5	25,8	62,4	49,5	65,4
<i>Stephanocoenia intercepta</i>	2,35	7,12	2,16	1,6	2,41	3,85	2,84	0,6	3,38	1,33	6,44	1,35	3,07	2,44	4,62	2,04
<i>Mussa angulosa</i>	0	0	0	0,86	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Índice de correlación de Spearman</b>	<b>0.66</b>		<b>0.77</b>		<b>0.68</b>		<b>0.84</b>		<b>0.72</b>		<b>0.75</b>		<b>0.85</b>		<b>0.82</b>	

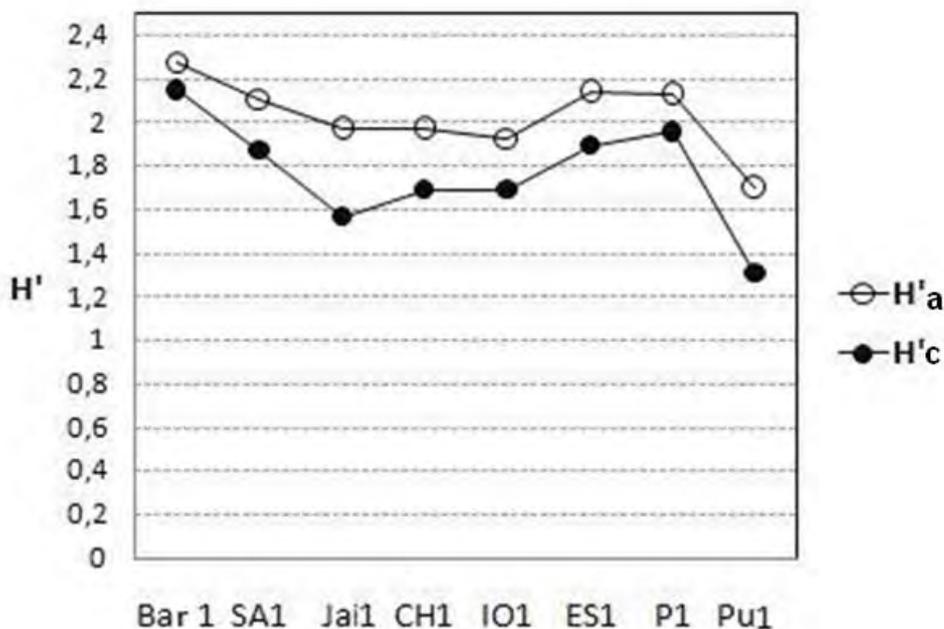


Figura 4.2.3.2. Índice de diversidad de Shannon ( $H'$ ), calculado a partir de la abundancia ( $H'a$ ) y el cubrimiento ( $H'c$ ) de las especies de corales pétreos.

### **Vitalidad de los corales**

En todas las estaciones prevaleció ampliamente la condición de colonias saludables (Tabla 4.2.3.2). Los tipos de condiciones negativas no tuvieron en general fuerte incidencia y las de mayores porcentajes fueron: sedimentos sin necrosis de tejido de coral (SED) (31,9%; 15,7%) en las estaciones Nau1 y P1 respectivamente; muerte parcial antigua (MPA), la cual fue relativamente baja en todas las estaciones, y con el valor más alto en BAR1 (22,4%); blanqueamiento (B), mostrándose con corales pálidos (PAL) (19,66%) en SA1, y sobre crecimiento por macroalgas (SM) con valores muy bajos en todas las estaciones y un máximo en la estación P1 (10,8%) (Fig. 4.2.3.3).

El porcentaje más bajo de corales afectados se obtuvo en la estación SA1, considerada como de referencia limpia, seguida por las estaciones del reparto flores en orden creciente IO, ES y CH, mientras el mayor fue observado en la estación Nau1 muy afectada por abrasión y sedimentación con 63.6%. El resto de las estaciones presentaron porcentajes de especies afectadas moderados (entre 25 % y 46,9%), que indica la existencia de factores estresantes, pero sin correspondencia con el grado de contaminación (figura 4.2.3.4).

En base a estos resultados, y que no se haya observado alguna tendencia específica en el comportamiento de los porcentajes de ninguna de las otras categorías en relación con el gradiente de contaminación, los porcentajes de las categorías de condición (Dustan, 1977) no se aconsejan para ser utilizados como bioindicadores de ese tensor, sino solo para describir la vitalidad de los corales donde resulte de interés para el manejo ambiental o la investigación.

Tabla 4.2.3.2. Porcentaje de incidencia de cada condición en las colonias de corales pétreos por estación y total. Categorías de condición (CC), M Estaciones: Náutico (Nau1), Jaimanitas (JAI), Baracoa (Bar1), Bajo de Santa Ana (SA1), Panorama (P1), Club Habana (CH1) Emisario submarino (ES1) e Instituto de Oceanología (IO1).

Condiciones Generales	CC	Estaciones							
		ES1	IO1	P1	Nau1	CH1	SA1	Bar1	Jai1
Sanas	S	62,8	64,8	56,6	28,9	64,6	92,3	50,7	52,1
Casi Sanas	CS	0,00	4,26	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cicatrizadas	C	0,00	1,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Daño de Tejido	DT	1,65	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Daño biológico	DB	1,65	0,00	0,00	4,35	0,00	0,00	0,00	0,00
Mucus	M	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Mordidas de peces	MP	1,65	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Depredación por coraliófilas	DC	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Depredación por Hermodice	DH	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Bioerocion	B	0,00	1,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Sobre crecimiento por Macroalgas	SM	3,31	3,19	10,8	5,80	2,65	0,85	5,97	0,00
Sobre crecimiento por cianobacterias	SC	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
S. por invertebrados	SI	1,65	2,13	6,02	0,00	2,65	0,00	1,49	0,00
Jardines de Damiselas	JD	4,96	4,26	0,00	0,00	2,65	0,85	1,49	0,00
Daño de Tejido y Esqueleto	DTE	0,00	0,00	0,00	0,00	2,65	0,00	0,00	0,00
Sedimentos sin Necrosis de Tejidos	SED	0,83	2,13	15,6	31,88	4,42	0,00	11,94	1,71
Sedimentos con necrosis	SN	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,99	0,00
Muerte parcial reciente	MPR	0,00	0,00	0,00	0,00	0,88	0,00	0,00	1,71
Muerte parcial antigua	MPA	6,61	5,32	3,61	5,80	7,96	4,24	22,39	8,55
Plaga Blanca	PB	0,83	1,06	0,00	2,90	0,00	0,00	2,99	0,00
Banda Negra	BN	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Mancha Oscura	MO	4,96	7,45	4,82	2,90	2,65	0,85	0,00	0,00
Mancha amarilla	MA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pálido	PAL	3,31	2,13	1,20	10,14	7,08	0,00	0,00	19,6
Blanqueamiento	BL	2,48	1,06	1,20	0,00	2,65	0,85	0,00	16,2
Otras enfermedades	OE	0,83	0,00	0,00	5,80	0,00	0,00	0,00	0,00
Muerte Total Reciente	MTR	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Muerte Total Antigua	MTA	6,61	0,00	0,00	1,45	0,00	0,00	0,00	0,00
Colonias saludables	<b>S+CS +C</b>	62,8	70,2	56,7	28,99	64,6	92,3	50,75	42,1
Porcentaje total de colonias afectadas		24,7	25	36,4	63,63	32,4	7,95	46,87	46,0
No. total de colonias muestreadas		101	88	74	55	108	118	64	113

Los análisis de agrupamiento (análisis de clasificación numérica jerárquico aglomerativo) (figura 4.2.3.5) y de nMDS (figura 4.2.3.6) de acuerdo al porcentaje de las condiciones de los corales tampoco muestran agrupaciones o tendencias que reflejen correspondencia del nivel de estrés sufrido por las comunidades de corales con el gradiente de contaminación.

