

INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



RELACIÓN ENTRE EL CONTENIDO DE METALES EN MACROALGAS Y LA CONCENTRACIÓN DE NUTRIENTES EN EL AGUA DE SISTEMAS COSTEROS

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

DOCTOR EN CIENCIAS MARINAS

PRESENTA

LEIDY SOLANGE ARDILA POVEDA

LA PAZ, B. C. S., MÉXICO. NOVIEMBRE, 2019



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL SECRETARIA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 12:00 horas del día 05 del mes de Noviembre del 2019 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CICIMAR para examinar la tesis titulada:

> "RELACIÓN ENTRE EL CONTENIDO DE METALES EN MACROALGAS Y LA CONCENTRACIÓN DE NUTRIENTES EN EL AGUA DE SISTEMAS COSTEROS"

Presentada por el alumno	:								
ARDILA	POVEDA	LEIDY SOLA	INGE	5					
Apellido paterno	materno	nombre(s)							
		Con registro:	в	1	5	0	0	9	1
Aspirante de:									
	DOCTORADO I	EN CIENCIAS MARINA	S						

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

LA COMISION REVISORA

Director(a) de Tesis

DR. DAVID ALFARO SIQUEIROS BELTRONES

DR. ENRIQUE HIPARCO NAVA SÁNCHEZ.

BR. JESTS IVAN MURILLO ALVAREZ

DR. MAURICIO MUÑOZ OCHOA

DRA. JANETTE MAG AL I MURILLO JIMÉNEZ

1.P.N. CICIMAR VIRECCIÓN

PRESIDENTE DEL ODLEGIO DE PROFESORES

DR. SERGIO HERNÁNDEZ TRUJILI.O

SIP-14



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de	La Paz,	B.C.S.,	el día	11	del mes de	Noviembre	del año	2019
El (la) que suscribe	_	M en C	LEIDY	SOLANG	E ARDILA POV	EDA A	lumno (a) d	el Programa
	-	E	OCTOR	ADO EN	CIENCIAS MAR	INAS		
con número de regis	tro	B15009	adso	rito al	CENTRO INT	ERDISCIPLINARI	D DE CIENCIAS	MARINAS
manifiesta que es au	tor(a)	intelectua	l del pre	sente tr	abajo de tesis,	bajo la direcció	in de:	
		DR.	DAVID A	ALFARO	SIQUEIRO BEL	TRONES	0.02	
y cede los derechos d	lel trat	oajo titulad	do:					
"RELA	CIÓN EI	NTRE EL CO	NTENIDO	DE MET	ALES EN MACRO	ALGAS Y LA CONC	ENTRACIÓN	_
		DE NUT	RIENTES	EN EL AG	UA DE SISTEMAS	COSTEROS"		
and the second second								

al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Éste, puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección: Isardilap@gmail.com - dsiquei@gmail.com -Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

SOLANGE ARDILA POVEDA Nombre y firma del alumno

La palabra es poder,

una sola puede destruir, construir

o reconstruir.

Dedicado a:

Estados Unidos Mexicanos

por su interés en brindar educación de calidad para América Latina

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. David Alfaro Siqueiros Beltrones por su gran apoyo para dar cumplimiento a este proyecto y por su imparcialidad, al Dr. Jesús Iván Murillo, por su apoyo incondicional, especialmente en los momentos que más se necesitaron, al Dr. Mauricio Muñoz Ochoa, porque compartir su conocimiento sobre la bioquímica de polisacáridos fue una información muy valiosa para el desarrollo de la tesis, a la Dra. Janette M. Murillo, por sus explicaciones sobre la importancia del aporte continental de elementos al agua de mar en el Golfo de California y dar sentido a la presencia de metales. Al Dr. Enrique H. Nava por su análisis de las situaciones, tanto teóricas, como prácticas, que ayudaron a resolver y dieron viabilidad a la defensa de este texto.

Luz Fanny Poveda y Carol Sánchez por su apoyo diario, a Ingrid Ardila por la revisión de textos y Edwin Farfán López por su ayuda así como, a Betsabé Cañedo con Efraín Flores Montaño por su trabajo en laboratorio y campo.

Al Dr. Raúl Miranda-Avilés y a la I.Q. Daniela Moncada-Sánchez del Laboratorio de Investigación y Caracterización de Minerales y Materiales, (LICAMM) de la Universidad de Guanajuato, por su contribución en la determinación geoquímica de 21 metales en muestras de algas.

Al Instituto Politécnico Nacional y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por el apoyo económico suministrado para el desarrollo de las etapas de campo, a través de los proyectos desarrollados en el laboratorio de macroalgas del CICIMAR, bajo la dirección de la Dra. Margarita Casas Valdez: 1. Dinámica del género *Ulva* en una bahía subtropical con amplia variabilidad hidrográfica, como potencial indicador de cambio ambiental, con clave CONACYT-CB-2010-01-154415; 2. Respuesta de *Ulva* al enriquecimiento de nutrientes en condiciones de laboratorio: crecimiento y reproducción, con clave SIP20151427I; 3. Identificación y distribución de las especies de macroalgas no nativas y su composición isotópica en la Bahía de La Paz, con clave SIP 20144069; 4. Uso de la composición elemental e isótopos de nitrógeno en *Ulva* para detectar aportes de tipo antropogénico, con clave SIP 20131134; 5. Relación de los nutrientes con la presencia de bloom macroalgales en una bahía subtropical, con clave SIP 20121548.

Al Dr Alfredo Arreola Lizárraga, a MSc. Edgar Alcántara Razo Lic. María del Refugio López Tapia, del CIBNOR en Guaymas, por su ayuda logística en el desarrollo de esta investigación en la Ciudad de Guaymas. A MSc Baudilio Acosta e I.BQ Griselda Peña Armenta, del laboratorio de espectrofotometría de absorción atómica del CIBNOR, por su ayuda en la determinación del contenido de metales y los proyectos 180C Clasificación de la zona costera de Guaymas, (CONACyT - CONAGUA) y el PCO.5 Metales Pesados del Programa de Planeación Ambiental y Conservación (PPAC) del CIBNOR, ambos bajo la Dirección de la Dra. Lía C. Méndez Rodríguez.

Al CONACyT, por su programa de becas, al Instituto Politécnico Nacional y a la comunidad del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, por su apoyo logístico durante el desarrollo del Posgrado, así como, a la Secretaría de Investigación y posgrado por la Beca de Estímulo Institucional de Formación de Investigadores BEIFI, a la Comisión de Operación y Fomento de Actividades Académicas COFAA, así como al estímulo Beca Tesis.

TABLA DE CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS	5
GLOSARIO	17
RESUMEN	20
INTRODUCCIÓN	22
ANTECEDENTES	24
El proceso de eutrofización en sistemas costeros	24
El origen de los metales en el agua de sistemas costeros	26
Propiedades de los metales y formación de especies químicas en el agua de mar	27
La unión de metal en la macroalga	29
Macroalgas como bioindicadores	30
Mecanismos de acumulación de metales en macroalgas	32
Efecto de la eutrofización en la acumulación de metales en macroalgas	35
Ingreso de metales a los sistemas costeros	37
Bahía de La Paz	38
Bahía de Guaymas	44
PREGUNTAS PROBLEMA	47
HIPÓTESIS	47
OBJETIVO GENERAL	48
Objetivos específicos	48
ÁREA DE ESTUDIO	49
Bahía de La Paz	49
San Juan de la Costa (Mina de fosforita)	50
Casa del Marino (Malecón)	50
El Tecolote	52

Bahía de Guaymas Isla Almagre Grande (Puerto de cobre) Paraje 2 (Parque Industrial Pesquero) San Carlos (Sonora) Isla Cerro Pastel	53 54 55 56 57
METODOLOGÍA	58
Estimación de intervalos de tolerancia de macroalgas a parámetros fisicoquímicos Determinación de metales y nutrientes Recolecta de muestras Comparación entre sistemas costeros con diferentes grados de antropismo	. 59 . 63 . 63 . 67
RESULTADOS	68
Características fisicoquímicas del agua del Golfo frente a Bahía de La Paz, Bahía de Guaymas vs el Océano Pacífico	68
Condiciones fisicoquímicas in situ de las áreas de estudio	70
Características fisicoquímicas de sistemas costeros de la ensenada (Casa del Marino) y Bahía de La Paz (El Portugués, San Juan de La Costa, El Tecolote) de 2013 a 2015	70
Temperatura	70
Salinidad	71
Sólidos disueltos totales (SDT)	72
Nitrato, amonio, nitrito, nitrógeno total, fósforo total y fosfato	. 74
Concentración de nutrientes en el agua en Bahía de Guaymas versus La Paz	. 74
Tolerancia de macroalgas a variaciones fisicoquímicas en el agua	. 80
Cambios en la taxocenosis de macroalgas de Baja California Sur frente a la eutrofización	87
Concentraciones de Cu, Cd, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en <i>Ulva rígida, Spyridia filamentosa</i> Padina durvillei	i y 93
Hierro	95
Manganeso	99
Zinc	103
Níquel	107
Cobre	111

Cadmio	115
Plomo	118
Efectos de la concentración de nutrientes en el contenido de metales en talos de macroalgas	121
Padina durvillei	121
Spyridia filamentosa	123
Ulva rigida	124
DISCUSIÓN	126
Tolerancia de macroalgas a las variaciones ambientales	126
Contenido de metales en macroalgas	129
Efectos de la concentración de nutrientes en el biomonitoreo de metales	. 131
CONCLUSIONES	136
RECOMENDACIONES	139
REFERENCIAS	140
APÉNDICE 1	164
MANUSCRITO APROBADO PARA SU PUBLICACIÓN EN LA REVISTA HIDROBIOLÓGICA	164
Taxocenosis macroalgales indicadoras de calidad del agua en sistemas costeros	. 164
APÉNDICE 2	202
MANUSCRITO QUE SE SOMETERÁ PARA SU PUBLICACIÓN EN LA REVISTA	
Archives of Environmental Contamination and Toxicology	202
Efectos de la variación en concentración de nutrientes en el agua de sistemas coste sobre el contenido de metales en macroalgas de - Bahía de La Paz, Baja California (México)	eros i Sur 202

Lista de Figuras

Figura 1. Subprovincias y discontinuidades fisiográficas de la región y subcuencas que drenan a la Bahía de La Paz. Modificado de Velasco-García (2009)._____39

Figura 2. a) Rasgos estructurales y morfológicos circundantes de la Sierra Libre en el sector centro-sur de Sonora (Guerrero, 2011), y b) Principales características geológicas y tectónicas del área de estudio (Sutherland et al., 2015). _____45

Figura 3. Mapa de ubicación de las localidades estudiadas en la Bahía de La Paz y cuencas de drenaje, Baja California Sur. _____49

Figura 4. a) *U. rigida* sobre sustrato rocoso, b) playa de pescadores San Juan de La Costa, BCS (sitio de recolecta de macroalgas), c) transportadora de la planta minera de fosforita.

_____50

Figura 5. a) Malecón de La Paz, BCS, b) vertimiento de aguas residuales domésticas a la Ensenada de La Paz, c) Puerto de pescadores Casa del Marino en la boca de la Ensenada (sitio de recolecta de macroalgas). _____51

Figura 6. a) Playa arenosa El Tecolote, b) litoral rocoso (sitio de recolecta de macroalgas); frente a la Isla Espíritu Santo. _____52

Figura 7. Cuencas que drenan las localidades frente a San Carlos, Sonora y Bahía Guaymas. ______53

Figura 8. a) Puerto de carga, b) pila de cobre previo a carga, c) sitio de recolecta de macroalgas en Isla Almagre Grande frente del puerto de cobre de Guaymas.

Figura 9. Parque Industrial Pesquero Paraje 2, b) estación Pemex, c) sitio de muestreo, Bahía de Guaymas, Sonora._____56

Figura 10. a) Manto algal dominado por *P. durvillei* y *Sargassum* sp., b) Isla Cerro Pastel, c) Bahía de San Carlos, Sonora._____58

Figura 11. Mapa 2D de distribución de Kernel de la especie *P. durvillei* (rosado) según el registro del GBIF y los promedios de fisicoquímicos y de nutrientes (NOOA, 2005 a 2012).

_60

Figura 12. U. rigida, S. filamentosa y P. durvillei, respectivamente._____63

Figura 13. Metodología usada para la determinación del contenido de metales en macroalgas: a) *U. rigida* libre de epibiontes, b) Horno de secado de flujo laminar, c) *S. filamentosa* seca y etiquetada, d) macerado en mortero de Ágata, e) Proceso de digestión ácida y ciclos de temperatura, f) Medición de metales por medio de Espectofotometría de Absorción Atómica. _____65

Figura 14. Diferencias entre las características hidrológicas del agua de Golfo de California, enfrente de las bahías La Paz, Guaymas, y el Océano Pacífico. Datos de composición anual 1º del World Ocean Atlas 2009 WOA09, visualizados en el programa Ocean Data View. 69

Figura 15.Variación por época (promedio y error) de la temperatura (°C) insitu en laslocalidades de la Bahía de La Paz, de 2013 a 2015.71

Figura 16. Variación de la salinidad en el agua de mar, en localidades estudiadas en la Bahía de La Paz de 2013 a 2015 _____72

Figura 17. Variación por época de sólidos disueltos totales (g/L) insitu, en las localidades de la Bahía de La Paz. _____73

Figura 18. Modelo lineal de la variación por época de nitrito (µg l⁻¹) en función del grado de disturbio antropogénico, en sistemas costeros del Golfo de California para 2016.____76

Figura 19. Modelo lineal de la variación por época de amonio (µg l-1), en función del grado de disturbio antropogénico en sistemas costeros del Golfo de California para 2016.____77

Figura 20. Modelo lineal de la variación por época de nitrato (µg l-1) en función del grado de disturbio antropogénico, en sistemas costeros del Golfo de California para 2016. ____78

Figura 21. Modelo lineal de la variación por época de fosfato (µg l-1), en función del grado de disturbio antropogénico en sistemas costeros del Golfo de California para 2016.____79

Figura 22. Intervalos de tolerancia a la salinidad del agua de mar, de las clases de macroalgas. ______80

Figura 23. Superposición del nicho de Clases de macroalgas a las concentraciones de clorofila en el agua de mar (mg/m³)._____81

Figura 24. Intervalos de tolerancia a concentración de fosfatos (µg l⁻¹) en el agua de mar de las Órdenes de macroalgas._____83

Figura 25. Variación de la concentración de nitrato en la que se desarrollan los diferentes Órdenes de macroalgas. _____84

Figura 26. Variación de la concentración de oxígeno en la que se desarrollan los diferentes Órdenes de macroalgas. _____85

Figura 27. Variación de la concentración de materia orgánica disuelta coloreada (CDOM) en la que se desarrollan los diferentes Órdenes de macroalgas._____86

Figura 28. Posible taxocenosis de macroalgas en Baja California Sur, en un estado de calidad bueno en cuanto a fisicoquímicos del agua de mar ______89

Figura 29. Posible taxocenosis de macroalgas en Baja California Sur, en un estado de calidad moderado en cuanto a fisicoquímicos del agua de mar._____90

Figura 30. Posible taxocenosis de macroalgas en Baja California Sur, en un estado de calidad malo en cuanto a fisicoquímicos del agua de mar. _____91

Figura 31. Índice de estados costeros, taxocenosis de macroalgas representativas de estados de calidad del agua. _____92

Figura 32. Histogramas de contenidos de metales en muestras de macroalgas de sistemas costeros del Golfo de California de 2013 a 2016. _____93

Figura 33. Histogramas del contenido de metales por cada especie estudiada. _____94

Figura 34. Variación en el contenido de hierro de macroalgas para cada especie en Bahía de La Paz: a) por localidades, b) por épocas, c) intersección entre los factores estudiado.

