



Heavy metals in macroalgae from the Veracruz Reef System, Southern Gulf of Mexico

Metales pesados en macroalgas del Sistema Arrecifal Veracruzano, sur del Golfo de México

Horta-Puga, G.^{1,*}, Cházaro-Olvera, S.², Winfield, I.², Lozano-Aburto, M.A.³, Arenas-Fuentes, V.³

Universidad Nacional Autónoma de México, ¹Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UBIPRO, Laboratorio de Biogeoquímica. ²Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Laboratorio de Crustáceos. Av. de los Barrios 1, Los Reyes Iztacala, C.P. 54090, Tlalnepantla, México. ³Universidad Veracruzana, Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías. Hidalgo 617, C.P. 94290, Col. Río Jamapa, Boca del Río, Veracruz, México.

ABSTRACT

The environmental levels of the heavy metals Cd, Cu and Pb were determined in benthic macroalgae in the summer season of 2007 at the Veracruz Reef System, southern Gulf of Mexico. *Caulerpa*, *Dyctiota* and *Galaxaura* samples were hand-collected, at 8-10 m depth, in the leeward reef slope at each of six selected reefs: Galleguilla, Blanquilla and Isla Verde reefs from the north reef group, and La Blanca, Isla de Enmedio and Anegada de Afuera reefs from the south reef group. Total average concentration of heavy metals were: Cu 2930 ± 1867 ng g⁻¹, Pb 22.8 ± 13.0 ng g⁻¹ and Cd 13.7 ± 9.5 ng g⁻¹, and it was considered that they varied in concordance with their availability in the water column. Heavy metal concentrations were lower in the south reef group than in its counterpart, probably due to the presence of quelating sedimentary particles. The low concentrations of heavy metals in the macroalgae of the Veracruz Reef System reported here suggest that the coastal area in front of the port of Veracruz should not be considered as contaminated nowadays.

KEY WORDS

Contamination, Cd, Cu, Pb.

Article Info/Información del artículo

Received/Recibido: January 22th 2015.

Accepted/Aceptado: July 16th 2015.

*Corresponding Author:

Horta-Puga, G. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UBIPRO, Laboratorio de Biogeoquímica. Av. de los Barrios 1, Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla, México. C.P. 54090, México. Phone: +52(55) 5623 1126 E-mail: horta@unam.mx.

RESUMEN

Se determinaron los niveles ambientales de los metales pesados Cd, Cu y Pb en macroalgas bentónicas durante el verano del 2007 en el Sistema Arrecifal Veracruzano, en el sur del Golfo de México. Muestras de las algas *Caulerpa*, *Dyctiota* y *Galaxaura* fueron colectadas manualmente a una profundidad de 8-10 m en el talud arrecifal de sotavento en seis arrecifes seleccionados: Galleguilla, Blanquilla e Isla Verde del grupo norte, y La Blanca, Isla de Enmedio y Anegada de Afuera del grupo sur. La concentración total promedio de metales pesados fue: Cu 2930 ± 1867 ng g⁻¹, Pb 22.8 ± 13.0 ng g⁻¹ y Cd 13.7 ± 9.5 ng g⁻¹, y se consideró que estos varían en concordancia con su disponibilidad en columna de agua. La concentración de metales pesados fue menor en los arrecifes del grupo sur que en los del grupo norte, probablemente debido a la presencia de partículas sedimentarias quelantes. Las bajas concentraciones de metales pesados en las macroalgas del Sistema Arrecifal Veracruzano aquí reportadas, sugieren que el área costera frente al puerto de Veracruz no debe ser considerada actualmente como un área contaminada.

PALABRAS CLAVE

Contaminación, Cd, Cu, Pb.

Introduction

Veracruz Reef System (VRS) is composed by 25 coral reefs geologically well-structured, which have developed in a high terrigenous sedimentation environment, provoked by the presence of a number of effluents, such as the rivers Jamapa, Papaloapan and La Antigua (Emery, 1963; Jordán-Dahlgren and Rodríguez, 2003; Horta-Puga, 2007). Due to its geographic localization in front of the city and Port of Veracruz, it is one of the most important human settlements in the Southern Gulf of Mexico (SGM); the environmental impact has been of such magnitude that the perturbation grade in the area is considered to be very high (Tunnell, 1992; Botello *et al.*, 1992; Lang *et al.*, 1998; Horta-Puga, 2007), which has been reflected in an important decrease of the hermatypic coral community and an increase in the macroalgae coverage (Horta-Puga and Tello-Musi, 2009). Continental influence due to the change of soil use during the last two centuries by a raise in the environmental levels of molar ratio Ba/Ca in water column determined from the growing bands in scleractinian reefs, as well as the use of barite (BaSO_4) in the drilling oil wells activities (Carriquiry and Horta-Puga, 2010). Especially in the VRS, high levels of Pb (Horta-Puga and Carriquiry, 2014) and Cd (Rosales-Hoz *et al.*, 2007, 2009) have been registered, which main sources are the burning of fossil fuels, mainly the use of gasoline with Pb (tetraethyl lead used as additive) in automated vehicles during the XX century, and the generalized use of materials manufactured with these metals, which through the atmosphere, fluvial and pluvial runoffs and/or direct discharge of residual waters get to the coastal zone of SGM (Báez *et al.*, 1980, Horta-Puga and Ramírez-Palacios, 1996; Rosales-Hoz *et al.*, 2007, 2009). Veracruz is one of the ports with higher affluence of large merchant vessels in the SGM. Annually, it is estimated that >1500 vessels use the fiscal docks to transport 17.4×10^6 ton of different merchandise (API, 2010). Hence, it is foreseeable that all levels of Cu in the VRS are high, due to this metal being an active component of the anti-vegetative paints use in the ship hulls to avoid colonization (Chambers *et al.*, 2006, Inoue *et al.*, 2004), as shown by Rosales-Hoz and collaborators (2007) who registered high levels of Cu in siliciclastic interreef sediments in the VRS.

Benthic macroalgae (MA) are a main component of the biota in the reef ecosystems in the Gulf of Mexico and

Introducción

El Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV) está compuesto por 25 arrecifes de coral geológicamente bien estructurados, que se han desarrollado en un ambiente de alta sedimentación terrígena, provocado por la presencia de numerosos efluentes, como son los ríos Jamapa, Papaloapan y La Antigua (Emery, 1963; Jordán-Dahlgren y Rodríguez, 2003; Horta-Puga, 2007). Por su localización geográfica, frente a la ciudad y puerto de Veracruz, es considerado uno de los asentamientos humanos más importantes del sur del Golfo de México (SGM); el impacto ambiental ha sido de tal magnitud que el grado de perturbación en el área se considera muy alto (Tunnell, 1992; Botello *et al.*, 1992; Lang *et al.*, 1998; Horta-Puga, 2007), lo que se ha reflejado en una disminución importante de la comunidad de corales hermatípicos y un aumento en la cobertura de macroalgas (Horta-Puga y Tello-Musi, 2009). Se ha demostrado la influencia continental debido al cambio de uso de suelo durante los dos últimos siglos, por un aumento en los niveles ambientales de la razón molar Ba/Ca en columna de agua, determinada a partir de las bandas de crecimiento en corales escleractinios, así como por el uso de barita (BaSO_4) en las actividades de perforación de pozos petroleros (Carriquiry y Horta-Puga, 2010). En especial en el SAV se han registrado niveles altos de Pb (Horta-Puga y Carriquiry, 2014) y Cd (Rosales-Hoz *et al.*, 2007, 2009), cuyas fuentes principales son la quema de combustibles fósiles, especialmente el uso de gasolina con Pb (tetraetilo de plomo, usado como aditivo) en vehículos automotores durante el siglo XX, y el uso generalizado de materiales manufacturados con estos metales, los que vía atmosférica, por escorrentía pluvial y fluvial, y/o por la descarga directa de aguas residuales llegan hasta el área costera del SGM (Báez *et al.*, 1980, Horta-Puga y Ramírez-Palacios, 1996; Rosales-Hoz *et al.*, 2007, 2009). Veracruz es uno de los puertos de mayor afluencia de buques mercantes de gran calado en el SGM. Anualmente se estima que >1500 barcos utilizan los muelles fiscales para transportar 17.4×10^6 ton de diversas mercancías (API, 2010). Así, es previsible que los niveles de Cu en el SAV sean altos, por ser este metal un componente activo de las pinturas anti-vegetativas que se usan en el casco de las embarcaciones para tratar de evitar la colonización (Chambers *et al.*, 2006, Inoue *et al.*, 2004), como lo demuestran Rosales-Hoz y colaboradores (2007), quienes registraron niveles altos de Cu en sedimentos siliciclásticos interarrecifales en el SAV.