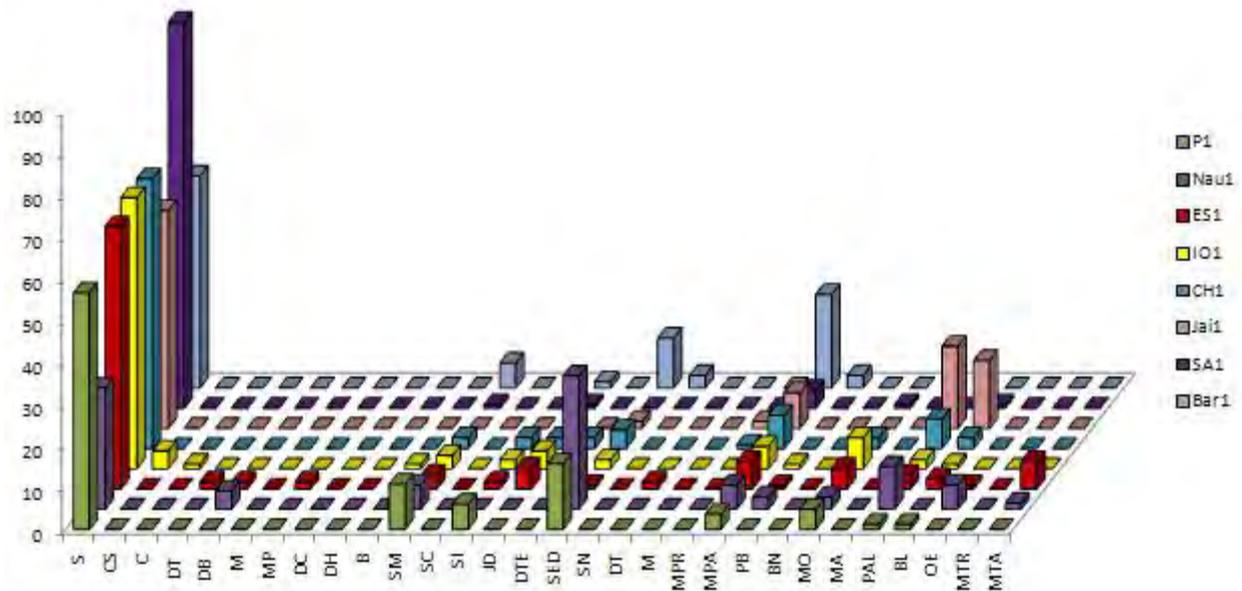


Figura 4.2.3.3. Porcentaje de las diferentes condiciones de los corales pétreos en cada estación. S = sanos; S+CS = colonias saludables; CS = casi sanas. Náutico (Nau1), Jaimanitas (Jai1), Baracoa (Bar1), Bajo de Santa Ana (SA1), Panorama (P1), Club Habana (CH1), Emisario submarino (ES1) e Instituto de Oceanología (IO1).

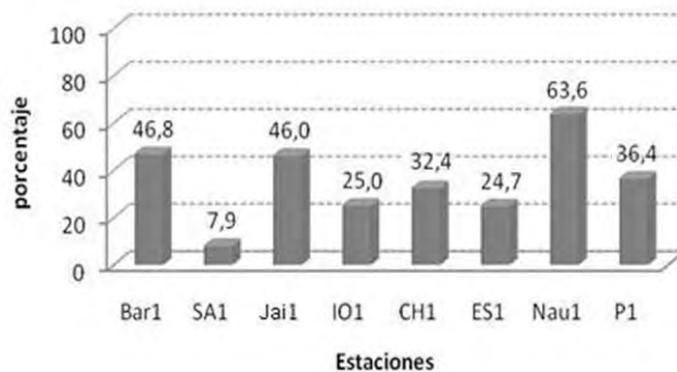


Figura 4.2.3.4. Porcentaje total de las colonias de corales pétreos afectadas en cada estación. Baracoa (Bar1), Bajo de Santa Ana (SA1), Jaimanitas (Jai1), Instituto de Oceanología (IO1), Club Habana (CH1), Emisario submarino (ES1), Náutico (Nau1) y Panorama (P1).

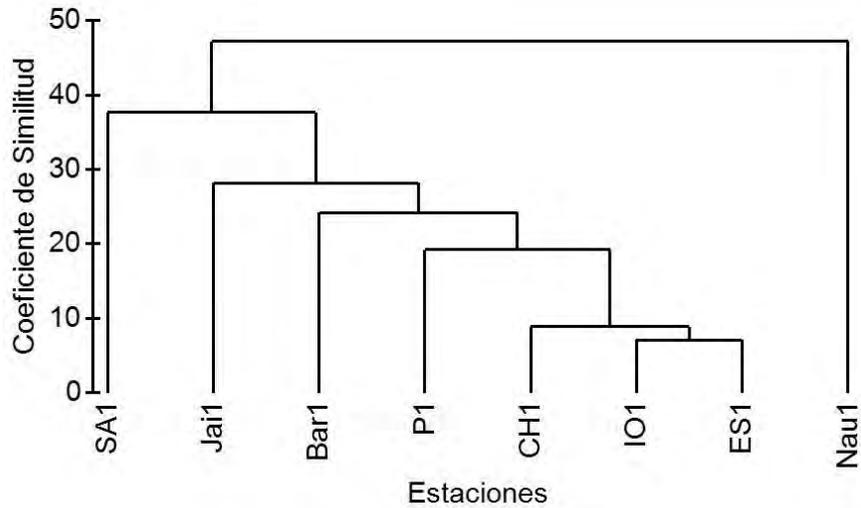


Figura 4.2.3.5. Dendrograma de similitud obtenido con los porcentajes de condición de las colonias de corales pétreos. Náutico (Nau1), Jaimanitas (Jai1), Baracoa (Bar1), Bajo de Santa Ana (SA1), Panorama (P1), Club Habana (CH1) Emisario submarino (ES1) e Instituto de Oceanología (IO1).