Figura 35. Variación del contenido de hierro en macroalgas en bahías del Golfo de California. Factor 1: Localidades en función del disturbio antropogénico. Factor 2: especies. 98

Figura 36. Variaciones en el contenido de hierro (Fe, mg kg⁻¹) en macroalgas en las bahías de Guaymas y San Carlos. a) por localidades, b) por especie. _____99

Figura 37. Variación en el contenido de manganeso (Mn, mg kg⁻¹) en muestras de macroalgas: a) por localidades en la Bahía de La Paz, b) por épocas, c) intersección entre los dos factores estudiados. ______101

Figura 38. Variación del contenido de manganeso (Mn, mg kg⁻¹) en macroalgas en bahías del Golfo de California. Factor 1: Localidades en función del disturbio antropogénico. Factor 2: especies. ______102

Figura 39. Variación en el contenido de manganeso (Mn, mg kg⁻¹) en macroalgas: a) por localidades, b) por especie.______103

Figura 40. Contenido de zinc (Zn, mg kg⁻¹) en muestras de macroalgas: a) por localidades, b) por épocas, c) intersección entre los factores estudiados de 2013 a 2015 en la Bahía de La Paz.______105

Figura 41. Variación en el contenido de zinc (Zn, mg kg⁻¹) en macroalgas, por el factor 1: localidades en función del disturbio antropogénico en tres bahías del Golfo de California. factor 2: especies______106

Figura 42. Variación en el contenido de zinc (Zn, mg kg⁻¹) en macroalgas: a) por localidades, b) por especie._______107

Figura 43. Variación en el contenido de níquel (Ni, mg kg⁻¹) en muestras para cada especie a) por localidades, b) por épocas, c) intersección entre los factores estudiados._____ 108 Figura 44. Variación en el contenido de níquel (Ni, mg kg⁻¹) en muestras para cada especie a) por localidades, b) por épocas, c) intersección entre los factores estudiados._____ 109

Figura 45. Variación en el contenido de níquel (Ni, mg kg⁻¹) en muestras de macroalgas a) por localidades, b) por especie; ----- promedio, – cada dato obtenido, () normalidad. _ 110

Figura 46. Variación en el contenido de cobre (Cu, mg kg⁻¹) por especie de macroalga: a) por localidades, b) por épocas, c) intersección entre los dos factores estudiados._____112

Figura 47. Variación del contenido de cobre (Cu, mg kg⁻¹) en muestras de macroalgas: a) por localidades, b) por especie. ______113

Figura 48. Variación del contenido de cobre (Cu, mg kg⁻¹) en macroalgas a) por localidades de las bahías de Guaymas y San Carlos b) por especie.______114

Figura 49. Figura 49.Contenido de cadmio (Cd, mg kg⁻¹) en muestras de macroalgas a) por localidades, b) por épocas, c) intersección entre los dos factores estudiados. ______116

Figura 50. Variación del contenido de cadmio (Cd, mg kg⁻¹) en muestras de macroalgas. Factor 1: Localidades, Factor 2) especie.______117

Figura 51. Contenido de cadmio (Cd, mg kg⁻¹) en macroalgas: a) por localidades; b) por especie.______118

Figura 52. Variación en el contenido de plomo (Pb, mg kg⁻¹) en muestras de *U. rigida*. a) por localidades, b) por épocas, c) intersección entre los dos factores estudiados. _____ 120

Figura 53. Variación del contenido de plomo (Pb, mg kg⁻¹) en muestras de macroalgas. a) por localidades, b) por especie, c) intersección entre los dos factores estudiados. _____ 121

Figura 54. Significancia de la relación entre el contenido de metales para la especie *P. durvillei* y los nutrientes en el agua.______122

Figura 55. Significancia de la relación entre el contenido de metales para la especie *S. filamentosa* y los nutrientes en el agua. ______123

Figura 56. Significancia de la relación entre el contenido de metales para la especie U.	rigida
y los nutrientes en el agua	_125

Lista de tablas

Tabla 1. Análisis descriptivo de nutrientes en la Bahía de la Paz de 2013 a 201574
Tabla 2. Relaciones significativas ($r^2 > 0.5$; $p < 0.05$) entre los nutrientes y las variables ambientales con los metales, y relaciones significativas entre metales para las especies
Tabla 3. Variaciones en el contenido de metales (mg kg-1) de las especies de macroalgas comparando otros autores

GLOSARIO

Absorber: Atraer y retener un sólido, líquido o gas en el interior. Incorporar.

Adherir: Pegar o unir 2 o más objetos.

Adhesión: Fuerza de atracción que mantiene unidas moléculas de distintas especies químicas.

Adsorber: Atraer moléculas o iones en estado líquido o gaseoso y retenerlos en su superficie.

Adsorción: Acción y efecto de adsorber.

Adsorción física: Fenómenos de atracción entre moléculas asociados a fuerzas de Van dar Waals.

Anóxico: Sin oxígeno.

ARD: Aguas residuales domésticas.

ARI: Aguas residuales industriales.

Bioindicador: Es un organismo (o parte de un organismo, población o comunidad) que se usa para obtener información sobre la calidad del ambiente.

Bioindicación activa (biomonitorización): Organismo expuesto de forma estandarizada en el campo a un agente, durante un período de tiempo definido.

Bioindicación pasiva (biomonitores): Monitoreo de organismos que ya se encuentran en el ecosistema de forma natural.

Bioconcentración: Captación directa de sustancias, a partir de los medios circundantes por parte de los organismos.

Complejización o quelación: El metal se une a los centros activos de la pared celular mediante enlaces químicos formando complejos.

Contenido: Cantidad de elemento que adsorbe y absorbe un organismo.

Concentración: Cantidad de elemento disuelto en una solución.

Especie química: Número de valencia o estado del ion metálico.

Exponer, exposición a: Colocar a alguien o algo para que reciba la acción de un agente. Ej. Se expusieron a radiaciones U.V.

Especie química: Estado de valencia de compuesto químico.

Eutrofización: Incremento de sustancias nutritivas en aguas de lagos, embalses y sistemas marinos que provoca exceso de fitoplancton, descomposición y anoxia.

Eurihalinas: Concentración muy elevada de sal en el agua.

Florística: (Derivado de "flora"), es una disciplina de botánica que estudia la distribución de especies de plantas y algas. También su relación en diferentes zonas geográficas.

Hipóxico: Bajos niveles de oxígeno.

Materia orgánica particulada (MOP): Sustancias orgánicas disueltas, adsorbidas de la solución sobre partículas minerales o detritus orgánicos de origen alóctono (externo) o autóctono (interno). La materia orgánica se origina a partir de detritos vegetales y excremento.

Mesohalinas: Aguas con salinidad media 20 a 30.

Nutrientes: Elementos necesarios para el crecimiento. En las algas los más importantes son fósforo y nitrógeno.

Precipitación en macroalgas: El mecanismo asociado a la formación de un complejo con un metal en la pared celular que posteriormente es hidrolizado.

Quelante: Secuestrante. Moléculas con propiedades para combinarse con los iones positivos bivalentes o trivalentes formando complejos estables.

Quelatos: Son compuestos heterocíclicos formados por reacción de un ion metálico, como ion central con dos o más grupos funcionales del mismo ligando.

Oligohalinas: Aguas con baja salinidad.

Talo: cuerpo de la macroalga, en la que no hay diferenciación de tejidos.

Taxocenosis: Asociación de especies de una comunidad en un determinado lugar y tiempo.

RESUMEN

Los cambios en la taxocenosis de macroalgas y del contenido de metales en sus talos indican variaciones en las concentraciones de elementos químicos en el agua, cambios que son indetectables por métodos tradicionales, debido a la dinámica de la circulación en los sistemas costeros. Con el objeto de proponer un método de evaluación de la calidad de agua para sistemas costeros, comenzando con una taxocenosis de macroalgas de Baja California Sur, México registrada en 1994 y 1995, se determinó el intervalo de tolerancia de 71 especies a la variación de parámetros fisicoquímicos del agua de mar (2005 - 2012) con datos de presencia para todo el planeta. La similitud entre el hábitat de las especies mostró que estas pueden constituir taxocenosis representativas de estados de calidad en el agua de sistemas costeros. Las variables que más contribuyen al cambio en asociación de especies son el aumento en materia orgánica y silicato, con la consecuente disminución de oxígeno disuelto y de pH. Se seleccionaron Padina durvillei y Spyridia filamentosa tolerantes a materia orgánica disuelta y Ulva rigida, con el fin de investigar su capacidad como bioindicadores de metales; para esto, se recolectaron muestras compuestas en las bahías de La Paz (2013 - 2016), Guaymas y San Carlos (2016); se cuantificaron los contenidos de hierro, manganeso, níquel, cobre, zinc, cadmio y plomo. Además, se midieron las concentraciones de amonio, nitrito, nitrato y fosfato en el agua de mar. S. filamentosa resultó buena indicadora de cambio en la concentración de metales en el agua. Zonas con influencia de agua residual industrial presentaron altos contenidos de cadmio, zinc y manganeso. Áreas con influencia de minería presentaron altos contenidos de hierro y cobre, mientras niveles altos de plomo y zinc se encontraron en zonas bajo la influencia del aporte de aguas residuales domésticas.

Palabras clave: Macroalgas, bioindicadores, eutrofización, nutrientes, metales, sistemas costeros

ABSTRACT

Changes in the taxocoenoses of macroalgae and the metal content in their thalli indicate variations in the concentrations of chemical elements in water, changes that are undetectable by traditional methods due to the dynamics of circulation in coastal systems. To propose a method for water quality assessment of coastal systems, using a macroalgae taxocoenoses from Baja California Sur, Mexico, recorded in 1994 and 1995, the tolerance range of 71 species to variation of physicochemical of seawater parameters was determined (2005 - 2012) with the presence for the entire planet. The similarity between the habitat of the species showed that these can constitute representative taxocoenoses of quality status in the seawater of coastal systems. The variables that contribute most to the change in species association are an increase in organic matter and silicate, with the consequent decrease in dissolved oxygen and pH. Padina durvillei and Spyridia filamentosa tolerant to dissolved organic matter and *Ulva rigida* were selected to investigate their capacity as metal bioindicators; for this, composite samples were collected in the bays of La Paz (2013) - 2016), Guaymas, and San Carlos (2016). The contents of iron, manganese, nickel, copper, zinc, cadmium and lead were quantified. Besides, the concentrations of ammonium, nitrite, nitrate, and phosphate in seawater were measured. S. filamentosa was a good indicator of change in the concentration of metals in water. Areas with the influence of industrial wastewater had high contents of cadmium, zinc, and manganese. Areas with mining influence had high iron and copper contents, while high levels of lead and copper were found in areas under the influence of domestic wastewater input.

Keywords: Macroalgae, bioindicators, eutrophication, nutrients, metals, coastal systems

INTRODUCCIÓN

Las macroalgas marinas satisfacen en general las características deseables para ser implementadas, como indicadores de contaminación y han sido usadas, como biodetectores para monitorear metales disueltos en el agua (Muse *et al.*, 1995, 1999; Riget *et al.*, 1997; Nicolaidou & Nott, 1998; Ornes *et al.*, 1998; Jordanova *et al.*, 1999); ello, dada su capacidad para acumular metales en contenidos, que generalmente son varios órdenes de magnitud, por encima de las concentraciones en el agua de mar (Bryan & Langston, 1992; Sánchez-Rodríguez *et al.*, 2001; Huerta-Diaz *et al.*, 2007). Así, los contenidos de metales en *Ulva lactuca* Linnaeus y *U. rigida* C. Agardh alcanzan varias veces las concentraciones de metales en agua y en sedimentos (Haritonidis & Malea 1999; Muse *et al.* 1999).

Por otra parte, en *Fucus vesiculosus* se han encontrado diferencias en los contenidos de metales en talos recolectados en diferente posición geográfica y distinta salinidad del sitio (Struck *et al.*, 1997). Por tanto, no todos los cambios en los contenidos de metales en macroalgas son producidos por variaciones del factor antropogénico; además de que también reflejan los aportes naturales (Stengel *et al.*, 2005; Huerta-Diaz *et al.*, 2007).

Especies de *Padina* mostraron que la exposición a un contaminante aumenta la producción de polisacáridos, por tanto, el metal no ingresa a la célula y se acumula en gránulos de cristal en la pared celular (Andrade *et al.*, 2010). Esta capacidad natural en las macroalgas también puede ser contraproducente, dado que altos contenidos de metales pueden generar daños a nivel enzimático, lo que finalmente limita el crecimiento de las células (Overnell, 1976; Clijsters & Van Assche, 1985) y puede condicionar la presencia de la especie.

En sistemas costeros con aumento de nutrientes o en proceso de "eutrofización" la capacidad de acumulación de metales por parte de macroalgas puede verse disminuida. Las macroalgas transportan de manera pasiva o activa a través de la

membrana celular, el fósforo requerido para la producción de energía (ATP) y de nitrógeno necesario para producción de moléculas estructurales (proteínas y enzimas). El aprovechamiento activo de los nutrientes favorecerá a estos la unión a grupos funcionales en los polisacáridos, que facilitarán su adsorción, tanto al entramado extracelular, como a la pared y la membrana celulares, lo que interviene en la capacidad de acumulación de los metales.

Para definir un índice o sistema de indicación biológico que muestre el estado de contaminación de un sistema costero, se asumió la premisa de que existen cambios observables en diferentes niveles de organización: 1) Comunitario: cambios en la composición de especies o taxocenosis, 2) Especie: cambios en el contenido de metales en macroalgas, y 3) Ecológico: cambios en la interacción de fisicoquímicos y concentración de nutrientes en el agua versus el contenido de metales en macroalgas.

Para esto, se estudiaron: 1) Los posibles cambios en la taxocenosis macroalgal de Baja California Sur (Siqueiros-Beltrones & Riosmena Rodríguez, 1998; Siqueiros-Beltrones *et al.*, 2017) en un escenario de cambio en las condiciones ambientales a partir de promedios decadales de fisicoquímicos y de nutrientes (Garcia *et al.*, 2013a, 2013b; Zweng *et al.*, 2013). 2) El contenido de metales de especies propuestas, como monitores pasivos, mismas que se seleccionaron a partir de una base de muestras de florecimientos macroalgales, monitoreados mensualmente de diciembre de 2012 a octubre de 2015 en Bahía de La Paz, Baja California Sur (Chávez-Sánchez *et al.*, 2017). Estas especies redituaron muestras durante todo el año o la mayor parte de él (mínimo tres muestras por época: lluvias frías, secas, y lluvias cálidas) y han sido registradas, tanto en la costa peninsular, como en la costa continental del Golfo de California. Así, se seleccionaron *Ulva rigida* C. Agardh, *Spyridia filamentosa* (Wulfen) Harvey, y *Padina durvillei* Bory Saint-Vincent. 3). Los pormenores y aspectos intrínsecos, que puede afectar la bioindicación por macroalgas, se analizaron a partir de correlaciones estadísticas entre las características del agua (fisicoquímicas y de concentración de nutrientes) y el contenido de metales en las especies seleccionadas. Adicionalmente, se compararon los contenidos de metales de tres monitoreos (uno por época) en 2016, en tres localidades de Bahía de La Paz y dos localidades de Bahía de Guaymas y uno en San Carlos, Sonora.

ANTECEDENTES

El proceso de eutrofización en sistemas costeros

La eutrofización o el incremento excesivo de compuestos de nitrógeno y fósforo (N y P) así como, de materia orgánica disuelta (MOD) en los cuerpos de agua, también conocido como, enriquecimiento de nutrientes, tiene como consecuencia el descenso en las concentraciones de oxígeno a causa del crecimiento acelerado de microalgas y su posterior descomposición, lo que puede causar la muerte de peces (EPA, 1997).

La adición de fertilizantes (NPK) en las prácticas agrícolas y acuícolas excede la capacidad de asimilación de los nutrientes en los organismos cultivados. Este excedente emitido al ambiente constituye la causa principal de adición de nitrógeno y fósforo reactivos a los ecosistemas acuáticos (Galloway *et al.*, 2013; Cosme & Niero, 2017), dado que se introduce amonio (NH₄⁺), nitrato (NO₃⁻), nitrito (NO₂), fosfato (PO₄³⁻) en el suelo y amoníaco (NH₃⁺) en el aire; así mismo, la ignición de combustibles fósiles añade óxido nitroso (N₂O) (Socolow, 1999) que luego se precipita por las lluvias y llega al mar a través de las escorrentías.

El uso original del término eutrofización, fue para diferenciar los lagos eutróficos de los oligotróficos. Los lagos eutróficos se caracterizan por el estancamiento de las aguas, además de abundante vegetación litoral, siendo una situación irreversible por los nutrientes acumulados. Margalef (1981) lo denomina como "lago humanizado" o "Eutrofo". Se dice que dicho ambiente se encuentra forzado, bajo tensión o sometido a estrés (Chalar, 2006).

Los niveles de nitrato en agua de mar por lo general son de 1 µg l⁻¹ o menos y rara vez superan 25 µg l⁻¹. Las concentraciones de fosfato generalmente oscilan entre 0 y 3 µg l⁻¹. Mientras que, las concentraciones de nitrógeno orgánico disuelto total y de fósforo orgánico disuelto, son frecuentemente varias veces mayores, que las concentraciones inorgánicas disueltas en aguas marinas (Kennish, 1997).

Se consideraba que el nitrógeno (N) era el factor limitante del crecimiento en el océano, teniendo en cuenta condiciones espaciales y temporales (Vitousek *et al.* 2002; Howarth & Marino 2006; Cosme *et al.* 2015). Sin embargo, la producción primaria está limitada por el fósforo, al menos en lo que se refiere a aguas costeras y estuarinas (Kennish 1997). Rast *et al.* (1983) demostraron la capacidad de modelos para predecir las características de calidad del agua, alterando la carga de fósforo en un cuerpo de agua. No obstante, fue Vollenweider (1979) quien definió la correlación estadística con una regresión entre la carga de P (normalizada) y la producción primaria planctónica, lo que le permitió definir estados tróficos.

