

UNIVERSIDAD DEL MAR

Campus Puerto Escondido

División de Estudios de Posgrado



Maestría en Ciencias Genómicas

Líneas de Investigación:

- Biotecnología
- Genética y Genómica
- Sanidad animal

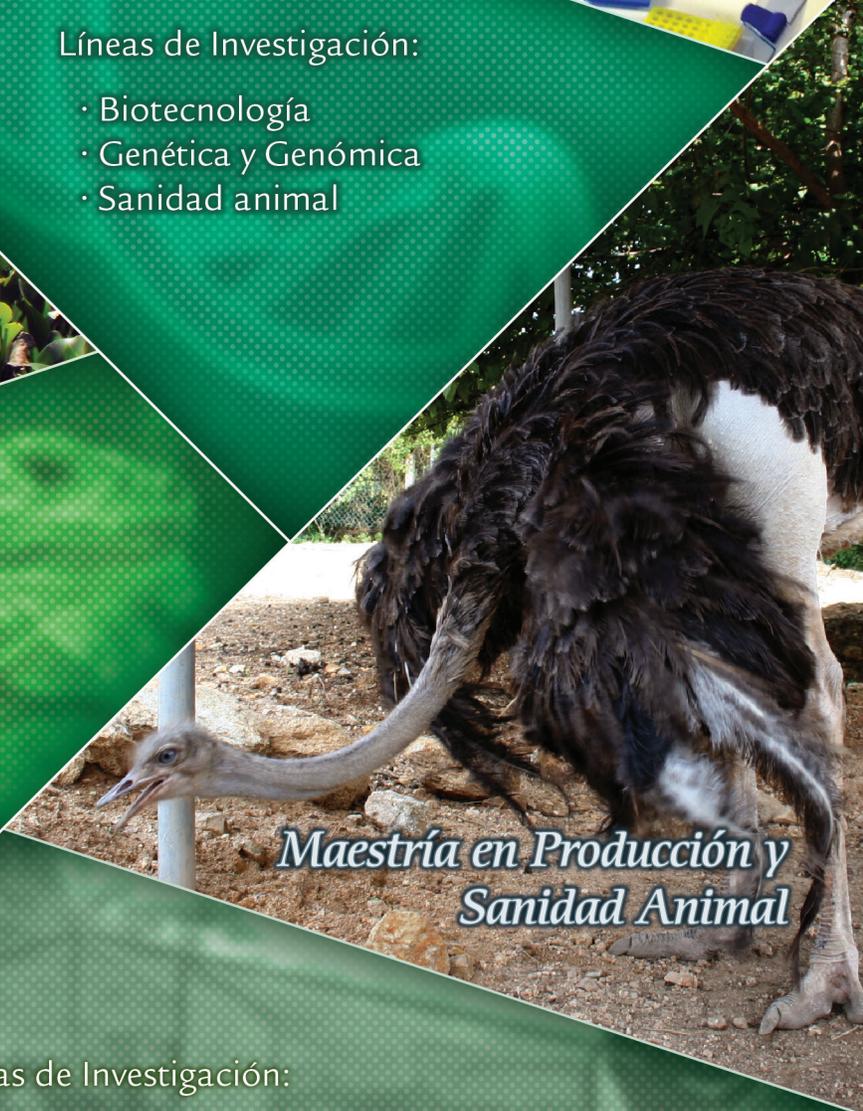


Maestría en Ciencias: Manejo de Fauna Silvestre

Líneas de Investigación:

- Ecología y Conservación de la Fauna silvestre
- Desarrollo sustentable
- Interacciones biológicas

Becas CONACYT



Maestría en Producción y Sanidad Animal

Líneas de Investigación:

- Producción animal en especies convencionales y no convencionales
- Socio-economía de la producción pecuaria
- Sanidad animal

Informes

Dr. Juan Francisco Meraz Hernando
Jefe de la División de Estudios de Posgrado
Tel. (958) 584 3057 Ext. 111
Fax (958) 584 3078
sula@angel.umar.mx

www.umar.mx

La actividad microbiana en sedimentos superficiales de dos localidades del Saco del Golfo de Cariaco, Venezuela, durante los períodos de surgencia y transición

Irma Gómez*, Braightdoom Márquez**, Mary.I. Segnini de Bravo*** & Sioliz Villafranca***

Resumen

La actividad microbiana en sedimentos superficiales de dos localidades del Saco del Golfo de Cariaco, Venezuela, durante los períodos de surgencia y transición. *El estudio se realizó en el Saco del Golfo de Cariaco, una zona somera de gran importancia ecológica y económica, ubicada en la región nororiental de Venezuela. La presente investigación tuvo como objetivo determinar la actividad microbiana en sedimentos superficiales de dos localidades del Saco del Golfo de Cariaco (Chiguana y Muelle de Cariaco) durante los períodos de surgencia y transición. Varios parámetros microbiológicos: biomasa microbiana, actividad de la deshidrogenasa, respiración basal, hidrólisis del diacetato de fluoresceína y el cociente metabólico fueron empleados en la determinación de esta actividad. En cada localidad se establecieron tres estaciones de muestreo, en cada una de ellas un transecto con cinco puntos de muestreo. En cada punto se tomaron muestras compuestas (triplicado) de sedimento superficial (0-10 cm). Los resultados indicaron que durante el período de surgencia existe una mayor biomasa microbiana tanto en Chiguana como en Muelle de Cariaco (198.77 ± 6.46 y 146.31 ± 12.61 mg Cmic kg⁻¹sedimento, respectivamente). La actividad de la deshidrogenasa indicó que existe un predominio de poblaciones heterotróficas anaeróbicas durante este período (577.81 ± 71.34 y 147.33 ± 38.59 µg de TFF g⁻¹sedimento 24h⁻¹, respectivamente). La RB indicó que las poblaciones heterotróficas aeróbicas dominan durante el período de transición y que es mayor en Chiguana (85.60 ± 7.01 mgC-CO₂ kg⁻¹ 24h⁻¹). El cociente metabólico reflejó que durante la surgencia la biomasa microbiana es más eficiente en la utilización del carbono en*

Abstract

Microbial activity in superficial sediments of two localities of the Sack of Cariaco Gulf, Venezuela, during the up welling and transition periods. *The study was carried out in the Sack of Cariaco Gulf, a shallow area of great ecological and economic importance, located at the northeastern region of Venezuela. The objective of this research was to determine the microbial activity in superficial sediments of two localities of the Sack of Cariaco Gulf, Venezuela, during the up welling and transition periods. Various microbiological parameters were employed to determine this activity: microbial biomass, dehydrogenase activity, fluorescein diacetate hydrolysis and metabolic quotient. Three sampling areas were established in each studied locality. A transect with five sampling points was fixed in each of the three selected areas. Superficial sediment samples (0-10 cm) were collected by triplicate in each sampling point. The results indicated that during the upwelling period exist a highest microbial biomass in Chiguana and Muelle de Cariaco localities (198.77 ± 6.46 y 146.31 ± 12.61 mg Cmic kg⁻¹sediment, respectively). The dehydrogenase activity indicated that there is a predominance of heterotrophic anaerobic populations during this period (57.81 ± 71.34 and 147.33 ± 38.59 µg de TFF g⁻¹ sediment 24h⁻¹, respectively). The RB indicated that aerobic heterotrophic populations dominate during the transition period, and they are higher in Chiguana locality (85.60 ± 7.01 mgC-CO₂ kg⁻¹ 24h⁻¹). The metabolic quotient during upwelling period reflected that microbial biomass is more efficient in the use of carbon in*

* Lab. de Investigaciones Biológicas, Universidad de Oriente, Anzoátegui, Venezuela; irmagomez52@hotmail.com.

** Lab. Ecología del Zooplankton Marino, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Sucre, Venezuela; bmarquez2001@gmail.com.

*** Lab. de Ecología Química, Instituto Oceanográfico de Venezuela. Sucre, Venezuela; msegnini@gmail.com, sovillafranca@yahoo.com.

ambas localidades. La hidrólisis del diacetato de fluoresceína confirmó que ocurre una mayor actividad heterotrófica durante la surgencia costera, especialmente en Chiguana ($45.03 \pm 7.14 \mu\text{g}$ de fluoresceína g^{-1} sedimento 24h^{-1}). En general los resultados reflejan que la predominancia de la flora microbiana y su actividad en los sedimentos de Chiguana y Muelle de Cariaco está determinada en gran parte por las temporadas de surgencia y transición. Este efecto es más marcado en la localidad de Chiguana. La correlación entre la biomasa microbiana, el carbono orgánico total, la actividad de la deshidrogenasa y la hidrólisis del diacetato de fluoresceína, refleja que estos parámetros son indicadores eficientes de cambios en la biomasa microbiana y su actividad por efecto de la variación temporal y las zonas de estudio.

Palabras clave: Biomasa microbiana, actividad microbiana, El Saco del Golfo de Cariaco, sedimentos superficiales, Venezuela.

both localities. The Hydrolysis of fluorescein diacetate confirmed that a greater heterotrophic activity occurs during upwelling period, especially in Chiguana zone ($45.03 \pm 7.14 \mu\text{g}$ de fluorescein g^{-1} sediment 24h^{-1}). In general, the results show that the predominance of microbial flora and its activity in the sediments of Chiguana and Muelle of Cariaco localities are largely determined by the upwelling and transition periods. This effect is most marked in Chiguana locality. The correlation between the microbial biomass, total organic carbon, dehydrogenase activity and fluorescein diacetate hydrolysis, reflected that these parameters are effective indicators of changes in microbial biomass and its activity as a result of the temporal variability and the study zones.

Key words: Microbial biomass, microbial activity, surface sediments, the Sack of Cariaco Gulf, Venezuela.