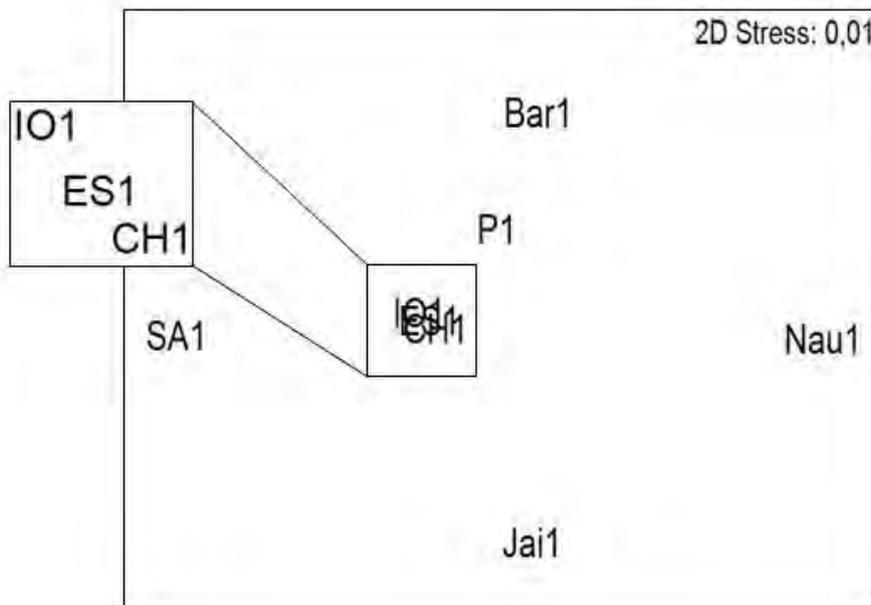


Figura 4.2.3.6. Ordenamiento de las estaciones (nMDS) con los porcentajes de las condiciones de las colonias de corales pétreos. Náutico (Nau1), Jaimanitas (Jai1), Baracoa (Bar1), Bajo de Santa Ana (SA1), Panorama (P1), Club Habana (CH1) Emisario submarino (ES1) e Instituto de Oceanología (IO1).

Al comparar los puntajes de los atributos de esfuerzo y de información del muestreo para los diferentes bioindicadores utilizados (puntajes del 1 al 3 proporcional a la ventaja del atributo) así como la información adicional obtenida de contaminación y estrés en general, se evidenció que el IC y el análisis multivariado a partir del porcentaje de colonias por especies de corales alcanzaron la mayor puntuación. Le siguió el índice de diversidad (Tabla 4.2.3.3).

Es importante tener presente que todos los bioindicadores pueden estar sujetos a influencias estocásticas debido, por ejemplo, a reclutamientos masivos de determinadas especies o eventos extremos como huracanes, que alteran el patrón de predominio de las especies, y de la distribución por tallas. Estas alteraciones pueden dificultar localmente las inferencias sobre el grado de contaminación o de estrés ambiental de las áreas investigadas.

### **4.3. Consideraciones finales**

#### **4.3.1. Análisis integral y síntesis de los resultados del monitoreo**

##### **Índice de contaminación IC**

El análisis integral de los resultados obtenidos con los tres grupos taxonómicos refleja la forma diferenciada en que las comunidades de cada uno muestran la tendencia de cambio de la contaminación proveniente conjuntamente del río Quibú y el emisario submarino y de otras fuentes de contaminación en arrecifes coralinos. Esas diferencias están relacionadas con las diferentes dinámicas de cambios dadas por las tasas de crecimiento y renovación presentes en los tres grupos, así como por su distinto grado de tolerancia a la sedimentación que es un factor concomitante muy significativo en el área de estudio. A continuación se expresa cómo se comportó cada grupo por separado de acuerdo con sus características particulares:

**Octocorales.** Al comparar el IC obtenido con octocorales en la estación ES1 entre los años 2007 y 2008 se observó una mejoría que se corresponde con la tendencia anual de la carga anual dispuesta de materia orgánica de la cuenca hidrográfica Oeste a la que pertenece (Tabla 3.3). Esa estación representa el lugar donde se produce la mayor parte de la descarga de los contaminantes de esa cuenca (río Quibú y emisario submarino del Reparto Flores). Esta mejoría coincide con el visible cambio que experimentó gradualmente el río Quibú cerca de su desembocadura a manera de una mayor transparencia de agua, menor fetidez, y la atípica proliferación de vegetación acuática como *Elodea* sp. y loto, esto último sin precedente durante muchos años. Ese cambio puede relacionarse también con el efecto de limpieza de las fuertes lluvias y remoción de sedimentos del fondo del río que ocurrió durante el paso del huracán Wilma, Rita y Katrina en 2005 y a los dragados realizados en el río el 23 mayo de 2006 (antes del período de estudio) a causa de inundaciones provocadas por intensas lluvias en un año que fue seco (Fig. 3.3). Este dragado pudo haber causado un fuerte impacto agudo en las comunidades sésiles cercanas a la desembocadura. Esto pudo no haber afectado tanto a los octocorales ya que son comparativamente resistentes a la sedimentación (Preston y Preston, 1975) por su forma arborescente erguida y por la capacidad de cerrar los cálices que protegen sus pólipos. El hecho de que tanto 2006 como 2007 fueran años secos (Fig. 3.3) también debió haber contribuido a que los contaminantes acumulados en el lecho del río se dispersaran con menos intensidad.

Tabla 4.2.3.3. Comparación y puntajes de los atributos de esfuerzo y de información del muestreo para los diferentes bioindicadores ambientales a partir de los corales pétreos (puntajes del 1 al 3 proporcional a la ventaja del atributo).

Indicadores	Acciones de muestreo	Puntos	Número de inmersiones	Puntos	Aditamentos de muestreo	Puntos	Información adicional	Puntos	Total
Índice de Contaminación a partir de la abundancia relativa en número (%) de las especies.	- Contar - Identificar	3	1 ó 2	3	- Tablilla y lápiz - Marco cuadrado - Bolsa de Nylon	3	- Estructura y composición - Densidad - Índices de Diversidad - Otras especies indicadoras	3	12
Índices de diversidad	- Contar - Identificar	3	1 ó 2	3	- Tablilla y lápiz - Marco cuadrado - Bolsa de Nylon	2	- Otras especies indicadoras - Densidad - Índice de Contaminación <b>IC</b>	2	10
Análisis multivariado de la abundancia relativa en número (%) por especies	- Contar - Identificar	3	1 ó 2	3	- Tablilla y lápiz - Marco cuadrado - Bolsa de Nylon	3	- Gradiente de estrés ambiental - Densidad - Índice de Contaminación <b>IC</b> - Índices de diversidad - Otras posibles especies indicadoras	3	12

**Esponjas.** En consonancia con lo explicado arriba, los valores de IC obtenidos con esponjas indican en prácticamente todas las estaciones frente al Reparto Flores una marcada y sostenida tendencia de disminución de la contaminación desde 2003. El IC de ES1 ha bajado tanto (aproximadamente en 20%), que sugiere un impacto muy reducido de las fuentes contaminantes cercanas. Por el rápido crecimiento y tasa de renovación que debe experimentar la especie indicadora de contaminación *Clathria venosa* por su carácter oportunista, forma delgadamente incrustante y baja relación de espículas/carne de su cuerpo, debe reflejar las condiciones de contaminación a plazos más inmediatos que los octocorales y los corales pétreos, de ahí que se observe la disminución gradual de la contaminación, inferida a partir del IC en este grupo. Esas características biológicas le permitirían recuperarse rápidamente de eventos de sedimentación y su morfología incrustada con amplia capacidad de extensión facilitaría la supervivencia, al menos parcial de su cuerpo y su permanencia como individuos a los efectos del muestreo. Las estaciones de referencia limpia mantuvieron bajo su IC.

Una sostenida disminución del índice de contaminación puede ser explicada por la disminución de la carga dispuesta ya mencionada, así como por el efecto de lavado del fondo del río Quibú causado en gran parte por los huracanes Charley en 2004 y Wilma, Rita y Katrina en 2005, así como las fuertes lluvias registradas en mayo de 2006 (a pesar de ser un año seco) y el dragado del fondo del río en ese mismo mes, y que ese año y el 2007 fueran comparativamente secos (Fig. 3.3), con la consecuente menor dispersión de los contaminantes.

