

# EVALUACIÓN DE CORALES ESCLERACTINEOS Y GORGONIAS EN DOS LOCALIDADES DE CIUDAD DE LA HABANA, CUBA.

Oyaima González-Ontivero \*, Danay Macías y Elena de la Guardia \*

Centro de Investigaciones Marinas, Universidad de La Habana, Calle 16 No. 114, Playa, CP 11300, Ciudad Habana, Cuba.

(\*) : Autores correspondientes: Email: [ogonzalez@cim.uh.cu](mailto:ogonzalez@cim.uh.cu), [edelaguardia@cim.uh.cu](mailto:edelaguardia@cim.uh.cu)

## RESUMEN

En la desembocadura de los ríos Quibú y Almendares se colocaron emisarios submarinos en 1997 y 1999 respectivamente. Esto debería haber contribuido a la recuperación de los arrecifes coralinos en estas zonas de la costa de la Ciudad de La Habana. En este trabajo se caracterizaron las comunidades de corales entre 10 y 18m de profundidad en dos sitios afectados por estos ríos. Los resultados de los muestreos en 2003, comparados con otros previos, sugieren que en las áreas de arrecifes estudiadas todavía no se detecta recuperación de los efectos de la contaminación. La densidad de gorgonias varió entre 3-10 col/m<sup>2</sup> y sus tallas entre 0.2-19cm de altura. Se identificaron 17 especies de coral entre las 781 colonias contadas. Las más abundantes en ambos sitios fueron *Siderastrea siderea*, *Porites astreoides*, *Montastraea cavernosa* y *Agaricia agaricites*. La densidad de corales varió entre 4 y 13 col/m<sup>2</sup> y fue mayor a 10m de profundidad en calle 16. El diámetro máximo de las colonias de coral varió entre 10 y 15cm y fue superior en calle 190. Menos del 5% de las colonias de coral mostró incidencia de enfermedades y mortalidad reciente. El cubrimiento del sustrato por corales vivos fue inferior al 15% en ambos sitios.

Palabras clave: arrecifes coralinos; impacto humano; contaminación: ASW, Cuba.

## ABSTRACT

The installation of two underwater sewage outlets at the Quibu and Almendares rivers, back in 1997 and 1999, should have contributed to the recovery of the nearby coral reef formations in these areas of Havana City's coast. Apparently this has not been the case according to results obtained in a study undertaken in 2003 in coral communities in two sites (16<sup>th</sup> street affected by the Almendares river and 190<sup>th</sup> street affected by Quibu river) at 10 and 18 meters depth. Density and height of gorgonians varied from 3 to 10 col/m<sup>2</sup> and 0.2 to 19 cm respectively. Seventeen coral species were identified among the 718 colonies analyzed. The most abundant coral species in both sites were *Siderastrea siderea*, *Porites astreoides*, *Montastraea cavernosa* and *Agaricia agaricites*. Coral density fluctuated from 4 to 13 col/m<sup>2</sup>, and was higher at 10 meters depth in 16th street. Diameter of coral colonies varied from 10 to 15 cm and was higher in 190 street. Incidence of coral diseases and recent mortality was observed in less than 5 % of the coral colonies. Living coral cover was under 15 % in both sites.

Key words: coral reefs; human impact; pollution; ASW, Cuba.

La Bahía de la Habana y los ríos Almendares y Quibú son las principales fuentes de entrada de nutrientes, contaminantes y sedimentación a los arrecifes costeros del litoral de la Ciudad de La Habana. Estudios previos demostraron los efectos negativos de estas fuentes sobre los arrecifes en la zona (Herrera y Martínez-Estalella, 1987; Herrera, 1991; Guardia y González-Sansón, 2000; Guardia *et al*, 2001; Aguilar y González-Sansón, 2002). Estos autores coinciden en que el desarrollo que las comunidades coralinas pueden alcanzar, está determinado en gran medida por la influencia negativa que tienen los impactos humanos derivados de la cercanía a la ciudad. Con el objetivo de mejorar las condiciones ambientales de la zona, se instalaron sendos emisarios submarinos en la desembocadura de ambos ríos en 1997 y 1999,

