



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA



INFLUENCIA DE LA DESCARGA FLUVIAL DEL RÍO
JAMAPA EN LOS NIVELES CORALINOS DE Mn EN
EL SUR DEL GOLFO DE MÉXICO

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

BIÓLOGA

P R E S E N T A

Junuen Julliana Ramírez Hernández

DIRECTOR: Dr. Guillermo Javier Horta Puga



TLALNEPANTLA, ESTADO DE MÉXICO 2011



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

AGRADECIMIENTOS

A la UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO y todo lo que representa, porque dentro de sus aulas aprendí casi todo lo que sé acerca de ser un profesionista, un biólogo, un ser provechoso para la sociedad y hasta un buen amigo, porque en ella he pasado los mejores momentos de mi vida y porque de no existir, el camino hasta aquí habría sido mucho menos exitoso.

A mi madre Leticia Hernández porque siempre has estado ahí para mí con un gran amor incondicional, por haberme convertido en tu prioridad y sobre todo porque al ser tu hija heredé esas ganas inmensas de luchar por la vida y por lo que se desea, lo que finalmente me ha traído hasta aquí. “Lo lograste mami 3 de 3 eres una gran mujer y la mejor mamá”

A mi padre José Ramírez porque sé que con esto estarás orgulloso, porque gracias a ti me convertí en una mujer más disciplinada y porque sé que me apoyaste lo más que pudiste, no renunciaste nunca y aguantaste hasta el final.

A mis hermanos Luis Ramírez (chirgo) y Africa Ramírez (carita de perro) por poner el ejemplo y el camino a seguir siendo unos profesionistas. Por los consejos, las peleas y por ser todo lo que unos buenos hermanos deben ser: latosos hasta el final. Los amo mucho a los dos.

A mis nuevos cuñis Erika Valdés y Esli Hernández por las pláticas que tuvimos a cerca de ésta tesis, los consejos dados y sobre todo por haber querido formar parte de la familia.

A Chava aunque sé que las cosas han cambiado, mucho de esto es gracias a ti, por aguantar mi estrés, por ayudarme, por ser mi cómplice, mi confidente y mi gran apoyo en todas mis responsabilidades escolares.

A todas esas personitas que hicieron que el paso por esta universidad fuera más llevadero, emocionante y divertido Citlali (Cityboy), Fernanda (La Fer), José Antonio (Toño), Osvaldo (Os), Fanny (Babany), Rubén (Ruby), Eder (Mugres), Diego (Mijo) gracias por todos estos años de amistad, apoyo, consejos y diversión. Por supuesto no me pueden faltar mis dos amiguitos de la bodeguita Abraham (Torpe) y Yolitzin (Yola) que en el último jalón estuvieron ahí para mí pasando horas interminables de “trabajo” juntos. Aprendí a quererlos tan rápido y son tan divertidos, los voy extrañar mucho torpes.

Son muchas las personas que han participado en este trabajo y quiero expresar mi gratitud por el apoyo y la confianza que me han prestado.

Mi más sincera admiración y gratitud al Dr. Guillermo Javier Horta Puga por todos los consejos, el tiempo, esfuerzo, apoyo y la sabiduría brindada para poder llevar a buen término esta tesis. Su guía otorgada en el camino profesional a seguir, la amistad y todos los regaños fueron de mucha utilidad.

Un agradecimiento especial a la Bióloga Marisol Ávila Romero por todos sus consejos, observaciones y enseñanzas así como por su valiosa ayuda en el laboratorio, por el respaldo otorgado y por haberme apoyado siendo sumamente comprensiva.

A mis sinodales la Dra. Ana María García Bores, el Biólogo José Luis Tello Musi y el Dr. Guillermo Ávila Acevedo, por su valiosa colaboración, así como sus observaciones críticas para mejorar la redacción y presentación de este trabajo.

“POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPIRITU”

ÍNDICE

Resumen.....	5
Introducción.....	6-13
Objetivo.....	13
Materiales y Método.....	14-22
Resultados y Discusión.....	23-41
Conclusiones.....	42
Bibliografía.....	43-

RESUMEN

Los corales crecen depositando carbonato de calcio para constituir su esqueleto, formando bandas de diferente densidad las cuales registran al momento de la depositación cambios en la química del agua. Los corales tienen la capacidad de incorporar en su esqueleto elementos traza y mayores que se co-precipitan junto con el esqueleto en concentraciones que están controladas por la composición del agua del medio, por lo que proporcionan información acerca de las condiciones fisicoquímicas del agua. El manganeso (Mn) se encuentra entre los elementos que se pueden incorporar en el esqueleto coralino por lo que las concentraciones de Mn presentes en el coral *Montastraea annularis* colectado en el arrecife La Blanca del Sistema Arrecifal Veracruzano, se utilizaron como archivos históricos para correlacionarlos con las variaciones mensuales en el volumen de descarga fluvial del río Jamapa y determinar de esta forma si era posible utilizar al Mn como un proxy de éste parámetro ambiental. Se cuantificaron 8 años de crecimiento coralino registrando un promedio de 8.9 $\mu\text{g/g}$ de Mn. A lo largo del registro se observó una tendencia hacia el incremento en las concentraciones de Mn (~48%). A pesar de que se observó una correlación ($r=0.4$) entre las concentraciones mensuales de Mn y la descarga del río ésta no fue estadísticamente significativa, por lo que probablemente existan otras fuentes no cuantificables de Mn en la región como podrían ser la presencia de un giro ciclónico que se forma en la zona de estudio el cual podría provocar la resuspensión de Mn y en general de materiales depositados, por lo que es posible que las concentraciones coralinas de Mn estén variando en virtud de los patrones de viento y la formación del giro ciclónico y no debido a la descarga fluvial.

INTRODUCCIÓN

Los arrecifes de coral se encuentran entre los ecosistemas más productivos y biológicamente diversos en el mundo y son el resultado de más de 215 millones de años de evolución. Éstos están formados por la acumulación de esqueletos calcáreos de diferentes organismos principalmente algas coralinas y corales hermatípicos (Odum y Odum 1955, Stoddart 1969, Conell 1978, Carricart-Ganivet y Horta-Puga 1993, Moberg y Folke 2005). Las colonias coralinas pueden vivir cientos de años, depositando continuamente carbonato de calcio (CaCO_3) para formar su esqueleto calcáreo, el cual está compuesto por la forma cristalina isomórfica conocida como aragonita (Goreau et al. 1979, Swart 1981). La formación del esqueleto se lleva a cabo en el espacio subepitelial en donde las zooxantelas proporcionan la energía requerida para este proceso y las células de la capa calicoblástica permiten la presencia de bicarbonato (HCO_3) que posteriormente se deposita en forma de CaCO_3 (Goreau 1959, Marshall 1996, Tambutté et al. 1996, Furla et al. 2000).

Durante la esqueletogénesis se forman bandas de diferente densidad (Knutson et al. 1972, Moore y Krishnaswami 1974, Dodge y Thomson 1974). La formación de las bandas de alta densidad esquelética se atribuyen a las altas temperaturas e intensidad de luz así como a cambios en la fisiología coralina debido a la época reproductiva mientras que, cuando la temperatura e intensidad de luz son más bajas, se producen bandas de baja densidad (Dodge y Brass 1984, Barnes y Lough 1993, Dávalos-Dehullu et al. 2008). Cada par de bandas adyacentes de alta y baja densidad representan un año de crecimiento coralino y dado que se forman año con año, las tasas de crecimiento y

calcificación pueden ser determinadas (Knutson et al. 1972, Moore y Krishnaswami 1974, Dodge y Thompson 1974, Barnes y Lough 1989).

Las bandas coralinas registran al momento de la depositación del CaCO_3 , los cambios en la química del agua, ya que los corales al igual que todos los seres vivos, responden diferencialmente a las condiciones cambiantes del medio (Knutson et al. 1972, Linsley et al. 1994, Barnes y Lough 1996). Entre los cristales de CaCO_3 , generalmente quedan espacios libres que son susceptibles a ser ocupados por material particulado (Livingstone y Thompson 1971, Shen y Boyle 1988). Se ha demostrado que los corales tienen la capacidad de incorporar en su esqueleto cerca de 40 elementos traza y mayores (Howard y Brown 1984, Livingstone y Thompson 1971). Estos se co-precipitan junto con el esqueleto aragonítico, en concentraciones que están controladas por la composición del agua del medio, permitiendo así que los corales proporcionen información, acerca de las condiciones fisicoquímicas del agua en el momento de su formación, por lo que se utilizan como indicadores de la química del agua, así como en el estudio de la paleoclimatología (Dodge y Vaisnys 1975, Shen y Boyle 1987, Linsley et al. 1994, Taylor et al. 1996, Barnes y Lough 1996,). Lo anterior refleja las condiciones ambientales oceanográficas, ya que la razón metal/Ca en el coral presenta, generalmente, un coeficiente de proporción unitario con el agua de mar (Shen et al. 1987, Shen y Boyle 1987, Libes 1992, Wyndham et al. 2003), mostrando así una relación proporcional con respecto a los niveles presentes en el océano; obedeciendo a la relación siguiente:

$$K_D = \frac{[M]/[Ca]_{\text{aguademar}}}{[M]/[Ca]_{\text{coral}}} \approx 1$$

K_D =Coeficiente de distribución, M= Metal, Ca=Calcio

El manganeso (Mn) se encuentra entre los elementos que se pueden incorporar en el esqueleto, ya sea sustituyendo al calcio (Ca) en la molécula de carbonato aragonítica, debido a que forma un carbonato isoestructural, o en el material particulado que queda depositado entre los cristales (Shen y Boyle 1988, Brown et al. 1991).

La concentración de Mn en el océano se caracteriza por tener un mínimo cerca de los 150m de profundidad (0.2 nmol/Kg) y un máximo en la superficie (6 nmol/kg), y en profundidades medias coincidiendo con el mínimo de oxígeno y los máximos de nutrientes lábiles. Su distribución batimétrica oceánica parece estar dominada por aportaciones externas que en general pueden llevar a un máximo en las concentraciones de este elemento en: (1) las profundidades del océano como resultado de la inyección hidrotermal y/o la resuspensión de sedimentos; (2) las aguas superficiales debido al aporte terrígeno de los ríos. Asimismo la concentración de Mn disuelto es mayor en aguas cercanas a las costas y va disminuyendo al alejarse del aporte fluvial (Bender et al. 1979, Landing y Bruland 1980). Por lo que la concentración de Mn en corales costeros, generalmente, es mayor en comparación a la que se presenta en corales que se desarrollan en áreas netamente oceánicas (Shen y Boyle 1988, Shen y Sanford 1990).

Las concentraciones de Mn presentes en el coral pueden ser utilizadas como archivos históricos para correlacionarlos con las variaciones en el volumen de precipitación, descarga fluvial, y las tasas de erosión de suelo en el continente

adyacente (Shen y Sanford 1990, Lewis et al. 2007, Lea et al. 1989, Shen et al. 1992)

El Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV), es el sistema arrecifal más extenso del Golfo de México y se ubica frente a la ciudad de Veracruz. Además de encontrarse frente al puerto más grande del sur del Golfo de México (SGM), el SAV está también influenciado por las descargas fluviales como el río Actopan, Blanco, Papaloapan y Jamapa, los cuales tienen una cuenca adyacente a las costas del estado de Veracruz (Carricart-Gavinet y Merino 2001, Horta-Puga 2007, Tunnell et al. 2007). Estos ríos acarrear contaminantes y material terrígeno, provocando que el SAV sea considerado como uno de los sistemas arrecifales más amenazados por las actividades humanas (Botello et al. 1996, Villanueva y Botello 1992, Horta y Ramírez 1996, Lang et al. 1998).

