



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
DEL NOROESTE, S.C.

Programa de Estudios de Posgrado

BIOACUMULACIÓN DE Cd, Pb, Cu, Zn Y Fe EN UN
GASTERÓPODO Y DOS ESPECIES DE ERIZO POR
CONSUMO DE MACROALGAS ASOCIADAS A
MANTOS DE *Sargassum* spp. EN BAHÍA DE LA PAZ,
BAJA CALIFORNIA SUR, MÉXICO

TESIS

Que para obtener el grado de

Doctor en Ciencias

Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales
(Orientación Biología Marina)

Presenta

Pablo Hernández Almaraz

La Paz, Baja California Sur, Febrero de 2015

ACTA DE LIBERACIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 11 horas del día 17 del Mes de febrero del 2014, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

"BIOACUMULACIÓN DE Cd, Pb, Cu, Zn Y Fe EN UN GASTERÓPODO Y DOS ESPECIES DE ERIZO POR CONSUMO DE MACROALGAS ASOCIADAS A MANTOS DE *Sargassum* spp. EN BAHÍA DE LA PAZ, BAJA CALIFORNIA SUR, MÉXICO"

Presentada por el alumno:

Pablo Hernández Almaraz


Aspirante al Grado de DOCTOR EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACION DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACION EN Biología Marina

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron su **APROBACION DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISION REVISORA


Dra. Elisa Serviere Zaragoza
Co-DIRECTORA DE TESIS


Dra. Lia Celina Méndez Rodríguez
Co-DIRECTORA DE TESIS


Dra. Tania Zenteno Savin
CO-TUTOR


Dr. Federico García Domínguez
CO-TUTOR


Dr. Alfonso Vázquez Botello
CO-TUTOR


DRA. ELISA SERVIERE ZARAGOZA,
DIRECTORA DE ESTUDIOS DE POSGRADO

COMITÉ TUTORIAL Y REVISOR DE TESIS

Dra. Elisa Serviere Zaragoza

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste
Co-Directora

Dra. Lía Celina Méndez Rodríguez

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste
Co-Directora

Dra. Tania Zenteno Savín

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste
Co-Tutor

Dr. Federico Andrés García Domínguez

Instituto Politécnico Nacional
Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas
Co-Tutor

Dr. Alfonso Vázquez Botello

Universidad Nacional Autónoma de México
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología
Co-Tutor

JURADO DE EXAMEN DE GRADO

Dra. Elisa Serviere Zaragoza

Dra. Lía Celina Méndez Rodríguez

Dra. Tania Zenteno Savín

Dr. Federico Andrés García Domínguez

Dr. Alfonso Vázquez Botello

SUPLENTES

Dr. Ramón Gaxiola Robles

Dra. Alejandra Piñón Gimate

Resumen

Estudios de bioacumulación de metales en redes tróficas marinas muestran que los macrofitos son fundamentales en la transferencia, y en ocasiones, en el incremento de concentración de cadmio (Cd), plomo (Pb), cobre (Cu), zinc (Zn) y hierro (Fe). Sin embargo, ambientes dominados por macroalgas han sido poco analizados y no se ha detallado la participación de ciertas especies de macroalgas y sus consumidores en la dinámica de estos elementos. En el presente trabajo se analizó la acumulación y transferencia potencial de estos elementos en invertebrados a partir del consumo de macroalgas en cuatro mantos de *Sargassum*, uno de los cuales se encuentra bajo la influencia de un yacimiento explotado de fosforita. Especímenes de un gasterópodo (*Elysia diomedea*), dos erizos (*Tripneustes depressus* y *Eucidaris thouarsii*) y macroalgas que constituyen potencialmente su dieta, se recolectaron en dos fechas contrastantes, cuando las frondas de *Sargassum* presentan su mayor (marzo) y menor (septiembre) abundancia. Las mayores concentraciones de Cd y Cu en *E. diomedea* y ambas especies de erizos se registraron en marzo en el manto cercano a la mina de fosforita. Los valores de Pb en *E. diomedea* y *T. depressus* fueron menores al límite de detección, en contraste con *E. thouarsii* el cual, además de acumular las mayores concentraciones de Pb, parece ser una especie más propensa a acumular Cu, Zn y Fe. Las macroalgas pardas, *Sargassum sinicola* y *Dictyota flabellata*, y las rojas, *Gracilaria pachydermatica* y *Polysiphonia pacifica*, cuando se presentaron en los mantos, destacaron por su capacidad para concentrar los metales. Los hábitos alimenticios de *E. diomedea* sugieren que la bioacumulación de Cd, Cu, Zn y Fe pueden deberse al consumo de *C. simulans* y/o *S. sinicola*. Un análisis de contenidos estomacales de los erizos reveló una dieta dominada por macroalgas en los cuatro mantos y en ambas fechas. Mediante un análisis de isotopos estables, ^{13}C y ^{15}N , se pudieron deducir hábitos herbívoros en *T. depressus* y omnívoros en *E. thouarsii*. Estos resultados sugieren que *T. depressus* incorpora Cd, Cu, Zn y Fe por el consumo de macroalgas, mientras que *E. thouarsii* parece incorporar Cd, Pb, Cu y Zn por diferentes fuentes alimenticias, incluidas las macroalgas. Adicionalmente, las concentraciones de Cd en *E. diomedea*, *T. depressus*, *C. simulans*, *G. pachydermatica* y *S. sinicola*, se relacionan

con las concentraciones de Cd total y biodisponible presentes en el sedimento marino. En contraste, los niveles de Pb en las mismas especies no mostraron relación con los niveles de Pb total y biodisponible en el sedimento, excepto para *E. thouarsii* y *C. simulans*, en los que las concentraciones de Pb se correlacionan con los valores de Pb biodisponible en el sedimento.

Palabras clave: Cadenas alimenticias, ecotoxicología, equinodermos, macroalgas, metales traza, moluscos.

Abstract

Bioaccumulation studies on marine trophic nets have shown that macrophytes are fundamental in transference and concentration increase of cadmium (Cd), lead (Pb), copper (Cu), zinc (Zn) and iron (Fe) in some cases. However, environments dominated by macroalgae have been little studied, and the participation of certain macroalgal species and their consumers in the dynamics of these elements have not been detailed. This work analyzes accumulation and potential transference of these elements to invertebrates by macroalgal consumption in four *Sargassum* beds, and one of them grows under the influence of an exploited phosphorite deposit. Specimens of a gastropod (*Elysia diomedea*), two sea urchins (*Tripneustes depressus* and *Eucidaris thouarsii*), and macroalgae that potentially conform their diet were collected in two contrasting dates, when *Sargassum* fronds show their highest (March) and lowest (September) abundance. The highest Cd and Cu concentrations in *E. diomedea* and both sea urchin species were recorded in March at the locality close to a phosphorite mine. Pb concentrations in *E. diomedea* and *T. depressus* were below detection limit whereas *E. thouarsii* seemed more prone to accumulate Cu, Zn, and Fe and had the highest Pb concentrations. The brown macroalgae, *Sargassum sinicola* and *Dictyota flabellata*, and red macroalgae, *Gracilaria pachydermatica* and *Polysiphonia pacifica*, when present in the beds stood out by their capacity to concentrate metals. The feeding habit of *E. diomedea* suggests that Cd, Cu, Zn, and Fe accumulations could be due to the consumption of *C. simulans* y/o *S. sinicola*. In the case of sea urchins, a stomach content analysis showed a diet dominated by macroalgae in the four localities in both dates, and feeding habits could be inferred through the stable ^{13}C and ^{15}N isotope analysis (herbivorous for *T. depressus* and omnivorous for *E. thouarsii*). The results suggest that *T. depressus* incorporates Cd, Cu, Zn, and Fe by macroalgal consumption whereas *E. thouarsii* seems to incorporate Cd, Pb, Cu, and Zn by different sources, including macroalgae. Additionally, Cd concentrations in *E. diomedea*, *T. depressus*, *C. simulans*, *G. pachydermatica*, and *S. sinicola* were correlated with total and bioavailable Cd concentrations in marine sediment. In contrast, Pb concentrations in these same species did

not show relationship with total and bioavailable Pb concentrations in the sediment, except for *E. thouarsii* and *C. simulans*.

Keywords: Ecotoxicology, echinoderms, food chains, macroalgae, mollusks, trace elements.

Dedicatoria

Al mar bermejo.

Agradecimientos

Al **CONACyT** por la beca para estudios de Doctorado y Beca Mixta para estancia en el extranjero (CONACyT 48345). Al **CIBNOR** por el financiamiento a partir de los proyectos PC 0.5 y CONACYT CB2012 179327, además del apoyo económico para realizar los viajes de estancia, la extensión de beca y la movilidad de miembros del Comité.

A los siguientes laboratorios y áreas del CIBNOR por el apoyo siempre profesional de sus responsables y personal a cargo: *Lab. de Absorción atómica*: Baudilio Acosta Vargas y Griselda Peña Armenta. *Lab. de Macroalgas*: Alejandra Mazariegos Villareal, Karla León Cisneros, Alejandra Piñón Gimete. *Lab. de Salud Ambiental y Biomedicina*: Orlando Lugo Lugo. *SULSA, Buceo y Embarcaciones*: Horacio Bervera León, Juan José Ramírez y Mario Cota Castro. *Traducción y Edición*: Ira Lee Fogel Popilsky y Diana L. Dorantes Salas. *Programa de Estudios de Posgrado*: Elisa Serviere Zaragoza y Ma. Guadalupe Sánchez Vázquez. *Dpto. de Control Escolar*: Osvelia Ibarra Morales y Tania V. Núñez Valdez. *Dpto. de Becas y Apoyo Estudiantil*: Leticia González Rubio Rivera y Claudia E. Olachea León. *Lab. de Cómputo de Posgrado*: Horacio Sandoval Gómez. *Biblioteca y Centro de Información*: Ana María Talamantes Cota, Susana Luna García, Elizabeth Guadalupe Sánchez Vázquez y María Esther Ojeda Castro. *A la contribución desinteresada de*: Enrique Güemez, Diego A. Falcón, Tonatiuh Chávez, Magali Gómez, Dilian Anguas, Pablo David Vega, Mónica Patrón P., Verónica García Hdez. y a la Academia de Biología.

A los siguientes profesionales por su asesoría y comentarios durante las estancias en sus instituciones: *Lab. de Contaminación Marina, ICMYL-UNAM*: Alfonso Vázquez Botello y Susana Villanueva Fragoso; *Wildlife Toxicology Laboratory, Universidad de Alaska Fairbanks*: Todd M. O'Hara, Carla Willeto, John R. Harley, Lorrie D. Rea y J. Margaret Castellini. A mi Comité tutorial por su revisión, guía y consejos. A la *Biblioteca de la UABCS* por sus servicios y amable atención. A los *internautas* altruistas y a la comunidad *Ubuntu: Linux para seres humanos*. A mi familia, a Lorena Viloria Gómora, y a mis seres queridos por todo su apoyo.

El material analizado en la presente investigación se recolectó gracias al permiso PPF/DGOPA-010/14, otorgado por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

CONTENIDO

<i>Resumen</i>	<i>iii</i>
<i>Abstract</i>	<i>v</i>
<i>Dedicatoria</i>	<i>vii</i>
<i>Agradecimientos</i>	<i>viii</i>
CONTENIDO	<i>ix</i>
<i>Lista de figuras</i>	<i>xi</i>
<i>Lista de tabla</i>	<i>xii</i>
<i>Lista de ecuaciones</i>	<i>xii</i>
1 INTRODUCCIÓN	1
2 ANTECEDENTES	4
2.1 Cadmio, plomo, cobre, zinc y hierro en redes tróficas	4
2.2 Bioacumulación de elementos traza en macroalgas	8
2.3 Mantos de <i>Sargassum</i> spp. en el suroeste del golfo de California.	12
3 JUSTIFICACIÓN	15
4 HIPÓTESIS	16
5 OBJETIVOS	16
5.1 Objetivo general.....	16
5.2 Objetivos particulares	16
6 ÁREA DE ESTUDIO	17
6.1 Bahía de La Paz	17
6.2 Localidades de estudio.....	18
6.3 Ciclo de los mantos de <i>Sargassum</i> spp.	22
7 MATERIAL Y MÉTODOS	24
7.1 Muestreo prospectivo para recolecta de flora asociada a mantos de <i>Sargassum</i> spp., y selección de macroalgas e invertebrados	24
7.2 Selección de macroalgas e invertebrados	24
7.3 Muestreos intensivos para recolecta de flora asociada a mantos de <i>Sargassum</i> spp., y de macroalgas e invertebrados selectos.....	25
7.4 Recolecta de macroalgas e invertebrados selectos	26
7.5 Procesamiento de muestras.....	27
7.6 Macroalgas asociadas a mantos de <i>Sargassum</i> spp.	28
7.7 Determinación de la dieta de erizos	29
7.8 Isótopos estables	30
7.9 Determinación de elementos traza	32
7.10 Análisis estadístico de las concentraciones de elementos	33

7.10.1	Factor de transferencia.....	34
8	RESULTADOS	35
8.1	Flora asociada a mantos de <i>Sargassum</i> spp.....	35
8.2	Macroalgas.....	41
8.2.1	Valores isotópicos.....	41
8.2.2	Concentración de elementos traza	42
8.3	Gasterópodo <i>Elysia diomedea</i>	44
8.3.1	Valores isotópicos.....	44
8.3.2	Concentración de elementos traza	44
8.3.3	Comparación de elementos entre macroalgas y <i>Elysia diomedea</i>	46
8.4	Erizos, <i>Tripneustes depressus</i> y <i>Eucidaris thouarsii</i>	50
8.4.1	Dieta.....	50
8.4.1.1	<i>Tripneustes depressus</i>	50
8.4.1.2	<i>Eucidaris thouarsii</i>	52
8.4.2	Valores isotópicos.....	54
8.4.3	Concentración de elementos traza	54
8.4.3.1	<i>Tripneustes depressus</i>	54
8.4.3.2	<i>Eucidaris thouarsii</i>	55
8.4.4	Comparación de elementos traza entre macroalgas y erizos	57
8.4.4.1	Macroalgas y <i>Tripneustes depressus</i>	57
8.4.4.2	Macroalgas y <i>Eucidaris thouarsii</i>	62
8.4.5	Niveles tróficos y fuente potencial de alimento del gasterópodo y los erizos según isótopos estables.....	67
9	DISCUSIÓN	69
9.1	Mantos de <i>Sargassum</i> spp.....	69
9.2	La dieta de los invertebrados	71
9.2.1	<i>Elysia diomedea</i>	71
9.2.2	Erizos	72
9.3	Bioacumulación de elementos	76
9.3.1	Macroalgas.....	76
9.3.2	<i>Elysia diomedea</i>	77
9.3.3	Erizos	82
10	CONCLUSIONES	84
11	LITERATURA CITADA.....	86
12	ANEXOS.....	103
12.1	Determinación de Cd y Pb en sedimento.....	103
12.1.1	Concentración biodisponible	103
12.1.2	Concentración total.....	103
12.1.3	Cuantificación de elementos en sedimento.....	104
12.2	Artículos producto del trabajo de tesis	106

Lista de figuras

Figura 1. Concentración y factores de transferencia de Cd y Pb en consumidores potenciales de macroalgas verdes, en un ecosistema de pasto marino.....	6
Figura 2. Localidades del noroeste de México con registros de Cd, Pb, Cu, Zn y Fe en diversas especies de macroalgas.....	10
Figura 3. Concentraciones de Cd y Pb en la almeja chocolate <i>Megapitaria squalida</i> , en la bahía de La Paz.....	13
Figura 4. Invertebrados comunes en mantos de <i>Sargassum</i> spp. (<i>Elysia diomedea</i> , <i>Eucidaris thouarsii</i> y <i>Tripneustes depressus</i>).....	14
Figura 5. Localidades de estudio.....	20
Figura 6. Ciclo anual de la talla y biomasa de <i>Sargassum</i> spp., y su relación con el número de especies de fauna asociada.....	23
Figura 7. Vista subacuática de los mantos durante la recolecta de septiembre de 2011.....	37
Figura 8. Transferencia potencial de Cd y Pb a <i>Elysia diomedea</i> a partir de <i>Codium simulans</i> , <i>Sargassum sinicola</i> y <i>Gracilaria pachydermatica</i> , en tres mantos de <i>Sargassum</i> spp. de la bahía de La Paz.....	48
Figura 9. Transferencia potencial de Cu, Zn y Fe a <i>Elysia diomedea</i> a partir de <i>Codium simulans</i> , <i>Sargassum sinicola</i> y <i>Gracilaria pachydermatica</i> , en tres mantos de <i>Sargassum</i> spp. de la bahía de La Paz.....	49
Figura 10. Transferencia potencial de elementos traza a <i>Tripneustes depressus</i> a partir de <i>Codium simulans</i> , <i>Sargassum sinicola</i> y <i>Gracilaria pachydermatica</i> , en cuatro mantos de <i>Sargassum</i> spp. de la bahía de La Paz, en marzo.....	60
Figura 11. Transferencia potencial de elementos traza a <i>Tripneustes depressus</i> a partir de <i>Codium simulans</i> , <i>Sargassum sinicola</i> y <i>Gracilaria pachydermatica</i> , en cuatro mantos de <i>Sargassum</i> spp. de la bahía de La Paz, en septiembre.....	61
Figura 12. Transferencia potencial de elementos traza a <i>Eucidaris thouarsii</i> a partir de <i>Codium simulans</i> , <i>Sargassum sinicola</i> y <i>Gracilaria pachydermatica</i> , en cuatro mantos de <i>Sargassum</i> spp. de la bahía de La Paz, en marzo.....	65
Figura 13. Transferencia potencial de elementos traza a <i>Eucidaris thouarsii</i> a partir de <i>Codium simulans</i> , <i>Sargassum sinicola</i> y <i>Gracilaria pachydermatica</i> , en cuatro mantos de <i>Sargassum</i> spp. de la bahía de La Paz, en septiembre.....	66
Figura 14. Gráfico de valores isotópicos de todas las especies analizadas.....	68
Figura 15. Gráfico de concentración de Cd y Pb en sedimento marino de cuatro localidades de la bahía de La Paz.....	70
Figura 16. Gráfico de biomasa de macroalgas asociadas a mantos de <i>Sargassum</i> spp., en cuatro localidades de la bahía de La Paz.....	70
Figura 17. Gráfico comparativo de valores isotópicos entre las especies estudiadas y registros bibliográficos.....	75

Lista de tabla

Tabla I. Concentraciones de Cd y Pb en productores primarios y omnívoros de una laguna costera en la costa este del golfo de California.	8
Tabla II. Concentración de Cd, Pb, Cu, Zn y Fe en algunas macroalgas del noroeste de México.	11
Tabla III. Comparativo de algunas características de las localidades de estudio.	21
Tabla IV. Características ambientales y concentración de Cd y Pb en sedimento marino de las localidades de estudio, en marzo y septiembre de 2011.	38
Tabla V. Listado florístico y biomasa de macroalgas por localidad y fecha.	39
Tabla VI. Valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en macroalgas que son dieta potencial del gasterópodo y los erizos.	41
Tabla VII. Concentración de elementos traza en macroalgas de cuatro mantos de <i>Sargassum</i> spp., en marzo y septiembre de 2011.	43
Tabla VIII. Concentración de Cd, Pb, Cu, Zn y Fe en <i>Elysia diomedea</i> y tres especies de macroalgas en tres mantos de <i>Sargassum</i> spp. de la bahía de La Paz.	45
Tabla IX. Índices de Importancia Relativa para cada componente presente registrado en el contenido estomacal de <i>Tripneustes depressus</i>	51
Tabla X. Índices de Importancia Relativa para cada componente presente registrado en el contenido estomacal de <i>Eucidaris thouarsii</i>	53
Tabla XI. Valores isotópicos de ambas especies de erizo.	54
Tabla XII. Concentración de Cd, Pb, Cu, Fe y Zn en gónadas de <i>Tripneustes depressus</i> y <i>Eucidaris thouarsii</i> de cuatro mantos de <i>Sargassum</i> spp. de la bahía de La Paz, recolectados en marzo y septiembre de 2011.	56

Lista de ecuaciones

Ecuación 1. Biomasa de macroalgas por metro cuadrado.	28
Ecuación 2. Biomasa de macroalgas en el área del transecto.	29
Ecuación 3. Índice de importancia relativa para componentes del contenido estomacal.	30
Ecuación 4. Composición isotópica en valores delta (δ).	31
Ecuación 5. Factor de transferencia de un elemento traza.	34

1 INTRODUCCIÓN

Los animales incorporan energía y sustancias necesarias para funciones metabólicas vitales por medio de la ingestión cotidiana de su alimento (Hill *et al.*, 2004). En términos generales, este alimento se compone de nutrientes orgánicos, como lo son proteínas, lípidos y carbohidratos (McKee y McKee, 2003). Estos nutrientes y ciertos elementos químicos esenciales son utilizados para el crecimiento, reparación de tejidos y reproducción (Randall *et al.*, 2001). Se reconocen 23 elementos esenciales para la apropiada actividad metabólica en la mayoría de los animales, éstos son: calcio (Ca), fósforo (P), magnesio (Mg), potasio (K), sodio (Na), cloro (Cl), azufre (S), zinc (Zn), hierro (Fe), cobre (Cu), yodo (I), flúor (F), selenio (Se), cromo (Cr), silicio (Si), níquel (Ni), manganeso (Mn), cobalto (Co), estaño (Sn), bromo (Br), boro (B) y molibdeno (Mo) (Da Silva y Williams, 1991; Morris, 1991; Tolonen, 1995). Otros elementos son esenciales sólo para algunos organismos, como el vanadio (V) para tunicados (*Ascidia*), hongos (*Amanita*), macroalgas (*Fucus*) y bacterias (*Azotobacter*; Da Silva y Williams, 1991), y el cadmio (Cd) para diatomeas (*Thalassiosira*; Price y Morel, 1990). Por lo anterior, V, Cd y el resto de los elementos químicos de la tabla periódica se consideran no esenciales para los procesos metabólicos de la mayoría de los seres vivos, y su presencia en un organismo se califica de inusual (Da Silva y Williams, 1991).

Especies acuáticas y terrestres pueden acumular elementos esenciales y no esenciales en concentraciones proporcionalmente mayores a las del ambiente donde se desarrollan, a las detectadas en otras especies del mismo hábitat o con respecto a la propia concentración basal (Connell, 1998). La bioacumulación de elementos traza es un proceso necesario; pero, dependiendo de su concentración en el organismo, especialmente de aquellos considerados no esenciales como Cd y plomo (Pb), pueden causar efectos metabólicamente adversos (Ray, 1984; Wang, 2002; Chojnacka, 2009; Eisler, 2010). La organización mundial de la salud (WHO, por sus siglas en inglés) señala que las consecuencias nocivas de la bioacumulación de Cd y Pb son observables a nivel de

individuos, pero advierte que las afectaciones pueden repercutir a escala de ecosistemas debido a las relaciones entre especies (WHO, 1989 y 1992). Elementos esenciales como el Cu, Zn y Fe, también llegan a ser nocivos para los seres vivos; por ejemplo, cuando la tasa de incorporación del organismo desde el ambiente, excede la tasa de eliminación del cuerpo (Coale, 1991; Naimo, 1995). Al mismo tiempo, la presencia de Cu, Zn y Fe en el ambiente puede alterar la incorporación de Cd y Pb a la biota (Lönnerdal, 2000).

Numerosos trabajos han determinado concentraciones de Cd, Pb, Cu, Zn y Fe, y otros elementos químicos, en diversos grupos biológicos y en diferentes ambientes marinos (Neff, 2002; Eisler, 2010). La concentración de cada elemento se ha utilizado como parámetro para inferir niveles normales en organismos considerados sanos y/o para deducir el grado de contaminación en el ambientes acuáticos (Rainbow, 2002; Jothinayagi y Anbazhagan, 2009). También, se han considerado especies de diferentes niveles tróficos a fin de obtener información sobre la dinámica de los elementos en redes alimenticias (Barwick y Maher, 2003; Croteau *et al.*, 2005). El conocimiento de la dinámica de elementos es relevante debido a que, por medio de la transferencia trófica (Neff, 2002) o biotransferencia (Barwick y Maher, 2003), la concentración de algún elemento puede verse incrementada en el consumidor con respecto a su dieta (Neff, 2002), y progresivamente a los niveles superiores de una o más cadenas alimenticias (Wang, 2002; Barwick y Maher, 2003; Croteau *et al.*, 2005). Este proceso de incremento es conocido como biomagnificación y ha sido observado en algunas especies de ciertos ambientes marinos, lo cual es importante por el papel ecológico que desempeñan, y también por ser algunas de estas especies utilizadas directa o indirectamente para el consumo humano (Gray, 2002; Barwick y Maher, 2003).

Estudios en herbívoros y omnívoros sugieren que las macroalgas son responsables de transferir Cd, Pb, Cu, Zn y Fe, entre otros elementos, y participar en procesos de biomagnificación (Barwick y Maher, 2003) debido a que son capaces de concentrar elementos esenciales y no esenciales, y a que participan como productores primarios en diversas cadenas tróficas. Los tres grupos de macroalgas (verdes, pardas y rojas) son

capaces de concentrar Cd y Pb en proporciones considerables en relación a sus niveles basales (Astorga-España *et al.*, 2008; Jara-Marini *et al.*, 2009; Riosmena-Rodríguez *et al.*, 2010; Evans y Edwards, 2011). Por ejemplo, entre las macroalgas rojas se puede citar a *Gracilaria verrucosa* (Hudson) Papenfuss, una especie que llega a incorporar hasta nueve veces la concentración de Cd encontrada en agua marina y cerca de siete veces la concentración del Pb; esta propiedad de concentración también se ha observado en las macroalgas verdes *Ulva linza* Linnaeus y *Ulva rigida* C. Agardh (Malea y Haritonidis, 1999). Entre las macroalgas pardas, destacan especies del género *Sargassum*, las cuales pueden concentrar hasta 8 $\mu\text{g g}^{-1}$ de Cd y 30 $\mu\text{g g}^{-1}$ de Pb (valores en pesos seco¹; Volesky y Holan, 1995; Huerta-Díaz *et al.*, 2007; Jothinayagi y Anbazhagan, 2009).

Las concentraciones de Cu, Zn y Fe en las macroalgas son altamente variables (Eisler, 2010). En sitios no contaminados las concentraciones generalmente son menores a 10 $\mu\text{g g}^{-1}$ de Cu (Neff, 2002), las de Zn varían entre 14 y 80 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Astorga-España *et al.*, 2008) y las de Fe entre 100 y 800 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Riosmena-Rodríguez *et al.*, 2010). Sin embargo, en sitios contaminados las macroalgas verdes, como *Cladophora albida* (Nees) Kützing, pueden alcanzar a concentra hasta 61.3 $\mu\text{g g}^{-1}$ de Cu, 50.3 $\mu\text{g g}^{-1}$ de Zn y 4426 $\mu\text{g g}^{-1}$ de Fe; mientras que en macroalgas pardas como *Padina pavonica* (Linnaeus) Thivy, se registran 103 $\mu\text{g g}^{-1}$ de Cu, 71.1 $\mu\text{g g}^{-1}$ de Zn y 2827 $\mu\text{g g}^{-1}$ de Fe (Malea *et al.*, 1995).

A pesar de la capacidad que tienen estas y otras especies de macroalgas para concentrar Cd, Pb, Cu, Zn y Fe, se desconoce qué tanto son transferidos y bioacumulados estos elementos en los animales que las consumen. Por lo que el conocer el grado de bioacumulación en distintos eslabones de las cadenas tróficas, particularmente en los consumidores primarios, es importante desde el punto de vista ecológico, debido a que ofrece información necesaria para entender la dinámica de estos elementos químicos en uno de los niveles basales de la cadena trófica, y brinda datos para evaluar las consecuencias biológicas de este proceso (Barwick y Maher, 2003).

¹ Todas las concentraciones citadas en el texto hacen referencia a valores en peso seco y se expresan en $\mu\text{g g}^{-1}$.

Por lo anterior, en el presente trabajo se analizó la acumulación y transferencia potencial de Cd, Pb, Cu, Zn y Fe en niveles tróficos inferiores de ambientes dominados por mantos de *Sargassum* spp.; dichos niveles tróficos son representados por una especie de gasterópodo, *Elysia diomedea*, y dos especies de erizo, *Tripneustes depressus* y *Eucidaris thouarsii*, las cuales incluyen macroalgas en su dieta. Adicionalmente, se analizaron los contenidos estomacales de ambos erizos para dar evidencia de la ingesta de macroalgas, y junto con un análisis de isotopos estables, ^{13}C y ^{15}N , deducir los hábitos alimenticios, el nivel trófico y plantear la transferencia potencial de los cinco elementos a los consumidores primarios mencionados.

2 ANTECEDENTES

2.1 Cadmio, plomo, cobre, zinc y hierro en redes tróficas

El Cd, Pb, Cu, Zn y Fe están presentes de forma natural en el ambiente marino (Neff, 2002; Chojnacka, 2009; Eisler, 2010). Las concentraciones en sedimentos de costas no contaminadas son altamente variables, pero usualmente el Cd se hallan por debajo de $0.6 \mu\text{g g}^{-1}$, el Pb de $30 \mu\text{g g}^{-1}$, el Cu de $50 \mu\text{g g}^{-1}$, el Zn de $155 \mu\text{g g}^{-1}$ (Neff, 2002), y el Fe de $5000 \mu\text{g g}^{-1}$ (Galeano *et al.*, 1990; Chakraborty y Owens, 2013). Sin embargo, eventos naturales tales como movimientos de cuerpos de agua marina, aportes de tierra por arrastre de ríos en período de lluvias, eventos de vulcanismo y actividades humanas como la descarga de drenajes, son capaces de desplazarlos a zonas costeras y provocar el incremento de su concentración (Nieboer y Richardson, 1980; Neff, 2002; Manahan, 2007). Se considera que el incremento de concentración puede facilitar la bioacumulación en especies que habitan tales ambientes (Chojnacka, 2009). Long *et al.* (1995) relacionaron la concentración de varios elementos químicos en el sedimento de las costas de Norte América con la salud de organismos presentes en dichos lugares, y encontraron que una vez

que las concentraciones de Cd en sedimento marino superan $1.2 \mu\text{g g}^{-1}$, las de Pb $46.7 \mu\text{g g}^{-1}$, las de Cu $34 \mu\text{g g}^{-1}$ y las de Zn $150 \mu\text{g g}^{-1}$, empiezan a presentarse efectos biológicos adversos. Por esta relación, los valores mencionados son tomados como referentes y suelen citarse junto con la denominación ERL, siglas de la frase *effects range-low* (intervalo inferior de efectos). El Fe no es considerado en este parámetro, pero datos experimentales asocian concentraciones de Fe cercanas a $6000 \mu\text{g g}^{-1}$ en sedimento marino, con efectos negativos en el desarrollo y sobrevivencia del camarón *Litopenaeus stylirostris* Boone (Méndez *et al.*, 2004).

Los cinco elementos, Cd, Pb, Cu, Zn y Fe, pueden ingresar a la pirámide alimenticia por distintos niveles tróficos (Edding y Tala, 1996; Neff, 2002; Barwick y Maher, 2003; Eisler, 2010; Soto-Jiménez, 2011). Evaluaciones en cadenas tróficas que inician por el consumo de macrofitos sugieren que la transferencia puede iniciar en los primeros niveles tróficos (Barwick y Maher, 2003; Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2008; Jara-Marini *et al.*, 2009). Registros de Cd y Pb en macroalgas, herbívoros y omnívoros muestran que las concentraciones de ambos elementos son contrastantes en los animales que presumiblemente se alimentan de estos productores primarios (Barwick y Maher, 2003; Jara-Marini *et al.*, 2009).

Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna (2008) analizaron cadenas alimenticias de un ambiente dominado por pastos marinos y registraron la transferencia potencial de Cd en 20 de 32 interacciones tróficas. La transferencia de Pb fue sugerida para 14 de las mismas 32 interacciones. La mayoría de las posibles transferencias de Cd se presentaron en consumidores primarios, a diferencia del Pb que fue transferido principalmente en consumidores superiores, esto es, en omnívoros, carnívoros y depredadores tope. En la mayoría de las interacciones antes mencionadas las macroalgas se encuentran al inicio de las cadenas alimenticias.

Barwick y Maher (2003) analizaron un ecosistema formado por pasto marino en el que están presentes una macroalga verde y tres de sus posibles consumidores (Figura 1). Los cálculos de la proporción de transferencia dieta-consumidor, conocida como factor de

transferencia (Mackay y Fraser, 2000; Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2008), indican que la concentración de Cd se incrementa hasta veinte veces en el caracol marino *Bembicium auratum* Quoy y Gaimard, tras el consumo de *Ulva* sp. En contraste, la concentración del mismo elemento es mínima en el pez herbívoro *Girella tricuspidata* Quoy y Gaimard que, presumiblemente, también se alimenta de *Ulva* sp. Las concentraciones de Pb registradas en ambos animales son alrededor de la mitad de la concentración detectada en la macroalga.

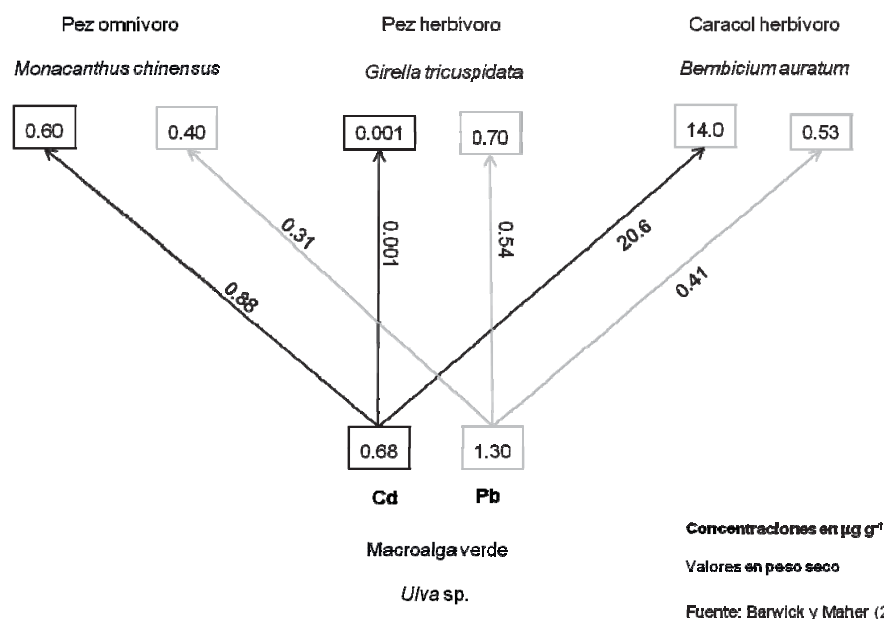


Figura 1. Concentración y factores de transferencia de Cd y Pb en consumidores potenciales de macroalgas verdes, en un ecosistema de pasto marino. Factores de transferencia sobre líneas.