El incremento de IC de AM1 y Pu1 entre 1987 y 2010 parece deberse, en la primera estación, a un posible incremento de las descargas ilegales de albañales a la red de alcantarillado pluvial, y en la última, a la ruptura del emisario submarino que recibe las aguas negras de gran parte de Miramar,

**Corales pétreos.** El índice de contaminación (IC) con corales pétreos en la estación ES1 también ha mostrado, aunque con menor cuantía y sensibilidad, cierto grado de disminución en el período del proyecto (entre 2007 y 2010), obteniéndose valores comparables con los de los años 1997 y 2002 cuando las cargas eran muy inferiores (Tabla 3.3). En la estación profunda ES2, el índice IC también disminuyó en el último muestreo (2009). Los mayores valores de IC en 2007 en este caso pueden deberse en parte a los eventos de sedimentación que debieron producirse asociados al paso relativamente cercano de los huracanes Wilma y Katrina y Rita en 2005, y al dragado del río Quibú en 2006, ya que a diferencia de los octocorales y las esponjas, los corales son mucho más sensibles a la sedimentación y por otra parte, las especies indicadoras (*S. siderea* y *S. radians*) son muy resistentes a la misma, de modo que el IC en corales pétreos puede variar, también a diferencia de los octocorales, ya sea por contaminación, sedimentación o por combinación de ambos. Además de la disminución de la carga contaminante, las escasas lluvias experimentadas en 2006, 2007 y 2009 (Fig. 3.3) y parte de 2010 también pudieron haber incidido en esa mejoría, a pesar de que esa carga fue muy superior a las del año 2002 (Tabla 3.3).

Las estaciones de referencia limpias no sufrieron cambio. Sin embargo, en 2008 ocurrieron incrementos del IC en las estaciones cercanas IO1 y CH1 al emisario, muy probablemente debido a la gran perforación que sufrió el tubo del emisario submarino (a 4 m de profundidad) a causa del fuerte oleaje producido por el paso del huracán Wilma en 2005 que produjo fuerte fricción del tubo plástico contra una protuberancia del fondo rocoso. Tanto los vientos predominantes con componente del este como por las corrientes de vaciante de marea en la misma dirección dirigen las descargas de escape hacia esas estaciones. La estación más lejana de las tres CH1 mejoró un poco después de una reparación defectuosa y por tanto incompleta del boquete.

Los corales pétreos (y particularmente las especies indicadoras de contaminación) tienen las menores tasas de crecimiento y tasas de renovación de sus comunidades acorde con sus mayores tiempos de generación de este grupo. Eso se debe en gran parte a la posesión de un esqueleto calcáreo pétreo de gran densidad que requiere de un tiempo mayor para su formación. Por esta razón, la composición y estructura de sus comunidades integran cambios ambientales a plazos mayores que los octocorales y las esponjas, de que sus comunidades conservan en su “memoria” situaciones de años más atrás que los otros grupos.

Esto puede ser visto por un lado como una desventaja de los corales pétreos para la bioindicación de la contaminación, pero si se analiza en conjunto con los octocorales y las esponjas, puede dar un valor agregado al monitoreo de las condiciones ambientales al permitir hacer inferencias sobre la sedimentación factor que en el área de operación ha manifestado una marcada interacción con la contaminación durante el período de estudio y que suele ser muy ubicuo en los arrecifes coralinos ya sea espacialmente o en tiempo (eventos generadores de sedimentación, abrasión y de desplazamiento de volúmenes de sedimentos en el fondo, como ciclones, frentes fríos y los llamados sures en Cuba).

Esas diferencias de dinámica de cambio observadas entre octocorales, esponjas y corales pétreos son de gran utilidad para indagar en los cambios a diferentes plazos, y para inferir cuáles son los factores que deben haber incidido más en diferentes momentos. Por esta razón es recomendable que sean tenidos en cuenta y analizados integralmente los tres en un programa de monitoreo de contaminación de arrecifes coralinos.

### ***Índice de heterogeneidad H'***

Como ya han expresado otros autores (Herrera-Moreno y Alcolado, 1983; Alcolado y Herrera-Moreno, 1986; Herrera-Moreno y Martínez-Estalella, 1987; Herrera-Moreno, 1991, Alcolado, 2007, entre otros), el índice H' resultó ser muy útil en el presente estudio para inferir el nivel de estrés de las comunidades de los tres grupos debido al impacto ambiental genérico que estuvo mayormente relacionado con la contaminación y en algunos casos con participación de la sedimentación como fuente de estrés. En el caso de los corales pétreos fue mayor la incidencia de la sedimentación sobre los valores de H', por lo que por sí solo este grupo no debe ser utilizado de manera aislada como bioindicador de contaminación, a diferencia de los octocorales y las esponjas.

Este índice que tiene como desventaja que para su aplicación requiere de un buen conocimiento de la taxonomía de los grupos, a diferencia del índice de contaminación que solo requiere reconocer la identidad de las especies bioindicadoras que son pocas, sobre todo en esponjas y corales. El uso de H' como indicador de estrés tiene como ventaja que cuando se conoce la taxonomía del grupo, puede ser calculado con la misma información que se obtiene para la determinación del IC. El índice de H' puede resultar de utilidad para conocer el grado de constancia de las condiciones ambientales inferidas, como se hace con el diagrama de Alcolado (1992, 2007) para esponjas, así como los de Preston y Preston (1975) y de Hernández-Fernández y Alcolado (2007) para octocorales.

**Octocorales.** La tendencia de H' como indicador de estrés en los octocorales exhibió poca variación en los diferentes años de muestreo siendo ligeramente inferior en 2007 y un poco mayores y parecidos en 2009 y 2010, en concordancia con la disminución inferida para la contaminación a partir del IC y el comportamiento de los factores ya analizados anteriormente.

**Esponjas.** Con las esponjas las variaciones fueron también pequeñas particularmente en la estación contaminada ES1 pero con un valor ligeramente mayor en el último año muestreado (2009). En la estación profunda ES2 las variaciones fueron muy pequeñas, pero su valor un

poco mayor en 2009 que en 2007. Este comportamiento del nivel de estrés inferido coincide con la mejoría en relación con la contaminación, inferida con el índice IC. Llama la atención el gran parecido de H' entre 1987 y el 2010 en AM1 por lo que se infiere que existe un mismo nivel de estrés en la comunidad de esponjas de ese sitio fuertemente contaminado por la bahía de La Habana. El hecho de que la gran disminución de las concentraciones de petróleo no haya reducido el grado de estrés sobre la comunidad de esponjas sugiere que es probable que sean otros los contaminantes los que las afectan, muy probablemente la contaminación orgánica por albañales en su mayor parte.

**Corales pétreos.** H' calculado con corales pétreos se mantuvo en 2010 prácticamente igual que en 1987 pero mostrando oscilaciones marcadas entre 1,9 natios y 2,4 natios aproximadamente, por razones que no podemos analizar por falta de información, y en lo que pueden estar involucrados eventos de mortalidad por enfermedades (sobre todo sobre *Dichocoenia stokesi*, muy afectada por la mortal plaga blanca), de sedimentación y de fuerte oleaje, aparte de la contaminación. Llama incluso la atención que la estación Club Habana a 10 m de profundidad (CH1) que debe tener más afectación por contaminación, tenga valores de H' sostenidamente bajos en el período de estudio. Particularmente la incidencia de las enfermedades puede constituir una seria desventaja en el uso de los corales, por sí solos, tanto como indicador de contaminación (IC) como de estrés ambiental genérico mediante H'.