Uno de los ríos que acarrear materiales particulados al SAV es el Jamapa, el uso del suelo en la cuenca hidrológica de éste río se destina principalmente a la ganadería y la agricultura (INEGI 2010). La deforestación es una causa directa del incremento de sedimentos terrígenos que causan el deterioro de ecosistemas marinos y costeros (Caso et al. 2005). A pesar de que no existen estadísticas históricas del cambio de uso de suelo en el SGM, se asume que el incremento de la población en el estado de Veracruz durante el último siglo de 1.5 a 7.1 millones de personas (Figura 1) (INEGI 2010) ha tenido un impacto negativo en el ambiente debido a la sobreexplotación de los recursos naturales, el desmonte extensivo de la tierra para la agricultura y el desarrollo de asentamientos humanos (Beltrán et al. 2005, Toledo 2005, Horta-Puga 2007, Chavéz y Tunnell 2007). Lo anterior ha generado un aumento en las tasas de

erosión del suelo y paralelamente, en el acarreo de sedimentos a las aguas costeras del SGM durante el siglo pasado.

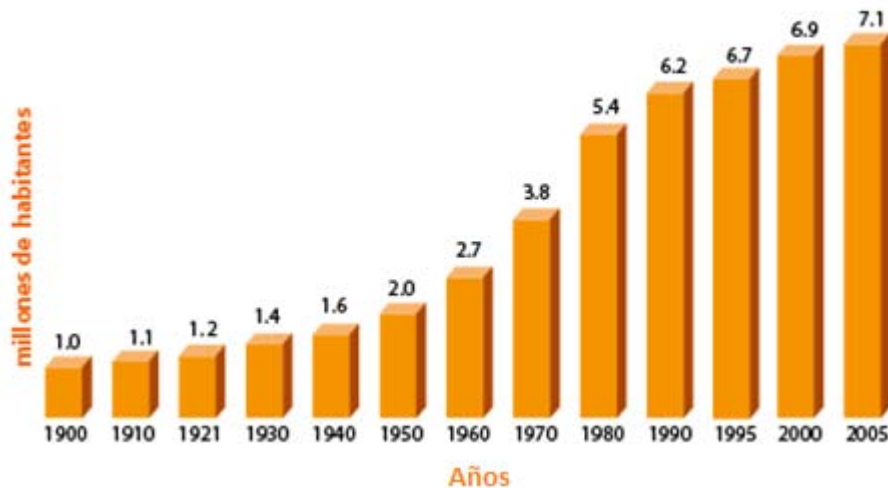


Figura 1. Crecimiento poblacional en el estado de Veracruz (INEGI 2010).

Los procesos de intemperismo y erosión favorecen la liberación y movilización de materiales terrígenos, entre ellos el Mn que es un constituyente típico de minerales tales como la pirolusita (MnO_2) y Braunita ($MnSi_{12}O_3$) que están presentes en rocas sedimentarias, por lo que los suelos y materiales particulados son ricos en Mn (Azareño et al. 2006). En general los suelos en la cuenca del río Jamapa son derivados de la intemperización de rocas volcánicas en un ambiente tropical húmedo, por lo cual son ricos en arcillas con alto contenido de elementos traza (Cruz-Huerta y Geissert-Kientz 2000). Por otro lado se ha calculado que el 95% de los metales transportados por los ríos son depositados en los márgenes oceánicos como estuarios, la plataforma y la

pendiente continental (Villanueva y Botello 1992, Páez 2005). Así es de esperarse que las concentraciones ambientales de Mn en el área de influencia del río Jamapa sean altas.

Las variaciones en la abundancia de metales pesados como el Mn, refleja la actividad antropogénica y/o influencias terrestres en ambientes marinos (Shenet al. 1987, GuzmányJiménez 1992, Shen y Boyle 1988, Ramos et al. 2004). Por otra parte, determinaciones de elementos traza presentes en corales a través de escalas de tiempo cortas han detectado cambios ambientales importantes (Shenet al. 1987, Shen y Boyle 1987, GuzmányJarvis 1996, David 2003, Inoue et al. 2004). Debido a lo anterior es elemental comprender los sucesos ambientales del pasado para entender como podrían variar en el futuro, sin embargo, existen datos limitados, escasos o nulos cerca de las tasas de descarga de aguas riverinas, precipitación, sedimentación y erosión en el Golfo de México. Los modelos climáticos requieren de datos para poder ser más precisos, la información sobre indicadores (proxys) ambientales representan una fuente importante de datos sobre las condiciones ambientales pasadas; la obtención de estos datos facilitaría la elaboración de modelos ambientales que nos permitan hacer predicciones futuras (Al-Rousan et al. 2007, Alibert et al. 2003).

Por lo tanto si la concentración de Mn presente en el coral co-varia en relación al volumen de descarga fluvial del río Jamapa, sería posible utilizar al Mn contenido en las bandas de crecimiento de los corales que se encuentren influenciados por la pluma fluvial del río, como un trazador directo de condiciones ambientales tales como el cambio de uso de suelo, los niveles de precipitación y descargas riverinas, a lo largo de la historia en el SGM.

Es importante señalar que este tipo de estudios ya se han realizado antes, otros autores como Guzmán y Jiménez (1992) evaluaron la presencia de 12 metales pesados entre ellos Mn, en el coral escleractinio *Siderastrea siderea* a lo largo la costa caribeña de Costa Rica y Panamá, encontrando altos niveles de contaminación en la región, lo que fue atribuido a la influencia de ríos que acarreaban una mayor cantidad de sedimentos en suspensión, como resultado de la creciente contaminación ambiental, las descargas de aguas residuales, el uso indebido de agroquímicos, fertilizantes y la erosión.

En este contexto Wyndham y colaboradores (2003) evaluaron las concentraciones de Bario (Ba) y Mn en corales *Porites* de la gran barrera de arrecifes australiana, comparando corales que se encontraban cercanos a las costas con aquellos que no estaban influenciados por el aporte terrígeno continental, ellos encontraron que los corales costeros muestran una influencia terrestre significativamente mayor, que se caracteriza por el aumento de las concentraciones de elementos traza y que la presencia de estos depende de factores estacionales, la productividad primaria y la influencia de las aguas costeras, sugiriendo que el registro de Mn puede considerarse como un indicador útil para la actividad biológica en las costas.

David (2003) evaluó las concentraciones de metales pesados en las bandas de crecimiento de corales *Porites*, correlacionando los años de alta precipitación, con los picos en las concentraciones de Mn presentes en el coral. Su estudio confirma que este registro geoquímico se puede utilizar para rastrear la entrada de sedimentos a través de las cuencas fluviales y las tasas de precipitación. Así

mismo Lewis y colaboradores (2007) utilizaron el registro geoquímico de Mn en un coral *Porites* ubicado cerca de la desembocadura del río Burdekin en Australia, demostrando que las variaciones en la concentración de Mn coralinas estaban directamente relacionadas con la introducción de ganado y animales de pastoreo, lo que respondía al cambio de uso de suelo y el desmonte de tierras en la región.

Al-Rousan y colaboradores (2007) a fin de evaluar los contaminantes y el impacto de los cambios ambientales en la región costera del Golfo de Aquaba, Jordania, evaluaron las concentraciones de Mn en el coral *Porites* encontrando un aumento de hasta un 300% en las concentraciones de Mn a partir de mediados de los sesenta lo que sugiere una contaminación extensa de la zona costera, esta fecha coincide con el comienzo de un período que registró un aumento de las actividades costeras, las construcciones y la urbanización.

Debido a lo anterior, el objetivo del presente estudio es determinar los niveles de Mn con una resolución milimétrica en el esqueleto del coral escleractinio *Montastraea annularis* (Ellis y Solander 1786). Así mismo se determinará si existe una relación directa entre la descarga fluvial del río Jamapa y la variación temporal de Mn coralina en el sur del Golfo de México, con el fin de comprobar si es posible utilizar al Mn como un proxy ambiental de la descarga del río.

MATERIALES Y MÉTODOS

El Sistema Arrecifal Veracruzano (Figura 2) se sitúa entre las coordenadas geográficas 19° 00' 00" y 19° 16' 00" latitud N y 95° 45' 00" y 96° 12' 00" de longitud W en la porción central del estado de Veracruz. Está constituido por 25 arrecifes, la mayoría tipo plataforma, que se elevan desde profundidades de 40 metros hasta la superficie. Se encuentra dividido en dos grupos, norte y sur separados por la desembocadura del río Jamapa (Carricart-Ganivet y Horta-Puga 1993, Vargaset al. 1993, Tunnell 2007). El río Jamapa cubre una cuenca de $\sim 4540 \text{ km}^2$ se origina en el flanco oriental del Pico de Orizaba y desemboca en la barra de Boca del Río, sus principales efluentes son los ríos Xicuintla, Barranca del Jobo, Coaxtla, Ixhuatlán del Café, Tepatlaxco, Medellín y Soledad del Doblado; con un escurrimiento anual de 1895 millones de m^3 (Secretaría de Marina, 1982).

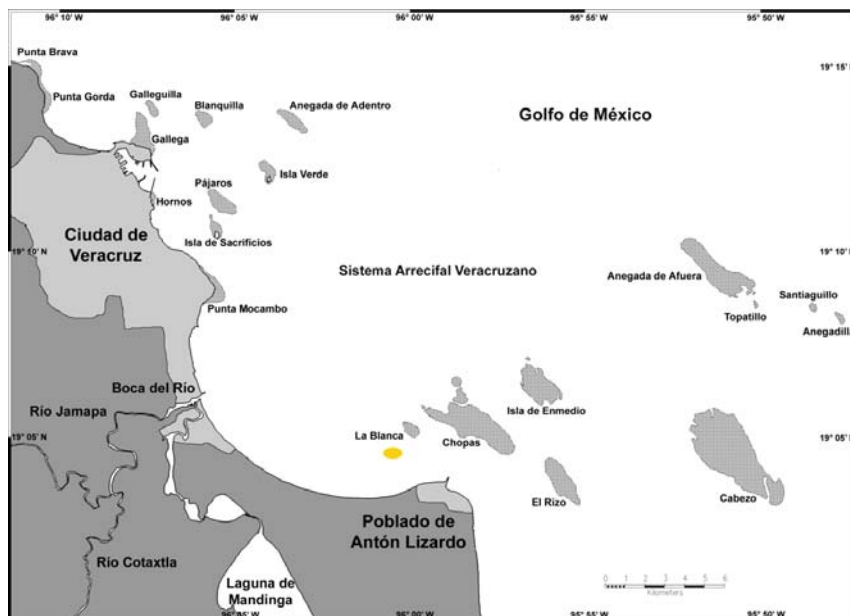


Figura 2. Sistema Arrecifal Veracruzano. Sitio de muestreo del coral escleractinio *Montastraea annularis* 

Una colonia saludable del coral *Montastraea annularis* fue recolectada en Julio de 2007 en el arrecife La Blanca del SAV. A través de fotografías satelitales es posible observar que el arrecife La Blanca se encuentra altamente influenciado por la pluma fluvial del río Jamapa (Figura3). La colonia fue enjuagada con agua del medio, etiquetada y colocada en bolsas de plástico para su traslado al laboratorio. Una vez en el laboratorio fue lavada con agua destilada e hipoclorito de sodio (NaClO) para eliminar la mayor parte de tejido posible. Posteriormente se enjuagó con agua destilada, se secó y se seccionó longitudinalmente con una sierra circular de doble hoja, con discos de filo diamantado, lubricada con agua corriente para obtener lajas de 7-9 mm de espesor. Se obtuvieron tres lajas que fueron procesadas lavándolas con agua destilada (AD) en baño ultrasónico (BUS) por 5 min. Posteriormente se realizaron cinco lavados consecutivos con ácido nítrico (HNO₃ 0.2 M) por 5 min, esto con la finalidad de que se puedan eliminar partículas de fragmentos derivados del proceso de corte contenidos en el entramado esquelético en la medida de lo posible.