En una laguna costera de la costa este del golfo de California denominada Estero de Urías, Jara-Marini *et al.* (2009) encontraron que invertebrados omnívoros tienden a presentar concentraciones de Cd y Pb mayores que las macroalgas, lo que sugiere procesos de bioacumulación como consecuencia de la ingesta de estos productores primarios. Además, los datos indican que las especies de ambos grupos biológicos

concentran valores contrastantes durante un período anual. En términos generales, los invertebrados presentan mayores concentraciones de Cd en período de secas y mayores concentraciones de Pb en lluvias (Jara-Marini *et al.*, 2009) (Tabla I).

Tabla I. Concentraciones de Cd y Pb en productores primarios y omnívoros de una laguna costera en la costa este del golfo de California.

Grupo taxonómico	Especie	Temporada	Cd	Pb
OMNÍVOROS				
Camarón	<i>Farfantepenaeus californiensis</i> Burukovsky	Secas	0.13 ± 0.01	0.67 ± 0.0
		Lluvias	–	–
Camarón	<i>Litopenaeus vannamei</i> Boone	Secas	0.14 ± 0.02	0.56 ± 0.0
		Lluvias	0.10 ± 0.03	1.60 ± 0.1
Poliqueto	<i>Streblospio benedicti</i> Webster	Secas	0.61 ± 0.14	10.9 ± 1.0
		Lluvias	0.42 ± 0.13	12.8 ± 2.6
Caracol	<i>Littoraria aberrans</i> Philippi	Secas	0.37 ± 0.07	8.46 ± 1.2
		Lluvias	0.34 ± 0.08	10.4 ± 2.1
PRODUCTORES PRIMARIOS				
Clorofita	<i>Ulva</i> sp.	Secas	0.29 ± 0.16	1.51 ± 0.4
		Lluvias	0.18 ± 0.10	5.37 ± 2.0
Clorofita	<i>Caulerpa sertularioides</i> (Gmelin) Howe	Secas	0.12 ± 0.03	1.63 ± 0.2
		Lluvias	0.15 ± 0.03	3.32 ± 1.5
Rodofita	<i>Gracilaria</i> sp.	Secas	0.14 ± 0.02	1.89 ± 0.6
		Lluvias	–	–

Fuente: Jara-Marini *et al.* (2009).

Valores en $\mu\text{g g}^{-1}$, peso seco.

2.2 Bioacumulación de elementos traza en macroalgas

En diversas especies de macroalgas verdes, pardas y rojas del noreste de México se han registrado concentración de Cd, Pb, Cu, Zn y Fe, entre otros elementos (Figura 2 y Tabla II). A partir de estos datos se observa que el intervalo de variación de las concentraciones de Cd, Pb, Cu, Zn y Fe, respectivamente son de 0.03–4.6 $\mu\text{g g}^{-1}$, 0.1–30 $\mu\text{g g}^{-1}$, 0.5–82 $\mu\text{g g}^{-1}$, 2.0–96 $\mu\text{g g}^{-1}$ y 140–2898 $\mu\text{g g}^{-1}$. Además se calcula que los valores promedio son, de Cd 1.8±1.6 $\mu\text{g g}^{-1}$, de Pb 4.9±8.1 $\mu\text{g g}^{-1}$, de Cu 9.9±21.5 $\mu\text{g g}^{-1}$, de Zn 16.3±22.8 $\mu\text{g g}^{-1}$ y de Fe 627.7±741.8 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Talavera-Sáenz, 2006; Huerta-Díaz *et al.*, 2007; Jara-Marini *et al.*, 2009; Rodríguez-Figueroa *et al.*, 2009; Riosmena-Rodríguez *et al.*, 2010).

La concentración máxima de Cd es registrada en las macroalgas rojas *Gracilaria* spp. y *Laurencia pacifica* Kylin (4.6 $\mu\text{g g}^{-1}$ en ambas especies; Riosmena-Rodríguez *et al.*,

2010), y la de Pb en la macroalga parda *Sargassum sinicola* Setchell y Gardner ($30 \mu\text{g g}^{-1}$; Rodríguez-Figueroa *et al.*, 2009). Mientras que las concentraciones máximas de Cu, Zn y Fe es registrada en la macroalga parda *Padina durvillei* Bory Saint-Vincent (82, 96 y $2898 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente; Rodríguez-Figueroa *et al.*, 2009).

Se ha propuesto que a través del consumo de estas macroalgas, tortugas y aves migratorias de las costas de la Península de Baja California bioacumulan Cd, Pb, Cu, Zn y Fe, entre otros elementos (Fitzgerald, 2004; Gardner *et al.*, 2006; Talavera-Sáenz, 2006; Riosmena-Rodríguez *et al.*, 2010). Particularmente en la tortuga prieta *Chelonia mydas* Linnaeus, se presume un proceso de biotransferencia por el consumo de *Gracilaria textorii* Suringar De Toni, *G. vermiculophylla* (Ohmi) Papenfuss, *Codium amplivesiculatum* Setchell y Gardner, y *Ulva lactuca* Linnaeus (Talavera-Sáenz, 2006). Este supuesto se fundamenta en la capacidad potencial que tienen los animales para acumular estos elementos a partir de la ingesta de productores primarios.



Figura 2. Localidades del noroeste de México con registros de Cd, Pb, Cu, Zn, Fe y otros elementos en diversas especies de macroalgas.

Tabla II. Concentración de Cd, Pb, Cu, Zn y Fe ($\mu\text{g g}^{-1}$, en peso seco) en algunas macroalgas del noroeste de México.

Especie	Localidad	Mes/Época	Cd	Pb	Cu	Zn	Fe	Fuente
CHLOROPHYTA								
<i>Ulva lactuca</i>	B. de los Ángeles	Junio	-	16.1	3.3	8.8	1053	3
<i>Ulva</i> sp.	Estero Urías	Secas	0.1	1.9	7.6	8.5	-	1
<i>Chaetomorpha linum</i>	Estero Urías	Lluvias	0.1	6.8	3.1	15.2	-	1
<i>Caulerpa sertularioides</i>	Estero Urías	Secas	0.1	1.6	8.8	13.6	-	1
<i>Caulerpa sertularioides</i>	Estero Urías	Lluvias	0.2	3.3	3.3	5.3	-	1
<i>Caulerpa sertularioides</i>	Bahía Magdalena	Abril	2.1	0.2	1.8	8.3	374	2
<i>Codium amplivesiculatum</i>	Bahía Magdalena	Noviembre	0.2	1.8	0.9	7.0	362	2
<i>Codium amplivesiculatum</i>	Bahía Magdalena	Febrero	nd	0.8	0.8	15.0	190	2
<i>Codium amplivesiculatum</i>	Bahía Magdalena	Abril	1.6	0.5	4.1	9.7	399	2
<i>Codium cuneatum</i>	Bahía Magdalena	Febrero	nd	1.6	-	4.7	241	2
<i>Codium cuneatum</i>	Bahía Magdalena	Abril	2.1	0.3	1.2	7.3	284	2
OCHROPHYTA								
<i>Sargassum sinicola</i>	B. de los Ángeles	Junio	-	30.0	3.0	9.3	186	3
<i>Padina durvillei</i>	Santa Rosalía, N	Mayo-Agosto	3.6	7.2	24.6	30.0	2898	4
<i>Padina durvillei</i>	Santa Rosalía, C	Mayo-Agosto	3.5	9.0	74.0	88.0	984	4
<i>Padina durvillei</i>	Santa Rosalía, S	Mayo-Agosto	3.5	7.2	82.0	96.0	2508	4
RHODOPHYTA								
<i>Chondria nidifica</i>	Bahía Magdalena	Febrero	1.0	1.6	1.3	9.1	291	2
<i>Gracilaria andersonii</i>	Bahía Magdalena	Febrero	1.6	3.8	2.1	8.7	160	2
<i>Gracilaria crispata</i>	Bahía Magdalena	Abril	4.6	nd	1.6	11.6	577	2
<i>Gracilaria</i> sp.	Estero Urías	Secas	0.3	1.5	8.2	17.3	-	1
<i>Gracilaria</i> sp.	Estero Urías	Lluvias	0.2	5.4	3.0	3.0	-	1
<i>Gracilaria textorii</i>	Bahía Magdalena	Noviembre	1.5	1.4	1.6	14.4	362	2
<i>Gracilaria textorii</i>	Bahía Magdalena	Febrero	3.4	1.0	0.5	10.7	140	2
<i>Gracilaria textorii</i>	Bahía Magdalena	Abril	4.5	0.4	1.7	12.3	580	2
<i>Gracilaria vermiculophylla</i>	Bahía Magdalena	Noviembre	0.6	2.7	1.3	7.3	302	2
<i>Gracilaria vermiculophylla</i>	Bahía Magdalena	Febrero	1.1	0.8	0.6	9.7	206	2
<i>Gracilaria vermiculophylla</i>	Bahía Magdalena	Abril	2.9	0.2	0.9	10.6	236	2
<i>Gracilariopsis andersonii</i>	Bahía Magdalena	Abril	3.8	0.1	1.5	13.4	322	2
<i>Gracilariopsis andersonii</i>	Bahía Magdalena	Noviembre	0.5	2.0	-	11.0	195	2
<i>Gracilariopsis lemneiformis</i>	B. de los Ángeles	Junio	-	28.0	2.2	12.8	846	3
<i>Hypnea johnstonii</i>	Bahía Magdalena	Noviembre	0.4	1.8	1.8	4.1	263	2
<i>Hypnea johnstonii</i>	Bahía Magdalena	Febrero	nd	nd	nd	2.0	568	2
<i>Hypnea johnstonii</i>	Bahía Magdalena	Abril	2.7	0.6	2.1	8.8	774	2
<i>Laurencia pacifica</i>	Bahía Magdalena	Febrero	3.0	1.7	2.9	14.9	196	2
<i>Laurencia pacifica</i>	Bahía Magdalena	Abril	4.6	nd	1.8	10.2	498	2
<i>Laurencia racemosa</i>	Estero Urías	Secas	0.03	0.2	2.2	3.9	-	1
<i>Laurencia racemosa</i>	Estero Urías	Lluvias	0.04	0.3	4.8	2.8	-	1

Fuentes: 1. Jara-Marini *et al.* (2009). 2. Riosmena-Rodríguez *et al.* (2010). 3. Huerta-Díaz *et al.* (2007). 4. Rodríguez-Figueroa *et al.* (2009). En Santa Rosalía: N, norte; C, centro; S, sur. nd, concentración no detectada. -, sin datos en la fuente.

2.3 Mantos de *Sargassum* spp. en el suroeste del golfo de California.

Entre las macroalgas, las especies del género *Sargassum* destacan por su capacidad para acumular Cd, Pb, Cu, Zn y Fe, entre otros elementos (Davis *et al.*, 2003; Rodríguez-Castañeda *et al.*, 2006; Jothinayagi y Anbazhagan, 2009; Patrón-Prado *et al.*, 2011). Además, las especies de este género desarrollan crecimientos que cubren grandes extensiones en zonas costeras, como sucede en la costa este de la península de Baja California Sur con los denominados mantos de Sargazo (Hernández-Carmona *et al.*, 1990; Casas-Valdez *et al.*, 1993).

Algunos de los mantos de la bahía de La Paz se desarrollan en localidades en las que se han registrado niveles particularmente contrastantes de Cd, Pb, Cu, Zn y Fe en especies bioindicadoras. Méndez *et al.* (2006) registraron concentraciones de hasta 11 $\mu\text{g g}^{-1}$ y 8 $\mu\text{g g}^{-1}$ de Cd y Pb, respectivamente, en la almeja chocolate *Megapitaria squalida* Sowerby, lo que sugiere que mantos como el de El Coyote, Las Ánimas y San Juan de la Costa podrían estar expuestos a concentraciones altas de ambos elementos (Figura 3). Tales valores son considerados altos con respecto a otros registrados en ambientes marinos del golfo de California y a normas ambientales (Méndez *et al.*, 2006; Cadena-Cárdenas *et al.*, 2009). La presencia de Cd y Pb se atribuyen a la existencia de yacimientos naturales de fosforita en la región (Méndez *et al.*, 2006; Cadena-Cárdenas *et al.*, 2009), ambos elementos, además del Cu y Zn, se encuentran como impurezas comunes en las rocas fosfóricas (Voulgaropoulos *et al.*, 1991; Sabiha-Javied *et al.*, 2009). En San Juan de la Costa, se suma la presencia del río San Juan como un agente que aporta Cd y otros elementos al ambiente marino local (Rodríguez-Castañeda, 2001). El Fe se encuentra entre los elementos que también son aportados al ambiente marino, este elemento no es común en la fosforita, pero se relaciona con el aporte de sedimentos de origen continental (Elrod *et al.*, 2004).

En los mantos de *Sargassum* spp. se encuentran diversos organismos, algunos de los cuales se alimentan de macroalgas (Foster *et al.*, 2007; Pacheco-Ruíz *et al.*, 2008; Suárez-Castillo *et al.*, 2013), por lo que pueden llegar a bioacumular los elementos químicos presentes en ellas. Por ejemplo, algunas especies de gasterópodos y equinodermos, como el gasterópodo *Elysia diomedea* Bergh y los erizos *Tripneustes depressus* Agassiz y *Eucidaris thouarsii* Agassiz y Desor, son consumidores de macroalgas y suelen dominar la fauna asociada a los mantos (Suárez-Castillo, 2008) (Figura 4).

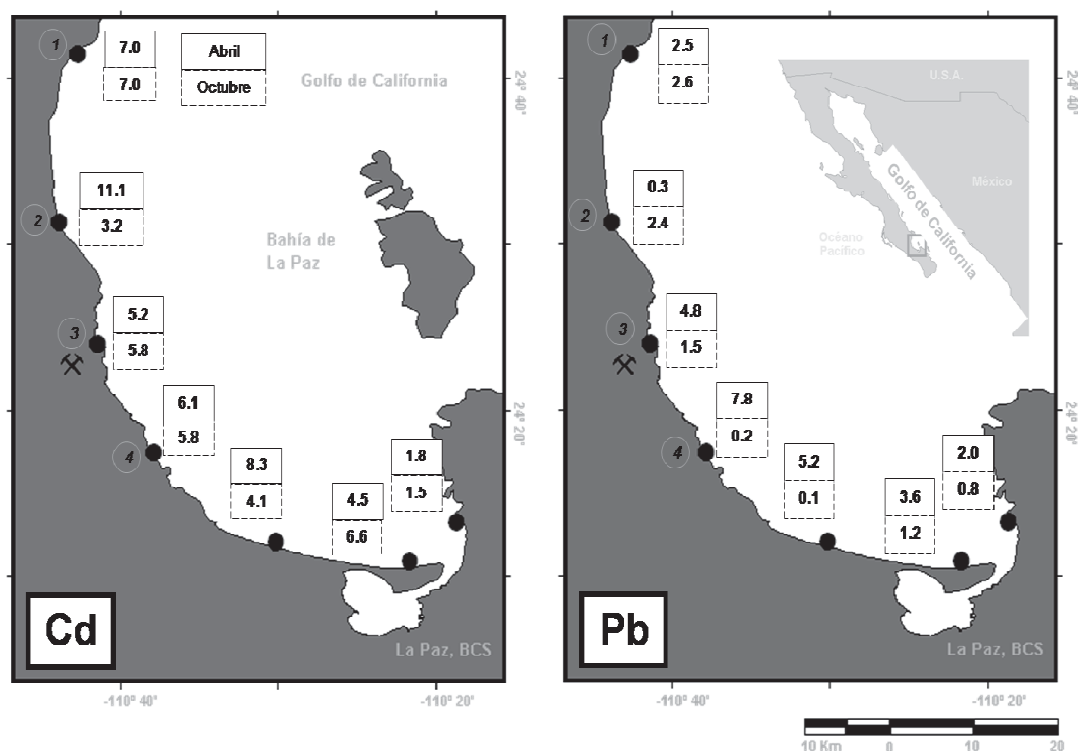


Figura 3. Concentraciones de Cd y Pb en la almeja chocolate *Megapitaria squalida* en la bahía de La Paz. Valores promedio de muestras de abril y octubre, expresados en $\mu\text{g g}^{-1}$ de peso seco. Primeras cuatro localidades de norte a sur: 1. El Coyote, 2. Las Ánimas, 3. San Juan de la Costa, y 4. El Sauzoso. (X): Mina de San Juan de la Costa. Fuente: Méndez *et al.* (2006).

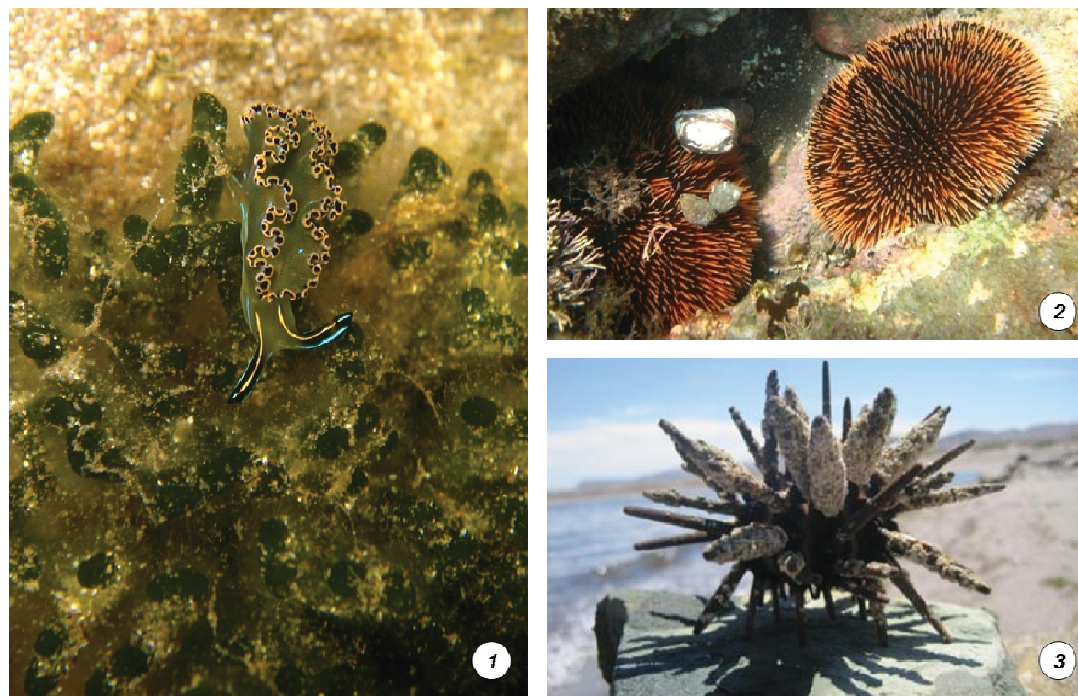


Figura 4. Invertebrados comunes en mantos de *Sargassum* spp. 1. El gasterópodo *Elysia diomedea* sobre la macroalga verde *Codium simulans*; 2. El erizo *Eucidaris thouarsii*; y 3. El erizo *Tripneustes depressus*. Fotografías: Laboratorio de Macroalgas del CIBNOR.

3 JUSTIFICACIÓN

El estudio de la acumulación de Cd, Pb, Cu, Zn y Fe en organismos que se alimentan de macroalgas aporta información sobre la movilidad potencial de estos elementos químicos en los niveles tróficos inferiores. Niveles de los cuales dependen diversas especies de importancia tanto ecológica, como económica.

La presencia de los mantos de *Sargassum* spp. en la bahía de La Paz, ofrece la oportunidad para estudiar la acumulación de Cd, Pb, Cu, Zn y Fe en la flora y fauna asociada, debido a que hay ambientes expuestos a concentraciones contrastantes, en los que se desarrollan diversas especies de macroalgas capaces de concentrar dichos elementos y al mismo tiempo son alimento potencial para diversos invertebrados como *Elysia diomedea*, *Tripneustes depressus* y *Eucidaris thouarsii*. Además, la existencia de mantos en condiciones de bajo impacto humano, permite elegir una localidad de control.

4 HIPÓTESIS

El gasterópodo *Elysia diomedea* y los erizos *Tripneustes depressus* y *Eucidaris thouarsii* que habitan en mantos de *Sargassum* spp. expuestos a concentraciones contrastantes de Cd, Pb, Cu, Zn, y Fe acumularán los elementos por el consumo de macroalgas, siendo la concentración de estos elementos en las tres especies de consumidores, proporcionalmente mayor a la concentración de aquellas macroalgas que conforman su dieta.

5 OBJETIVOS

5.1 Objetivo general

Analizar la acumulación y transferencia potenciales de Cd, Pb, Cu, Zn y Fe en un gasterópodo y en dos erizos que se alimentan de macroalgas, y que habitan en mantos de *Sargassum* spp. en la bahía de La Paz.

5.2 Objetivos particulares

- Caracterizar la flora asociada a mantos de *Sargassum* spp. en cuatro localidades.
- Analizar la dieta de dos erizos, *Tripneustes depressus* y *Eucidaris thouarsii*, en cuatro localidades y dos fechas.
- Determinar valores isotópicos ($\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$) de macroalgas selectas, un gasterópodo (*Elysia diomedea*) y dos erizos (*Tripneustes depressus* y *Eucidaris thouarsii*).
- Determinar la concentración de Cd, Pb, Cu, Zn y Fe en macroalgas, *Elysia diomedea*, *Tripneustes depressus* y *Eucidaris thouarsii* en cuatro localidades y dos fechas.
- Estimar el factor de transferencia de Cd, Pb, Cu, Zn y Fe en *Elysia diomedea*, *Tripneustes depressus* y *Eucidaris thouarsii*.

6 ÁREA DE ESTUDIO

6.1 Bahía de La Paz

La bahía de La Paz es un cuerpo de agua ubicado en el suroriente de la península de Baja California, México, entre los 24°10'N y 24°47'N y los -110°20'W y -110°44'W. Mide cerca de 90 km de largo y alrededor de 60 km de ancho. Su orientación es normoroeste-sursureste. Al oeste y sur se limita por tierra firme y hacia el este por el golfo de California y la isla Espíritu Santo e isla Partida. Tiene dos bocas que comunican con el golfo, al noroeste una boca principal denominada Boca Grande, ubicada entre el lugar llamado Punta El Mechudo y el extremo norte de la isla Partida, y al este una boca secundaria denominada Canal de San Lorenzo formada por el extremo sur de la isla Espíritu Santo y una localidad peninsular denominada El Pulguero (CONABIO, 2010; Figura 5).

En la bahía, la marea impulsa una corriente descendente del norte y otra corriente que entra por el canal de San Lorenzo (Jiménez-Illescas *et al.*, 1997). Esta circulación coincide con los tres cuerpos de agua propuestos a partir de registros paleobiológicos: un cuerpo de agua del noroeste, otro del canal de San Lorenzo y uno transicional formado por los antes mencionados (Álvarez-Arellano y Murillo-Jiménez, 1989; Álvarez-Arellano *et al.*, 1997). La corriente proveniente del norte circula paralela a la costa, siendo un medio de transporte de sedimentos hacia el sur de la bahía (Álvarez-Arellano *et al.*, 1997; Jiménez-Illescas *et al.*, 1997) y el mecanismo más importante de renovación de aguas superficiales en el sistema (Jiménez-Illescas *et al.*, 1997). Los patrones de circulación provocados por los vientos, describen una corriente costera impulsada por el viento del noroeste que dirige el agua hacia afuera de la bahía a través del canal de San Lorenzo; se considera que esta circulación podría contribuir al transporte de contaminantes hacia el exterior de la bahía y la formación de surgencias a lo largo de la costa (Jiménez-Illescas *et al.*, 1997). Es probable que la interacción de la corriente impulsada por vientos del noroeste y los del sureste sea la responsable de formar un giro anticiclónico entre la punta sur de la isla Espíritu Santo y San Juan de la Costa, además de consecuentes movimientos verticales (Jiménez-Illescas *et al.*,

1997). Estudios recientes muestran evidencia de éste y otros giros anticiclónicos dentro de la bahía (Monreal-Gómez *et al.*, 2001; Salinas-González *et al.*, 2003; Aguiñiga *et al.*, 2010) y de flujos verticales en la columna de agua, especialmente en la capa superficial hasta los 50 m de profundidad (Salinas-González *et al.*, 2003).

En la región norte de la bahía se encuentra una cuenca que presenta una profundidad mayor a 400 m, en la que prácticamente no se registra el flujo vertical de masas de agua (Monreal-Gómez *et al.*, 2001; Salinas-González *et al.*, 2003). En esta cuenca, denominada Cuenca Alfonso, se registra un aporte de materia orgánica con periodicidad variable (intersemanal e interestacional), aunque principalmente se observa el mayor aporte de materia particulada al final del verano-otoño. La composición de esta materia particulada está influenciada por fenómenos meteorológicos como huracanes; la incursión de materia orgánica de origen terrígeno se incrementa durante estos fenómenos (Aguiñiga *et al.*, 2010).

Las costas de las regiones norte y centro de la bahía tienen mayores concentraciones de Cd y Pb que la región sur, según se infiere de valores registrados en *Megapitaria squalida*. Almejas recolectadas en las regiones norte y centro presentan concentraciones máximas de Cd en el orden de $11 \mu\text{g g}^{-1}$ y de Pb de hasta $8 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que almejas de la región sur presentan concentraciones máximas de Cd y Pb de hasta 7 y $4 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente (Méndez *et al.*, 2006; Figura 3).

6.2 Localidades de estudio

El estudio se llevó a cabo en cuatro localidades ubicadas en el suroeste del golfo de California: El Coyote ($24^{\circ}41'12.7''$ N $110^{\circ}43'9.96''$ W), Las Ánimas ($24^{\circ}31'43.8''$ N $110^{\circ}44'1.50''$ W), San Juan de la Costa ($24^{\circ}21'58.2''$ N $110^{\circ}40'50.7''$ W) y El Sauzoso ($24^{\circ}18'38.6''$ N $110^{\circ}38'28.8''$ W) (Figura 5).

En San Juan de la Costa se distingue una playa plana con inclinación moderada y orientación norte-sur, la arena es gruesa blanquecina, pedregosa y con bloques rocosos sumergidos. A 0.2 km al norte de la zona se encuentra la desembocadura del río San Juan,

el cual es considerado una fuente importante de Cd para el ambiente costero (Rodríguez-Castañeda, 2001). También al norte, a 3.2 km, se encuentra un muelle perteneciente a una compañía minera que explota el yacimiento de fosforita más grande del país, un mineral que contiene Cd y Pb (Mann y Ritchie, 1995).

El Coyote se localiza a 32 km al norte de San Juan de la Costa, tiene una playa larga de pendiente suave, compuesta de grava fina y algunos cantos rodados, con influencia de corrientes de agua provenientes del norte de la bahía (Álvarez-Arellano y Murillo-Jiménez, 1989). Las Ánimas se ubica a 14.1 km al norte de San Juan de la Costa, y presenta una playa amplia con pendiente suave de arena fina con rocas angulares dispersas y una plataforma de bloques pétreos. El Sauzoso está a 10.3 km al sur y la playa es corta, plana y con poca inclinación, orientada noreste-sureste, está conformada por grava blanquecina, rocas redondas y algunos bloques pétreos de grandes dimensiones. En la zona se registran surgencias moderadas (Cruz-Ayala *et al.*, 1998; Tabla III). En El Coyote, Las Ánimas y El Sauzoso no hay indicios de perturbación antropogénica (CONABIO, 2010).

Las cuatro localidades se caracterizan por la presencia de mantos de *Sargassum* spp. (Hernández-Carmona *et al.*, 1990; Muñetón-Gómez y Hernández-Carmona, 1993; Casas-Valdez *et al.*, 1993) y una gran diversidad de especies de flora y fauna asociada, como sucede en otros mantos de la región (Foster *et al.*, 2007; Pacheco-Ruíz *et al.*, 2008). En el presente estudio, el considerar únicamente ecosistemas dominados por *Sargassum* permite comparar ecosistemas estructuralmente similares y aislar el efecto de concentraciones de metales diferentes en la dinámica de su bioacumulación en la trama trófica.

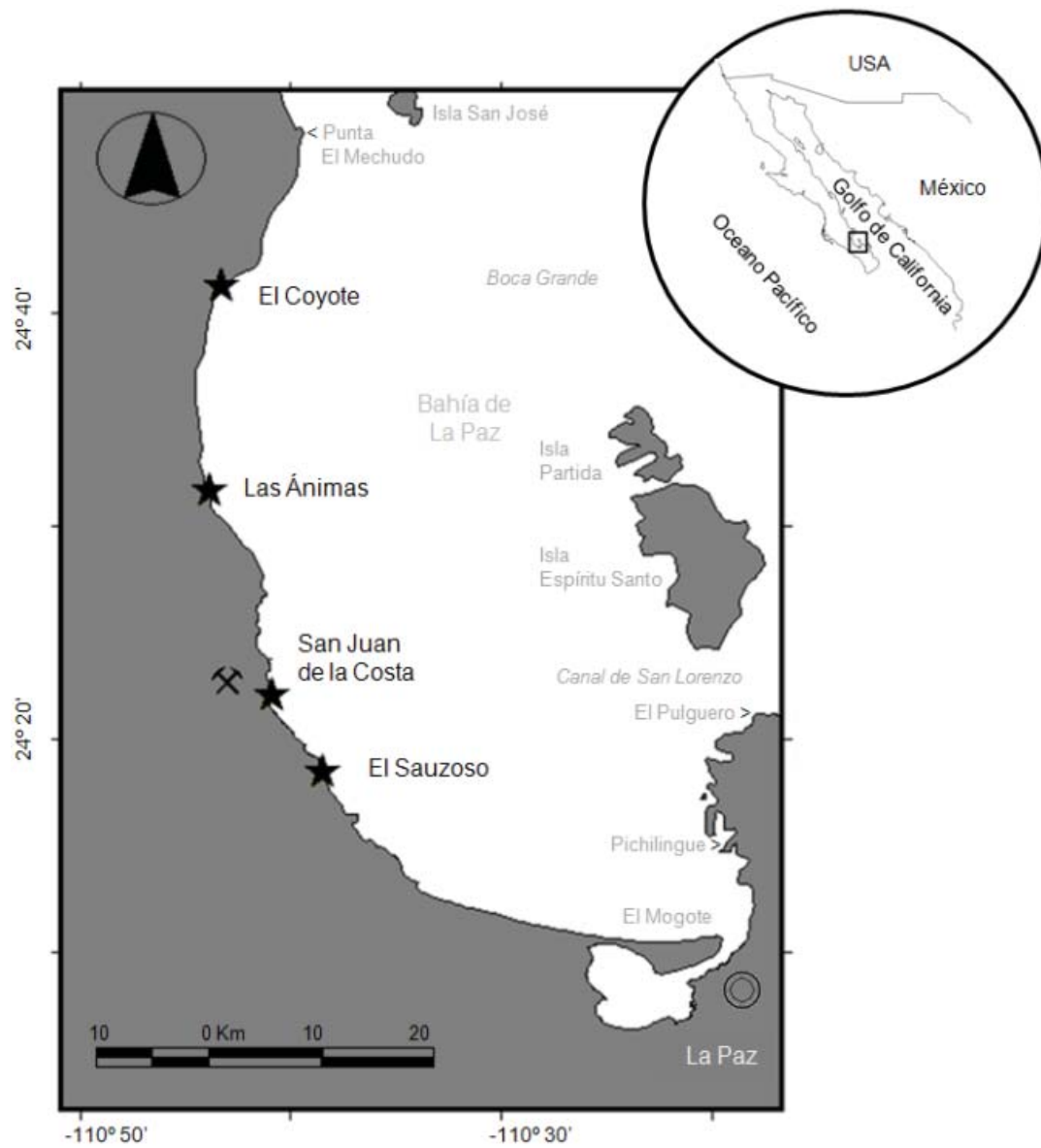


Figura 5. Localidades de estudio. ⚒: Mina de San Juan de la Costa.

Tabla III. Comparativo de algunas características de las localidades de estudio.