respectivamente, pero aún no se ha demostrado si han tenido algún efecto positivo sobre la comunidad de organismos sésiles. El objetivo del presente trabajo fue evaluar el estado de conservación de la comunidad de corales pétreos e inferir si ha disminuido el nivel de impacto que ellos soportan.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Los muestreos se efectuaron durante los meses de junio-septiembre del 2003 en el estrato de veril (10m) y de camellones (13-18m). Como uno de los sitios de evaluación se seleccionó, el arrecife de calle 190 (23° 05. 590´ N y 082° 28. 605´ W), ubicado aproximadamente a 1,2 Km al Oeste del río Quibú y a 1Km al Este del río Jaimanitas y en las inmediaciones del centro turístico Club Habana (donde se desarrolla el buceo contemplativo).

Teniendo en cuenta los resultados de estudios previos realizados en la zona, se seleccionó también el arrecife de calle 16 (23° 07. 73´ N y 82° 25. 24´ W), ubicado aproximadamente a 1Km al Oeste del río Almendares, también contaminado (Fig. 1).

#### Método de muestreo

Para la cuantificación de gorgonias y corales se utilizó el método del marco 1m<sup>2</sup> (Weinberg, 1981). Se tomaron 30 unidades de muestreo (UM) colocadas al azar en cada uno de los estratos. Dentro de éstas se contó el número de colonias de coral por especies y el número de gorgonias, sin ser identificadas. También, dentro de las UM, se midió el diámetro máximo plano de los corales pétreos (vistos desde arriba) y la altura máxima de las gorgonias. Se determinó el porcentaje de superficie con signos de mortalidad antigua y/o reciente y la presencia de enfermedades en los corales. Para estimar el porcentaje de cobertura de sustrato se utilizó un lado del marco cuadrado dividido en unidades de 10 cm, el cual constituye la UM. Se definieron tres categorías de cubrimiento del fondo: coral vivo, macroalgas y césped algal (turf). El tamaño de muestra para cada indicador analizado se ofrece en la Tabla 1.

Para determinar la composición porcentual de especies se calculó el porcentaje que representa cada especie del total de colonias contadas por estaciones y por sitio. Se calcularon los valores medios de cubrimiento, densidad, talla e incidencia de mortalidad o enfermedades para los sitios y para los estratos. Se comprobó que las curvas acumuladas de especie mostraban tendencia asintótica. Como índice de diversidad de corales, se empleó la riqueza de especie (S), que se expresa como el número total de especies, el índice de equitatividad de Pielou (J) (Pielou, 1975), el índice de Shannon (H) definido por Ludwig y Reynold (1988) y calculado con logaritmos naturales.

Se comprobó la existencia de normalidad y homogeneidad de varianza, para todas las variables evaluadas. La significación estadística entre las medias obtenidas en estos valores se verificó con un análisis de varianza (ANOVA) con dos vías de clasificación y efectos fijos (Zar, 1996). Se analizó la existencia de interacción sitio-estrato mediante la prueba de comparación de medias de rangos múltiples Student-Neuman-Keuls (SNK) entre las estaciones. Todas las pruebas se realizaron con un nivel de significación 0,05 y en el programa STATISTICA 6.0 soportado en Windows 98.

#### RESULTADOS

Se identificaron en total 17 especies de corales. Entre las más abundantes se encontraron: *Siderastrea siderea*, *Agaricia agaricites*, *Montastraea cavernosa*, *Montastraea annularis* y *Porites astreoides*. En el arrecife frente a calle 190 se identificaron 9 especies de coral, para una diversidad menor de 1 y a su vez, menor que en el arrecife de calle 16. En este sitio, las especies más abundantes en ambos estratos fueron *S. siderea* y *A. agaricites*, en camellones *M. annularis* y en el veril *M. cavernosa*. Frente a calle 16 se identificaron 17 especies, para una diversidad mayor de 2. Aquí, *M. annularis* se encontró en menor porcentaje que en calle 190 y *A. agaricites* fue la menos abundante en el veril (Tabla 1).