De cada laja se obtuvo una radiografía por medio de una unidad de rayos X. La radiografía permitió determinar la posición de las bandas anuales de crecimiento, las que son discernibles por la alternancia de bandas de alta y baja densidad, clara y oscura respectivamente, un par por cada año de crecimiento coralino (Knutson et al. 1972, Moore y Krishnaswami 1974, Dodge y Thompson 1974, Barnes y Devereux 1988, Barnes y Lough 1989, Barnes y Lough 1990, Barnes y Lough 1993, Barnes y Lough 1996). Con base en la radiografía fue posible seleccionar, para ser procesada, la laja en la cual se observaban más claramente las bandas de crecimiento y por lo tanto resultaría

más sencillo determinar su cronología. Posteriormente, tomando como base la placa radiográfica se elaboró manualmente una copia en una lámina de acetato transparente que se utilizó como plantilla, para que en el momento de colocarse sobre la laja, se determine la posición de las bandas anuales de crecimiento. De cada banda anual se obtuvieron muestras de polvo coralino con resolución milimétrica, para esto se colocó una cinta de medición con la escala adecuada sobre una coralita, sobre la cual se taladró cada milímetro con una fresa de carburo de tungsteno de 1 mm de diámetro acoplada a un taladro de banco para la obtención de las muestras de polvo coralino.



Figura 3. Fotografía satelital en la cual se observa el SAV y la influencia de la pluma fluvial del río Jamapa sobre el arrecife La Blanca.

Cada muestra se sometió a un procedimiento de limpieza con AD y HNO_3 , siguiendo un protocolo similar al empleado por Shen y Boyle (1988), incluyendo algunas modificaciones propuestas por Linn et al. 1990 y Reuer et al. 2003.

El procedimiento implica una limpieza en medio ácido diluido, para solubilizar al máximo posible cationes metálicos adsorbidos e impurezas metálicas que durante el proceso de recolección, pretratamiento, corte y obtención de polvo coralino contaminaron la muestra. Todo el procedimiento se llevó a cabo en una campana de flujo laminar en el interior de un cuarto ultralimpio clase 100. Cada muestra fue sometida a un lavado con AD, con agitación ultrasónica por 5 minutos y se centrifugaba a 14,000 revoluciones por minuto (rpm) durante 4 minutos. Posteriormente se eliminó la fracción orgánica mediante el lavado con una solución oxidante de Peróxido de hidrogeno e Hidróxido de sodio ($\text{H}_2\text{O}_2:\text{NaOH}$) con una concentración 1:1 la cual solubilizaba la materia orgánica presente en el entramado cristalino. Las muestras se agitaron ultrasónicamente por 20 minutos y se centrifugaron a 14,000 rpm por 2 minutos. Por último a las muestras se les realizaron tres lavados consecutivos con HNO_3 5mM, se agitaron ultrasónicamente por 3 minutos y se centrifugaron a 14 000 rpm por 2 minutos sifoneando el sobrenadante. Una vez lavadas las muestras fueron secadas en una campana de flujo laminar. Finalmente se llevó a cabo la digestión de las muestras para lo cual se agregó HNO_3 al 10%, tomando en cuenta una relación de 1 ml de ácido por cada mg de polvo coralino.

La cuantificación de Mn se llevó a cabo utilizando un espectrofotómetro de absorción atómica (Varian Spectra AA-800) acoplado a un atomizador electrotérmico (GTA100) (GFAAS). El programa de análisis se optimizó para de esta manera definir los valores y tiempos para el secado, atomizado y

calcinado (Cuadro 1). El método se compone de 11 pasos los cuales se dividen en tres fases: secado, calcinado y atomizado. En la primera fase (pasos 1-3) se debe eliminar toda el agua que contenga la muestra y los restos de ácido nítrico mediante evaporación. En el proceso de calcinado (pasos 4-8) se eliminara materia orgánica presente en la muestra y por último en el atomizado (pasos 9-11) se cuantifica la cantidad de Mn ya que a esa temperatura, los átomos de Mn se encuentran en su estado basal. Mediante el paso del gas presente en los pasos del 1 al 7 garantizamos que todo lo que se esta evaporando en el tubo se elimine y no exista una interferencia en la medición. Así mismo, el paso numero 11 consiste en la limpieza del tubo de grafito para la posterior medición de una muestra nueva.

Cuadro 1.
Tiempo y modo de secado, calcinado y atomizado para la cuantificación analítica de Mn.

Paso	Temperatura (°C)	Tiempo (s)	Flujo gas acarreade L/min	Tipo de gas	Lectura
1	80	5	1.5	Argón	*
2	85	80	1.5	Argón	*
3	115	30	1.5	Argón	*
4	550	5	1.5	Argón	*
5	550	80	1.5	Argón	*
6	1300	8	1.5	Argón	*
7	1300	40	5	Argón	*
8	1300	1.2	0	*	*
9	2300	2.0	0	*	L
10	2300	2.0	0	*	L
11	3000	3	3.0	Argón	*

L= Lectura de la muestra* = Ausencia

Para la calibración del equipo se prepararon soluciones estándar de Mn utilizando una solución patrón de 1000 ppm (Aldrich CAS No 20.701-2) a tres diferentes concentraciones (1 ppm, 2.5 ppm y 5 ppm). En la Figura 4 se encuentra la curva de calibración utilizada para la cuantificación de Mn. Para evitar la contaminación de las muestras todo el material de laboratorio utilizado en el procedimiento de limpieza y análisis de las muestras siguió un procedimiento riguroso de lavado ácido, con el fin de garantizar que el material se encontrara totalmente limpio y no produjera interferencias en la medición.

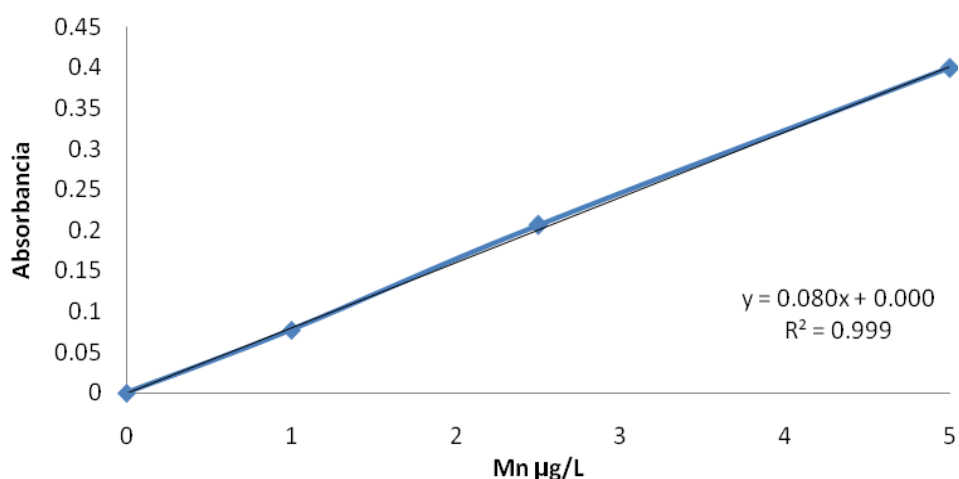


Figura 4. Curva de calibración del espectro de absorción atómica utilizando las soluciones patrón.

Una vez cuantificada la cantidad de Mn presente en las muestras se obtuvo su cronología para determinar la relación entre las muestras milimétricas y los años y meses a los que correspondía cada una. Como ya sabemos un año coralino corresponde a la presencia de dos bandas adyacentes de alta y baja densidad, por tanto se dedujo la cronología del coral considerando que el último par de

bandas correspondió al año 2007, es decir la fecha de recolecta, de ahí se asignó temporalidad a cada par de bandas de manera regresiva.

La extensión de cada año coral se determinó midiendo sobre la plantilla de acetato la distancia entre las bandas, con esto fue posible conocer los milímetros que creció el coral en un año y por tanto establecer el número de muestras milimétricas contenidas en cada año de crecimiento. A continuación se asignó una temporalidad mensual a cada muestra, se sabe que el año coral en la especie *Montastraea annularis* inicia en el mes Octubre y finaliza en Septiembre, por lo que las fechas no son coincidentes con el año calendariogregoriano (Carricart-Gavinet et al. 1994). Para asignar temporalidad a las muestras con resolución milimétrica fue necesario tratar cada año de crecimiento del coral individualmente, por ejemplo, en un año coralino en el que se hayan obtenido 6 muestras milimétricas, cada una correspondería a dos meses de crecimiento; es decir, que la muestra 1 de ese año en particular, pertenecería a los meses de Octubre y Noviembre, por ser el mes en el que inicia el año coral, la muestra 2 a los meses de Diciembre y Enero y así sucesivamente hasta llegar al mes de Septiembre, es decir, el mes en el que termina el año coral. En cada año se obtuvieron una cantidad de muestras diferentes por lo que existieron casos en los que una muestra correspondió a un mes y dos semanas o incluso en los que cada milímetro o muestra era equivalente a solo 3 semanas de crecimiento. Debido a lo anterior fue necesario realizar una transformación de datos con la finalidad de que las concentraciones de Mn tuvieran una resolución mensual, para hacer esto se realizó una interpolación calculando el promedio de las concentraciones de Mn

presente en dos muestras para obtener un tercer dato intermedio entre una y otra que correspondiera al mes faltante o compartido entre ambas muestras. Si bien, es cierto que este método asume los siguientes supuestos:(1) que la tasa de crecimiento del coral es constante a lo largo de un año, y(2) que se esté sobrestimando o subestimando las concentraciones mensuales de Mn; se consideró que éste era el método más eficaz para determinar de manera mensual la temporalidad y concentración de Mn, lo que a su vez permitiría relacionar la concentración de Mn con la descarga mensual del río Jamapa.

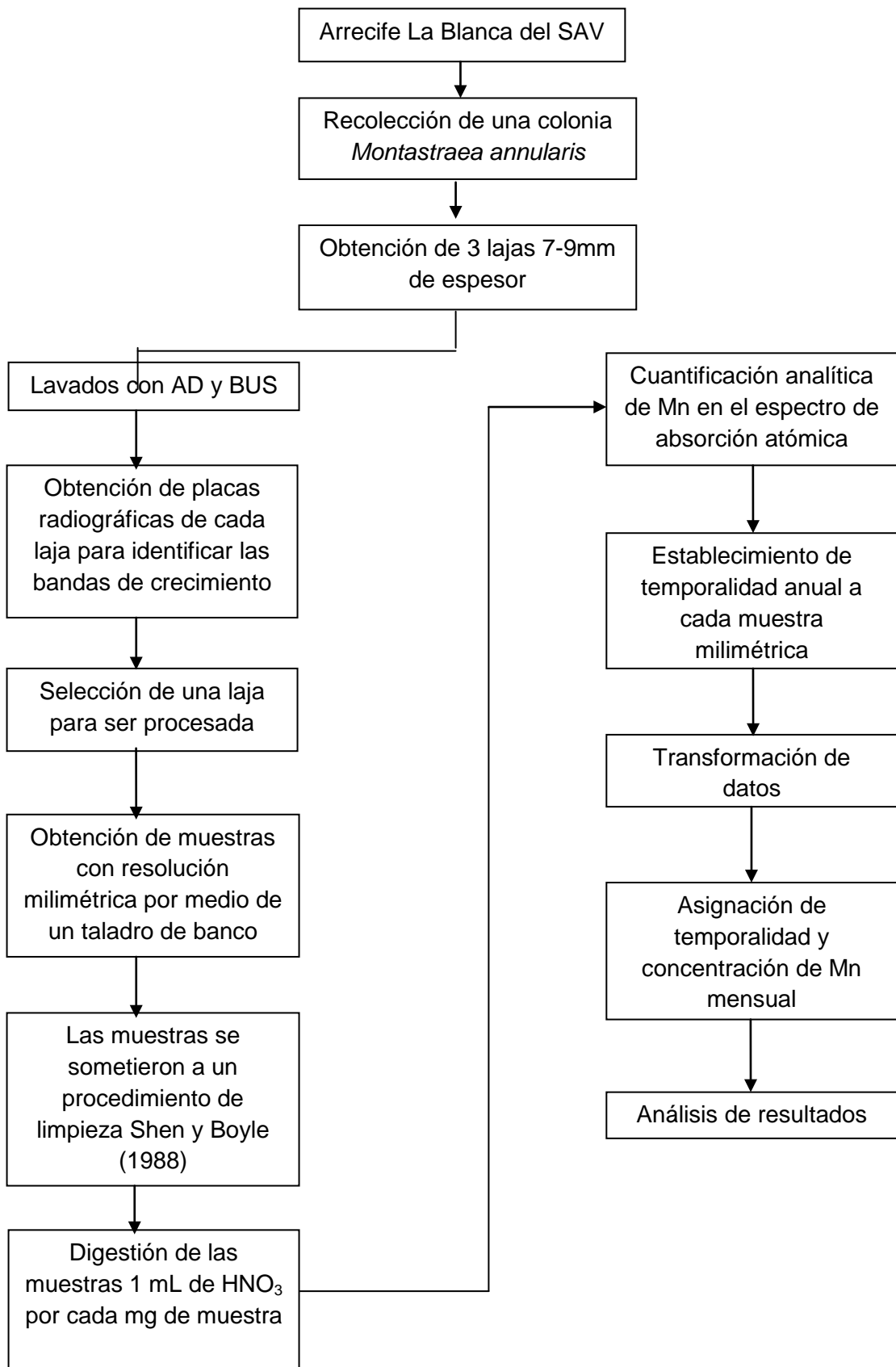


Figura 5. Diagrama de flujo de la metodología usada.