Actualmente se han propuesto los estados tróficos: ultra oligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico e hipertrófico, establecidos a partir de los intervalos de las variables como: clorofila, clorofila máxima, media total de fósforo (mg m⁻³), media anual de transparencia (m), transparencia mínima (m), mínimo de oxígeno (% de saturación en aguas de fondo dependiendo de la profundidad media) y la composición de especies de peces dominantes en el agua (Häkanson & Jansson, 1983; Meybeck *et al.*, 1989)

En cuerpos de agua en procesos de eutrofización, el fondo se transforma en un ambiente anaerobio por el aumento de gases, como ácido sulfuroso (H₂S), metano (CH₄) y dióxido de carbono (CO₂), impidiendo el desarrollo de las especies, provocando mortandad masiva de biota, la bioacumulación de sustancias tóxicas,

aumentando la sedimentación en los cuerpos de agua y el consecuente aumento de vectores y enfermedades (Franco *et al.*, 2010).

Las condiciones tróficas de vastas áreas marinas varían considerablemente entre regiones (UNESCO & Stirn, 1988; Vollenweider *et al.*, 1996). En las zonas costeras las manifestaciones de eutrofización muestran diversos patrones espaciales costeros-oceánicos y a lo largo de gradientes, así como, variaciones de intensidad y extensión, especialmente si están bajo la influencia directa de grandes ríos, como algunos ecosistemas costeros fuertemente eutrofizados (Rinaldi & Montanari, 1988; Degobbis *et al.*, 1990; Franco & Michelato, 1992; Vollenweider, 1992).

El origen de los metales en el agua de sistemas costeros

La regulación de la concentración de metales en el agua de mar se da por adsorción física y química en materiales biológicos y se relaciona con la productividad primaria local. Los tiempos de residencia del metal en las aguas superficiales varían temporal y espacialmente, por lo que se espera que exista variabilidad en la concentración local de los metales a corto plazo (Wangersky, 1986).

Los metales no son fácilmente adsorbidos, ello depende del tipo de metal (Krauskopf, 1956; Fukai & Lang, 1968). Algunos se depositarán en los sedimentos, mientras que otros en solución se dispersarán más lejos de la fuente de origen (Preston & Jefferies, 1969; Bryan, 1971). Por ejemplo, en sistemas costeros el hidróxido férrico Fe(OH)₂ III y el hidróxido de manganeso Mn(OH)₂ suelen ser las superficies de adhesión más importantes para los metales, porque son los más abundantes en las áreas costeras.

Debido a que el hierro (Fe) soluble se precipita más fácilmente que el manganeso (Mn), influirá en la precipitación de metales, como el cobalto (Co) y el níquel (Ni), que presentan mayor afinidad por el Mn(OH)₂, por tanto la precipitación será menor,

que el zinc (Zn), el cobre (Cu) y el plomo (Pb) que son adsorbidos fácilmente, tanto por el Fe(OH)₂ III, como por el Mn(OH)₂; otro como la plata (Ag) no es fácilmente adsorbida por ninguno de los materiales. Tampoco lo es el cromo (Cr), como cromato (CrO₄^{2–}), a menos que se reduzca primero a la forma trivalente que se co-precipita fácilmente en presencia de Fe (Bryan, 1971).

Las concentraciones de metales en sistemas costeros pueden aumentarse por la presencia de agentes complejizantes, o reducirse como sucede durante procesos de eutrofización en aguas anóxicas, donde está presente el sulfuro de hidrógeno. Los sulfuros de metales como el Zn, Cu, Cd, Pb y Ag son muy insolubles, por lo que en aguas que contienen sulfuro de hidrógeno, estos metales se precipitan en gran medida (Richards, 1965; Bryan, 1971). Así mismo, las sustancias húmicas en el medio acuático, también pueden influir en la adsorción de iones metálicos (Koukal *et al.*, 2003).

Propiedades de los metales y formación de especies químicas en el agua de mar

Los metales son componentes persistentes del medio marino al no ser biodegradables (Kaewsarn & Yu, 2001). Pueden presentarse en diferentes estados de oxidación o valencia, que son conocidas como "especies químicas" de los metales. Al ingresar al medio marino la especie química puede cambiar por las variables ambientales, como la salinidad, la temperatura, el pH, el potencial óxido reducción, las sustancias orgánicas particuladas y las actividades biológicas (Stokes, 1983; Mamboya, 2007; Hurd *et al.*, 2014).

Dependiendo de su origen, los iones metálicos pueden existir en forma disuelta o particulada, como iones o en complejos ligandos con grupos OH⁻, Cl⁻, o CO₂³⁻. También pueden ser secuestrados o quelados por aminas, ácidos fúlvicos y proteínas (Beijer & Jerenlöv, 1979; Batley *et al.*, 2004; Hurd *et al.*, 2014). Las formas

particuladas se presentan como coloides o agregados, precipitados, como revestimientos, incorporados en materia orgánica, como en algas y retenidos en partículas cristalinas detríticas (Beijer & Jerenlöv, 1979; Mamboya, 2007).

Las características de unión de los cationes metálicos durante la adsorción pueden explicarse parcialmente por el concepto de Pearson; la estabilidad termodinámica de un complejo de metal depende en gran medida de las propiedades del ligando, el ion metálico y el tipo de unión. La interacción metal-ligando es un ejemplo de una interacción ácido-base de Lewis. Estas se pueden dividir en dos categorías: 1) bases duras que contienen átomos donantes pequeños, relativamente no polarizables (e.j. N, O y F) y bases blandas que contienen átomos más grandes, donantes relativamente polarizables (e.j. P, S y Cl) (Pearson, 1963).

Los iones metálicos con afinidad por bases duras son ácidos duros (cationes de metales electropositivos) como lo es Mn₂⁺, mientras que los iones metálicos con la mayor afinidad por bases blandas son ácidos blandos (cationes de metales menos electropositivos como Ag⁺, Au⁺, Hg⁺, Hg²⁺ y Cu⁺), tienden a formar enlaces covalentes (Pearson, 1963; Schiewer & Wong, 2000). En consecuencia, ácidos duros se unen preferentemente a bases duras, y ácidos blandos a bases blandas. Muchos metales de transición, por ejemplo, Fe²⁺, Co²⁺, Ni²⁺, Cu²⁺, Zn²⁺, Pb²⁺ y Cd²⁺, así como, los protones, tienen características intermedias, por lo que el Zn²⁺ tiende hacia duro y el Pb²⁺ hacia blando (Pearson, 1963; Schiewer & Wong, 2000).

Las reacciones que pueden presentar los metales en el medio acuático, también se basan en lo descrito en la serie de Irving-Williams, cuanto más pequeño y electronegativo sea el átomo donante de electrones del ligando, más estable resultará el complejo. Por ello, los complejos más estables se formarán con ligandos que posean átomos de N, O y flúor (F) como donantes electrónicos (Schiewer & Wong, 2000).

La unión de metal en la macroalga

La capacidad de las macroalgas para adsorber metales varios órdenes de magnitud por arriba de su concentración en el agua de mar, ha sido bien documentada (Black, 1948, 1949; Black & Mitchell, 1952). Se ha considerado tanto particular de la especie biológica, como específica del metal (Lee *et al.*, 1998; Mamboya, 2007) o de la especie química del metal (estado de valencia).

Los primeros hallazgos de metales en macroalgas eran de tipo cualitativo. Cornec (1919) encontró por primera vez Ag, As, Co, Cu, Mn, Ni, Zn, Ca, bismuto (Bi), estroncio (Sn) molibdeno (Mo), oro (Au), antimonio (Sb), titanio (Ti), wolframio (W) y uranio (U), pero la especie investigada no fue reportada.

El desarrollo de la espectrofotometría permitió cuantificar los contenidos de metales. Estudios pioneros determinaron el contenido de arsénico, en once variedades de algas británicas obteniendo un valor de 125 mg kg⁻¹ para *Laminaria digitata* (Jones, 1922; Williams & Whetston, 1940; Black & Mitchell, 1952). Igelsrud *et al.* (1938) encontraron que el contenido de boro de cinco algas marinas variaba entre 4.2-14.9 mg kg⁻¹ en el material seco. Wilson *et al.* (1941) estimaron espectroscópicamente dieciocho de los elementos menores para *Macrocystis pyrifera*. Del mismo modo, las tierras raras de *Lithothamnium calcareum* fueron examinadas por Servigne y Tchakirian (1939) encontrando cerca de 5 mg kg⁻¹ de praseodimio (Pr), neodimio (Nd) y samario (Sm). Mientras que Wiesner (1939) encontró alta capacidad de adsorción de radio, por parte de macroalgas (Black & Mitchell, 1952).

De esta manera, las macroalgas pueden ser usadas como bioindicadores de concentraciones de metales en el agua de ecosistemas marinos. Sin embargo, se han destacado algunas dificultades asociadas. Por ejemplo, los resultados indican que no todas las concentraciones elevadas de metales en el medio marino reflejan necesariamente niveles crecientes de contaminación. También reflejan la naturaleza metalífera de las rocas presentes en el sistema (Sawidis *et al.*, 2001a) y

la actividad volcánica, tanto en la plataforma continental, como en las profundidades del lecho marino (Duque-Trujillo *et al.*, 2014; Sutherland *et al.*, 2015). Además, los cambios de contenido de metales en macroalgas recolectadas en diversas áreas costeras se han relacionado con el crecimiento, sus propiedades bioquímicas y fisiológicas, así como, con los factores ambientales, temporales y espaciales que intervienen en su acumulación (Sawidis & Voulgaropoulos, 1986; Guven *et al.*, 1992, 1998; Esen *et al.*, 1999; Sawidis *et al.*, 2001b; Stengel *et al.*, 2005).

Macroalgas como bioindicadores

El efecto del crecimiento de la densidad poblacional humana y su asentamiento sobre las costas es difícil de medir. La producción de una serie de actividades industriales, como la explotación de los recursos mineros, el transporte marítimo, el cargue y descargue de materiales produce aguas residuales industriales (ARI) y aguas residuales domésticas (ARD) que son vertidos a los sistemas costeros, sin control, debido a que no existen mecanismos de regulación de la contaminación por metales, en el agua marina en la mayoría de los países.

La presencia de metales en zonas costeras y su presentación química, además puede ser influenciada por los efluentes de agua, generados por las actividades humanas; así como, por los factores ambientales, por ejemplo, en las surgencias (Bruland, 1983; Bruland et al., 2013). Como se ha descrito aquí, la presentación química de los metales influirá en la solubilidad de los elementos químicos en la columna de agua y con ello, en la factibilidad de ser acumulados por diversos organismos marinos, o ser depositados en el fondo.

La solubilidad es la capacidad que tiene una sustancia de disolverse, esto depende de la naturaleza o propiedades del soluto, el solvente, la temperatura, la presión y el pH (Bryan & Langston, 1992). Por ejemplo, los nitratos y nitritos, son sales solubles en el agua, mientras los carbonatos entre ellos fosfatos (PO₄) son insolubles en el agua (Barreto, 2011). Es así como, este se precipita al fondo, por tanto se ha estimado que la carga de metales se incrementa en sedimentos de lagunas costeras en proceso de eutrofización, los cuales actúan como reservorio final mostrando valores en exceso (Delgado *et al.*, 2011). Lo que puede afectar la indicación de la calidad del ambiente del sistema costero en el corto plazo.

Los bioindicadores son especies que se usan, como un elemento de medición asociado a uno o varios factores ambientales (Wilson, 1994) que pueden mostrar la exposición a estresores y el grado de respuesta ecológica a la exposición en el corto y mediano plazo (De la Lanza-Espino, 2000), porque el aumento en concentraciones de determinados compuestos químicos en el agua, tiene como consecuencia la proliferación de determinadas especies y también la desaparición, más o menos rápida y gradual de la totalidad o parte de la población inicial (Montejano *et al.*, 1999) es decir, cambios en la taxocenosis (asociación de especies) pueden indicar de manera directa y precisa, un amplio espectro de substancias o concentraciones tóxicas, sean éstas de origen orgánico, o inorgánico y su monitoreo puede mostrar la evolución en magnitud del fenómeno (Pinilla, 2000)

Densos florecimientos macroalgales están aumentando en abundancia y frecuencia en aguas costeras alrededor del mundo, como resultado de las actividades antropogénicas, que se desarrollan en torno a las lagunas costeras. Las macroalgas marinas en general, satisfacen las características deseables para ser usadas, como organismos indicadores de contaminación: tamaño razonable, sésiles y fáciles de colectar (Santos *et al.*, 2006; Chekroun *et al.*, 2013) que además han sido usadas como biodetectores para monitorear metales disueltos en el agua (Muse *et al.*, 1995, 1999; Riget *et al.*, 1995, 1997; Ornes *et al.*, 1998).

La amplia distribución de algunas especies de macroalgas, combinado con su capacidad para acumular contenido de metales, de varios órdenes de magnitud por encima de sus respectivas concentraciones en el agua de mar (Bryan & Langston,

1992; Sánchez-Rodríguez *et al.*, 2001b; Huerta-Diaz *et al.*, 2007; Patrón-Prado *et al.*, 2010) son las condiciones ideales, para realizar sistemas de indicación de calidad del agua.

Mecanismos de acumulación de metales en macroalgas

Las macroalgas viven en un ambiente salino y por lo tanto requieren mecanismos de intercambio para absorber selectivamente iones metálicos esenciales, como el Ca y K (Sivakumar *et al.*, 2010). Así mismo, las macroalgas acumulan solamente los iones metálicos disueltos disponibles en el medio (Lee *et al.*, 1998). Los mecanismos de acumulación de metales, por parte de macroalgas ocurren en sitios de unión con polisacáridos de la matriz intercelular. Esto puede producirse a partir de: 1) adhesión química a través de enlace iónico, o mediante la formación de complejos con los ligandos de la pared celular, y 2) la absorción de metales que ingresan a la célula para cumplir funciones metabólicas y que en exceso se acumulan en la pared celular (Volterra & Conti, 2000).

Los grupos químicos como las acetamida, amino, amida, sulfhídrico, sulfato y carboxilo, se encuentran presentes en la biomasa de macroalgas y, son capaces de atraer y secuestrar metales (quelación) (GardeaTorresdey *et al.* 1990; Volesky & Holan 1995; Schiewer & Wong 2000). Por ejemplo, el ácido algínico y sus sales (alginato) presente en las algas pardas, es un polisacárido lineal, que contiene restos de ácido β -D-manurónico (M) y α -L-gulurónico (G) unidos por enlaces 1,4 dispuestos en orden de bloques no regulares a lo largo de la cadena y que están disponibles para la unión (Haug *et al.*, 1961). Además, el ácido algínico crudo puede representar entre el 10 y el 40% del total del peso en macroalgas pardas secas (Percival & McDowell, 1967; Andrade *et al.*, 2010).

Además del ácido algínico, el fucoidano son señalados como los principales polisacáridos implicados en la quelación de metales en las algas pardas (Schiewer & Volesky, 1995; Raize et al., 2004) debido a que los grupos funcionales carboxilos de los alginatos tienen un papel importante en la unión del cobalto en *Ascophyllum nodosum*, donde se produce predominantemente un intercambio iónico (Kuyucak & Volesky, 1990).

En la Bahía de Sepetiba (Río de Janeiro, Brasil), un ecosistema estuarino considerado contaminado por metales, las muestras de *P. gymnospora* expusieron las concentraciones más altas, entre todas las algas recolectadas (Amado *et al.*, 1996, 1999). Por medio de microscopía electrónica se observó que la conformación de la célula general de la macroalga era normal; sin embargo, se observaron diminutos precipitados oscuros en las paredes celulares, conformados principalmente por Zn, O y S (Amado *et al.*, 1999; Andrade *et al.*, 2002). La retención de metales en la matriz de la pared celular podría ser un mecanismo de protección, ya que los metales se excluyen del citoplasma y por lo tanto los efectos tóxicos son evitados (Andrade *et al.*, 2004).

Así mismo, los contenidos de ácidos urónicos fueron mayores en algas recolectadas en un área contaminada, que en el área control; esto demostraría que el aumento en las concentraciones de Cd estimuló las células de *P. gymnospora,* para sintetizar alginato (polisacárido) y evitar su absorción en el citoplasma (Andrade *et al.*, 2010).

Otros experimentos de adsorción de metales en macroalgas secas han permitido determinar los mecanismos de unión entre los polisacáridos y los metales. Gardea-Torresdey *et al.* (1990) modificaron grupos químicos de la pared celular de cinco especies de macroalgas usando metanol ácido para esterificación, demostrando que la disminución de grupos carboxilo produce disminuciones en la unión de cobre. Fourest & Volesky (1996) obtuvieron resultados similares para el cadmio y el plomo al modificar la biomasa del alga marina *Sargassum* sp. con óxido de propileno, donde también se demostraría por medio de un análisis instrumental, que el

mecanismo de unión al Cd incluía la formación de complejos quelantes con grupos carboxilo de alginato.

Haug *et al.* (1961) realizaron un ensayo de afinidad en el laboratorio en el cual añadieron una sal metálica, a una muestra semi-neutralizada de ácido algínico de *Laminaria digitata*; el pH disminuyó y la magnitud de esta disminución se explicó por la afinidad entre el ácido algínico y el ion metálico, para formar una sal de alginato. Así, resultó que durante la unión del ión del metal a los alginatos, la liberación de protones fue mayor para Pb que, para Cd, lo que explicaría una captación más rápida y alta de Pb, por parte de los grupos funcionales a una concentración baja (0.86 mequiv.sal/mequiv.alg) del metal en el agua.