No se detectó interacción sitio-estrato para ninguna de las tres categorías de cubrimiento del sustrato analizadas. Para el cubrimiento por coral vivo se obtuvo un valor medio de 11.5% y no se detectaron diferencias significativas entre sitios, ni entre biotopos. Se registraron altos porcentajes de cubrimiento por algas, donde dominó el morfotipo de césped, el que mostró diferencias entre sitios (valores cercanos al 70% frente a calle 190 y menores del 40% frente a calle 16) y no entre estratos. Las macroalgas cubren como promedio el 20% del sustrato y para esta categoría no se detectaron diferencias entre sitio o estrato.

Se encontró interacción sitio-estrato para la densidad de gorgonias y de corales. La densidad de gorgonias tuvo valores medios que variaron entre 3 y 10 col/m<sup>2</sup>. En los camellones frente a calle 16 se encontraron valores significativamente superiores a las restantes estaciones. La densidad de corales varió entre 4 y 13 col/m<sup>2</sup>, y se encontraron los valores superiores en el veril frente a calle 16 (Tabla 1).

En el análisis de la densidad de las cinco especies de corales más abundantes en los arrecifes, solo se encontró interacción sitio-estrato para las especies *S. siderea* y *M. cavernosa*. Las mayores densidades de estas especies se encontraron en el veril frente a la calle 16, con 3 col/m<sup>2</sup> de *S. siderea* y 2 col/m<sup>2</sup> de *M. cavernosa*. *P. astreoides* fue más abundante en el veril (1,1 col/m<sup>2</sup>) y *A. agaricites* en los camellones (1,5 col/m<sup>2</sup>). Estas especies mostraron diferencias significativas entre estratos y no entre sitios. La especie *M. annularis* tuvo una densidad promedio de 0,4 col/m<sup>2</sup> y no se detectaron diferencias ni entre sitios y ni entre estratos (Fig. 1).