Las macroalgas bentónicas (MA) son un componente principal de la biota en los ecosistemas arrecifales del Golfo de México y Mar Caribe, son un grupo taxonómica-

the Caribbean; they are a taxonomically diverse group found in real competition with hermatypic reefs to occupy all available spaces in the reef environment (Littler and Littler, 1984 and McCook, 1999). It has been showed that the internal concentration of heavy metals (HM) in the MA such as chlorophyceae, phaeophyceae and rhodophyceae varies in function of its concentration in dissolved in phase water column (Ho, 1990; Ostapezuk *et al.*, 1997 and Villares *et al.*, 2001), therefore MA are more susceptible to be used as bioindicadoras of the average environmental levels of HM of the geographic area where they develop (Phillips 1990, 1994 and Páez-Osuna *et al.*, 2000). Hence, the aim of this study was to determine the environmental levels of heavy metals Cd, Cu and Pb, based in their concentration in the thallus of different benthonic micro-algae in several reefs of VRS, in an area characterized by anti-vegetative paints in the ships hulls, which contributes to increase environmental concentration of Cu, and for the port, industrial, municipal and domestic activities that are performed in the adjacent continental area and that possibly influence with Cd and Pb into the environment. Thus, contribute to the knowledge of the environmental quality if this coast zone in the Gulf of Mexico.

Materials and Methods

Study area

VRS (Figure 1) is divided into two reef groups in the mouth of the River Jamapa; North Group (NG) includes the reefs Galleguilla, Blanquilla and Isla Verde, and South Group (SG) includes reefs Anegada de Afuera, Isla de Enmedio and La Blanca. VRS reefs are mainly platform type, its major axis is oriented NW-SE, presenting a coralline active growth from the 25-27 m to the surface, with reef slope developed in all directions (Carricart-Ganivet and Horta-Puga, 1993; Jordán-Dahlgren and Rodríguez-Mártinez, 2003 and Tunnell *et al.*, 2007). Sotavento Slope or Posterior Reef is located towards W from each reef to the average depth of 15 m, where the highest coverage and coralline diversity is present, and because of its orientation, minimum turbulence and great presence of solid material in suspension are present (Horta-Puga 2003; Horta-Puga and Tello-Musi, 2009). In the study area, climate presents a well delimited seasonality: rain season (June-Octo-

mente muy diverso que se encuentran en franca competencia con los corales hermatípicos por ocupar todos los espacios disponibles en el ambiente arrecifal (Littler y Littler, 1984 y McCook, 1999). Se ha demostrado que la concentración interna de metales pesados (MP) en las MA como son las clorofitas, las feofitas y las rodofitas, varía en función de su concentración en fase disuelta en columna de agua (Ho, 1990; Ostapezuk *et al.*, 1997 y Villares *et al.*, 2001), por lo cual las MA son susceptibles de ser utilizadas como bioindicadoras de los niveles ambientales promedio de MP del área geográfica en la cual se desarrollan (Phillips 1990, 1994 y Páez-Osuna *et al.*, 2000). Por lo tanto, el objetivo del presente estudio fue determinar los niveles ambientales de los metales pesados Cd, Cu y Pb, con base en su concentración en el talo de distintas macroalgas bentónicas en varios arrecifes del SAV, un área caracterizada por el alto tráfico de buques de carga, y posiblemente impactada por el uso de pinturas antivegetativas en el casco de las embarcaciones, lo que contribuye a aumentar la concentración ambiental de Cu, y por las actividades portuarias, industriales, municipales y domésticas, que se llevan a cabo en el área continental aledaña y que posiblemente contribuyen con Cd y Pb al ambiente, y así contribuir al conocimiento de la calidad ambiental de esta zona costera del Golfo de México.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El SAV (Figura 1) está dividido en dos grupos de arrecifes por la desembocadura del Río Jamapa; el Grupo Norte (GN) que incluye los arrecifes Galleguilla, Blanquilla e Isla Verde, y el Grupo Sur (GS) entre los que se incluyen los arrecifes Anegada de Afuera, Isla de Enmedio y La Blanca. Los arrecifes del SAV son principalmente de tipo plataforma, su eje mayor está orientado en dirección NW-SE, presentando un crecimiento coralino activo desde los 25-27 m hasta la superficie, y con un talud arrecifal desarrollado en todas direcciones (Carricart-Ganivet y Horta-Puga, 1993; Jordán-Dahlgren y Rodríguez-Mártinez, 2003 y Tunnell *et al.*, 2007). El Talud de Sotavento o Arrecife Posterior se localiza hacia el W de cada arrecife hasta una profundidad promedio de 15 m, en la cual se presenta la mayor cobertura y diversidad coralina, y debido a su orientación la turbulencia es mínima y sus aguas presentan una gran cantidad de material sólido en suspensión (Horta-Puga 2003; Horta-Puga y Tello-Musi, 2009). En el área de

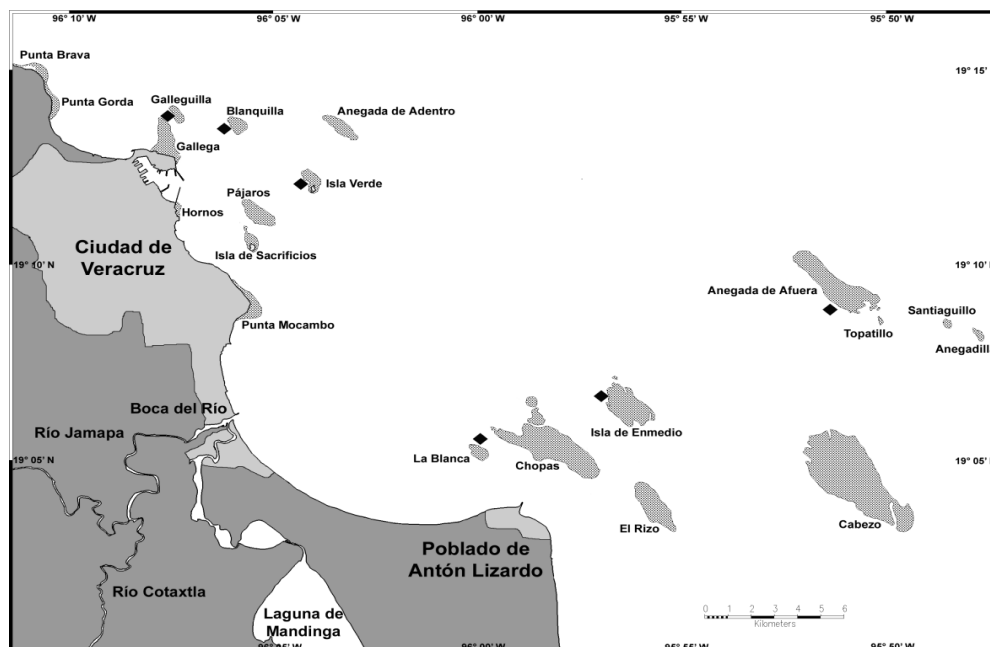


Figure 1. Veracruz Reef System, Southern Gulf of Mexico. ◆= sampling stations position.

Figura 1. Sistema Arrecifal Veracruzano, Sur del Golfo de México. ◆= Posición de las estaciones de muestreo.

ber), "norte" season (October-March) and dry season (March-May), which can be overlap or modified in their duration in each annual cycle (Carrillo *et al.*, 2007).