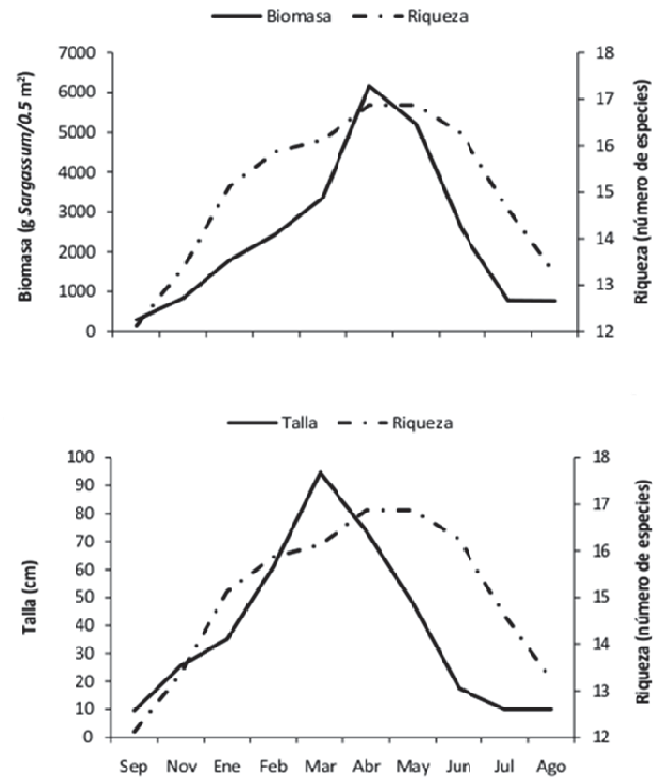
Característica	El Coyote	Las Ánimas	San Juan de la Costa	El Sauzoso
Actividad minera ¹ :	Sin	Sin	Por cerca de 30 años	Sin
Distancia a la mina de San Juan de la Costa:	32 km al norte	14.1 km al norte	1 km al sur	10.3 km al sur
Cuerpos de agua influyentes ^{2,3} :	Cuerpo del noreste, formado por agua que fluye desde el norte	Cuerpo transicional, formado por agua que fluye desde el norte y por agua que llega desde el este		
Algunas consideraciones batimétricas de la región ⁴ :	Cercana a la región más profunda de la bahía (Cuenca Alfonso) e inclinación pronunciada	Región somera con inclinación moderada	Región somera con inclinación ligera	
Corrientes superficiales inducidas por el viento ⁴ :	Corriente descendente del norte	Corriente del norte e influencia de giro anticiclónico		
Surgencias ^{4,5}		Potenciales. Debidas a vientos del noroeste	Potenciales. Promovidas por vientos del sureste	Potenciales. Debidas a vientos del noroeste
Intensidad de surgencias ⁶ :	Moderadas	Moderadas	Moderadas	Moderadas

Fuentes: 1. Servicio Geológico Mexicano (2008); 2. Álvarez-Arellano y Murillo-Jiménez (1989); 3. Álvarez-Arellano *et al.* (1997); 4. Jiménez-Illescas *et al.* (1997); 5. Salinas-González *et al.* (2003); 6. Cruz-Ayala *et al.* (1998).

6.3 Ciclo de los mantos de *Sargassum* spp.

En las cuatro localidades se presentan arrecifes rocosos que permiten el desarrollo de mantos de *Sargassum* spp. con extensión variable y biomasa considerable (Hernández-Carmona *et al.*, 1990; Cruz-Ayala *et al.*, 1998). En los mantos de la bahía de La Paz se ha reportado un ciclo anual sincronizado con el desarrollo de numerosas especies de fauna (Muñetón-Gómez y Hernández-Carmona, 1993; Suárez-Castillo, 2008).

El ciclo de los mantos inicia en septiembre, cuando los talos presentan talla y biomasa mínimas. A medida que los talos empiezan a crecer, también se incrementa el número de especies de animales (riqueza) y la cantidad de especímenes de cada especie (abundancia). Entre los meses de febrero y mayo los talos alcanzan su desarrollo máximo en talla y biomasa, igual que la riqueza y abundancia de la fauna asociada. Posteriormente, de manera paulatina declina el desarrollo de talos y animales. Finalmente, la fauna alcanza sus valores mínimos en julio, y sólo quedan talos cortos de *Sargassum* spp.; estos talos cortos permanecen un par de meses antes de retoñar y empezar nuevamente el ciclo en septiembre. En el período de desarrollo máximo del manto, la fauna asociada suele ser dominada por varias especies de invertebrados. Destacan el gasterópodo *Elysia diomedea* y los erizos *Tripneustes depressus* y *Eucidaris thouarsii* por ser especies frecuentes en los mantos y por registrar un mayor número de individuos por área, con respecto a otras especies de invertebrados asociadas a los mantos (Figura 6; Suárez-Castillo, 2008).



Fuente: Suárez-Castillo (2008).

Figura 6. Ciclo anual de la talla y biomasa de *Sargassum* spp., y su relación con el número de especies de fauna asociada.

7 MATERIAL Y MÉTODOS

7.1 Muestreo prospectivo para recolecta de flora asociada a mantos de *Sargassum* spp., y selección de macroalgas e invertebrados

En octubre de 2010 se visitaron las cuatro localidades, El Coyote, Las Ánimas, San Juan de la Costa y El Sauzoso, con la finalidad de ubicar los mantos de *Sargassum* spp. En cada localidad se realizó una recolecta prospectiva para definir las especies de macroalgas e invertebrados a considerar en el presente estudio.

En cada localidad se colocó un transecto de 50 metros paralelo a la línea de costa y a lo largo del manto de *Sargassum* spp. Cada 10 metros se recolectó manualmente material biológico contenido en un cuadrante de 25 × 25 cm (n= 6). Las inmersiones para la recolecta se hicieron mediante buceo autónomo. Los especímenes de las distintas especies de flora y fauna se separaron en campo. Cada especie de macroalga se pesó con una balanza analítica y se registró el número total de especímenes de invertebrados por especie. Para su posterior identificación en laboratorio, algunos especímenes de las diferentes especies de macroalgas e invertebrados se fijaron en formol al 4 % y 10 % con agua de mar, respectivamente. Adicionalmente, se recolectaron y disectaron algunos de los invertebrados dominantes en los mantos para observar sus contenidos estomacales e identificar aquellas especies consumidoras de macroalgas.

7.2 Selección de macroalgas e invertebrados

Con base en las observaciones y biomasa registrada en campo, se seleccionaron nueve especies de macroalgas. Estas especies se presentaron en al menos tres de las localidades de estudio, en una o ambas fechas de recolecta tuvieron una biomasa mayor a 5 g m⁻² y en conjunto representaron a las tres divisiones de algas, *i.e.*, Chlorophyta, Ochrophyta y Rhodophyta. Estas macroalgas fueron tres algas verdes *Caulerpa sertularioides* (Gmelin) Howe, *Codium simulans* Setchell y Gardner y *Ulva lactuca* Linnaeus; dos algas café *Dictyota flabellata* (Collins) Setchell y Gardner, y *Sargassum sinicola* Setchell y Gardner y cuatro algas

rojas, *Gracilaria pachydermatica* Setchell y Gardner, *Hypnea valentiae* (Turner) Montagne, *Laurencia papillosa* (C. Agardh) Greville y *Polysiphonia pacifica* Hollenberg. Todas las especies se encuentran entre las más abundantes de la región; en conjunto llegan a contribuir con más del 70 % de la biomasa macroalgal en comunidades costeras dominadas por *Sargassum* spp. (Cruz-Ayala *et al.*, 1998). Todas se consideraron como alimento potencial de los herbívoros asociados a los mantos de *Sargassum* spp.

De la fauna, se seleccionaron el gasterópodo *Elysia diomedea* y dos erizos, el erizo pardo *Tripneustes depressus* y el erizo punta de lápiz *Eucidaris thouarsii*. Estas especies son consumidoras de macroalgas y fueron comunes en las localidades estudiadas. El gasterópodo estuvo presente en tres localidades, Las Ánimas, San Juan de la Costa y El Sauzoso, mientras que los erizos en las cuatro localidades.

Se ha reportado que *E. diomedea* se alimenta de macroalgas marinas (Trench *et al.*, 1969, 1972; Bertsch y Smith, 1973; Trowbridge, 2002; Hermosillo *et al.*, 2006; Bertsch, 2008), por ejemplo *Caulerpa* o *Codium* (Trench *et al.*, 1969, 1972). En los contenidos estomacales de erizos se observaron fragmentos de las especies de macroalgas más abundantes en las localidades estudiadas, además de que en la literatura se ha mencionado que especies de los géneros *Tripneustes* y *Eucidaris* suelen ingerir macroalgas verdes, pardas y/o rojas (Brusca, 1980; Lawrence y Agatsuma, 2013; Lawrence y Jangoux, 2013).

7.3 Muestreos intensivos para recolecta de flora asociada a mantos de *Sargassum* spp., y de macroalgas e invertebrados selectos

Los muestreos intensivos se hicieron en marzo y septiembre de 2011, cuando las frondas de *Sargassum* spp. presentan su mayor y menor abundancia, respectivamente (Muñetón-Gómez y Hernández-Carmona, 1993; Sánchez-Rodríguez y Cervantes-Duarte, 1999). Con la finalidad de describir la composición florística en ambas fechas de muestreo, en cada localidad se realizó un muestreo de la flora que crece en el manto. Se utilizó un transecto y

cuadrantes como se describe en el apartado anterior. Adicionalmente, se buscaron especies de macroalgas no encontradas en los cuadrantes, a fin de completar el listado florístico.

En cada localidad se tomó una muestra de agua a la profundidad de recolecta y sobre el transecto para registrar la temperatura con un termómetro de mercurio (± 0.5 °C). Esta misma muestra de agua fue transportada al laboratorio para medir el pH con un potenciómetro Hanna pH 211 (± 0.01 pH). En marzo de 2011 se tomaron tres muestras de sedimento marino para determinar las concentraciones de Cd y Pb. La primera muestra se recolectó al inicio del transecto, la segunda en la parte media, y la tercera al final de la línea. Todas las muestras se tomaron del sedimento superficial, a no más de 5 cm de profundidad, y hasta completar aproximadamente 400 g en cada localidad. Las muestras de agua y sedimento se transportaron en una hielera, en laboratorio se mantuvieron en congelación a -18°C hasta su análisis.

7.4 Recolecta de macroalgas e invertebrados selectos

En marzo y septiembre de 2011 se realizaron las recolectas de macroalgas e invertebrados a fin de obtener muestras para los análisis de isótopos estables y elementos traza, así como para la descripción de la dieta de los erizos. Se recolectaron de 18 a 30 frondas de apariencia saludable de las nueve especies de macroalgas presentes en una o ambas fechas, *Caulerpa sertularioides*, *Codium simulans*, *Dictyota flabellata*, *Gracilaria pachydermatica*, *Hypnea valentiae*, *Laurencia papillosa*, *Polysiphonia pacifica*, *Sargassum sinicola* y *Ulva lactuca*.

De *Elysia diomedea* se recolectaron de 18 a 25 adultos (20.3 ± 7.1 mm) en marzo de 2011, excepto en El Coyote debido a que no se encontraron individuos de esta especie. En marzo y septiembre de 2011 se recolectaron de 10 a 11 adultos de *Tripneustes depressus* y de *Eucidaris thouarsii*, excepto en El Coyote donde se encontraron sólo dos especímenes de *T. depressus* en marzo y ocho en septiembre; de *E. thouarsii* se obtuvieron 13 especímenes en marzo. En total se recolectaron 70 especímenes de *T. depressus* ($104.0 \pm$

14.7 mm de radio, 435.3 ± 124.7 g de peso total) y 84 especímenes de *E. thouarsii* (31.8 ± 8.2 mm de radio, 27.8 ± 18.1 g de peso total). Las macroalgas e invertebrados se recolectaron manualmente a lo largo del manto, por medio de buceo autónomo a una profundidad de 0.5–2 m.

Todos los especímenes se lavaron *in situ* frotando ligeramente su superficie y fueron enjuagados con agua marina para desprender la mayor cantidad de organismos epífitos, arena y materia orgánica. Posteriormente, las muestras se guardaron en una bolsa de plástico para su transporte al laboratorio. Todas las muestras se etiquetaron con el nombre de la localidad y la fecha de recolecta.

7.5 Procesamiento de muestras

En laboratorio, las muestras de macroalgas y del gasterópodo se congelaron para su procesamiento y análisis, mientras que los erizos se procesaron inmediatamente. Las muestras de macroalgas se descongelaron a temperatura ambiente y cada uno de los especímenes se limpió de manera manual con pinzas, pinceles y agua destilada para eliminar sedimento (arena y pequeñas rocas), organismos atrapados entre las frondas (pequeños moluscos, crustáceos, etc.) y organismos epífitos (esponjas, micro y macroalgas, crustáceos, etc.).

Durante esta limpieza se desecharon talos con deterioro evidente y ramas muertas o con necrosis. Se formaron tres muestras por cada localidad y fecha para cada especie identificada; cada muestra estuvo formada por 6 a 10 especímenes. Todas las muestras se desecaron en un horno por calor seco durante 48 horas a 75 °C. Posteriormente, se pulverizaron en un agitador electro-mecánico Wig-L-Bug modelo 30 [(0013-5236) (3110-B)] adicionado con una cubeta de acero inoxidable y una esfera de 6.2 mm del mismo material. La pulverización se hizo hasta obtener un polvo homogéneo, considerando que mientras más fino es el grano, más homogénea es la mezcla. Cada muestra se guardó en un

frasco de vidrio y se almacenó en una cámara de desecación hasta realizar los análisis de isótopos y de concentración de elementos traza.

Los individuos de *E. diomedea* se descongelaron y se hicieron tres muestras conformadas por 6 a 10 especímenes cada una. Estas muestras fueron desecadas a 75 °C por 48 horas y pulverizadas en el agitador Wig-L-Bug, para posteriormente realizar los análisis de isótopos estables y de concentración de elementos traza.

Los erizos se midieron, pesaron y disectaron para recuperar el contenido estomacal y para extraer las gónadas. El contenido estomacal de cada individuo fue recuperado y fijado en formalina al 4 % en agua de mar. Las gónadas de cada individuo de *T. depressus* se consideraron como una muestra, mientras las gónadas de dos especímenes de *E. thoursii* se mezclaron para conformar una muestra compuesta. Todas las muestras se desecaron a 75 °C durante 72 horas y fueron pulverizadas en el agitador Wig-L-Bug, para posteriormente realizar los análisis de isótopos estables y de concentración de elementos traza.

7.6 Macroalgas asociadas a mantos de *Sargassum* spp.

La identificación de macroalgas se realizó con claves y descripciones de la región como Setchell y Gardner (1924), Dawson (1950, 1953, 1954, 1959, 1961a, 1961b, 1962, 1963a y 1963b), Joly (1967), Abbott y Hollenberg (1976). Para cada especie se estimó la biomasa por metro cuadrado y biomasa por área de transecto. La biomasa por metro cuadrado (Bm) se calculó con los datos del promedio del peso fresco de la especie en los cuadrantes (X) y el área del cuadrante (Ecuación 1).

$$Bm = \frac{X (g)}{0.0625 (m^2)}$$

Ecuación 1. Biomasa de macroalgas por metro cuadrado.

La biomasa de macroalgas presente en el área de transecto (Ba) se calculó con los datos de la biomasa por metro cuadrado y los metros de área de transecto. Para esto se utilizó la siguiente relación:

$$Ba = Bm (m^2) \cdot 25$$

Ecuación 2. Biomasa de macroalgas en el área del transecto.

7.7 Determinación de la dieta de erizos

Para conocer la composición y variación de los componentes de la dieta de las dos especies de erizo en las cuatro localidades, se analizó el contenido estomacal de los 70 especímenes de *T. depressus* y los 84 de *E. thourarsii*. Cada muestra fue lavada en un tamiz de 700 μm . Aproximadamente 1 g de contenido estomacal y 5 mL de agua destilada fueron vertidos en una caja de Petri con puntos marcados azarosamente (Pinkas *et al.*, 1971; Hyslop, 1980).

El número de puntos necesarios para representar la dieta de cada erizo fue establecido con una curva acumulativa de fragmentos, en la que la relación asintótica entre el número de puntos analizados y el número de nuevos fragmentos indicó el número de puntos a considerar para el análisis de contenido estomacal. En *T. depressus*, se revisaron los fragmentos de contenido estomacal que cayeron en 60 puntos, mientras que en *E. thourarsii* se consideraron los fragmentos de 30 puntos. Cada fragmento de contenido estomacal fue recuperado para ser identificado en un microscopio estereoscópico, claves taxonómicas y descripciones de especies (Setchell y Gardner, 1924; Dawson, 1950, 1953, 1954, 1959, 1961a, 1961b, 1962, 1963a y 1963b; Joly, 1967; Abbott, 1974; Abbott y Hollenberg, 1976; Brusca, 1980; Guiry y Guiry, 2013). Los componentes macroalgales se identificaron a nivel de género debido a que gran parte de los fragmentos carecía de características morfológicas para determinar a nivel de especie. Se identificaron con el nombre general de invertebrados y cianoprocariontes a los fragmentos que con frecuencia se encontraron parcialmente digeridos y cuyas características sólo permitían su ubicación en estos grupos taxonómicos, pero no su identificación a nivel de género.

La frecuencia de ocurrencia relativa para cada componente de la dieta (RFO) se

estimó con el número de organismos en cuyos estómagos se encontró el componente dado; el total fue expresado como porcentaje del total de estómagos examinados. La abundancia relativa (RA) fue estimada a partir del número de fragmentos de cada componente; el total fue expresado como un porcentaje del total de fragmentos. El índice de importancia relativa de cada componente (IRI_n) fue calculado mediante el producto de ambos porcentajes, RFO y RA, dividido entre 100. El índice de importancia de cada componente fue expresado como un porcentaje relativo al total de los índices calculados (Pinkas *et al.*, 1971; Hyslop, 1980; Aguilar, 2009; Mazariegos-Villarreal *et al.*, 2013) (Ecuación 3). En los resultados se presentan solamente los valores del IRI calculados para cada uno de los componentes de la dieta. Se ordenaron por especie de erizo, localidades y fechas de recolecta.

$$IIR (\%) = \left(\frac{IIRn}{\sum_{n=1}^{\infty} IIR n} \right) \cdot 100$$

Ecuación 3. Índice de importancia relativa estandarizado para un componente dado del contenido estomacal.

7.8 Isótopos estables

El análisis de contenido estomacal en conjunto con un análisis de isótopos estables, se emplearon como líneas de evidencia para explorar potenciales fuentes alimenticias y posición trófica (Vanderklift *et al.*, 2006), y relacionar la transferencia de los elementos traza, de productores primarios a sus consumidores potenciales. Se obtuvieron valores isotópicos ($\delta^{15}N$ y $\delta^{13}C$) para las nueve especies de macroalgas y para ambas especies de erizos. Se analizaron especímenes recolectados en El Sauzoso en marzo de 2011 (n= 3). Adicionalmente, se analizaron una costra roja *Lithophyllum* sp. y una coralina articulada *Amphiroa beauvoisii* Lamouroux debido a que fueron componentes importantes de la dieta de *Eucidaris thouarsii* (ver apartado de resultados); estas macroalgas se recolectaron en El Sauzoso en abril de 2013 (n= 3). El análisis de isótopos para *Elysia diomedea* se hizo en

muestras de individuos recolectados en Las Ánimas en abril de 2013 (n= 3), debido a que el material de las muestras de fechas anteriores fue insuficiente.

Las muestras de macroalgas se conformaron por talos completos en número suficiente para lograr más de un gramo en peso seco. Se analizaron un total de 27 muestras de macroalgas. Las muestras de *E. diomedea* se conformaron de 6 a 10 especímenes completos (n= 3). Las muestras de los erizos se hicieron con el tejido gonadal de dos individuos para *E. thouarsii* (n= 3) y con el tejido gonadal de un solo individuo para *T. depressus* (n= 3).

Aproximadamente de 0.2 a 0.5 mg de muestra pulverizada se encapsularon en cilindros de estaño (Coastech Analytical Technologies, Inc.). Triplicados de cada cápsula se colocaron secuencialmente en pozos individuales de una placa de plástico. Todas las muestras se analizaron en un espectrómetro de masas de relación isotópica de flujo continuo (DeltaV^{plus}XP CF-IRMS Thermo Fisher LLC, San Jose, CA, EEUU) en el Alaska Stable Isotope Facility (Universidad de Alaska Fairbanks, Fairbanks, Alaska, EEUU). La precisión analítica fue determinada con cápsulas de estaño vacías como blancos y cápsulas con 0.025 mg de peptona como estándar de referencia (Sigma Chemical Co., Highland, Illinois, EEUU; Ben-David y Flaherty, 2012; Rea *et al.*, 2013); los valores promedio y desviación estándar para la peptona fueron $\delta^{13}\text{C} = -15.81 \pm 0.15$, $\delta^{15}\text{N} = 7.00 \pm 0.14$; los porcentajes de recuperación fueron 100.1 and 99.9 % respectivamente. Los resultados se expresan como proporciones en notación delta (δ) en partes por mil (‰) relativo a un estándar internacional (Vienna PeeDee Belemnite para $\delta^{13}\text{C}$, y aire atmosférico para $\delta^{15}\text{N}$; Ben-David y Flaherty, 2012), según la Ecuación 4. Donde X corresponde a ^{13}C o ^{15}N , y R es una proporción de isótopos, *i.e.*, $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ o $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$, en la muestra y el estándar (Peterson y Fry, 1987; Hopkins y Ferguson, 2012).

$$\delta X (\text{‰}) = \left(\left(\frac{R_{\text{muestra}}}{R_{\text{estándar}}} \right) - 1 \right) \times 1000$$

Ecuación 4. Composición isotópica en valores delta (δ).

Con el fin de comparar los resultados con los registros de otras especies de la región cuyos hábitos alimenticios y posición trófica son conocidos, el promedio de los valores isotópicos de las macroalgas analizadas en el presente estudio, y los valores de *E. diomedea*, *T. depressus* y *E. thoursii*, se graficaron junto con valores isotópicos de un carnívoro, el tiburón azul *Prionace glauca* Linnaeus (Polo-Silva *et al.*, 2012), un omnívoro, el gasterópodo *Megathura crenulata* Sowerby I, y un herbívoro, el gasterópodo *Megastraea undosa* Wood, así como con un promedio de los valores registrados en macroalgas que son parte de la dieta potencial de estos últimos (Gómez-Valdez, 2010).

7.9 Determinación de elementos traza

Se estimaron concentraciones de Cd, Pb, Cu, Zn y Fe para las nueve especies de macroalgas abundantes en los cuatro mantos de *Sargassum* spp. y ambas fechas de recolecta (n= 3 por fecha y localidad, cuando la especie estuvo presente). Para *Elysia diomedea* se determinaron las concentraciones de los elementos en especímenes de Las Ánimas, San Juan de la Costa y El Sauzoso recolectados en marzo de 2011 (n= 9). Del erizo *Tripneustes depressus* se analizaron 10 muestras por localidad y fecha (excepto para El Coyote donde se analizaron dos muestras en marzo y ocho en septiembre); cada muestra correspondiente a un espécimen (n= 70). Para *Eucidaris thoursii* se efectuó la determinación en 5 a 6 muestras por localidad y fecha; cada muestra estuvo conformada por gónadas de 2 a 3 especímenes (n= 41).

Aproximadamente 0.5 g de muestra seca de macroalgas, tejido de gasterópodo y de gónadas de erizo se sometieron a una digestión ácida a una proporción 3:1 de ácido nítrico y peróxido de hidrógeno (grado analítico; Mallinckrodt J.T. Baker, USA) en un horno de microondas (Mars 5X, CEM; Matthews, USA). Las concentraciones de Cd, Pb, Cu, Zn y Fe encada muestra digerida se cuantificaron por medio de espectrofotometría de absorción atómica (Avanta, GBC Scientific Equipment, Australia) con flama aire-acetileno (Haraguchi y Fuwa, 1982; Matusiewicz, 2003). Los estándares de referencia TORT-2,

DORM-2, y ALGAE (National Research Council Canada, Institute for Marine Biosciences, Certified Reference Materials Programme, Halifax, NS, Canadá) se utilizaron para validar la exactitud del método analítico. Los porcentajes de recuperación fueron superiores a 95 %. Los límites de detección (en $\mu\text{g g}^{-1}$) para Cd, Pb, Cu, Zn y Fe fueron de 0.017, 0.07, 0.02, 0.02 y 0.07, respectivamente. En las muestras de sedimentos se determinaron las concentraciones biodisponibles y totales de Cd y Pb (ver Anexo).

7.10 Análisis estadístico de las concentraciones de elementos

El conjunto de datos de concentración de elementos presentó una distribución no normal (prueba Shapiro–Wilk; Shapiro y Wilk, 1965; Corder y Foreman, 2009). Por ello, las diferencias en las concentraciones de metales entre especies, sitios y temporadas se analizaron con la prueba no paramétrica de Kruskal–Wallis seguida de la prueba de U de Mann–Whitney (Corder y Foreman, 2009). De manera independiente para cada localidad y fecha de colecta, las especies se consideraron como variable independiente y la concentración del elemento como variable dependiente. También se hizo un análisis de correlación por rangos de Spearman entre elementos para cada especie y entre especies (Zar, 1984).

Para efectuar los análisis estadísticos, se usó la mitad del valor del límite de detección en las concentraciones que fueron inferiores al límite de detección (Farnham *et al.*, 2002). Todos los resultados con una $p \leq 0.05$ se consideraron significativos (Zar, 1984; Corder y Foreman, 2009). En las concentraciones de *Elysia diomedea* se detectaron valores atípicos (outliers) mediante la prueba de Grubbs² (Hodge y Austin, 2004; StatSoft, 2007), por lo que estos valores no fueron considerados para ningún análisis. Los análisis se llevaron a cabo con el programa STATISTICA 8 (StatSoft, 2007).

² Los valores atípicos se detectaron con el programa de cómputo STATISTICA 8, pero este cálculo también puede realizarse “en línea”, con los mismos resultados, en el programa GraphPad/QuickCalcs, de libre acceso en: <http://www.graphpad.com/quickcalcs/>.

Las concentraciones de elementos en *E. diomedea* obtenidas en las muestras de marzo en Las Ánimas, San Juan de la Costa y El Sauzoso se analizaron junto con los datos de *Codium simulans*, *Sargassum sinicola* y *Gracilaria pachydermatica*, como su dieta potencial. Las concentraciones de elementos en *Tripneustes depressus* y *Eucidaris thouarsii* obtenidas en las muestras de marzo y septiembre en las cuatro localidades, se analizaron con los datos de *C. simulans*, *S. sinicola* y *G. pachydermatica*. Estas tres especies de macroalgas se eligieron por ser componentes potenciales de la dieta de ambos erizos; porque se encontraron en la mayoría de las localidades y fechas, y por representar a las tres divisiones algales. Las concentraciones totales y biodisponibles de Cd y Pb obtenidas en sedimento marino en marzo en las cuatro localidades, se analizaron junto con las concentraciones de Cd y Pb de la misma fecha y localidad obtenidas para macroalgas selectas e invertebrados.

7.10.1 Factor de transferencia

Se calcularon factores de transferencia (FT) a partir de las concentraciones promedio de cada elemento traza en el gasterópodo, ambos erizos (consumidores) y de las tres especies de macroalgas (dieta) (Ecuación 5; Mackay y Fraser, 2000). En esta ecuación C_c representa la concentración del elemento en el consumidor, y C_p es la concentración del elemento en la dieta. Los valores se calcularon con las concentraciones en peso seco. A partir de esta relación se considera que si $FT > 1$, el elemento se biomagnifica (Gray, 2002).

$$FT = \frac{C_c}{C_p}$$

Ecuación 5. Factor de transferencia de un elemento traza, en la relación presa–consumidor.

8 RESULTADOS

8.1 Flora asociada a mantos de *Sargassum* spp.

En las cuatro localidades, los mantos de *Sargassum* spp. se encontraron a una profundidad máxima de 1.5 a 5 m. En ambos muestreos la visibilidad máxima en el agua varió de 5 a 25 m (Figura 7). En marzo la temperatura del agua de mar fue de 24 °C en El Coyote, mientras que en las otras localidades fue de 23 °C. Se registró un pH de 8.0 en El Coyote y San Juan de la Costa, y un pH de 8.3 y 7.9 en Las Ánimas y El Sauzoso, respectivamente. En septiembre la temperatura del agua de mar fue de 31 °C en El Coyote, mientras que en las otras localidades fue de 30 °C. En la misma fecha, se registró un pH de 8.2 en todas las localidades (Tabla IV).

La concentración de Cd total en el sedimento marino fue mayor en San Juan de la Costa ($1.92 \pm 0.00 \mu\text{g g}^{-1}$) que en El Sauzoso ($0.94 \pm 0.00 \mu\text{g g}^{-1}$), El Coyote ($0.16 \pm 0.00 \mu\text{g g}^{-1}$) y Las Ánimas ($0.15 \pm 0.00 \mu\text{g g}^{-1}$) (Kruskal–Wallis, $H= 9.97$; $p= 0.02$). La fracción de Cd biodisponible fue mayor en San Juan de la Costa ($0.66 \pm 0.00 \mu\text{g g}^{-1}$) que en El Sauzoso ($0.23 \pm 0.00 \mu\text{g g}^{-1}$), Las Ánimas ($0.12 \pm 0.00 \mu\text{g g}^{-1}$) y El Coyote ($0.03 \pm 0.00 \mu\text{g g}^{-1}$) ($H= 10.38$; $p= 0.02$). Sin embargo, el porcentaje relativo de biodisponibilidad de este elemento fue mayor en Las Ánimas (79.3 %), seguido de San Juan de la Costa (34.5 %), El Sauzoso (24.5 %) y El Coyote (18.8 %) ($H= 9.98$; $p= 0.02$). Las concentraciones de Pb total fueron mayores ($H= 8.23$; $p= 0.42$) en San Juan de la Costa ($11.07 \pm 1.56 \mu\text{g g}^{-1}$) y Las Ánimas ($10.89 \pm 0.10 \mu\text{g g}^{-1}$) que las detectadas en El Sauzoso ($9.93 \pm 0.41 \mu\text{g g}^{-1}$) y El Coyote ($8.78 \pm 0.09 \mu\text{g g}^{-1}$). La fracción biodisponible de Pb fue mayor en Las Ánimas ($0.42 \pm 0.01 \mu\text{g g}^{-1}$) y El Sauzoso ($0.26 \pm 0.00 \mu\text{g g}^{-1}$) con respecto a San Juan de la Costa y El Coyote (0.14 ± 0.00 y $0.10 \pm 0.00 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente) ($H= 10.38$; $p= 0.02$). El porcentaje relativo de biodisponibilidad de Pb fue mayor en Las Ánimas (3.9 %), seguido del porcentaje en El Sauzoso (2.6 %), San Juan de la Costa (1.3 %) y El Coyote (1.2 %) ($H= 9.56$; $p= 0.02$) (Tabla IV).

En total, se identificaron 39 especies de macroalgas en los mantos de las cuatro localidades, de las cuales cinco pertenecen a la división Chlorophyta, ocho a la división Ochrophyta y 26 a la división Rhodophyta. Cuatro muestras se identificaron a nivel de género porque el material biológico fue escaso y carecía de características diagnósticas para determinar la especie. Cinco muestras fueron identificadas a nivel de orden o género por estar compuestas por varias especies del mismo grupo taxonómico, no distinguibles en campo (Tabla V). El mayor número de especies se registro en la localidad de El Sauzoso (28), seguida de El Coyote (20), San Juan de la Costa (17) y Las Ánimas (14). El grupo de las macroalgas rojas fue el mejor representado en todas las localidades; se registraron nueve especies de algas rojas en El Coyote y Las Ánimas, y 12 y 17 especies en San Juan de la Costa y El Sauzoso, respetivamente. Las macroalgas pardas sumaron seis especies en El Sauzoso, tres especies en El Coyote y San Juan de la Costa, y dos especies en Las Ánimas. Las macroalgas verdes tuvieron un menor número, identificándose tres especies en San Juan de la Costa y El Sauzoso, dos especies en El Coyote y una en Las Ánimas (Tabla V).

Se registraron más especies de macroalgas en marzo con respecto a septiembre en todas las localidades; en San Juan de la Costa la proporción fue de 9:1, en El Sauzoso de 3:1, y en El Coyote y Las Ánimas de 2:1. En marzo, *Sargassum* spp. fue la macroalga más abundante en todas las localidades. La mayor biomasa se registró en Las Ánimas (4516 g m^{-2}), disminuyendo de manera decreciente en El Sauzoso (3844 g m^{-2}), El Coyote (1858 g m^{-2}) y San Juan de la Costa (1109 g m^{-2}). *Sargassum* spp. fue la macroalga más abundante en septiembre en El Coyote (2452 g m^{-2}) y El Sauzoso (671.5 g m^{-2}), y *Dictyota* sp. en Las Ánimas (371 g m^{-2}). La macroalga coralina articulada *Amphiroa beauvoisii* fue la macroalga más abundante (862 g m^{-2}) en San Juan de la Costa en marzo (Tabla V).

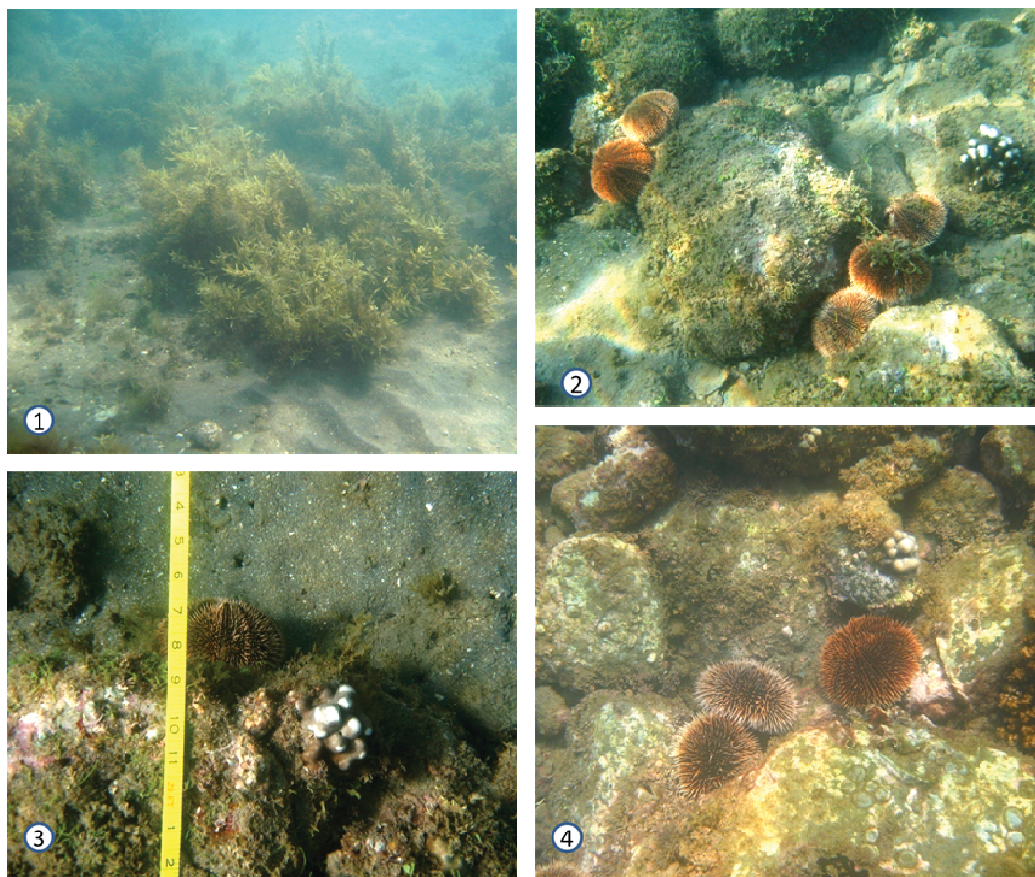


Figura 7. Vista subacuática de los mantos durante la recolecta de septiembre de 2011. 1. El Coyote; 2. Las Ánimas; 3. San Juan de la Costa; 4. El Sauzoso. Fotografías: Laboratorio de Macroalgas del CIBNOR.