### **Análisis multivariados**

Tanto el análisis de clasificación numérica jerárquico aglomerativo (análisis de agrupamiento) como el nMDS, y sobre todo éste último fueron de gran utilidad para explorar el grado de asociación de la estructura de las comunidades con los gradientes de contaminación inferidos. El primero sirvió para detectar que grado de correspondencia existió entre el gradiente de contaminación y la estructura de las comunidades dentro de los grupos formados.

El nMDS va más allá, permitiendo ordenar las estaciones en un gradiente de estrés a lo largo del eje principal (horizontal), y a partir de la observación de la correspondencia observada en las estaciones de muestreo con relación al gradiente de contaminación conocido, determinar cuáles de esas estaciones cayeron en su respectiva posición debido a ese factor y cuáles no. En estas última se pudo al menos sugerir cuales otros factores como la sedimentación, enfermedades, etc. pudieron haber determinado la estructura de sus comunidades, aparte de la contaminación.

**Octocorales.** En los casos de los octocorales se obtuvo una plena correspondencia entre el ordenamiento de las estaciones en un gradiente de estrés y el gradiente conocido de contaminación. De este modo, se pudo inferir que esta última fue el factor principal que influyó en la estructura de las comunidades y que por lo tanto es la principal fuente de estrés.

**Esponjas.** En el caso de las esponjas, el análisis nMDS acertó mostrar un gradiente de estrés que se corresponde en gran parte con el gradiente de contaminación, al acercar las estaciones del Reparto Flores por el gran parecido alcanzado al disminuir el IC y por lo tanto las diferencias entre las mismas. Otros factores ambientales también determinaron el ordenamiento de las estaciones: afectación por arena inestable sobre el fondo (Nau1) y una fuerte sedimentación (Bar1), a juzgar por el predominio de una especie resistente a la sedimentación (*Scopalina ruetzleri*) y otra resistente a la sedimentación y además muy sensible a la contaminación (*Aplysina fistularis*).

**Corales pétreos.** El nMDS mostró un gradiente de estrés con bastante correspondencia con la contaminación pero con algunas discrepancias como por ejemplo, poner en 2008 a la estación de referencia limpia SA1 al mismo nivel de estrés que IO1, y en 2010 mostrar a IO1 en una

posición de mayor estrés que ES1 que por su cercanía a las fuentes de contaminación recibe mayor impacto de ese factor. En estas discrepancias y otras con respecto al gradiente de contaminación, pueden estar involucrado el factor sedimentación, al que las especies indicadoras también son resistentes (específicamente la especie indicadora de contaminación *S. siderea* es dominante en esta estación a pesar de no considerarse contaminada), y muy probablemente, como se explicó, el efecto de las enfermedades de corales que llegó a ser importante en 2009. Aquí también resalta la desventaja de que las especies de corales pétreos que son más resistentes a la contaminación (*Siderastrea siderea* y *S. radians*) lo son también a la sedimentación, lo que es un problema de doble especificidad de este indicador.

### **Vitalidad de los octocorales y corales pétreos**

Los porcentajes de categorías de condición de las colonias de octocorales y corales pétreos no mostraron correspondencia ni especificidad con el factor contaminación, para ninguna categoría. Por ello, el método de vitalidad de corales de Dustan (1977) solo puede ser utilizado como una útil descripción cuantitativa de los padecimientos de los componentes de la comunidad. No se recomienda para monitoreo de contaminación, sino para evaluaciones de condición de las comunidades de estos taxocenosis (grupos taxonómicos).

### **Comparación de métodos de bioindicación**

Los tres grupos utilizados como indicadores mostraron con diferente grado una tendencia a la disminución del impacto de la contaminación que se corresponde con la disminución de la carga dispuesta contaminante orgánica (DBO, Tabla 3.3) de las cuencas hidrográficas en que están enclavadas las estaciones del proyecto.

El impacto sobre las comunidades de estos grupos estuvo también condicionado por otros factores como efecto de lavado cuando se han producido fuertes lluvias, precipitaciones promedio anuales, y dragado del río Quibú. La sedimentación y el oleaje provocados durante el paso de huracanes ejercieron influencias en corales y octocorales (la sedimentación principalmente en los primeros, y el oleaje localmente en el último grupo). En el período de estudio no se apreció una aparente influencia de frente frío tan inusualmente alto como para que pueda ser también incluido como determinante en el mismo grado que los factores mencionados. En las esponjas el efecto de la sedimentación no dificultó la percepción de las diferencias en la intensidad de la contaminación.

Por ser efectivo en sus resultados y en el esfuerzo invertido, el índice de contaminación IC, calculado a partir de la suma de los porcentajes de la composición en número de las especies en las muestras, es el que ha funcionado en trabajos previos y en el presente, y por lo tanto, el recomendado. No se aconseja hacerlo con los porcentajes de cubrimiento. Tampoco se aconseja utilizar cubrimiento para el índice de heterogeneidad H'.

El análisis de agrupamiento resultó ser muy útil para la clasificación de comunidades y para explorar el grado de correspondencia de lo observado con el gradiente de contaminación conocido. El análisis de nMDS permitió lo mismo pero mostró la ventaja de aportar la distribución de las estaciones a lo largo de un gradiente de estrés y explorar en qué medida éste responde al factor contaminación. Por ello es altamente recomendado y puede ser obtenido con los mismos muestreos y datos que para obtener el IC y H'.

En el caso de los octocorales, como indicadores de nivel de estrés al nivel de comunidades y de poblaciones fueron exitosos, además de los mencionados: las distribuciones por tallas, tanto a nivel comunitario, como poblacional de *Plexaura kuekenthali* y *Eunicea flexuosa*.

Herrera y Alcolado (1985) y Herrera-Moreno (1991) consideraron que los mejores grupos como indicadores de contaminación eran en orden descendiente: octocorales, corales pétreos y esponjas. Sin embargo, las diferentes condiciones ambientales en los últimos años en que la sedimentación se hizo sentir más por la mayor influencia de ciclones, el presente estudio puso de manifiesto que los octocorales y las esponjas tienen una utilidad equiparable como indicadores de contaminación, con la conveniente diferencia de que los octocorales integran los efectos de plazos más largos, mientras que las esponjas reflejan efectos más inmediatos por el carácter más oportunista y tiempo de generación o recambio más corto de las especies indicadoras.

## 5. CONCLUSIONES

1. La estación frente al emisario submarino (ES1) mostró una tendencia a la disminución de la contaminación desde 2002.
2. Los octocorales y las esponjas fueron los grupos taxonómico más efectivos para indicar comparativamente el nivel de contaminación. Los corales pétreos tuvieron la desventaja de dar algunos resultados influidos por la sedimentación y las enfermedades.
3. Las especies de corales pétreos indicadoras de contaminación tienen el inconveniente de serlo también de sedimentación por su resistencia a ese factor, lo que entraña cierta desventaja para su uso en el monitoreo de la contaminación.
4. El bioindicador con mayor efectividad (beneficio-esfuerzo) y correspondencia para inferir comparativamente el grado de contaminación fue Índice de Contaminación (IC).
5. Los bioindicadores con mayor efectividad (beneficio-esfuerzo) y correspondencia para inferir comparativamente el grado de estrés ambiental en general fueron los análisis de clasificación numérica jerárquico aglomerativo (agrupamiento) y de nMDS con los porcentajes de abundancia en número, así como los índices de diversidad  $H'$  y  $J'$ , principalmente el primero.
6. La distribución por tallas de los octocorales resultó ser útil para evaluar el grado de estrés producido por la contaminación al nivel comunitario. También fue útil al nivel poblacional con el empleo de las especies *Plexaura kuekenthali* y *Eunicea flexuosa*. La talla media de los octocorales no es recomendable en ninguno de los dos niveles.
7. Se rechazan como buenos bioindicadores de contaminación: (1) el Índice de Contaminación (IC) calculado con abundancia relativa porcentual en cubrimiento de las especies indicadoras, (2) la densidad de individuos o de colonias y (3) el análisis de vitalidad de octocorales y corales pétreos.