Introducción

El golfo de Cariaco es un ecosistema geográficamente semicerrado ubicado en la región nororiental de Venezuela, entre los $10^{\circ} 36' 00''$ - $10^{\circ} 26' 20''$ Lat. N y los $64^{\circ} 36' 00'$ y $63^{\circ} 38' 20''$ Long. O (Caraballo 1982). Presenta comunicación con el mar Caribe a través de su boca que tiene un ancho aproximado entre 5 y 5.5 km. Sus dimensiones de largo y ancho son aproximadamente 62 km y 15 km, respectivamente, con una profundidad promedio de 50 m y una máxima de 90 m (Okuda *et al.* 1978), tiene un volumen estimado de 31.5 Km^3 (Okuda 1981). Presenta tres plataformas someras (0-30 m): una en la costa noroeste (Pariche-Manicuaire), netamente marina; otra en la costa suroeste (Cumaná- El Penón) de aguas someras estuarinas (ambas ubicadas en la entrada del Golfo); y la tercera ubicada hacia el Este de El Saco del Golfo de Cariaco (SGC). El Golfo de Cariaco constituye uno de los 5 sectores que conforman el área total de distribución y de pesca en el nororiente de Venezuela (Guzmán *et al.* 1998, Quintero *et al.* 2002, Márquez *et al.* 2005). Su extremo oriental, el Saco del Golfo de Cariaco (SGC) presenta 9 km de ancho y 17 km de largo y aproximadamente unos 40 metros de profundidad (Martínez *et al.* 2011a). Es considerado como un refugio de fauna, con

una gran importancia desde el punto de vista socio-económico y ecológico (Márquez *et al.* 2005). Es uno de los sistemas más productivos, caracterizado por eventos de afloramiento, los cuales son los fenómenos de renovación de las aguas superficiales menos densas y pobres en nutrientes, por la emersión de aguas subsuperficiales más frías de la fosa de Cariaco, ricas en nutrientes (Richards 1975, Okuda *et al.* 1978). Este fenómeno se conoce como surgencia costera, ocurre periódicamente y está asociado con la época de sequía, generalmente de diciembre-abril, en ocasiones hasta Mayo (Okuda 1982) e íntimamente relacionado con los regímenes de vientos alisios, que soplan en dirección NNE-ENE (Okuda *et al.* 1978), son vientos que tienen baja velocidad y actúan por cortos períodos de tiempo (Quintero & Lodeiros 1996). Los datos aportados por "The weather history for Cumaná, Venezuela" (Anónimo 2010) para la fecha comprendida entre el 15-31 de marzo de 2010, muestran que los vientos alisios alcanzaron una velocidad promedio 4.76 m seg^{-1} ; mientras que el valor promedio de la velocidad del viento alcanzada entre el 15 y 31 de mayo fue de 3.10 m seg^{-1} . Específicamente para el primer período de muestreo (17 de marzo), la velocidad del viento fue de 3.89 m seg^{-1} y para el segundo

período de muestreo, el 27 de Mayo del mismo año, la velocidad del viento fue de 2,5 m seg⁻¹. Se ha señalado que cuanto más fuerte es la velocidad del viento, mayor es el efecto que éste ejerce sobre la superficie oceánica, y mayor la profundidad de la que procede el agua cargada de nutrientes (Castellanos et al. 2002). Este efecto estimula el desarrollo fitoplanctónico (Okuda et al. 1978, Gómez 1996) y la acumulación partículas de sedimentos que se depositan sobre la Plataforma Continental, constituyendo así la riqueza del fondo marino (Bonilla et al. 1995). Los eventos de surgencia cesan cuando los vientos dejan de ser favorable (Febres & Herrera 1975). Esta temporada está seguida por una época de transición (Okuda 1981).

Como es ampliamente conocido, los sedimentos son un componente ecosistémico muy importante, formado por un conjunto de materiales sólidos no consolidados, constituidos por partículas de diferentes tamaños, acumulaciones de material detrítico, minerales precipitados químicamente y materia orgánica, la cual es fuente energética primaria en ecosistemas acuáticos (Bonilla et al. 2003), además constituyen un sitio importante de mineralización y reciclaje de nutrientes (Nedwel 1982, Parkes et al. 1990, Sestanovic et al. 2005). En los sedimentos la materia orgánica tiene diversas fuentes: naturales y exógenas antrópicas, y en éstos, los procesos bióticos y abióticos inciden y controlan los cambios diagenéticos que conllevan a una transformación biogeoquímica y geocológica del sedimento (Bonilla 1993, Bonilla et al. 1995 y Bonilla, et al. 2003). En el Golfo de Cariaco, el material detrítico proviene: 1) de las rocas sedimentarias de la formación Frontado en el extremo oriental del Golfo y de las formaciones Caigüire y Cumaná en el área litoral suroccidental, 2) del material calcáreo de organismos planctónicos y bentónicos y 3) del material proveniente de los cursos de agua que en él desembocan. El río Carinicua desemboca en el extremo este del SGC y las quebradas Oricoto y López, en el sur; éstas constituyen junto con los efluentes domésticos de la localidad de Cariaco, las lluvias y las escorrentías limnicas una fuente proveedora de gran parte del material

sedimentario depositado en él (Carballo 1982, Fuentes et al. 2010). El contenido de materia orgánica disuelta y particulada, estimada como COT, constituye un factor preponderante en la actividad microbiana de los sedimentos, ya que ésta determina la tasa de remineralización de la materia orgánica (Fenchel et al. 1988, Goutam & Ramanathan 2013), canalizando la mayor parte de la materia y la energía en estos ecosistemas (Cole 1999).

La actividad microbiana en los sedimentos puede ser determinada a través de diversos parámetros microbiológicos, dentro de los cuales destaca la biomasa microbiana (Meyer-Reil & Koster 1992, Goutam & Ramanathan 2013). Los estudios basados sobre este parámetro aportan información fundamental para conocer la dinámica microbiana y los factores que la afectan, ya que ésta es muy sensible a las perturbaciones naturales y antrópicas (Dick 1994). Es por ello que su estudio constituye un reflejo de la salud de los ecosistemas (Adams & Duncan 2001).

La biomasa microbiana cumple importantes funciones en los sedimentos marinos ya que actúa como un agente de transformación del detritus, además de constituir una fracción importante de la materia orgánica sedimentaria (Findlay et al. 1989). Por otro lado, suele ser empleada para predecir a corto plazo la tendencia de la materia orgánica en suelos y sedimentos (Nannipieri 1994). El carbono de la biomasa microbiana (Cmic), determinado por el método de la respiración inducida por sustrato (RIS), se basa en la respuesta fisiológica de los microorganismos ante la adición de un sustrato fácilmente asimilable como la glucosa (Anderson & Domsch 1978), por lo que la tasa de respuesta inicial a la misma, es la máxima actividad respiratoria de la microflora, la cual está solamente limitada por la cantidad de microorganismos (Anderson & Domsch 1978). Esta respuesta es proporcional a tamaño de la biomasa microbiana y expresa su componente activo, ya que los microorganismos en fase latente no son incluidos en esta medición (Priha & Smolander 1994).

La actividad microbiana en los sedimentos también puede ser estimada a través de

parámetros como el transporte de electrones (Pamatmat *et al.* 1981), tal es el caso del sistema de las deshidrogenasas (Casida 1977). En la determinación de este parámetro se involucra todo un complejo enzimático, el cual es parte integral de las células intactas; razón por la que estas enzimas no se acumulan en un medio extracelular (Makoi & Ndakidemi 2008). En la determinación de la actividad de la deshidrogenasa (DHS), el cloruro de trifeniltetrazolium (CTT), empleado como sustrato, en ausencia de oxígeno, actúa como aceptor de electrones, los cuales son producto de reacciones metabólicas intermedias; por lo que la cuantificación de la actividad de esta enzima, constituye una medida del dinamismo microbiano y del potencial oxidativo de la biomasa microbiana en los sistemas anaeróbicos (Lenhard 1965, Pamatma & Bhagwat 1973).

La respiración basal (RB) desde el punto de vista ecológico es una medida de la actividad microbiana, la tasa de descomposición de la materia orgánica y de la calidad del carbono en el suelo (Anderson 1982, Saviozzi *et al.* 2001) y sedimentos. La respiración basal representa la oxidación de la materia orgánica por organismos que utilizan el oxígeno como aceptor final de electrones. Este parámetro resulta afectado entre otros factores por las condiciones ambientales (Alef & Nannipieri 1995).

Un parámetro indirecto relacionado a la tasa respiratoria es el cociente respiratorio para el CO₂ (qCO₂), también llamado cociente metabólico (Breland & Eltum 1999), el cual expresa la tasa de respiración específica por unidad de carbono de la biomasa microbiana, además de relacionar el tamaño de la biomasa microbiana con su actividad (Schnürer *et al.* 1985, Sparling 1997). Este parámetro responde oportunamente a las condiciones de estrés ambiental (Dilly 2001).

El diacetato de fluoresceína (DAF) es un sustrato que es degradado por las enzimas hidrolíticas extracelulares no específicas tales como proteasas, lipasas y esterases, entre otras, producidas por diferentes organismos descomponedores. Éste parámetro se ha propuesto como un indicador de la actividad hidrolítica

de la materia orgánica (Adams & Duncan 2001), y se ha empleado para determinar actividad microbiana en sedimentos (Battin, 1997, Gumprecht *et al.* 1995) y otros sustratos. Meyer-Reil & Koster (1992) propusieron que si más del 90% de la energía que fluye en el sistema suelo pasa a través de los microorganismos, entonces, medir la hidrólisis del DAF constituye una buena estimación de la actividad microbiana en el suelo o sedimentos.

Si se considera: 1) que los sedimentos son un componente clave en el funcionamiento de los ecosistemas marinos, por ser éstos reservorio de nutrimentos y hábitat de diversos grupos microbianos cuyas actividades determinan el ciclaje de la materia orgánica, 2) que en la temporada de surgencia, ocurre el afloramiento de aguas marinas ricas en nutrientes que fertilizan las aguas superficiales empobrecidas por el consumo biológico (Farías & Castro 2008), 3) y que ésta es una temporada que determina la productividad de los sistemas marino-costeros (Marín *et al.* 1993), se espera que durante este período, la actividad microbiana en los sedimentos estudiados sea mayor. De acuerdo a lo antes expuesto la presente investigación tuvo como objetivo determinar la actividad microbiana en sedimentos superficiales de dos localidades del Saco del Golfo de Cariaco (SGC) durante las temporadas de surgencia y transición.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Esta investigación fue llevada a cabo al Este de el Saco del Golfo de Cariaco (SGC), específicamente en la plataforma que se extiende desde la población de Pericantaro hasta la desembocadura del río Carinicua, la cual posee 9 km de ancho y 17 km de largo con una profundidad menor a 50 m (Márquez *et al.* 2011). Se seleccionaron dos localidades de muestreo: Chiguana, ubicada en la costa norte (10°29,10'N; 63° 39,22'W) y Muelle de Cariaco (10°28,43'N; 63° 39,22'W) en la costa sur del mismo. Algunas propiedades químicas de los sedimentos de estas zonas se muestran en la Tabla I. Los sedimentos provenientes de Chiguana se caracterizan por un

fuerte olor a H₂S, debido a la abundancia en esta zona de compuestos de azufre total (43,9 mg g⁻¹) el cual es precipitado como sulfuro de hidrógeno (Fuentes 2010). Se observa en la cercanía de esta zona, algunos caseríos y descargas fluviales del río Carinucua; mientras que en la localidad de Muelle de Cariaco, existe la presencia de pequeños bosques de manglares en adyacencias a la zona de muestreo.