AD=Agua desionizada, BUS= Baño ultrasónico

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Concentración de Mn con resolución milimétrica

Se registró un total de 8 años (1999-2007) (Figura 6). Del análisis de las muestras de polvo coralino obtenido de la laja seleccionada para llevar a cabo el análisis en el coral *Montastraea annularis*, se determinó la concentración de Mn con una resolución milimétrica obteniéndose un registro total de 70 muestras. Es importante mencionar que el milímetro 1 corresponde a la parte superior de la laja y el milímetro 70 corresponde a la base (Figura 6). Las concentraciones de Mn obtenidas se muestran en el cuadro 2. El promedio de los datos es de $8.9 \pm 3.8 \mu\text{g/g}$ de Mn. Los niveles de Mn muestran una gran variabilidad, presentando oscilaciones continuas durante todo el registro (Figura 7).

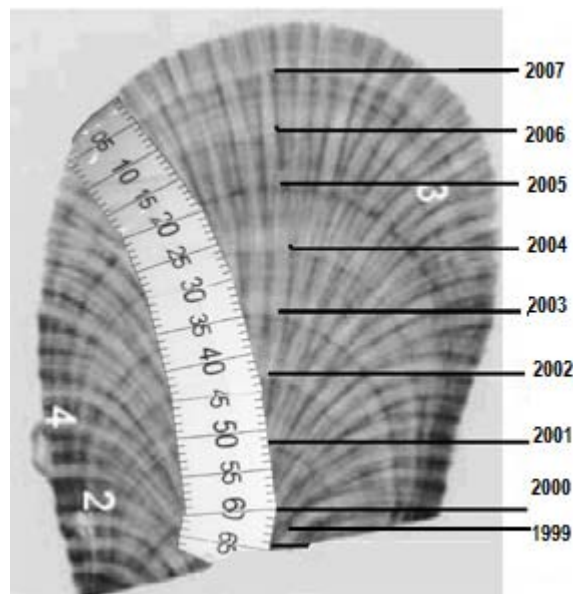


Figura 6. Positivo de la radiografía del coral *Montastraea annularis* colectado en La blanca. Se observa claramente la cronología de las bandas anuales de crecimiento consistentes en una banda adyacente negra y blanca, además de la guía milimétrica utilizada para la obtención de polvo coralino.

Cuadro 2. Concentraciones de Mn con una resolución milimétrica obtenidas del coral *Montastraea annularis* colectado en el arrecife La Blanca del SAV.

mm	[Mn] µg/g	mm	[Mn] µg/g	mm	[Mn] µg/g	mm	[Mn] µg/g	mm	[Mn] µg/g
1	19.3	15	6.9	29	9.0	43	9.7	57	5.6
2	15.7	16	6.9	30	9.9	44	20.6	58	5.4
3	8.5	17	7.9	31	18.5	45	6.8	59	5.5
4	15.0	18	11.2	32	16.4	46	6.1	60	6.6
5	20.0	19	6.7	33	8.6	47	7.3	61	5.5
6	9.2	20	8.0	34	7.3	48	8.8	62	5.0
7	10.2	21	9.3	35	7.3	49	6.7	63	12.1
8	9.4	22	9.8	36	6.5	50	5.9	64	14.2
9	9.2	23	10.4	37	6.6	51	5.3	65	6.4
10	10.9	24	13.5	38	6.4	52	4.8	66	5.3
11	7.3	25	9.8	39	6.3	53	7.4	67	5.2
12	10.6	26	9.2	40	6.2	54	6.3	68	4.8
13	8.8	27	9.5	41	6.1	55	5.3	69	4.9
14	15.0	28	10.0	42	6.3	56	8.3	70	5.0

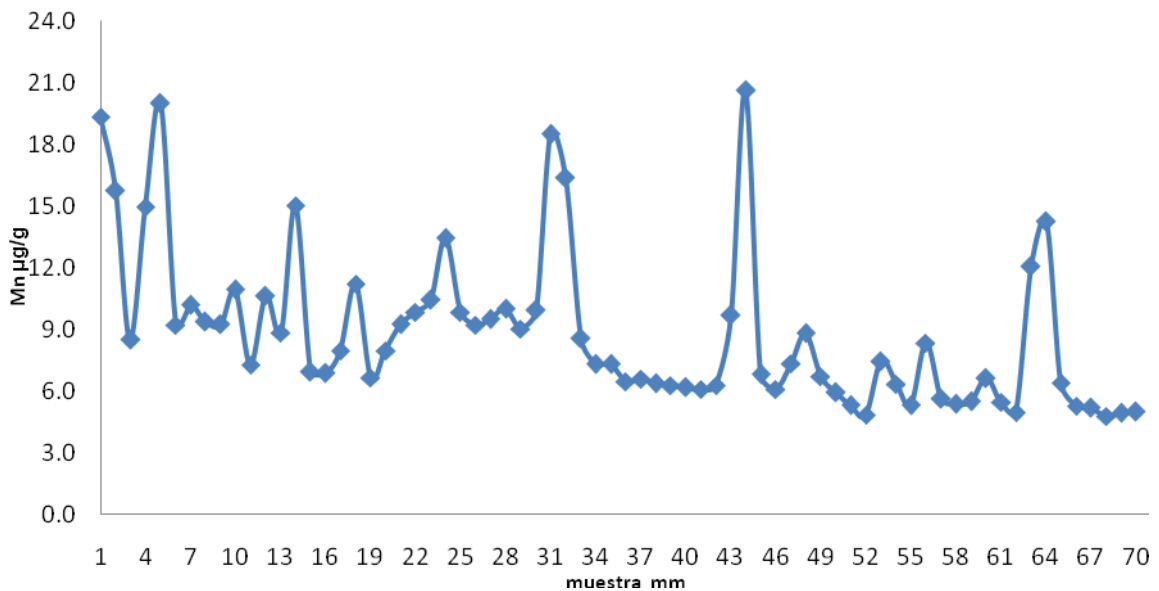


Figura 7. Registro de Mn con resolución milimétrica obtenido del coral *Montastraea annularis*.

En el cuadro 3 se muestran las concentraciones del registro de Mn en corales de otras localidades. El valor obtenido en el presente estudio (8.9 µg) es mayor en comparación a los otros.

En otras regiones del mundo se han registrado valores altos de Manganeso en corales escleractinios, Hanna y Muir (1990) en corales del mar rojo, registraron en *Goniastrea retiformis*, *Porites lutea* y *Pocillopora verrucosa* valores de 7.8, 6.6 y 5.3 µg/g respectivamente para zonas contaminadas mientras que en zonas no contaminadas encontraron concentraciones menores a las anteriores de 5.6, 4.3 y 3.7 respectivamente a las mismas especies de corales. Del mismo modo Guzmán y Jiménez (1992) registraron un promedio alto 7.0 µg/g en la concentración total de este elemento en el coral *Siderastrea siderea* en Centroamérica, Lewis y colaboradores en el 2007 registraron una concentración promedio de Mn de 1.4 µg/g en un coral del género *Porites* en la isla Magnetic perteneciente a la gran barrera de arrecifes Australiana. Es importante mencionar que en la mayoría de estos estudios en donde se observan estas altas concentraciones de Mn los sitios de muestreo están afectados por la descarga riverina. Alibert y colaboradores en 2003 registraron para corales del mismo género los valores más bajos con un promedio de 0.3 y 0.07 µg/g en corales ubicados en los arrecifes Pandora y Davies de la Gran Barrera. Otros autores han registrado concentraciones bajas de Mn en comparación con las del presente estudio como David en el 2003 que en Filipinas registró un promedio de 0.7 y 0.8 µg/g en dos corales de la especie *Porites lobata*. Aunado a lo anterior Fallon y colaboradores (2002) en corales del género *Porites* ubicados en Nueva Guinea registraron un promedio

de 0.1 y 0.4 µg/g encontrando una tendencia al aumento en las concentraciones de Mn.

Cuadro 3. Estudios realizados en diversas partes del mundo en donde se han determinado las concentraciones de Mn en varias especies de corales.

Autor/año	Localidad	Género/Especie	[Mn] µg/g	Influencia riverina	
Hanna y Muir 1990	Mar rojo	• Zonas contaminadas	<i>Porites lutea</i>	6.6	*
			<i>Goniastrea retiformis</i>	7.8	*
			<i>Pocillopora verrucosa</i>	5.3	*
		• Zonas No contaminadas	<i>Porites lutea</i>	5.6	*
			<i>Goniastrea retiformis</i>	4.3	*
			<i>Pocillopora verrucosa</i>	3.7	*
Guzmán y Jiménez 1992	Centroamérica	• Costa Rica • Panamá • Centroamérica (total)	<i>Siderastrea siderea</i>	7.3	√√√
				6.9	
				7.0	
Fallon et al. 2002	Nueva Guinea	• Isla Misima	<i>Porites</i> <1988	0.1	*
			<i>Porites</i> >1992	0.4	*
Alibert et al. 2003	Arrecife de la Gran Barrera	• Arrecife Pandora • Arrecife Davies	<i>Porites</i>	0.3	√
				0.07	*
David 2003	Filipinas	➤ Arrecife Ihatub ➤ Arrecife Caganhao	<i>Porites lobata</i>	0.7	√√
				0.8	

Lewis et al. 2007	Arrecife de la gran Barrera			
	➤ Isla Magnetic	<i>Porites</i>	1.4	√
	En este estudio	<i>Montastraea annularis</i>	8.9	√

√ Sitio afectado por descarga riverina *Sitio no afectado por descarga riverina

Entre los estudios realizados para cuantificar la concentración de Mn disuelto en agua de mar se encuentra Nozaki en 1997 que registra un promedio general de 0.036 µg/Kg para el norte del pacífico. Alongi y colaboradores (1991) en la Gran Barrera de arrecifes australiana registraron concentraciones que varían de 0.1 a 97.0 µM. En el océano Atlántico Statham y colaboradores en 1997, así como Pohl y colaboradores en el 2010 cuantifican niveles de Mn en un rango de 0.90-2.12 nM y 3–4 nmol/Kg respectivamente, en el Golfo de México Slowey y Hood (1970) obtuvieron los siguientes resultados: la concentración de Mn en aguas abiertas se encontraba en un rango de 0.05 a 0.88 µg/Kg mientras que en aguas costeras los valores oscilaban entre 0.18-19.0 µg/Kg, esto es congruente ya que las aguas costeras afectadas por la descarga riverina presentan concentraciones mayores de Mn como es el caso de lo encontrado por Aguilar-Islas y Bruland (2006) los cuales registraron 10.98µg/Kg de Mn en la pluma fluvial del río Columbia, concentración muy superior a la registrada en áreas no afectadas por la descarga del río (< 0.27 µg/Kg).