Methodological Strategy

To determine the environmental levels of HM of the VRS, design included three sampling sites, each located in a reef successively farther from the influence area or potential source of HM, in which algae samples were collected in August (S1) and October (S2) 2007 (Table 1). In the NG, influenced by urban and port activities of Veracruz City, Galleguilla (GL), Blanquilla (BA) and Isla Verde (IV) reefs; in the SG influenced by the fluvial discharge of the Jamapa River, in a Blanca (BL), Isla de Enmedio (IE) and Anegada de Afuera (AF) reefs. Sampling stations were located in each reef in the leeward slope at 8-10 m depth, which is the reef zone with the highest diversity and abundance of the reef community (Horta-Puga and Tello-Musi 2009). The closest sites to the coast and the mouth of the Jamapa River are considered to present the highest environmental levels of HM, as it has been demonstrated in the VRS for Ba (Carriquiry and Horta-Puga 2010).

estudio el clima presenta una estacionalidad bien delimitada: lluvias (junio-octubre), nortes (octubre-marzo) y secas (marzo-mayo), las cuales pueden traslaparse o modificar su duración en cada ciclo anual (Carrillo *et al.*, 2007).

Estrategia metodológica

Para determinar los niveles ambientales de MP del SAV, el diseño incluyó tres sitios de muestreo, cada uno localizado en un arrecife sucesivamente más alejado del área de influencia o fuente potencial de MP, en los cuales se recolectaron las muestras algales en agosto (M1) y octubre (M2) del 2007 (Tabla 1). En el GN, influenciado por las actividades urbanas y portuarias de la ciudad de Veracruz, en los arrecifes Galleguilla (GL), Blanquilla (BA) e Isla Verde (IV); y en el GS, influenciado por la descarga fluvial del río Jamapa, en los arrecifes La Blanca (BL), Isla de Enmedio (IE) y Anegada de Afuera (AF). Las estaciones de muestreo se ubicaron en cada arrecife en el talud de sotavento a 8-10 m de profundidad, que es la zona del arrecife con la mayor diversidad y abundancia de la comunidad arrecifal (Horta-Puga y Tello-Musi, 2009). Se considera que los sitios más cercanos a la costa y desembocadura del Jamapa, presentarán niveles ambientales más altos de MP, tal como ha sido demostrado en el SAV para el Ba (Carriquiry y Horta-Puga, 2010).

Table 1.
Location of sampling sites in the VRS

Tabla 1.
Localización de los sitios de muestreo en el SAV

Reef	Depth (m)	Latitude N	Length W
Galleguilla	9	19°13'56.5"	96°07'31.9"
Blanquilla	9	19°13'32.9"	96°05'53.0"
Isla Verde	10	19°12'00.0"	96°04'04.4"
Blanca	8	19°05'26.4"	96°00'01.6"
Isla de Enmedio	10	19°06'00.8"	95°56'21.1"
Anegada de Afuera	10	19°10'03.8"	95°52'21.4"

Collection and processing of samples

A specimen of each of the following benthonic macroalgae was manually collected in each of the sampling sites: *Caulerpa* (Chlorophyta, Caulerpaceae), *Dictyota* (Phaeophyta, Dictyotaceae) and *Galaxaura* (Rhodophyta, Galaxauraceae). Samples were rinsed with water in the middle of the recollection, they were drained to eliminate water excess and material added to the algae thallus, placed in polyethylene bags and they were put in a hermetic container with dry ice, to freeze and conserve. In the laboratory, each algae sample was rinsed with abundant deionized water, part of the thallus was manually separated so that it would be epiphyte and sediment free, to avoid interference in the HM quantification, and were dried during 48 h at 60±1 °C. Dry samples were macerated and homogenized in an agate mortar until fine powder was obtained.

HM instrumental quantification

From each algae sample (homogenized powder) 0.5 g were used, which were placed in a Teflon digestion bucket and digested with 8 ml of deionized water solution, HNO₃ conc. and HF conc. (2:5:1), at ~200 °C and 150 lb of pressure, in a microwave oven (CEM MDS2100), and carried to a final volume of 25 mL with HNO₃ 2 % solution. Quantification of Cd, Cu and Pb was performed with a spectrophotometer of atomic absorbance by flame atomization (Varian SpectrAA 800), using certified pattern solution (Spex CertiPrep[®], CRM, ultrapure) for the instrumental calibration. Data are reported in mass units (ng g⁻¹ dry weight).

Recolección y procesamiento de muestras

Se recolectaron manualmente, en cada uno de los sitios de muestreo, un ejemplar de cada una de las siguientes macroalgas bentónicas: *Caulerpa* (Chlorophyta, Caulerpaceae), *Dictyota* (Phaeophyta, Dictyotaceae) y *Galaxaura* (Rhodophyta, Galaxauraceae). Las muestras se enjuagaron con agua del medio en el sitio de recolección, se dejaron escurrir para eliminar el exceso de agua y material adherido al talo algal, se colocaron en bolsas de polietileno y éstas en un contenedor hermético con hielo seco, para congelarlas y conservarlas. En el laboratorio cada ejemplar algal fue enjuagado abundantemente con agua deionizada, manualmente se separó parte del talo que estuviera libre de epifitos y sedimentos, para evitar interferencias en la cuantificación de MP, y se secó por 48 h a 60±1 °C. Las muestras secas se maceraron y homogenizaron en un mortero de ágata, hasta obtener un polvo fino.

Cuantificación instrumental de MP

De cada muestra algal (polvo homogenizado) se utilizaron 0.5 g, los cuales se colocaron en una cubeta de digestión de teflón, y se digirieron con 8 ml de solución de agua deionizada, HNO₃ conc. y HF conc. (2:5:1), a ~200 °C y 150 lb de presión, en un horno de microondas (CEM MDS2100), y se llevaron a un volumen final de 25 mL con solución HNO₃ 2 %. La cuantificación de Cd, Cu y Pb, se llevó a cabo con un espectrofotómetro de absorción atómica por atomización a la flama (Varian SpectrAA 800), utilizando soluciones patrón certificadas (Spex CertiPrep[®], CRM, ultrapuros) para la calibración instrumental. Los datos se reportan en unidades de masa (ng g⁻¹ peso seco).

Table 2.
Levels of heavy metals in microalgae VRS

Tabla 2.
Niveles de metales pesados en macroalgas del SAV

Reef	Date	Macroalgae	Pb (ng)	Cd (ng g ⁻¹)	Cu (ng g ⁻¹)
Galleguilla	Aug/2007	<i>Caulerpa</i>	63.2	7.1	6890
		<i>Dictyota</i>	45.0	7.3	4593
		<i>Galaxaura</i>	20.5	8.1	7882
	Oct/2007	<i>Caulerpa</i>	27.7	18.1	1572
		<i>Dictyota</i>	44.5	19.3	6234
		<i>Galaxaura</i>	60.4	15.1	4281
Blanquilla	Aug/2007	<i>Caulerpa</i>	4.5	8.3	5378
		<i>Dictyota</i>	9.8	8.9	4267
		<i>Galaxaura</i>	13.1	8.3	3468
	Oct/2007	<i>Caulerpa</i>	57.8	8.7	2567
		<i>Dictyota</i>	15.9	9.1	5741
		<i>Galaxaura</i>	33.1	32.0	5561
Isla Verde	Aug/2007	<i>Caulerpa</i>	15.2	14.3	2456
		<i>Dictyota</i>	13.4	52.1	3001
		<i>Galaxaura</i>	26.3	36.2	3504
	Oct/2007	<i>Caulerpa</i>	38.2	5.3	5632
		<i>Dictyota</i>	20.4	15.5	2789
		<i>Galaxaura</i>	45.2	36.8	3339
La Blanca	Aug/2007	<i>Caulerpa</i>	15.2	18.3	1256
		<i>Dictyota</i>	16.4	8.4	3382
		<i>Galaxaura</i>	23.8	19.8	1782
	Oct/2007	<i>Caulerpa</i>	9.3	9.1	650
		<i>Dictyota</i>	12.5	8.0	747
		<i>Galaxaura</i>	24.1	5.1	880
Isla de Enmedio	Aug/2007	<i>Caulerpa</i>	2.4	0.2	3456
		<i>Dictyota</i>	16.5	0.6	3981
		<i>Galaxaura</i>	2.4	0.4	2160
	Oct/2007	<i>Caulerpa</i>	20.3	5.4	1237
		<i>Dictyota</i>	26.1	17.8	1371
		<i>Galaxaura</i>	7.0	21.2	1274
Anegada de Afuera	Aug/2007	<i>Caulerpa</i>	25.0	1.7	653
		<i>Dictyota</i>	7.0	0.1	2480
		<i>Galaxaura</i>	3.7	0.3	695
	Oct/2007	<i>Caulerpa</i>	13.6	28.0	-
		<i>Dictyota</i>	13.8	19.2	-
		<i>Galaxaura</i>	27.2	17.6	112

Results and Discussion

Heavy metals in microalgae

HM concentration in each of the collected samples is presented in Table 2, and Chart 3 shows the average of

Resultados y Discusión

Metales pesados en macroalgas

En la Tabla 2 se presentan la concentración de MP en cada uno de los ejemplares colectados, y la Tabla 3 mues-

Table 3.