Muestreo

El muestreo se llevó a cabo el 17 de Marzo y 27 de Mayo de 2010 (la primera, temporada seca, en la cual se registra la surgencia costera, y la segunda, temporada de lluvias, en la cual suele producirse el período de transición). En las localidades seleccionadas en la costa norte y sur del SGC, se establecieron tres estaciones separadas entre sí por una distancia de 50 m. En cada una de ellas se fijaron tres transectos separados a su vez por una distancia de 10 m. En cada transecto se establecieron cinco puntos de muestreo (mediante GPS, marca eTrex), en los cuales se tomaron por triplicado, muestras de sedimento superficial (0-10 cm) mediante el uso de una draga Van Ven con un área de 0.05 m² de superficie operativa. La profundidad de la columna de agua, en el lugar de muestreo, varió entre 0.50-1.0 m. Cada muestra de sedimento analizado por transecto fue el resultado de la combinación de 3 submuestras (muestras compuestas). Las muestras fueron refrigeradas a 4°C y transferidas al laboratorio hasta su posterior análisis.

Determinación de las características físico-química de los sedimentos

El peso seco de las muestras se determinó mediante el proceso de secado de 1 g de sedimento en una balanza de humedad Ohaus. Para el análisis granulométrico se empleó el método del hidrómetro Bouyoucos (Bouyoucos 1962) y la interpretación de los resultados a través del triángulo textural (Shepard 1954). El pH se estimó por el método potenciométrico, mediante el empleo de una mezcla de sedimento y agua destilada en una proporción de 1:5 respectivamente. La conductividad eléctrica se llevó a cabo por el método conductimétrico (Anónimo 1990). El contenido de carbono orgánico (COT) se obtuvo por el método Walkey-Black modificado por Anderson & Ingram (1993), el cual está basado en la oxidación incompleta del carbono orgánico por una mezcla oxidante de dicromato de potasio y ácido sulfúrico. Éste se determinó colorimétricamente a 660 nm. Los valores se expresaron en %. Adicionalmente, se determinó el oxígeno disuelto (OD) del agua según el método de Winkler (Strickland & Pearson 1972).

Determinación de la actividad microbiológica en sedimentos

El Cmic se determinó a través de la técnica de la respiración inducida por sustrato (Anderson & Domsch 1978) mediante el empleo de una trampa de álcali (NaOH 0.1 N) colocada en el interior de un frasco con tapa de rosca que contiene 50g de sedimentos mezclados con 400 mg de glucosa. Éstos se incubaron por 4

Surgencia					
Localidad	Textura (%) Arena limo arcilla	pH	Conductividad (ms/cm)	COT (%)	Oxígeno disuelto (mg/l)
Chiguana	77.0 19.7 7.8	7.80±0.16	69.80±0.5	1.92±1.48	5.30
Muelle de Cariaco	50.2 46.0 3.8	8.27±0.18	81.88±11.71	0.44±0.24	5.0
Transición					
Chiguana	77.8 16.2 6.8	8.24±0.11	60.19±11.10	0.92±1.18	7.50
Muelle de Cariaco	48.7 47.3 4.0	8.30±0.13	71.30±0.92	0.38±0.50	7.68

Tabla I. Composición textural, contenido de carbono orgánico total (COT), pH y conductividad en los sedimentos, contenido de oxígeno en las aguas superficiales de las localidades de Chiguana y Muelle de Cariaco en el Saco del Golfo de Cariaco.

hr a 22°C. Los valores fueron obtenidos por titulación con HCl 0.1N y expresados en mg Cmic kg⁻¹ sedimento.

La DHS se llevó a cabo por el método descrito por Casida (1977). La anegación del sedimento durante el ensayo, disminuye la disponibilidad del oxígeno atmosférico y suprime la tasa a la cual los microorganismos descomponen la materia orgánica aeróbicamente (Krebs 2003); por lo que a través de este parámetro se determinó la actividad microbiana anaeróbica presente en los sedimentos. El trifenil-tetrazolium cloruro (TTC) fue usado como aceptor artificial de electrones. El compuesto coloreado formado, el trifenilformazan (TFF), fue extraído con metanol hasta agotamiento. El contenido de TFF se determinó colorimétricamente a 485 nm y los resultados se expresaron en µg de TFF g⁻¹ sedimento 24hr⁻¹.

La RB se determinó según el método descrito por Alef & Nannipieri (1995). Se llevó a cabo mediante el mismo procedimiento empleado en la determinación de la respiración inducida por sustrato (RIS), omitiendo la incorporación de la glucosa. El tiempo de incubación fue de 24 hrs. Los resultados se expresaron en mg C-CO₂ kg⁻¹ sedimento 24 hr⁻¹.

Los valores del qCO₂ se obtuvieron mediante el cálculo de la relación entre el CO₂ emitido durante la respiración basal y el Cmic determinado a través de la RIS (Anderson & Domsch 1985). Este fue expresado en mg (C-CO₂ (mg Cmic -24hr)⁻¹).

La hidrólisis del DAF se determinó por el método descrito por Adams & Duncan (2001). A 1.0 g de sedimento se le añadieron 15 ml del buffer fosfato de potasio (60 Mm) pH 7.6 y 0.2 ml de una solución de diacetato de fluoresceína (1000 µg ml⁻¹) como sustrato. Las muestras se incubaron por 1 hr a 30°C. 15 ml de una solución de cloroformo/metanol (2:1 v/v) fueron empleados para detener la reacción. La fluoresceína extraída fue determinada a 490 nm. Los resultados fueron expresados en µg de fluoresceína g⁻¹ sedimento hr⁻¹.

Para establecer las relaciones entre los parámetros obtenidos en los sedimentos superficiales de Chiguana y Muelle de Cariaco durante los

períodos de surgencia y transición, se empleó el análisis de varianza (ANOVA). La normalidad de los datos se determinó mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov. La prueba a posteriori empleada para comparaciones múltiples fue la Prueba Scheffe. La correlación existente entre los diversos parámetros estudiados se determinó a través del coeficiente de correlación de Pearson. Los análisis se realizaron utilizando programa SPSS versión 17.0 (Visauta-Vinacua 1997).

Resultados

Características Generales de los sedimentos

La Tabla 1 muestra las características texturales, pH, contenido de carbono orgánico total (COT) y conductividad de los sedimentos estudiados; además muestra el contenido de oxígeno de las aguas de las localidades de Chiguana y Muelle de Cariaco durante las temporadas de surgencia y transición.

El análisis granulométrico mostró que la localidad Chiguana, en la costa norte del SGC, posee sedimentos con textura arenosa. Son sedimentos de color oscuro y olor desagradable, característico de la presencia de H₂S; mientras que los sedimentos en Muelle de Cariaco, en la costa sur presentaron textura areno-limosa. El pH de los sedimentos de Chiguana varió de 7.80±0.16 a 8.24±0.11 durante los períodos de surgencia y transición, respectivamente, y en Muelle de Cariaco la variación fue de 8.27±0.18 - 8.30±0.13 para los mismos períodos. La conductividad eléctrica en los sedimentos varió en Chiguana de 69.8±0.5 a 60.19±11.10 mS/cm y en Muelle de Cariaco de 81.88±11.71 a 71.30±0.92 mS/cm durante las temporadas de surgencia y transición, respectivamente.

El contenido de COT presente en los sedimentos de las localidades seleccionadas en el SGC varió significativamente de acuerdo al sitio de estudio (ANOVA: F₁ = 301.137, p<0.001) y a las temporadas climáticas (ANOVA: F₁ = 4.651, p<0.05). Los valores medios del COT obtenidos en Chiguana fueron mayores. Durante la surgencia costera, este valor fue de 1.92± 1.48 % y en transición éste fue 0.92 ±1.18 % (Tabla I); mientras que en Muelle de Cariaco, los

valores obtenidos durante los períodos de surgencia y transición fueron más bajos ($0.44 \pm 0.24\%$ y $0.38 \pm 0.50\%$, respectivamente). La Tabla I también muestra los valores de oxígeno disuelto del agua de las zonas de estudio, el cual varió entre 5.0 y 7.68 mg/l, y su menor concentración ocurrió durante la temporada de surgencia, tanto en Chiguana (5.30 mg/l) como en Muelle de Cariaco (5.0 mg/l).

Parámetros microbiológicos

El Cmic varió significativamente entre las temporadas climáticas (surgencia y transición) (ANOVA: $F_1 = 91.915$, $p < 0.001$) y entre las localidades estudiadas (Chiguana y Muelle de Cariaco) (ANOVA: $F_1 = 26.271$, $p < 0.001$). El Cmic fue mayor en la localidad de Chiguana, varió de 198.77 ± 6.46 mg Cmic kg^{-1} sedimento a 107.53 ± 18.34 mg Cmic kg^{-1} sedimento durante los períodos de surgencia y transición, respectivamente; mientras que los valores medios para los sedimentos estudiados en la localidad de Muelle de Cariaco, fueron $146.31 \pm$ mg Cmic kg^{-1} s y 83.47 ± 11.88 mg Cmic kg^{-1} s, respectivamente (Fig. 1A).

La actividad de la DHS difirió significativamente con respecto a las temporadas climáticas (ANOVA: $F_1 = 697.209$, $p < 0.001$) y entre las localidades de estudio (ANOVA: $F_1 = 697.209$, $p < 0.001$). Ésta fue mayor en los sedimentos de Chiguana ($577.81 \pm$ μ g TPF g^{-1} sedimento) durante el período de surgencia y disminuyó drásticamente durante la temporada de transición (6.67 ± 1.29 μ g TPF g^{-1} sedimento). Un patrón similar se observó para los sedimentos de Muelle de Cariaco, en los cuales la actividad de la DHS fue de 147.32 ± 38.59 μ g TPF g^{-1} sedimento en surgencia y de 4.40 ± 1.63 μ g TPF g^{-1} sedimento durante el período de transición (Fig. 1B).