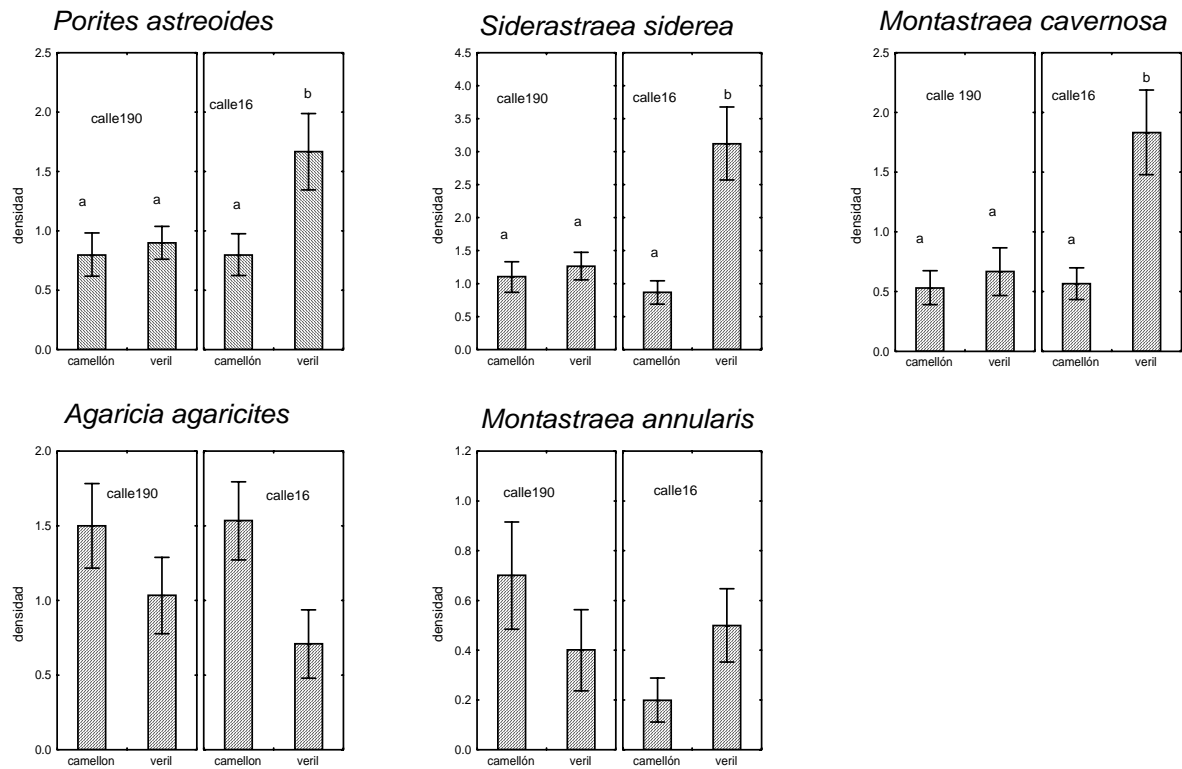


Fig. 1. Densidad de las especies de coral más abundantes (col/m<sup>2</sup>) en los biotopos veril y camellones de calle 190 y calle 16. Las letras sobre las barras (media y el error estándar) son el resultado de la prueba SNK. Análisis comparativo entre sitios para cada especie por separado.

Las tallas de las gorgonias mostraron interacción sitio-estrato. Fueron significativamente mayores en los camellones frente a calle 190 (30,2 cm de altura). Para las restantes estaciones el promedio aproximado fue de 19 cm. No se detectó interacción sitio-estrato para las tallas de corales pétreos, pero sí diferencias entre sitios. En el arrecife frente a la calle 190 el diámetro promedio fue de 15,2 cm, 3 cm mayor que frente a calle 16. Las tallas medias de las especies *A. agaricites* (10,9 cm), *M. annularis* (17,5 cm) y *M. cavernosa* (21,1 cm), fueron similares en ambos sitios de muestreo. Frente a la calle 190, las especies *P. astreoides* (11,5 cm) y *S. siderea* (21,1 cm) tuvieron tallas superiores a las encontradas frente a la calle 16. Las diferencias entre sitios para *P. asteroides*, aunque fueron significativas, fueron inferiores a 3 cm (Fig. 2).

El porcentaje promedio de superficie de los corales con signos de mortalidad reciente en los corales contados fue inferior a 1% y similar en todas las estaciones. Para el porcentaje de superficie con signos de mortalidad antigua en corales no se encontró interacción sitio-estrato,

pero sí diferencias significativas entre los sitios. Este fue superior frente a calle 16 (4,6%). Entre las especies más abundantes, las más afectadas con mortalidad antigua fueron *M. annularis* y *M. cavernosa* frente a la calle 16, donde los promedios de superficie afectada alcanzaron cerca de 15% (Fig. 3).

## DISCUSIÓN

En el muestreo sólo se identificó el 29% del total de especies de coral registradas para Cuba (Zlatarski y Martínez-Estalella, 1982), lo que implica una baja riqueza de especies en ambos arrecifes estudiados. La composición por especies de corales y el estado de las colonias tampoco varió entre los dos sitios estudiados. Pastorok y Bilyard, (1985) y Martínez-Estalella y Herrera (1989) consideran las especies dominantes en esos sitios como resistentes y adaptadas al efecto de la turbidez y la sedimentación. Además, el valor promedio de cubrimiento del sustrato por corales vivos fue muy inferior al encontrado en zonas del Caribe en buen estado de conservación, que según Edmunds (2002) es de un 32%. A su vez, en otros arrecifes del litoral

Tabla 1. Listado de especies de coral (los números indican el porcentaje de abundancia relativa), índices de diversidad e indicadores de los biotopos de camellón (C) y veril (V) en arrecifes de Calle 190 y Calle 16. Media +/- Error Estándar (X +/- ES), \* refleja diferencias significativas entre las medias.