Average levels ($\pm 1\sigma$) of heavy metals in macroalgae for each reef and seasonal sampling in the VRS

Tabla 3.

Niveles promedio ($\pm 1\sigma$) de metales pesados en macroalgas para cada arrecife y por temporada de muestreo en el SAV

Reef	n	G	Date	Pb (ng g ⁻¹)	Cd (ng(g))	Cu (ng g ⁻¹)
Blanquilla	3	NG	August/2007	9.1±4.3	8.5±0.3	4371±959
Galleguilla	3	NG	August/2007	42.9±21.4	7.5±0.5	6455±1687
Isla Verde	3	NG	August/2007	18.3±7.0	34.2±19.0	2987±524
Blanquilla	3	NG	October/2007	35.6±21.1	16.6±13.3	4623±1783
Galleguilla	3	NG	October/2007	44.2±16.4	17.5±2.2	4029±2341
Isla Verde	3	NG	October/2007	34.6±12.8	19.2±16.1	3920±1508
Anegada de Afuera	3	SG	August/2007	11.9±11.5	0.7±0.9	1276±1043
Isla de Enmedio	3	SG	August/2007	7.1±8.1	0.4±0.2	3199±937
La Blanca	3	SG	August/2007	18.5±4.7	15.5±6.2	2140±1107
Anegada de Afuera	3	SG	October/2007	18.2±7.8	21.6±5.6	112 (a)
Isla de Enmedio	3	SG	October/2007	17.8±9.8	14.8±8.3	1294±69
La Blanca	3	SG	October/2007	15.3±7.8	7.4±2.1	759±115

n = number of copies. G = Group. NG = North Group. SG = South Group. (a) = Only could determine the Cu content in a single copy.

n= número de ejemplares. G= Grupo. GN= Grupo Norte. GS= Grupo Sur. (a)= Sólo se pudo determinar el contenido de Cu en un solo ejemplar.

Table 4.

General average levels ($\pm 1\sigma$) of heavy metals in reef macroalgae by group and / or sampling season in the VRS

Tabla 4.

Niveles promedio ($\pm 1\sigma$) generales de metales pesados en macroalgas por grupo arrecifal y/o temporada de muestreo en el SAV

Group/Sampling	Date	Pb (ng g ⁻¹)	Cd (ng(g))	Cu (ng g ⁻¹)
S1	Aug/2007	18.0±13.1	11.1±12.6	3405±1821
S2	Oct/2007	27.6±12.0	16.2±4.9	2456±1951
NG S1	Aug/2007	23.4±17.5	16.7±15.1	4604±1746
NG S2	Oct/2007	38.1±5.3	17.8±1.3	4191±378
NG	T	30.8±14.1	17.3±9.6	4398±1152
SG S1	Aug/2007	12.5±5.7	5.5±8.6	2205±963
SG S2	Oct/2007	17.1±1.6	14.6±7.1	722±592
SG	T	14.8±4.5	10.1±9.0	1463±1082
VRS	T	22.8±13.0	13.7±9.5	2930±1867

n = number of copies. Grupo = Group. NG = North Group. SG= South Group. T= Total. S1 = Sampling Campaign August/2007. S2 = Sampling campaign October/2007.

n = número de copias. Grupo = Grupo. GN = Grupo Norte. SG = Grupo Sur. T = Total. M1 = Muestreo Campaña Agosto/2007. M2 = Campaña de muestreo Octubre/2007.

HM concentration of macroalgae collected in each sampling site. Cu presented concentration of two higher magnitude orders in all cases, with a general average for all VRS, including both samplings, from $2930 \pm 1867 \text{ ng g}^{-1}$, followed by Pb con $22.8 \pm 13.0 \text{ ng g}^{-1}$, and then Cd with $13.7 \pm 9.5 \text{ ng g}^{-1}$ (Tables 3 and 4). This pattern was present for each reef group and in practically all sampling sites, except reefs IV during campaign S1, and AF in campaign S2, where average Cd concentration was higher than Pb. Overall, average values in NG are higher than in SG. When comparing results by sampling campaign, average levels for S1 are higher in respect to S2 for Pb and Cd. In contrast, Cu values are higher in S2. MP concentration per taxonomic group did not present significant differences.

Environmental level of HM in the VRS

There are previous records in the VRS about HM concentration in different environmental compartments. In inter-reef terrigenous sediments, total content of Cu recorded was $5.9\text{-}20.9 \mu\text{g g}^{-1}$ and Pb $5.3\text{-}42.4 \mu\text{g g}^{-1}$ (Rosales-Hoz *et al.*, 2007). In dissolved phase of surface water, $1.8 \mu\text{g L}^{-1}$ for Cu and $0.49 \mu\text{g L}^{-1}$ for Pb were reported (Rosales-Hoz *et al.*, 2009). Morlán-Cahue and Opengo-Piña (2005), recorded Pb concentration in some MA of the chlorophyte group, *Halimeda opuntia* $52.7\text{-}68.0 \mu\text{g g}^{-1}$ and *Halimeda discoidea* $65.2\text{-}76.2 \mu\text{g g}^{-1}$. In hermatypic coral skeleton *Montastraea annularis* average levels of $62.4 \mu\text{g g}^{-1}$ (Horta-Puga and Ramírez-Palacios, 1996) were recorded. Comparing concentrations here recorded with the previous mentioned studies, it can be observed that average Pb level (22.8 ng g^{-1}) is two orders of magnitude lower, and slightly higher to what was recorded in the water column; in the case of Cu, general average of $\sim 2.9 \mu\text{g g}^{-1}$ is slightly inferior to the recorded in surface sediments and practically similar to what was reported in the water column. Unfortunately, there are no previous records of Cd in the area that can be compared. There are studies that compare HM levels in MA and in dissolved phase in water column; for example, Conti and Cecchetti (2003) record in *Padina pavonica* and *Ulva lactuca* from the Tyrrhenian Sea, Italy, that Cd concentration Cd ($0.1\text{-}0.5 \mu\text{g g}^{-1}$) and Pb ($1.9\text{-}4.0 \mu\text{g g}^{-1}$) are similar to those recorded in water column; in contrast, Cu concentration ($5.8\text{-}12.3 \mu\text{g g}^{-1}$) is 5-10 times higher. In the Yemen coasts, in the Aden Gulf, it was observed that Cd ($0.17\text{-}2.3 \mu\text{g g}^{-1}$) and Cu ($2.3\text{-}20.5 \mu\text{g g}^{-1}$) concentration were superior, and Pb ($0.35\text{-}6.0 \mu\text{g g}^{-1}$) was similar to the recorded in surface water, for 15 different MA species (Al-Shwafi and

tra el promedio de las concentraciones de MP de las macroalgas recolectadas en cada sitio de muestreo. El Cu presentó concentraciones dos órdenes de magnitud más altas en todos los casos, con un promedio general para todo el SAV, incluyendo ambos muestreos, de $2930 \pm 1867 \text{ ng g}^{-1}$, seguido de Pb con $22.8 \pm 13.0 \text{ ng g}^{-1}$, y luego Cd con $13.7 \pm 9.5 \text{ ng g}^{-1}$ (Tablas 3 y 4). Este patrón se presentó para cada grupo arrecifal y prácticamente en todos los sitios de muestreo, excepto en los arrecifes IV durante la campaña M1, y AF en la campaña M2, en los cuales la concentración promedio de Cd fue mayor que la de Pb. En general, los valores promedio en el GN son más altos que para el GS. Al comparar los resultados por campaña de muestreo, los niveles promedio para la M1 son mayores con respecto a la M2 para Pb y Cd, en cambio los valores de Cu son mayores en la M2. La concentración de MP por grupo taxonómico no presentó diferencias significativas.