Tanto los elementos ligeros, como los metales pueden unirse al mismo grupo funcional de los polisacáridos de las macroalgas. Durante un proceso de protonación se indujo el desplazamiento de los átomos (K⁺, Na⁺, Ca²⁺ y Mg²⁺) unidos mediante protones (H⁺) de grupos funcionales en las paredes celulares (Andrade *et al.*, 2010) este proceso favoreció la unión de metales disueltos a los polisacáridos (Volesky, 2001).

En macroalgas pardas secas los grupos carboxílicos libres presentes en el ácido algínico son los ácidos más abundantes, representando el 70% de los sitios de unión en grupos funcionales de los cationes divalentes como Cd²⁺, Pb²⁺ y Zn²⁺ (Davis *et al.*, 2003). Figueira *et al.* (1999), también revelaron el carácter quelante o secuestrarte por parte de grupos carboxilo y el azufre en la complejización de Fe.

Así también, la contribución de otros grupos funcionales, tales como, los grupos sulfato fuertemente ácidos (R-OSO₃) presentes en los fucoidanos y en los carragenanos de las algas rojas, corresponde al 10% de los sitios totales para la unión de metales (Kratochvil & Volesky, 1998; Raize *et al.*, 2004). Por ejemplo, los fucanos sulfatados (o fucoidanos) contienen bloques de 4-sulfato de L-fucosa como componente principal, aunque la hidrólisis ácida produce distintas cantidades de D-

xilosa, D-galactosa y ácido urónico (Percival 1979; Kloareg & Quatrano 1988; Kloareg *et al.* 1986).

Así mismo, estos polisacáridos y sus grupos funcionales de unión no solo sirven para la unión de metales, por ejemplo, las algas rojas (Rodophytas) son particularmente eficientes en la rápida toma y el almacenamiento de grandes reservas de nutrientes debido a que se requieren en funciones vitales (Rainbow, 1997). Por ejemplo, *Gracilaria edulis* rápidamente asimila NH₄+ (Jones *et al.*, 1996). *Kappaphycus alvarezii* ha sido efectivamente usada para la asimilación de nitrógeno en aguas residuales (Oian *et al.*, 1996); en ensayo de laboratorio disminuyó la concentración de PO₄³⁺ en el agua, de 0.037 µmol l⁻¹ a 0.002 µmol l⁻¹ que fue equivalente al 94.5% de la eliminación del nutriente, durante cinco días de estudio. También se observó una considerable reducción de la concentración de NO₃⁻ de alrededor del 49%. Respecto a los niveles de NO₂⁻ estos fueron removidos en un 92.3%. El NH₃⁺ se redujo en 42% (Mithra *et al.*, 2012). Por tanto los nutrientes y metales en el agua tendrían los mismos sitios de unión en macroalgas.

Efecto de la eutrofización en la acumulación de metales en macroalgas

La toxicidad de los metales para las macroalgas en ambientes marinos depende en gran medida de su disponibilidad biológica (Langston, 1990). Por ejemplo, la toxicidad de los metales puede reducirse cuando se adsorben en la materia orgánica suspendida y disuelta (MOD) o se unen con nutrientes inorgánicos (Mamboya, 2007) a través de la formación de complejos; ya que reducen la concentración de metales iónicos libres en el medio acuático (Kim *et al.*, 1999; Guo *et al.*, 2001).

Además, la MOD bloquea la bioacumulación de algunos metales en ambientes con altas concentraciones, debido a formación de complejos con iones metálicos en el agua (Haglund *et al.*, 1996; Göthberg *et al.*, 2004) y porque bloquea los sitios de

unión en los grupos químicos disponibles en los polisacáridos de las paredes de macroalgas (Campbell *et al.*, 1997; Guo *et al.*, 2001; Mamboya, 2007).

Sivakumar *et al.* (2010) concluyeron que cuanto mayor es la concentración de nutrientes (N y P) en el medio, menor es la acumulación de metales. En ensayos con *U. reticulata*, la disminución en la concentración de nutrientes en el agua causó un aumento en la acumulación de Cu (Mamboya, 2007).

A pesar, de que se usan altas concentraciones de fosfato y nitrato para reducir la toxicidad de los metales (Haglund *et al.*, 1996) pocos estudios han abordado la influencia de los principales nutrientes sobre la captación de metal en las macroalgas (Lee & Wen-Xiong 2001; Göthberg *et al.*, 2004; Mamboya, 2007). La mayoría de estos estudios son de laboratorio y han considerado por separado la acumulación de metales y de nutrientes (Wang & Dei 2001; Raize *et al.*, 2004).

La adición de nutrientes clave (nitrato y fosfato) al medio de crecimiento de *P. gymnospora* redujo significativamente la acumulación de metales (Zn y Cu) y su efecto negativo sobre el crecimiento y la fotosíntesis. Un experimento de corto plazo (12 h) en laboratorio probó la capacidad de acumulación de Cu, Zn y Ni por parte de *Acrosorium uncinatum* en diferentes concentraciones de nutrientes en el medio. La acumulación de Cu y Zn aumentó con el incremento de la concentración de metal (1 y 5 mg l⁻¹) en medios con bajas concentraciones de nutrientes (0 a 0.1 mg l⁻¹ N) (Sivakumar *et al.*, 2010).

El contenido de Ni en macroalgas expuestas a concentraciones de 5 mg l⁻¹ de Ni, fue cuatro veces más alta en medios con concentraciones de 0- 0.5 mg l⁻¹ de NO₃ que en 1 y 5 mg l⁻¹ de NO₃. En general, la acumulación de Ni, aumentó significativamente con la disminución de la concentración de N. La acumulación de Pb no varió entre concentraciones de NO₃. Además, aumentó significativamente con el aumento de las concentraciones de exposición de Pb hasta 5 mg l⁻¹, después de 10 mg l⁻¹ la acumulación se redujo. La secuencia de acumulación total de metales fue Cu> Zn> Pb> Ni (Sivakumar *et al.*, 2010).
El aumento de cualquier elemento en el medio marino puede saturar los sitios de unión con los metales en la matriz de polisacárido. Esto se demostró cuando el aumento en la salinidad en el agua también afectó la captación de Cu por parte de *U. reticulata,* proveniente de la zona intersticial en el Océano Índico Occidental estudiada en condiciones de laboratorio. Esta especie se expuso a rangos de concentraciones entre 5 - 500 µg l⁻¹ de Cu, a cinco distintas concentraciones de salinidad (desde 20 hasta 40) en el medio. El contenido de Cu en el alga incrementó, cuando disminuyó la concentración de la salinidad en el agua. La captación de *U. reticulata* expuesta a 500 µg l⁻¹ de Cu fue aproximadamente de 2.7, 2.4 y 2.0 veces más alta en salinidades de 20, 25 y 30 respectivamente, que la captación a concentraciones de salinidad de 35 y 40 (Mamboya *et al.*, 2009).

Ingreso de metales a los sistemas costeros

Durante el intercambio de agua en las lagunas costeras con los sistemas circundantes, las corrientes transportan elementos químicos disueltos y material en suspensión, aunado al efecto de las mareas, el viento y las descargas de agua por parte de los ríos; esto controla el transporte y deposición natural de dichos materiales (Ibarra-Obando, 1990) desde la plataforma continental.

Es así como, la configuración de las concentraciones de elementos en el agua es particular y debe estudiarse por zonas, por ejemplo, las costas del Golfo de California cuentan con alrededor de 43 sistemas lagunares (Castañeda & Contreras, 2003) ubicados en una región árida o semiárida subtropical, donde la precipitación pluvial es baja (< 300 mm por año) y los escurrimientos desde el continente hacia la mayoría de los cuerpos costeros son escasos e intermitentes. Así, los aportes terrestres de materiales (carbono, nutrientes, sedimentos, etc.) están limitados (Ibarra-Obando *et al.*, 2001) a escurrimientos temporales durante lluvias en el invierno (Iluvias frías) y el impacto de huracanes en el verano (Iluvias cálidas), así como, solo al transporte eólico cuando no se presentan lluvias (época seca).

Los sistemas costeros de la Península de Baja California, se han considerado levemente impactadas por descargas de tipo antropogénico (Ibarra-Obando *et al.*, 2001), sin embargo, recientemente se han detectado altas concentraciones de metales en tejidos de organismos y sedimentos en áreas mineras de cobre en Santa Rosalía (Gutiérrez-Galindo *et al.*, 1999; Rodríguez, 2010) y sedimentos de la mina de fosforita en Bahía de La Paz (Shumilin *et al.*, 2001; Méndez *et al.*, 2006; Rodríguez-Figueroa *et al.*, 2008). También, se han documentado altas concentraciones de plomo en los sedimentos superficiales, asociadas a las descargas de la zona urbana (Shumilin *et al.*, 2001) con presencia de materia orgánica, así como, a zonas de uso portuario (Méndez *et al.*, 1998).

Bahía de La Paz

Bahía de La Paz es el sistema costero más grande en la costa oriental de la península de Baja California (**Figura 1**); sus aguas son profundas en gran parte de su extensión, con un umbral suave en la boca norte frente a la isla San José. La comunicación con el Golfo de California ocurre a través de dos bocas: la boca principal localizada al norte entre Los Islotes y Cabeza de Mechudo, y Canal San Lorenzo localizado al sureste de la bahía (Obeso-Nieblas *et al.*, 2002).

Al oeste se encuentra la porción sur de la Sierra La Giganta, de 1000 m de altura, formada por rocas volcánicas y sedimentarias marinas del Oligoceno y Mioceno, y hacia el sur se halla la barrera arenosa de la Ensenada (laguna) de La Paz (Cruz-Orozco *et al.*, 1996). Al sur está la Sierra de la Victoria de 1200 m de altura, constituida por rocas graníticas del Cretácico (Hausback, 1984; Velasco-García, 2009).



Figura 1. Subprovincias y discontinuidades fisiográficas de la región y subcuencas que drenan a la Bahía de La Paz. Modificado de Velasco-García (2009).

La parte profunda de la bahía de La Paz responde aproximadamente en forma instantánea a la perturbación de la marea. El retraso en la presentación del máximo o el mínimo de la curva de marea es debido al tiempo que tardan en llenarse o vaciarse las zonas de almacenamiento por el efecto de fricción (Obeso-Nieblas, 1986), con influencia de diferentes tipos de agua (Murillo-Jiménez, 1990; Reyes-Salinas, 1999). Por arriba de 100 m y a lo largo del año se encuentra agua cálida y salina (14-29 °C y > 35 ups) con características de agua del Golfo de California (Villaseñor-Casales, 1979; Jiménez-Illescas, 1996; Zaytsev & Salinas-Gonzales, 1998; Obeso-Nieblas, 2003; Reyes-Salinas *et al.*, 2003). Las salinidades de primavera y de verano son mayores que, las de otoño e invierno (Espinoza-Ávalos, 1977) y particularmente la salinidad de primavera, es frecuentemente mayor que la de verano (Cervantes-Duarte *et al.*, 1991; 2001).

El régimen de marea en la bahía es mixto con predominancia semidiurna (Morales & Plaza, 1983; Sánchez, 1993). Las velocidades máximas por marea se encuentran en el Canal de la Ensenada de La Paz, Canal San Lorenzo y en la parte norte de la Isla La Partida, que funciona también como un canal de circulación (Obeso-Nieblas, 1986; Obeso-Nieblas & Jiménez Illescas, 1989).

Durante el verano (mayo-octubre), la distribución vertical de temperatura indica el establecimiento de un marcado gradiente (Δ t= 4°C en 25 m de profundidad); ni la intensidad (promedio 4 m s⁻¹), ni la persistencia (2-3 días) del viento, generan una mezcla profunda en la bahía debido a la radiación solar. Esto disminuye la cantidad de material particulado en la capa superior de la termoclina, por disminución en la producción biológica y el flujo vertical (Martínez-López *et al.*, 2001).

El resto del año, ocurre una homogenización termal de la columna de agua, aumenta la disponibilidad de nutrientes en la capa fótica, encontrándose mayores concentraciones de nutrientes en invierno y principios de primavera (García-Pámanes, 1987; Lavaniegos & López-Cortés, 1997; Reyes-Salinas, 1999). La disminución de la temperatura asociada al régimen de frentes fríos y vientos del noreste produce una intensa mezcla vertical (por convección o el esfuerzo del viento). Como consecuencia, se incrementa el material particulado, disminuye la transparencia del agua y aumenta la concentración de nutrientes en la capa superficial (Martínez-López *et al.*, 2001). Estas condiciones confieren dentro del contexto del ciclo anual un carácter oligotrófico a la bahía, el cual se acentúa por intrusión de Agua Superficial Ecuatorial (Torres-Orozco, 1993; Lavín *et al.*, 1997; Reyes-Salinas, 1999).

Durante la exposición a vientos del noroeste, las velocidades de corrientes máximas forman una banda de aproximadamente 8 km de ancho a lo largo de la costa oeste, transportando minerales del norte desde Cabeza de Mechudo hasta la altura de El Mogote, estableciéndose una condición de reflujo permanente por el Canal San Lorenzo y por la costa sur de la Boca Norte de la bahía. El viento del sur produce una banda de aproximadamente 8 km de ancho, que inicia a la altura de El Quelele y viaja hasta Cabeza de Mechudo. Estos vientos del sur generan un reflujo continuo por el Canal San Lorenzo y una banda de flujo permanente de aproximadamente 6 km de ancho, por la parte norte de la isla La Partida (Obeso-Nieblas *et al.*, 2002).

Las mayores variaciones en las condiciones ambientales están en el intervalo cuasi bianual (de 2 a 3 años); así mismo, se aprecia una señal de 11.5 años, posiblemente relacionada con la actividad solar (Salinas Zavala *et al.*, 1990). La evaporación promedio anual es de 215 mm y la humedad relativa está entre 62 y 70 % (Obeso-Nieblas & Jiménez Illescas, 1989). La radiación máxima se da al finalizar el verano y la mínima al inicio del invierno (Jiménez-Illescas, 1983; Morales & Plaza, 1983; Obeso-Nieblas, 2003).

La Ensenada de la Paz

Es una laguna costera separada de la bahía por una barrera arenosa denominada El Mogote, tiene aproximadamente 11 km de longitud; se comunica a través de un canal de 4 km de longitud y entre 1 y 1.5 km de ancho con una profundidad promedio de 7 m (Obeso-Nieblas *et al.*, 1993). Por otra parte, la porción interna de la laguna es somera, de 2 a 6 m, aunque existen zonas de estancamiento en la región noreste y sur. La zona litoral es en su mayoría arenosa, con algunos lugares fangosos en la parte sudeste y pequeñas zonas de substrato compuesto de conchas. No existen zonas rocosas dentro de la laguna, sin embargo, en aproximadamente el 25% de la periferia de la laguna, principalmente en la porción norte, se localizan canales de marea o esteros bordeados de manglar (Signoret & Santoyo, 1980), mismos que se hayan asociados a plataformas trombolíticas y protrombolíticas, y que influyen en la geomorfología de la laguna (Siqueiros Beltrones, 2008).

Hasta 1986 existían registros de descargas de aguas residuales sin tratar en la porción sudeste de la laguna. El aporte anual de esta descarga era del orden de 5.010 toneladas de sólidos totales según reportes de la Secretaría de Agricultura y Recursos hidráulicos (Espinoza-Ávalos, 1977). En la actualidad la Planta de

Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) opera bajo el Sistema de Lodos Activados Convencional, tiene deficiencias fuertes en sus instalaciones (equipo obsoleto) y en sus procesos de tratamiento (procesos de depuración y análisis de la calidad del agua) hasta en un 65% y en sus procesos administrativos. Para el 2010 el 91% del agua tratada se destinaba a la agricultura en forma de riego de hortalizas, consumiendo del total de volumen de agua anual de 43,819.418 m³; El menor uso lo tienía el riego de jardines, parques, calles y camellones a cargo del municipio de La Paz así como en el área de la construcción con 60,414.8 m³ anuales (O.O.M.S.A.P.A., 2010; Tejas, 2013).

Localmente un estudio sobre la caracterización geoquímica de partículas del aire en la Ciudad de La Paz (Murillo-Jiménez *et al.*, 2011), mostró que las partículas colectadas en filtros con ayuda de extractores presentan concentraciones promedio de 9.8 mg/m³ de mercurio, 1.5 mg/m³ de plomo, 56 mg/m³ de vanadio, 413 mg/ m³ de azufre y 20 mg/m³ de titanio. Del mismo modo, en las partículas eólicas colectadas en charolas, se encontraron concentraciones promedio de 1.6 mg/kg de mercurio, 55 mg/kg de plomo, 155 mg/kg de vanadio, 32380 mg/kg de azufre y 2274 mg/kg de titanio. El aporte de estas partículas encontradas en el aire, se atribuyen a la dispersión de las cenizas generadas en la producción de energía eléctrica para la ciudad de La Paz.