Especies	Calle 16		Calle 190	
	Veril	Camellón	Veril	Camellón
<i>Siderastrea siderea</i>	25.6	14.4	26.2	20.4
<i>Agaricia agarites</i>	5.8	25.4	21.4	27.8
<i>Porites astreoides</i>	13.7	13.3	18.6	14.8
<i>Montastraea cavernosa</i>	15.0	9.4	13.8	9.9
<i>Millepora alcicornis</i>	4.8	12.2	8.3	5.6
<i>Montastraea annularis</i>	4.1	3.3	8.3	13.0
<i>Eusmilia fastigiata</i>	8.5	1.7	1.4	0.6
<i>Siderastrea radians</i>	8.2	1.7	0.0	0.0
<i>Dichocoenia stokesii</i>	2.7	1.1	2.1	6.8
<i>Madracis decactis</i>	4.8	2.8	0.0	0.0
<i>Meandrina meandrites</i>	3.4	2.2	0.0	0.0
<i>Stephanocoenia sp</i>	0.3	6.1	0.0	0.0
<i>Porites porites</i>	1.4	2.8	0.0	1.2
<i>Helioseris cucullata</i>	1.0	1.1	0.0	0.0
<i>Scolymia sp</i>	0.0	1.7	0.0	0.0
<i>Millepora complanata</i>	0.7	0.0	0.0	0.0
<i>Diploria strigosa</i>	0	0.6	0.0	0.0
No. de UM (marcos de 1 m <sup>2</sup> )	24	30	30	30
No. de coral contados	293	181	145	162
No. de gorgonias contadas	76	167	111	97
<b>Indicadores</b>				
Diversidad de corales: No. de especies presentes	15	16	8	9
Diversidad de corales: Índice de Shannon / Equitatividad de Pielou	2.28 / 0.84	2.28 / 0.82	1.82 / 0.88	1.89 / 0.86
% cubrimiento del sustrato por corales (X ± ES)	11.95 ± 2.41	6.94 ± 2.15	12.37 ± 3.27	13.00 ± 3.04
Densidad de corales: colonias/m <sup>2</sup> (X ± ES)	12.25* ± 1.04	6.26 ± 0.53	4.8 ± 0.53	5.4 ± 0.48
Talla de corales: diámetro plano máximo (cm) (X ± ES)	12.13 ± 0.60	13.21 ± 0.81	15.34* ± 0.80	15.05* ± 0.80
Densidad de gorgonias: colonias/m <sup>2</sup> (X ± ES)	3.21 ± 0.48	9.61* ± 0.62	3.67 ± 0.38	3.27 ± 0.38
Talla de gorgonias: altura máxima (cm) (X ± ES)	18.3 ± 1.5	18.6 ± 0.8	21.2 ± 1.09	30.20* ± 1.9

habanero, sometido a condiciones climáticas similares pero más alejados de la ciudad, como los de playa Herradura y los del Salado, se encontraron valores superiores de diversidad de especies y cubrimiento del sustrato por corales (Guardia y González-Sansón, 1997; Caballero y Guardia, 2003). De aquí se puede inferir que la contaminación o la sedimentación proveniente de las descargas de ríos o albañales que existen en la zona litoral estudiada aun generan condiciones

adversas capaces de limitar el desarrollo de los corales pétreos y reafirma que ambos arrecifes están sometidos a un nivel de estrés parecido.