Niveles ambientales de MP en el SAV

En el SAV existen registros previos sobre la concentración de MP en diferentes compartimientos ambientales. En sedimentos terrígenos inter-arrecifales el contenido total de Cu registrado fue de $5.9\text{-}20.9 \mu\text{g g}^{-1}$ y de Pb $5.3\text{-}42.4 \mu\text{g g}^{-1}$ (Rosales-Hoz *et al.*, 2007). En fase disuelta de agua superficial se reportaron $1.8 \mu\text{g L}^{-1}$ para Cu y $0.49 \mu\text{g L}^{-1}$ para Pb (Rosales-Hoz *et al.*, 2009). Morlán-Cahue y Opengo-Piña (2005) registraron la concentración de Pb en algunas MA del grupo de las clorofitas, *Halimeda opuntia* $52.7\text{-}68.0 \mu\text{g g}^{-1}$ y *Halimeda discoidea* $65.2\text{-}76.2 \mu\text{g g}^{-1}$. En esqueleto del coral hermatípico *Montastraea annularis* se registraron niveles promedio de $62.4 \mu\text{g g}^{-1}$ (Horta-Puga y Ramírez-Palacios, 1996). Comparando las concentraciones aquí registradas con los estudios previos mencionados, se puede observar que el nivel promedio de Pb (22.8 ng g^{-1}) es dos órdenes de magnitud inferior, y ligeramente superior a lo registrado en columna de agua; y en el caso del Cu el promedio general de $\sim 2.9 \mu\text{g g}^{-1}$ es ligeramente inferior a lo registrado en sedimentos superficiales y prácticamente similar a lo reportado para columna de agua. Desafortunadamente no hay registros previos de Cd en el área con los cuales comparar. Existen estudios que comparan los niveles de MP en MA y en fase disuelta en columna de agua, por ejemplo, Conti y Cecchetti (2003) registran en *Padina pavonica* y *Ulva lactuca* del Mar Tirreno, Italia, que la concentración de Cd ($0.1\text{-}0.5 \mu\text{g g}^{-1}$) y Pb ($1.9\text{-}4.0 \mu\text{g g}^{-1}$) son similares a los registrados en columna de agua, en cambio la concentración de Cu ($5.8\text{-}12.3 \mu\text{g g}^{-1}$) es 5-10 veces mayor. En las costas de Yemen, en el Golfo de Adén, se observó que la concentración de Cd ($0.17\text{-}2.3 \mu\text{g g}^{-1}$) y Cu ($2.3\text{-}20.5 \mu\text{g g}^{-1}$) fueron superiores y la de Pb ($0.35\text{-}6.0 \mu\text{g g}^{-1}$) similar, a lo registrado en agua

Rushdi, 2008). In other study carried out in the Gulf of Thermaikos, Greece, it was found that Cd levels ($0.1-2.5 \mu\text{g g}^{-1}$), Pb ($6.3-29.8 \mu\text{g g}^{-1}$) and Cu ($1.1-4.3 \mu\text{g g}^{-1}$) in *Ulva rigida* were 3 orders of magnitude higher in respect to their concentration in surface water (Haritonidis and Malea, 1999). So, when comparing HM concentration in the algae thallus, from other species and regions, with respect to water from the environment they develop, in general terms it can be appreciated that Cd, Cu and Pb levels are generally higher, which means that there is a tendency that they accumulate, which is foreseeable, at least for the Cu, which is an essential element for the development of living beings (Goldhaber, 2003). However, VRS concentration of Cu and Pb in the algae thallus is similar to the one found in the water column, which implies that at least for the species in this study, algae are a good indicator for the environmental levels of these elements. Cd and Pb are not essential elements and are generally toxic at low concentrations, there it would be good that they were selected against and their concentration in the algae thallus were inferior to the one present in the environment, because they are not metabolically required (Price and Morel, 1990 and Clemens, 2006). Nevertheless, it is not the case of Pb, which maintains similar concentrations to the environmental ones. The latter suggests that internal HM concentration in MA of the VRS reflects environmental levels, mainly those associated with the dissolved phase in the water column, which has been previously proven (Ho, 1990; Ostapezuk et al., 1997; Haritonidis y Malea, 1999 and Villares et al., 2001), hence they can be used as bioindicators.

Mexican environmental legislation in the official norm NOM-001-ECOL-96, establishes concentration of order 0.1 mg L^{-1} (0.1 ppm) for Cd, 4 mg L^{-1} (4 ppm) for Cu and 0.2 mg L^{-1} (0.2 ppm) for Pb, as maximum monthly permissible limits in coast waters (SEMARNAT 1997). Given that average values of these elements are for Cd $0.01 \mu\text{g g}^{-1}$ (0.01 ppm), for Cu $2.9 \mu\text{g g}^{-1}$ (2.9 ppm), and for Pb $0.02 \mu\text{g g}^{-1}$ (0.02 ppm), which are all lower than the established limits in the norm, and also, in general, lower than the ones recorded in MA in other coast zones, therefore it is considered that the coastal area of VRS does not present contamination problems for heavy metals, even though it is directly influenced by human activities that are developed in the adjacent area.

superficial, para 15 diferentes especies de MA (Al-Shwafi y Rushdi, 2008). En otro estudio llevado a cabo en el Golfo de Thermaikos, Grecia, se encontró que los niveles de Cd ($0.1-2.5 \mu\text{g g}^{-1}$), Pb ($6.3-29.8 \mu\text{g g}^{-1}$) y Cu ($1.1-4.3 \mu\text{g g}^{-1}$) en *Ulva rigida* fueron 3 órdenes de magnitud más altos con respecto a su concentración en agua superficial (Haritonidis y Malea, 1999). Así, al comparar la concentración de MP en talo algal, de otras especies y regiones, con respecto al agua del medio en que se desarrollan, en términos generales se puede apreciar que los niveles de Cd, Cu y Pb son generalmente superiores, lo que significa que hay una tendencia a que estos se acumulen, lo cual es previsible, al menos para el caso del Cu, ya que se trata de un elemento esencial para el desarrollo de los seres vivos (Goldhaber, 2003). Sin embargo, en el SAV la concentración de Cu y Pb en talo algal es similar a la que se encuentra en columna de agua lo que implica que, al menos para las especies incluidas en este estudio, las algas son un buen indicador de los niveles ambientales de estos elementos. El Cd y el Pb no son elementos esenciales y generalmente son tóxicos a bajas concentraciones, por lo cual sería plausible que éstos fueran seleccionados en contra y su concentración en el talo algal fuera inferior a la que se presenta en el ambiente, al no ser requeridos metabólicamente (Price y Morel, 1990 y Clemens, 2006). Sin embargo, no es el caso del Pb, que mantiene concentraciones similares a las ambientales. Lo anterior sugiere que la concentración interna de MP en las MA del SAV reflejan los niveles ambientales, principalmente los asociados a la fase disuelta en columna de agua, lo que ya se ha demostrado previamente (Ho, 1990; Ostapezuk et al., 1997; Haritonidis y Malea, 1999 y Villares et al., 2001), por lo que se pueden utilizar como bioindicadores.