## 6. Recomendaciones

1. Dar prioridad al empleo de las comunidades de esponjas y octocorales en el monitoreo de la contaminación, por su mayor independencia de otros factores como sedimentación y enfermedades que afectan más a los corales pétreos.
2. Mantener y ampliar la aplicación de la metodología desarrollada en los monitoreos de contaminación en el país con los bioindicadores seleccionados, priorizando los índices IC de octocorales y esponjas, así como el índice de heterogeneidad  $H'$  y los análisis multivariados.
3. De ser posible complementar el monitoreo de la contaminación con el muestreo de cubrimiento del fondo por tejido vivo de coral como indicador de la afectación al arrecife y

continuar utilizando a los corales como bioindicadores duales de contaminación y sedimentación.

4. Agregar al estudio de talla media otra variable morfométrica que se pueda relativizar a la altura de las colonias de los octocorales. Esta variable pudiera ser el diámetro mayor de cada colonia.
5. Mantener y ampliar el área de estudio como un polígono de investigación de bioindicadores, y realizar muestreos químicos y microbiológicos del agua para caracterizar mejor el gradiente de contaminación que se emplea como referencia.
6. Al interpretar los resultados, se recomienda la precaución de evitar errores por incidencias de fenómenos estocásticos recientes (liberación de espacios por eventos extremos y eventuales reclutamientos masivos de determinada especie).

## 7. REFERENCIAS

- Alcolado, P. M. (1981). Zonación de los gorgonáceos someros de Cuba y su posible uso como indicadores comparativos de tensión hidrodinámica sobre los organismos del bentos. *Inf Cient.-Téc. Inst. Oceanol. Acad. Cien. Cuba*, 187: 1-43.
- Alcolado, P. M. (1984). Utilidad de algunos índices ecológicos estructurales en el estudio de comunidades marinas de Cuba. *Cien. Biol.*, 11: 61-77.
- Alcolado, P. M. (1985). Estructura ecológica de las comunidades de esponjas de Punta del Este, Cuba. *Rep Invest Inst Oceanol Acad. Cien. Cuba*, 38: 1-65.
- Alcolado, P. M. (1990) General features of Cuban sponge communities. En: *New perspectives in sponge biology*, (K. Rützler, ed). Smithsonian Institution Press, Washington DC., pp. 351-357.
- Alcolado, P. M. (1992). Sobre la interpretación del medio marino mediante el empleo de los índices de diversidad y equitatividad. *Cien. Biol.*, 24: 124-127.
- Alcolado, P. M. (1994). General trends in coral reef sponge communities of Cuba. En: van Soest R. W. M., van Kempen T. M. G., Braekman J. C. (eds). *Sponges in time and space: biology, chemistry, paleontology*. Balkema, Rotterdam, pp. 251-255.
- Alcolado, P. M. (1999). Comunidades de esponjas de los arrecifes del Archipiélago Sabana-Camagüey, Cuba. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 28: 95-124.
- Alcolado, P. M. (2002). Catálogo de las esponjas de Cuba. *Avicennia*, 15: 53-72.
- Alcolado, P. M. (2007). Reading the code of coral reef sponge community composition and structure for environmental biomonitoring: some experiences from Cuba. En: Marcio. R. Custódio, Gisele Lobo-Hajdu, Eduardo Hajdu y Guilherme Muricy (Eds.) *Porifera Research: Biodiversity, Innovation and Sustainability*, Rio de Janeiro: Museu Nacional, pp. 3-10.
- Alcolado, P. M. y Herrera-Moreno, A. (1987). Efectos de la contaminación sobre las comunidades de esponjas en el Litoral de La Habana, Cuba. *Rep. Invest. Inst. Oceanol. Acad. Cien. Cuba*, 68: 1-17.
- Alcolado, P. M., Herrera-Moreno y A., Martínez-Estalella, N. (1994). Sessile communities as environmental bio-monitors in Cuban coral reefs. En: Ginsburg RN (ed). *Proceeding of the Colloquium on "Global aspects of coral reefs: health hazards and history, 1993"* RSMAS, University of Miami, pp. 27-33.
- Alcolado, P.M., Ginsburg, R. N., Kramer, P., Kosminin, V., De la Guardia, E., González, S. y Hernández, M. (2001a.) *Estado de salud del bentos de los arrecifes coralinos del sur y este*

- del Golfo de Batabanó: Informe Preliminar de la Expedición CUBAGRRA, marzo/2001. Informe Instituto de Oceanología. 35 pp.*
- Alcolado, P., Ginsburg, R., Lang, J.; Kramer, P., Marks, A., Rodríguez, E., Andre- Fouet, F., Zlatarski, V., De la Guardia, E., Pina, F., Cantelar, K., González, S., Caballero, H., Hernández, M. y Hernández, J. (2001b). *Estado de salud de los arrecifes coralinos del Archipiélago Jardines de la Reina (SE de Cuba)*. Informe Preliminar de la Expedición CUBAGRRA II, Instituto de Oceanología, 58 pp.
- Alcolado, P. M., Claro, R., Martínez-Daranas, B., Menéndez, G., García P. y Sosa, M. (2003). The Cuban Coral Reefs. En: *Latin American Coral Reefs*, (J. Cortés, ed.). Elsevier Science, pp. 53-76.
- Bayer, F. M. (1961). *The shallow water Octocorallia of the West Indian Region*. Martinus Nijhoff, Hague. 373 p.
- Boesch, D. F. (1977). Application of numerical classification in ecological investigations of water pollution. *Virginia Institute of Marine Science, Special Scientific Report*, 77: ix + 113 pp.
- Bradbury, R. H. (1977). Independent lies and holistic truths: towards a theory of coral reef communities as complex systems. *Proc. 3rd Int. Coral Reef Symp., Miami*. 1: 2-17.
- Caballero, H., Rosales, D. y Alcalá, A. (2005). Estudio diagnóstico del arrecife coralino del Rincón de Guanabo, Ciudad de La Habana, Cuba. 1. Corales, gorgonáceos y esponjas. *Rev. Invest. Mar.* 26(3): 207-217
- Carballo, J. L., Sánchez-Moyano, J. E. y García-Gómez, J. C. (1994). Taxonomic and ecological remarks on boring sponges (Clionidae) from the Strait of Gibraltar (southern Spain): tentative bioindicators? *Zool. J. Linnean Soc.*, 112: 407-424.
- Carballo, J. L., Naranjo, S. A. y García-Gómez, J. C. (1996). Use of marine sponges as stress indicators in marine ecosystems at Algeciras Bay (southern Iberian Peninsula). *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 135: 109-122.
- Carballo, J. L. y Naranjo, S. (2001). Environmental assessment of a large industrial marine complex based on a community of benthic filter feeders. *Mar. Poll. Bull.*, 44: 605-610.
- CIMAB (2000). *Control y evaluación de la calidad ambiental de la Bahía de La Habana y el litoral adyacente*. Centro de Ingeniería y Manejo Ambiental de Bahías y Costas.
- CIMAB (2008). *Control y evaluación de la calidad ambiental de la Bahía de La Habana*. Centro de Ingeniería y Manejo Ambiental de Bahías y Costas.
- CIMAB (2009). *Control y evaluación de la calidad ambiental de la Bahía de La Habana*. Centro de Ingeniería y Manejo Ambiental de Bahías y Costas.
- Delgado, G. Y. (2007). Peligro, Vulnerabilidad y Riesgo ante la Contaminación Fecal en el Litoral Oeste de Ciudad de La Habana. Tesis de Maestría. Instituto de Oceanología. 65 pp.
- De la Guardia, E. y González-Sansón, G. (2000). Asociaciones de corales, gorgonias y esponjas del sublitoral habanero al oeste de La Bahía de La Habana, I. Gradiente Ambiental. *Rev. Invest. Mar.* 21(1-3): 1-8.
- De la Guardia, E., González, P. y Trelles, J. (2001). Macrobentos del arrecife coralino adyacente al río Almendares, Habana, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 22(3), 167-178.
- Del Valle, R., Alcolado, P. M., García-Parrado, P., Menéndez-Macías, G., Serpa Madrigal, A., Martínez-Daranas, B., Espinosa Sáenz, J., Ibarzabal Bombalier, D., Martínez Iglesias, J. C. y Abreu Pérez, M. (1997). *Evaluación del deterioro ocasionado por los vertimientos del emisario submarino de Playa del Chivo, mediante el análisis de la estructura de las comunidades bentónicas*. Instituto de Oceanología. Ministerio de Ciencia Tecnología y Medio Ambiente. 29 pp.