En el mismo contexto, Ramos y colaboradores (2004) cuantificaron el Mn disuelto presente en la desembocadura del río Hija encontrando valores 49.8 µg/Kg, este aumento en las concentraciones de Mn es determinado por la descarga riverina y también se ve reflejado en las cantidades presentes de este metal en sedimentos cercanos al aporte fluvial como lo demostró Alongi y

colaboradores (1991) los cuales cuantificaron las concentraciones de Mn presentes en sedimentos afectados por la desembocadura del río Papua encontrando valores de 423-2500 $\mu\text{g/g}$ los cuales eran superiores a los registrados en sedimentos no afectados por la desembocadura del río 99-496 $\mu\text{g/g}$.

A excepción de las concentraciones presentes en los sedimentos marinos, todos los valores de Mn mencionados anteriormente se encuentran muy por debajo del promedio de la concentración de Mn registrada en este estudio ya que las concentración de Mn disuelto está determinada por su índice de su traslado al agua de mar.

Cuando este elemento entra al agua es adsorbido electrostáticamente ya que el Mn en el agua tiene una carga (+) y la mayoría del material particulado presente en el agua como materia orgánica e inorgánica, arcillas minerales, oxihidróxidos metálicos presentan un carga (-). Una vez formado el complejo metal-partícula, éste se precipita al fondo, reduciendo la disponibilidad de Mn en el agua y removiéndolo del océano, este proceso es conocido como "scavenging". La proporción y el grado en el cual el metal disuelto sufre el proceso de scavenging en el océano depende de: 1) La naturaleza del elemento, 2) la abundancia de material particulado, 3) las concentraciones de otros solutos y 4) la profundidad del agua (Libes 1992). El secuestro podría explicar en parte porque las concentraciones de Mn disuelto presente en la columna de agua son inferiores a las concentraciones promedio de Mn registradas en este estudio, ya que la zona de muestreo se encuentra altamente influenciada por

sistemas fluviales que aportan grandes cantidades de material particulado que pudieran secuestrar a los cationes metálicos como el Mn.

En el SAV se han realizado pocos estudios en los cuales se hayan evaluado las concentraciones de Mn, dos de ellos muy importantes fueron los realizados por Horta-Puga 1991 y 1993, en los cuales cuantificó el Mn presente en corales *Diploria strigosa* y dos corales *Montastraea annularis* ubicados en el grupo norte del SAV, registrando altas concentraciones de Mn 59.2, 17.1 y 8.2 $\mu\text{g/g}$ respectivamente, al igual que en el presente estudio, los niveles de este metal fueron más elevados que los registrados en otras áreas geográficas.

La norma oficial mexicana NOM-127-SSA1-1994 de agua para uso y consumo humano establece un límite máximo permisible de calidad y tratamiento de 0.15 $\mu\text{g/g}$ de Mn. A pesar de que la concentración promedio de Mn (8.9 $\mu\text{g/g}$) y todas las concentraciones en cada una de las muestras milimétricas en el coral *Montastraea annularis* del presente estudio superan lo establecido en esta norma y los niveles de Mn son superiores en comparación con los registros de este elemento en otras localidades, no es posible afirmar que la zona de estudio tenga problemas de contaminación por Mn ya que para sostener esto es necesario realizar otra serie de estudios en otras especies de corales, en otros grupos de organismos, en sedimentos y en el agua circundante.

Variación temporal de Mn y descarga fluvial del río Jamapa

El registro coralino abarcó un periodo de 8 años de 1999 a 2007 (Figura 6). Asimismo en el cuadro 3 se muestra el número de muestras con resolución milimétrica obtenidas en cada año de crecimiento coralino, cabe destacar que en el año 2000 se obtuvieron una mayor cantidad de muestras.

En el cuadro 4 se encuentra la asignación cronológica mensual para cada muestra milimétrica, además de la concentración de Mn correspondiente una vez que los datos fueron transformados. Los milímetros del 66 al 70 fueron omitidos debido a que resultaba imposible determinar los meses del año 1999 a los que correspondían estas muestras ya que el registro coralino se encontraba truncado por el proceso de recolecta.

Cuadro 3. Número de muestras con resolución milimétrica contenidas en cada año de crecimiento coralino.

mm	Año coral	# Muestras por año
1 al 6	2007	6
7 al 14	2006	7
15 al 21	2005	7
22 al 30	2004	9
31 al 38	2003	8
39 al 46	2002	8
47 al 55	2001	9
56 al 65	2000	10
66 al 70	1999	5

Cuadro 4. Concentración mensual de Mn y cronología de las muestras

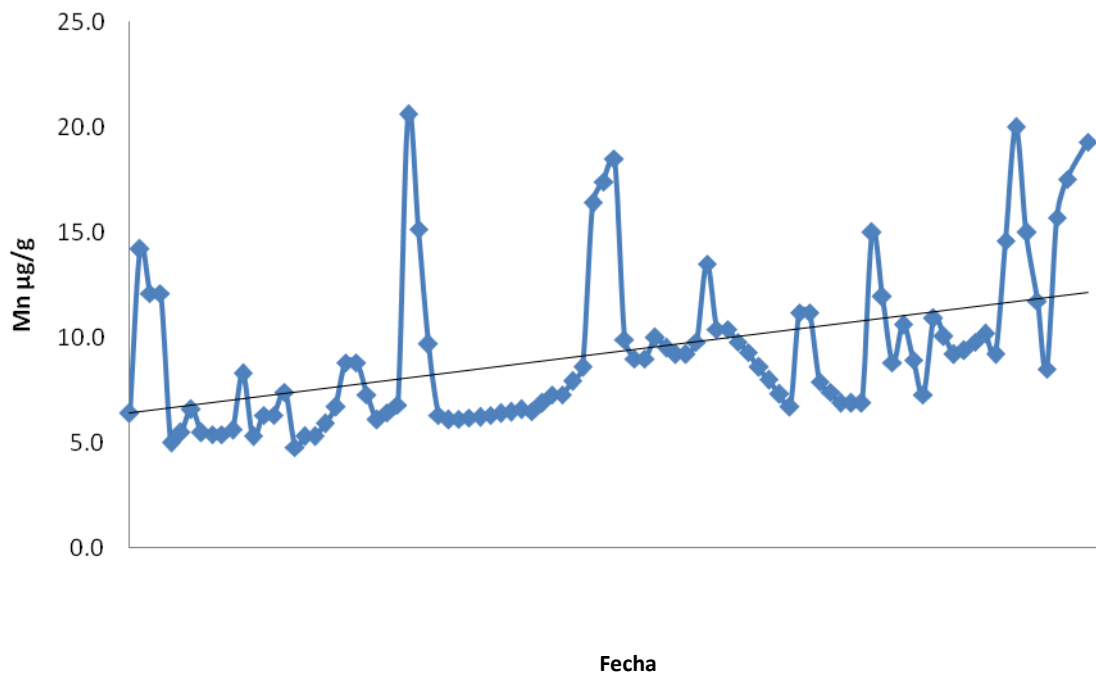
mm	Fecha	[Mn] µg/g	mm	Fecha	[Mn] µg/g	Mm	Fecha	[Mn] µg/g
1	jul-07	19.3	20-21	nov-04	8.6*	42	abr-02	6.3
1	may-07	17.5	21	oct-04	9.3	43	mar-02	9.7
2	abr-07	15.7	22	sep-04	9.8	43-44	feb-02	15.2*
2-3	mar-07	8.5*	23	ago-04	10.4	44	ene-02	20.6
3	feb-07	11.7	23	jul-04	10.4	45	dic-01	6.8
4	ene-07	15	24	jun-04	13.5	45-46	nov-01	6.4*
5	dic-06	20	25	may-04	9.8	46	oct-01	6.1
5-6	nov-06	14.6*	26	abr-04	9.2	47	sep-01	7.3
6	oct-06	9.2	26	mar-04	9.2	48	ago-01	8.8
7	sep-06	10.2	27	feb-04	9.5	48	jul-01	8.8
8	ago-06	9.8	28	ene-04	10	49	jun-01	6.7
8	jul-06	9.4	29	dic-03	9	50	may-01	5.9
9	jun-06	9.2	29	nov-03	9	51	abr-01	5.3
9-10	may-06	10.1*	30	oct-03	9.9	51	mar-01	5.3
10	abr-06	10.9	31	sep-03	18.5	52	feb-01	4.8
11	mar-06	7.3	31-32	ago-03	17.4*	53	ene-01	7.4
11-12	feb-06	8.9*	32	jul-03	16.4	54	dic-00	6.3
12	ene-06	10.6	33	jun-03	8.6	54	nov-00	6.3
13	dic-05	8.8	33-34	may-03	7.9*	55	oct-00	5.3
13-14	nov-05	11.9*	34	abr-03	7.3	56	sep-00	8.3
14	oct-05	15	35	mar-03	7.3	57	ago-00	5.6
15	sep-05	6.9	35-36	feb-03	6.9*	58	jul-00	5.4
15-16	ago-05	6.9*	36	ene-03	6.5	58	jun-00	5.4
16	jul-05	6.9	37	dic-02	6.6	59	may-00	5.5
16-17	jun-05	7.4*	37-38	nov-02	6.5*	60	abr-00	6.6
17	may-05	7.9	38	oct-02	6.4	61	mar-00	5.5
18	abr-05	11.2	39	sep-02	6.3	62	feb-00	5.0
18-19	mar-05	11.2*	39-40	ago-02	6.2*	63	ene-00	12.1
19	feb-05	6.7	40	jul-02	6.2	63	dic-99	12.1
19-20	ene-05	7.3*	40-41	jun-02	6.1*	64	nov-99	14.2
20	dic-04	8	41	may-02	6.1	65	oct-99	6.4

*Datos obtenidos a través de interpolación o promedio

En la figura 8 se muestra la variación mensual de las concentraciones de Mn a lo largo de los 8 años de registro. Los valores mínimos se observan en los meses de febrero de 2000 y 2001 con una concentración de 5.0 y 4.8 $\mu\text{g/g}$ de Mn respectivamente. El valor máximo alcanzado se registró en el mes de enero de 2002 con 20.6 $\mu\text{g/g}$ de Mn, cabe mencionar que existen oscilaciones continuas durante todo el registro, sin embargo, se reconoce un periodo de tiempo de abril de 2002 a diciembre del mismo año en el cual las concentraciones de Mn permanecen prácticamente constantes con valores que oscilan solamente entre 6.1 y 6.6 $\mu\text{g/g}$ de Mn, a partir de ese periodo es decir, del año 2003 en adelante se distingue una tendencia hacia el incremento en las concentraciones de este elemento, lo cual es más visible si se observa la línea de tendencia presente en la figura 8.

Con el fin de comprobar si esta tendencia es real, se compararon dos grupos de datos: el primero que abarcó de Octubre de 1999 a Mayo de 2003 (Mediana=6.4) y el segundo de Junio de 2003 a diciembre de 2006 (Mediana=9.5), periodo en el que se observa el aumento de Mn, se realizó una prueba de Mann-Whitney-Wilcoxon ($p=0.0001$) evidenciando que en efecto existen diferencias significativas entre las concentraciones de Mn de ambos periodos, por lo cual se deduce que durante los años 2003 a 2007 se dan las concentraciones de Mn más elevadas (~48%). Otros autores han registrado un incremento en las concentraciones de Mn a través de los años, como es el caso del estudio realizado por Al-Rousan y colaboradores (2007) en el cual los registros coralinicos anteriores a 1965 presentan una concentración promedio de 2.46 $\mu\text{g/g}$ de Mn, estos niveles aumentan dramáticamente a partir del año 1965

en donde se cuantificaron niveles de 8.22 µg/g por los que se considera un aumento del 333%. Por otra parte Fallon y colaboradores en 2002 señalan un aumento en los niveles de Mn de 0.1 a 0.4 µg/g en registros anteriores a 1988 y superiores a 1992 respectivamente, es posible explicar estos acrecentamientos en la concentraciones de Mn debido a un incremento en el material terrígeno proveniente del continente adyacente producido por diversas razones como pueden ser: la construcción en terrenos costeros, acciones de dragado, descargas industriales, aumento en las descargas de aguas residuales y un escaso o nulo tratamiento de estas aguas y principalmente la erosión causada por las actividades de agricultura y ganadería, es decir, el cambio en el uso del suelo en el continente adyacente sin embargo, aunque las concentraciones de Mn registradas en el presente estudio tienen una tendencia hacia el incremento no es posible hablar de cambio de uso de suelo en un periodo tan corto de tiempo, sería necesario llevar a cabo un estudio el cual abarque una mayor registro cronológico, para poder realizar estas afirmaciones.