La legislación ambiental mexicana en la norma oficial NOM-001-ECOL-96 establece concentraciones del orden de 0.1 mg L^{-1} (0.1 ppm) para Cd, 4 mg L^{-1} (4 ppm) para Cu y 0.2 mg L^{-1} (0.2 ppm) para Pb, como límites máximos permisibles promedios mensuales en aguas costeras (SEMARNAT 1997). Dado que los valores promedio de estos elementos son para Cd de $0.01 \mu\text{g g}^{-1}$ (0.01 ppm), para Cu de $2.9 \mu\text{g g}^{-1}$ (2.9 ppm), y para Pb de $0.02 \mu\text{g g}^{-1}$ (0.02 ppm), los cuales son todos más bajos que los límites establecidos en la norma, y en general, más bajos que los registrados en MA en otras zonas costeras, por lo tanto se considera que el área costera del SAV no presenta problemas de contaminación por metales pesados, aún a pesar de estar directamente influenciada por las actividades humanas que se desarrollan en el área aledaña.

To determine if environmental MP levels present some pattern or tendency in their spatial distribution, it was determined if there are environmental differences amongst the sampling sites associated to the variability in the average concentration of HM in each site; it was found that there were no significant differences (Kruskal-Wallis, $p=0.636$), which implies that there is no environmental gradient in increase and/or decrease in HM concentration with respect to the distance from the coast and/or the mouth of the Jamapa River. However, when comparing each element independently, it was found: (1) that average values in NG were always higher than SG, and the difference was statistically significant for Pb (Mann-Whitney, $p=0.0329$) and Cu (Mann-Whitney, $p=0.0041$), not so for Cd; and (2) even though average levels for S1 are higher in respect to S2 for Pb and Cd, and lower for Cu, in either case the difference was statistically significant (Mann-Whitney, $p>0.1$). In addition, a grouping analysis was made using the correlation moment-product coefficient of Pearson (r), which estimates the lineal relation between two quantitative variables, as similarity index and simple linking technique (Sokal and Sneath 1963; Crisci and López-Armengól 1983), for the construction of the dendrogram (<http://genomes.urv.cat/UPGMA>) which graphically explains the spatial distribution of environmental availability associated to HM levels in macroalgae. In the grouping analysis grouped

Para determinar si los niveles ambientales de MP presentan algún patrón o tendencia en su distribución espacial, se determinó si existen diferencias ambientales entre los sitios de muestreo, asociados a la variabilidad en la concentración promedio de todos los MP en cada sitio; se encontró que no hubo diferencias significativas (Kruskal-Wallis, $p=0.636$), lo que implica que no existe un gradiente ambiental de aumento y/o disminución de la concentración de MP con respecto a la distancia a la costa y/o a la desembocadura del río Jamapa. Sin embargo, al comparar cada elemento de manera independiente, se encontró: (1) que los valores promedio en el GN siempre fueron más altos que para el GS, y la diferencia fue estadísticamente significativa para Pb (Mann-Whitney, $p=0.0329$) y Cu (Mann-Whitney, $p=0.0041$), no así para Cd; y (2) aunque los niveles promedio para la M1 son mayores con respecto a la M2 para Pb y Cd, y menores para Cu, en ningún caso la diferencia fue estadísticamente significativa (Mann-Whitney, $p>0.1$). Adicionalmente se elaboró un análisis de agrupamiento utilizando el coeficiente de correlación momento-producto de Pearson (r), que estima la relación lineal entre dos variables cuantitativas, como índice de similitud, y la técnica de ligamiento simple (Sokal y Sneath, 1963; Crisci y López-Armengól, 1983), para la construcción del dendrograma (<http://genomes.urv.cat/UPGMA>) que explica gráficamente la distribución espacial de la variabilidad ambiental asociada a los niveles de MP en las macroalgas. En el análisis de agrupamiento se utilizaron los datos agrupados de la concentración de MP de las dos campañas de muestreo, y se forman dos

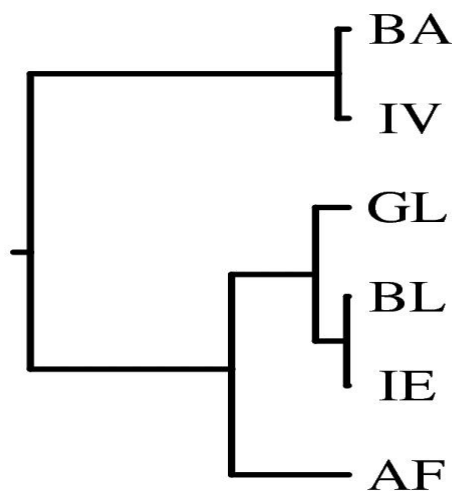


Figure 2. Similarity dendrogram showing spatial distribution pattern between sampling stations, comparing environmental levels of heavy metals in the VRS, SGM.

Figura 2. Dendrograma de similitud que muestran el patrón de distribución espacial entre estaciones de muestreo, comparando los niveles ambientales de metales pesados, en el SAV, SGM.

of HM concentration data were of the two sampling campaigns were used, and two well-defined groups are formed (Figure 2); the first formed by reefs BA and IV, belonging to NG, and the second by reefs of SG plus the GL reef from NG. There is no defined patterns of spatial distribution since a mixture of sites with different location in the VRS happens.

Average levels of HM in MA in the NG are higher than in SG. This could be explained by the fact that reefs of the SG are directly influenced by the fluvial plume of the Jamapa River (Emery, 1963 and Horta-Puga, 2007), which contributes by raising the amount of suspended solids, mainly siliciclastic particles, up to 22-32 mg L⁻¹ in rainy season (Carriquiry and Horta-Puga, 2010). In addition, in front of the mouth of the Jamapa River, there is an anticyclonic twist that provokes a vertical movement of the water towards the surface (Salas-Monreal et al., 2009), which possibly contributes to resuspension of sedimentary particles previously deposited.

It is a widely demonstrated fact that siliciclastic materials, especially kaolinite, illite and montmorillonite clays are effective chelating agents of diverse HM amongst Cd, Cu and Pb (Farrah and Pickering, 1977 and Chester, 2000). Hence, considering that the amount of solids in suspension in the SG is high and that the type of sedimentary particles in suspension are siliciclastic, it is foreseeable that HM concentration in dissolved phase decrease, which is reflected in the HM levels lower than in MA in SG. The fact that GL reef presents a higher similarity with SG reefs is noticeable, which can be explained due to their closeness to Veracruz Port and the discharge zone of the residual water treatment plant in the city (Horta-Puga, 2007), which could contribute to elevating the amount of solids in suspension that could contribute to elevate the amount of solids in suspension that come to present similar values to those from the SG (Carriquiry and Horta-Puga, 2010), and so HM lower average levels are explained.

Finally from the HM concentration study (Cd, Cu and Pb) in the MA collected in different reefs belonging to the VRS in the SGM we conclude: (1) macroalgae *Caulerpa*, *Dictyota* and *Galaxaura* can be considered as bio-indicators of the environmental levels of HM, at least for the study area, since concentration in their thallus is similar to the one recorded in dissolved phase in water column; (2) in the SG, which is the zone directly influ-

grupos bien definidos (Figura 2), el primero formado por los arrecifes BA e IV, pertenecientes al GN, y el segundo por los arrecifes del GS más el arrecife GL del GN. Así, no existe un patrón definido de distribución espacial, ya que se da una mezcla de sitios con diferente ubicación en el SAV.