En Baja California Sur, de acuerdo con la SENER en el 2003, la generación de electricidad instalada a base de combustibles fósiles de 355 Mwe, producían 1028.15 kt de CO₂, 4.49 kt de NOx, y 12.55 kt de SO₂. Los generadores que se contemplan en ese estudio (termoeléctricas), cuentan con precipitadores electrostáticos, sin embargo emiten partículas al ambiente. Actualmente hay 5 generadores más, los cuales son de combustión interna y solo uno cuenta con precipitadores electrostáticos, por lo que todas las partículas son desechadas al aire (Murillo *et al.*, 2011).

Pérez Tribouillier (2014) en su estudio de sedimentos marinos superficiales y en un núcleo de la Laguna de La Paz, muestra que están presentes metales y metaloides,

como As (8.1 mg/kg), Cd (0.3 mg/kg), Cr (75 mg/kg), Cu (38.9 mg/kg), Pb (15.6 mg/kg), V (95 g/kg), S (6.5 mg/kg) y Zn (96.6 mg/kg). En relación al As y el Cu, en algunas zonas, las concentraciones comparadas con los estándares de calidad del suelo representan hasta 10% de potencial tóxico para las especies marinas. La presencia de estos elementos se asocia a las descargas sedimentarias terrestres, particularmente de fosfatos provenientes de la Formación Geológica El Cien. En relación con el plomo, hay concentraciones hasta de 36 mg/kg y su presencia es atribuida a la actividad antropogénica, especialmente en el malecón de la ciudad, ubicado en la porción sur de la laguna. Las mayores concentraciones de los minerales S, Ti y V, se encuentran en la descarga de los arroyos al sureste de la laguna, lo cual se atribuye al aporte de sedimentos provenientes de la cuenca hidrográfica de La Paz.

De acuerdo a la información anterior, existe influencia antropogénica en los cuerpos marinos de la Laguna de La Paz, Bahía de La Paz y Golfo de California, por el aporte de metales y metaloides provenientes de descargas fluviales y durante la generación de electricidad, en donde estos elementos son dispersados en el aire, depositados en las zonas terrestres y marinas y a su vez arrastrados por las lluvias, a lo largo de los arroyos de las cuencas terrestres aledañas y finalmente depositados en el ambiente marino.

En contraste, la mayoría de las lagunas en la costa continental del Golfo de California de Sonora reciben aportes de nutrientes, por vertimientos de aguas residuales urbanas e industriales (Lara-Lara *et al.*, 2008). Por ejemplo, la bahía de Guaymas constituye un importante puerto donde el tráfico de los barcos y aguas residuales de la industria sardinera y de hidrocarburos, así como, las aguas residuales domésticas introducen diversos tipos de contaminantes al ambiente marino (Arreola-Lizárraga *et al.*, 2001). Aguas residuales domésticas e industriales con altas concentraciones de metales (Cu, Pb, Ni, Cd, Hg y Mg), y compuestos orgánicos, modifican la composición química de los elementos presentes en el ambiente marino y en consecuencia su toxicidad. En esta bahía se ha encontrado

gran variabilidad en contenidos de cobre y níquel en almejas de este sistema costero. Por ejemplo, las concentraciones más altas de cobre en almejas se recolectaron frente de la ciudad de Guaymas y frente al muelle de CFE PEMEX (Méndez-Rodríguez *et al.*, 2002).

Bahía de Guaymas

La bahía de Guaymas es la tercera laguna costera más extensa de Sonora y la más importante en cuanto a actividades marítimo-comerciales, esto deriva en presión humana (antrópicas) ocasionada por actividades urbanas. Desde 1993 hasta 2004 cuando las aguas residuales se destinaron a lagunas de oxidación en la ensenada La Salada, esta laguna presentó síntomas de eutrofización y contaminación evidentes. En 1991 la bahía presentaba una condición ambiental mala dada por los valores químicos de amonio (64.88 µg-at l⁻¹), oxígeno disuelto con eventos de hipoxia (0.26 mg l⁻¹), DBO (26.43 mg l⁻¹) y ortofosfatos (64.88 µg-at l⁻¹) y la microbiología (2.44 NMP/100 ml de coliformes totales) en las estaciones cercanas a las descargas de aguas residuales y se clasificó con calidad ambiental no óptima, según el índice de Walski y Parker que determinó una salud ambiental mala (Ortiz-Gallarza, 1993).

El sistema intercambia con el Golfo de California 4'008,603 m³día⁻¹, los cuales corresponden a 12.4% del volumen de agua de la Bahía. La laguna costera recibe 23.3 toneladas anuales de nitrógeno por volumen residual y de mezcla, ya que la concentración al interior (1.3 ton al año de nitrógeno) es siempre menor, que en el mar adyacente; por lo tanto, no hay exportación, el sistema actúa como sumidero de nitrógeno, importando 23.3 ton al año. En cuanto al flujo de fósforo, el sistema no recibe descargas antropogénicas y el suministro adicional de fósforo proviene del volumen residual, sin embargo, en el volumen de mezcla, el sistema libera más de lo que recibe, por lo tanto, exporta 1.3 ton al año mediante un suministro interno (fuente) de fósforo, derivado posiblemente de la degradación de materia orgánica o por resuspensión del sedimento (Elizalde-Servín, 2009).



Figura 2. a) Rasgos estructurales y morfológicos circundantes de la Sierra Libre en el sector centro-sur de Sonora (Guerrero, 2011), y b) Principales características geológicas y tectónicas del área de estudio (Sutherland et al., 2015).

La Bahía de Guaymas se ubica en la cuenca del Río Mátape-Guaymas. Ésta es una de las cuencas hidrográficas más pequeñas de Sonora; tiene 7,450 km² de superficie y el acuífero de esta cuenca es costero y está sobreexplotado.

Los sedimentos de la Cuenca de Guaymas son una mezcla de detritos erosivos de primer ciclo, inmaduros, y material biogénico. Los detritos se derivan predominantemente de la provincia volcánica terciaria de la zona continental mexicana formada en tiempos previos a la ruptura, cuando el área era un margen activo (**Figura 2**_a) (Sutherland *et al.*, 2015).

La hidrología de la columna de agua en la bahía de Guaymas está dominada por el afloramiento invernal impulsado por surgencias. Esto hace que el Golfo de California sea una de las áreas biológicamente más productivas del mundo; concomitantemente, los sedimentos del fondo se encuentran entre los más enriquecidos en carbono, un efecto que se ve reforzado por el rápido entierro, por el influjo detrítico (Von Damm *et al.*, 1985). En la porción central del Golfo de California se localizan montes submarinos alineados, que han sido interpretados, como de origen volcánico (**Figura 2**_b), al noroeste de la Cuenca Guaymas, entre Isla Tortuga y la región de la Caldera La Reforma (Sutherland *et al.*, 2015).

En la bahía, el orden de magnitud del incremento en la concentración de nitrógeno inorgánico disuelto NID en 1996 fue de 5 a 10 veces respecto a 2008; así mismo, las concentraciones de ortofosfato se han duplicado. Afectándose también, la producción de clorofila "a", por el aumento en la biomasa de fitoplancton. Sin embargo, la tasa de recambio de agua, la disponibilidad de luz a través del año y la composición del fitoplancton pueden estar limitando un mayor incremento de biomasa (Monbet, 1992; Cloern, 1999; Phlips *et al.*, 2002; Elizalde-Servín, 2009).

El índice de estado trófico TRIX que permite comparar información del estado de sistemas costeros, mostró proceso de eutrofización en esta bahía, indicando por valores más altos en 1996 que en 2008, cuando expuso un estado oligotrófico con

procesos dominantes de fijación de nitrógeno y metabolismo neto autótrofo. Aunque en 1996 prevaleció el estado oligotrófico, hubo sitios con estados mesotrófico y eutrófico, con procesos dominantes de desnitrificación y metabolismo neto heterótrofo. De 1996 a 2008, la magnitud de los flujos de nitrógeno y fósforo disminuyeron en un orden de 4 y 7 veces, respectivamente. En 1996 fue fuente de fósforo, mientras que, en 2008 fue sumidero. En la bahía, el factor de dilución fue alto debido a que el gasto de agua residual fue del mismo modo, alto, i.e., 18,200 m³ día⁻¹ (Elizalde- Servín, 2009).

PREGUNTAS PROBLEMA

¿Cómo varía la composición de especies (taxocenosis) de una comunidad de macroalgas, cuando un sistema costero experimenta cambio de estado oligotrófico a meso o eutrófico?

¿La capacidad de las macroalgas como bioindicadores de contaminación de sistemas costeros, por metales, demostrado en macroalgas verdes, rojas y pardas podría verse afectada por la variación en la concentración de nutrientes en el agua de sistemas costeros?

HIPÓTESIS

H₁) El deterioro en la calidad del agua de sistemas costeros, modifica la taxocenosis, en donde especies tolerantes sobreviven y sirven como bioindicadoras pasivas de contaminación por metales.

H₂₎ El aumento en la concentración de nutrientes por procesos de eutrofización, afectará la capacidad de adsorción de metales en macroalgas, lo que habrá de manifestarse, con cambios en la distribución del contenido de metales en las macroalgas.

OBJETIVO GENERAL

Determinar las relaciones entre el contenido de metales en *Ulva rigida*, *Spyridia filamentosa* y *Padina durvillei*, y la concentración de nutrientes en la columna de agua de las bahías de La Paz, Guaymas, y San Carlos en el Golfo de California.

Objetivos específicos

- Evaluar el efecto de la variación de parámetros fisicoquímicos y nutrientes en el agua, en una taxocenosis de macroalgas de la costa oriental de Baja California Sur y elegir especies tolerantes a contaminación.
- 2. Crear un sistema de Bioindicación para la contaminación de sistemas costeros, para el Golfo de California a partir de macroalgas.
- Detectar niveles de contaminación por Fe, Mn, Zn, Ni, Cu, Pb y Cd en Ensenada y Bahía de La Paz, Bahía de Guaymas, y Bahía San Carlos, utilizando especies indicadoras.

ÁREA DE ESTUDIO

El proyecto se enmarca en el Golfo de California, en áreas contrastantes en cuanto actividad humana, la primera parte se desarrolla en Baja California Sur de las bahías La Ventana y La Paz donde en 1994 y 1995 fueron recolectadas y determinadas 102 especies de macroalgas (Siqueiros-Beltrones & Riosmena Rodríguez, 1998) (**Figura 3)**.

Bahía de La Paz

Es el sistema costero más grande de la costa peninsular del Golfo de California, su vegetación es principalmente, semidesértica con predominio de las familias Cactaceae y Fabaceae. 2 cuencas drenan a la bahía de La Paz: Salvicio Datilar que alimenta la ensenada y La Paz. Se componen de arroyos estacionales y ríos que nacen en tierras altas y que aumentan súbitamente el caudal en épocas de lluvias y arrastrando sedimento retoman sus causes que finalmente drenan a la Bahía, durante las lluvias, la pluma de agua se extiende sobre las orillas y es evidente el cambio de color.



Figura 3. Mapa de ubicación de las localidades estudiadas en la Bahía de La Paz y cuencas de drenaje, Baja California Sur.

San Juan de la Costa (Mina de fosforita)

Es una playa ubicada (24°22'2.19"LN y 110°40'48.11"LO) en la línea media occidental de la Bahía de La Paz; en la zona se extrae roca fosfórica, por parte de la empresa ROFOMEX, una trituradora y una transportadora se extienden perpendicularmente a la línea de costa y llega hasta el puerto de carga (**Figura 4**). El sustrato es rocoso, donde domina las gravas y cantos rodados. En el sector desemboca un arroyo que trae consigo ARD asociada al campamento de la mina y ARI del proceso propio de la extracción de la fosforita (**Figura 4**_b), por tanto prolifera *U. rigida* cerca a la desembocadura (**Figura 4**_a).



Figura 4. a) *U. rigida* sobre sustrato rocoso, b) playa de pescadores San Juan de La Costa, BCS (sitio de recolecta de macroalgas), c) transportadora de la planta minera de fosforita.

Casa del Marino (Malecón)

Es una playa localizada (24°10'8.20"LN 110°18'37.57"LO) frente de la ciudad de La Paz en donde se desarrollan actividades de turismo, transporte marítimo de

embarcaciones pequeñas a medianas, deportes náuticos; y actividades comerciales como restaurantes y bares, se supone que no se realizan descargas, sin embargo, está a merced de escorrentías ocasionales durante la época de lluvias que lavan las calles y traen desechos sólidos y líquidos a la laguna.

Por otra parte, las lluvias y el propio uso del agua excede la capacidad de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) que emite frecuentemente los excesos, frente al lugar conocido como Cola de la Ballena, claramente identificables por el color y olor de la emisión (**Figura 5**a y b). El enriquecimiento de nutrientes en el agua produce florecimientos de *U. rigida* que resultan en arribazones por las olas en las playas produciendo olor a descomposición especialmente en la playa arenosa frente al malecón de la ciudad (**Figura 5c**).



Figura 5. a) Malecón de La Paz, BCS, b) vertimiento de aguas residuales domésticas a la Ensenada de La Paz, c) Puerto de pescadores Casa del Marino en la boca de la Ensenada (sitio de recolecta de macroalgas).

El Tecolote

Es una playa protegida ubicada al extremo sureste de la bahía ($24^{\circ}20'27.98"LN y 110^{\circ}18'19.27"LO$), frente a la punta sur de Isla Espíritu Santo (**Figura 6**_{a y b}); aunque es un ecosistema, que presenta una zona profunda con una fuerte corriente en el centro del canal de San Lorenzo, hacia el litoral continental se presenta una pendiente suave y somera con una amplia zona arenosa y el extremo sur con sustrato rocoso, donde se pueden encontrar corales y un amplio florecimiento macroalgal dominado temporalmente por *S. filamentosa* durante la época de agua cálida; esta área tiene vocación ecoturística como zona recreativa, además se encuentra cerca una carretera de terracería que pasa sobre el acantilado (**Figura 6**_a **y b**).



Figura 6. a) Playa arenosa El Tecolote, b) litoral rocoso (sitio de recolecta de macroalgas); frente a la Isla Espíritu Santo.

Bahía de Guaymas

La Bahía de Guaymas se localiza entre los 27º 53´ 01´´ a 27º 59´ 10´´ LN y 110º 48´ 05´´ - 110° 54´ 25´´ LW. Limita con los municipios de la Colorada, Suaqui Grande Bacum, Cajeme, Hermosillo, y el Golfo de California (Secretaría de Marina, 1991). La Bahía recibe descargas de la cuenca Matapé Guaymas, que esta enriquecido por la agricultura y la acuicultura, además en la cabecera se encuentra la ciudad de El Empalme y en el centro la ciudad de Guaymas con consecuentes descargas urbanas y por escorrentía en puertos de carga y las zonas industriales (**Figura 7**).



Figura 7. Cuencas que drenan las localidades frente a San Carlos, Sonora y Bahía Guaymas según INEGI 2018.

Isla Almagre Grande (Puerto de cobre)

Se localiza frente al puerto PEMEX y la zona de carga del puerto de cobre (**Figura 8**_a **y 8**_b)., a los 27°54'27.35"N y 110°52'20.38" LW. La isla no presenta modificaciones y en ella crecen plantas de la famila cactaceae (**Figura 8c**). El sustrato es de cantos rodados principalmente, con gravilla y arena donde pocas especies logran establecerse, el agua es turbia por el transporte marítimo, se puede observar la formación de nubes de polvo durante el cargue de los barcos y el transporte eólico de este residuo industrial. Se presenta un florecimiento macroalgal que cambia temporalmente su composición, sin embargo es posible encontrar *S. filamentosa*.



Figura 8. a) Puerto de carga, b) pila de cobre previo a carga, c) sitio de recolecta de macroalgas en Isla Almagre Grande frente del puerto de cobre de Guaymas.

Paraje 2 (Parque Industrial Pesquero)

Se ubica al sur de la Bahía Guaymas a los 27° 52' 39.74" LN y 110°51'51.60" LW. En el litoral arenoso se establecieron industrias de procesamiento de harina de pescado y un puerto de carga de combustible (**Figura 9**a y b). En el litoral rocoso de la entrada se desarrolla un manto macroalgal donde predominan *Ulva* spp. y *Padina* spp., así como, *Hypnea* spp. y *Dictyota* spp . (**Figura 9c**). El agua presenta un color blanquecino, que impide la visibilidad en superficie, esto debido a la presencia de una capa de grasa en descomposición, generada durante los meses de producción de harina de sardina, lo que atrae muchas aves; en la boca es notable la dilución y se forma una pradera macroalgal dominada por *Padina* spp. y *Dyctiota* spp. En el fondo de este lugar se puede encontrar una capa de huesos y fragmentos de peces que se han depositado y son permanentes.



Figura 9. Parque Industrial Pesquero Paraje 2, b) estación Pemex, c) sitio de muestreo, Bahía de Guaymas, Sonora.