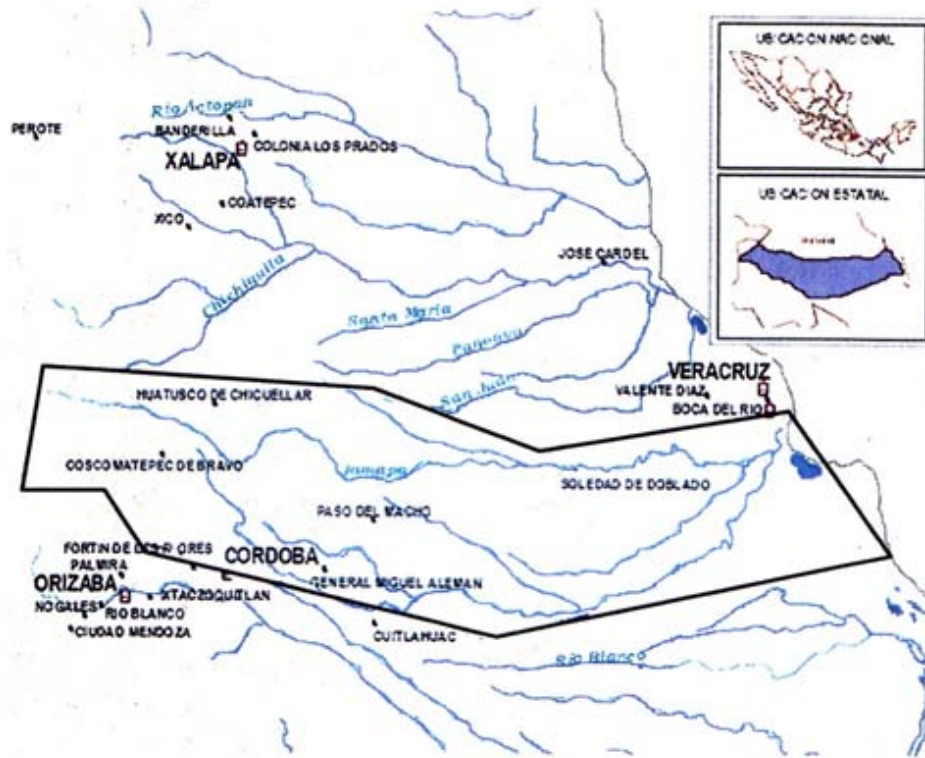


Figura 9. Cuenca del río Jamapa y su desembocadura en el SAV. Fuente: Comisión Nacional del Agua

Se obtuvieron los datos del volumen de descarga mensual del río Jamapa a partir del año 1999 hasta el año 2006 (CONAGUA, 2010). Los valores de descarga mensual del río se compararon con la concentración mensual de Mn registrada (Cuadro 5) los datos del año 2007 no se encontraban disponibles en la base de datos hidrométricos proporcionada por las oficinas centrales de la CONAGUA por lo que no fue posible compararlos con las concentraciones de Mn correspondientes a este año. A pesar de que se observa coincidencia entre varios picos (Figura 10) el coeficiente de correlación que existe entre ambos registros es muy bajo ($r= 0.15$, $p< 0.05$), lo que implica que la variabilidad en el régimen mensual de descarga, sólo podría explicar el 15% de la variabilidad en las concentraciones de Mn coralino.

Cuadro 5. Volumen de descarga del río Jamapa y la concentración de Manganeso en el coral *Montastraea annularis*

Fecha	[Mn] µg/g	Gasto medio (m ³ /s)	Fecha	[Mn] µg/g	Gasto medio (m ³ /s)	Fecha	[Mn] µg/g	Gasto medio (m ³ /s)
dic-06	20.0	7.2	jul-04	10.4	12.1	feb-02	15.2	2.7
nov-06	14.6	10.2	jun-04	13.5	30.1	ene-02	20.6	3.6
oct-06	9.2	26.6	may-04	9.8	7.3	dic-01	6.8	5.0
sep-06	10.2	30.4	abr-04	9.2	4.2	nov-01	6.4	9.5
ago-06	9.8	29.9	mar-04	9.2	2.9	oct-01	6.1	18.1
jul-06	9.4	43.9	feb-04	9.5	3.7	sep-01	7.3	30.7
jun-06	9.2	15.0	ene-04	10	5.0	ago-01	8.8	51.1
may-06	10.1	2.1	dic-03	9.0	6.1	jul-01	8.8	20.2
abr-06	10.9	1.2	nov-03	9.0	15.2	jun-01	6.7	24.1
mar-06	7.3	2.1	oct-03	9.9	34.9	may-01	5.9	3.9
feb-06	8.9	3.1	sep-03	18.5	67.7	abr-01	5.3	1.3
ene-06	10.6	4.1	ago-03	17.4	26.2	mar-01	5.3	1.7
dic-05	8.8	6.6	jul-03	16.4	48.2	feb-01	4.8	2.4
nov-05	11.9	15.2	jun-03	8.6	14.5	ene-01	7.4	3.5
oct-05	15.0	55.7	may-03	7.9	1.8	dic-00	6.3	5.3
sep-05	6.9	52.5	abr-03	7.3	2.3	nov-00	6.3	6.8
ago-05	6.9	48.1	mar-03	7.3	2.2	oct-00	5.3	13.7
jul-05	6.9	33.2	feb-03	6.9	2.8	sep-00	8.3	39.7
jun-05	7.4	4.9	ene-03	6.5	4.1	ago-00	5.6	54.1
may-05	7.9	5.4	dic-02	6.6	5.7	jul-00	5.4	10.7
abr-05	11.2	1.2	nov-02	6.5	13.9	jun-00	5.4	39.7
mar-05	11.2	1.8	oct-02	6.4	20.2	may-00	5.5	3.0
feb-05	6.7	2.3	sep-02	6.3	45.8	abr-00	6.6	1.5
ene-05	7.3	2.4	ago-02	6.2	14.1	mar-00	5.5	2.3
dic-04	8.0	4.5	jul-02	6.2	18.3	feb-00	5.0	3.0
nov-04	8.6	7.7	jun-02	6.1	12.9	ene-00	12.1	3.9
oct-04	9.3	30.8	may-02	6.1	1.3	dic-99	12.1	5.1
sep-04	9.8	20.6	abr-02	6.3	1.8	nov-99	14.2	8.4
ago-04	10.4	16.8	mar-02	9.7	2.2	oct-99	6.4	56.2

Para reducir (filtrar) la variabilidad de alta frecuencia en las series de tiempo de los datos, se hizo un suavizado con una media móvil con ventana de 12 datos o meses. Una vez realizado el filtrado, se aplicó nuevamente un análisis de correlación lineal simple entre las concentraciones de Mn y la descarga del río,

observándose un aumento en la correlación ($r= 0.4$, $p< 0.05$) se puede decir que la descarga del río sí está influenciando las concentraciones de Mn presentes en el coral, sin embargo, no existe una relación directa o alta entre las variables debido a que el análisis estadístico indica una correlación baja entre ambos factores (Figura 11).

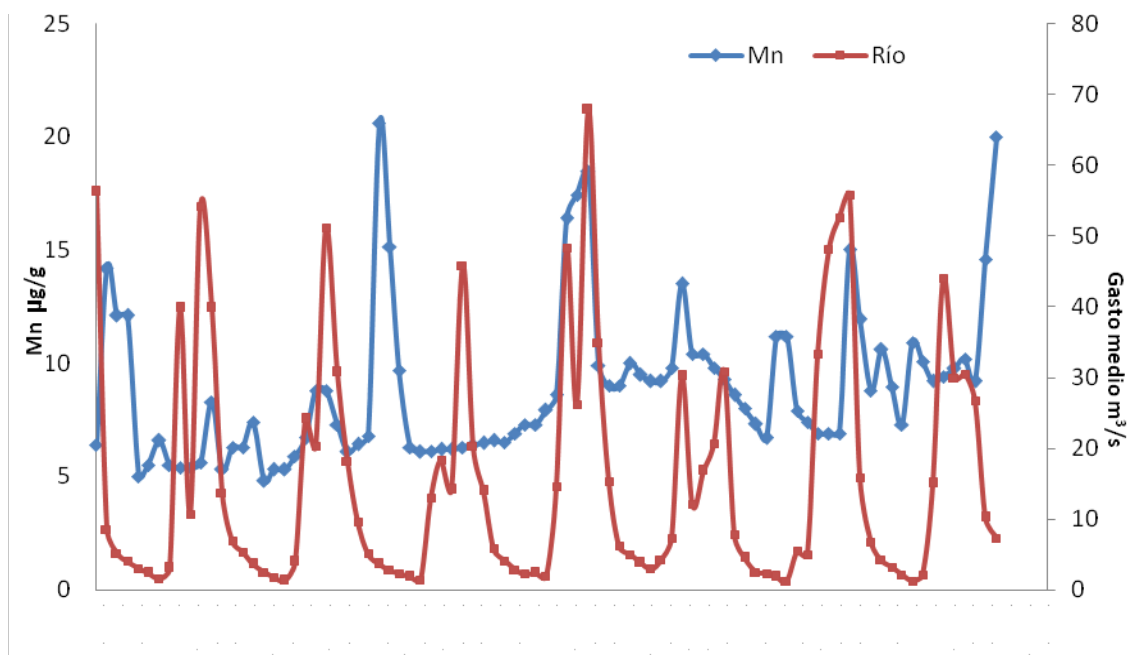


Figura 10. Gráfico de comparación entre la concentración de manganeso y la descarga del Río Jamapa.

Para determinar si el aumento en los niveles de Mn coralino, para el periodo 2003-2006, estaban explicadas por un incremento en la descarga fluvial del río Jamapa, se realizó la prueba de Mann-Whitney-Wilcoxon, comparando los mismos periodos ($p= 0.063$), lo que implica que no existen diferencias estadísticamente significativas entre la descarga del río entre el periodo de tiempo de 1999-2003 y 2003-2006, por lo que el aumento paulatino en los niveles de Mn no se encuentran asociados a la descarga fluvial.

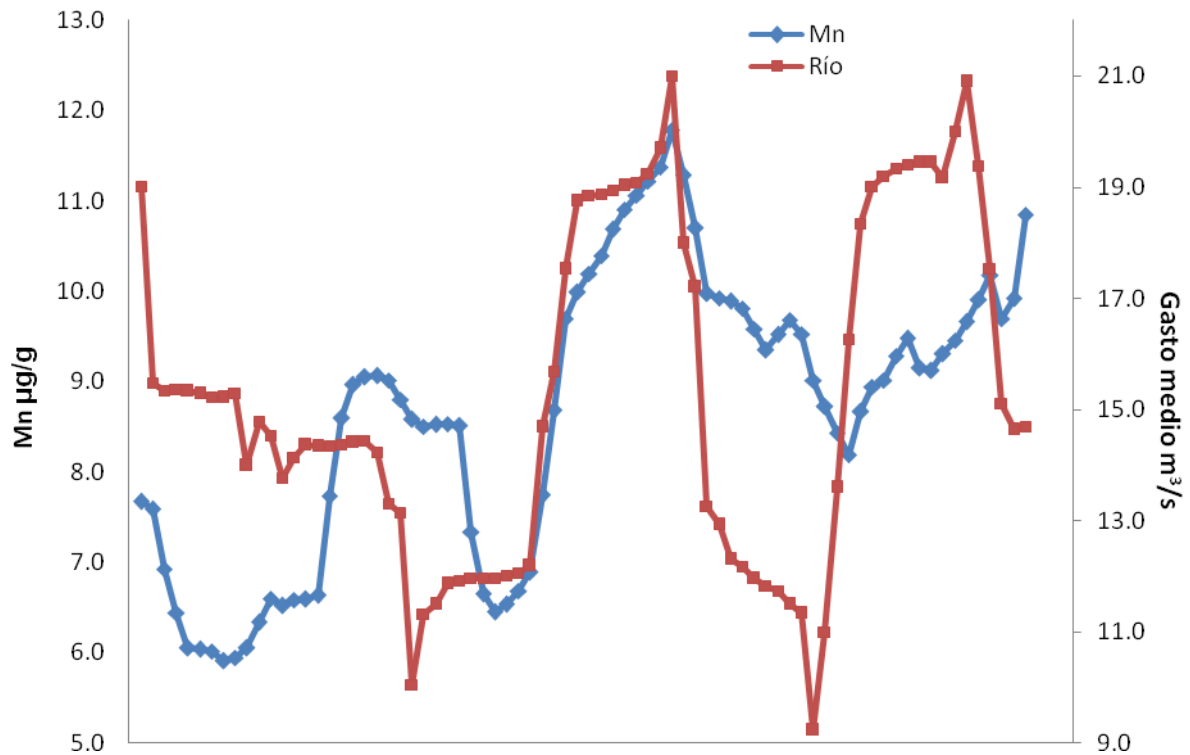


Figura 11. Concentración de Mn obtenida del coral *Montastraea annularis* comparada con la descarga fluvial del río Jamapa utilizando una media móvil con ventana de 12 datos.