Los niveles promedio de MP en las MA en el GN son más altos, que en el GS. Esto se podría explicar por el hecho de que los arrecifes del GS están directamente influenciados por la pluma fluvial del río Jamapa (Emery, 1963 y Horta-Puga, 2007), que contribuye aumentando la cantidad de sólidos suspendidos, principalmente partículas siliciclásticas, hasta 22-32 mg L⁻¹ en época de lluvias (Carriquiry y Horta-Puga, 2010). Adicionalmente, frente a la desembocadura del río Jamapa se forma un giro anticiclónico que provoca un movimiento vertical del agua del fondo hacia la superficie (Salas-Monreal et al., 2009), el cual posiblemente contribuye a la resuspensión de partículas sedimentarias previamente depositadas. Es un hecho ampliamente demostrado que los materiales siliciclásticos, especialmente arcillas del tipo de las kaolinitas, ilitas y montmorillonitas, son efectivos agentes quelantes de diversos MP, entre ellos Cd, Cu y Pb (Farrah y Pickering, 1977 y Chester, 2000). Así, considerando, que la cantidad de sólidos en suspensión en el GS es alta y que el tipo de partículas sedimentarias en suspensión son siliciclásticas, por lo tanto es previsible que la concentración de MP en fase disuelta disminuya, lo que se refleja en los niveles de MP más bajos en las MA del GS. Es notable el hecho de que el arrecife GL presenta un mayor similitud con los arrecifes del GS, lo cual se puede explicar por su cercanía al puerto de Veracruz y a la zona de descarga de la planta de tratamiento de aguas residuales de la ciudad (Horta-Puga, 2007), lo que podría contribuir a elevar la cantidad de sólidos en suspensión que llegan a presentar valores similares a los del GS (Carriquiry y Horta-Puga, 2010), y por tanto explicar sus niveles promedio más bajos de MP.

En suma, derivado del estudio de la concentración de MP (Cd, Cu, y Pb) en las MA recolectadas en diferentes arrecifes pertenecientes al SAV, en el SGM, se concluye lo siguiente: (1) las macroalgas *Caulerpa*, *Dictyota* y *Galaxaura*, pueden ser consideradas como bioindicadoras de los niveles ambientales de MP, al menos para el área de estudio, ya que la concentración en su talo es similar a la registrada en fase disuelta en columna de agua; (2) en el GS, que es la zona directamente influenciada por la descarga fluvial del río Jamapa, las concentraciones de MP

enced by the fluvial discharge of the Jamapa River, HM concentrations are lower than those recorded for NG, which suggests that siliciclastic materials given by the river contribute to diminish their concentration in dissolved water, which is reflected in lower values in the MA; and (3) given that HM concentration in MA from VRS, maximum allowed levels for coast waters, hence it is considered that the coast area of the SGM does not present contamination problems due to heavy metals, even it is directly influenced by human activities that are developed in the adjacent areas.

Acknowledgements

The authors wish to acknowledge the support in the field and/or laboratory of Josué Núñez, Nancy Zavaleta, Víctor Molina, Margarita Moreno and José Luis Tello (FESI, UNAM). To perform this study, there was financial aid through different projects: PAPIIT, UNAM IN224507 (S. Cházaro); PAPCA, FESI, UNAM 2006-2009 (S. Cházaro and G. Horta-Puga); CONACYT FOMIX 06-37637 (I. Winfield); CONABIO DM005 (G. Horta-Puga).

References

- Al-Shwafi, N.A. and Rushdi, A.I. 2008. Heavy metal concentrations in marine green, brown, and red seaweeds from coastal waters of Yemen, the Gulf of Aden. *Environmental Geology* 55: 653-660. <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs00254-007-1015-0#page-1>
- API. Administración Portuaria Integral de Veracruz. 2010. En: <http://www.puertodeveracruz.com.mx/>. Última consulta: 19 de junio del 2015.
- Báez, A.F., González, F., Solorio, A. and Belmont, R. 1980. Determinación de plomo, cadmio y cromo en la precipitación pluvial en algunos lugares de la República Mexicana. *TIT Medio Ambiente* 2: 35-46.
- Botello, A.V., Vélez, G.P., Toledo, A.Q., González, G.D. and Villanueva, S. 1992. Ecología, recursos costeros y contaminación en el Golfo de México. *Ciencia y Desarrollo*. CONACYT 102: 28-48.
- Carricart-Ganivet, J.P. and Horta-Puga, G. 1993. Arrecifes de Coral en México. pp. 81-92. En: Salazar-Vallejo, S.I., González N.E. Biodiversidad Marina y Costera de México Comisión Nacional de Biodiversidad y CIQRO, México. <http://decapoda.nhm.org/pdfs/29674/29674.pdf>
- Carrillo, L., Horta-Puga, G. and Carricart-Ganivet J.P. 2007. Climate and Oceanography. pp. 34-40. En: Tunnell, J.W., Chávez, E.A., Whithers K. Coral reefs of southern Gulf of Mexico. Texas A&M University Press, College Station, Texas. <http://www.hartheresearchinstitute.org/biocon-publications>
- Carriquiry, J.D. and Horta-Puga, G. 2010. The Ba/Ca record of corals from the Southern Gulf of Mexico: contributions from land-use changes, fluvial discharge and oil-drilling muds. *Marine Pollution Bulletin* 60: 1625-1630. http://www.academia.edu/1916754/The_Ba_Ca_record_of_corals_from_the_Southern_Gulf_of_Mexico_Contributions_from_land-use_changes_fluvial_discharge_and_oil-drilling_muds
- Clemens, S. 2006. Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. *Biochimie* 88: 1707-1719. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0300908406001428>
- Conti, M.E. and Cecchetti G. 2003. A biomonitoring study: trace metals in algae and molluscs from the Tyrrhenian coastal areas. *Environmental Research* 93: 99-112. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0013935103000124>

son menores a las registradas para el GN, lo que sugiere que materiales siliciclásticos aportados por el río, contribuyen a disminuir su concentración en fase disuelta, lo que se refleja en valores más bajos en las MA; y (3) dado que la concentración de MP en las MA del SAV, no rebasan los niveles máximos permisibles establecidos para aguas costeras, por lo tanto se considera que el área costera del SGM no presenta problemas de contaminación por metales pesados, aún a pesar de estar directamente influenciada por las actividades humanas que se desarrollan en el área aledaña.

Agradecimientos

Agradecemos el apoyo en el trabajo de campo y/o de laboratorio de Josué Núñez, Nancy Zavaleta, Víctor Molina, Margarita Moreno y José Luis Tello (FESI, UNAM). Para realizar este estudio se obtuvo apoyo financiero a través de los proyectos: PAPIIT, UNAM IN224507 (S. Cházaro); PAPCA, FESI, UNAM 2006-2009 (S. Cházaro y G. Horta-Puga); CONACYT FOMIX 06-37637 (I. Winfield); CONABIO DM005 (G. Horta-Puga).