Tabla IV. Características ambientales y concentración de Cd y Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$; peso seco) en sedimento marino de las localidades de estudio, en marzo (M) y septiembre (S) de 2011. Profundidad máxima del manto y visibilidad máxima durante la recolecta. B, concentración porcentual biodisponible; -, concentraciones no determinadas para septiembre. Promedio (\pm desviación estándar); letras superíndice denotan diferencias significativas entre localidades, según prueba Kruskal–Wallis seguida de la prueba de U de Mann–Whitney ($p \leq 0.05$).

Localidad	Fecha	Profundidad (m)	Visibilidad (m)	Oleaje	Temperatura (°C)	pH	Cd total ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Cd biodisponible ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Cd B (%)	Pb total ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Pb biodisponible ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Pb B (%)
El Coyote	M	2	10	ligero-moderado	24.0	8.0	0.1642 ^a (± 0.00004)	0.0308 ^a (± 0.00002)	18.8	8.7842 ^a (± 0.08979)	0.1022 ^a (± 0.00213)	1.2
	S	2	5		31.0	8.2	-	-	-	-	-	-
Las Ánimas	M	5	5	ligero-moderado	23.0	8.3	0.1480 ^a (± 0.00025)	0.1173 ^b (± 0.00023)	79.3	10.8855 ^b (± 0.10353)	0.4245 ^b (± 0.01034)	3.9
	S	5	25		29.5	8.2	-	-	-	-	-	-
San Juan	M	3	15	ligero	23.0	8.0	1.9211 ^b (± 0.00340)	0.6635 ^c (± 0.00005)	34.5	11.0714 ^b (± 1.56024)	0.1421 ^c (± 0.00053)	1.3
	S	3	6		30.5	8.2	-	-	-	-	-	-
Sauzoso	M	1.5	20	ligero	23.0	7.9	0.9419 ^c (± 0.00096)	0.2307 ^d (± 0.00339)	24.5	9.9292 ^b (± 0.41424)	0.2600 ^d (± 0.00258)	2.6
	S	1.5	15		30.0	8.2	-	-	-	-	-	-

Tabla V. Listado florístico y biomasa de macroalgas por localidad y fecha. Biomasa por metro cuadrado (g m^{-2} ; peso fresco). Desviación estándar entre paréntesis; X, especie presente en el manto pero no representada en el transecto y sin biomasa calculada; *, Identificación a género por escaso material biológico; **, Muestra compuesta por varias especies del mismo orden taxonómico pero no distinguibles en campo.

Grupo taxonómico	El Coyote		Las Animas		San Juan		El Sauzoso	
	Marzo	Septiembre	Marzo	Septiembre	Marzo	Septiembre	Marzo	Septiembre
CHLOROPHYTA								
<i>Caulerpa verticillata</i>	X	25.3 (± 2.3) 9.1 (± 1.4)		123.7 (± 11.2)	X			175.7 (± 11.5)
<i>Cladophora columbiana</i>								
<i>Codium amplivesiculatum</i>	X		33.07 (± 3.66)	3.2 (± 0.5) 0.3 (± 0.04)	X		4.53 (± 0.69)	X
<i>Ulva lactuca</i>								
<i>Ulva</i> sp.*							X	
OCHROPHYTA								
<i>Colpomenia tuberculata</i>							46.13 (± 7.06)	
<i>Dicryota dichotoma</i> var. <i>intricata</i>	X	12.0 (± 1.8)	2.67 (± 0.41)	371.2 (± 14.0)			4.5 (± 0.7)	46.4 (± 5.3)
<i>Dicryota flabellata</i>								
<i>Hydroclathrus clathratus</i>								
<i>Padina caulescens</i>	X			X				X
<i>Sargassum horridum</i>								X
<i>Sargassum lapazeanum</i>								X
<i>Sargassum sinicola</i>								
<i>Sargassum</i> spp.	1858.4 (± 80.9)	2452.0 (± 56.9)	4516.0 (± 204.1)	20.8 (± 1.5)	1109.3 (± 142.3)		3844.0 (± 188.1)	671.5 (± 46.9)
RHODOPHYTA								
<i>Amphiroa beauvoisii</i>							862.1 (± 56.3)	
<i>Amphiroa misakiensis</i>								
Corinales**							6.93 (± 1.06)	
Ceramiales**								
<i>Champia parvula</i>	34.67 (± 2.49)	154.7 (± 23.7)	2.67 (± 0.41)	2.7 (± 0.4)			184.27 (± 22.00)	
<i>Chloospora implexa</i>								X
<i>Chondria dasyphylla</i>	X	30.9 (± 4.7) 13.9 (± 2.1)					60.00 (± 8.47)	
<i>Digena simplex</i>								
<i>Gelidium johnstonii</i>								
<i>Gracilaria crispata</i>	X	X	X	2.7 (± 0.4)	X		X	X
<i>Gracilaria pachydermanica</i>	14.67 (± 2.25)	X	160.80 (± 21.49)				122.93 (± 14.08)	
<i>Gracilaria textorii</i>								
<i>Gracilaria vermiculophylla</i>	X	X	X					X
<i>Gymnogongrus johnstonii</i>								
<i>Hypnea pannosa</i>				X				X
<i>Hypnea spinella</i>								X
<i>Hypnea valentiae</i>								X
<i>Laurencia johnstonii</i>				8.0 (± 0.8)			52.8 (± 7.1)	13.6 (± 1.6)
<i>Laurencia pacifica</i>	361.33 (± 27.78)	130.1 (± 7.1)	X				X	
<i>Laurencia papillosa</i> var. <i>pacifica</i>	X	37.1 (± 3.9)	X				X	

Grupo taxonómico	El Coyote		Las Animas		San Juan		El Sauzoso	
	Marzo	Septiembre	Marzo	Septiembre	Marzo	Septiembre	Marzo	Septiembre
<i>Laurencia</i> spp.**	423.47 (± 42.33)	363.7 (± 45.0)	31.47 (± 3.65)	8.0 (± 0.8)	648.00 (± 46.92)	117.07 (± 12.03)		
<i>Liagora californica</i>		7.2 (± 1.1)						
<i>Osmunda sinicola</i>	X				X			
<i>Palisada thuyoides</i>	X				X			
<i>Polysiphonia johnstonii</i>	X		X					
<i>Polysiphonia pacifica</i>	X		X					
<i>Pritonitis abbreviata</i>			X		X		X	
<i>Spyridia filamentosa</i>								X
<i>Wurdemannia miniata</i>		788.0 (± 101.3)			21.87 (± 3.35)	37.3 (± 5.7)		
<i>Liagora</i> sp.*							X	
<i>Gracilaria</i> sp.*							X	
<i>Galaxaura</i> sp.*							X	
<i>Laurencia</i> sp.*							X	
CYANOPROKARYOTA								
Cianoprocariontes filamentosos				X				

8.2 Macroalgas

8.2.1 Valores isotópicos

Las macroalgas presentaron valores heterogéneos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ (Tabla VI). Las algas rojas calcificadas *Lithophyllum* sp. y *Amphiroa beauvoisii* presentaron valores de isótopos estables semejantes entre sí, y ambas presentan el mayor enriquecimiento de C ($\delta^{13}\text{C} = -4$ ‰) y los valores más bajos de N (< 2 ‰ $\delta^{15}\text{N}$) respecto al resto de las macroalgas analizadas. En contraste, el alga roja filamentosa no calcificada *Polysiphonia pacifica*, presentó el menor enriquecimiento de C ($\delta^{13}\text{C} = -19 \pm 0.03$ ‰) y un valor alto de N ($\delta^{15}\text{N} = 10.03 \pm 0.18$ ‰). Para el resto de las macroalgas no hay un patrón definido por grupo taxonómico, los valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ variaron entre -10 y -16 ‰ y de 8 a 12 ‰, respetivamente (Tabla VI). Los valores isotópicos de todas las macroalgas promediaron $\delta^{13}\text{C} = -12.07 \pm 4.50$ ‰ y $\delta^{15}\text{N} = 9.11 \pm 3.89$ ‰.

Tabla VI. Valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en macroalgas que son dieta potencial del gasterópodo y los erizos. Al final de las columnas de cada isótopo se presenta un promedio de los valores; todas las especies son incluidas. Promedio \pm desviación estándar; valores expresados en partes por mil (‰).

Grupo taxonómico	Especie	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
Chlorophyta	<i>Caulerpa sertularioides</i>	-13.62 ± 0.02	9.65 ± 0.08
	<i>Codium simulans</i>	-9.92 ± 0.17	12.29 ± 0.16
	<i>Ulva lactuca</i>	-14.31 ± 0.04	8.25 ± 0.28
Ochrophyta	<i>Dictyota flabellata</i>	-13.02 ± 0.03	10.04 ± 0.65
	<i>Sargassum sinicola</i>	-13.91 ± 1.06	12.42 ± 0.17
Rhodophyta	<i>Amphiroa beauvoisii</i>	-4.75 ± 0.03	1.52 ± 0.31
	<i>Gracilaria pachydermatica</i>	-12.76 ± 0.69	12.15 ± 0.56
	<i>Hypnea valentiae</i>	-16.52 ± 0.02	11.49 ± 0.13
	<i>Laurencia papillosa</i> var. <i>pacifica</i>	-11.36 ± 0.22	10.40 ± 0.23
	<i>Lithophyllum</i> sp.	-4.05 ± 0.01	1.85 ± 0.20
	<i>Polysiphonia pacifica</i>	-19.10 ± 0.03	10.03 ± 0.18
Promedio		-12.07 ± 4.50	9.11 ± 3.89

8.2.2 Concentración de elementos traza

Las concentraciones de Cd, Pb, Cu, Zn y Fe para macroalgas se muestran en la Tabla VII. Los promedio máximos de concentración de Cd se registraron en las macroalgas pardas *Sargassum sinicola* y *Dictyota flabellata* (13.1 ± 0.7 y $13.2 \pm 0.5 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente). De las macroalgas rojas, *Gracilaria pachydermatica* fue la especie que presentó la concentración máxima de Cd ($8.0 \pm 0.6 \mu\text{g g}^{-1}$). En contraste, las macroalgas verdes, representadas por *Ulva lactuca* y *Caulerpa sertularioides*, tuvieron concentraciones de Cd inferiores al límite de detección ($< 0.017 \mu\text{g g}^{-1}$).

En general, la concentración de Pb en la mayoría de las macroalgas verdes, pardas, y rojas fue inferior al límite de detección ($0.07 \mu\text{g g}^{-1}$) o menor a $1 \mu\text{g g}^{-1}$. Solamente las concentraciones de Pb en *Sargassum sinicola* (2.8 ± 1.1 y $3.2 \pm 0.4 \mu\text{g g}^{-1}$), *Dictyota flabellata* ($1.4 \pm 0.3 \mu\text{g g}^{-1}$) y *Gracilaria pachydermatica* (2.2 ± 0.7 y $2.4 \pm 0.4 \mu\text{g g}^{-1}$) estuvieron por arriba de $1 \mu\text{g g}^{-1}$.

Las concentraciones máximas de Cu se registraron en las macroalgas rojas y pardas, particularmente en *Polysiphonia pacifica* ($5.9 \mu\text{g g}^{-1}$), *Gracilaria pachydermatica* ($5.1 \pm 1.2 \mu\text{g g}^{-1}$) y *Sargassum sinicola* ($5.0 \pm 0.9 \mu\text{g g}^{-1}$). En las macroalgas verdes la concentración máxima de Cu se detectó en *Ulva lactuca* ($2.2 \pm 0.2 \mu\text{g g}^{-1}$).

Las concentraciones más altas de Zn se registraron en las macroalgas rojas *Polysiphonia pacifica* ($47.3 \mu\text{g g}^{-1}$) e *Hypnea valentiae* ($45.7 \pm 2.9 \mu\text{g g}^{-1}$), y en la macroalga parda *Dictyota flabellata* ($44.0 \pm 0.8 \mu\text{g g}^{-1}$). En las macroalgas verdes, la concentración máxima de Zn se detectó en *Caulerpa sertularioides* ($41.9 \pm 0.7 \mu\text{g g}^{-1}$).

Las concentraciones máximas de Fe se registraron en *Laurencia papillosa* ($1920.1 \pm 187.3 \mu\text{g g}^{-1}$) y *Dictyota flabellata* ($1518.5 \pm 137.3 \mu\text{g g}^{-1}$), macroalgas roja y parda respectivamente. En las macroalgas verdes la concentración máxima de Fe se detectó en *Caulerpa sertularioides* ($424.1 \pm 23.2 \mu\text{g g}^{-1}$).

Tabla VII. Concentración de elementos traza en macroalgas ($\mu\text{g g}^{-1}$; peso seco) de cuatro mantos de *Sargassum* spp., recolectadas en marzo (M) y septiembre (S) de 2011. Promedio \pm error estándar.

Grupo taxonómico	Localidad	Fecha	Cd	Pb	Cu	Zn	Fe
Chlorophyta							
<i>Caulerpa sertularioides</i>	El Coyote	M	<0.017	<0.07	1.9	26.7	263.1
		S	<0.017	<0.07	1.4 \pm 0.3	41.9 \pm 0.7	317.1 \pm 16.4
	El Sauzoso	S	<0.017	<0.07	1.0 \pm 0.2	12.1 \pm 1.3	424.1 \pm 23.2
<i>Codium simulans</i>	EL Coyote	M	1.3 \pm 0.3	<0.07	1.6 \pm 0.6	18.8 \pm 0.7	647.4 \pm 143
	Las Ánimas	M	0.7 \pm 0.2	3.9 \pm 1.7	3.2 \pm 0.5	16.6 \pm 1.3	333.0 \pm 82.4
	San Juan	M	2.8 \pm 0.9	<0.07	1.3 \pm 0.7	19.9 \pm 1.8	378.3 \pm 50.0
<i>Ulva lactuca</i>	El Sauzoso	M	1.7 \pm 0.2	<0.07	1.7 \pm 0.2	16.6 \pm 0.6	565.1 \pm 171
	San Juan	M	<0.017	<0.07	1.1 \pm 0.2	31.9 \pm 2.5	351.5 \pm 32.8
<i>Ulva lactuca</i>	El Sauzoso	M	0.1 \pm 0.0	<0.07	2.2 \pm 0.2	11.9 \pm 0.0	208.0 \pm 0.8
	Ochrophyta						
<i>Dictyota flabellata</i>	El Coyote	M	2.7 \pm 0.2	1.4 \pm 0.3	2.4 \pm 0.3	44.0 \pm 0.8	1518.5 \pm 137.3
		S	0.6 \pm 0.0	0.1 \pm 0.0	2.9 \pm 0.3	26.6 \pm 4.4	774.0 \pm 43.8
	Las Ánimas	S	0.9 \pm 0.1	<0.07	2.3 \pm 0.2	22.3 \pm 1.3	591.1 \pm 77.8
		M	9.2 \pm 0.2	0.2 \pm 0.1	1.4 \pm 0.2	26.4 \pm 0.8	526.0 \pm 42.5
	San Juan	S	13.2 \pm 0.5	0.8 \pm 0.5	3.4 \pm 0.3	38.7 \pm 2.5	789.3 \pm 33.5
	El Sauzoso	M	2.8 \pm 0.4	<0.07	1.9 \pm 0.0	19.5 \pm 0.4	809.9 \pm 144.8
<i>Sargassum sinicola</i>	El Coyote	M	5.5 \pm 0.2	<0.07	3.1 \pm 1.5	17.5 \pm 1.3	140.8 \pm 28.2
		S	3.2 \pm 0.3	0.3 \pm 0.3	3.2 \pm 0.5	16.9 \pm 0.7	263.5 \pm 28.8
	Las Ánimas	M	5.2 \pm 0.6	<0.07	3.3 \pm 0.4	17.1 \pm 1.4	116.2 \pm 8.0
		S	11.7 \pm 0.7	<0.07	5.0 \pm 0.9	23.8 \pm 0.9	224.5 \pm 39.3
	San Juan	M	9.6 \pm 0.4	2.8 \pm 1.1	4.5 \pm 0.9	23.0 \pm 1.6	134.9 \pm 15.3
	El Sauzoso	M	6.7 \pm 0.3	<0.07	1.5 \pm 0.2	15.3 \pm 0.2	123.1 \pm 3.1
	El Sauzoso	S	13.1 \pm 0.7	3.2 \pm 0.4	1.6 \pm 0.5	19.8 \pm 0.6	490.9 \pm 3.0
		Rhodophyta					
<i>Gracilaria pachydermatica</i>	El Coyote	M	8.0 \pm 0.6	0.2 \pm 0.1	<0.02	10.7 \pm 1.0	64.1 \pm 8.6
		S	1.5 \pm 0.3	0.8 \pm 0.4	1.3 \pm 0.3	8.8 \pm 0.6	130.5 \pm 15.1
	Las Ánimas	M	5.0 \pm 0.3	2.4 \pm 0.4	5.1 \pm 1.2	11.1 \pm 0.7	66.4 \pm 4.2
	San Juan	M	6.0 \pm 0.5	<0.07	3.8 \pm 0.5	18.7 \pm 1.0	197.0 \pm 34.0
	El Sauzoso	M	5.4 \pm 0.3	2.2 \pm 0.7	1.6 \pm 1.1	9.2 \pm 1.4	98.1 \pm 4.3
<i>Hypnea valentiae</i>	El Coyote	M	1.0 \pm 0.1	<0.07	2.2 \pm 0.2	45.7 \pm 2.9	346.5 \pm 88.3
	San Juan	M	5.8	<0.07	1.6	24.3	565.9
<i>Laurencia papillosa</i> var. <i>pacifica</i>	El Coyote	S	0.9 \pm 0.1	0.1 \pm 0.0	1.5 \pm 0.1	26.8 \pm 2.6	464.5 \pm 91.0
	Las Ánimas	M	0.6 \pm 0.0	<0.07	1.7 \pm 0.5	14.7 \pm 0.9	1920.1 \pm 187.3
	San Juan	M	2.9 \pm 0.2	<0.07	1.5 \pm 0.1	21.8 \pm 0.3	701.4 \pm 106.5
	El Sauzoso	M	1.3 \pm 0.2	<0.07	1.3 \pm 0.2	9.7 \pm 0.7	479.4 \pm 107.7
<i>Polysiphonia pacifica</i>	El Coyote	M	1.7	0.3	5.9	47.3	1025.9
	Las Ánimas	M	1.0 \pm 0.3	0.7 \pm 0.7	5.0 \pm 0.8	14.2 \pm 0.3	123.1 \pm 3.0

8.3 Gasterópodo *Elysia diomedea*

8.3.1 Valores isotópicos

En el gasterópodo *Elysia diomedea* se registraron valores de $\delta^{13}\text{C} = -17.41 \pm 0.10 \text{ ‰}$ y de $\delta^{15}\text{N} = 11.30 \pm 0.15 \text{ ‰}$. Estos datos son analizados junto con los valores isotópicos obtenidos para los erizos y macroalgas (ver sección de Niveles tróficos y fuente potencial de alimento).

8.3.2 Concentración de elementos traza

Las concentraciones de Cd, Pb, Cu, Zn y Fe en *E. diomedea* mostraron diferentes patrones en las tres localidades estudiadas (Tabla VIII). Las concentraciones de Cd en San Juan de la Costa ($17.7 \pm 4.2 \mu\text{g g}^{-1}$) fueron mayores que en las otras localidades ($H = 6.49$, $p = 0.04$). Las concentraciones de Pb estuvieron por debajo del límite de detección³ en las tres localidades. Los valores de Cu en *E. diomedea* fueron mayores en San Juan de la costa ($1.6 \pm 1.2 \mu\text{g g}^{-1}$) que en El Sauzoso ($0.6 \pm 1.0 \mu\text{g g}^{-1}$; $H = 4.58$, $p = 0.04$); los organismos de las Ánimas presentaron concentraciones de Cu por debajo del límite de detección. Adicionalmente, se encontró que las concentraciones de Cu se correlacionan de manera lineal positiva con los valores de Cd ($r_s = 0.73$).

Los valores de Zn en organismos de El Sauzoso ($30.1 \pm 4.4 \mu\text{g g}^{-1}$) fueron mayores a los de Las Ánimas ($24.7 \pm 1.0 \mu\text{g g}^{-1}$; $H = 4.35$, $p = 0.04$), pero ambas concentraciones no fueron significativamente diferentes que las de San Juan de la Costa ($H = 4.36$, $p = 0.11$). La concentración de Fe en organismos de El Sauzoso ($70 \pm 10.3 \mu\text{g g}^{-1}$) fue 1.9 veces mayor que en organismos de Las Ánimas y 1.5 mayor que en los de San Juan de la Costa. En términos generales, los niveles de los cinco elementos en *E. diomedea* mostraron un patrón ascendente $\text{Pb} \approx \text{Cu} < \text{Cd} < \text{Zn} < \text{Fe}$ en las tres localidades (Tabla VIII).

³Una concentración de Pb de $10.9 \mu\text{g g}^{-1}$ y otra de Fe de $212.5 \mu\text{g g}^{-1}$, ambas en muestras del El Sauzoso, fueron identificadas como valores atípicos (outliers), por lo que fueron excluidos del análisis estadístico (Tabla VIII).

Tabla VIII. Concentración de Cd, Pb, Cu, Zn y Fe ($\mu\text{g g}^{-1}$, en peso seco) en el gasterópodo y en las tres especies de macroalgas, en tres mantos de *Sargassum* spp. de la bahía de La Paz. Valor promedio \pm desviación estándar, valores atípicos (outliers) entre paréntesis. Las letras en superíndice señalan diferencias de concentración significativas entre localidades para la misma especie (prueba Kruskal–Wallis seguida de *U* de Mann–Whitney; $p \leq 0.05$).

Grupo taxonómico	Localidad	Cd	Pb	Cu	Zn	Fe
Macroalgas						
Chlorophyta	<i>Codium simulans</i>	Las Ánimas	3.9 \pm 2.4 ^a	3.2 \pm 0.8 ^a	16.0 \pm 1.8 ^a	333.0 \pm 116.6
		San Juan	0.3 \pm 0.5 ^b	1.7 \pm 1.2 ^b	20.8 \pm 2.7 ^b	372.3 \pm 98.8
		El Sauzoso	<0.07 ^b	1.7 \pm 0.4 ^b	16.6 \pm 1.1 ^a	565.1 \pm 297.3
Ochrophyta	<i>Sargassum sinicola</i>	Las Ánimas	5.2 \pm 1.0 ^a	3.3 \pm 0.8 ^a	17.1 \pm 2.5 ^a	116.2 \pm 13.9
		San Juan	9.6 \pm 0.8 ^b	2.8 \pm 1.9 ^b	4.5 \pm 1.5 ^a	134.9 \pm 26.4
		El Sauzoso	6.7 \pm 0.5 ^c	<0.07 ^a	1.5 \pm 0.4 ^b	123.4 \pm 5.4
Rhodophyta	<i>Gracilaria pachydermatica</i>	Las Ánimas	5.1 \pm 0.4	2.4 \pm 0.7 ^a	5.1 \pm 2.0	66.4 \pm 7.2 ^a
		San Juan	6.0 \pm 0.8	<0.07 ^b	3.8 \pm 0.8	197.0 \pm 58.9 ^b
		El Sauzoso	5.4 \pm 0.5	2.2 \pm 1.2 ^a	1.6 \pm 1.8	98.1 \pm 7.5 ^c
Gasterópodo						
Sacoglossa	<i>Elysia diomedea</i>	Las Ánimas	4.6 \pm 0.4 ^a	<0.07	<0.02 ^a	24.7 \pm 1.0 ^a
		San Juan	17.7 \pm 4.2 ^b	<0.07	1.6 \pm 1.2 ^b	29.7 \pm 4.5
		El Sauzoso	5.7 \pm 0.8 ^a	<0.07 (10.9)	0.6 \pm 1.0	30.1 \pm 4.4 ^b
						70.0 \pm 7.3 ^b (212.5)

8.3.3 Comparación de elementos traza entre macroalgas y *Elysia diomedea*

El valor más alto de Cd en *E. diomedea*, *C. simulans* y *S. sinicola* se presentó en San Juan de la Costa (Tabla VIII), localidad en la que también se determinaron los niveles máximos de Cd total y de biodisponibilidad química en el sedimento (0.15 ± 0.00 , $0.12 \pm 0.00 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente; Tabla IV). Además se encontró que la concentración de Cd en todas las especies se correlaciona con los valores de Cd total y de biodisponibilidad química en el sedimento en las tres localidades (valores de r_s entre 0.68 y 0.97). La correlaciones más altas se presentaron con *E. diomedea* ($r_s=0.93$, entre Cd y Cd biodisponible) y *S. sinicola* ($r_s=0.97$, mismas variables). Las concentraciones de Cd en *E. diomedea* se correlacionaron con las concentraciones en *S. sinicola* ($r_s=0.95$). El valor más alto de Pb en *C. simulans* se presentó en Las Ánimas, localidad en la que también se determinó el nivel máximo de Pb biodisponible en el sedimento ($0.4 \pm 0.010 \mu\text{g g}^{-1}$). Además, se encontró una correlación significativa entre los niveles de Pb en *C. simulans* y el Pb biodisponible en el sedimento ($r_s=0.69$).

El factor de transferencia de Cd a *E. diomedea* a partir de macroalgas se calculó para las tres localidades (Figura 8). Para *C. simulans*, el factor de transferencia en Las Ánimas (6.8) y San Juan de la Costa (7.4) fue casi el doble al obtenido en El Sauzoso (3.4). Para *S. sinicola*, el factor de transferencia de Cd fue dos veces más alto en San Juan de la Costa (1.8) que en las otras dos localidades (0.9 y 0.8 en Las Ánimas y El Sauzoso, respectivamente). Para *G. pachydermatica*, el factor de transferencia de Cd fue casi tres veces más alto en San Juan de la Costa (3.5) que en las otras dos localidades, 0.9 y 1.1 en Las Ánimas y El Sauzoso, respectivamente.

El factor de transferencia máximo para Pb fue de 0.1 para *C. simulans* en San Juan de la Costa. Para *C. simulans* en Las Ánimas y El Coyote, y para *S. sinicola* y *G. pachydermatica* en las tres localidades, los factores fueron inferiores a 0.1 o no se calcularon porque los niveles de Pb estuvieron por debajo del límite de detección en el gasterópodo y/o en las macroalgas (Figura 8).

El factor de transferencia de Cu en San Juan de la Costa y El Sauzoso fue más alto a partir de *C. simulans* (1.2). En estas mismas localidades, los factores a partir de *S. sinicola* y *G. pachydermatica* fueron de 0.4 (Figura 9).

Los factores de transferencia de Zn a partir de *C. simulans* fueron 1.6, 1.4 y 1.8, en El Coyote, Las Ánimas y El Sauzoso, respectivamente. Para *S. sinicola*, el factor en El Sauzoso fue mayor (2.0) a los valores en Las Ánimas y San Juan de la Costa (1.4 y 1.3, respectivamente). Para *G. pachydermatica*, el valor más alto se presentó en El Sauzoso (3.3) y el más bajo en San Juan de la Costa (1.6).

Los valores de concentración de Fe en *E. diomedea* fueron menores a los registrados en las tres especies de macroalgas. Por esta razón, los factores de transferencia variaron entre 0.2 y 0.7 en las tres localidades (Figura 9).

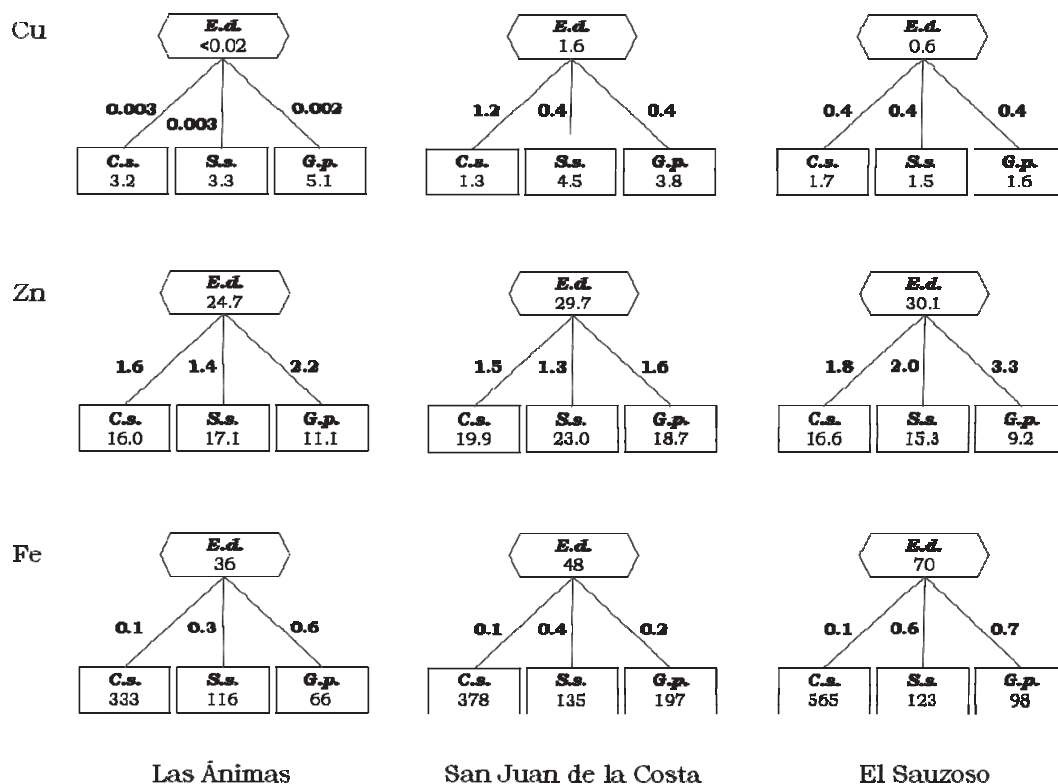


Figura 9. Transferencia potencial de Cu, Zn y Fe a *Elysia diomedea* (E. d.) a partir de *Codium simulans* (C. s.), *Sargassum sinicola* (S. s.) y *Gracilaria pachydermatica* (G. p.) en tres mantos de *Sargassum* spp., de la bahía de La Paz. Concentraciones promedio ($\mu\text{g g}^{-1}$) dentro de las figuras y factores de transferencia sobre las líneas.

8.4 Erizos, *Tripneustes depressus* y *Eucidaris thouarsii*

8.4.1 Dieta

8.4.1.1 *Tripneustes depressus*

De acuerdo al índice de importancia relativa (IIR%), los principales componentes del contenido estomacal de *T. depressus* pertenecieron al grupo de las macroalgas pardas (49.6 %) y rojas (49.6 %), mientras que pocos pertenecieron al grupo de las verdes (6.1 %). Invertebrados y cianoprocariontes (Cyanoprokaryota) se consideraron componentes incidentales por sus valores bajos (0.2 y 0.1 %, respectivamente).

Los IIR% mostraron que el principal componente general de la dieta de *T. depressus* fue la macroalga parda *Sargassum* (56.4 %), seguido de las macroalgas rojas *Gracilaria*, *Laurencia* y *Amphiroa* (las tres sumaron el 31.0 %) (Tabla IX). Los índices también mostraron que los componentes que conforman la dieta de este erizo variaron de una localidad a otra entre ambas fechas. En marzo los fragmentos de *Gracilaria* fueron el componente más importante en El Coyote (61.9 %), mientras que en Las Ánimas y El Sauzoso hubo una mayor presencia de fragmentos de *Sargassum* (75.1 %), y en San Juan de la Costa los fragmentos de *Laurencia*, *Ulva* y *Sargassum* se presentaron con valores de entre 20 y 30 %. En septiembre, los fragmentos que principalmente se encontraron en los contenidos fueron de *Sargassum* en El Coyote (56.5 %) y El Sauzoso (63.6 %). Fragmentos de *Sargassum* y *Dictyota* sumaron el 61 % del total de los fragmentos analizados en los contenidos estomacales de Las Ánimas. En San Juan de la Costa los fragmentos de la coralina articulada *Amphiroa* tuvieron un valor de 54.1 % (Tabla IX).

Tabla IX. Índices de Importancia Relativa (IRR%) para cada componente presente registrado en el contenido estomacal de *Tripneustes depressus*. Valores por fechas y localidades. Datos ordenados en forma decreciente; los índices mayores a 5 %, resaltados en fuente negra.