Los valores de la RB también variaron significativamente durante surgencia y transición (ANOVA: $F_1 = 58.541$, $p < 0.001$) y entre las localidades de estudio (ANOVA: $F_1 = 246.103$, $p < 0.001$); pero en contraste a la tendencia mostrada por los parámetros anteriores, estos valores fueron mayores durante el período de transición tanto en Chiguana (85.60 ± 7.01 mg C-CO₂ kg^{-1} sedimento 24 hr⁻¹) como en Muelle

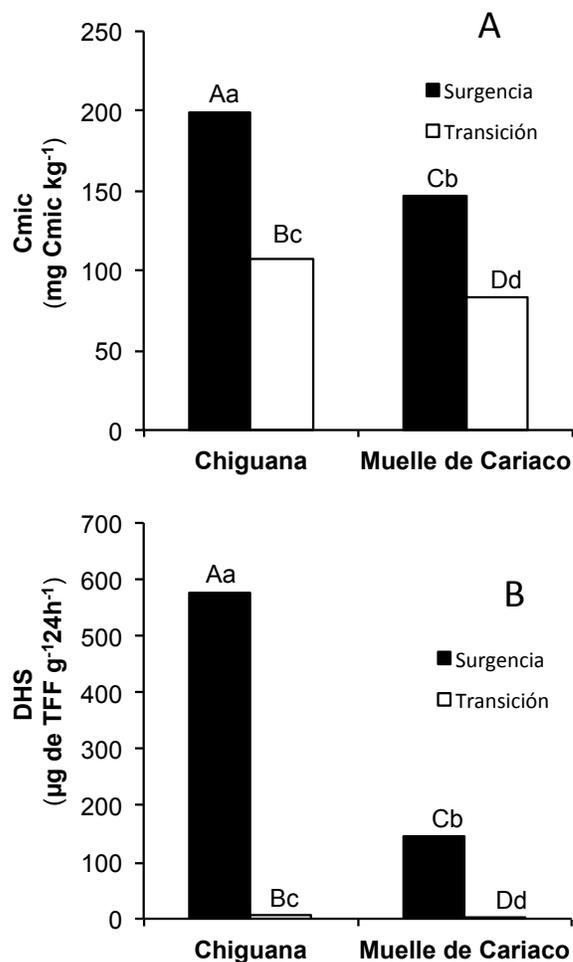


Figura 1. Efecto de la variabilidad temporal (surgencia y transición) y la zona de muestreo (Chiguana y Muelle de Cariaco) sobre el carbono microbiano (A) y la actividad de la deshidrogenasa (B) en sedimentos superficiales del Saco del Golfo de Cariaco. Las medias entre temporadas climáticas para una misma zona de muestreo, seguidas de letras mayúsculas iguales, no son significativamente diferentes. Las medias entre las zonas de muestreo, para una misma temporada climática, seguidas de letras minúsculas iguales, no son significativamente diferentes.

de Cariaco (43.36 ± 7.01 mg C-CO₂ kg^{-1} sedimento 24 hr⁻¹) en comparación con los valores obtenidos en surgencia para estas zonas (60.22 y 36.66 mg C-CO₂ kg^{-1} sedimento 24 hr⁻¹, respectivamente) (Fig. 2A). Una tendencia similar a la RB se observó en el qCO₂, el cual difirió significativamente con respecto a las temporadas de climáticas (ANOVA: $F_1 = 131.712$, $p < 0.001$) y entre las localidades estudiadas (ANOVA: $F_1 = 21.831$, $p < 0.001$). Los

valores del $q\text{CO}_2$ obtenidos para los sedimentos de Chiguana, fueron $0.82 \pm 0.17 \text{ mg (C-CO}_2 \text{ (mg Cmic -24hr)}^{-1})$ y $0.30 \pm 0.04 \text{ mg (C-CO}_2 \text{ (mg Cmic -24hr)}^{-1})$ para los períodos de transición y surgencia, respectivamente; mientras que los valores de este parámetro para la localidad de Muelle de Cariaco variaron de 0.53 ± 0.12 a $0.25 \pm 0.03 \text{ mg C-CO}_2 \text{ (mg Cmic -24hr)}^{-1}$ para los mismos períodos (Fig. 2B).

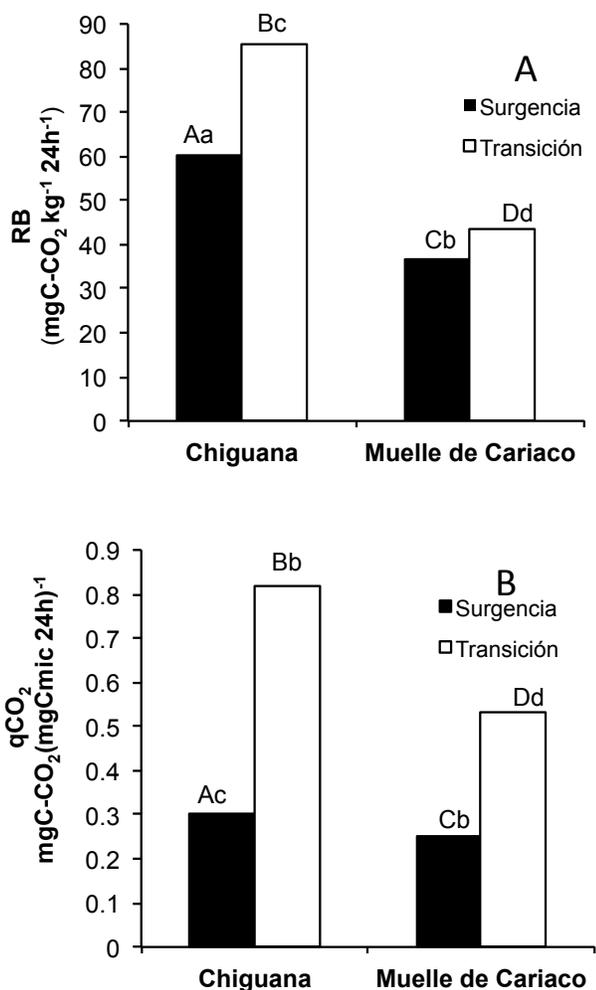


Figura 2. Efecto de la variabilidad temporal (surgencia y transición) y la zona de muestreo (Chiguana y Muelle de Cariaco) sobre la respiración basal (A) y el cociente metabólico (B) en sedimentos superficiales del Saco del Golfo de Cariaco. Las medias entre temporadas climáticas para una misma zona de muestreo, seguidas de letras mayúsculas iguales, no son significativamente diferentes. Las medias entre las zonas de muestreo, para una misma temporada climática, seguidas de letras minúsculas iguales, no son significativamente diferentes.

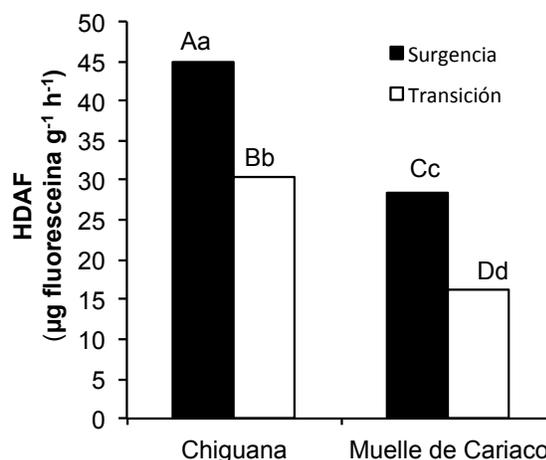


Figura 3. Efecto de la variabilidad temporal (surgencia y transición) y la zona de muestreo (Chiguana y Muelle de Cariaco) sobre la hidrólisis del diacetato de fluoresceína en sedimentos superficiales del Saco del Golfo de Cariaco. Las medias entre temporadas climáticas para una misma zona de muestreo, seguidas de letras mayúsculas iguales, no son significativamente diferentes. Las medias entre las zonas de muestreo, para una misma temporada climática, seguidas de letras minúsculas iguales, no son significativamente diferentes.

La HDAF (Fig. 3) mostró el mismo comportamiento observado para la Cmic y la DHS (Figs. 1 A y B). Los valores de la HDAF variaron significativamente con respecto a las temporadas climáticas (ANOVA: $F_1 = 38.638$, $p < 0.001$) y entre las localidades de Chiguana y Muelle de Cariaco (ANOVA: $F_1 = 49.950$, $p < 0.001$). Los valores obtenidos en los sedimentos de Chiguana durante los períodos de surgencia y transición variaron de 45.03 ± 7.14 a $30.35 \pm 9.88 \text{ µg de fluoresceína g}^{-1} \text{ sedimento hr}^{-1}$ y para Muelle de Cariaco esta variación fue de 28.50 ± 3.81 a $16.21 \pm 2.50 \text{ µg de fluoresceína g}^{-1} \text{ s hr}^{-1}$, respectivamente (Fig 3).

El análisis de Correlación de Pearson (Tabla II) muestra como el contenido de COT se correlacionó en forma significativa ($p < 0.001$) con todos los parámetros microbiológicos determinados excepto el $q\text{CO}_2$. El Cmic se correlacionó significativa y positivamente con el COT ($r = 0.489^{**}$), la DHS ($r = 0.852^{**}$) y con la HDAF ($r = 0.704^{**}$) y negativamente con el $q\text{CO}_2$ ($r = -0.578^{**}$). La DHS se correlacionó positivamente con el COT ($r = 0.512^{**}$), el Cmic ($r = 0.852^{**}$), la HDAF ($r = 0.704^{**}$) y negativamente con el

	COT	Cmic	RB	DHS	HDAF	qCO ₂
COT	-----					
Cmic	0.489**	-----				
RB	0.731**	- 0.048NS	---			
DHS	0.512**	0.852**	-0.035NS			
HDAF	0.695**	0.704**	0.250NS	0.747**	-----	
qCO ₂	0.218NS	-0.578**	0.730**	-0.571**	0.274NS	--

Valores de r significantes a ** p<0,001; ns= no significativo. (n=36)

Tabla II. Matriz de correlación de Pearson entre los diferentes parámetros microbiológicos (Cmic, RB, DHS, HDAF y qCO₂) y el contenido de carbono orgánico total (COT) determinados en los sedimentos superficiales las localidades de Chiguana y Muelle de Cariaco en el Saco del Golfo de Cariaco.

qCO₂ (r= - 0.571). La HDAF también mostró correlación positiva con el COT, el Cmic y la DHS (r= 0.695**, r= 0.704** y r= 0.747**, respectivamente). En contraste, la RB solo se correlacionó positivamente con el contenido de COT (r= 0.731**) y el qCO₂ (r= 0.730**). El qCO₂ a su vez se correlacionó negativamente con el Cmic (r=- 0.578**) y la DHS (r= - 0.571**) y positivamente con la RB (r= 0.730**).