- Díaz, M. C. y Rützler, K. (2001). Sponges: an essential component of Caribbean Coral Reefs. *Bull. Mar. Sci.*, 69(2): 535-546.
- Dustan, P. (1977). Vitality of reef coral populations of key Largo, Florida: Recruitment and mortality. *Environ. Geol.* 2: 51-58.
- Eakin, C. M., Kleypas, J. y Hoegh-Guldberg, O. (2008). Global Climate Change and Coral Reefs: Rising Temperatures, Acidification and the Need for Resilient Reefs. En: *Status of the Coral Reefs of the World: 2008*, (C. Wilkinson, ed.). Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia, pp. 29-34.
- García, G. y Rodas, L. (1999). Modelación de la dispersión de los residuales domésticos provenientes del emisario submarino diseñado para el Rpto. Flores. *Contribución a la Educación y la Protección Ambiental*, 0: 229-232.
- García-Parrado, P. y Alcolado, P. M. (1996). Catálogo de los octocorales (Cnidaria) de Cuba, con comentarios sobre su taxonomía. *Avicennia*, 4: 41-45.
- Gardner, T. A., Cote, I. M., Gill, J. A., Grant, A. y Watkinson, A. R. (2003). Long-Term Region-Wide Declines in Caribbean Corals. *Science*, 301: 958-960.
- GEOCUBA (1998). *Caracterización oceanográfica del tramo del litoral norte habanero entre la ensenada de la Chorrera y la calle 30 (Miramar) para la construcción de un emisario submarino. (Primera etapa)*. Informe final, GEOCUBA, Estudios Marinos (Inédito). 50 p.
- González-Díaz, P., De la Guardia, E, y González-Sansón, G. (2003). Efecto de efluentes terrestres sobre las comunidades bentónicas de arrecifes coralinos de Ciudad de la Habana, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 24(3):193-204.
- González-Díaz, P. (2010). *Efectos acumulativos de agentes estresantes múltiples sobre los corales hermatípicos de la región noroccidental de Cuba*. Tesis en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Biológicas, 100 p.
- González-Ferrer, S. (2004). Corales pétreos de Cuba. En: *Corales pétreos: jardines sumergidos de Cuba*, (S. González-Ferrer, ed.). Editorial Academia, La Habana, pp. 79-195
- González-Sansón, G., Aguiar Betancourt, C., Angulo-Valdés, J. y González-Gándara, C. (1997). Variación espacial y estacional de la ictiofauna en un arrecife de coral costero de la región noroccidental de Cuba. I: Abundancia total. *Rev. Invest. Mar.* 18(3): 223-232.
- Guerra Oliva, M. (2004). *Descripción Geoambiental del Litoral Norte Provincia de la Habana*. Informe. Instituto de Geofísica y Astronomía, AMA, CITMA.
- Hernández-Fernández, L. y Alcolado, P.M. (2007). Estructura de la comunidad de octocorales de una zona propuesta como área protegida en Cayo Coco, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 28(3): 209-216.
- Hernández-Muñoz, D. (2004). *Monitoreo de las comunidades de octocorales del arrecife del Reparto Flores, La Habana, Cuba*. Tesis de Diploma. Instituto de Oceanología. 44 p.
- Hernández-Muñoz, D.; Alcolado, P.M. y Hernández-González, M. (2008). Efecto de un emisario submarino de residuos urbanos sobre comunidades de octocorales (Octocorallia: Alcyonacea) en Cuba. *Rev. Biol. Trop.* 56(1): 65-75.
- Herrera-Moreno, A. (1991). *Efectos de la contaminación sobre la estructura ecológica de los arrecifes coralinos en el litoral Habanero*. Tesis doctoral. Instituto de Oceanología, La Habana.
- Herrera-Moreno, A. y Alcolado, P. M. (1983). Efecto de la contaminación sobre las comunidades de gorgonáceos al Oeste de la Bahía de La Habana. *Cien. Biol.*, 10: 69-86.
- Herrera, A y Alcolado, P. M. (1985). Monitoreo de la contaminación mediante el análisis de la estructura comunitaria de los gorgonáceos. *Simposio de Ciencias del Mar y VII Jornada*