Grupo taxonómico	General	Marzo		Septiembre		El Sauzoso		San Juan		Las Ánimas		El Sauzoso	
		El Coyote	Las Ánimas	San Juan	El Sauzoso	El Coyote	Las Ánimas	San Juan	El Sauzoso				
Chlorophyta	<i>Caulerpa</i>	2.0	0.0	0.0	0.1	0.1	6.6	0.9	20.7				
	<i>Ulva</i>	0.9	0.0	29.6	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0				
	<i>Cladophora</i>	0.1	0.1	0.3	0.0	0.0	0.0	1.1	0.0				
	<i>Chaetomorpha</i>	<0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0				
	<i>Codium</i>	<0.1	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0				
	<i>Enteromorpha</i>	<0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0			
Ochrophyta	<i>Sargassum</i>	56.4	1.3	75.1	76.0	56.5	38.5	5.8	63.6				
	<i>Dictyota</i>	3.5	0.0	1.1	0.2	0.5	23.0	1.2	4.2				
	<i>Padina</i>	<0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0				
Rhodophyta	<i>Gracilaria</i>	13.6	61.9	15.0	9.8	13.9	10.7	8.9	3.4				
	<i>Laurencia</i>	11.3	21.2	2.5	5.2	14.2	12.1	2.7	3.1				
	<i>Amphiroa</i>	6.1	0.0	0.0	6.8	0.3	2.4	54.1	0.6				
	<i>Hypnea</i>	3.8	10.6	0.6	0.7	5.3	4.3	0.6	3.5				
	<i>Gelidiella</i>	1.0	0.0	0.0	1.1	0.0	1.9	11.0	0.6				
	<i>Polysiphonia</i>	0.5	0.9	5.2	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0				
	<i>Spyridia</i>	0.2	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1				
	<i>Prionitis</i>	0.1	2.7	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0				
	<i>Lithophyllum</i>	0.1	0.0	0.0	0.0	0.7	0.0	0.5	0.0				
	<i>Ceramium</i>	<0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0				
	<i>Chondria</i>	<0.1	0.4	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0				
	<i>Digenea</i>	<0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0				
	<i>Jania</i>	<0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.3	0.1			
Cyanoprokaryota	Cianoprocariontes	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.5	0.0				
Invertebrados	Esponjas	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0	0.2	0.7	0.0				
	Briozoarios	<0.1	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0				
	Tunicados	<0.1	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0				

8.4.1.2 *Eucidaris thouarsii*

El IIR% mostró como principales componentes del contenido estomacal de *E. thouarsii* a fragmentos del grupo de las macroalgas rojas (Rhodophyta, 97.9 %), mientras que pocos pertenecieron al grupo de las macroalgas verdes (Chlorophyta, 1.3 %) y pardas (Ochrophyta, 0.7 %). Los invertebrados (<0.1 %) se consideraron componentes incidentales.

El índice de importancia mostró que en general, el principal componente de la dieta de *E. thouarsii* fue la macroalga coralina costrosa *Lithophyllum* sp. (65.7 %), seguida de *Hypnea* y *Polysiphonia* (ambas sumaron el 22.9 %), las tres especies pertenecientes al grupo de las algas rojas (Tabla X). El índice también mostró que los componentes que conforman la dieta de este erizo variaron de una localidad a otra en ambas fechas. Fragmentos de *Lithophyllum* sp. se presentaron en los contenidos estomacales de las cuatro localidades, con el mayor valor del IIR% en Las Ánimas en marzo (72.2 %) y septiembre (90.0 %). Filamentos de *Ceramium* fueron importantes en erizos provenientes de San Juan de la Costa en marzo (58.3 %), mientras que fragmentos de los géneros *Hypnea* (26.1 %) y *Laurencia* (22.2 %) se observaron en erizos de El Coyote en marzo y septiembre, respectivamente (Tabla X).

8.4.2 Valores isotópicos

Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ fueron significativamente diferentes entre ambas especies de erizo. El menor enriquecimiento de C ($\delta^{13}\text{C} = -16.78 \pm 0.53 \text{ ‰}$) y el mayor valor de N ($\delta^{15}\text{N} = 14.29 \pm 0.50 \text{ ‰}$) se encontraron en *Eucidaris thouarsii* (Tabla XI).

Tabla XI. Valores isotópicos de erizos.

Grupo taxonómico	Especie	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)
Echinodermata	<i>Tripneustes depressus</i>	-14.33 ± 0.63	11.17 ± 0.59
	<i>Eucidaris thouarsii</i>	-16.78 ± 0.53	14.29 ± 0.50

8.4.3 Concentración de elementos traza

8.4.3.1 *Tripneustes depressus*

Las concentraciones más altas de Cd entre localidades se detectaron en las gónadas de los organismos de San Juan de la Costa (42.6 ± 9.6 y $19.2 \pm 2.2 \mu\text{g g}^{-1}$, marzo y septiembre respectivamente; $H = 17.60$, $p = 0.00$ y $H = 20.45$, $p = 0.00$), se encontró que la concentración en marzo fue 2.2 veces mayor a la registrada en septiembre (Tabla XII). Las concentraciones de Pb fueron inferiores al límite de detección en los erizos de todas las localidades y en ambas fechas. Las concentraciones de Cu no mostraron diferencias entre localidades ($H = 3.91$, $p = 0.27$), pero en San Juan de la Costa la concentración fue 2.8 veces mayor en marzo ($2.5 \pm 0.4 \mu\text{g g}^{-1}$) a la de septiembre ($0.9 \pm 0.3 \mu\text{g g}^{-1}$). La concentración de Zn no varió entre localidades ni entre fechas ($H = 5.95$, $p = 0.11$ y $H = 0.69$, $p = 0.88$, respectivamente), los promedios mínimo y máximo fueron 23.0 ± 13.1 y $62.9 \pm 21.9 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente. Las concentraciones más altas de Fe entre localidades se detectaron en San Juan de la Costa para ambas fechas (239.1 ± 44.4 y $91.5 \pm 10.6 \mu\text{g g}^{-1}$, marzo y septiembre respectivamente), siendo 2.6 veces más alta la concentración de marzo que la de septiembre (Tabla XII). Adicionalmente, se encontraron correlaciones estadísticamente significativas entre los valores de Cd y Fe ($r_s = 0.56$), y entre las concentraciones de Cd y los valores de Cd total ($r_s = 0.54$) y Cd biodisponible ($r_s = 0.50$) en sedimento marino.

8.4.3.2 *Eucidaris thouarsii*

Las concentraciones máximas de Cd entre localidades se detectaron en organismos de San Juan de la Costa (38.3 ± 2.3 y $23.4 \pm 1.8 \mu\text{g g}^{-1}$, marzo y septiembre, respectivamente; $H=10.29$, $p=0.02$ y $H=16.33$, $p=0.00$), la concentración de marzo fue 1.6 veces mayor que la de septiembre (Tabla XII). Las concentraciones de Pb presentaron una tendencia decreciente de norte a sur (El Coyote–Las Ánimas–San Juan de la Costa–El Sauzoso) en ambas fechas; las concentraciones de Cd en los organismos de El Coyote (31.8 ± 3.7 y $39.7 \pm 1.5 \mu\text{g g}^{-1}$, marzo y septiembre respectivamente) fueron de 2.5 a 3 veces mayores que las de El Sauzoso (10.6 ± 1.5 y $15.7 \pm 2.8 \mu\text{g g}^{-1}$, marzo y septiembre, respectivamente; $H=8.92$, $p=0.03$ y $H=11.02$, $p=0.01$). Se detectaron diferencias en la concentración de Cu entre localidades sólo en marzo ($H=12.25$, $p=0.01$); en San Juan de la Costa se presentó el valor más alto de todas las localidades (10.8 ± 0.9 y $7.1 \pm 0.8 \mu\text{g g}^{-1}$, marzo y septiembre, respectivamente), y una concentración 1.6 veces mayor en marzo que en septiembre. Las concentraciones más altas de Zn entre localidades se registraron en San Juan de la Costa para ambas fechas (425.5 ± 82.7 y $228.5 \pm 27.9 \mu\text{g g}^{-1}$, marzo y septiembre, respectivamente; $H=10.16$, $p=0.02$ y $H=14.13$, $p=0.03$); la concentración de marzo fue 1.9 veces mayor que la de septiembre. Las concentraciones más altas de Fe entre localidades se detectaron en San Juan de la Costa para ambas fechas (259.8 ± 61.2 y $93.2 \pm 17.0 \mu\text{g g}^{-1}$, marzo y septiembre, respectivamente; $H=6.44$, $p=0.05$ y $H=7.69$, $p=0.05$); la concentración de marzo fue 2.8 veces mayor que la de septiembre (Tabla XII). Adicionalmente, se encontraron correlaciones significativas entre las concentraciones de Cu con los valores de Cd y Fe ($r_s=0.68$ y 0.60 , respectivamente); y entre las concentraciones de Pb y los valores de Pb biodisponible en el sedimento ($r_s=0.60$).

Tabla XII. Concentración de Cd, Pb, Cu, Fe y Zn en gónadas de los erizos *Tripneustes depressus* y *Eucidaris thourarii* ($\mu\text{g g}^{-1}$; peso seco) de cuatro mantos de *Sargassum* spp. de la bahía de La Paz, recolectados en marzo y septiembre de 2011. Promedio \pm error estándar; letras superíndice denotan diferencias de concentración significativas entre localidades para cada especie; letras minúsculas para diferencias en marzo y mayúsculas para diferencias en septiembre; los asteriscos denotan diferencias de concentración significativas entre fechas para la misma localidad (prueba Kruskal–Wallis seguida de *U* de Mann–Whitney; $p \leq 0.05$).

	Localidad	Fecha	Cd	Pb	Cu	Zn	Fe
<i>Tripneustes depressus</i>	El Coyote	Marzo	10.4 \pm 0.0 ^{a*}	<0.07	1.0 \pm 1.0	23.0 \pm 13.1	41.9 \pm 5.5 ^a
		Septiembre	6.5 \pm 1.9 ^A	<0.07	1.1 \pm 0.3	25.3 \pm 5.8	55.1 \pm 17.0 ^A
	Las Ánimas	Marzo	10.6 \pm 1.0 ^{a*}	<0.07	1.4 \pm 0.3	23.1 \pm 2.7	53.4 \pm 17.8 ^a
		Septiembre	4.7 \pm 1.0 ^A	<0.07	0.8 \pm 0.3	24.3 \pm 7.1	31.6 \pm 3.6 ^A
	San Juan	Marzo	42.6 \pm 9.6 ^{b*}	<0.07	2.5 \pm 0.4 [*]	58.3 \pm 14.7	239.1 \pm 44.4 ^{b*}
		Septiembre	19.2 \pm 2.2 ^B	<0.07	0.9 \pm 0.3	62.9 \pm 21.9	91.5 \pm 10.6 ^B
	El Sauzoso	Marzo	10.5 \pm 1.7 ^a	<0.07	1.6 \pm 0.4	25.4 \pm 7.6	39.4 \pm 4.4 ^a
		Septiembre	7.9 \pm 1.1 ^A	<0.07	0.9 \pm 0.4	37.8 \pm 11.8	40.7 \pm 10.1 ^A
<i>Eucidaris thourarii</i>	El Coyote	Marzo	5.1 \pm 0.8 ^{a*}	31.8 \pm 3.7 ^a	7.8 \pm 0.4 ^{a*}	112.7 \pm 15.3 ^a	214.6 \pm 43.0
		Septiembre	6.1 \pm 0.3 ^A	39.7 \pm 1.5 ^A	6.1 \pm 0.3	62.6 \pm 13.7 ^A	192.7 \pm 23.5 ^A
	Las Ánimas	Marzo	5.8 \pm 2.4 ^a	37.7 \pm 17.6 ^a	8.8 \pm 1.4 ^{a*}	209.4 \pm 18.0 ^a	120.6 \pm 43.0
		Septiembre	6.2 \pm 0.5 ^A	38.9 \pm 3.5 ^A	5.4 \pm 0.2	154.1 \pm 27.9 ^B	149.9 \pm 30.2
	San Juan	Marzo	38.3 \pm 2.3 ^{b*}	24.1 \pm 2.1 ^b	10.8 \pm 0.9 ^{b*}	425.5 \pm 82.7 ^{b*}	259.8 \pm 61.2 ^{a*}
		Septiembre	23.4 \pm 1.8 ^B	29.4 \pm 3.3 ^B	7.1 \pm 0.8	228.5 \pm 27.9 ^B	93.2 \pm 17.0 ^B
	El Sauzoso	Marzo	3.4 \pm 0.4 ^c	10.6 \pm 1.5 ^c	6.2 \pm 0.5 ^c	129.0 \pm 39.7 ^{a*}	104.6 \pm 23.3 ^b
		Septiembre	3.1 \pm 0.2 ^C	15.7 \pm 2.8 ^C	6.0 \pm 0.8	301.0 \pm 25.1 ^C	106.3 \pm 32.7

8.4.4 Comparación de elementos traza entre macroalgas y erizos

8.4.4.1 Macroalgas y *Tripneustes depressus*

En términos generales, las concentraciones de Cd en *T. depressus* fueron significativamente mayores, mientras que las de Pb, Cu, Zn y Fe fueron menores, a las registradas en *E. thourarsii* (Tabla XII). En los cuatro sitios y ambas fechas, las concentraciones de Cd y Zn detectadas en *T. depressus* fueron mayores a las de casi todas las especies de macroalgas analizadas (Tabla VII y Tabla XII). Las diferencias más grandes se observaron en los organismos de San Juan de la Costa. Las concentraciones de Cd en las macroalgas de esta localidad variaron en marzo de <0.017 a $9.6 \pm 0.4 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que en el erizo se determinaron valores de $42.6 \pm 9.6 \mu\text{g g}^{-1}$ para el mismo mes. En septiembre se registraron $13.2 \pm 0.5 \mu\text{g g}^{-1}$ en macroalgas y $19.2 \pm 2.2 \mu\text{g g}^{-1}$ en el erizo; las concentraciones de marzo fueron de 4.4 a 426 veces mayores en el erizo que en las macroalgas, y en septiembre 1.5 veces mayores. Las concentraciones de Zn en las macroalgas variaron entre $18.7 \pm 1.0 \mu\text{g g}^{-1}$ y $31.9 \pm 2.5 \mu\text{g g}^{-1}$ en marzo, y en el erizo se determinaron valores de $58.3 \pm 14.7 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que en septiembre se registraron $38.7 \pm 2.5 \mu\text{g g}^{-1}$ en macroalgas y $62.9 \pm 21.9 \mu\text{g g}^{-1}$ en el erizo; las concentraciones de marzo fueron de 1.8 a 3.1 veces mayores en el erizo que en las macroalgas, y en septiembre, 1.6 veces mayores.

Las concentraciones de Cu y Fe en *T. depressus*, en general fueron menores a los valores detectados en las macroalgas (Tabla VII y Tabla XII). Por ejemplo, en San Juan de la Costa las concentraciones de Cu variaron en marzo de 1.1 ± 0.2 a $4.5 \pm 0.9 \mu\text{g g}^{-1}$ en las macroalgas, mientras que en el erizo se determinaron valores de $2.5 \pm 0.4 \mu\text{g g}^{-1}$; en septiembre se registraron $3.4 \pm 0.3 \mu\text{g g}^{-1}$ en macroalgas y $0.9 \pm 0.3 \mu\text{g g}^{-1}$ en el erizo. Las concentraciones en las macroalgas fueron hasta 1.8 veces mayores en marzo y 3.8 veces mayores en septiembre. Los promedios mínimo y máximo de Fe en marzo fueron, respectivamente, 134.9 ± 15.3 y $701.4 \pm 106.5 \mu\text{g g}^{-1}$ en las macroalgas y en el erizo se determinaron $239.1 \pm 44.4 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que en septiembre se registraron $789.3 \pm 33.5 \mu\text{g g}^{-1}$ en macroalgas y $91.5 \pm 10.6 \mu\text{g g}^{-1}$ en el erizo; las concentraciones en las macroalgas

fueron hasta 2.9 veces mayores en marzo y 8.6 veces mayores en septiembre. Las concentraciones de Pb en *T. depressus* y en la mayoría de las macroalgas fueron inferiores al límite de detección ($0.07 \mu\text{g g}^{-1}$).

Los valores más altos de Cd en *T. depressus* se presentaron en San Juan de la Costa en muestras de marzo (Tabla XII), localidad y fecha en el que también se determinaron los niveles máximos de Cd total y biodisponible en el sedimento (0.15 ± 0.00 y $0.12 \pm 0.00 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente; Tabla IV). Los valores de Cd en esta especie de erizo se correlacionan significativamente con los valores de Cd total y biodisponible en el sedimento ($r_s = 0.54$ y 0.49 , respectivamente).

Los factores de transferencia de Cd a partir de macroalgas se obtuvieron en las cuatro localidades y dos fechas (Figura 10 y Figura 11). En marzo los factores a partir de *C. simulans* fueron más de dos veces mayores en Las Ánimas y San Juan de la Costa (15 en ambas localidades) que en El Sauzoso (6.2); en septiembre esta macroalga no fue abundante o no se encontró en las localidades. Para *S. sinicola*, el factor de transferencia de Cd en marzo fue alrededor de dos veces más alto en San Juan de la Costa (4.4) que en las otras tres localidades (1.9, 2.0 y 1.6 en El Coyote, Las Ánimas y El Sauzoso, respectivamente). En septiembre, el factor de transferencia más alto de Cd a partir de *S. sinicola* se registró en El Coyote (2.0), siendo cuatro veces mayor al registrado en Las Ánimas y El Sauzoso; en San Juan no se encontró esta especie de macroalga. Para *G. pachydermatica*, el factor de transferencia de Cd en marzo fue de 3 a 5 veces más alto en San Juan de la Costa (7.1) que en las otras localidades (1.3, 2.1 y 1.9 en El Coyote, Las Ánimas y El Sauzoso, respectivamente); en septiembre sólo se calculó el factor de transferencia de Cd en El Coyote, el cual fue de 4.3.

Los factores de transferencia para el Pb no se calcularon porque en ambas fechas, las concentraciones de este elemento estuvieron por debajo del límite de detección en el erizo (Figura 10). Los factores de transferencia de Cu fueron mayores a 1 en San Juan de la Costa y El Sauzoso, pero solamente en marzo (Figura 11). En esta fecha el factor más alto fue a partir de *C. simulans* (1.9). Los factores a partir de *S. sinicola* y *G. pachydermatica*

fueron de 1.1 en el Sauzoso, también en marzo; cuando estas macroalgas se presentaron en septiembre, los factores fueron menores a 1.

Los factores de transferencia de Zn fueron mayores a 1 en marzo, en las cuatro localidades. Para *C. simulans*, el factor más alto (2.9) se registró en San Juan de la Costa. Para *S. sinicola* y *G. pachydermatica*, el factor de transferencia más alto se registró en San Juan de la Costa (2.5 y 3.1, respectivamente). En septiembre se registraron factores de transferencia para *S. sinicola* en El Coyote, Las Ánimas y El Sauzoso (1.5, 1.0 y 1.9, respectivamente), y para *G. pachydermatica* únicamente en El Coyote (2.8). Las concentraciones de Fe en *T. depressus* en general, fueron menores a las registradas en las macroalgas, por lo que los factores de transferencia fueron menores a 1 en ambas fechas (0.1–0.8). Solamente en marzo, los factores a partir de *S. sinicola* y *G. pachydermatica* en San Juan de la Costa fueron de 1.8 y 1.2, respectivamente (Figura 10).

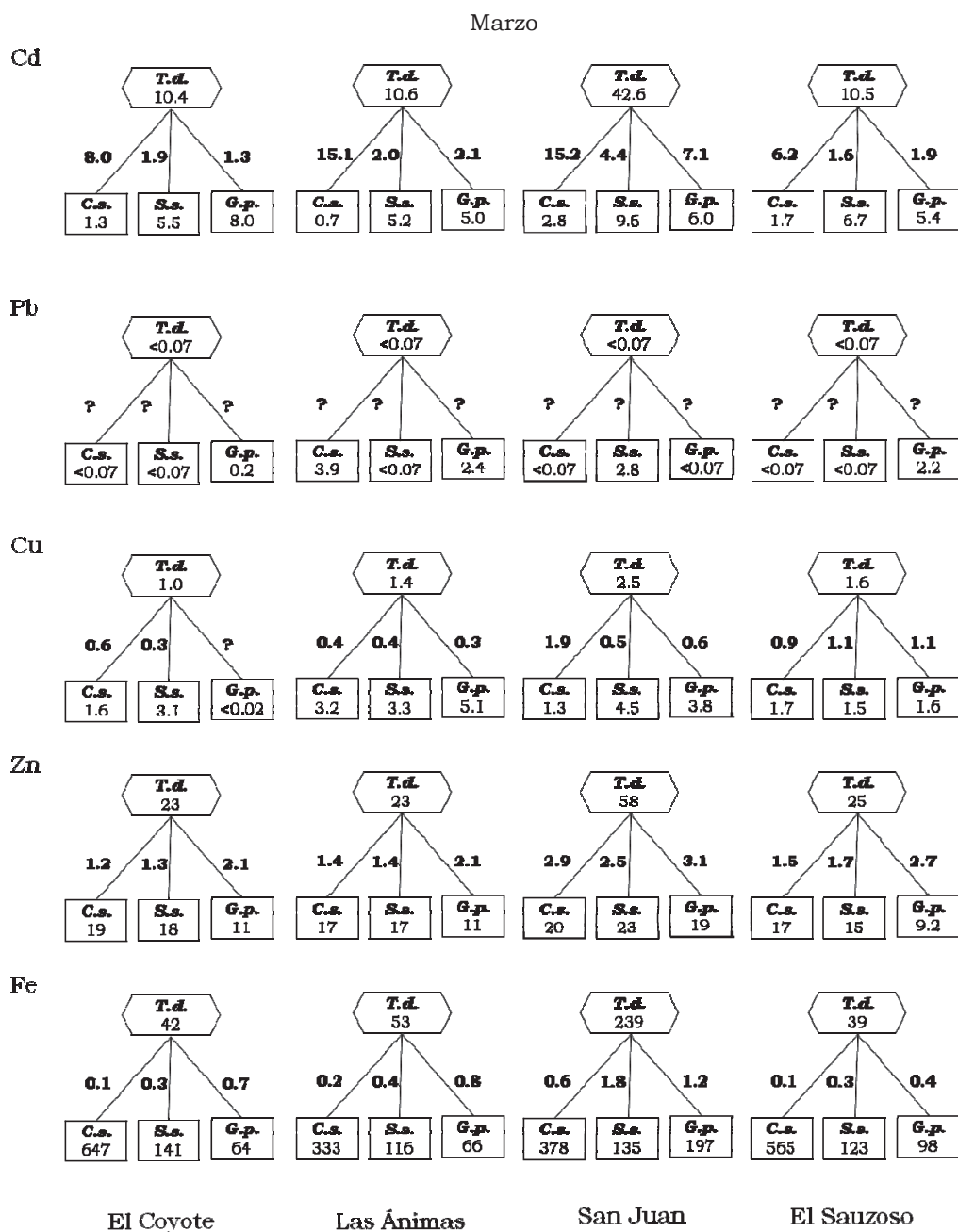


Figura 10. Transferencia potencial de elementos traza a *Tripneustes depressus* (*T.d.*) a partir de *Codium simulans* (*C. s.*), *Sargassum sinicola* (*S. s.*) y *Gracilaria pachydermatica* (*G. p.*) en marzo, en cuatro mantos de *Sargassum* spp. de la bahía de La Paz. Concentraciones promedio ($\mu\text{g g}^{-1}$) dentro de las figuras y factores de transferencia sobre las líneas. ?, Factor de transferencia no estimado.

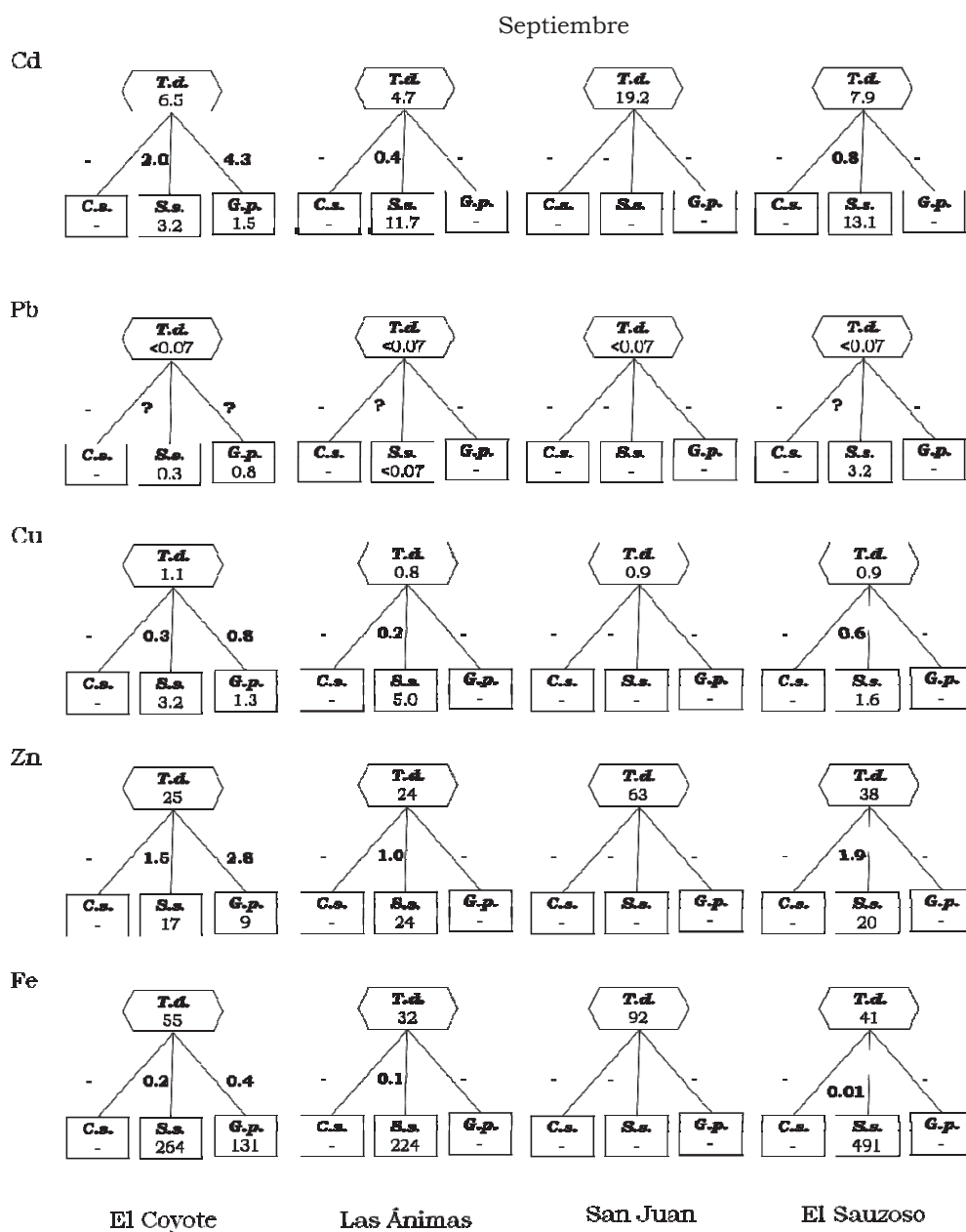


Figura 11. Transferencia potencial de elementos traza a *Tripneustes depressus* (*T.d.*) a partir de *Codium simulans* (*C. s.*), *Sargassum sinicola* (*S. s.*) y *Gracilaria pachydermatica* (*G. p.*) en septiembre, en cuatro mantos de *Sargassum* spp. de la bahía de La Paz. Concentraciones promedio ($\mu\text{g g}^{-1}$) dentro de las figuras y factores de transferencia sobre las líneas. ?, Factor de transferencia no estimado; -, sin datos por ausencia de especie y/o muestra insuficiente para determinación de concentración de elemento.

8.4.4.2 Macroalgas y *Eucidaris thouarsii*

Las concentraciones de Cd, Pb, Cu y Zn en *E. thouarsii* fueron, en general, mayores a las determinadas en las macroalgas (Tabla VII y Tabla XII). Por ejemplo, en San Juan de la Costa los promedios de Cd en las macroalgas recolectadas en marzo variaron de <0.017 a $9.6 \pm 0.4 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que en el erizo fueron de $38.3 \pm 2.3 \mu\text{g g}^{-1}$; las concentraciones fueron de 4 a 383 veces mayores en el erizo que en las macroalgas. Las concentraciones de Pb fueron inferiores al límite de detección ($0.07 \mu\text{g g}^{-1}$) en la mayoría de las macroalgas, mientras que en el erizo se detectaron $24.1 \pm 2.1 \mu\text{g g}^{-1}$. Los promedios de Cu en las macroalgas variaron de 1.1 ± 0.2 a $4.5 \pm 0.9 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que en el erizo se determinaron $10.8 \pm 0.9 \mu\text{g g}^{-1}$; las concentraciones fueron de 2.4 a 9.8 veces mayores en el erizo que en las macroalgas. Los valores promedio de Zn en las macroalgas variaron entre 18.7 ± 1.0 y $31.9 \pm 2.5 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que en el erizo se determinaron $425.5 \pm 82.7 \mu\text{g g}^{-1}$; las concentraciones fueron de 13.3 a 22.7 veces mayores en el erizo que en las macroalgas. Las concentraciones de Fe en *E. thouarsii* fueron menores a los valores detectados en las macroalgas. Los valores promedio detectados en las macroalgas variaron entre 134.9 ± 15.3 y $701.4 \pm 106.5 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que en el erizo se determinaron $259.8 \pm 61.2 \mu\text{g g}^{-1}$; las concentraciones fueron 2.7 veces mayores en las macroalgas que en el erizo.

Los valores más altos de Cd en *E. thouarsii* se presentaron en San Juan de la Costa, en muestras de marzo (Tabla XII), localidad y fecha en el que también se determinaron los niveles máximos de Cd total y biodisponible en el sedimento (0.15 ± 0.00 , $0.12 \pm 0.00 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente; Tabla IV). Los valores de Pb en esta especie se correlacionaron significativamente con los valores de Pb biodisponible y el porcentaje relativo de biodisponibilidad ($r_s = 0.60$ y 0.62 , respectivamente)

Se calcularon los factores de transferencia a *E. thouarsii* a partir de macroalgas en cuatro localidades y dos fechas (Figura 12 y Figura 13). Para *C. simulans*, los factores de transferencia de Cd en Las Ánimas (8.3) y San Juan de la Costa (13.7) fueron de 2 a 3 veces mayores al obtenido en El Coyote (3.9) y de 4 a 7 veces mayores al de El Sauzoso

(2.0) en marzo; en septiembre esta macroalga no fue abundante o no se encontró en las localidades. Para *S. sinicola*, en marzo el factor fue de 4 a 8 veces mayor en San Juan de la Costa (4.0) que en las otras tres localidades (0.9, 1.1 y 0.5 en El Coyote, Las Ánimas y El Sauzoso, respectivamente); en septiembre el factor más alto (1.9) se registró en El Coyote, siendo de 4 a 10 veces mayor al registrado en Las Ánimas (0.5) y El Sauzoso (0.2); en San Juan no se registró la especie. Para *G. pachydermatica*, en marzo el factor de transferencia fue de 5 a 10 veces más alto en San Juan de la Costa (6.4) que en las otras localidades (0.6, 1.2 y 0.6 en El Coyote, Las Ánimas y El Sauzoso, respectivamente); en septiembre sólo registró un factor de transferencia en El Coyote, siendo de 4.1.

El factor de transferencia de Pb a este erizo a partir de *C. simulans* sólo fue calculado para Las Ánimas en marzo (9.7), en el resto de las localidades las concentraciones de Pb fueron inferiores al límite de detección en *C. simulans*; en septiembre esta macroalga no estuvo presente o no fue abundante (Figura 12 y Figura 13). A partir de *S. sinicola*, en marzo sólo se obtuvo un factor de transferencia de Pb en San Juan de la Costa (8.6), en el resto de las localidades se determinaron concentraciones inferiores al límite de detección en *S. sinicola*; en septiembre sólo se obtuvo un factor de transferencia en El Coyote (132). A partir de *G. pachydermatica*, el factor más alto se registró en El Coyote en marzo (159), siendo de 10 a 33 veces mayor a los factores en Las Ánimas y El Sauzoso; en San Juan de la Costa se determinaron concentraciones inferiores al límite de concentración en *G. pachydermatica*. En septiembre sólo se calculó un factor a partir de *G. pachydermatica* en El Coyote (50).

Se obtuvieron valores para el factor de transferencia de Cu mayores a uno en casi todas las localidades, en ambas fechas (Figura 12 y Figura 13). En marzo, el factor más alto fue a partir de *C. simulans* (8.3), los factores a partir de *S. sinicola* y *G. pachydermatica* en las cuatro localidades variaron entre 1.7 y 3.9; en septiembre, el factor más alto fue en El Coyote a partir de *G. pachydermatica* (4.7).

El factor de transferencia de Zn en marzo fue mayor a cinco en las cuatro localidades (Figura 12). A partir de *C. simulans*, el valor más alto se registró en San Juan de la Costa (21.3). De igual manera a partir de *S. sinicola* y *G. pachydermatica*, los factores de

transferencia más altos de Zn se registraron en San Juan de la Costa (18.5 y 22.4, respectivamente); en septiembre se calcularon factores de transferencia a partir de *S. sinicola* en tres localidades, El Coyote, Las Ánimas y El Sauzoso (3.7, 6.4 y 15.1, respectivamente). A partir de *G. pachydermatica*, en septiembre únicamente se obtuvo un factor en El Coyote (7.0) (Figura 13).

Los factores de transferencia de Fe a partir de *C. simulans* fueron menores a uno en marzo (0.2–0.7); en septiembre esta macroalga no estuvo presente o no fue abundante en las localidades. A partir de *S. sinicola* el factor más alto se registró en San Juan de la Costa (1.9) fue casi el doble del registrado en Las Ánimas y El Sauzoso (1.1 y 0.9, respectivamente); en septiembre los factores de transferencia de Fe registrados en El Coyote, Las Ánimas y El Sauzoso fueron menores a 1. A partir de *G. pachydermatica* el factor más alto en marzo se registró en El Coyote (3.4), siendo 2 o 3 veces mayor a los registrados en Las Ánimas, San Juan de la Costa y El Sauzoso (1.8, 1.3 y 1.1, respectivamente); en septiembre sólo se registró un factor de 1.5 en El Coyote (Figura 12 y Figura 13).