San Carlos (Sonora)

Al extremo sur del litoral de San Carlos, se encuentra el Estero del Soldado que es una pequeña laguna costera que se localiza a los 27°57'O" LN, y 110°58'40"1 LO, a 19 km al noroeste del puerto de Guaymas, y 9 km al este de San Carlos, municipio de Guaymas, en el estado de Sonora, México, tiene un área de 1.85 km2 de los cuales, 1.57 km2 son espejo de agua; con una profundidad promedio de 0.60 m (Russell, 1981). La boca alcanza 87 m de longitud en marea alta, y se reduce a 15 m en marea baja, con una profundidad promedio de 1.80 m (Ruiz-Ruiz, 2017). Este efluente desemboca enfrente de la Isla Cerro Pastel.

Isla Cerro Pastel

Situada en San Carlos, Sonora en las coordenadas 27°54'34.90"LN y 110°58'12.63"LW, frente a la reserva ecológica, Estero El Soldado (Figura 10). Esta Isla rocosa solo está habitada por aves y está rodeada de aguas transparentes. En su parte protegida, en la zona arenosa, se presenta un florecimiento de *Sargassum* y *Padina* spp., mientras que, la zona rocosa, está dominada por ceramidiales. En la parte expuesta de la isla, se presenta un florecimiento diverso, compuesto principalmente por macroalgas rojas y pardas, formando tapetes que cubren la superficie de la roca, también encontrándose *Ulva* spp.



Figura 10. a) Manto algal dominado por *P. durvillei* y *Sargassum* sp., b) Isla Cerro Pastel, c) Bahía de San Carlos, Sonora.

METODOLOGÍA

La metodología se desarrolló en tres etapas; en la primera se obtuvieron los intervalos de tolerancia de las macroalgas a la variación de fisicoquímicos en el agua de mar a partir de bases de datos de uso libre del GBIF y la NOAA, de ahí se escogieron especies tolerantes. Además, se usó una base de muestras tomadas de

campo en el muestreo realizado de 2013 a 2015 en la Bahía de La Paz donde se escogieron especies cosmopolitas. En la segunda etapa, con estas muestras recurrentes se trataron en laboratorio para la estimación del contenido de metales en la segunda parte de este estudio y se correlacionó con el efecto de parámetros fisicoquímicos tomados *in situ*. La tercera parte compara sistemas costeros contrastantes en cuanto a efectos antropogénicos, con el fin de observar la capacidad de las especies de macroalgas escogidas como bioindicadores, para discriminar localidades, épocas y años estudiados, al analizar diferencias significativas y que se describen a continuación.

Estimación de intervalos de tolerancia de macroalgas a parámetros fisicoquímicos

Las variables bióticas o la taxocenosis conformada por 102 especies de macroalgas publicadas en GBIF (Siqueiros-Beltrones *et al.*, 2017) para muestreos de 1994 y 1995 de las bahías La Ventana y La Paz en Baja California Sur (Siqueiros-Beltrones & Riosmena Rodríguez, 1995) fueron actualizadas taxonómicamente mediante la base de datos ALGABASE (Guiry & Guiry, 2018), y utilizando el Integrated Taxonomic Information System (ITIS, 2018).

La lista taxonómica lograda (apéndice 1) se consideró como "taxocenosis modelo" de un sistema costero en condiciones iniciales, sin perturbación antropogénica; ésta se incorporó a la aplicación Data Manager con el fin de obtener las presencias georreferenciadas para todo el planeta en el ambiente marino, de especímenes preservados y/o citados en la literatura de cada especie (García-Rosello *et al.*, 2014; GBIF, 2018). Se obtuvieron 71 especies, con un número robusto de datos de presencia, para elaborar un modelo de distribución de Kernel y realizar una comparación estadística con promedios y desviaciones estándar.

La capa obtenida para cada especie se depuró (García-Rosello *et al.*, 2014) y se superpuso a las capas de variables abióticas que se obtuvieron del promedio de un conjunto de campos climatológicos analizados objetivamente (cuadrícula 1°) y campos estadísticos asociados de datos de perfil oceanográfico (5 °, 1 ° y 0.25 °) a niveles de profundidad estándar para períodos de composición anuales, estacionales y mensuales para el Océano Mundial del World Ocean Atlas 2013 versión 2 (WOA13 V2). Aquí se incluyeron, la temperatura superficial del mar (°C) (Locarnini *et al.*, 2013), salinidad, oxígeno disuelto (ml l⁻¹), silicatos (µmol l⁻¹), fosfatos (µmol l⁻¹), nitratos (µmol l⁻¹) y materia orgánica disuelta (µmol l⁻¹) en agua de mar de 2005 a 2012 (García *et al.*, 2013a, 2013b; Zweng *et al.*, 2013) para obtener un mapa 2D (**Figura 11**).



Figura 11. Mapa 2D de distribución de Kernel de la especie *P. durvillei* (rosado) según el registro del GBIF y los promedios de fisicoquímicos y de nutrientes (NOOA, 2005 a 2012).

Este análisis se sobrepuso con la capa obtenida del registro de presencias y con el modelo de distribución de Kernel de cada especie, creando y exportando esto a una base de datos cruzada (Guisande, 2013; García-Rosello *et al.*, 2014) donde cada

registro de presencia de la especie le corresponde un promedio para cada valor fisicoquímico y de nutrientes.

Se determinó el intervalo de tolerancia a partir de la amplitud, el método más simple para estimar la dispersión de los datos, es decir, la diferencia entre el mínimo y el máximo de la serie de datos obtenidos. Sin embargo, para evitar muestras sobreestimadas o subestimadas (valores atípicos) se tiene en cuenta aquí la desviación típica o estándar que mide la variabilidad de los datos respecto a la media en la muestra (Guisande *et al.*, 2006) o tolerancia de la especie. Para visualizar esto, las especies se ordenaron en el eje X, en función del incremento de las concentraciones del compuesto químico en el agua de mar. En el eje Y, se establecieron los valores críticos en donde se perdería el 95% de las especies que conforman la taxocenosis de Baja California Sur. Es así como los valores óptimos que se establecieron corresponden al intercuartil del recorrido del intervalo definido, o donde se agrupa el mayor número de presencia de cada especie.

Se planteó el escenario actual de Baja California Sur con promedios de los últimos seis años, de temperatura superficial del agua de mar (2012-2017)

(https://seatemperature.info/es/mexico/la-paz-temperatura-del-agua-del-mar.html), lo cual varía según la época del año, invierno (noviembre a febrero) y verano (marzo-octubre) entre 17 y 28 °C (Fig. 2), y se sobrepuso a los intervalos de tolerancia a la temperatura superficial de agua de mar de cada especie (eje x₁), ordenadas en función del incremento de esta variable. Además, se hipotetizan posibles escenarios futuros que refieren el descenso en la temperatura promedio en -2°C, así como, el aumento del promedio en 1°C del agua superficial; para ello, se estableció una tolerancia mínima a 15 °C y una máxima de 29 °C en el agua de mar de sistemas costeros.

Para determinar si es posible discriminar si las clases de macroalgas crecen en diferentes condiciones fisicoquímicas y de concentración de nutrientes del agua, se

llevó a cabo un análisis de clasificación discriminante, usando la aplicación StatR del programa Rwizard de acceso libre. Esta técnica estadística multivariante caracteriza clases de elementos, a partir de una clasificación inicial en función de los valores observados de un conjunto de variables, como en este caso de fisicoquímicos y nutrientes. Así, este asigna en qué clase debe estar cada elemento a partir de la proximidad (o similitud) y buscando la variable que hace máxima la separación entre grupos, lo que equivale a minimizar la variabilidad, usando el criterio de Bayes: cada elemento se asigna a la clase, para la que tiene mayor probabilidad de pertenecer, condicionada por los valores que toman las funciones discriminantes (Guisande *et al.*, 2016).

Las hipótesis de normalidad de residuos y homogeneidad de varianzas (M de Box) se utilizan para el cálculo de las probabilidades de asignación de los elementos a las distintas clases; no obstante, estas son muy sensibles a pequeñas desviaciones y, con datos reales, prácticamente siempre nos dirán que no se cumplen. Por tanto, el discriminante es razonablemente robusto, frente a un incumplimiento parcial de estas hipótesis y ese incumplimiento no es crítico, si el porcentaje de acierto en la clasificación (especialmente en la validación cruzada) es elevado, no solamente en el conjunto de los elementos, sino también en cada uno de los grupos. No es necesario ni conveniente verificar las hipótesis, salvo que tengamos una clara evidencia de que se incumplen de forma manifiesta. Si el porcentaje de acierto es bajo, ello podría deberse al incumplimiento de las hipótesis (Guisande *et al.*, 2016).

Como referencia visual, se generó un mapa de calor que muestra con distintos colores y tonos, la intensidad de la relación entre las variables estudiadas entre filas (bióticas: especie) y columnas (abióticas: fisicoquímicos y nutrientes en el agua), clasificando de acuerdo con el valor de correlación entre las variables, uniendo en primer lugar, los dos elementos más próximos entre sí, y elaborando dendrogramas marginales para las filas y otro para las columnas. Los colores indican la intensidad de la relación o los valores de la variable representada, desde el blanco (máxima

relación o valor de correlación más alto), pasando por el amarillo y naranja, hasta el rojo intenso del valor mínimo (Guisande *et al.*, 2016).

Determinación de metales y nutrientes

Recolecta de muestras

Las muestras de macroalgas fueron recolectadas (cosechadas) mensualmente de febrero de 2013 a octubre de 2015 (durante 28 muestreos). Para la recolecta manual se usaron cuadrantes ($0.50 \times 0.50 \text{ m}$) distribuidos azarosamente en los mantos de macroalgas enraizados al fondo en la zona infralitoral, donde las algas permanecen dentro del agua, de las tres localidades de la Bahía de La Paz, B.C.S. (Chávez-Sánchez *et al.*, 2017). Se seleccionaron las especies *Ulva rigida* (n = 64), *Padina durvillei* (n = 22) y *Spyridia filamentosa* (n = 48) teniendo en cuenta la mayor frecuencia a lo largo del año, para cada una de las localidades (**Figura 12**).



Figura 12. U. rigida, S. filamentosa y P. durvillei, respectivamente.

La temperatura superficial del mar (°C), pH, potencial de óxido reducción (mV), turbidez (Unidad de Turbidez Nefelométrica *psi*; NTU), salinidad (partes por millón,

ppm) y oxígeno disuelto (mg l⁻¹) fueron medidos tres veces, cada hora durante las 3 horas de marea baja (9 lecturas), utilizando un equipo multi-parámetros (Horiba U-50). El mismo día en que se recolectaron las macroalgas, se colectaron también 2 litros de agua a 0.75 m de profundidad y se transportaron en hieleras, para la determinación de nutrientes en un laboratorio por servicio externo (CIBNOR).

La concentración de nitritos (NO₃⁻), nitratos (NO₂⁻), amonio (NH₄⁺) y ortofosfatos (PO₄³⁻) se determinó utilizando las técnicas propuestas Strickland y Parsons (1972). El nitrito a partir de diazotización (método de Shinn y Nicolet (1941)) aplicado al agua de mar por Bendschneider y Robinson (1952). El nitrato se determinó a partir de la reducción a nitrito por cadmio (Morris & Riley 1963). El nitrógeno amoniacal por medio de óxido-reducción de azul de indofenol (Solorzano, 1969). La determinación de fosfatos se realizó por formación de complejo de fosfomolibdato y su posterior reducción a un compuesto azul altamente coloreado, a partir del cual se realizó una prueba colorimétrica, que fue analizada por espectrofotometría (Murphy & Riley, 1962; Strickland & Parsons, 1972). El nitrógeno y el fósforo total se filtraron y se determinaron mediante método de oxidación con persulfato (Valderrama, 1981). Los valores se reportan en µg l⁻¹.

100 g de las muestras de macroalgas se limpiaron de epibiontes, se lavaron con agua de mar y se secaron en un horno a 70 °C (aproximadamente 48 horas) hasta obtener el peso seco constante. Posteriormente, fueron pulverizadas y homogenizadas. De cada muestra, 0.5 g fueron digeridos en matraces, utilizando 6 ml de ácido nítrico y 2 ml de peróxido de hidrógeno (ambas sustancias grado ULTREX II) calentandolos en un ciclo de temperatura de 95 a 195 °C por 24 horas (Figura 13). Para tener un monitoreo de calidad, por cada 25 muestras se incluyó una réplica al azar y un blanco que contenía únicamente los reactivos. Para validar los resultados, también se digirieron estándares de referencia (NIES-9 de National Institute for Environmental Studies, Japan y TORT-2 del National Research Council of Canada).



Figura 13. Metodología usada para la determinación del contenido de metales en macroalgas: a) *U. rigida* libre de epibiontes, b) Horno de secado de flujo laminar, c) *S. filamentosa* seca y etiquetada, d) Proceso de digestión ácida y ciclos de temperatura, e) Medición de metales por medio de Espectofotometría de Absorción Atómica.

Todas las muestras digeridas fueron aforadas a 50 ml con agua desionizada. El contenido de hierro (Fe), manganeso (Mn), zinc (Zn), plomo (Pb), cadmio (Cd), níquel (Ni) y cobre (Cu) fue determinado con un espectrofotómetro de absorción atómica utilizando la llama aire/acetileno (GBS Scientific AVANTA) (Matusiewicz 2003). Usando una curva de calibración con las diferentes concentraciones de cada metal se indicó la concentración del elemento. Para cada muestra se realizaron 3 lecturas y no se usaron límites de detección inferiores con el fin de conocer cualquier contenido en el alga. Los porcentajes de recuperación de los elementos de las

muestras de referencia estándar fueron mayores al 95% y los valores se reportan en mg kg⁻¹.

Los contenidos de metales por especie se correlacionaron con las variables ambientales, fisicoquímicas y nutrientes en el agua obtenida durante la recolecta de la macroalga y se analizaron por categorías (años y localidades) y se incluyó una categoría adicional: épocas (3), teniendo en cuenta el origen del viento y la probabilidad de precipitación. En la época de lluvias frías se agruparon los meses de noviembre a febrero (invierno - inicios de la primavera). Como periodo seco, se incluyeron los meses de marzo a junio y el periodo con probabilidad de lluvias cálidas se agrupó en los meses de julio a octubre (primavera-verano). Esto se representó a través de Beanplot. En este se muestran cada uno de los datos obtenidos, el promedio, la mediana, la moda y la normalidad de los datos, usando el programa estadístico Rwizard (Guisande *et al.*, 2016).

Se comprobó la normalidad de los datos, utilizando la prueba de Kolmogorov-Smirnov (p<0.05) con la corrección de Lilliefors (p<0.05) y Shapiro-Wilk (p<0.05). Con el fin de detectar las diferencias significativas entre categorías (especies, épocas, localidades) se utilizó una prueba de análisis de varianza de dos vías ANOVA y se empleó la prueba *post hoc* de Tukey, para determinar que localidades, épocas o años fueron significativamente diferentes.

Para establecer la existencia de relaciones significativas entre la concentración de nutrientes del agua y el contenido de metales para cada especie, se realizó una prueba de correlaciones múltiples (r^2 >0.6 y p<0.05 que generó mapas de color) y un análisis canónico. Posteriormente, se definió a través de regresión simple, la función matemática que mejor explica (r^2 >0.5) la relación entre la variación de los nutrientes en el agua y la variación del contenido de los metales en la macroalga, correlacionados significativamente para cada especie.

Comparación entre sistemas costeros con diferentes grados de antropismo

Durante 2016 se realizó una visita prospectiva en 3 áreas de Guaymas y San Carlos conocidos por su grado de actividad antropogénica, en donde se buscaron florecimientos macroalgales, y así se definieron los sitios de muestreo; en ellos se realizaron muestras compuestas de las especies seleccionadas de tres áreas distintas del florecimiento, obteniendo tres muestras compuestas de 100 gramos húmedos por cada especie por localidad, por lo cual se realizó una búsqueda exhaustiva de la especie. Casi simultáneamente se realizó el muestreo en La Bahía de La Paz en las tres localidades que habían sido seleccionadas y estudiadas.

Para cada campaña se obtuvieron 18 muestras por especie y 54 muestras de macroalgas en total. Se realizó una campaña durante cada mes característico de cada época es decir, uno en enero (Iluvias frías), en mayo (época seca) y en octubre (Iluvias cálidas) de 2016, para obtener 162 muestras por especie en el año y así poder estimar la amplitud del intervalo del contenido de metal por especie.

La recolecta se realizó en marea baja y en marea muerta para garantizar que las macroalgas siempre estuvieran dentro del agua y que las muestras de fisicoquímicos y nutrientes *in situ* fueran comparables con las obtenidas de 2013 a 2015; solo que en este caso se tomaron 3 muestras de 1 L de agua, para garantizar un promedio y error estándar, para obtener 18 muestras de agua por campaña y 54 para las 3 campañas. Así mismo, los datos *in situ* fueron tomados 3 veces cada hora por el tiempo de duración de la recolecta y se obtuvieron como mínimo 162 datos de fisicoquímicos. Se utilizaron los mismos métodos descritos para la determinación de la concentración de nutrientes y el contenido de metales en macroalgas descritos en la sección anterior con el fin de que los resultados fueran comparables. Luego se compilaron en una base de datos y se compararon a través de ANOVA de dos vías y se realizó un modelo lineal que explica la variación en función del grado de disturbio con el programa Rwizard.