Discusión

Es conocido que la influencia eólica de los vientos alisios del E-NE predominantes en el Golfo de Cariaco, condicionan la capa superficial del mar, en especial en lo que respecta a la dinámica, estratificación y variaciones estacionales de las masas de agua (Gordon 1967). En la región nororiental de Venezuela, la predominancia de los alisios del Este permite que existan condiciones favorables durante el año, para que se active la surgencia costera (Aparicio & Contreras 2003 *In*: Freón y Mendoza 2003). Una característica de este fenómeno es la fuerza con la cual los vientos alisios soplan en dirección E-NE arrastrando las capas superficiales del agua y permitiendo el afloramiento de aguas más frías y salinas ricas en nutrientes (Okuda 1982). Los datos aportados por la fuente meteorológica consultada revelan que la intensidad de la fuerza de los vientos alisios varió entre 3.61 y 6.67 m seg⁻¹ entre el 15 y 31 de marzo de 2010 (con promedio de 4,86 m seg⁻¹), tiempo suficiente para producir surgencia costera (ASTOR *et al.*, 2003). Similares resultados fueron reportados Aparicio & Contreras (2003 *In*: Freón y Mendoza 2003) quienes señalaron que durante la temporada de surgencia, la velocidad media del viento determinada por las estaciones

meteorológicas costeras de Venezuela, sobrepasaba los 4m s⁻¹ y alcanzó valores promedios máximos de aproximadamente 5 m s⁻¹ en marzo. Ferraz-Reyes (1987) y Okuda (1981) indicaron que las fluctuaciones en el patrón de los vientos causaban cambios en la intensidad de la surgencia y en la distribución estacional de la biomasa fitoplanctónica. Según los reportes de Okuda (1981, 1982), dado que la magnitud de la velocidad de los vientos alisios alcanzada durante el período de este estudio no superó en promedio la velocidad de 5.98 m seg⁻¹, permite inferir, que en esta surgencia afloraron a la superficie aguas subtropicales.

En relación a la textura de los sedimentos estudiados, la localidad de Chiguana, en la costa norte del SGC, presentó sedimentos con textura arenosa; mientras que los de Muelle de Cariaco, en la costa sur, presentaron textura areno-limosa. Estos resultados están en concordancia con los reportes de Quintero *et al.* (2006) y Fuentes (2010). Las diferencias texturales entre los sedimentos de ambas localidades están determinadas por procesos físicos de transporte. En el SGC el mecanismo de transporte predominante de las partículas de sedimento es la suspensión debido a la presencia de corrientes débiles y suave oleaje en la mayor parte de esta zona, en la cual la topografía y el efecto de amortiguamiento de los bosques de manglares no permiten el desarrollo significativo de los procesos hidrodinámicos (Hung & Hsu 2004, Martínez *et al.* 2011a). Todo esto promueve, un efecto de lavado y arrastre de materia orgánica fresca, lo que incide en una baja tasa de sedimentación (Martínez *et al.* 2011b). Una de las excepciones a este mecanismo de transporte en el SGC, ocurre en la

Chiguana, en la cual prevalece el mecanismo de tracción debido a la poca influencia de las corrientes marinas sobre la línea de la costa, lo que impide el transporte de los sedimentos más finos al fondo (Quintero *et al.* 2006).

En general, el carácter básico de los valores de pH registrados en los sedimentos en ambas localidades (Tabla I) evidencia la presencia de sustratos de naturaleza calcárea: organismos planctónicos y bentónicos, restos de conchas y corales que yacen en el fondo marino. El débil valor alcalino de pH (7.80 ± 0.16) determinado en los sedimentos de la localidad de Chiguana, respecto al de Muelle de Cariaco (pH 8.27 ± 0.18), durante el período de surgencia, puede estar asociado a la degradación heterotrófica del material orgánico proveniente de los productores primarios (Libes 1992); no obstante, también hay que considerar que las descargas del río Carinicuaó son una fuente de materia orgánica cuya degradación puede contribuir en la disminución del pH de esta zona (Martínez *et al.* 2011a). En general, los menores valores de conductividad (60.19 ± 11.10 mS cm^{-1} y 71.3 ± 0.92 mS cm^{-1}) presentes en los sedimentos de ambas zonas durante el período de transición, están relacionados al efecto de dilución del agua de mar, producto del aporte de agua dulce provenientes de las descargas fluviales y escorrentías.

Como se ha señalado anteriormente, la hidrodinámica costera del Golfo de Cariaco determina el drenaje de material detrítico, orgánico e inorgánico, que está en suspensión y que entra en los ecosistemas litorales (Bonilla *et al.* 1995). Ésta posee efectos marcados sobre la geoquímica marina, controlando los cambios diagenéticos en la columna de agua y sedimentos marinos, proporcionando nutrimentos para las bacterias, flora y fauna. Aunque en general, los valores del COT determinados en los sedimentos estudiados en ambas zonas fueron bajos ($0.38 \pm 0.50\%$ - $1.92 \pm 1.48\%$), están comprendidos dentro del intervalo de valores (0.06% - 2.30%) obtenidos para sedimentos superficiales del litoral nororiental del Golfo de Cariaco (Márquez *et al.* 2005); aunque fueron más bajos que los reportados por Bonilla & Lin (1979), Bonilla (1982), Velásquez (2005) y Fuentes (2010) para sedimentos superficiales de esta zona. Este bajo contenido de

carbono está también determinado en parte por, la tasa de sedimentación (Aller y Mackin, 1984), la cual en las zonas estudiadas es muy baja debido al efecto de la hidrodinámica sobre el lecho marino costero, ejerciendo un efecto de lavado y arrastre de la materia orgánica fresca. Esta baja tasa de sedimentación favorece la transformación rápida de la materia orgánica en la superficie del sedimento (De La Lanza 1986, Aston & Hewitt 1997).

El mayor contenido de COT presente en Chiguana en comparación a Muelle de Cariaco (Tabla I), puede estar asociado al origen de la materia orgánica (Hedges *et al.*, 1998), la cual en Chiguana, está dada por las descargas fluviales del río Carinicuaó, el sistema de corrientes dentro del golfo, el cual transporta diversos compuestos desde el litoral sur hasta el norte (Anónimo 2009), a los procesos de afloramiento, y en menor medida al continuo aporte de aguas servidas provenientes de los caseríos aledaños a la zona de muestreo. Por otro lado, el incremento estadísticamente significativo ($p < 0.001$) del COT observado en el período de surgencia, tanto en Chiguana como en Muelle de Cariaco (Tabla I), está relacionado al aumento de la biomasa planctónica que generalmente ocurre durante este período (Okuda *et al.* 1968, González-Lozano *et al.* 2006), la cual al morir, parte de ella pasa a formar parte de la materia orgánica presente en los sedimentos, constituyendo a su vez una fuente de energía para la biomasa microbiana residente en ellos (Astor & *et al.* 2003). Otros factores que provocan variaciones en el contenido de COT en los sedimentos son: la presencia de algas o fauna (Marchand *et al.* 2004), los niveles de oxigenación de la columna de agua (Canfield 1994) y la dinámica microbiana (Lee 1994). Como es sabido, el oxígeno molecular disuelto en el agua define la mayoría de los procesos biológicos en los ecosistemas acuáticos y también es un indicador de los procesos físicos que se suceden en ellos (Elguezabal 2003). El menor contenido de oxígeno disuelto observado durante la temporada de surgencia (Tabla I) en ambas zonas de estudio, sugiere la ocurrencia de una mayor actividad microbiana, debida en parte por el aumento del contenido de carbono durante este período. En tanto que la mayor concentración de oxígeno disuelto presente durante el período de

transición tanto en Chiguana como en muelle de Cariaco (Tabla I), podría ser un reflejo del aporte y mezcla de aguas provenientes de lluvias, ríos y escorrentías, y la velocidad de aireación. Martínez *et al.* (2011a) han informado sobre un incremento en la concentración de oxígeno disuelto (2.43-9.87 mg/l) en las aguas superficiales del sector oriental del Golfo de Cariaco durante este período.

Parámetros microbiológicos

Hasta la fecha no existen registros sobre estudios de la determinación de la biomasa microbiana en sedimentos del Golfo de Cariaco y son muy escasos los realizados en otros cuerpos de agua en Venezuela, lo que dificulta su comparación. El conocimiento sobre la actividad microbiana en los sedimentos es importante, ya que da información sobre la tasa de remineralización de nutrientes (Fenchel *et al.* 1988) y/o la preservación del carbono (Powlson 1994 In: Ritz *et al.* 1994). El intervalo de valores del Cmic (83.47-198.77 mg Cmic kg⁻¹sedimento) obtenidos en esta investigación resultó muy cercanos a los informados por Paolini & Sánchez-Arias (2008) en sistemas de manglares de Colombia y Sánchez-Arias *et al.* (2010) en la laguna de la Restinga, Venezuela. Por otro lado, la variación de la biomasa microbiana con respecto a las temporadas climáticas (Fig. 1A), confirma los reportes de Poret-Peterson *et al.* (2007) quienes han señalado que en ambientes costeros y de humedales, los cambios en las variaciones ambientales tienen efecto sobre la variación de la biomasa microbiana.

El mayor contenido de Cmic que se registró durante el período de surgencia, en ambas localidades estudiadas (Fig. 1A), podría estar relacionado al aporte de materia orgánica proveniente de las diferentes descargas de esta zona. Martínez *et al.* (2005) informaron que las mayores concentraciones de materia orgánica en el Golfo de Cariaco se encontraban en el sector central y costa norte del saco del golfo y que la misma, está relacionada a las descargas del río Carinicuaio y a la productividad del ecosistema. El fitoplancton al morir pasa a formar parte de los compuestos carbonados presentes en los sedimentos, estimulando las bacterias heterotróficas. Una estrecha relación entre la abundancia fitoplanctónica, su biomasa, y la abundancia de

bacterias heterotróficas en aguas superficiales ha sido informada por Abarzúa *et al.* (1995). Estas bacterias desempeñan un papel fundamental en la degradación de la materia orgánica en los ecosistemas acuáticos, ya que constituyen la base de las cadenas tróficas detritívoras (Álvarez 2005). Entre este grupo de bacterias, las anaeróbicas juegan un papel fundamental (Pamatmat & Bhagwat, 1973), ya que son los principales microorganismos implicados en las últimas fases de la degradación de la materia orgánica, y son las responsables de degradar más del 53% de la misma en ambientes marino-costeros (Torres *et al.* 2006). El fuerte olor a H₂S característico de los sedimentos presentes en Chiguana, permiten inferir, que en esta zona se lleva a cabo una intensa actividad sulfato-reductora encargada principalmente de la descomposición del detrito, elemento importante en las cadenas alimenticias marino-costeras (Lacerda *et al.* 2002). Cuando la materia orgánica es depositada en los sedimentos marinos, estas bacterias tienen la capacidad de activar el sulfato que penetra en los sedimentos desde el agua subyacente y reducirlo a sulfuro de hidrógeno (Fuentes 2010). En los océanos y zonas costeras la sulfato-reducción es el metabolismo dominante. Es importante señalar, que las bacterias metanogénicas también cumplen en esta fase un papel preponderante (Gibson 1990).