La presencia de corales pequeños, pero sanos, puede ser un resultado contradictorio y difícil de interpretar. Por un lado, Coles y Brown (2003) plantean que los porcentajes de mortalidad reciente, enfermedades o blanqueamiento, son indicadores de salud de las colonias de coral y que éstos

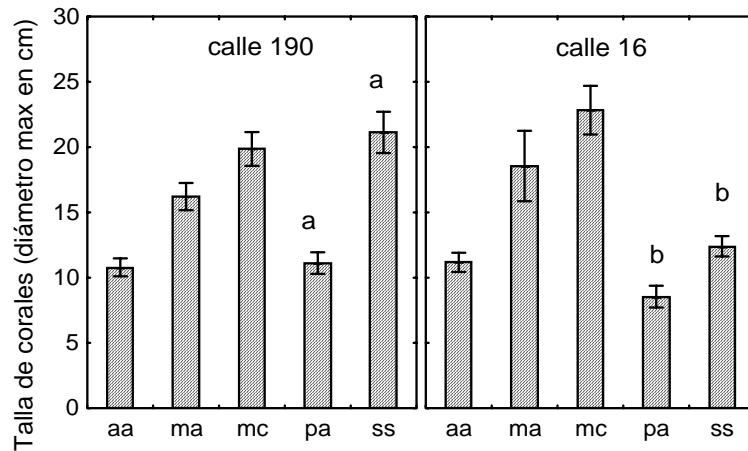


Fig. 2. Tallas medias de las especies de coral más abundantes en los arrecifes de calle 190 y calle 16. Las letras sobre la barra (media y error estándar) indican diferencias significativas según ANOVA.

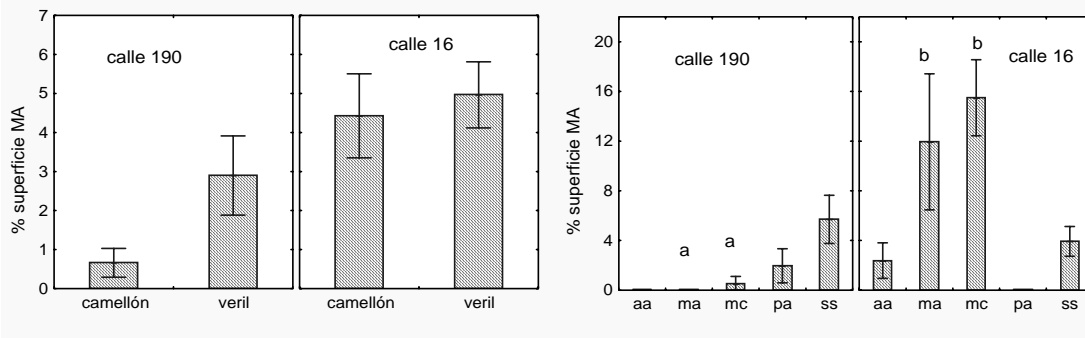


Fig. 3. Porcentaje de superficie de corales con mortalidad antigua (MA) para el grupo y para las especies más abundantes. Las letras sobre la barra (media y error estándar) indican diferencias significativas según ANOVA para cada especie por separado.

manifiestan valores altos bajo condiciones que afectan la resistencia y la inmunidad de las colonias de coral frente a patógenos. En los sitios de muestreo no se detectaron problemas de enfermedad o mortalidad grande de los corales. En general, los valores obtenidos para estos indicadores fueron menores que los encontrados por la iniciativa AGRRA (1997 al 2000) para el Caribe (Kramer, 2003). Por otro lado, las tallas medias fueron pequeñas y similares a las encontradas en zonas muy afectadas del litoral de Ciudad de La Habana (Guardia y González-Sansón, 2000). A su vez, fueron inferiores a las encontradas en arrecifes del Sur de Cuba (Alcolado *et al.*, 2004). Según los criterios de Pastorok y Bilyard (1985) y de Gleason (1996), las

tallas pequeñas pueden asociarse a un retardo en el crecimiento provocado por la sedimentación o a que las colonias no logran alcanzar edad avanzada, dada la presencia de condiciones adversas.