67

RESULTADOS

Características fisicoquímicas del agua del Golfo frente a Bahía de La Paz, Bahía de Guaymas vs el Océano Pacífico

Todos los sistemas acuáticos presentan múltiples variaciones debido a las condiciones específicas donde se encuentran. El Golfo de California tiene aguas formadas dentro del propio golfo en la mayor parte de la capa superficial, y las aguas intermedias y profundas son aguas del océano Pacífico (Comm. Pers. Nava, E.).

La Figura 14 muestra gráficas obtenidas por el visualizador (Ocean Data View) de un conjunto de datos del World Ocean Atlas 2009 (WOA09). En esta se muestra el promedio anual de fisicoquímicos en una estación puntual sobre el océano Pacífico y dos estaciones en el centro del Golfo de California frente a las áreas de estudio en la cuenca de Pescadero y Guaymas, e ilustra las diferencias que se pueden encontrar en cuanto a valores fisicoquímicos en estas 3 áreas y como varían con la profundidad (Figura 14) que sirve como marco de referencia de la calidad del agua de la región.

Se observan patrones similares, en donde la diferencia marcada está en la profundidad, porque el Pacífico alcanza más de 3000 metros mientras que en el Golfo de California se registran hasta 2000 m. La temperatura disminuye con la profundidad desde los 29 grados en la superficie, hasta los 5 °C a los 1000 m y de 2.5 °C a 2000 m de profundidad; esto es similar para el oxígeno, pero se alcanzan aguas hipóxicas y anóxicas a 800 metros de profundidad. Por el contrario, la salinidad y los nutrientes, silicatos, nitratos y fosfatos, aumentan la concentración en la columna de agua con la profundidad, y las diferencias más notables entre las diferentes localidades se observan en las zonas más profundas. Por tanto, el agua que ingresa a los diferentes sistemas costeros (Bahía de La Paz, Bahía de Guaymas) se llenan con aguas de características de aguas del Pacífico y del Golfo de California .



Figura 14. Diferencias entre las características hidrológicas del agua de Golfo de California, enfrente de las bahías La Paz, Guaymas, y el Océano Pacífico. Datos de composición anual 1° del World Ocean Atlas 2009 WOA09, visualizados en el programa Ocean Data View.

Condiciones fisicoquímicas in situ de las áreas de estudio

Características fisicoquímicas de sistemas costeros de la ensenada (Casa del Marino) y Bahía de La Paz (El Portugués, San Juan de La Costa, El Tecolote) de 2013 a 2015

La temperatura fue la variable más notable e importante para dividir los periodos que se presentan en el año en Bahía de La Paz, para los que se presentan resultados de datos puntuales superficiales (0.70 m de profundidad). La localidad El Portugués en la boca norte de la Bahía fue descartada del muestreo de macroalgas por su escaso florecimiento macroalgal, sin embargo se usan aquí valores de referencia de datos fisicoquímicos obtenidos.

Temperatura. El promedio de los tres años fue de $25.95 \pm 2,78$ °C; el valor mínimo (19.17 °C) se presentó durante febrero de 2015 en la entrada sur de la Bahía de La Paz (El Tecolote); el valor máximo fue de 33.08 °C y se registró en San Juan de La Costa durante agosto de 2014 (**Figura 15**). En 2013, durante los primeros meses (enero, febrero y marzo) se presentaron los promedios de temperatura más bajos (23.68 ± 1.8 °C). En esta época la temperatura más baja registrada fue de 19.98 °C y la máxima fue 27.68 °C. En primavera (abril, mayo y junio) mostró ascensos de la temperatura del agua a promedio de 25.82 ± 2.25 °C; la máxima registrada para este periodo fue de 30.54 °C para San Juan de la Costa en junio de 2014 y la mínima fue de 21.01 en El Portugués, en la estación norte de la Bahía.

Se presentaron los valores más altos entre julio y septiembre; agosto registró la temperatura más alta, en especial en 2014. El valor máximo de temperatura del agua para este periodo fue de 33.08 °C, registrado para la estación de San Juan de la Costa, mientras que la mínima temperatura (24.06 °C) en el agua se registró en la estación El Tecolote en durante julio de 2013 (Figura 15).



Figura 15. Variación por época (promedio y error) de la temperatura (°C) *in situ* en las localidades de la Bahía de La Paz, de 2013 a 2015.

En otoño (26.6 ± 1.84 °C) se presentó un marcado descenso de la temperatura a partir de octubre, cuando se registró el valor máximo para esta época (30.19 °C) para la localidad El Tecolote; la temperatura más baja (24.29 °C) para este periodo se registró en diciembre para todas las estaciones.

Salinidad. Los valores promedio muestreados en los sistemas costeros fueron de 35.4 ± 0.8 dentro del periodo de los 3 años, con valor mínimo de 32.64 registrado para marzo de 2015 y máximo de 37.2 registrado en la localidad de Casa del Marino durante mayo. Para los meses más fríos (enero, febrero, marzo) se presentó una salinidad promedio de 35.26 ± 1.06 , presentándose un valor mínimo en la localidad de El Portugués en la entrada norte y principal contacto entre el golfo de California con la bahía durante marzo de 2015 y un registro máximo de 36.9 en la estación Casa Marino durante el invierno en febrero de 2013 (Figura 16).



Figura 16. Variación de la salinidad en el agua de mar, en localidades estudiadas en la Bahía de La Paz de 2013 a 2015

De los 3 años en estudio, en abril, mayo y junio, cuando la temperatura del agua muestra un ascenso, se registraron valores promedios de salinidad de 34.9 ± 0.94 . El valor máximo registrado fue de 36.6 para la localidad de Casa del Marino (Malecón) durante mayo de 2013.

En los periodos de verano de 2013 y 2014 los valores de salinidad fueron de 34.9 ± 0.97 , presentando, mínimos de 31.5 registrado para la estación de San Juan de la Costa durante agosto de 2014. Mientras los máximos fueron de 36.6 para el mismo periodo frente a la ciudad (Casa del Marino). Y para octubre a diciembre durante 2013 y 2014, el valor mínimo fue el registrado durante octubre de 2013 para la estación El Tecolote, 35.4 ± 0.5 .

Sólidos disueltos totales (SDT). El valor promedio para los tres años fue de 34.80 \pm 0.75 g/L mientras el valor máximo fue de 43.7 g/L registrado para El Tecolote durante marzo de 2015. El valor mínimo registrado fue de 31.00 g/L para la localidad de San Juan de la Costa durante agosto de 2014 (Figura 17).


Figura 17. Variación por época de sólidos disueltos totales (g/L) insitu, en las localidades de la Bahía de La Paz.

El promedio de SDT fue de 34.97 ± 1.55 g/L durante el invierno de 2013 a 2015. El menor valor para el periodo fue 28.4 g/L y se registró para la localidad de El Portugués en marzo de 2015. El valor máximo que se presentó fue de 42.3 g/L registrado para la misma localidad.

Para el periodo de primavera también fue de 34.9 ± 0.95 g/L y se registran valores mínimos de 31.1 g/L en la punta norte de la Bahía (El Portugués) y coincide con el valor más bajo de salinidad. Los valores máximos para esta época fueron de 36.6 g/L y fueron registrados para la localidad en la Ensenada de La Paz (Casa del Marino) y coincide con el valor de salinidad más alto para la época, registrados durante mayo de 2015.

En el periodo de verano los SDT ($34.9 \pm 0.95 \text{ g/L}$) no variaron, sin embargo, el mínimo (31 g/L) se presentó en San Juan de la Costa en agosto de 2014, mientras que, los valores máximos (35.9 g/L) se registraron en la localidad de Casa Marino en la misma fecha.

Nitrato, amonio, nitrito, nitrógeno total, fósforo total y fosfato

El nitrógeno total fue el nutriente que presentó mayor valor de concentración en la Bahía de La Paz; fue el nutriente más abundante, presentando valores entre los 6 a 127 μ m/L, seguido por el silicato que varió entre los 2 y 83 μ m/L. Así mismo, el amonio varió entre los 0, 4 y 35 μ m/L, sin embargo, los valores promedio fueron de 1.9 μ m/L, por otra parte los nitratos se encontraron entre los 0,1 y 24 μ m/L, seguido por los nitritos que variaron entre 0.007 y 14.5 μ m/L. La concentración de fosfato varió entre 0.1 y 9 μ m/L mientras el fósforo total varió entre 0.4 y 7.5. Los valores del análisis descriptivo para los elementos se encuentran en la **Tabla 1**.

	Silicato	Amonio	Nitritos	Nitratos	N.total	Fosfatos	P.total
Media	23,031	1,930	0,512	3,611	33,494	1,153	1,794
Mínimo	2,630	0,401	0,007	0,113	6,020	0,146	0,482
Máximo	83,356	35,067	14,450	24,645	127,100	9,273	7,440
Error típico	3,375	0,372	0,189	0,546	2,961	0,123	0,112
Mediana	7,775	0,660	0,100	1,180	21,867	0,742	1,457
Moda	28,454	0,500	0,100	0,115	77,000	1,716	1,457
Desviación estándar	25,707	3,755	1,972	5,700	29,903	1,395	1,130
Curtosis	0,525	61,020	38,678	4,992	2,000	19,109	5,646
Coeficiente de asimetría	1,365	7,119	6,183	2,364	1,618	3,929	1,916
Rango	80,726	34,666	14,443	24,532	121,080	9,127	6,958
Cuenta	58,000	102,000	109,000	109,000	102,000	128,000	102,000
Nivel de confianza(95,0%)	6,759	0,738	0,374	1,082	5,874	0,244	0,222

Tabla 1. Análisis c	descriptivo de	nutrientes en la	a Bahía de la l	Paz de 2013 a 2015
---------------------	----------------	------------------	-----------------	--------------------

Concentración de nutrientes en el agua en Bahía de Guaymas versus La Paz

La concentración de nitrito en el agua fue significativamente más alta durante la época de lluvias cálidas (>1.5 μ g l⁻¹) y seca (1.2 μ g l⁻¹) en San Juan de la Costa que en otras localidades. Sin embargo, durante la época de lluvia fría, es evidente el

aumento de las concentraciones de nitrito en todas las localidades, siendo mayor en el agua de mar de la Bahía de Guaymas con influencia de industrias de cobre y pesqueras (**Figura 18**).

El amonio fue significativamente alto en la localidad del Paraje 2 con puerto industrial pesquero, donde se observa durante época de lluvias frías y secas de 2016, las concentraciones más altas de amonio, hasta de 15 µg.l⁻¹ en el agua de mar. Durante la época de lluvias cálidas, en San Juan de la costa (ARI Fosforita) se presentan valores más altos (> 6 µg.l⁻¹) hasta dos veces las concentraciones de las localidades estudiadas en la misma época (**Figura 19**).

La concentracion de nitrato fue significativamente más alto durante la época de lluvia fría enfrente del malecón de la ciudad de La Paz (20 µg.l⁻¹) en casa del Marino, hasta 10 veces mas que los registros de otras localidades y otras épocas (**Figura 20**).

Las concentraciones de fosfato en el agua de mar fueron significativamente diferentes entre localidades, variando desde 0.1 a 4 µg.l⁻¹, la concentracion de fosfato se presentó con mayores promedios durante la época de lluvias especialmente las lluvias cálidas.

La localidad con influencias de aguas residuales de la industria pesquera (Paraje 2) presentó los promedios mas altos durante la época de lluvias cálidas; hasta 4 veces los registros de otras localidades siendo significativamente mas alto que los puntos de control, y otras áreas con influencia minera y de aguas residuales domésticas (Figura 21).



Figura 18. Modelo lineal de la variación por época de nitrito (µg l⁻¹) en función del grado de disturbio antropogénico, en sistemas costeros del Golfo de California para 2016.



Figura 19. Modelo lineal de la variación por época de amonio (µg l⁻¹), en función del grado de disturbio antropogénico en sistemas costeros del Golfo de California para 2016.



Figura 20. Modelo lineal de la variación por época de nitrato (µg I-1) en función del grado de disturbio antropogénico, en sistemas costeros del Golfo de California para 2016.



Figura 21. Modelo lineal de la variación por época de fosfato (µg l⁻¹), en función del grado de disturbio antropogénico en sistemas costeros del Golfo de California para 2016.

Tolerancia de macroalgas a variaciones fisicoquímicas en el agua

Se obtuvieron 25000 datos de presencia para todo el planeta de 77 especies de macroalgas registradas para Baja California Sur; los datos de las especies se exponen con detalle en el apéndice 1; los resultados que se muestran a continuación están clasificados en grandes grupos como órdenes y clases.

La mayoría de las especies de macroalgas estudiadas se distribuyen en intervalos estrechos de salinidad, sin embargo las Clases Florideophyceae y Ulvophyceae muestran ser más tolerantes (mayor amplitud del intervalo), presentándose no solo en aguas euhalinas, sino que además pueden tolerar aguas polihalinas, mesohalinas, y hasta oligohalinas, sin embargo el mayor número de registros (Inter cuartil) se presenta dentro de aguas euhalinas en todas las clases (Figura 22).



Figura 22. Intervalos de tolerancia a la salinidad del agua de mar, de las clases de macroalgas.

La mayor parte de las macroalgas se distribuyen en concentraciones de clorofila (Chl-a) ente 1 y 10 mg m³. Las Florideophyceae muestran ser más tolerantes a altas concentraciones de clorofila y presenta el mayor porcentaje de superposición con el grupo de las Ulvophyceas, que pueden tolerar concentración de clorofila (Chl-a) hasta de 55 mg m³ en el agua. Sin embargo aunque el porcentaje de superposición entre algas rojas (Florideophyceae y Bangiophyceae) y pardas (Phaeophyceae) es menor, el promedio de las especies de este último grupo toleran concentraciones mayores de clorofila que las algas verdes (Ulvophyceae; **Figura 23**).





Las macroalgas se distribuyen en concentraciones de fosfato que van desde 0.1 a 3.0 μ g l⁻¹. Los órdenes con mayor amplitud o tolerancia fueron Corallinales 0.1 a >3 μ g l⁻¹ y Gracilariales 0.2 a 1.25 μ g l⁻¹, el orden con menor amplitud o intervalo fue Halymeniales que muestra promedios de 2.5 μ g l⁻¹, mientras que Nemaliales y Furales se presentan en concentraciones de 0.5 μ g l⁻¹ (**Figura 24**).

Por el contrario, la concentración de nitrato en el agua donde viven las macroalgas es varias veces más alta, por ejemplo, el promedio máximo de un orden cercano a los 5 µg l⁻¹ de nitrato y la tolerancia máxima hasta de 30 µg l⁻¹ (**Figura 25**).

Las macroalgas viven bajo concentraciones de nitrato de 0.1 a 30 µg l⁻¹. Siendo los órdenes Hildenbrandiales los que se distribuyen en todo el intervalo, sin embargo, el mayor número de registros se presenta de 0.5 a 12; los demás se presentan como valores atípicos, sin embargo aclaran la tolerancia del orden. Las Dyctiotales también presentan amplios intervalos (0.1 a 22 µg l⁻¹). Así mismo, se distribuyen en similares intervalos de variación Cladophorles y Ulvales. Los menores intervalos se presentaron en las Gelidiales con promedios de 1 µg l⁻¹ y Halymeniales con promedios de 2 µg l⁻¹, al igual que Nemaliales y Furales (**Figura 25**).

De igual manera, todos los órdenes de macroalgas se desarrollan en aguas oxígenadas de 4 a 8 ml l⁻¹. Los órdenes Cladophorales y Ulvales muestran los mayores intervalos de variación con promedios mayores a 5 ml l⁻¹ de oxígeno disuelto en el agua; la mayor parte de los órdenes presentan promedios entre 5 y 6 ml l⁻¹, Siendo Anfeltiales e Hidenbrandiales los que presentan mayores promedio 6.5 a 7 ml l⁻¹ de oxígeno disuelto en el agua (Figura 25**Figura 26**).

Las concentraciones de materia orgánica coloreada en la que se presentan las macroalgas van desde 0.1 a 10 μ g l⁻¹. Sin embargo, los promedios se muestran entre 2.1 y 4 μ g l⁻¹ de CDOM y el intercuartil entre 0.1 y 8 μ g l⁻¹. Los órdenes más tolerantes o con mayor intervalo fueron Bonnemaisoniales (1 a 8 μ g l⁻¹) y Ceramiales, Corallinales y Rhodymeniales (0.5 a 8 μ g l⁻¹), así como Bryopsidales, Cladophorales y Ulvales. Los órdenes con estrechos intervalos fueron Halymeniales (5.7 μ g l⁻¹), Nemaliales y Fucales que se presentan en concentraciones de 5 μ g l⁻¹ de CDOM (**Figura 27**).