La mayor actividad de la DHS registrada durante la temporada de surgencia en los sedimentos de Chiguana y Muelle de Cariaco, en especial en los sedimentos de Chiguana (Fig. 1B), es un reflejo de una mayor actividad oxidativa (Von Mersi & Schinner 1991, García *et al.* 1994), la cual ha sido asociada a la fracción lábil del carbono representada por la biomasa microbiana (García *et al.* 1997), parámetro que fue mayor durante esta temporada climática (Fig. 1A). El afloramiento de aguas ricas en nutrientes que acompaña a este período (Richards 1975, Okuda *et al.* 1978) y que enriquece el fondo marino, se convierte en una importante fuente nutricional para los organismos bénticos heterotróficos (Lochte & Turkey 1988, Pfannkuche *et al.* 2000), promoviendo la actividad microbiana. Pamatmat & Bhagwat (1973) informaron que cuando una cantidad de materia orgánica fácilmente degradable está presente, ocurre un rápido incremento de la

actividad de la deshidrogenasa. Por otro lado, tanto en Chiguana como en Muelle de Cariaco, se registró la menor concentración de oxígeno disuelto (5.0-5.3 mg/l, respectivamente) en las aguas de esta zona durante la temporada de surgencia (Tabla I), condiciones que favorece el desarrollo de las poblaciones microbianas anaeróbicas (Trevors 1984). Bajo estas condiciones las bacterias pueden utilizar otros compuestos oxidados como agentes receptores de electrones tales como NO_3^- , MnO_2 , FeOOH , SO_4^{2-} y CO_2 creando condiciones de reducción y formando compuestos químicos tales NO_2^- , CH_4 y H_2S , (Stainer *et al.* 1984), siendo este último el olor característico de los sedimentos de Chiguana.

La actividad respiratoria aeróbica en ambientes marinos está determinada por varios factores: la cantidad y calidad del carbono, la tasa de sedimentación, la profundidad de la columna de agua y la estratificación del oxígeno en los sedimentos (Canfield *et al.* 2005). La mayor respiración aeróbica (RB) obtenida en esta investigación (Fig. 2A), durante la temporada de transición, sugiere que las condiciones ambientales reinantes, tales como son las descargas fluviales, los aportes incorporados por la hidrodinámica costera del Golfo de Cariaco (Bonilla *et al.* 1995), las escorrentías y las aguas residuales procedentes de los caseríos cercanos tienen un efecto estimulante sobre la actividad microbiana, la cual también es favorecida por el proceso de aireación de las aguas durante este período, en las cuales los valores de oxígeno disuelto en la columna de agua fueron mayores (7.50 y 7.68 mg/l para Chiguana y Muelle de Cariaco, respectivamente, Tabla I).

Las diferencias ($p < 0.001$) en la actividad respiratoria que ocurre en los sedimentos de las localidades estudiadas durante las temporadas de surgencia y transición, sugieren que las condiciones ambientales propias de ambas temporadas, permiten el predominio de poblaciones microbianas con características metabólicas diferentes. Durante el período de transición predomina una comunidad microbiana que lleva a cabo una degradación aeróbica de la materia orgánica; mientras que durante la surgencia costera existe un predominio de organismos con un metabolismo

anaeróbico, aunque la co-existencia de estos grupos de bacterias, en ambos períodos, no es excluyente.

Los bajos valores del $q\text{CO}_2$ obtenidos durante el período de surgencia (Fig 2B), tanto en Chiguana (0.30 ± 0.04) como en Muelle Cariaco (0.25 ± 0.03), indican que durante este período climático, la biomasa microbiana es más eficiente en utilizar el carbono disponible para la biosíntesis celular, que para el mantenimiento de la respiración (Wardle & Ganhi 1995), lo cual se ve reflejado en los mayores valores obtenidos para el Cmic (Fig. 1A). Los valores más altos del $q\text{CO}_2$ en ambas localidades durante el período de transición, podrían reflejar una posible respuesta ante una menor calidad del carbono; o bien indicar una situación ante un estrés ambiental (Dilly 2001). Durante la surgencia costera los organismos muertos de la zona eufótica alcanzan los sedimentos, lo que hace que la concentración de la materia orgánica en sedimentos sea unas 104-105 veces mayor que en la columna de agua (Cuadra, 2011). Esta materia orgánica es una fuente de carbono de fácil degradación. En contraste, durante el período de transición, gran parte del carbono aportado a los sedimentos proviene de las escorrentías, restos vegetales y descargas aledañas en las cuales las fuentes de carbonos suelen ser más complejas requiriendo un gasto metabólico mayor para su oxidación. En general, para la degradación de la materia orgánica que entra en los sedimentos, se hace necesario la actividad de un consorcio de microorganismos hidrolíticos y/o fermentadores (Canfield *et al.* 2005), que liberan una variedad de enzimas extracelulares: enzimas que degradan carbohidratos, proteasas, lipasas y esterasas (Meyer-Reil & Koster 1992) las cuales juegan un papel fundamental en la degradación de la materia orgánica (Dilli & Nannipieri 1998). Se ha informado que este proceso constituye un paso limitante en la oxidación inicial del carbono (Meyer-Riel 1990), ya que una vez que es reducida la materia orgánica enzimáticamente a compuestos de bajo peso molecular, es cuando ésta puede ser utilizada por los organismos anaeróbicos empleando varios aceptores de electrones (Canfield *et al.* 2005). Ya que estas enzimas extracelulares también hidrolizan el diacetato de fluoriscéina (DAF), es posible determinar a

través de su hidrólisis la magnitud de la actividad heterotrófica en estos sedimentos (Kassen & Kleiner 2001).

La variación significativa ($p < 0.001$) de los valores de la HDAF entre los períodos climáticos y las localidades de estudio (Fig. 3), confirma que durante la temporada de surgencia existe un mayor potencial hidrolítico en los sedimentos superficiales de las localidades estudiadas, lo cual puede estar determinado por el aporte de diversos compuestos orgánicos durante esta temporada climática, factor que promueven una mayor actividad heterotrófica y por ende una mayor producción de enzimas extracelulares.

Correlaciones

El análisis del coeficiente de Pearson (Tabla II) reflejó el alto grado de correlación que existe entre el COT y el Cmic (0.489**), RB (0.731**), DHS (0.512**) y la HDAF (0.695**), lo cual sugiere que la actividad microbiana que se lleva a cabo en los sedimentos analizados, responde al contenido de COT existente en éstos durante los períodos estudiados. No obstante, el Cmic no se correlacionó con la RB ($r = -0.048$); y de igual manera, la DHS y la RB tampoco se correlacionaron entre sí ($r = -0.035$), lo cual permite inferir que en los sedimentos analizados existen poblaciones microbianas que usan diferentes rutas metabólicas para la obtención de energía y que producen productos finales distintos al CO_2 (Pamatmat *et al.* 1981, Aleff 1995). En Contraste, el Cmic se correlacionó en forma positiva y altamente significativamente con la DHS (0.852**), lo cual indica que en los sedimentos estudiados existe un predominio de poblaciones microbianas anaeróbicas o facultativas, las cuales son bases fundamentales para el flujo de la energía en este ecosistema. La correlación entre la DHS y el COT ($r = 0.512$ **), apoya los informes de Lenhard *et al.* (1962) quienes señalaron la existencia de una correlación positiva entre ambos parámetros.

La correlación positiva entre la HDAF con el COT ($r = 0.695$ **) y la DHS (0.747**) confirma que para que ocurra la oxidación completa de la materia orgánica por parte de los microorganismos anaeróbicos, es necesario que primero ocurra la hidrólisis de la misma por la acción

de enzimas extracelulares presentes en los sedimentos y que los productos de esta hidrólisis, puedan finalmente ser metabolizados por organismos fermentadores y anaeróbicos (Canfield *et al.* 2005). La correlación entre el Cmic y la hidrólisis del HDAF indica que los compuestos carbonados provenientes de la hidrólisis enzimática son incorporados en gran medida por los microorganismos para la biosíntesis celular. Stubberfield and Shaw (1990) señalaron la existencia de una correlación positiva entre la HDAF y otros parámetros empleados para determinar biomasa microbiana tal como el ATP. En general, la correlación positiva entre el Cmic, la DHS, la HDAF y COT en los sedimentos estudiados en el SGC, confirma que estos parámetros son sensibles a los cambios que los períodos de surgencia y transición promueven sobre la biomasa microbiana y sus actividades. En contraste, a la correlaciones positivas descritas anteriormente, el qCO_2 se correlacionó negativamente con el Cmic ($r = -0.578$ **) y la DHS ($r = -0.571$ **). Este tipo de correlación ha sido considerada como un fenómeno común (Šantrucková & Staškraba 1991) y refleja una respuesta dual determinada por el estrés causado por condiciones naturales o antrópicas (Wardle & Ghani 1995), en la cual una fracción de la comunidad microbiana no utiliza el carbono en forma eficiente para la síntesis celular.

Los resultados reflejan que la predominancia de la flora microbiana y su actividad en los sedimentos de Chiguana y Muelle de Cariaco está determinada en gran parte por las temporadas de surgencia y transición, y expresan que las características propias de la surgencia costera promueven la actividad microbiana, siendo este efecto más marcado en la localidad de Chiguana.

Agradecimientos

Al Consejo de Investigación de la Universidad de Oriente por la subvención aportada para el desarrollo de este proyecto.

Referencias

- Abarzúa, R.M., M.S. Basualto & B.H. Urrutia. 1995. Relación entre la abundancia y biomasa de fitoplancton y bacterioplancton heterotrófico en aguas superficiales del Golfo de Arauco, Chile. *Investigaciones Marinas* 23: 67-74.