Para poder dar una interpretación a estos resultados se necesitan estudios que impliquen el seguimiento de colonias por largos periodos de tiempo. Sólo así, se podrá discriminar si las colonias se enferman y mueren rápidamente o si no crecen pero se mantienen sanas dado algún mecanismo inmunológico de resistencia que han desarrollado como adaptación a las condiciones adversas prevalecientes. Estudios puntuales en el tiempo pueden inducir a interpretaciones erradas, especialmente en esta zona donde el enriqueci-

miento por nutrientes es alto y el esqueleto muerto de los corales se coloniza rápidamente.

Las gorgonias no parecen haber respondido de forma evidente al impacto de la sedimentación o contaminación existente en el área. La densidad y talla promedio encontrada para las gorgonias en los dos sitios de estudio, fue semejante a la de otros arrecifes del litoral de Miramar, de Jibacoa-Guacanayabo y del Área Protegida de Cayo Coco (Varona, 2000; Hernández-Fernández, 2004). Aunque la talla y la densidad pueden no ser los mejores indicadores para detectar el impacto de la contaminación sobre gorgonáceos, observaciones cualitativas recientes (de las autoras) y cuantitativas de la década del los 80 (Herrera y Alcolado, 1986) ponen en evidencia que en la desembocadura del río Almendares y de la bahía de La Habana, las gorgonias son extremadamente raras o están ausentes, lo cual no sucede en los arrecifes frente a calle 16 y a calle 190. Se recomienda el estudio de la composición por especies, el cual parece ser un indicador más sensible y ha evidenciado la utilidad de este grupo para el monitoreo de la calidad ambiental.

González-Díaz *et al.* (2003) realizaron en 1999 un estudio de las comunidades de corales en el litoral de la Ciudad de La Habana. Estos autores incluyeron más de 20 sitios de muestreo desde la bahía de la Habana hasta zonas cercanas a la desembocadura del río Quibú, pero no evaluaron el arrecife frente a calle 190. Sus resultados permitieron clasificar al arrecife de frente a la calle 16 (cercano al río Almendares) entre los mejores conservados del litoral habanero. En el 2003 se encontró que, en comparación con los resultados obtenidos por González-Díaz *et al.*, (2003), no hubo variaciones en el valor de los indicadores estudiados y que la comunidad de corales en calle 190 (cercana del río Quibú) fue similar a la encontrada en calle 16. De aquí se puede inferir que el arrecife frente a calle 190 también está dentro de los mejores conservados del área. También se puede sugerir, que quizás estas zonas no se encontraban originalmente bajo una influencia importante de los vertimientos que fueron desviados por los emisarios hacia las profundidades. No obstante, las condiciones de degradación parcial encontradas en sus comunidades de corales sugieren que aun existen condiciones adversas, y que todavía no se detecta recuperación de los efectos de la disminución de la contaminación supuestamente producida por la instalación de los emisarios.