Marzo

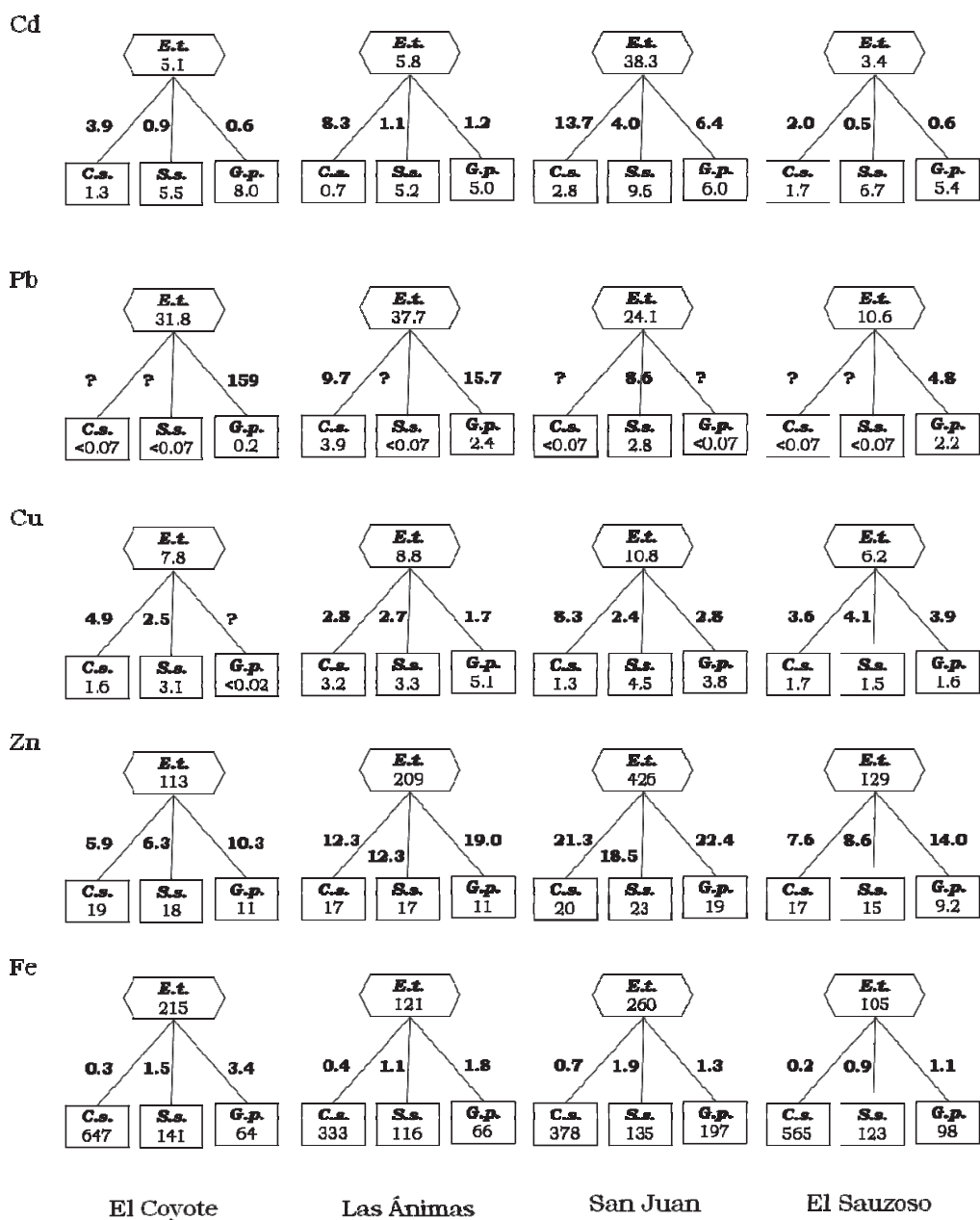


Figura 12. Transferencia potencial de elementos traza a *Eucidaris thourarsii* (*E. t.*) a partir de *Codium simulans* (*C. s.*), *Sargassum sinicola* (*S. s.*) y *Gracilaria pachydermatica* (*G. p.*) en marzo, en cuatro mantos de *Sargassum* spp. de la bahía de La Paz. Concentraciones promedio ($\mu\text{g g}^{-1}$) dentro de las figuras y factores de transferencia sobre las líneas. ?, Factor de transferencia no estimado.

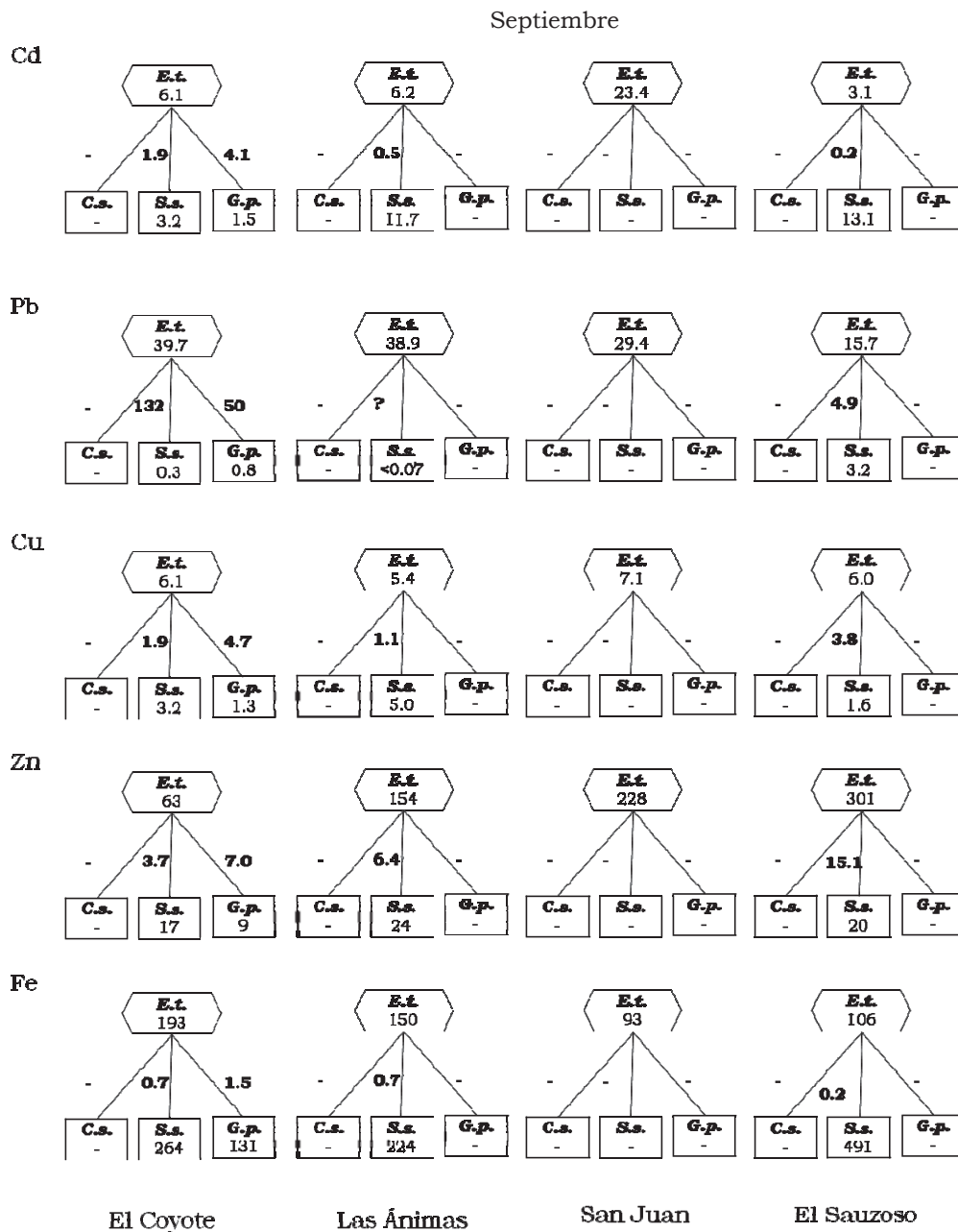


Figura 13. Transferencia potencial de elementos traza a *Eucidaris thourarsii* (*E. t.*) a partir de *Codium simulans* (*C. s.*), *Sargassum sinicola* (*S. s.*) y *Gracilaria pachydermatica* (*G. p.*) en septiembre, en cuatro mantos de *Sargassum* spp. de la bahía de La Paz. Concentraciones promedio ($\mu\text{g g}^{-1}$) dentro de las figuras y factores de transferencia sobre las líneas. ?, Factor de transferencia no estimado; -, sin datos por ausencia de especie y/o muestra insuficiente para determinación de concentración de elemento.

8.4.5 Niveles tróficos y fuente potencial de alimento del gasterópodo y los erizos según isótopos estables

Los valores isotópicos del N colocaron al erizo *Eucidaris thouarsii* por arriba del erizo *Tripneustes depressus*, el gasterópodo *Elysia diomedea* ($\delta^{15}\text{N}= 14.29 \pm 0.50$, 11.17 ± 0.59 y 11.30 ± 0.15 ‰, respectivamente) y del promedio de los valores registrados en las macroalgas ($\delta^{15}\text{N}= 9.11 \pm 3.89$ ‰). Por su parte, los valores isotópicos del C fueron diferentes entre los tres invertebrados y se observó un mayor enriquecimiento de C en *T. depressus* ($\delta^{13}\text{C}= -14.33 \pm 0.63$ ‰) con respecto a los valores registrados en *E. thouarsii* ($\delta^{13}\text{C}= -16.78 \pm 0.53$ ‰) y *E. diomedea* ($\delta^{13}\text{C}= -17.41 \pm 0.10$ ‰). Estos valores sugieren un enriquecimiento en *T. depressus* a partir de las macroalgas *Uva lactuca* ($\delta^{13}\text{C}= -14.31 \pm 0.04$ ‰) y *Caulerpa sertularioides* ($\delta^{13}\text{C}= -13.62 \pm 0.02$ ‰), en *E. thouarsii* a partir de *Polysiphonia pacifica* ($\delta^{13}\text{C}= -19.10 \pm 0.03$ ‰) e *Hypnea valentiae* ($\delta^{13}\text{C}= -16.52 \pm 0.02$ ‰), y en *E. diomedea* sólo a partir de *P. pacifica*. El resto de las macroalgas presentaron valores que no es posible asociar al su consumo de los erizos (Tabla VI, Tabla XI y Figura 14).

La precisión analítica de las mediciones se puede observar por los promedios del material de referencia (peptona) obtenidos en la 1ª y 2ª sesiones de análisis ($\delta^{13}\text{C}= -15.93 \pm 0.11$ ‰, $\delta^{15}\text{N}= 7.01 \pm 0.04$ ‰; $\delta^{13}\text{C}= -15.84 \pm 0.11$ ‰, $\delta^{15}\text{N}= 7.02 \pm 0.03$ ‰, respectivamente) y el valor teórico esperado para la peptona ($\delta^{13}\text{C}= -15.8$ ‰, $\delta^{15}\text{N}= 7.00$ ‰) calculado durante la calibración del instrumental (Ben-David y Flaherty, 2012). El traslape en una gráfica de los valores prácticos y teóricos de la peptona (Figura 14), confirma la precisión de los resultados.

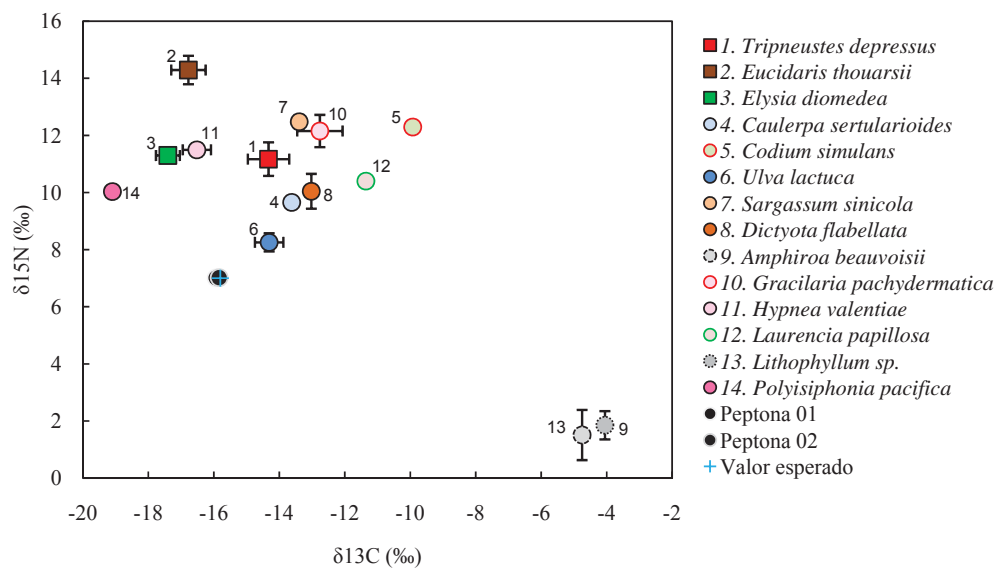


Figura 14. Gráfico de valores isotópicos de todas las especies analizadas. Se incluyen promedios de los valores del material de referencia (Peptona, sesiones de laboratorio 1 y 2) y el valor teórico esperado para el material de referencia (Ben-David y Flaherty, 2012).

9 DISCUSIÓN

9.1 Mantos de *Sargassum* spp.

Los valores de temperatura (23–24 °C en marzo y 30–31 °C en septiembre) y pH (7.9–8.3) del agua de mar en las localidades de estudio, se encuentran en los intervalos registrados para esas fechas en la bahía de La Paz (Jiménez-Illescas *et al.*, 1997; Salinas-González *et al.*, 2003). La concentración de Cd total en sedimento marino colocan a San Juan de la Costa ($1.92 \pm 0.00 \mu\text{g g}^{-1}$) y El Sauzoso ($0.94 \pm 0.00 \mu\text{g g}^{-1}$) como localidades con niveles comparables a los registrados en costas contaminadas con este elemento ($0.6 \mu\text{g g}^{-1}$; Neff, 2002). La localidad de San Juan de la Costa se encuentra cerca de la mina de fosforita, mientras que en El Sauzoso hay poca actividad humana. Es por ello que las concentraciones de Cd total en ambas localidades se asocian a la existencia de yacimientos naturales de fosforita y a eventos de movimientos de cuerpos de agua (Rodríguez-Castañeda, 2001; Méndez *et al.*, 2006). La concentración de Pb total en sedimento marino de las cuatro localidades estudiadas no rebasa los $12 \mu\text{g g}^{-1}$, por debajo del considerado para costas contaminadas con este metal ($30 \mu\text{g g}^{-1}$; Neff, 2002) (Figura 15).

Con excepción de los niveles de Cd en sedimentos de San Juan de la Costa (Figura 15), las concentraciones de Cd y Pb se encuentran por debajo de los límites inferiores señalados por Long *et al.* (1995) como relacionados a efectos adversos en los organismos (ERL). A la fecha no hay estudios que registren efectos adversos asociados a altas concentraciones de Cd en organismos marinos de San Juan de la Costa.

La biomasa de macroalgas registrada en este estudio corresponde en general, con las proporciones descritas en un ciclo de un manto de sargazo en la región (Figura 6; Suárez-Castillo, 2008). La mayor biomasa de *Sargassum* spp., y de otras especies de macroalgas, se presentó en marzo (Figura 16). Además, la riqueza de especies macroalgales también fue mayor en marzo, el grupo más diverso fue el de macroalgas rojas.

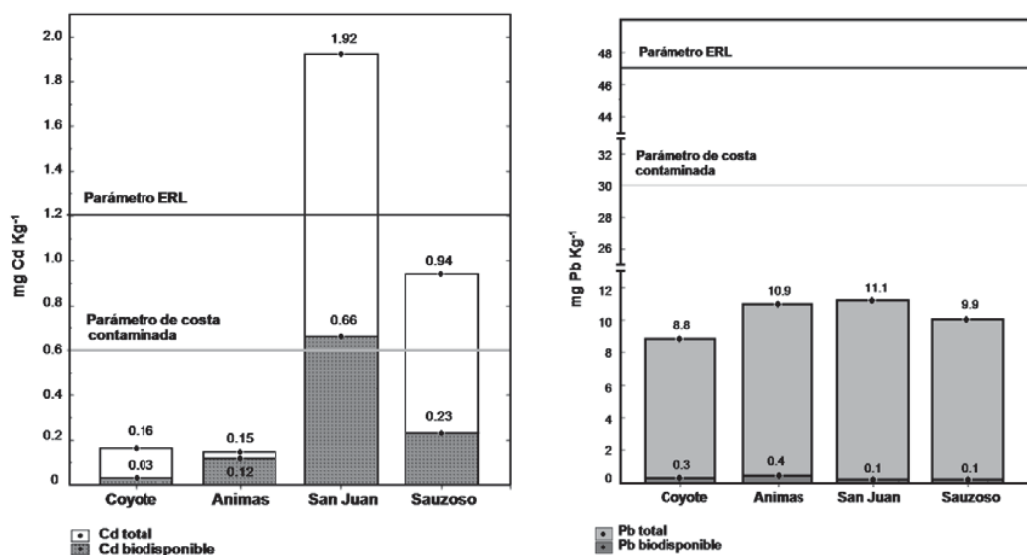


Figura 15. Gráfico de concentración de Cd y Pb en sedimento marino de cuatro localidades de la bahía de La Paz, Parámetro ERL (Long *et al.*, 1995) y Parámetro de costa contaminada (Neff, 2002).

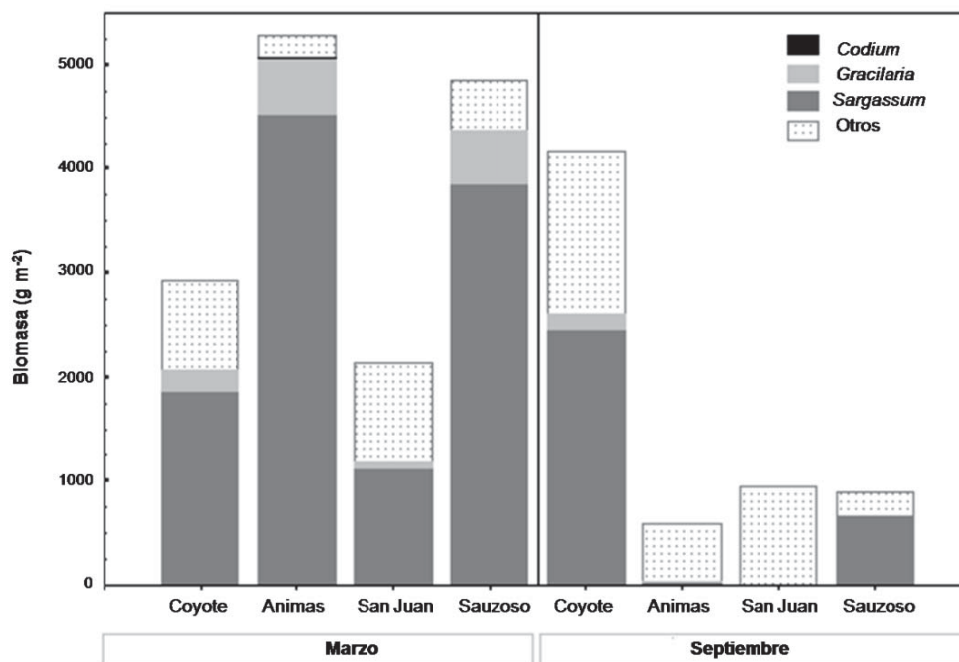


Figura 16. Gráfico de biomasa de macroalgas asociadas a cuatro mantos de *Sargassum* spp. de la bahía de La Paz, en marzo y septiembre de 2011.

La biomasa de *Sargassum* registrada en septiembre en El Coyote, fecha en la que se describe la senescencia de las frondas de la especie (Figura 6; Suárez-Castillo, 2008), puede ser explicada por la presencia de un número considerable de estructuras de fijación y algunas frondas persistentes. Esta persistencia de pies de fijación con estipes sin ramas primarias y talos pequeños con ramas incipientes también se han observado otros mantos del golfo de California (Núñez-López y Casas-Valdez, 1996 y 1997).

9.2 La dieta de los invertebrados

9.2.1 *Elysia diomedea*

La babosa marina *Elysia diomedea* (Gastropoda, Sacoglossa) es una de las especies de invertebrados más comunes en los mantos de *Sargassum* spp. del golfo de California (Bertsch, 2008), incluyendo la bahía de la Paz (Pacheco-Ruíz *et al.*, 2008). Estos organismos son herbívoros especializados que se alimentan por la succión del contenido celular de macroalgas verdes sifonales tales como *Caulerpa*, *Codium* o *Halimeda*, entre otras (Bradley, 1984; Jensen, 1997; Gavagnin *et al.*, 2000; Curtis *et al.*, 2005; Pierce *et al.*, 2006; Trowbridge *et al.*, 2010, 2011).

E. diomedea se alimenta de macroalgas (Bertsch y Smith, 1973; Trowbridge, 2002; Hermosillo *et al.*, 2006; Bertsch, 2008), probablemente *Caulerpa* o *Codium* (Trench *et al.*, 1969, 1972). En el presente trabajo, especímenes de *E. diomedea* fueron observados frecuentemente sobre talos de *Codium simulans*, por ejemplo en El Sauzoso y Las Ánimas. También, se han hecho observaciones incidentales en otras localidades de la bahía de La Paz, como en las playas La Concha, Balandra y Las Cruces, así como en lugares fuera de la bahía, como Santa Rosalía, lo que sugiere que *Codium simulans* es una de las macroalgas que potencialmente conforman la dieta este gasterópodo. Sin embargo, son necesarios estudios al respecto, pues reportes bibliográficos señalan que algunas especies del género *Elysia* pueden cambiar de fuente alimenticia, como sucede con *Elysia furvacauda* Burn, la cual se alimenta de *Codium* sp., *Sargassum* sp. y una especie de alga roja (Bradley, 1984).

9.2.2 Erizos

Lo erizos *Tripneustes depressus* y *Eucidaris thouarsii* son especies dominantes en arrecifes del suroeste del golfo de California (Caso-Muñoz *et al.*, 1993; Reyes-Bonilla y Calderón-Aguilera, 1999; Holguin *et al.*, 2008; Herrero-Pérezrul, 2008; Herrero-Pérezrul *et al.*, 2008; Ríos-Jara *et al.*, 2008; Solís-Marín *et al.*, 2013 y 2014). En ambientes formados por praderas de *Sargassum* spp., *T. depressus* consume macroalgas pardas y rojas, tanto en la temporada de mayor abundancia de especies (marzo), como en la de menor abundancia (septiembre). El análisis de contenidos estomacales mostró una preferencia por macroalgas tales como *Sargassum*, *Gracilaria* y *Laurencia*. En arrecifes rocosos de ambientes tropicales y subtropicales, las especies del género (*T. gratilla* Linnaeus, *T. ventricosus* Lamarck y *T. depressus*) son consideradas consumidores oportunistas. Sin embargo, para *T. gratilla* se ha reportado una preferencia por el consumo de macroalgas tales como *Padina sanctae-crucis* Børgesen (Stimson *et al.*, 2007; Lawrence y Agatsuma, 2013).

Eucidaris thouarsii ha sido descrito como un ávido depredador de corales en arrecifes coralinos o como un depredador generalista ya que ramonea organismos adheridos a las rocas, como poliquetos, briozoarios, foraminíferos, moluscos, percebes, macroalgas filamentosas y costrosas en arrecifes del golfo de California (Bautista-Romero *et al.*, 1994; Reaka-Kudla *et al.*, 1996; Reyes-Bonilla y Calderón-Aguilera, 1999). El análisis de contenidos estomacales del presente trabajo sugiere que en las praderas de *Sargassum* spp., *E. thouarsii* incorpora en su dieta algas rojas como las coralinas articuladas (*Amphiroa*) y costrosas (*Lithophyllum*), así como filamentosas (*Spyridia*, *Polysiphonia* y *Ceramium*) y carnosas (*Gracilaria*, *Laurencia* e *Hypnea*). El consumo de macroalgas verdes y pardas es relevante sólo en algunos especímenes, por lo que su ingesta pudiera estar relacionada con la disponibilidad ocasional para ramonear este tipo de macroalgas, más que una preferencia como sucede para las macroalgas rojas. Experimentos de laboratorio en una especie cercana, *Eucidaris tribuloides* Lamarck, han demostrado una preferencia alimentaria por esponjas (*Cliona lampa* de Laubenfels), seguida de pastos marinos (*Thalassia testudinum* Banks ex König) y macroalgas (*Dictyota* sp. y *Liagora* sp.) (McPherson, 1968a); además,

estudios de campo han documentado que esta misma especie prefiere ramonear sustratos suaves en comparación con sustratos duros (Reaka-Kudla *et al.*, 1996).

Un mayor consumo de algas costrosas por parte de *E. thouarsii* puede explicarse a partir del ramoneo que realizan los organismos sobre las rocas en las que se encuentran adheridos, obteniendo alimento de las algas costrosas y de los organismos adheridos a ellas. Por ejemplo, los fragmentos calcáreos son el principal componente en los contenidos estomacales de *E. tribuloides* (McPherson, 1968a); por lo que se propone que al momento de ingerirlos también obtiene nutrientes a partir de los organismos adheridos a ellos, así como por el consumo simultáneo de esponjas y macrofitos (McPherson, 1968b). Además, las macroalgas coralinas costrosas (incluidas especies de *Lithophyllum*) pueden llegar a ser la principal fuente nutritiva en algunos erizos, tales como *Diadema antillarum* Philippi y *Toxopneustes roseus* Agassiz (Hawkins, 1981; James, 2000). Por lo anterior la relación alimentaria entre *E. thouarsii* y *Lithophyllum* podría ser de importancia ecológica debido a que la abundancia de macroalgas coralinas costrosas y el valor nutricional relativamente alto de este tipo de macroalgas también favorecen el reclutamiento y la supervivencia de otros erizos, tales como *E. tribuloides* (Reaka-Kudla *et al.*, 1996).

La presencia recurrente de macroalgas en el contenido digestivo de *T. depressus* y *E. thouarsii*, así como los valores isotópicos de estos erizos en comparación con aquellos de macroalgas, sugieren que éstas son componentes esenciales en su dieta. El alimento consumido, al incorporarse a los tejidos, se refleja en la composición isotópica del organismo (Smith y Epstein, 1970; Peterson y Fry, 1987; Ehleringer y Cerling, 2002; Boecklen *et al.*, 2011). Se calcula que la composición isotópica se enriquece en cada nivel trófico en 0.0–1.0 ‰ para C y 3–5 ‰ para N (Peterson y Fry, 1987). En términos generales, los valores de $\delta^{13}\text{C}$ en *T. depressus* y *E. thouarsii* cumplen parcialmente con el enriquecimiento teórico (0.0–1.0 ‰). Los valores isotópicos determinados en el presente trabajo sugieren que algunas macroalgas son fuentes potenciales de C para los erizos. Por ejemplo, *Caulerpa* y *Ulva* para *T. depressus*, y *Polysiphonia* e *Hypnea* para *E. thouarsii*. Sin embargo, este aporte coincide parcialmente con los resultados del análisis de contenido digestivo. Es posible que la falta de concordancia entre consumidor (erizos) y recurso

(macroalgas) se deba a la variación de los valores isotópicos registrados en las macroalgas. Esta variación en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ es común entre las macroalgas, dado que hay registros con valores que oscilan de -10.5 a -29.5 ‰ en especies que pertenecen a los mismos grupos taxonómicos (Wang y Yeh, 2003; Lin *et al.*, 2007; Hanson *et al.*, 2010; Dethier *et al.*, 2013). El origen de esta variación es complejo y está relacionado con la concentración de CO_2 y HCO_3^- en el ambiente marino (O’Leary, 1988), el aporte de carbono inorgánico por agua continental o de lluvias (Lin *et al.*, 2007), diferencias entre grupos de macroalgas para metabolizar estas fuentes de carbono durante la fotosíntesis (Wang y Yeh, 2003; Marconi *et al.*, 2011), la presencia de epibiontes y/o el almacenamiento de ciertos compuestos de reserva, tales como polisacáridos (Stephenson *et al.*, 1984). Por ejemplo, los valores isotópicos separan a *Amphiroa beauvoisii* Lamouroux ($\delta^{15}\text{N}= 1.52 \pm 0.31$ ‰ y $\delta^{13}\text{C}= -4.75 \pm 0.03$ ‰) y *Lithophyllum* sp. ($\delta^{15}\text{N}= 1.85 \pm 0.20$ ‰ y $\delta^{13}\text{C}= -4.05 \pm 0.01$ ‰) del resto de macroalgas (Figura 14). Estas especies pertenecen al grupo de las algas rojas y se clasifican dentro de la familia Corallinaceae (Coralinales; Guiry y Guiry, 2013). Los miembros de esta familia depositan carbonato de calcio (CaCO_3) en sus paredes celulares (Lee, 2008), cualidad que parece separar a *Lithophyllum* sp. y *A. beauvoisii* del resto de las especies analizadas en el presente trabajo. Los valores isotópicos de ambas especies coinciden con valores obtenidos por Agnetta *et al.* (2013) para “algas calcáreas articuladas” ($\delta^{15}\text{N}= 2$ ‰ y $\delta^{13}\text{C}= -18$ ‰) y “algas costrosas” ($\delta^{15}\text{N}= 2$ ‰ y $\delta^{13}\text{C}= -14$ ‰). Sin embargo, difieren sustancialmente de los valores obtenidos por Hanson *et al.* (2010) en *Amphiroa anceps* (Lamarck) Decaisne ($\delta^{15}\text{N}= 5$ ‰ y $\delta^{13}\text{C}= -21$ ‰) y por Smith y Epstein (1970) para *Corallina chilense* (Decaisne) Kützing ($\delta^{13}\text{C}= -18.6$ ‰). Este tipo de variaciones en las firmas isotópicas y la discriminación consumidor–recurso ha sido ampliamente documentada y es de gran interés en la ecología trófica (Boecklen *et al.*, 2011; Dethier *et al.*, 2013).

La posición trófica de *T. depressus* deducida de los valores de $\delta^{15}\text{N}$ coincide con una dieta basada principalmente en macroalgas y con la asignación de posiciones tróficas con base en valores isotópicos de otros erizos con hábitos herbívoros (*Paracentrotus lividus* Lamarck y *Sphaerechinus granularis* Lamarck; Pinnegar y Polunin, 2000). También coincide con la posición trófica de gasterópodos con hábitos herbívoros y preferencia por el

consumo de macroalgas, como *Megastraea undosa* W. Wood (Gómez-Valdez, 2010) y *Elysia diomedea* (Trench *et al.*, 1969 y 1972) (Figura 17).

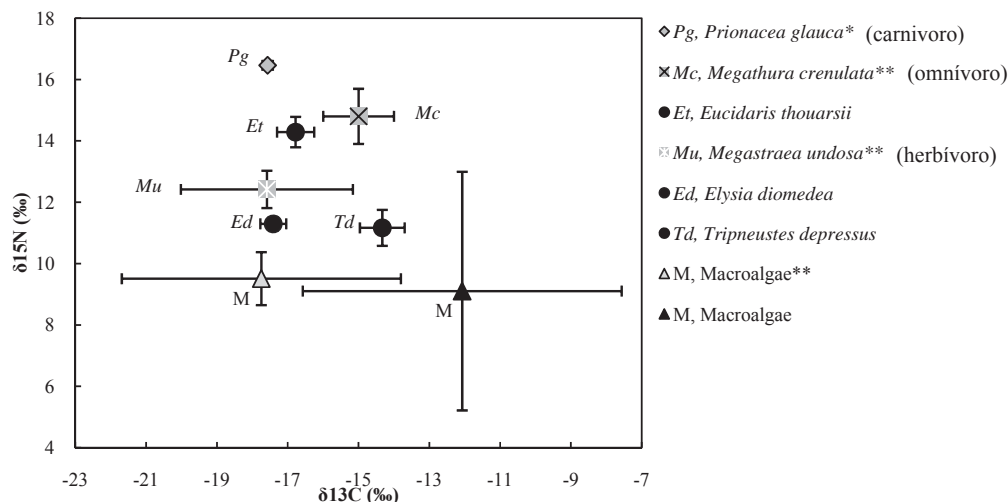


Figura 17. Gráfico comparativo de valores isotópicos entre las especies estudiadas (*Eucidaris thouarsii*, *Tripneustes depressus*, *Elysia diomedea* y macroalgas; figuras negras) y registros bibliográficos (figuras grises). Carnívoro, el tiburón azul *Prionace glauca*; Omnívoro, el gasterópodo *Megathura crenulata*; Herbívoro, el gasterópodo *Megastraea undosa*; Macroalgas que son dieta potencial de *M. crenulata* y *M. undosa*. *, Polo-Silva *et al.*, 2012; **, Gómez-Valdez, 2010. Valores promedio \pm desviación estándar.

Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de *E. thouarsii* complementan la información obtenida del análisis de la dieta. Además de la potencial ingesta de macroalgas, parece ser un erizo omnívoro depredador de organismos adheridos al sustrato rocoso y asociados a las macroalgas ramoneadas, como se ha registrado para *E. tribuloides* (McPherson, 1968b; Reaka-Kudla *et al.*, 1996). De lo anterior se deduce que la ingesta de esponjas, briozoarios, y otros invertebrados podría contribuir al incremento de los valores de $\delta^{15}\text{N}$ y, por tanto, posicionar a *E. thouarsii* en un nivel trófico mayor que *T. depressus*. La ubicación de *E. thouarsii* como un erizo omnívoro también coincide con la posición trófica de *Megathura crenulata* Sowerby I, un gasterópodo que se alimenta de macroalgas e invertebrados (Gómez-Valdez, 2010). La diferencia de hábitos alimenticios y la consecuente diferencia en niveles

tróficos encontrada en *T. depressus* y *E. thouarsii* en el presente estudio también se ha encontrado mediante la comparación de la dieta y valores isotópicos en el erizo herbívoro *Heliocidaris erythrogramma* Valenciennes y los erizos carnívoros *Phyllacanthus irregularis* Mortensen y *Centrostephanus tenuispinus* H. L. Clark (Vanderklift *et al.*, 2006), así como para los erizos *Paracentrotus lividus* Lamarck y *Arbacia lixula* Lamarck, éstos últimos habitantes de ambientes formados por parches de macroalgas foliosas y coralinas costrosas (Agnetta *et al.*, 2013).