- Adams, A. & H. Duncan. 2001. Development of sensitive and rapid method for the measurement of total microbial activity using fluorescein diacetate (FDA) in a range of soils. *Soil Biology and Biochemistry* 33: 943-951.
- Alef, K. & P. Nannipieri. 1995. *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, London, 568 pp.
- Alef, K. 1995. Soil respiration. Pp: 214-216 *In*: Alef, K. & Nannipieri, P. (eds.). *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*, Academic press, New York.
- Aller, R.C & J.E Mackin. 1984. Preservation of organic matter in marine sediments. *Earth and Planetary Science Letters* 70: 260-266.
- Anónimo, 1990. Manual de métodos y procedimientos de referencias (Análisis de suelo para diagnóstico de fertilidad), Serie D. N°26. Universidad Centro Occidental Lisandro Alvarado, Maracay.
- Anónimo 2009. Golfo de Cariaco (Venezuela). Programa de monitoreo de la calidad de ecosistemas marinos en zonas de alto riesgo en la región del gran Caribe. Informe técnico PAC N° XX PNUMA, Programa Ambiental del Caribe, Kingston, 65 pp.
- Anónimo 2010. Weather History for Cumaná, Venezuela. 2014. Consultado en marzo de 2014. <http://www.wunderground.com/History/airport/SVCU/2010/1/1/DailyHistoryhtm>
- Álvarez, S. 2005. La descomposición de material orgánica en humedales: la importancia del componente microbiano. *Ecosistemas* 14: 17-29.
- Anderson, J.P.E. & K.H. Domsch. 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 10: 215-221.
- Anderson, T.H. & K.H. Domsch. 1985. Determination of ecophysiological maintenance C requirements of soil microorganisms in a dormant state. *Biology and Fertility of Soils* 1: 81- 89.
- Anderson, J. & J. Ingram. 1993. *Tropical soil biology and fertility: A handbook of methods*. CAB, Wallingford, 171 pp.
- Anderson, J. P.E. 1982. Soil respiration. Pp: 837-871 *In*: Miller, A.L. & D.R. Keeny (eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 2: Chemical and Microbiological properties*, Society of agronomy and Soil Science Society of America, Madison.
- Aparicio C. R. & Contreras R. 2003. Indices de surgencia costera inducida por el viento para la region nor-oriental de Venezuela. Pp: 207-232 *In*: Fréon, P. & J. Mendoza (Eds), *La sardina (Sardinella aurita), su medio ambiente y explotación en el Oriente de Venezuela*. IRD Éditions, Paris.
- Aston, S.R. & C. Hewitt. 1997. Phosphorus and carbon distribution in a polluted coastal environment. *Estuarine Coastal Marine Science* 5: 243-254.
- Astor, Y.M., F. Müller-Karger & N. Scranton. 2003. Seasonal and interannual variation in the hydrographic of the Cariaco Basin: Implication for the basin ventilation. *Continental Shelf Research* 125-144.
- Battin, T.J. 1997. Assessment of fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total esterase activity in natural stream sediment biofilms. *The Science of the Total environment*. 198: 51-60
- Bonilla, J. 1982. Algunas características geoquímicas de los sedimentos superficiales del Golfo de Cariaco, Venezuela. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela* 21:135-155.
- Bonilla, J. 1993. Características hidrogeoquímica: comportamiento y significado de modelos estadísticos multivariante en el bioecosistema marino costero de José. Edo. Anzoátegui, Venezuela. Trabajo de Ascenso, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela, 231pp.
- Bonilla, J., S. Aranda, C. Ramírez, J. Moya & L. Espinosa. 2003. Calidad de los sedimentos superficiales de la Ensenada Grande del Obispo, Estado Sucre-Venezuela. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela* 1-2: 45-55.
- Bonilla, J., J. Fermín, B. Gamboa, & M. Cabrera. 1995. Aspectos geoquímicos de los sedimentos superficiales del ecosistema marino-costero de Jose, Estado Anzoátegui, Venezuela. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela* 31: 5-23.
- Bonilla, J. & A. Lin. 1979. Materia orgánica en los sedimentos superficiales de los Golfos de Paria y Cariaco, Venezuela. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela* 18: 37-52.
- Bouyoucos, G. 1962. Hydrometer method improved for making particule size analyses in soils. *Agronomy Journal* 54: 464-465.
- Breland, T.A. & R. Eltun. 1999. Soil Microbial biomass and mineralization of carbon and nitrogen in ecological, integrated and conventional forage and arable cropping system. *Biology and Fertility Soils* 30: 193-201.
- Canfield, D.E. 1994. Factors influencing organic carbon preservation in marine sediments. *Chemical Geology* 114: 315-329.
- Canfield, D., E. Kristensen & B. Thamdrup. 2005. *Aquatic Geomicrobiology*. Elsevier, California, 637pp.
- Caraballo, L. 1982. El Golfo de Cariaco. Parte II. Los sedimentos superficiales y su distribución por el fondo. Fuente de sedimentos. Análisis mineralógico. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela* 21: 37-65.
- Casida, L.E. Jr. 1977. Microbial metabolic activity in soil as measured by dehydrogenase determinations. *Application in Environmental Microbiology* 34: 630-636.
- Castellanos, P., V. Ramón & F. Muller-Karger. 2002. Descripción de las áreas de surgencia al sur del Mar Caribe examinadas con el sensor infrarrojo AVHRR. Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales 2002 154: 55-76.
- Cole, J.J. 1999. *Aquatic microbiology for ecosystem*

- scientists: New and recycled paradigms in ecological microbiology. *Ecosystems* 2: 215-225.
- Cuadra, C.D'L.I. 2011. Variación bimestral de la densidad bacteriana bentónica y su relación con factores oceanográficos y sedimentarios frente al Callao durante el año 2007. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima, Perú.
- De La Lanza, G. 1986. Materia orgánica de los sedimentos del sistema lagunar Huinzache y Caimanero: Importancia, comportamiento y significado en módulos de predicción. *Anales del Instituto de Ciencia del Mar y Limnología* 13: 251-286.
- Dick, R.P. 1994. Soil enzyme activities as indicators of soil quality. Pp: 107-124 *In*: Doran, J.W., D.C. Coleman, D.F. Bezdicek, & B.A. Stewart (eds.), *Defining Soil Quality for Sustainable Environment*. Soil Science Society of America Special Publications N° 35, Madison.
- Dilly, O. 2001. Microbial respiratory quotient during basal metabolism and after glucose amendment in soil and litter. *Soil Biology and Biochemistry* 33: 1178-127.
- Dilly, O & P. Nannipieri. 1998. Intracellular and extracellular enzyme activity in soil with reference to elemental cycling. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk* 161: 243-248.
- Elguezabal, M. 2003. Evaluación físico-química y distribución de la clorofila a en las aguas del sector norcentral del golfo de Cariaco. Tesis Licenciatura, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.
- Fariás, M. S. & C. Castro Avaria. 2008. Variabilidad de la temperatura superficial del mar, identificación de surgencias costeras y su relevancia en un área marina costera protegida del desierto de Atacama, Chile. *Revista de Geografía Norte Grande* 41: 49-61.
- Febres-Ortega, G. & L. Herrera. 1975. Interpretación dinámica de algunas de las características oceanográficas de la Fosa de Cariaco, Mar Caribe. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela* 14: 3-29.
- Fenchel, T., G.M. King & T.H. Blackburn. 1988. *Bacterial Biogeochemistry: The Ecophysiology of Mineral Cycling*. Academic Press, Great Britain, 303 pp.
- Ferraz-Reyes, E. 1987. Productividad primaria del golfo de Cariaco, Venezuela. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela* 26: 97-110.
- Findlay, R.H., G.M. King & L. Watling. 1989. Efficacy of Phospholipid Analysis in Determining Microbial Biomass in Sediments. *Applied and Environmental Microbiology* 55: 2888-2893.
- Fuentes, M.V. 2010. Evaluación de la calidad de los sedimentos superficiales del saco del Golfo de Cariaco, Estado Sucre, Venezuela. Tesis de Doctorado, Universidad de Oriente. Cumaná, Venezuela.
- Fuentes, M.V., L. Rojas-Astudillo, A. Díaz & G. Martínez. 2010. Distribución de metales pesados en los sedimentos superficiales del Saco del Golfo de Cariaco, Sucre, Venezuela. *Revista de Biología Tropical* 58: 129-140.
- García, C., T. Hernández & F. Acosta. 1994. Microbial activity in soils under mediterranean environmental conditions. *Soil Biology and Biochemistry* 26: 1185-1191
- García, C., T. Hernández & F. Acosta. 1997. Potencial use of dehydrogenase activity as an index of microbial activity in degraded soils. *Communication in Soils Science and Plant Analysis* 28: 123-134.
- Gibson, G.R. 1990. Physiology and ecology of the sulphate reducing bacteria. *Journal Applied Bacteria* 69: 769-797.
- Gómez, A. 1996. Causas de la fertilidad marina en el nororiente de Venezuela. *Interciencia* 21: 140-146.
- González-Lozano, M., L. Méndez-Rodríguez, D. López-Veroni & A. Vázquez-Botello. 2006. Evaluación de la contaminación en sedimentos del área portuaria y zona costera de Salina Cruz, Oaxaca, México. *Interciencia* 31: 1-23.
- Gordon, A.L. 1967. Circulation of the Caribbean Sea. *Journal Geophysical Research* 72: 6207-6223.
- Goutam K. & A.I. Ramanathan. 2013. Microbial Diversity in the Surface Sediments and its Interaction with Nutrients of Mangroves of Gulf of Kachchh, Gujarat, India. *International Research Journal of Environmental Science* 2: 25-30.
- Guzmán, R., G. Gómez. & M. Penott. 1998. Aspectos Biológicos y Pesquería de la sardina (*Sardinella aurita*) en el Golfo de Cariaco, Venezuela. *Zootecnia Tropical* 16: 149-162.
- Hedges, J. I., W.A. Clark & G.L. Cowie. 1988. Organic matter sources to the water column and surficial sediments of marine bay. *Limnology Oceanographic*. 33: 1116-1136
- Hung, J. & C. Hsu. 2004. Present state and historical change of trace pollution in Kaoping coastal sediment southwestern, Taiwan Marine Pollution Bulletin 49: 986-998.
- Kassen, A. & D. Kleiner. 2001. Estimation of anaerobic microbial activities in soils by arginine ammonification and glucose-dependent CO₂-production. *Soil Biology and Biochemistry* 19:683-686.
- Krebs R.L. 2003. Respiración del suelo como herramienta para evaluar calidad de fondos en acuicultura. I. Desarrollo de un protocolo estándar para medir dióxido de carbono. Tesis de Maestría, Escuela Superior Politécnica del Litoral, Guayaquil, Ecuador.
- Lacerda, L.D., J.E. Conde, B. Kjerve, R. Álvarez-León, C. Alarcón, & J. Polania. 2002. American mangrove. Pp.1-62 *In*: Lacerda, L.D. (ed.), *Ecosystem function and management*. Springer..
- Lenhard, G. 1965. Dehydrogenase activity as criterion for the determination of toxic effects on biological purification systems. *Hydrobiologia* 25: 1-8.
- Lenhard, G., W.R. Ross & A. Du Plooy. 1962. A study of methods for the classification of bottom deposits of natural waters. *Hydrobiologia* 20: 223-240.