De acuerdo a los resultados del presente trabajo y debido a lo anterior es posible que existan otras fuentes que ocasionen variaciones de Mn no cuantificables en el arrecife La Blanca del SAV. Una de estas variaciones podría deberse a las características texturales de los sedimentos presentes en los ríos ya que estas cambian en función de la dinámica fluvial, topografía del cauce, amplitud de los caudales, la localidad y la época del año, estos cambios producen alteraciones en el transporte de sedimentos que llegan a las costas (Rosales y Carranza 1996), por lo que bajo diversas condiciones el río Jamapa podría estar aportando una cantidad variable de limos, arcillas, arenas y gravas

a la zona costera. Lo anterior podría ocasionar que los niveles de Mn estuvieran relacionados con el tipo de material terrígeno que está siendo transportado y depositado y no con la cantidad de descarga del río.

Otra de las posibles fuentes de Mn en el área de estudio es la resuspensión de este elemento y en general de materiales depositados, que podría ser generada por la presencia de un giro ciclónico ubicado justo frente de la desembocadura del río Jamapa y aledaño al arrecife La Blanca (Figura 12). Este giro se forma debido a la ubicación de los arrecifes poco profundos del grupo norte del SAV aunado a la presencia del cabo situado en Antón Lizardo, los cuales actúan como una barrera natural que desvían el flujo de los patrones de corriente que durante los periodos de verano van de sur a norte, provocando así la presencia de los remolinos observados en esta área. Este giro ciclónico determina una zona caracterizada por bajas temperaturas superficiales y altas concentraciones de nutrientes observando así un incremento en las poblaciones de plancton (Salas-Monreal et al. 2009). De esta forma las concentraciones de Mn pueden variar en virtud de los patrones de viento y la formación del giro ciclónico.

En este mismo contexto, la dinámica de los ambientes costeros y los micronutrientes como el Mn son conocidos por variar sus niveles en un corto plazo debido a las afloraciones planctónicas. El Mn es absorbido por los microorganismos para llevar a cabo sus funciones esenciales, por lo que estas afloraciones disminuirían la cantidad de Mn disuelto presente en el agua. De la misma forma, el plancton y las bacterias pueden flocular fácilmente y al morir caen al fondo en forma de "nieve marina" (Wolanski 1995, Alibert et al. 2003). La competencia por la absorción del fitoplancton puede limitar la disponibilidad

de este elemento pero en el caso de eventos de grandes inundaciones o aportaciones fluviales el enriquecimiento en el ambiente del agua de mar puede superar a la demanda, haciendo que queden registrados picos agudos en las concentraciones de Mn en el esqueleto del coral.

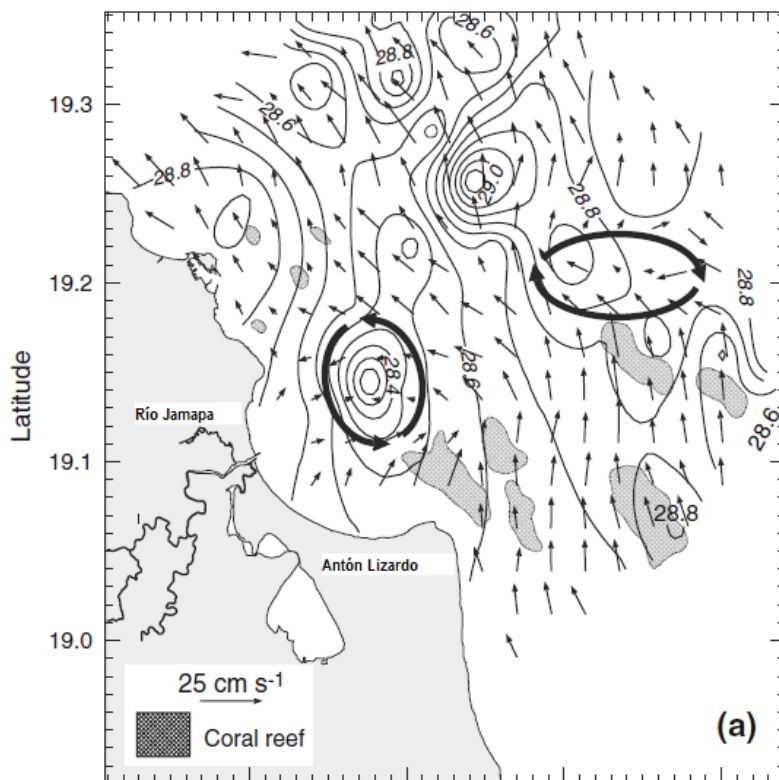


Figura 12. Patrones de Corriente observados en el SAV, las líneas mas oscuras representan giros ciclónicos (Tomado de Salas-Monreal et al. 2009)

Posiblemente estas fuentes de variación en los niveles de Mn sean las responsables de la baja correlación entre la descarga del río y las concentraciones de Mn en el esqueleto del coral *Montastraea annularis*. De cualquier forma sería necesario realizar más estudios para asegurar esto y considerar al Mn como un indicador o proxy ambiental de la productividad primaria o cualquier otro factor.

CONCLUSIONES

- El promedio del contenido de Mn con una resolución milimétrica en el coral *Montastraea annularis* colectado en el arrecife la blanca del SAV es de $8.9 \pm 3.8\mu\text{g/g}$.

- Los niveles de Mn no varían directamente en función de la descarga fluvial del río Jamapa ($r= 0.15$), sin embargo, al eliminar la variabilidad de alta frecuencia esta correlación aumenta ($r= 0.40$) aunque este incremento no es estadísticamente significativo.

- La colonia de *Montastraea annularis* presentó un registro de 8 años (1999-2007).

- Durante los 7 años de registro las concentraciones de Mn muestran una tendencia hacia el incremento de aproximadamente 48% a partir del año 2003.

- Es necesario realizar más estudios en otras especies de corales, en otros grupos de organismos como algas, esponjas y otros bioindicadores así como en sedimentos y en el agua circundante para determinar si existen problemas de contaminación por Mn en el arrecife La Blanca del

SAV y determinar si es posible utilizar el Mn como un proxy ambiental de la productividad primaria presente en la región.

LITERATURA CITADA

Aguilar-Islas A.M., K. Bruland. 2006. Dissolved manganese and silicic acid in the Columbia River plume: A major source to the California current and coastal waters off Washington and Oregon. *Marine Chemistry* 101:233–247.

Alibert C., L.P.J. Kinsley. S.J. Fallon. M.T. McCulloch. R. Berkelmans. F. McAllister. 2003. Source of trace element variability in Great Barrier Reef corals affected by the Burdekin flood plumes. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 67:231–246.

Alongi D.M., F. Tirendi. P. Christoffersen. 1991. Sedimentary profiles and sediment-water solute exchange of iron and manganese in reef and river dominated shelf regions of the Coral Sea. *Continental Shelf Research* 13:287-305.

Al-Rousan S., R.N. Al-Shloul. F.A. Al-Horani. A.H. Abu-Hilal. 2007. Heavy metal contents in growth bands of *Porites* corals: Record of anthropogenic and human developments from the Jordanian Gulf of Aqaba. *Marine Pollution Bulletin* 54:1912–1922.

Azareño O.A., P.A. Núñez. J.D. Lovera. D. E. León. S. Fernández. S. V. Arias. A. Vidal. L. Orihuela. S. J. Chancasanampa. M. R. Cordova. 2006. *Revista del Instituto de Investigaciones FIGMMG* 9(18):7-16.

Barnes D.J., M.J. Devereux. 1988. Variations in skeletal architecture associated with density banding in the hard coral *Porites*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 121:37-54.

Barnes D.J., J.M. Lough. 1989. The nature of skeletal density banding in scleractinian corals: fine banding and seasonal patterns. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 126:119-134.

Barnes D.J., J.M. Lough. 1990. The nature of skeletal density banding in scleractinian corals: fine banding and seasonal patterns. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 126:119-134.

Barnes D.J., J.M. Lough. 1993. On the nature and causes of density banding in massive coral skeletons. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 167:91-108.

Barnes D.J., J.M. Lough. 1996. Coral skeletons: storage and recovery of environmental information. *Global Change Biology* 2:569-582.

Beltrán J., A. Villasol. A.V. Botello. F. Palacios. 2005. Condición del ambiente marino-costero de la región del Gran Caribe. pp. 1-24. En Botello. A.V., J. Rendón-von Osten. G. Gold-Bouchot. C. Hernández (Eds.). Golfo de México.

contaminación e impacto ambiental: diagnóstico-tendencias. 2 Ed. Universidad Autónoma de Campeche. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto Nacional de Ecología. 5. 666 p.

Bender M., G. Klinkhammer. D. Spencert. 1979. Manganese in seawater and the marine manganese balance. *Deep-Sea Research* 24:799-812.

Botello A.V., G.J.L. Rojas. J.A. Benítez. Z.D. Lomeli .1996. Golfo de México contaminación e impacto ambiental: Diagnóstico-tendencias. Universidad Autónoma de Campeche. EPOMEX.

Brown B.E., A.W. Tudhope. M.D.A. Le Tessier. T.P. Scoffin. 1991. A novel mechanism for iron incorporation into coral skeletons. *Coral Reefs* 10:211-215.

Carricart-Ganivet J.P., G. Horta-Puga. 1993. Arrecifes de coral en México. p. 80-90. En: Salazar-Vallejo. S.I. and N.E. González. Biodiversidad Marina-costera de México. Comisión Nacional de Biodiversidad and CIQRO. México. 856 p.

Carricart-Ganivet. J.P., G. Horta-Puga. M.A. Ruiz-Zárate. E. Ruiz-Zárate. 1994. Tasas retrospectivas de crecimiento del coral hermatípico *Montastraea annularis* (Scleractinia:Faviidae) en arrecifes al sur del Golfo de México. *Revista Biologica Tropical*42(3):515-521.

Carricat-Gavinet J.P., M. Merino. 2001. Growth responses of the reefbuilding coral *Montastraea annularis* along a gradient of continental influence in the southern Gulf of Mexico. *Bulletin of Marine Science* 68(1):133-146.

Chávez E.A., J.W. Tunnell. 2007. Conservación-Manejo. Pp 237-251. In: Tunnell Jr J.W.. E.A. Chávez. K. Withers. 2007. Coral reefs of the southern Gulf of México. Texas A&M University Press. 251p.

Cruz-Huerta L., D. Geisster-Kientz. 2000. Carga eléctrica de los andosoles del Cofre de Perote. Veracruz. México. *Terra* 18:115-124.

Connell J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199:1302–1310.

CONAGUA. 2010. Departamento de aguas superficiales e ingeniería de ríos. Datos hidrométricos de la cuenca del rio Jamapa.

Dávalos-Dehullu E., H. Hernández-Arana.J.P. Carricart-Ganivet. On the causes of densit- banding in skeletons of coral of genus *Montastraea*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 365:142-147.