9.3 Bioacumulación de elementos

9.3.1 Macroalgas

Los niveles de Cd en *Codium simulans* ($<0.02\text{--}2.4 \mu\text{g g}^{-1}$) fueron semejantes a los registrados en *Codium amplivesiculatum* y *C. cuneatum* en lugares sin o escasas actividades antropogénicas, pero con influencia de surgencias ($<0.04\text{--}3.9 \mu\text{g g}^{-1}$) (Riosmena-Rodríguez *et al.*, 2010). Los niveles de Cd en *Gracilaria pachydermatica* ($5.0\text{--}6.0 \mu\text{g g}^{-1}$) superaron el intervalo reportado para macroalgas de la región. Estos valores son mayores a los detectados en *Gracilaria crispata*, *G. textorii* y *G. vermiculophylla* en lugares con escasas actividades antropogénicas pero con influencia de surgencias ($<0.04\text{--}4.6 \mu\text{g g}^{-1}$) (Riosmena-Rodríguez *et al.*, 2010). Las concentraciones registradas en *Sargassum sinicola* ($5.1\text{--}9.6 \mu\text{g g}^{-1}$) son similares a las reportadas en trabajos previos en las mismas zonas de la bahía de la Paz (Patrón-Prado *et al.*, 2011). Tanto los valores de los estudios anteriores como en el presente, coinciden con concentraciones de Cd de hasta $4.8 \mu\text{g g}^{-1}$ asociadas a localidades con presencia de surgencias (Riosmena-Rodríguez *et al.*, 2010), pero también coinciden con los valores extremos encontrados en San Juan de la Costa, donde Patrón-Prado *et al.* (2011) registró $11 \mu\text{g g}^{-1}$.

Los valores de Cd detectados en *C. simulans* y las concentraciones de Pb registradas en las tres especies de macroalgas (Tabla VIII), estuvieron dentro de los intervalos reportados para estas y otras macroalgas del golfo de California y la costa oeste de la

península de Baja California, para el Cd entre 0.03 y 4.60 $\mu\text{g g}^{-1}$ y para el Pb entre 0.1 y 30 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Huerta-Díaz *et al.*, 2007; Jara-Marini *et al.*, 2009; Rodríguez-Figueroa *et al.*, 2009; Riosmena-Rodríguez *et al.*, 2010). Particularmente, los niveles de Pb en *C. simulans* ($<0.07\text{--}1.1 \mu\text{g g}^{-1}$) y *G. pachydermatica* ($<0.07\text{--}2.3 \mu\text{g g}^{-1}$) fueron semejantes a los registrados en lugares sin actividades antropogénicas pero influenciados por surgencias. En *C. amplivesiculatum* y *C. cuneatum* las concentraciones registradas varía de <0.05 a 1.6 $\mu\text{g g}^{-1}$; y en *Gracilaria crispata*, *G. textorii* y *G. vermiculophylla* se registran valores de 0.1 a 2.0 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Riosmena-Rodríguez *et al.*, 2010). Los resultados de Pb del presente estudio son menores a los reportados en lugares contaminados, donde se registraron de 12 a 35 $\mu\text{g g}^{-1}$ en *Codium bursa* (Malea *et al.*, 1995) y de 4.5 a 5.3 $\mu\text{g g}^{-1}$ en *Gracilaria* sp. (Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2008).

9.3.2 *Elysia diomedea*

Aunque los moluscos opistobranquios han sido considerados indicadores de contaminación por metales, son pocos los estudios en los que han sido empleados para tal fin (Belando *et al.*, 2009; Dorantes-Mejía, 2010). Ninguno de estos estudios en opistobranquios había sido realizado en costas del golfo de California o del Pacífico en Baja California.

Los niveles de Cd registrados en el presente trabajo en la babosa marina *Elysia diomedea* (4.6–17.3 $\mu\text{g g}^{-1}$) fueron similares a los reportados en la bahía de la Paz para especímenes de *Megapitaria squalida*, un molusco bivalvo filtrador (4.6–11.1 $\mu\text{g g}^{-1}$; Méndez *et al.*, 2006). Las concentraciones de Pb en *E. diomedea* fueron inferiores al límite de detección ($<0.07 \mu\text{g g}^{-1}$), mientras que en *M. Squalida* los valores de Pb fueron de $0.3 \pm 0.2 \mu\text{g g}^{-1}$ en las Ánimas, $4.8 \pm 0.5 \mu\text{g g}^{-1}$ en San Juan de la Costa y $7.8 \pm 1.9 \mu\text{g g}^{-1}$ en El Sauzoso (Méndez *et al.*, 2006). Estas evidencias sugieren que la capacidad de *E. diomedea* para bioacumular Cd a partir de algas es similar a la de *M. squalida* como filtrador, pero difiere en la capacidad para incorporar Pb. En moluscos, las diferencias de concentración de elementos en diferentes especies colectadas en una misma localidad se asocian, entre otros factores, a los hábitos alimenticios, debido a que la dieta es una de las principales vías

de incorporación de elementos (Ray, 1984; Rainbow, 2002; Wang, 2002; Croteau *et al.*, 2005; Jara-Marini *et al.*, 2009).

Estudios realizados en un mismo ambiente bajo condiciones naturales señalan diferencias en la incorporación de Cd y Pb debido a las diferencias en la composición de la dieta entre moluscos bivalvos con hábitos planctívoros y gasterópodos herbívoros (Barwick y Maher, 2003; Jara-Marini *et al.*, 2009). Por ejemplo, en un ecosistema formado por pastos marinos, Barwick y Maher (2003) registraron en el bivalvo *Anadara trapezia* Deshayes menores concentraciones de Cd ($0.030 \pm 0.002 \mu\text{g g}^{-1}$), pero mayores concentraciones de Pb ($1.1 \pm 0.1 \mu\text{g g}^{-1}$) que en el gasterópodo *Bembicium auratum* ($14 \pm 1 \mu\text{g g}^{-1}$ de Cd y $0.5 \pm 0.1 \mu\text{g g}^{-1}$ de Pb). Los autores consideran que los elementos fueron incorporados por los animales a partir de su alimento; en el bivalvo por el consumo de plancton y en el gasterópodo por el consumo de la macroalga verde *Ulva* sp. Estas observaciones coinciden con lo hallado en *E. diomedea* en el presente trabajo y sugieren que la fracción acumulada de los elementos no sólo dependerá de su concentración en el alimento, sino también de la especiación química en la que se encuentren éstos. Las paredes celulares contienen proteínas y carbohidratos con los que los iones metálicos pueden reaccionar modificando su biodisponibilidad. Los polisacáridos son el mayor componente estructural en la mayoría de las algas (Lee, 2008). Estos polisacáridos varían en cantidad y tipo entre las especie de macroalgas, favoreciendo diferencias en la acumulación y biodisponibilidad de los elementos (Hu *et al.*, 1996; Chan *et al.*, 2003). La pared celular de la mayoría de las algas pardas contiene alginatos, fucoidina y celulosa; las algas rojas contienen principalmente carragenanos y agar, y las algas verdes ulvanos (Vera *et al.*, 2011). Los polisacáridos de las algas pardas contienen grupos carboxilo mientras que las algas verdes y rojas contienen principalmente grupos sulfatados. Dependiendo del balance entre los distintos grupos funcionales en una determinada alga, se favorecerá que un grupo de elementos con propiedades similares sea asimilado en lugar de otro. En el presente estudio, *Codium simulans* presentó la mayor concentración de Fe, lo que coincide con los resultados para algas verdes reportados por Robledo y Freile (1997), y sugiere que estas algas, a diferencia de las demás, tienen una preferencia potencial por este metal.

Aunque se registraron concentraciones de Pb en macroalgas de Las Ánimas, San Juan de la Costa y El Sauzoso, los niveles de este metal estuvieron por arriba del límite de detección únicamente en una muestra de *E. diomedea*. Este elemento ha sido considerado con poco potencial para bioacumularse o biomagnificarse en los niveles tróficos bajos (Dietz *et al.*, 2000; Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2008), lo que coincide con los resultados obtenidos en el presente trabajo.

Los niveles de Cu (<0.02 – $1.6 \mu\text{g g}^{-1}$), Zn (24 – $30 \mu\text{g g}^{-1}$) y Fe (36 – $70 \mu\text{g g}^{-1}$) registrados en el presente trabajo en *E. diomedea*, son menores que los reportados para *M. squalida*. En esta almeja se registraron entre 5 y $8 \mu\text{g g}^{-1}$ de Cu, entre 55 y $63 \mu\text{g g}^{-1}$ de Zn, y entre 276 y $385 \mu\text{g g}^{-1}$ de Fe en muestras de la bahía de La Paz (Méndez *et al.*, 2006). Las diferencias entre *E. diomedea* y los bivalvos filtradores parecen ser un reflejo, no sólo de las diferencias en los hábitos alimenticios entre especies, sino también de las diferencias en la capacidad para regular los elementos según las funciones metabólicas específicas que se desempeñen en cada organismo. Los niveles bajos de Cu en *E. diomedea* (máximo $1.6 \pm 1.29 \mu\text{g g}^{-1}$) en comparación con los reportados para otros moluscos, como *Bembicium auratum* ($88 \pm 15 \mu\text{g g}^{-1}$), así como con los de Fe ($70.0 \pm 10.3 \mu\text{g g}^{-1}$), pueden estar asociados con diferencias en los pigmentos respiratorios. Es factible que *E. diomedea* contenga hemoglobina (proteína respiratoria basada en Fe) como el gasterópodo *Aplysia* (Barnes, 1986), y no hemocianina (proteína respiratoria basada en Cu), como el gasterópodo *Bembicium auratum* (Barwick y Maher, 2003).

Mientras que el Cd y el Pb no son elementos considerados esenciales para la mayoría de los organismos, el Cu, Zn y Fe sí lo son; estos tres elementos están regulados metabólicamente (Rainbow, 2002). Los moluscos bivalvos que se alimentan de plancton llegan a incorporar más del doble de Zn, que los herbívoros que comen macroalgas en el mismo ambiente y bajo las mismas condiciones, lo que indica que organismos de diferentes grupos biológicos tienen diferentes mecanismos de acumulación de elementos traza (Barwick y Maher, 2003; Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2008).

Las mayores concentraciones de Cd en *Elysia diomedea*, así como de Cd y Zn en las tres especies de macroalgas, se encontraron en San Juan de la Costa donde, a diferencia de

Las Ánimas y El Sauzoso, existen descargas domésticas en un ambiente enriquecido por elementos asociados a la fosforita, como Cd y Zn (Méndez *et al.*, 2006). La asimilación de estos elementos en macroalgas incrementa por la adición de amonio y nitrato (Lee y Wang, 2001; Evans y Edwards, 2011). El enriquecimiento de nitrógeno estimula la síntesis de grupos amino en las macroalgas, además de incrementar indirectamente la síntesis de grupos carboxilos y carbonilos al favorecer la fotosíntesis (Lee y Wang, 2001). Estos grupos funcionales facilitan que elementos como el Cd y Zn se unan a ellos, facilitando su acumulación en las macroalgas. Adicionalmente, el enriquecimiento de nitrógeno facilita el crecimiento de la macroalgas y con esto, incrementa la demanda de elementos esenciales, como el Zn. Al no haber transporte selectivo para el Cd, su acumulación en las distintas especies de macroalgas seguirá la misma ruta que la del Zn (Chan *et al.*, 2003). Sin embargo, el Zn será empleado para distintas funciones metabólicas mientras que el Cd no lo será. Los mecanismos que son empleados para la homeostasis de elementos también pueden ser usados para su detoxificación. Elementos como el Cd, unidos a moléculas como las metalotioneinas en células animales y fitoquelatinas en células de plantas, serán eliminados paulatinamente del organismo, aunque el proceso puede durar años en algunas especies (Warnau *et al.*, 1995b; Hu *et al.*, 1996).

Las concentraciones de Cd y Pb detectadas en *E. diomedea* y en las tres especies de macroalgas siguen las proporciones registradas para niveles tróficos inferiores, en las que el Pb se transfiere a los consumidores primarios con un factor de hasta 0.7 y el Cd de hasta 31 (Barwick y Maher, 2003; Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2008). Los niveles de Cd y Pb registrados en *E. diomedea* podrían estar relacionados con el consumo de *C. simulans*, debido a que el género *Elysia* incluye a herbívoros especialistas (Trowbridge, 1991). Los miembros de este género buscan especies de macroalgas verdes cenocíticas específicas para succionar el contenido celular después de perforar la pared celular (Hermosillo *et al.*, 2006; Jensen, 2009; Trowbridge *et al.*, 2010; Giménez-Casalduero *et al.*, 2011). Algunas especies de *Elysia* buscan algas específicas y se posan sobre ellas para alimentarse y depositar sus huevos (Hermosillo *et al.*, 2006; Giménez-Casalduero *et al.*, 2011). Sin embargo, la presencia de cloroplastos de *Codium* sp., *Sargassum* sp., y de una especie de alga roja no

identificada, en la tejido epitelial de *Elysia* cf. *furvacauda* son evidencia de consumo de varias especies de macroalgas y, por lo tanto, de una variación extrema en la dieta de uno de estos gasterópodos (Bradley, 1984). En el presente estudio, fue común observar especímenes de *E. diomedea* sobre matas de *C. simulans* y se encontró correlación en las concentraciones de Cd con *Sargassum sinicola* ($r_s = 0.86$); ambas, macroalgas que generalmente se presentaron y fueron abundantes en los mantos estudiados.

Estos hechos y los antecedentes previamente citados sugieren que *C. simulans* es la una fuente potencial de alimento para *E. diomedea*, y *S. sinicola* su fuente alternativa. De existir esta relación, la exposición al Cd por una dieta basada en *C. simulans* tendría un factor de transferencia de hasta 7.4, mientras que una exposición a una dieta con *S. sinicola* tendría un factor de transferencia menor (máximo de 1.8). Por otro lado, la ausencia de correlación con la concentración de elementos en *G. pachydermatica* sugieren que esta macroalga no forma parte de la dieta del gasterópodo. Sin embargo, es necesario realizar estudios sobre hábitos alimenticios de *E. diomedea* en distintas localidades de la región debido a que se pueden presentar cambios en los patrones de alimentación a lo largo de su distribución, como se ha observado en otras especies del género (Trowbridge, 1991; Jensen, 1997; Giménez-Casalduero *et al.*, 2011).

Al igual que otros herbívoros que potencialmente se alimentan de macroalgas (Barwick y Maher, 2003; Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2008), las concentraciones de Cu, Zn y Fe en *E. diomedea* pueden ser atribuidas al consumo de algunas de las macroalgas consideradas en el presente estudio. Las mayores concentraciones de Zn en *E. diomedea* ($28.2 \pm 4.1 \mu\text{g g}^{-1}$) con respecto a *C. simulans* ($18.1 \pm 3.2 \mu\text{g g}^{-1}$) y *S. sinicola* ($18.5 \pm 4.0 \mu\text{g g}^{-1}$), así como los factores de transferencia (1.3–2.0), coinciden con las proporciones observadas en otros herbívoros y su alimento (Barwick y Maher, 2003; Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2008). Por ejemplo, Barwick y Maher (2003) observaron que el Zn se encuentra en menor concentración en la macroalga verde *Ulva* sp. ($53 \mu\text{g g}^{-1}$) que en su consumidor, el gasterópodo *Bembicium auratum* ($87 \mu\text{g g}^{-1}$), y que este elemento se transfiere con un factor de 1.6.

Sin embargo, la menor concentración de Cu en *E. diomedea* ($0.5 \pm 1.0 \mu\text{g g}^{-1}$), con respecto a *C. simulans* ($2.2 \pm 1.1 \mu\text{g g}^{-1}$) y *S. sinicola* ($3.1 \pm 1.6 \mu\text{g g}^{-1}$), y los factores de transferencia (0.9 y 0.4, valores máximos respectivamente), no coinciden con los resultados reportados por Barwick y Maher (2003) para *Ulva* sp. ($3.3 \mu\text{g g}^{-1}$) y *Bembicium auratum* ($88 \mu\text{g g}^{-1}$), en los que se presenta un factor de transferencia mayor (27). Además, no hay antecedentes que permitan hacer una comparación de las proporciones de Fe en *E. diomedea* y su fuente alimenticia potencial.

9.3.3 Erizos

Las concentraciones de Cd, Cu, Zn y Fe en *Tripneustes depressus* y *Eucidaris thouarsii* registradas en San Juan de la Costa pueden asociarse a la existencia del yacimiento de fosforita en la zona. Se considera que eventos naturales como surgencias marinas, aportes de tierra por arrastre de ríos en período de lluvias y actividades humanas como la descarga de drenajes y la minería, son capaces de desplazar estos elementos a la zona costera y provocar el incremento de su concentración (Nieboer y Richardson, 1980; Manahan, 2007), facilitando así la bioacumulación en las especies que habitan estos ambientes (Neff, 2002; Barwick y Maher, 2003; Chojnacka, 2009). Como se ha discutido para otros invertebrados de la localidad, tales como la almeja chocolata *Megapitaria squalida* (Méndez *et al.*, 2006), el origen de estos elementos está relacionado con la roca fosfórica, la cual una vez erosionada por medios naturales o antropogénicos libera estos elementos al medio marino y su concentración se ve reflejada en diversas especies residentes. La capacidad de bioacumulación calculada para *T. depressus* y *E. thouarsii* en el presente estudio coincide con lo descrito para otras especies de erizos, lo que sugiere su eficiencia como bioindicadores (Bohn, 1979; Ablanado *et al.*, 1990; Warnau *et al.*, 1995a, 1995b, 1997; Sadiq *et al.*, 1996; Storelli *et al.*, 2001; Deheyn *et al.*, 2005; Ahn *et al.*, 2009).

Las concentraciones promedio de Cd registradas en *T. depressus* (entre 4.7 ± 1.0 y $42.6 \pm 9.6 \mu\text{g g}^{-1}$) y *E. thouarsii* (entre 3.1 ± 0.1 y $38.3 \pm 2.3 \mu\text{g g}^{-1}$) en el presente estudio son mayores a las detectadas en especies de localidades contaminadas por este elemento. Las concentraciones máximas de Cd en el erizo *Strongylocentrotus* spp., alcanzaron $1.6 \mu\text{g}$

g^{-1} en muestras de ambientes árticos (Bohn, 1979; Ahn *et al.*, 2009). Mientras que en el erizo *Sterechinus neumayeri* Meissner se los valores de Cd fueron $0.98 \mu\text{g g}^{-1}$ en especímenes antárticos (Majer *et al.*, 2014), y en *Echinometra mathaei* Blainville el valor más alto de este elemento fue de aproximadamente $0.7 \mu\text{g g}^{-1}$ en especímenes del golfo de Arabia (valor transformado a peso seco; Sadiq *et al.*, 1996). Esto sugiere que *T. depressus* y *E. thouarsii* pueden desarrollarse en lugares prístinos tanto como en sitios con altas concentraciones de Cd.

La concentración de Pb en *T. depressus* en el presente estudio fue inferior al límite de detección ($<0.07 \mu\text{g g}^{-1}$), lo que coincide con las bajas concentraciones detectadas en *Strongylocentrotus* spp. ($0.03\text{--}0.08 \mu\text{g g}^{-1}$, Ahn *et al.*, 2009). En contraste, *E. thouarsii* presentó concentraciones promedio superiores a los erizos citados (entre 10.6 ± 1.5 y $39.7 \pm 1.5 \mu\text{g g}^{-1}$), lo que hace suponer que esta especie tiene una mayor capacidad de bioacumular Pb o se ve expuesta a una fuente particular de este elemento, siendo las algas coralinas costrosas (*Lithophyllum*), las coralinas articuladas (*Amphiroa*) y/o los organismos adheridos a los crecimientos de estas macroalgas (esponjas, algas filamentosas y cespitosas) las fuentes potenciales. En el presente estudio se determinaron $32.5 \mu\text{g g}^{-1}$ de Pb en una muestra única de *Amphiroa beauvoisii* recolectada en marzo de 2011 en El Sauzoso, este valor parece ser una evidencia de la capacidad de acumulación en este tipo de algas y de la fuente potencial.

Las concentraciones de Cu, Zn y Fe en *T. depressus* en el presente estudio coinciden mientras que las concentraciones en *E. thouarsii* son mayores que los intervalos reportados para *Strongylocentrotus* spp. (Ahn *et al.*, 2009). Estas variaciones, podrían estar relacionadas a características biológicas propias de las especies, debido a que los tres elementos son esenciales para el metabolismo de los animales y sus concentraciones están sujetas a regulación celular y cambios fisiológicos ocurridos durante el estado de vida, como se ha reportado para otras especies de erizos (Warnau *et al.*, 1995a, 1995b, 1995c, 1997). Particularmente en San Juan de la Costa, *T. depressus* y *E. thouarsii* presentaron las mayores concentraciones de Cd, Cu, Zn y Fe en marzo, cuando el manto de *Sargassum* spp.

presentó su desarrollo máximo, con talos frondosos y la mayor abundancia de especies de macroalgas.

En el erizo *E. mathaei*, las estructuras blandas (gónadas e intestino) concentran menos Cd y Cu que las estructuras calcáreas; las concentraciones de ambos elementos en los diferentes tejidos no se correlacionan con las concentraciones en el agua y el sedimento, por lo que se sugiere que la fuente de dichos elementos podría estar relacionada con los hábitos alimenticios (Sadiq *et al.*, 1996). Las concentraciones de Cd, Pb y Fe en las gónadas del erizo *Paracentrotus lividus* reflejan el contenido de estos elementos en tres macroalgas que son su dieta potencial, *Ulva lactuca*, *Codium vermilara* y *Enteromorpha prolifera* (Müller) J. Agardh (Storelli *et al.*, 2001).

Los resultados obtenidos en este trabajo, incluyendo contenido estomacal, valores isotópicos y concentraciones de los metales en *T. depressus* y *E. thouarsii*, permiten suponer una bioacumulación de Cd, Cu, Zn y Fe a partir del consumo de las macroalgas que potencialmente son su dieta. El Pb aparentemente no es transferido de las macroalgas a *T. depressus*, y en *E. thouarsii* parece ser incorporado a partir de diferentes fuentes alimenticias, como se discutió previamente. Además, como se ha sido interpretado en otros estudios sobre la transferencia de contaminantes en las cadenas alimenticias (Dehn *et al.*, 2006; Jara-Marini *et al.*, 2009), los valores isotópicos de N señalan que el Cd es transferido y biomagnificado potencialmente en el nivel de los herbívoros, mientras que el Pb lo es en el nivel de los omnívoros.

10 CONCLUSIONES

A partir de las determinaciones efectuadas en sedimentos marinos se puede establecer que los mantos de *Sargassum* spp. en El Coyote, Las Ánimas, San Juan de la Costa y El Sauzoso se desarrollan bajo concentraciones contrastantes de Cd total y biodisponible, y con concentraciones similares de Pb total y biodisponible. Particularmente en San Juan de la Costa y El Sauzoso las concentraciones de Cd son relativamente elevadas. Esta condición parece reflejarse en macroalgas e invertebrados.

Los resultados del presente estudio sugieren que las concentraciones de Cd en *Elysia diomedea*, *Codium simulans*, *Gracilaria pachydermatica* y *Sargassum sinicola*, tienen relación con las concentraciones de Cd total y biodisponible en el sedimento marino. En contraste, los niveles de Pb en las mismas especies no mostraron relación con los niveles de Pb total y biodisponible en el sedimento, excepto *C. simulans* y los valores de Pb biodisponible.

El gasterópodo *E. diomedea* podría acumular Cd, Cu, Zn y Fe, aunque no Pb, por el consumo de macroalgas, posiblemente *C. simulans* es su dieta principal y *S. sinicola* su dieta alternativa. El erizo *Tripneustes depressus* se alimenta de macroalgas y probablemente incorpora Cd, Cu, Zn y Fe, aunque no Pb, por esta vía. El erizo *Eucidaris thouarsii* se alimenta de diferentes fuentes alimenticias, pero la presencia de macroalgas en su contenido estomacal y su posición trófica indican que las macroalgas pueden contribuir a transferencia de Cd, Pb, Cu y Zn.

El erizo herbívoro *T. depressus* tiende a concentrar más Cd que el erizo omnívoro *E. thouarsii*; pero esta última especie, a diferencia de *T. depressus*, acumula Pb. Además, *E. thouarsii* parece ser más propenso a bioacumular Cu, Zn y Fe.

11 LITERATURA CITADA

- Abbot, I.A., G.J. Hollenberg. 1976. Marine Algae of California. Stanford University Press, California. 827p.
- Abbott, R. 1974. American Seashells. 2nd Ed. Van Nostrand Reinhold, New York. 663p.
- Ablanedo, N., H. González, M. Ramírez, I. Torres. 1990. Evaluación del erizo de mar *Echinometra lucunter* como indicador de contaminación por metales pesados, Cuba. *Aquat Living Resour* 3:113–120.
- Agnetta, D., C. Bonaviri, F. Badalamenti, C. Scianna, S. Vizzini, P. Gianguzza. 2013. Functional traits of two co-occurring sea urchins across a barren/forest patch system. *J Sea Res* 76:170–177.
- Aguilar, F.M. 2009. Dieta natural de *Megathura crenulata* (Sowerby, 1825) en arrecifes rocosos de la Costa Pacífica de Baja California Sur, México. Tesis Licenciatura (Bióloga). Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán, México. 64p.
- Aguñiga, S., A. Sánchez, N. Silverberg. 2010. Temporal variations of C, N, $\delta^{13}\text{C}$, and $\delta^{15}\text{N}$ in organic matter collected by a sediment trap at Cuenca Alfonso, Bahía de La Paz, SW Gulf of California. *Cont Shelf Res* 30(15):1692–1700.
- Ahn, I.-Y., J. Ji, H. Park. 2009. Metal accumulation in sea urchins and their kelp diet in an Arctic fjord (Kongsfjorden, Svalbard). *Mar Pollut Bull* 58:1571–1577.
- Álvarez-Arellano, A.D., M. Murillo-Jiménez. 1989. Cuerpos de agua inferidos a partir del registro micropaleontológico (Radiolaria), en sedimentos superficiales del fondo marino de la Bahía de La Paz, BCS, México. *An Inst Cienc del Mar y Limnol Univ Nal Autón México* 16(1):135–146.
- Álvarez-Arellano, A.D., H. Rojas-Soriano, J.J. Prieto-Mendoza. 1997. Geología de la Bahía de La Paz y áreas adyacentes. En: Urbán-Ramírez J, Ramírez-Rodríguez M (eds.) La Bahía de La Paz, investigación y conservación. UABCS-CICIMAR-SCRIPPS, La Paz, Baja California Sur. 13–29p.
- Astorga-España, M.S., N.C. Calisto-Ulloa, S. Guerrero. 2008. Baseline concentrations of trace metals in macroalgae from the Strait of Magellan, Chile. *Bull Environ Contam*

- Toxicol* 80(2):97–101.
- Barnes, R.D. 1986. Invertebrate Zoology, 5th Ed. Saunders College Publishing, Philadelphia. 893p.
- Barwick, M., W. Maher. 2003. Biotransference and biomagnification of selenium, copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from Lake Macquarie Estuary, NSW, Australia. *Mar Environ Res* 56(4):471–502.
- Bautista-Romero, J., H. Reyes-Bonilla, D. Lluch-Cota, S. Lluch-Cota. 1994. Aspectos generales de la fauna marina. En: Ortega, A. R., A. V. Castellanos (eds.). La isla Socorro, Reserva de la Biosfera Archipiélago de Revillagigedo. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR), La Paz, Baja California Sur. 243–275p.
- Belando, M.A., M.P. La Torre, A. Marín. 2009. Effect of mining wastes on the *Elysia timida* (Risso, 1818) populations in the Mar Menor coastal lagoon (SE Spain). 4th European Conference on Coastal Lagoon Research, Research and Management for the Conservation of Coastal Lagoon Ecosystems, South-North Comparisons, Montpellier, France. Poster.
- Ben-David, M., E.A. Flaherty. 2012. Stable isotopes in mammalian research: a beginner's guide. *J Mammal* 93(2):312–328.
- Bertsch, H. 2008. Opisthobranchios. En: Danemann, G.D., E. Ezcurra (eds.) Bahía de los Ángeles: Recursos naturales y comunidad. Línea base 2007. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Pronatura Noroeste AC, San Diego Natural History Museum, México. 319–338p.
- Bertsch, H., A.A. Smith. 1973. Observations on Three Opisthobranchs (Mollusca: Gastropoda) of the La Paz Area, Baja California, Mexico. *Southwestern Nat* 18(2):165–176.
- Boecklen, W.J., C.T. Yarnes, B.A. Cook, A.C. James. 2011. On the use of stable isotopes in trophic ecology. *Annu Rev Ecol Evol S* 42:411–440.
- Bohn, A. 1979. Trace metals in fucoid algae and purple sea urchins near a high Arctic lead/zinc ore deposit. *Mar Pollut Bull* 10:325–327

- Bradley, B.K. 1984. Aspects of the ecology and physiology of *Elysia* cf. *furvacauda* (Mollusca: Sacoglossa). *B Mar Sci* 34(2):207–219.
- Brusca, C. 1980. Common intertidal invertebrates of the Gulf of California. University of Arizona Press, Tucson, Arizona. 513p.
- Cadena-Cárdenas, L., L. Méndez-Rodríguez, T. Zenteno-Savín, J. García-Hernández, B. Acosta-Vargas. 2009. Heavy metal levels in marine mollusks from with, or without, mining activities along the Gulf of California, Mexico. *Arch Environ Contam Toxicol* 57:96-102.
- Casas-Valdez, M.M., I. Sánchez, G. Hernández. 1993. Evaluación de *Sargassum* spp. en la costa oeste de Bahía Concepción, BCS, México. *Investigaciones Marinas, CICIMAR* 8(2):61–68.
- Caso-Muñoz, M., A. Laguarda-Figueras, F.A. Solís-Marín, A. Ortega-Salas, A. Durán-González. 1993. Contribution to the knowledge of the ecology of echinoderms communities of Mazatlan, Sinaloa, Mexico. *An Inst Cienc del Mar y Limnol Univ Nat Autón México* 1993-1. Disponible en:
http://biblioweb.tic.unam.mx/cienciasdelmar/anales_i/ins_inx.htm
- Chakraborty, S., G. Owens. 2013. Metal distributions in seawater, sediment and marine benthic macroalgae from the South Australian coastline. *Int J Environ Sci Technol* DOI 10.1007/s13762-013-0310-4
- Chan, S.M., W.X. Wang, I.H. Ni. 2003. The uptake of Cd, Cr, and Zn by the macroalga *Enteromorpha crinita* and subsequent transfer to the marine herbivorous Rabbit fish, *Siganus canaliculatus*. *Arch Environ Con Tox* 44(3):298–306.
- Chojnacka, K. 2009. Biosorption and Bioaccumulation in Practice. Novinka, Nova Science Publishers, Inc., New York. 137p.
- Coale, K.H. 1991. Effects of iron, manganese, copper, and zinc enrichments on productivity and biomass in the subarctic Pacific. *Limnol Oceanogr* 36:1851–1864.
- CONABIO, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (2010) Zona económica exclusiva de México. Escalas 1:4 000 000 y 1:1 000 000.
- Connell, D.W. 1998. Bioaccumulation of Chemicals by Aquatic Organisms. En:

- Schuurmann, G., B. Markert (eds.). Ecotoxicology. Ecological fundamentals, Chemical exposure and Biological effects. John Wiley and Sons, Spectrum, Berlin. 439–450p.
- Corder, G.W., D.I. Foreman. 2009. Nonparametric statistics for non-statisticians: a step-by-step approach. John Wiley and Sons, Hoboken, New Jersey. 247p.
- Croteau, M.N., S.N. Luoma, A.R. Stewart. 2005. Trophic transfer of metals along freshwater food webs: Evidence of cadmium biomagnification in nature. *Limnol Oceanogr* 50(5):1511–1519.
- Cruz-Ayala, M., M.M. Casas-Valdez, S. Ortega-García. 1998. Temporal and spatial variation of frondose benthic seaweed in La Paz Bay, B.C.S., México. *Bot Mar* 41:191–198.
- Curtis, N.E., S.E. Massey, J.A. Schwartz, T.K. Mangel, S.K. Pierce. 2005. The intracellular, functional chloroplasts in adult sea slugs (*Elysia crispata*) come from several algal species, and are also different from those in juvenile slugs. *Microsc Microanal* 11(suppl 2):1194–1195.
- Da Silva, F.J.J.R., J.P. Williams. 1991. The Biological Chemistry of the Elements. 1st Ed. Claredon Press, Oxford. 561p.
- Davis, T.A., B. Volesky, A. Mucci. 2003. A review of the biochemistry of heavy metal biosorption by brown algae. *Water Res* 37:4311–4330.
- Dawson, E.Y. 1950. A review of *Ceramium* along the Pacific Coast of North America with special reference to its Mexican representatives. *Farlowia* 4(1):113–138.
- Dawson, E.Y. 1953. Marine Red Algae of Pacific Mexico. Part I. Bangiales to Corallinaceae subf. Corallinoideae. *Allan Hancock Pac Exped* 17(1):1–240.
- Dawson, E.Y. 1954. Marine Red Algae of Pacific Mexico. Part II. Criptonemiales. *Allan Hancock Pac Exped* 17(2):241–397.
- Dawson, E.Y. 1959. Marine Algae of the 1958 cruise of Stella Polaris in the Gulf of California. Los Angeles County Museum. *Contributions to Science* 27:1–39.
- Dawson, E.Y. 1961a. Marine Red Algae of Pacific Mexico. Part IV. Gigartinales. *Pacific Naturalist* 17(5):91–243.
- Dawson, E.Y. 1961b. Marine Red Algae of Pacific Mexico. Part V. *Polysiphonia*. *Pacific*

- Naturalist* 17(5):191-243.
- Dawson, E.Y. 1962. Marine Red Algae of Pacific Mexico. Part VII. Ceramiales: Ceramiceae, Delesseriaceae. *Allan Hancock Pac Exped* 26(1):1-207.
- Dawson, E.Y. 1963a. Marine Red Algae of Pacific Mexico. Part VI. Rhodymeniales. *Nova Hedwigia* 5:437-476.
- Dawson, E.Y. 1963b. Marine Red Algae of Pacific Mexico. Part VIII. Ceramiales: Rhodomelaceae. *Nova Hedwigia* 6(3/4):401-481.
- Deheyn, D.D., P. Gendreau, R.J. Baldwin, M.I. Latz. 2005. Evidence for enhanced bioavailability of trace elements in the marine ecosystem of Deception Island, a volcano in Antarctica. *Mar Environ Res* 60:1-33.
- Dehn, L.A., E.H. Follmann, D.L. Thomas, G.G. Sheffield, C. Rosa, L.K. Duffy, T.M. O'Hara. 2006. Trophic relationships in an Arctic food web and implications for trace metal transfer. *Sci Total Environ* 362:103-123
- Dethier, M.N., E. Sosik, A.W. Galloway, D.O. Duggins, C.A. Simenstad. 2013. Addressing assumptions: variation in stable isotopes and fatty acids of marine macrophytes can confound conclusions of food web studies. *Mar Ecol Prog Ser* 478:1-14.
- Dietz, F., M. Riget, M. Cleemann, A. Aarkrog, P. Johansen, J.C. Hansen. 2000. Comparison of contaminants from different trophic levels and ecosystems. *Sci Total Environ* 245(1):221-231.
- Dorantes-Mejía, C.P. 2010. *Elysia crispata* (Mollusca: Sacoglossa: Elysiidae) como biomonitor de contaminación en tres arrecifes del Sistema Arrecifal Veracruzano, México. Tesis de Licenciatura (Bióloga). Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, 66 p.
- Edding, M., F. Tala. 1996. Copper transfer and influence on a marine food chain. *Bull Environ Contam Toxicol* 57:617-624.
- Ehleringer, J.R., T.E. Cerling. 2002. Stable isotopes. Encyclopedia of global environmental change. The earth system: biological and ecological dimensions of global environmental change, Vol. 2. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester. 544-550p.
- Eisler, R. 2010. Compendium of trace metals and marine biota: Volume 1: Plants and

- Invertebrates. Elsevier Science, Oxford. 950p.
- Elrod, V.A., W.M. Berelson, K.H. Coale, K.S. Johnson. 2004. The flux of iron from continental shelf sediments: A missing source for global budgets. *Geophys Res Lett* 31(12). doi:10.1029/2004GL020216
- Evans, L.K., M.S. Edwards. 2011. Bioaccumulation of copper and zinc by the giant kelp *Macrocystis pyrifera*. *Algae* 26(3):265–275.
- Farnham, I.E., A.K. Singh, K.J. Stetzenbach, K.H. Johannesson. 2002. Treatment of non-detects in multivariate analysis of groundwater geochemistry data. *Chemometr Intell Lab* 60(1–2):265–281.
- Fitzgerald, S.L. 2004. Los metales pesados en cuatro especies de tortugas marinas de Baja California, México. Tesis Maestría en Ciencias, Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales (Biología Marina), Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., México. 109p.
- Foster, M.S., L.M. McConnico, L. Lundsten, T. Wadsworth, T. Kimball, L.B. Brooks, M. Medina-López, R. Riosmena-Rodríguez, G. Hernández-Carmona, R.M. Vásquez-Elizondo, S. Johnson, D.L. Steller. 2007. Diversity and natural history of a *Lithothamnion muelleri*–*Sargassum horridum* community in the Gulf of California. *Cienc Mar* 33:367–384.
- Galeano, A., M. Duarte, C. Marciales. 1990. Evaluación de los contenidos de hierro y manganeso en sedimentos de la Bahía de Cartagena. *Rev Colomb Quím* 19(2):73–81.
- Gardner, S., S. Fitzgerald, B. Acosta, L. Méndez. 2006. Heavy metal accumulation in four species of sea turtles from the Baja California Peninsula, Mexico. *Bio Metals* 19(1):91–99.
- Gavagnin, M., E. Mollo, D. Montanara, J. Ortega, G. Cimino. 2000. Chemical Studies of Caribbean Sacoglossans: Dietary relationships with green algae and ecological implications. *J Chem Ecol* 26(7):1563–1578.
- Giménez-Casaldueiro, F., C. Muniain, M. González-Wangüemert, A. Garrote-Moreno. 2011. *Elysia timida* (Risso, 1818) three decades of research. *Anim Biodiv Conserv* 34(1):217–227.