- Crisci J.C. and López-Armengól, M.F. 1983. Introducción a la teoría y práctica de la taxonomía numérica. OEA, PRDCT, Serie Biología 26. Washington, D.C. 132 pp.
- Chambers, L.D., Stokes, K.R., Walsh, F.C. and Wood, R.J.K. 2006. Modern approaches to marine antifouling coatings. *Surface Coatings Technology* 201: 3642-3652. http://eprints.soton.ac.uk/43767/1/our_anti-fouling.pdf
- Chester, R. 2000. Marine geochemistry. Blackwell Science Ltd. Oxford, UK. 506 pp. http://samples.sainsburysebooks.co.uk/9781444311570_sample_385711.pdf
- Emery, K.O. 1963. Arrecifes coralinos en Veracruz, México. *Geofísica Internacional* 3: 11-17.
- Goldhaber, S.B. 2003. Trace element risk assessment: essentiality vs. toxicity. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 38: 232-242. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S027323000200020X>
- Haritonidis, S. and Malea, P. 1999. Bioaccumulation of metals by the green alga *Ulva rigida* from Thermaikos Gulf, Greece. *Environmental Pollution* 104: 365-372. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749198001924>
- Farrah, H. and Pickering, W.F. 1977. Influence of clay-solute interactions on aqueous heavy metal ion levels. *Water Air and Soil Pollution* 8: 189-197. <http://link.springer.com/article/10.1007%2FBF00294042#page-2>
- Ho, Y.B. 1990. *Ulva lactuca* as bioindicator of metal contamination in intertidal waters in Hong Kong. *Hidrobiología* 203: 73-81. <http://link.springer.com/article/10.1007%2FBF00005615#page-2>
- Horta-Puga, G. 2003. Condition of selected reef sites in the Veracruz Reef System (stony corals and algae). *Atoll Research Bulletin* 496: 360-369. <https://repository.si.edu/handle/10088/7757?show=full>
- Horta-Puga, G. 2007. Environmental Impacts. pp. 126-141. En: Tunnell, J.W., Chávez, E.A., Whithers K. Eds. Coral reefs of southern Gulf of Mexico. Texas A&M University Press, College Station, Texas. <http://www.hartherresearchinstitute.org/biocon-publications>
- Horta-Puga, G. and Ramírez-Palacios, R. 1996. Niveles de plomo en el esqueleto del coral arrecifal *Montastrea annularis*. pp. 363-367. En: Botello, A.V., Vázquez-Gutiérrez, F., Rojas Galaviz, J.L., Benítez-Torres, J., Zárate-Lomelí, D. Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias EPOMEX Serie Científica 4. Universidad Autónoma de Campeche, México.
- Horta Puga, G. and Tello-Musi, J.L. 2009. Sistema Arrecifal Veracruzano: condición actual y programa permanente de monitoreo: Primera Etapa. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. DM005. México D. F. 126 pp. En: <http://www.conabio.gob.mx/institucion/proyectos/resultados/InfDM005.pdf>. Última consulta: 19 de junio del 2015.
- Inoue, M., Suzuki, A., Nohara, M., Kan, H., Edward, A. and Kawahata, H. 2004. Coral skeletal tin and copper concentrations at Pohnpei, Micronesia: possible index for marine pollution by toxic anti-biofouling paints. *Environmental Pollution* 129: 399-407. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S026974910300469X>
- Jordán-Dahlgren, E. and Rodríguez-Martínez, R.E. 2003. The Atlantic coral reefs of Mexico. pp. 131-158. En: Cortes, J. Latin American coral reefs. *Elsevier Science BV*. <http://www.sciencedirect.com/science/book/9780444513885>
- Lang, J., Alcolado, P., Carricart-Ganivet, J.P., Chiappone, M., Curran, A. and Dustan, P. 1998. Pp. 123-134. En: Wilkinson, C. Status of coral reefs in the northern areas of the wider Caribbean. Status of coral reefs of the world: 1998 Australian Institute of Marine Science, Townsville, Australia.
- Littler, M.M. and Littler, D.S. 1984. Models of tropical reef biogenesis: The contribution of algae. *Progress in Phycological Research* 3: 323-363.
- McCook, L.J. 1999. Macroalgae, nutrients and phase shifts on coral reefs: scientific issues and management consequences for the Great Barrier Reef. *Coral Reefs* 18: 357-367. <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs003380050213#page-1>
- Morlán-Cahue, Y. and Opengo-Piña, H. 2005. Determinación de metales (Fe, Mn, Pb, y Zn) en macroalgas clorofitas del Sistema Arrecifal Veracruzano. pp. 373-388. En: Botello, A.V., Rendón-von Osten, J., Gold-Bouchot, G., Agraz-Hernández, C. Golfo de México, contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias, 2da Ed. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Nacional Autónoma de México, e Instituto Nacional de Ecología. Campeche, México. http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/consultaPublicacion.html?id_pub=479
- Ostapezuk, P., Barrow, M., May, K., Mohl, C., Froning, M., Süßenbach, B. et al. 1997. Mussels and algae as bioindicators for long-term tendencies of element pollution in marine ecosystems. *Chemosphere* 34: 2049-2058. <http://www.ingentaconnect.com/content/els/00456535/1997/00000034/00000009/art00067>

- Páez-Osuna, F., Ochoa-Izaguirre, M.J., Bojórquez-Leyva, H. and Michel-Reynoso, I.L. 2000. Macroalgae as biomonitors of heavy metal availability in coastal lagoons from the subtropical pacific of México. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 64: 846-851. <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs0012800080#page-1>
- Phillips, D.J.H. 1990. Use of macroalgae and invertebrates as monitors of metal levels in estuaries and coastal waters. Pp. 81-99. En: Furness, R.W., Rainbow, P. S. Heavy Metals in the Marine Environment. CRC Press. Boca Raton, Fl.
- Phillips, D.J.H. 1994. Macrophytes as biomonitors of trace metals. Pp. 85-103. En: Kramer K.J.M. Biomonitoring of Coastal Waters and Estuaries. CRC Press. Boca Raton, Fl.
- Price, N.M. and Morel, F.M.M. 1990. Cadmium and cobalt substitution for zinc in a marine diatom. *Nature* 344: 658-660. <http://www.nature.com/nature/journal/v344/n6267/abs/344658a0.html>
- Rosales-Hoz, L., Carranza-Edwards, A. and Celis-Hernández, O. 2007. Environmental implications of heavy metals in surface sediments near Isla de Sacrificios, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 78: 353-357. <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs00128-007-9125-7#page-1>
- Rosales-Hoz, L., Carranza-Edwards, A., Sanvicente-Añorve, L., Alatorre-Mendieta, M.S. and Rivera-Ramírez, F. 2009. Distribution of dissolved trace metals around the Sacrificios coral reef island, in the Southwestern Gulf of Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 83: 713-719. <http://link.springer.com/article/10.1007/s00128-009-9813-6>
- Salas-Monreal, D., Salas-de-León, D.A., Monreal-Gómez, M. A. and Riverón-Enzástiga, M. L. 2009. Current rectification in a tropical coral reef system. *Coral Reefs* 28: 871-879. <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs00338-009-0521-9#page-1>
- SEMARNAT. (1997). Norma oficial mexicana (NOM-ECOL-001-1996) que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de agua residuales en aguas y bienes nacionales. Diario Oficial de la Federación (DOF) Última reforma publicada el 6 de enero de 1997. <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Noticias/NormasOficialesMexicanas.pdf>
- Sokal, R.R. and Sneath, P.H.A. 1963. Principles of numerical taxonomy. Freeman, San Francisco, Ca. 359 pp.
- Tunnell, J.W. 1992. Natural versus human impacts to southern Gulf of Mexico coral reef resources. Proceedings of the 7th International Coral Reef Symposium. *Guam* 1: 300-306.
- Tunnell, J.W., Chávez, E.A. and Whithers K. 2007. Coral reefs of the southern Gulf of Mexico. Texas A&M University Press. College Station, Texas. 194 pp. <http://catalogo.rebiun.org/rebiun/record/Rebiun02427107>
- Villanueva, S. and Botello, A.V. 1992. Metales pesados en la zona costera del Golfo de México y Caribe Mexicano: una revisión. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 8: 47-61. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=37080104>
- Villanueva, S. and Páez-Osuna, F. 1996. Niveles de metales en el Golfo de México: agua, sedimentos y organismos. Pp. 309-347. En: Botello, A.V., Vázquez-Gutiérrez, F., Rojas Galaviz, J.L., Benítez-Torres, J., Zárate-Lomelí, D. Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias EPOMEX Serie Científica 4. Universidad Autónoma de Campeche, México.
- Villares, R., Puente, X. and Carballeira, A. 2001. *Ulva* and *Enteromorpha* as indicators of heavy metal pollution. *Hidrobiología* 462: 221-232. http://download.springer.com/static/pdf/250/art%253A10.1023%252FA%253A1013154821531.pdf?originUrl=http%3A%2F%2Flink.springer.com%2Farticle%2F10.1023%2FA%3A1013154821531&token2=exp=1441648945~acl=%2Fstatic%2Fpdf%2F250%2Fart%25253A10.1023%25252FA%253A1013154821531.pdf%3ForiginUrl%3Dhttp%253A%252F%252Flink.springer.com%252Farticle%252F10.1023%252FA%253A1013154821531*~hmac=3dc5d3d451acb84c9eb3031000c69296692346c8c2474b70cd79b93cf5c8d44b

Cite this paper/Como citar este artículo: Horta-Puga, G., Cházaro-Olvera, S., Winfield, I., Lozano-Aburto, M.A., Arenas-Fuentes, V. (2016). Heavy metals in macroalgae from the Veracruz Reef System. *Revista Bio Ciencias* 3(4): 326-339. <http://editorial.uan.edu.mx/BIOCIENCIAS/articulo/view/172/227>