- Libe, S.M. 1992. An introduction to Marine Biogeochemistry. John Wiley & sons, New York, 734 p p.
- Lochte, K. & C.M. Turkey. 1988. Bacteria and cyanobacteria associated with phytodetritus in the deep sea. *Nature* 333:67-69.
- Makoi, J. & P. Ndakidemi. 2008. Selected soil enzymes: Examples of their potential roles in the ecosystem. *African Journal of Biotechnology* 7: 181-191.
- Marchand, C., F. Baltzer, E. Lallier-Vergés & P. Albéric. 2004. Porewater chemistry in mangrove sediments: relationship with species composition and developmental stages (French Guiana). *Marine Ecology* 208: 361-381.
- Marín, V., L. Rodríguez, L. Vallejo, J. Fuenteseca & E. Oyarce. 1993. Efectos de la surgencia costera sobre la productividad primaria primaveral de Bahía de Mejillones del Sur (Antofagasta, Chile). *Revista Chilena de Historia Natural* 66: 479-491.
- Márquez, A., J. Bonilla, G. Martínez, W. Senior, D. Aguilera & A. González. 2005. Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela 44: 89-103.
- Márquez, A., W. Senior, A. Benitez, I. Fermín, G. Martínez, A. González, J. Castañeda, L. Alcalá & R. De la Cruz. 2011. Sector Oriental del Golfo de Cariaco, Venezuela. Una descripción de su dinámica hidroquímica, procesos y del rol de la surgencia costera estacional. Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela 50: 255-272.
- Martínez, G., W. Senior & A. Márquez. 2005. Distribución y especiación de metales pesados en el material en suspensión de las aguas superficiales de la pluma del río de manzanas, Estado Sucre, Venezuela. Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela, Univ. Oriente, 44(2): 75-87.
- Martínez, G., D. Hernández, A. Quintero, A. Márquez, W. Senior, & A. González. 2011a. Estudio físico-químico de las aguas del sector oriental del Golfo de Cariaco, Venezuela. Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela 50: 273-287.
- Martínez, G., W. Senior, A. Márquez, L. Rodríguez, & A. González. 2011b. Distribución y comportamiento de los metales trazas Cd, Cu, Ni y Zn en sedimentos superficiales del sector Oriental del Golfo de Cariaco, Venezuela. Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela 50: 289-301.
- Meyer-Reil, L.A. 1990. Microorganisms in marine sediments: considerations concerning activity measurements. *Archiv für Hydrobiologie-Beiheft Ergebnisse der Limnologie* 34: 1-6.
- Meyer-Reil, L.A. & M. Koster. 1992. Microbial life in pelagic sediments: the impact of environmental parameters on enzymatic degradation of organic material. *Marine Ecology Progress Series* 81: 65-72.
- Nannipieri, P. 1994. The potencial use of soil enzymes as indicators of productivity, sustainability and pollution. Pp: 238-244 In: Pankhurst, C.E., B.M. Doube, V.V. Gupta & P.R. Grace (eds.), *Soil Biota: Management in Sustainable Farming Systems*. CSIRO, Melbourne.
- Nedwell, D. B., & C. M. Brown. 1982. Sediment microbiology. Special. Publication. 7 General Microbial. Academic Press, London, 234 pp.
- Okuda, T., J. Benítez-Álvarez, J. Bonilla, & C. Cedeño. 1978. Características hidrográficas del Golfo de Cariaco, Venezuela. Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela 17:69-88
- Okuda, T., J. Benítez, A. García, & E. Fernández. 1968. Condiciones hidrográficas y químicas en la Bahía de Mochima y la Laguna Grande del Obispo desde 1964 a 1966. Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela 7:7-38.
- Okuda, T. 1981. Water exchange and the balance of phosphate in the Gulf of Cariaco, Venezuela. *Coastal and Estuarine Sciences* 1: 274-281.
- Okuda, T. 1982. Rate of water renewal and phosphate input in the Gulf of Cariaco, Venezuela. Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela 21: 3-12.
- Pamatmat, M.M. & A.M. Bhagwat. 1973. Anaerobic metabolism in lake Washington sediments. *Limnology oceanography* 18:611-627.
- Pamatmat, M.M., G. Graf, W. Bentsson & C.S. Novak. 1981. Heat production, ATP concentration and electron transport activity of marine sediments. *Marine Ecology Progress Series* 4:135-143.
- Paolini, J. & L. Sánchez-Arias. 2008. Comparative Biochemical study of the rhizosphere of *Rhizophora mangle* and its associated species *Cyperus sp.* in the Ciénaga de Soledad (Colombia). Pp: 79-84 In: Leith, H., M. García, S. & B. Herzog (eds.), *Mangroves and halophytes: Restoration and Utilisation*. Springer.Dordrecht.
- Parkes, R.J., R.A. Herbert, B.A., Cragg, J.C. Fry & J.W.T., Wimpenny. 1990. Bacterial biomass and activity in deep sediment layers from the Peru margin. *Philosophical Transaction of the Royal Society A* 331: 139-153.
- Pfannkuche, O., S. Sommer & A. Kähler. 2000. Coupling between phytodetritus deposition and small sized benthic biota in the deep Arabian sea: Analyses of biogenic sediment compounds. *Deep-Sea Research I* 47: 2805-2833.
- Poret-Peterson, A.T., B. Engelhaupt & J. Gullede. 2007. Soil microbial biomass along a hydrolytic gradient in a subsiding coastal bottomland forest: Implications for future subsidence and sea-level rise. *Soil Biology and Biochemistry* 39: 641-645.
- Priha, O. & A. Smolander. 1994. Fumigation-extraction and substrate-induced respiration derived microbial biomass C, and respiration rate in limed soil of Scots pine sapling stands. *Biology and Fertility Soils* 17: 301-308.
- Powlson, D.S. 1994. The soil microbial biomass: Before, beyond and back. Pp. 3-20 In: Ritz K., J. Dighton & K.E Giller (eds.), *Beyond the biomass*, John Wiley and Sons, Chichester.

- Quintero, A., L. Caraballo, J. Bonilla, G. Terejova & R. Rivadula. 2006. Sedimentos marino-costeros del Golfo de Cariaco, Venezuela. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela* 45: 127-139.
- Quintero, A. & C. Lodeiros. 1996. Variaciones térmicas del agua en Turpialito, golfo de Cariaco, Venezuela. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela* 35: 27 - 40.
- Quintero, A., G. Terejova, G. Vicent, A. Padrón & J. Bonilla. 2002. Los pescadores del golfo de Cariaco, Venezuela. *Interciencia* 27: 286 - 292.
- Richards, F.A. 1975. The Cariaco basin (Trench). *Oceanographic and Marine Biology Review* 13: 11-17.
- Ritz, K., J. Dighton & K.E. Giller. 1994. Beyond the Biomass: Compositional and Functional Analysis of Soil Microbial Communities. John Wiley & Sons, West Sussex, 162 pp.
- Sánchez-Arias, L.E., J. Paolini & J.P. Rodríguez. 2010. Dinámica de las propiedades del suelo en bosques de *Rhizophora mangle* en Isla de Margarita, Venezuela. *Revista de Biología Tropical* 58:547-564.
- Šantrůcková, H. & M. Straškraba. 1991. On the relationship between Specific respiration activity and microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 23: 525-532.
- Saviozzi, A., R. Levi-Minzi, R. Cardelli & R. Riffaldi. 2001. A comparison of soil quality in adjacent cultivated, forest and native grassland soils. *Plant and Soil* 233: 251-259.
- Sestanovic, S., M. Solic, N. Krstulovic & D. Bogner. 2005. Volume, abundance and biomass of sediment bacteria in the eastern mid Adriatic Sea. *Acta Adriática* 46: 177-191.
- Schnürer, J., M. Clarholm & T. Rosswall. 1985. Microbial biomass and activity in an agricultural soil with different organic matter contents. *Soil Biology and Biochemistry* 15: 615-618.
- Shepard, F. 1954. Nomenclature based on sand silt-clay ratio. *Journal of Sedimentary Petrology* 24: 151-158.
- Skujins, J. 1978. History of abiotic soil enzyme research. Pp. 1-49 *In*: Burns, R.G. (ed.), *Soil Enzymes*. Academic Press, London.
- Sparling, G.P. 1997. Soil microbial biomass, activity and nutrient cycling as indicators of soil health. Pp. 97-119. *In*: Pankhurst, C.E., B.M. Doube., V.V.S.R. Gupta, (eds.), *Biological indicators of soil health*, CAB International. Nueva York.
- Stainer, R.Y., E.A. Edelberg & J. L. Ingran. 1984. *Microbiología*. 4ta ed. Editorial Reverte, España, 821 pp.
- Stotzky, G. & J.M. Bollag. 1996. *Soil Biochemistry*, Vol. 9, Marcel Dekker, New York, 568 pp.
- Strickland, J. & T. Parsons. 1972. A practical handbook of seawater analysis. *Bulletin Fisheries Research Board of Canada* 167: 1-310.
- Stubberfield L.C.F & P.J.A. Shaw (1990). A comparison of tetrazolium reduction and FDA hydrolysis with other measures of microbial activity. *J. Microbiol. Methods*, 12: 151-162.
- Torres, A.M. del R., P.F. Fernández, S.I. Barriga & V.F. Ramírez. 2006. Dinámica de las bacterias anaeróbicas en las fases terminales de la mineralización de la materia orgánica en el sedimento de los ecosistemas Carretas-Pereyra y Chantuto-Panzacola. *Hidrobiología* 16: 183-196.
- Trevors, J.T. 1984. Effect of substrate concentration, inorganic nitrogen, O₂, concentration, temperature and pH on dehydrogenase activity in soil. *Plant and Soil* 77: 285-293.
- Velásquez, A. 2005. Distribución y comportamiento de los metales pesados Cd, Cu, Ni, Zn, Fe, Mn, Co, Cr, y Pb en los sedimentos superficiales del sector oriental del Golfo de Cariaco. Estado Sucre. Venezuela. Tesis de Licenciatura, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.
- Visauta-Vinacua, B.V. 1997. Análisis Estadístico con SPSS para Windows: Estadística Básica. Vol. I, McGraw Hill, Madrid, 297 pp.
- Von Mersi, W. & F. Schinner. 1991. An improved and accurate method for determining the dehydrogenase activity of soil with iodotetrazolium chloride. *Biology and Fertility Soil* 11: 216-220.
- Wardle, D.A. & A. Ghani. 1995. Why is the strength of relationship between pairs of methods for estimating soil microbial biomass often so variable? *Soil Biology and Biochemistry* 27:821-828

Recibido: 1 de julio de 2014

Aceptado: 13 de octubre de 2014