- Gómez-Valdez, M. 2010. Análisis de la alimentación natural de *Megastraea undosa* y *Megathura crenulata* mediante isótopos estables de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$. Tesis de Licenciatura (Bióloga Marina), Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, Baja California Sur, México. 76p.
- Gray, J.S. 2002. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Mar Pollut Bull* 45:46-52.
- Guiry, M.D., G.M. Guiry. 2013. AlgaeBase. National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>. Consultado el 19 de mayo de 2013.
- Hanson, C.E., G.A. Hyndes, S.F. Wang. 2010. Differentiation of benthic marine primary producers using stable isotopes and fatty acids: Implications to food web studies. *Aquat Bot* 93:114–122.
- Haraguchi, H., K. Fuwa. 1982. Marine analysis by atomic absorption spectrometry. En: Cantele, J.E. (ed.) Atomic Absorption Spectrometry. Elsevier, New York. 95–121p.
- Hawkins, C.M. 1981. Efficiency of organic matter absorption by the tropical echinoid *Diadema antillarum* Philippi fed non-macrophytic algae. *J Exp Mar Biol Ecol* 49:245–253.
- Hermosillo, A., D.W. Behrens, E. Ríos-Jara. 2006. Opisthobranchios de México. Guía de babosas marinas del Pacífico, Golfo de California y las Islas oceánicas. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), México D.F. 143p.
- Hernández-Carmona, G., M.M. Casas-Valdez, C. Fajardo-León, I. Sánchez-Rodríguez, E. Rodríguez-Montesinos. 1990. Evaluación de *Sargassum* spp. en la Bahía de La Paz, B.C.S., México. *Investigaciones Marinas, CICIMAR* 5(1):11–18.
- Herrero-Pérezrul, M.D. 2008. Diversity and abundance of reef macro invertebrates (Mollusca; Echinodermata) in the southern Gulf of California, Mexico. Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium, Ft. Lauderdale, Florida. 7–11p.
- Herrero-Pérezrul, M.D., H. Reyes-Bonilla, A. González-Azcárraga, C.E. Cintra-Buenrostro, A. Rojas-Sierra. 2008. Equinodermos. En: Danemann, G.D., E. Ezcurra (eds.). Bahía de los Ángeles: Recursos Naturales y Comunidad, línea Base 2007. Secretaría de Medio

- Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Pronatura Noroeste AC, México DF. 339–357p.
- Hill, R.W., G.A. Wyre, A. Anderson. 2004. Fisiología animal. Editorial Médica Panamericana, Madrid, España. 936p.
- Hodge, V.J., J. Austin. 2004. A survey of outlier detection methodologies. *Artif Intell Rev* 22(2):85–126.
- Holguin, O.E.Q., F.M. González, F.M. Solís, E.F. Félix-Pico. 2008. Variación espacio-temporal de Scleractinia, Gorgonacea, Gastropoda, Bivalvia, Cephalopoda, Asteroidea, Echinoidea y Holothuroidea, de fondos someros de la isla San José, Golfo de California. *Rev Biol Trop* 56:1189–1199.
- Hu, S., C.H. Tang, M. Wu. 1996. Cadmium accumulation by several seaweeds. *Sci Total Environ* 187(2):65–71.
- Huerta-Díaz, M.A., F. De Leon-Chavira, M.L. Lares, A. Chee-Barragan, A. Siqueiros-Valencia. 2007. Iron, manganese and trace metal concentrations in seaweeds from the central west coast of the Gulf of California. *Appl Geochem* 22:1380–1392.
- Hyslop, E.J. 1980. Stomach contents analysis –a review of methods and their application. *J Fish Biol* 17:411–429.
- James, D.W. 2000. Diet, movement, and covering behavior of the sea urchin *Toxopneustes roseus* in rhodolith beds in the Gulf of California, Mexico. *Mar Biol* 137:913–923.
- Jara-Marini, M.E. 2008. Fraccionamiento y transferencia de metales pesados desde los reservorios abióticos a la trama trófica en el sistema lagunar Estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa. Tesis de Doctor en Ciencias (Química Acuática). Universidad Nacional Autónoma de México. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. 336p.
- Jara-Marini, M.E., M.F. Soto-Jiménez, F. Páez-Osuna. 2009. Trophic relationships and transfer of cadmium, copper, lead and zinc in a subtropical coastal lagoon food web from SE Gulf of California. *Chemosphere* 77(10):1366–1373.
- Jensen, K.R. 1997. Evolution of the Sacoglossa (Mollusca, Opisthobranchia) and the ecological associations with their food plants. *Evol Ecol* 11(3):301–335.
- Jensen, K.R. 2009. Sacoglossa (Mollusca: Gastropoda: Opisthobranchia) from Singapore.

- Raffles B Zool* (suppl) 22:207–223.
- Jiménez-Illescas, A., M. Obeso-Nieblas, D.A. Salas-de León. 1997. Oceanografía física de la Bahía de La Paz, BCS. En: Urbán-Ramírez, J., M. Ramírez-Rodríguez (eds.) La Bahía de La Paz, investigación y conservación. UABCS-CICIMAR-SCRIPPS, La Paz, Baja California Sur. 31–41p.
- Joly, A.B. 1967. Generos de algas marinhas da costa Atlantica Latino-americana. Sao Paula Brasil. Universidad de De Sao Paulo, Brasil. 421p.
- Jothinayagi, N., C. Anbazhagan. 2009. Heavy metal monitoring of Rameswaram Coast by some *Sargassum* species. *AE J Sci Res* 4(2):73–80.
- Lawrence, J.M., Y. Agatsuma. 2013. *Tripneustes*. En: Lawrence, J.M. (ed.). Sea Urchins: Biology and Ecology. Developments in Aquaculture and Fisheries Science, Volume 38. Elsevier Science, Oxford. 491–507p.
- Lawrence, J.M., M. Jangoux. 2013. Cidaroids. En: Lawrence, J.M. (ed.). Sea Urchins: Biology and Ecology. Developments in Aquaculture and Fisheries Science, Volume 38. Elsevier Science, Oxford. 225–242p.
- Lee, R.E. 2008. Phycology. Cambridge University Press, New York. 533p.
- Lee, W.Y., W.X. Wang. 2001. Metal accumulation in the green macroalga *Ulva fasciata*: effects of nitrate, ammonium and phosphate. *Sci Total Environ* 278(1–3):11–22.
- Lin, H.J., W.Y. Kao, Y.T. Wang. 2007. Analyses of stomach contents and stable isotopes reveal food sources of estuarine detritivorous fish in tropical/subtropical Taiwan. *Estuar Coast Shelf S* 73:527–537.
- Long, E.R., D.D. MacDonald, S. Smith, F.D. Calder. 1995. Incidence of adverse biological effects with ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environ Manage* 19(1):81–97.
- Lönnerdal, B. 2000. Dietary factors influencing zinc absorption. *J Nutr* (suppl) 130(5):1378–1383.
- Mackay, D., A. Fraser. 2000. Bioaccumulation of persistent organic chemicals: mechanisms and models. *Environ Pollut* 110:375–391.
- Majer, A.P., M.A.V. Petti, T.N. Corbisier, A.P. Ribeiro, C.Y.S. Theophilo, P.A.D.L.

- Ferreira, R.C.L. Figueira. 2014. Bioaccumulation of potentially toxic trace elements in benthic organisms of Admiralty Bay (King George Island, Antarctica). *Mar Pollut Bull* 79:321–325.
- Malea, P., S. Haritonidis. 1999. Seasonal accumulation of metals by red algae *Gracilaria verrucosa* (Huds.) Peperis. from Thermaikos Gulf, Greece. *J Appl Phycol* 11:503–509.
- Malea, P., S. Haritonidis, T. Kevrekidis. 1995. Metal content of some green and brown seaweeds from Antikyra Gulf (Greece). *Hydrobiologia* 310(1):19–31.
- Manahan, S.E. 2007. Introducción a la química ambiental. Editorial Reverté, Barcelona, España. 725p.
- Mann, S.S., G.S.P. Ritchie. 1995. Forms of cadmium in sandy soils after amendment with soils of higher fixing capacity. *Environ Pollut* 87:23–29.
- Marconi, M., M. Giordano, J.A. Raven. 2011. Impact of taxonomy, geography, and depth on $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ variation in a large collection of macroalgae. *J Phycol* 47:1023–1035.
- Matusiewicz, H. 2003. Wet digestion methods. En: Mester Z., R. Sturgeon (eds.) Sample preparation for trace element analysis. Elsevier, Amsterdam. 193–233p.
- Mazariegos-Villarreal, A., A. Piñón-Gimate, F. Aguilar-Mora, M. Medina, E. Serviere-Zaragoza. 2013. Diet of the keyhole limpet *Megathura crenulata* (Mollusca: Gastropoda) in subtropical rocky reefs. *J Shellfish Res* 32:297–303.
- McKee, T., J.R. McKee. 2003. Bioquímica. La base molecular de la vida. 3a Edición, McGraw Hill-Interamericana, Madrid, España. 773p.
- McPherson, B.F. 1968a. Feeding and oxygen uptake of the tropical sea urchin *Eucidaris tribuloides* (Lamarck). *Biol Bull* 308–321.
- McPherson, B.F. 1968b. Contributions to the biology of the sea urchin *Eucidaris tribuloides* (Lamarck). *B Mar Sci* 18:400–443.
- Méndez, L., E. Palacios, B. Acosta, P. Monsalvo-Spencer, T. Álvarez-Castañeda. 2006. Heavy metals in the Clam *Megapitaria squalida* collected from wild and phosphorite mine-impacted sites in Baja California, Mexico. *Biol Trace Elem Res* 110(3):275–287.
- Méndez, L., I. Racotta, B. Acosta, G. Portillo-Clark. 2004. Effect of sediment on growth and survival of post-larval *Litopenaeus stylirostris* (Boone, 1931). *Aquac Res* 35:652–

658.

- Monreal-Gómez, M.A., A. Molina-Cruz, D.A. Salas-de-León. 2001. Water masses and cyclonic circulation in Bay of La Paz, Gulf of California, during June 1998. *J Mar Syst* 30(3-4):305-315.
- Morris, J.G. 1991. Nutrition. En: Prosser, C.L. (ed.) Environmental and metabolic animal physiology. Comparative animal physiology. Wiley-Liss, John Wiley and Sons, Inc, New York. 231-276p.
- Muñetón-Gómez, M.S., G. Hernández-Carmona. 1993. Crecimiento estacional de *Sargassum horridum* (Setchell y Gardner) Phaeophyta, en la Bahía de La Paz, BCS, México. *Investigaciones Marinas CICIMAR* 8:23-31.
- Naimo, T.J. 1995. A review of the effects of heavy metals on freshwater mussels. *Ecotoxicology* 4:341-362.
- Neff, J.M. 2002. Bioaccumulation in Marine Organisms. Effect of contaminants from Oil Well Produced Water. Elsevier Science, Oxford. 452p.
- Nieboer, E., D.R. Richardson. 1980. The replacement of the nondescript term 'heavy metals' by a biologically and chemically significant classification of metal ions. *Environ Pollut* (Series B) 1:3-26.
- Núñez-López, R.A., M.M. Casas-Valdez. 1996. Fenología de las especies de *Sargassum* (Fucales: Sargassaceae) en tres zonas de Bahía Concepción, B.C.S., México. *Rev Biol Trop* 44(2):455-464.
- Núñez-López, R.A., M.M. Casas-Valdez. 1997. Variación de la biomasa y talla de *Sargassum* spp. (Sargassaceae, Phaeophyta) en Bahía Concepción, B.C.S., México. *Hidrobiológica* 7:19-25.
- O'Leary, M.H. 1988. Carbon isotopes in photosynthesis. *Bioscience* 328-336.
- Pacheco-Ruiz, I., J.A. Zertuche-González, J. Espinoza-Ávalos, R. Riosmena-Rodríguez, L. Galindo-Bect, A. Gálvez-Télles, A.E. Meling-López, J. Orduña-Rojas. 2008. Macroalgas. En: Danemann, G.D., E. Ezcurra (eds.). Bahía de Los Ángeles: Recursos naturales y comunidad. Línea base 2007. México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Pronatura Noroeste and San Diego

- Natural History Museum. 181–214p.
- Patrón-Prado, M., M.M. Casas-Valdez, E. Serviere-Zaragoza, T. Zenteno-Savín, D.B. Lluch-Cota, L. Méndez-Rodríguez. 2011. Biosorption capacity for cadmium of brown seaweed *Sargassum sinicola* and *Sargassum lapazeanum* in the Gulf of California. *Water Air Soil Poll* 221(1–4):137–144.
- Peterson, B.J., B. Fry. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annu Rev Ecol Evol S* 18:293–320.
- Pierce, S.K., N.E. Curtis, S.E. Massey, A.L. Bass, S.A. Karl, C.M. Finney. 2006. A morphological and molecular comparison between *Elysia crispata* and a new species of kleptoplastic sacoglossan sea slug (Gastropoda: Opisthobranchia) from the Florida Keys, USA. *Molluscan Res* 26:23–38.
- Pinkas, L., M.S. Oliphant, L.K. Iverson. 1971. Food habits of albacore, blue fin tuna and bonito in California waters. *Calif Fish Game Bull* 152:1–105.
- Pinnegar, J.K., N.V. Polunin. 2000. Contributions of stable-isotope data to elucidating food webs of Mediterranean rocky littoral fishes. *Oecologia* 122:399–409.
- Polo-Silva, C.J., F. Galván-Magaña, A. Delgado-Huertas. 2012. Trophic inferences of blue shark (*Prionace glauca*) in the Mexican Pacific from stable isotope analysis in teeth. *Rapid Commun Mass Spectrom* 26:1631–1638.
- Potts, P.J., P. Robinson. 2003. Sample preparation of geological samples, soils and sediments. En: Mester Z., R. Sturgeon (eds.) *Sample preparation for trace element analysis*. Elsevier, Amsterdam. 723–763p.
- Price, N.M., F.M.M. Morel. 1990. Cadmium and cobalt substitution for zinc in a marine diatom. *Nature* 344:658–660.
- Rainbow, P.S. 2002. Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: Why and so What? *Environ Pollut* 120:497–507.
- Randall, D., W. Burggren, K. French. 2001. *Eckert Animal Physiology. Mechanisms and Adaptations*. Freeman and Co., New York. 736 + 120p.
- Ray, S. 1984. Bioaccumulation of cadmium in marine organisms. *Experientia* (suppl) 40(1):14–23.

- Rea, L.D., J.M. Castellini, L. Correa, B.S. Fadely, T.M. O'Hara. 2013. Maternal Steller sea lion diets elevate fetal mercury concentrations in an area of population decline. *Sci Total Environ* 454–455:277–282.
- Reaka-Kudla, M.L., J.S. Feingold, W. Glynn. 1996. Experimental studies of rapid bioerosion of coral reefs in the Galapagos Islands. *Coral Reefs* 15:101–107
- Reyes-Bonilla, H., L.E. Calderón-Aguilera. 1999. Population density, distribution and consumption rates of three corallivores at Cabo Pulmo Reef, Gulf of California, Mexico. *Mar Ecol* 20:347–357.
- Riley, J.P., R. Chester. 1971. Introduction to Marine Chemistry. Academic Press, London. 465p.
- Ríos-Jara, E., C.M. Galván-Villa, F.A. Solís-Marín. 2008. Echinoderms of the National Park Isla Isabel, Nayarit, Mexico. *Rev Mex Biodivers* 79:131–141.
- Riosmena-Rodríguez, R., A. Talavera-Sáenz, B. Acosta-Vargas, S. Gardner. 2010. Heavy metals dynamics in seaweeds and seagrasses in Bahía Magdalena, B.C.S., Mexico. *J Appl Phycol* 22:283–291.
- Robledo, D., Y.P. Freile. 1997. Chemical and mineral composition of six potentially edible seaweeds species of Yucatán. *Bot Mar* 40(1–6):301–306.
- Rodríguez-Castañeda, A. 2001. Elementos mayores y traza en sedimentos y macroalgas de la Bahía de La Paz, Baja California Sur, México. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional, México. 179 p.
- Rodríguez-Castañeda, A., I. Sánchez-Rodríguez, E. Shumilin, D. Sapozhnikov. 2006. Element concentrations in some species of seaweeds from La Paz Bay and La Paz Lagoon, south-western Baja California, Mexico. *J Appl Phycol* 18:399–408.
- Rodríguez-Figueroa, G.M., E. Shumilin, I. Sánchez-Rodríguez. 2009. Heavy metal pollution monitoring using the brown seaweed *Padina durvillei* in the coastal zone of the Santa Rosalía mining region, Baja California Peninsula, Mexico. *J Appl Phycol* 21:19–26.
- Ruelas-Inzunza, J.R., F. Páez-Osuna. 2008. Trophic distribution of Cd, Pb and Zn in a food web from Altata-Ensenada del Pabellón subtropical lagoon, SE Gulf of California. *Arch*

- Environ Contam Toxicol* 54:584–596.
- Sabiha-Javied, T. Mehmood, M.M. Chaudhry, M. Tufail, N. Irfan. 2009. Heavy metal pollution from phosphate rock used for the production of fertilizer in Pakistan. *Microchem J* 91(1):94–99.
- Sadiq, M., A.A. Mian, A.P. Saji. 1996. Metal bioaccumulation by sea urchin (*Echinometra mathaei*) from the Saudi Coastal Areas of the “Arabian Gulf: 2. Cadmium, copper, chromium, barium, calcium, and strontium. *B Environ Contam Tox* 57:964–971.
- Salinas-González, F., O. Zaytsev, V. Makarov. 2003. Formation of the thermohaline structure of water in the Bahía de La Paz from summer to autumn. *Cienc Mar* 29(1):51–65.
- Sánchez-Rodríguez, I., R. Cervantes-Duarte. 1999. Longitud y biomasa de *Sargassum sinicola* Setchell et Gardner (Phaeophyta) en Bahía Magdalena, Baja California Sur, México. *Hidrobiológica* 9:117–124.
- Servicio Geológico Mexicano. 2008. Panorama minero del Estado de Baja California Sur. Secretaria de Economía, Servicio Geológico Mexicano, Coordinación General de Minería, Secretaría de Gobernación, México. 40p.
- Setchell, W.A., N.L. Gardner. 1924. The marine algae: expedition of the California Academy of Sciences to the Gulf of California in 1921. *Proc Calif Acad Sci* 12:695–949.
- Shapiro, S.S., M.B. Wilk .1965. An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika* 591–611.
- Smith, B.N., S. Epstein. 1970. Biogeochemistry of the stable isotopes of hydrogen and carbon in salt marsh biota. *Plant Physiol* 46:738–742.
- Solís-Marín, F.A., M.B. Honey-Escandón, M.D. Herrero-Pérezrul, F. Benitez-Villalobos, J.P. Díaz-Martínez, B.E. Buitrón-Sánchez, A. Durán-González. 2013. The echinoderms of Mexico: biodiversity, distribution and current state of knowledge. En: Alvarado, J.J., F.A. Solis-Marin (eds.). Echinoderm research and diversity in Latin America. Springer Berlin Heidelberg. 11–65p.
- Solís-Marín, F.A., A. Laguarda-Figueras, M.B. Honey-Escandón. 2014. Biodiversity of

- echinoderms (Echinodermata) in Mexico. *Rev Mex Biodiver* 85:S441–S449.
- Soto-Jiménez, M. 2011. Transferencia de elementos traza en tramas acuáticas. *Hidrobiológica* 21(3):239-248.
- StatSoft, Inc. 2007. STATISTICA (data analysis software system), version 8.0
- Stephenson, R.L., F.C. Tan, K.H. Mann. 1984. Stable carbon isotope variability in marine macrophytes and its implications for food web studies. *Mar Biol* 81:223–230.
- Stimson, J., T. Cunha, J. Philippoff. 2007. Food preferences and related behavior of the browsing sea urchin *Tripneustes gratilla* (Linnaeus) and its potential for use as a biological control agent. *Mar Biol* 151:1761–1772.
- Storelli, M.M., A. Storelli, G.O. Marcotrigiano. 2001. Heavy metals in the aquatic environment of the Southern Adriatic Sea, Italy: macroalgae, sediments and benthic species. *Environ Int* 26:505–509.
- Suárez-Castillo, A.N. 2008. Fauna asociada a mantos de *Sargassum* (Ochrophyta: Fucales) en el Sauzoso, Baja California Sur, México. Tesis de Maestría. La Paz, Baja California Sur, México, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. Instituto politécnico Nacional, La Paz, B.C.S. 111 p.
- Suárez-Castillo, A.N., R. Riosmena-Rodríguez, M. Rojo-Amaya, J. Torre-Cosío, R. Rioja, A. Hudson-Weaver, T. Pfister, G. Hernández-Carmona, G. Hinojosa-Arango, O. Aburto-Oropeza, A.L. Figueroa-Cárdenas. 2013. Bosques de algas pardas en el Golfo de California: *Sargassum*, un hábitat esencial. CONABIO. *Biodiversitas* 108:12–16.
- Talavera-Sáenz, A.L. 2006. Metales pesados en macroalgas, pastos marinos y órganos selectos de la Tortuga Prieta *Chelonia mydas agassizii*, en el estero Banderitas, B.C.S., México. Tesis Licenciatura (Biólogo Marino), Universidad Autónoma de Baja California Sur. Área interdisciplinaria de Ciencias del Mar, Departamento de Biología Marina. 65p.
- Tolonen, M. 1995. Vitaminas y minerales en la salud y la nutrición. Editorial Acribia, Zaragoza, España. 278p.
- Trench, R.K., R.W. Greene, B.G. Bystrom. 1969. Chloroplasts as Functional Organelles in Animal Tissues. *J Cell Biol* 42(2):404–417.

- Trench, R.K., M.E. Trench, L. Muscatine. 1972. Symbiotic Chloroplasts; Their Photosynthetic Products and Contribution to Mucus Synthesis in Two Marine Slugs. *Biol Bull* 142(2):335–349.
- Trowbridge, C.D. 1991. Diet specialization limits herbivorous Sea Slug's capacity to switch among food species. *Ecology* 72(5):1880–1888.
- Trowbridge, C.D. 2002. Northeastern Pacific Sacoglossan Opisthobranchs: Natural History Review, Bibliography, and Prospectus. *Veliger* 45(1):1–24.
- Trowbridge, C.D., Y.M. Hirano, Y.J. Hirano, K. Sudo, Y. Shimadu, T. Watanabe, M. Yorifuji, T. Maeda, Y. Anetai, K. Kumagai. 2010. Subtropical Sacoglossans in Okinawa—At “Special Risk” or “Predictably Rare”? *Am Malacol Bull* 28(2):167–181.
- Trowbridge, C.D., Y.M. Hirano, Y.J. Hirano. 2011. Inventory of Japanese Sacoglossan Opisthobranchs: Historical review, current records, and unresolved issues. *Am Malacol Bull* 29(1):1–22.
- Vanderklift, M.A., G.A. Kendrick, A.J. Smith. 2006. Differences in trophic position among sympatric sea urchin species. *Estuar Coast Shelf S* 66:291–297.
- Vera, J., J. Castro, A. Gonzalez, A. Moenne. 2011. Seaweed polysaccharides and derived oligosaccharides stimulate defense responses and protection against pathogens in plants. *Mar Drugs* 2011(9):2514–2525.
- Volesky, B., Z.R. Holan. 1995. Biosorption of Heavy Metals. *Biotechnology Progress* 11(3):235–250.
- Voulgaropoulos, A., M. Paneli, E. Papaefstathiou, S. Stavroulia. 1991. Comparative determinations of cadmium and lead in phosphorites dissolved in nitric acid and aqua regia using differential pulse anodic stripping voltammetry and atomic absorption spectrophotometry. *Fresen J Anal Chem* 341(9):568–569.
- Wang, W.L., H.W. Yeh. 2003. $\delta^{13}\text{C}$ values of marine macroalgae from Taiwan. *Bot Bull Academia Sinica* 44:107–112.
- Wang, W.L. 2002. Interactions of trace metals and different marine food chains. *Mar Ecol-Prog Ser* 243:295–309.
- Warnau, M., G. Ledent, A. Temara, V. Alva, M. Jangoux, P. Dubois. 1995a. Allometry of

- heavy metal bioconcentration in the echinoid *Paracentrotus lividus*. *Arch Environ Cont Tox* 29:393–399
- Warnau, M., G. Ledent, A. Temara, M. Jangoux, P. Dubois. 1995b. Experimental cadmium contamination of the echinoid *Paracentrotus lividus*: influence of exposure mode and distribution of the metal in the organism. *Mar Ecol Prog Ser* 116:117–124.
- Warnau, M., J.L. Teyssié, S.W. Fowler. 1995c. Effect of feeding on cadmium bioaccumulation in the echinoid *Paracentrotus lividus* (Echinodermata). *Mar Ecol Prog Ser* 126:305–309.
- Warnau, M., J.L. Teyssié, S.W. Fowler. 1997. Cadmium bioconcentration in the echinoid *Paracentrotus lividus*: Influence of the cadmium concentration in seawater. *Mar Environ Res* 43:303–314.
- World Health Organization (WHO). 1989. Lead: Environmental Aspects. Environmental Health Criteria 85. International Program on Chemical Safety (IPCS). United Nations Environment Programme, the International Labour Organization, and the World Health Organization. 71p.
- WHO. 1992. Cadmium: Environmental Aspects. Environmental Health Criteria 135. International Program on Chemical Safety (IPCS). United Nations Environment Programme, the International Labour Organization, and the World Health Organization. 140p.
- Zar, J.H. 1984. Biostatistical Analysis. Prentice-Hall, New Jersey. 662p.

12 ANEXOS

12.1 Determinación de Cd y Pb en sedimento

Las 12 muestras de sedimento fueron descongeladas a temperatura ambiente y posteriormente secadas a 70 °C durante 48 horas en un horno de calor seco (Precision Scientific, Inc. modelo 18EM 240 °C, Chicago Illinois). Cada muestra fue homogeneizada para tomar 50 g con el fin de macerarlos en un mortero de ágata. La maceración se hizo hasta tener un polvo fino, que fue sometido a dos procedimientos, uno para conocer la concentración biodisponible de Cd y Pb y otro para determinar su concentración total.

12.1.1 Concentración biodisponible

Para determinar la concentración biodisponible también referidos como adsorbidos o lixiviados, 5 g de muestra seca fue sumergida en 100 mL de ácido acético glacial 0.1 M Ultrex II⁴, y sometida a agitación durante 18 horas. Después de lo cual se dejó decantar la solución. El líquido fue recuperado y filtrado en una membrana con poro de 0.22 µm. Dicho líquido fue usado directamente para la determinación de Cd y Pb (Potts y Robinson, 2003).

12.1.2 Concentración total

De la muestra macerada, 0.4 g fueron sometida directamente a digestión. Este procedimiento consistió en hacer reaccionar la muestra con agua tipo 1⁵ (10 mL), ácido nítrico grado ULTREX II (3 mL) y ácido fluorhídrico grado ULTREX II (3 mL) en condiciones de temperatura y presión elevadas en un horno especialmente diseñado para este tipo de análisis (Horno de microondas CEM Mars5x). El horno fue programa en una rampa de presión-temperatura apropiada para sedimentos orgánicos (Voltaje, 1200 w;

⁴ Ultrex II hace referencia al grado de pureza de la sustancia, en esta caso se considera que el ácido acético es ultra puro.

⁵ El agua tipo 1 es un tipo de agua usado en laboratorios químicos y bioquímicos. Se obtiene al hacer pasar agua destilada por filtros para deionización y un filtro de luz de malla de 0.2 µm.

Temperatura, 200 °C, una vez llegado en 40 minutos permaneció a esa temperatura durante 20 minutos).

Con la digestión se logra tener a los elementos en estado basal para poder cuantificarlos. Esta reacción se realizó en recipientes de digestión de fluorocarbono, los cuales soportan altas presiones (>7.5 atm) y temperaturas (>100 °C). Estos recipientes tienen forma de tubo de ensayo con paredes gruesas y se cubren con una chaqueta de metal tejido que sirve de protección física en caso de explosión; se usan tantos recipientes como muestras se analizan. Cada recipiente fue cerrado con una tapa que tiene una válvula con membrana de seguridad.

Para validar la técnica se incluyeron en la digestión estándares de referencia certificados para Cd y Pb (PACS-2, referencia de sedimento), una muestra de sedimento duplicada, y un par de tubos blancos (agua tipo 1 y ácidos).

12.1.3 Cuantificación de elementos en sedimento

Las muestras digeridas por ambos procedimientos (para obtener concentración biodisponible y total), se aforaron a 50 mL con agua tipo 1.

La cuantificación de Cd y Pb se realizó en un espectrofotómetro de absorción atómica modelo A Analyst 700 marca Perkin Elmer, equipado de un *muestreador* automatizado (auto-sampler) AS800 de la misma marca. Al inicio de la sesión se calibró el espectrofotómetro con una concentración conocida del elemento de interés. Esta medida certifica los datos registrados o emitidos por el sistema. Posteriormente, se midió el resto de las muestras. A todas se les sometió al mismo proceso de combustión a continuación descrito.

El procedimiento para la cuantificación básicamente consistió en hacer pasar 30 µL de la muestra y 5 µL de una solución modificadora a través de un tubo capilar conectado a un dispositivo conectado a un horno de grafito. La solución modificadora consistió de una mezcla de magnesio y paladio para la lectura del Cd, y de fosfato para la del Pb. Una vez que el líquido se inyectó al horno, la solución fue dispersada por la cavidad a una temperatura de 100 °C en 25 segundos. Posteriormente, en un minuto, la temperatura se

incrementó gradualmente a 140 °C, 700 °C y 1800 °C. En este momento, a través del fenómeno de combustión, se hizo pasar un haz de luz emitida por una lámpara con filamento del elemento de interés. El espectro de luz resultante fue captado por un sensor de absorbancia. Los datos generados fueron transducidos a información que se pudo verse en una pantalla de computadora.

El sistema de inyección fue limpiado entre cada lectura con ácido nítrico al 2 % y agua tipo 1, además se incrementó la temperatura en el horno a 2400–2600 °C para eliminar cualquier residuo.

12.2 Artículos producto del trabajo de tesis