## REFERENCIAS

- Aguilar Betancourt, C y G. González-Sansón (2002): Ecología de la ictiofauna costera alrededor de la desembocadura del río Almendares (La Habana, Cuba). 1. Distribución espacial de la abundancia y la diversidad. *Rev. Invest. Mar.* (23)1:3-14.
- Alcolado, P., R. Ginsburg, S. González-Ferrer, P. Kramer, E. Guardia, J.C Lang, V. Kosminin, E.A Rodríguez, H. Caballero y M. Hernández (2004): AGRRA bentic assessment of coral reefs around the Cuban Archipelago (1999-2001). 10<sup>th</sup> International Coral Reef Symposium, Okinawa 2004.
- Caballero, H y E. de la Guardia (2003): Arrecifes de coral utilizados como zonas de colectas para exhibiciones en el Acuario Nacional de Cuba. I. Costa noroccidental de La Habana, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 24(3):205-220.
- Coles, S.L. y E.B. Brown (2003): Coral Bleaching-Capacity for Acclimatization and Adaptation. *Marine Biology* 46:183-223.
- Edmunds, P.J. (2002): Long-Term dynamics of coral reefs in St. John, U.S Virgin Islands. *Coral Reefs*. 21: 357-367.
- Gleason, M.G. (1996): Coral reeritment in Woorrea, French Polinesia: The importance of patch type and temporal variation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 207: 79-101.
- González-Díaz, P., E. de la Guardia y G. González-Sansón (2003): Efectos de efluentes terrestres sobre las comunidades bentónicas de arrecifes coralinos en el litoral de Ciudad de La Habana, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 24(3): 193 - 204.
- Guardia, E. de la y G. González-Sansón (1997): Asociaciones de esponjas, gorgonias y corales en el arrecife de coral de la costa noroccidental de Cuba. II: Variaciones espaciales de cubrimiento y la densidad. *Rev. Invest. Mar.* 18(3): 208 - 215.
- Guardia, E. de la y G. González-Sansón (2000): Asociaciones de corales gorgonias y esponjas del sublitoral Habanero al oeste de La Bahía de La Habana.I. *Rev. Invest. Mar.* 21(1-3): 1-8.
- Guardia, E. de la, P. González y J. Treyes (2001): Macrobentos del arrecife coralino adyacente al río Almendares, La Habana, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 22(3): 167-177.

Hernández-Fernández, L. (2004): Composición y estructura de las comunidades de octocorales del área Potegida Centro-Oeste Cayo Coco. Cuba. Universidad de La Habana, *Tesis de Maestría*, 43 pp.

Herrera, A. (1991): Efectos de la contaminación sobre la estructura ecológica de los arrecifes coralinos en el litoral habanero. Cuba, Instituto de Oceanología, *Tesis doctoral*, 123 pp.

Herrera, A. y P.M. Alcolado (1986): Estructura ecológica de las comunidades de octocorales en el litoral de Mariel y su comparación con el litoral habanero. *Ciencias Biológicas* 15: 55-75.

Herrera, A. y N. Martínez-Estalella (1987): Efectos de la contaminación sobre las comunidades de corales escleractíneos al Oeste de la Bahía de La Habana. Cuba, Instituto de Oceanología, *Reporte de Investigación* 62: 1-29.

Kramer, P. (2003): Synthesis of coral reef health indicators for the western Atlantic: Results of the AGRRA Program (1997-2000).. En Status of coral reefs in the western Atlantic: Results of initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program (J.C. Lang, ed.). *Atoll Research Bulletin* .496:1-57.

Ludwing, J.A y J.F. Reynolds (1988): *Statistical ecology*. John Wiley, New York, 337 pp.

Martínez-Estalella, N. y A. Herrera (1989): Estudio de la comunidad coralina del arrecife del Rincón de Guanabo, Cuba. Cuba, Instituto de Oceanología, *Reporte de investigación* 9: 3-11.

Pastorok, R. y G. Bilyard (1985): Effects of sewage pollution on coral-reef communities. *Marine Ecology-Progress Series*, 21: 175-189.

Pielou, E.C. (1975): Ecological diversity. Wiley-Interscience, New York, 165 pp.

Varona, G.T. (2000): Estructura ecológica de la comunidad de gorgonáceos en un arrecife del litoral Habanero. Universidad de La Habana, *Trabajo de Diploma*, 31 pp.

Weinberg, S. (1981): A comparison of coral reef survey methods. *Bijdragen tot de Dierkunde* 5(2):199-218.

Zar, J.H. (1996): *Biostatistical análisis*. Prentice may, New Jersey, 3ra Ed., 662 pp.

Zlatarski, V.N. y N. Martínez Estalella (1982): *Les Scléactiniales de Cuba avec des données sur les organismes associés. annez I*, Sofia, Editions de l'Academie bulgare des Sciences, 472 pp.

Aceptado : 5 de diciembre de 2006