David C.P. 2003. Heavy metal concentration in growth bands of coral: a record of mine tailings input through time (Marinduque Island. Philippines). *Marine Pollution Bulletin* 46:187–196.

Dodge R.E., J.R.Vaisnys. 1975. Hermatypic coral growth banding as environmental recorder. *Nature* 258:706-708.

Dodge R.E., G. W. Brass. 1984. Skeletal extension, density and calcification of the reef coral *Montastrea annularis*: St. Croix, U.S. Virgin Islands. *Bulletin Marine Science* 34:288-307.

Dodge R.E., J. Thompson. 1974. The nature, radiochemistry and growth in contemporary hermatypic corals from the Atlantic and Caribbean. *Earth Planet. Science Letter* 23:313-322.

Fallon S.J., J.C. White, M.T. McCulloch. 2002. Porites corals as recorders of mining and environmental impacts: Misima Island, Papua New Guinea. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 66:45-62.

Furla P. I., Galgani, I. Durand, D. Allemand. 2000. Sources and mechanisms of inorganic carbon transport for coral calcification and photosynthesis. *Journal of Experimental Biology* 203:3445-3457.

Goreau T.F. 1959. The physiology of skeleton formation in corals. I. A method for measuring the rate of calcium deposition by corals under different conditions. *Biology Bulletin* 116:59-75.

Goreau T.F., N. I. Goreau, T.J. Goreau. 1979. Corales-Arrecifes Coralinos. *Investigación-Ciencia* 37:48-60.

Guzman H.M., K.E. Jarvis. 1996. Vanadium century record from Caribbean reef corals: a tracer of oil pollution in Panama. *Ambio* 25:523-526.

Guzman H.M., K.E. Jimenez. 1992. Contamination of coral reefs by heavy metals along the Caribbean coast of Central America (Costa Rica-Panama). *Marine Pollution Bulletin* 24(11):554-561.

Hanna R.G., G.L. Muir. 1990. Red Sea corals as biomonitors of trace metal pollution. *Environmental Monitoring and Assessment* 14:211-222.

Howard L., B.E. Brown. 1984. Heavy metals and reef corals. *Oceanography Marine Biology Annual* 22:195-210.

Horta G. 1991. Concentración de diversos metales pesados en corales scleractinios en Veracruz, Ver. XI Congreso Nacional de Zoología. Resúmenes 27 p.

Horta-Puga G. 1993. Metales pesados en el esqueleto de *Montastraea annularis* (Cnidaria:Scleractinia), del Sistema Arrecifal Veracruzano: Un análisis retrospectivo. V Congreso Latinoamericano Sobre Ciencias del Mar. La Paz, B.C.S. México. Resúmenes 176 p.

Horta P.G., R.P. Ramírez. 1996. Niveles de plomo en esqueleto del coral Arrecifal *Montastraea annularis*. Pp 363-367. En: Botello, A.V., J. L. Rojas, J.A. Benítez-J. A. Zárate. 1996. Golfo de México. contaminación e impacto ambiental: Diagnóstico-tendencias. Universidad Autónoma de Campeche. EPOMEX serie científica 5. 666p.

Horta-Puga G.J. 2007. Impactos ambientales. Pp 183-205. En Tunnell Jr J.W., E.A. Chávez, K. Withers. 2007. Coral reefs of the southern Gulf of México. Texas A&M University Press 251p.

Inoue M., A. Suzuki. M. Nohara. H. Kan. A. Edward. H. Kawahata. 2004. Coral skeletal tin and copper concentrations at Pohnpei. Micronesia: possible index for marine pollution by toxic antiybiofouling paints. *Environmental Pollution* 129:399–407.

INEGI. 2010. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática de México. <http://www.inegi.gob.mx>. Consultado 24/09/2010.

Knutson R., R. Buddemeier. S. Smith. 1972. Coral chronologies: seasonal growth bands in reef corals. *Science* 177:270-272.

Landing W.M., K.W. Bruland. 1980. Manganese in the North Pacific. *Earth Planet. Science Letter* 49:45-56.

Lang J., J. Alcolado. J.P. Carricart. G.M. Chiappone. A. Curran. P. D. Gaudian. F. Gerald. S. G. Smith. W. Tunnel. J. Wiener. 1998. Status of coral reefs in the Northern areas of the Wider Caribbean. pp 123-134. En: Wilkinson. C. Status of coral reefs of the world. Australian Institute of Marine Science. Australia.

Lea D.W., G.T. Shen. E.A. Boyle. 1989. Coralline barium records temporal variability in equatorial Pacific upwelling. *Nature* 340:373–376.

Lewis S.E., A. G. Shields. B. S. Kamber. J.M. Lough. 2007. A multi-trace element coral record of land-use changes in the Burdekin River catchment. NE Australia. *Palaeogeography Palaeoclimatology Palaeoecology* 246:471–487.

Libes M.S., 1992. An introduction to marine biogeochemistry. John Wiley and Sons, Inc. United States of America p. 168-188.

Linn L. J., M.L. Delaney. R. M. Druffel. 1990. Trace metals in contemporary and seventeenth century Galapagos coral: records of seasonal and annual variations. *Geochimical et Cosmochimical Acta* 54:387-394

Livingston H., G. Thompson. 1971. Trace element concentrations in some modern corals. *Limnology and Oceanography* 16:786-796.

Linsley B., K.. R.B. Dunbar., G.M. Wellington., D.A. Mucciarone. 1994. A coraly based reconstruction of Intertropical Convergence Zone variability over Central America. *Geophysical Research*. 99:9977-9994.

Marshall A. T. 1996. Calcification in hermatypic and ahermatypic corals. *Science* 271:637–639.

McCulloch M.T., S.J. Fallon. T. Wyndham. E.J. Hendy. J.M. Lough. D.J. Barnes. 2003. Coral record of increased sediment flux to the inner Great Barrier Reef since European settlement. *Nature* 421:727– 730.

Moberg F.C., Folke. 2005. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics* 29:215–233.

Moore W.S., Krishnaswami. 1974. Correlation of X-radiography revealed banding corals with radiometric growth rates. Proc 2nd Int. Coral Reef Symposium Brisbane. Australia. 2:269-276.

Norma oficial mexicana NOM-127-SSA1-1994, "Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-limites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización".

Odum H.T., E.P. Odum. 1955. Trophic structure and productivity of a windward coral reef community on Eniwetok Atoll Ecology Monographs. 25:291–320.

Páez F. 2005. Fuente de Metales en la zona costera marina. pp 329-342. En: Botello. A.V., J. Rendón-von Osten. G. Gold-Bouchot. C. Hernández (Eds.) Golfo de México. contaminación e impacto ambiental: diagnóstico-tendencias. 2 Ed. Universidad Autónoma de Campeche. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto Nacional de Ecología. 695p.

Pohl C., P.L. Croot. U. Hennings. T. Daberkow. G. Budeus. M. Rutgers. V.D Loeff. 2010. Synoptic transects on the distribution of trace elements (Hg, Pb, Cd, Cu, Ni, Zn, Co, Mn, Fe, and Al) in surface waters of the Northern and Southern East Atlantic. Journal of Marine Systems. Artículo en publicación.

Ramos A.A., Y. Inoue. S. Ohde. 2004. Metal content in Porites corals: anthropogenic input of river run-off into a coral reef from an urbanized area. Okinawa. Marine Pollution Bulletin 48:281-294.

Reuer. K. M., A. E. Boyle. E.J. Cole. 2003. A mid-twentieth century reduction in tropical upwelling inferred from coralline trace metal element proxies. Earth and Planetary Science Letter 210:437-452.

Rosales L., A. Carranza. 1996. Estudio geoquímico metales en e estuario del río Coatzacoalcos. pp. 389-406. En: Botello. A.V. J. Rendón-von Osten. G. Gold-Bouchot. C. Hernández (Eds.). Golfo de México. contaminación e impacto ambiental: diagnóstico-tendencias. 2 Ed. Universidad Autónoma de Campeche. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto Nacional de Ecología. 695p.

Salas-Monreal D., D. A. Salas-de-León. M. A. Monreal-Gómez. M. L. Riverón-Enzástiga. 2009. Current rectification in a tropical coral reef system. Coral Reefs28:871–879.

Secretaría de Marina. 1982. Algunos resultados del estudio de corrientes en la bocana del Puerto de Veracruz. Ver. Dirección General de Oceanografía. Veracruz. Ver. 34 pp.

Shen G.T., E. A. Boyle. 1987. Lead in corals: reconstruction of historical industrial fluxes to the surface ocean. Earth Planet. Science Letter 82: 289-304.

Shen G.T., E. A. Boyle. D. W. Lea. 1987. Cadmium in corals as a trace of historical upwelling and industrial fallout. Nature 328:794-796.

Shen G.T., E.A. Boyle. 1988. Determination of lead, cadmium and other trace metals in annually banded corals. Chemical Geology 67: 47– 62.

Shen G.T., C.L. Sanford. 1990. Trace-element indicators of climate variability in reef-building corals. in: Glynn P.W. (Ed.). *Global Ecological Consequences of the 1982–83 El Niño-Southern Oscillation*. Elsevier. Amsterdam. The Netherlands. pp. 255– 283.

Shen G.T., J. E. Cole, D. W. Lea, L. J. Linn, T. A. McConnaughey, R. G. Fairbaks. 1992. Surface ocean variability at Galapagos from 1936-1982: calibration of geochemical tracers in corals. *Paleoceanography* 7(5):563-588.

Slowey J.F., D.W. Hood. 1970. Copper, Manganese and Zinc concentrations In: Gulf of Mexico waters. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 55:121-138.

Statham P.J., P.A. Yeats. W.M. Landing. 1997. Manganese in the eastern Atlantic Ocean: processes influencing deep and surface water distributions. *Marine Chemistry* 61:55–68.

Stoddart D.R. 1969. Ecology and morphology of recent coral reefs. *Biology Review* 44:433-498.

Swart. P.K. 1981. The strontium, magnesium and sodium composition of recent scleractinian coral skeleton as standars for paleoenvironmental analysis. *Palaeogeography Paleoclimatology Paleoecology*. 34:115-136.

Tambutté. É.. D. Allemand., E. Mueller. J. Jaubert. 1996. A compartmental approach to the mechanism of calcification in hermatypic corals. *Journal Experimental Biology*. 199:1029–1041.

Taylor R.B., D.J. Barnes, J.M. Lough.1996. On the inclusion of trace materials into massive coral skeletons. Materials occurring in the environment in short pulses. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 185:255-278.

Toledo A. 2005. Marco conceptual: Caracterización ambiental del Golfo de México. pp 25-51. En: Botello. A.V., J. L. Rojas. J.A. Benítez. J. A. Zárata. 1996. *Golfo de México. contaminación e impacto ambiental: Diagnóstico-tendencias*. Universidad Autónoma de Campeche. EPOMEX serie científica. 5. 666p.

Tunnell Jr J.W.,E.A. Chávez. K. Withers. 2007. Coral reefs of the southern Gulf of México. Texas A&M University Press. 1-4 p.

Tunnell Jr J.W. 2007. Distribución de los arrecifes. pp 17-29. In: Tunnell Jr J.W., E.A. Chávez. K. Withers. 2007. *Coral reefs of the southern Gulf of México*. Texas A&M University Press. 251p.

Vargas J., M. Hernández. L. F. Carrera. 1993. Sistema Arrecifal Veracruzano. pp 559-575. In: *Biodiversidad Marina-Costera de México*. Salazar S. I.. N. E. Gonzalez. Comisión Nacional para la Biodiversidad-CIQRO. México 865 p.

Villanueva S., A.V. Botello. 1992. Metales pesados en la zona costera del Golfo de México-Caribe Mexicano: Una revisión. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 8(1):47-61

Wolanski E. 1995. Transport of sediment in mangrove swamps. *Hydrobiologia* 295:31–42.

Wyndham T., M. McCulloch., S. Fallon, C. Alibert. 2003. High-resolution coral records of rare earth elements in coastal seawater: Biogeochemical c-cling and a new environmental proxy. *Geochimical et Cosmochimical Acta* 68(9):2067–2080.