- Científica del Instituto de Oceanología. XX Aniversario.* Ciudad de la Habana, Contrib. 2: 253-257.
- Herrera, A. y Alcolado P. M. (1986a). Estructura ecológica de las comunidades de octocorales en el litoral de Mariel y su comparación con el litoral habanero. *Cien. Biol.* 15: 55-75.
- Herrera-Moreno, A. y Alcolado. P. M. (1986b). Estructura ecológica de las comunidades de octocorales del arrecife de Santa Cruz del Norte. *Rep. Inv. Inst. Oceanol., Academia de Ciencias de Cuba*, 49: 1-27.
- Herrera-Moreno, A. y Martínez-Estalella, N. (1987). Efectos de la contaminación sobre las comunidades de corales escleractíneos al Oeste de La Bahía de La Habana. *Rep. Invest. Inst. Oceanol.* 62: 1-29.
- Herrera, A., Alcolado, P. M. y García-Parrado, P. (1997). Estructura ecológica de las comunidades de octocorales en el arrecife de barrera del Rincón de Guanabo. *Avicennia*, No. 6 y 7.
- Hoegh-Guldberg, O., 1999: Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Mar. Freshwater Res.*, 50, 839-866.
- Hooper, J. N. A. y Van Soest, R. W. M. (2002). *Systema Porifera, a guide to the Classification of sponges.* (Vol I y II). Kluwer academic/ Plenum Publishers, New York. 1707p.
- Hubbard, J. A. y Pocock, Y. P. (1972). Sediment Rejection by recent scleractinian corals: A key to paleoenvironmental reconstruction. *Geologische Rundschuge*, 61, 598-626.
- Kolehmainen, S. E. (1973). *Siltation experiments on corals in situ. Puerto Rico.* Final Report Mission 8. PRINUL.
- Jordán, E. y Nugent, R. S. (1978). Evaluación poblacional de *Plexaura homomalla* (Esper) en la costa noreste de la península de Yucatán (Octocorallia). *An. Centro Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México*, 5(1): 189-200.
- Lirman, D. y Fong, P. (1996). Sequential storms cause zone-specific damage on a reef in the northern Florida reef tract: evidence from Hurricane Andrew and the 1993 Storm of the Century. *Florida Scientist*, 59(1), 50-63.
- Lirman, D. Manzello, D. y Macia, S. (2002). Back from the dead: the resilience of *Siderastrea* radians, to severe stress. *Coral Reefs* 21: 291-292
- Loya, Y. 1878. Plotless and transect methods. En: *Coral Reefs: Research methods*, (D. R. Stoddart, y R. F. Johannes, eds.). UNESCO, Paris, pp. 197-217.
- Marcos-Sardiñas, Z. (2005). *Comunidades de esponjas como indicadores ambientales del arrecife del Reparto Flores, Ciudad de La Habana, Cuba.* Tesis presentada en opción al título de Maestro en Ciencias en Biología Marina y Acuicultura. Mención en Ecología Marina. Instituto de Oceanología, La Habana.
- Montalvo, J. F., Cano, M., Díaz, J., Pérez, R., Esponda, S. C., César, M. E., Peón, C. M. y Rendón, J. (2001). Nutrientes en la zona litoral entre los ríos Quibú y Jaimanitas, Ciudad de La Habana, Cuba. *VII Taller Contribución a la educación ambiental y la protección ambiental, Cátedra de Medio Ambiente. Instituto Superior de Ciencias, y Tecnologías Nucleares, Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente de Cuba*, 2: 12-17.
- Mosquera, C. y Cabañas, L. (1985). *Marco histórico y geográfico en "Investigación y Control de la Contaminación Marina en la bahía de La Habana"*, Cuba, Ministerio del Transporte, III, Vol. II Resultados, Tomo I, pp: 17-45.
- Muricy, G. (1989). Sponges as pollution bio-monitors at Arraial do Cabo, Southeastern Brazil. *Rev. Bras. Biol.*, 49(2): 347-354.

- Muricy, G. (1991). Structure des peuplements de spongiaires autour de l'égout de Cortiou (Marseille, France). *Vie et Milieu*, 41(4): 205-221.
- ONE (2006). *Primer compendio de estadística del medio ambiente, Cuba 1990-2004*. Oficina Nacional de Estadística.
- ONE (2010). *Panorama Ambiental Cuba 2009*. Oficina Nacional de Estadísticas.
- Opresko, D. (1973). Abundance and distribution of shallow-water gorgonians in the area of Miami, Florida. *Bull. Mar. Sci.*, 233: 535-558.
- Pearson, T. H. y Rosemberg, R. (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 16: 229-331.
- Pielou, E. C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of theoretical Biology*, 13: 131-144.
- Preston, E. M. y Preston, J. L. (1975). Ecological structure in a West Indian gorgonian fauna. *Bull. Mar. Sci.*, 252: 248-258.
- Rey-Villiers, N. (2009). *Características de las comunidades de octocorales y ensayo de su uso como bioindicadores en un gradiente de contaminación en el oeste de La Ciudad de La Habana, Cuba*. Tesis de Diploma. Instituto de Oceanología. 69 p.
- Rodríguez-Portal, P. y Nadal-Llosa, M. (1983). Consideraciones sobre el grado de alteración de las condiciones oceanográficas de las bahías de La Habana y Mariel. *Rep. Invest. Inst. Oceanol.* 18: 1-25.
- Rodríguez, M., González, C. y Valdés J. (1984). *Cronología de los frentes fríos que han afectado a Cuba desde la temporada de 1916-1917 hasta la temporada de 1982-1983*. Reporte de Investigación, INSMET, ACC, 15 p.
- Simón, Y. A. y Fuster, F. (2004). Aplicación de un sistema de información geográfica para el análisis espacial y la gestión ambiental de las fuentes contaminantes de la Bahía de La Habana. *El pelícano de la Bahía de La Habana* 1(1): 34-37.
- Shannon, C. E. y Weaver, W. (1963). *The mathematical theory of communication*. Urbana: Univ. Illinois Press.
- StatSoft, Inc. (2004). *STATISTICA (data analysis software system)*, v. 7. [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com).
- Spalding, M. D. (2004). *A guide to the coral reefs of the Caribbean*. University of California Press, Berkeley, 256 p.
- Taylor, W. R. (1961). Aggregation variance and the mean. *Nature* 189 (4766):732-735.
- Torres, J. I. y Morelock, J. (2002). Effect of Terrigenous Sediment Influx on Coral Cover and Linear Extension Rates of Three Caribbean Massive Coral Species, *Caribbean Journal of Science*, Vol. 38, No. 3-4, 222-229.
- Valle, R. del, Alcolado, P. M., García-Parrado, P., Menéndez-Macías, G., Serpa Madrigal, A., Martínez-Daranas, B., Espinosa Sáenz, J., Ibarzabal-Bombalier, D., Martínez-Iglesias, J. C. y M. Abreu Pérez (1997). Evaluación del deterioro ocasionado por los vertimientos del emisario submarino de Playa del Chivo, mediante el análisis de la estructura de las comunidades bentónicas. Instituto de Oceanología. Ministerio de Ciencia Tecnología y Medio Ambiente. 29 pp.
- Varona, G., Caballero, H. y de la Guardia, E. (2004). Estructura ecológica de la comunidad de octocorales en la costa oriental de Bahía de Cochinos. *Rev. Invest. Mar.* 25(3): 209-218.
- Vilanova, E., Mayer-Pinto, M., Curbelo-Fernandez, M. P. y Gonçalves da Silva, S. H. (2004). The impact of a nuclear power plant discharge on the sponge community of a tropical bay

- (SE Brazil). En: Pansini M, Pronzato R, Bavestrello G, Manconi R (eds). Sponge science in the new millennium. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova*, 68: 647-644.
- Wahle, C. M. (1983). Regeneration of injuries among Jamaican gorgonians-the roles of colony physiology and environment. *Biol. Bull.* 165: 778- 790.
- Wahle, C. M. (1985). Habitat-related patterns of injury and mortality among Jamaican gorgonians. *Bull. Mar. Sci.* 37 (3): 905- 927.
- Wilkinson, C. y Souter, D. (2008). *Status of Caribbean Coral Reefs after Bleaching and Hurricanes in 2005*. Global Coral Reef Monitoring Network, y Rainforest Research Center, Townsville.
- Wulff, J. L. (2001). Assessing and monitoring coral reef sponges: Why and how? *Bull. Mar. Sci.*, 69(2): 831-846.
- Wulff, J. L. (2006). Ecological interactions of marine sponges. *Can. J. Zool.*, 84(2):146-166.
- Zea, S. (1994). Patterns of coral and sponge abundance in degraded versus still healthy coral reefs at Santa Marta Colombian Caribbean. En: van Soest, R. W. M., van Kempen, T. M. G. y Braekman, J. C. (eds). *Sponges in time and space: biology, chemistry, paleontology*. Balkema, Rotterdam, pp. 257-264.