Figura 25. Variación de la concentración de nitrato en la que se desarrollan los diferentes órdenes de macroalgas.



Figura 26. Variación de la concentración de oxígeno en la que se desarrollan los diferentes órdenes de macroalgas.



Figura 27. Variación de la concentración de materia orgánica disuelta coloreada (CDOM) en la que se desarrollan los diferentes órdenes de macroalgas.

Cambios en la taxocenosis de macroalgas de Baja California Sur frente a la eutrofización

Las pruebas de correlaciones clasificaron las especies uniéndo las más próximas entre sí, de acuerdo con la calidad del agua donde se distribuye la especie en todo el planeta; esto produjo un panorama de la probable asociación de especies que se presentarán en un determinado conjunto de características del agua (calidad).

En el mapa de calor generado se observó que, a medida que aumentan las concentraciones de materia orgánica y de silicatos (altos valores en blanco), disminuye la cantidad de oxígeno en el agua y se produce una acidificación; esta es la principal causa del cambio florístico debido a que estas variables fueron las de mayor aporte a la asociación, ya que, a medida que se intensifican estas condiciones, se observa que disminuye el número de especies, siendo pocas las que pueden "tolerar" condiciones extremas.

Se propone como índice, las posibles composiciones de macroalgas de Baja California Sur, México, de acuerdo con el estado de calidad del agua (considerando los parámetros fisicoquímicos); en un mapa de calor, los colores indican los valores de la variable representada, desde el blanco (máxima relación o valor más alto), pasando por el amarillo y naranja hasta el rojo intenso (mínimo valor). Las especies fueron agrupadas horizontalmente mediante análisis clúster o similitud. Así mismo, el dendrograma vertical, asocia las variables más correlacionadasFigura 28. Figura 28).

En condiciones de agua de buena calidad se encontrarían especies de los géneros *Ceranium, Spyridia, Padina, Amphiroa, Hypnea, Dyctiota*, conformando florecimientos algales de múltiples especies, o mayor riqueza de especies (**Figura 28**).

En el estado de condiciones de agua con una calidad moderada, se esperaría que incrementara la cantidad de materia orgánica disuelta y disminuyera la cantidad de

oxígeno en el agua. Así mismo, se presentaría una baja en el pH y se incrementarían de forma moderada la concentración de silicatos. En esta situación la taxocenosis estaría dominada por los generos *Ulva, Sargasumm, Ceramium, Dyctiota* y tendría florecimientos algales conformados por más de 15 especies (**Figura 29**).

En el caso de un ecosistema con agua de baja calidad, entonces se esperaría que la conformación taxocenótica fuera menos diversa, dominada por los géneros *Gracilaria, Codium, Cladophora*; apenas 15 especies de las 77 estudiadas estarían presentes en estas condiciones donde principalmente han disminuido pH y oxígeno en el agua (**Figura 30**).

En condiciones eutróficas e hipóxicas en el agua, en donde ha aumentado la concentración de silicatos en el agua y se ha acidificado, se encontrarían pocas especies, y al menos cinco podrían tolerar estas condiciones, como *Grifitsia pacifica*, *Corallina vancouveriensis*, *Lithophyllum imitans*, *Antithamionella glandulifera*, *Codium setchelli* y *Ectocarpus acutus* (Figura 31)



Figura 28. Posible taxocenosis de macroalgas en Baja California Sur en un estado de calidad bueno en cuanto a fisicoquímicos del agua de mar



desde el blanco (alto) hasta el rojo (bajo).

Figura 29. Posible taxocenosis de macroalgas en Baja California Sur en un estado de calidad moderado en cuanto a fisicoquímicos del agua de mar.





Figura 30. Posible taxocenosis de macroalgas en Baja California Sur en un estado de calidad malo en cuanto a fisicoquímicos del agua de mar.



En el mapa de calor las variables con mayor gradiente indican variables de mayor aporte, el color indica el valor de la relación entre variables desde el blanco (alto) hasta el rojo (bajo).

Figura 31. Posible taxocenosis de macroalgas en Baja California Sur en un estado de calidad muy malo en cuanto a fisicoquímicos del agua de mar.

Concentraciones de Cu, Cd, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en Ulva rígida, Spyridia filamentosa y Padina durvillei

Los contenidos de metales en macroalgas presentaron la distribución Fe>Mn>Zn>Pb>Ni>Cu>Cd, solo variando para *S. filamentosa* donde los contenidos de Cu superan los del zinc, cambiando la distribución de los elementos.

El hierro fue el más abundante de los elementos muestreados con valores mayores de 15000 mg kg⁻¹ en *S. filamentosa* y *P. durvillei*, mientras que *U. rigida* apenas alcanza los 5000 mg kg⁻¹.

El manganeso fue el segundo elemento más abundante en talos de macroalgas, obteniendo valores hasta mayores de 2000 mg kg⁻¹ en *S. filamentosa* y hasta de 1500 mg kg⁻¹ en *P. durvillei*, mientras que en *U. rigida* apenas se superan los 500 mg kg⁻¹ (**Figura 32**). Dado que la EPA (RFD) recomienda un consumo máximo de 7 ug/kg de Zn, entonces una persona de 60 kg, podría consumir hasta 4.2 g/día de *S. filamentosa*.



Figura 32. Histogramas de contenidos de metales en muestras de macroalgas de sistemas costeros del Golfo de California de 2013 a 2016.

El contenido de zinc tambien fue mayor en *S. filamentosa* (hasta 100 mg kg⁻¹), mientras que el contenido de *P. durvillei* alcanzó hasta 90 mg kg⁻¹. Los contenidos de plomo fueron 2 veces menores que el zinc alcanzando los 40 mg kg⁻¹ en *P. durvillei* y *S. filamentosa* y hasta de 30 mg kg⁻¹ en *U. rigida.* El cobre en cambio alcanzó en *S. filamentosa* contenidos mayores de120 mg kg⁻¹ de cobre, mientras que *P. durvillei* y *U rigida* no superaron los 40 mg kg⁻¹. Por último, el cadmio fue el menor de los elementos medidos; para este caso, *P. durvillei* obtuvo los valores más altos, mismos que superaron los 40 mg kg⁻¹, mientras que en *S. filamentosa* el contenido máximo fue menor de 40 mg kg⁻¹ y para *U. rigida* el valor máximo fue de 30 mg kg⁻¹. (Figura 33).



Figura 33. Histogramas del contenido de metales por cada especie estudiada.

A continuación se explican los pormenores de las variaciones de cada uno de los metales en cada macroalga; para cada metal se analizan, primero las diferencias significativas entre épocas, años y especies (recuadros rojos) en Bahía de la Paz de 2013 a 2015; esta información se presenta en los Bean Plots que muestran cada dato, el promedio con una línea más larga, la moda con una línea más ancha y la asimetría que presentan los datos en la forma de la gráfica, lo que refiere a la normalidad de los datos.

Seguidamente se analiza si existieron diferencias significativas entre las 6 localidades estudiadas en el Golfo de California en función del grado de disturbio; esto se realiza a través de un modelo lineal, generado a partir de la comparación estadística ANOVA de dos factores.

Hierro

En *U. rigida* el contenido de hierro en la bahía de La Paz se presentó de desde los 50 hasta 20000 mg kg⁻¹, con promedios menores a 2000 mg kg-1; los contenidos mínimos que presenta la especie en San Juan de La Costa alcanzan los 150 mg kg-1, las épocas secas y de lluvias cálidas presentaron mayores promedios que en época de lluvias frías. Sin embargo, no se presentaron diferencias significativas entre factores (**Figura 34**).

El hierro en *S. filamentosa* muestra contenidos que van desde los 1000 mg kg⁻¹ hasta los 10000 mg kg⁻¹; el mayor intervalo de variación se presentó en época seca y el menor promedio de contenido se presentó durante las lluvias frías y en El Tecolote, mientras San Juan de la costa presentó el mayor promedio.

P. durvillei presentó contenidos de hierro desde los 10000 mg kg⁻¹, hasta los 20000 mg kg⁻¹. Existieron diferencias significativas (recuadros rojos) entre épocas estudiadas donde las muestras obtenidas durante las lluvias frías fueron significativamente más altos con promedios mayores a 10000 mg kg⁻¹, sin embargo se contaban con pocas muestras.

El modelo lineal del ANOVA de dos factores (**Figura 35**) muestra la variación del contenido de hierro en macroalgas seleccionadas como bioindicadores de las localidades ordenadas en función del grado de disturbio desde el Puerto de Cobre en la localidad Isla Almagre Grande, seguido por el puerto Industrial pesquero, Paraje 2, y luego por la mina de roca fosfórica en la bahía de La Paz, El malecón de la ciudad, hasta los puntos de control de la playa turística El Tecolote y el área sin influencia directa (punto de control) Isla Cerro Pastel en San Carlos. El contenido de *S. filamentosa* varía en función del grado de disturbio, conteniendo desde 1000 hasta promedios de 7000 mg kg⁻ en talos colectados en Isla Almagre Grande.





 $\hfill\square$ Diferencias significativas. ----- promedio, -- cada dato obtenido, () normalidad.

Figura 34. Variación en el contenido de hierro de macroalgas para cada especie en Bahía de La Paz: a) por localidades, b) por épocas, c) intersección entre los factores estudiado.



Las letras y líneas que se cruzan indican diferencias significativas, ARD Aguas residual doméstica, ARI agua residual industrial

Figura 35. Variación del contenido de hierro en macroalgas en bahías del Golfo de California. Factor 1: Localidades en función del disturbio antropogénico. Factor 2: especies.

En la zona continental del golfo el contenido de *U. rigida* y *P. durvillei* varió entre 20 y 5000 mg kg⁻¹, con promedio de 500 a 1000 mg kg⁻¹. Mientras, el contenido mínimo es *S. filamentosa* fue mayor a 500 y el máximo hasta de 20000 mg kg⁻¹ con promedios de 5000 mg kg⁻¹. En el punto de control Isla Cerro pastel, la variación fue de 50 a 2000 mg kg⁻¹ y el promedio fue de 500 mg kg⁻¹, mientras que frente al puerto de cobre (Isla Almagre grande) y en el puerto industrial pesquero los valores fueron de 2000 y 1000 mg kg⁻¹, respectivamente, con mínimos de 500 a más de 10000 mg kg⁻¹ en la localidad frente al puerto de cobre (**Figura 36**).



Figura 36. Variaciones en el contenido de hierro (Fe, mg kg⁻¹) en macroalgas en las bahías de Guaymas y San Carlos. a) por localidades, b) por especie.

Manganeso

El contenido de manganeso en *U. rigida* se presentó en un intervalo de 8 a 400 mg kg⁻¹; la mayor amplitud se presentó durante la época seca. En el Tecolote los contenidos presentaron un intervalo de <5 a 50 mg kg⁻¹. Sin embargo, el valor mínimo en San Juan de La Costa fue igual al promedio de Casa del Marino (30 mg)

kg⁻¹, mientras que el promedio en San Juan de la costa fue superior a los 100 mg kg⁻¹ y el máximo alcanzó 400 mg kg⁻¹.

El contenido de este metal en *S. filamentosa* varío de 20 a 500 mg kg⁻¹; el mayor intervalo se presentó durante la época seca y el menor en lluvias frías. Durante este periodo se presentaron los promedios menores 80 mg kg⁻¹.

Talos recolectados en la localidad El Tecolote contienen los menores valores en promedio 80 mg kg⁻¹ y máximos de 200 mg kg⁻¹, mientras talos colectados en San Juan de La costa presentan valores mínimos de 100 y máximos de 500 mg kg⁻¹ (**Figura 37**). En *P. durvillei* los registros varían entre 0,1 y 500 mg kg⁻¹. No se detectaron diferencias significativas entre localidades o épocas, y el promedio fue de 300 mg kg⁻¹.

El modelo lineal muestra que en la mina de roca fosfórica en San Juan de La costa, el contenido de manganeso en las tres especies de macroalgas es significativamente más alto (a) que en las demás localidades (¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.).

El contenido promedio de manganeso en *S. filamentosa* (150 mg kg⁻¹) fue tres veces más alto que en *P. durvillei* (50 mg kg⁻¹) en los muestreos de Guaymas y San Carlos, y seis veces el contenido de *U. rigida.* Lugares con impacto antropogénico muestran valores significativamente altos; de hecho, son hasta seis veces mayores que en lugares sin descargas residuales.

El promedio del contenido de manganeso en talos de macroalgas recolectados en la Isla Cerro pastel apenas fue de 20 mg kg⁻¹, mientras que el promedio del contenido de este metal enfrente de la industria pesquera fue de 30 mg kg⁻¹. Sin embargo, el contenido de manganeso en talos de macroalgas enfrente del Puerto de Cobre fue de 150 mg kg⁻¹ y muestras presentaron valores máximos de 500 mg kg⁻¹ (Figura 39).



Diferencias significativas, ----- promedio, – cada dato obtenido, () normalidad. Figura 37. Variación en el contenido de manganeso (Mn, mg kg⁻¹) en muestras de macroalgas: a) por localidades en la Bahía de La Paz, b) por épocas, c) intersección entre los dos factores estudiados.



Las letras y líneas que se cruzan indican diferencias significativas, ARD Aguas residual doméstica, ARI agua residual industrial

Figura 38. Variación del contenido de manganeso (Mn, mg kg⁻¹) en macroalgas en bahías del Golfo de California. Factor 1: Localidades en función del disturbio antropogénico. Factor 2: especies.



Diferencias significativas, ----- promedio, – cada dato obtenido, () normalidad.
Figura 39. Variación en el contenido de manganeso (Mn, mg kg⁻¹) en macroalgas: a) por localidades,
b) por especie.

Zinc

El contenido de zinc en macroalgas es mayor en función del grado de disturbio. Las muestras analizadas en los puntos de control de las bahías de La Paz y San Carlos, sin descargas de aguas residuales, muestran contenidos significativamente menores en las tres especies; por tanto, se observa que las concentraciones de zinc, al igual que el hierro y manganeso, aumentan en presencia de disturbios antropogénicos; especialmente el zinc aumentó en presencia de aguas residuales domésticas, en muestras recolectadas frente a las ciudades de La Paz y Guaymas, así como, en el puerto pesquero.

Los análisis realizados en Bahía de La Paz entre 2013 y 2015 mostraron que los intervalos o capacidad de contenido de zinc en *U. rigida; S. filamentosa* y *P. durvillei* fueron de 53.06; 51.11; 59.61 mg kg⁻¹, respectivamente, sin embargo, la concentración promedio fue 26.41 \pm 1.33; 43.34 \pm 2.36; 41.64 \pm 3.08 mg kg⁻¹. Solo *S. filamentosa* mostró diferencias significativas en el contenido de Zinc entre localidades.

Ulva rigida fue buen indicador de zinc, al mostrar contenidos significativamente diferentes entre localidades con bajas concentraciones en el agua, cuando estas fueron analizadas en la bahía de La Paz. Aunque el contenido fue más alto en San Juan de la Costa, que en El Tecolote, a mayores concentraciones en el agua en esta especie, se pierde capacidad de detección de este metal. Mientras que, las otras especies mostraron diferencias a altas concentraciones cuando se compararon con las bahías de Guaymas y San Carlos (**Figura 40**).

El contenido de metales varia en promedios de 80 mg kg⁻¹, siendo este valor significativamente alto respecto a las localidades ARI pesquera, ARI fosforita y ARD La Paz (40 a 70 mg kg⁻¹). Sin embargo, estos son significativamente altos respecto a la localidad de El Tecolote, y todos son significativamente altos respecto al punto de control en San Carlos (**Figura 41**).

El contenido en macroalgas en la costa continental del Golfo se presentó entre 5 y 100 mg kg⁻¹. El menor promedio lo presentó *U. rigida* y este fue menor a 20 mg kg⁻¹, presentándose entre 0.1 y 30 mg kg⁻¹, mientras *S. filamentosa* presentó el menor contenido de 20 mg kg⁻¹ y el máximo en 120 mg kg⁻¹ con promedios de 75 mg kg⁻¹. Por otro lado, *P. durvillei* presentó la mayor amplitud de intervalo, pero el promedio fue de 40 mg kg⁻¹. En Isla cerro Pastel el contenido de zinc en macroalgas fue de 10 mg kg⁻¹, mientras que enfrente del Parque industrial pesquero el promedio fue de 40 mg kg⁻¹, sin embargo en el Puerto de cobre los contenidos promedio son de 65 mg kg⁻¹ (Figura 42).



Diferencias significativas, ----- promedio, – cada dato obtenido, () normalidad Figura 40. Contenido de zinc (Zn, mg kg⁻¹) en muestras de macroalgas: a) por localidades, b) por épocas, c) intersección entre los factores estudiados de 2013 a 2015 en la Bahía de La Paz.



Las letras y líneas que se cruzan indican diferencias significativas. ARD Aquas residual doméstica. ARI aqua residual industrial Figura 41. Variación en el contenido de zinc (Zn, mg kg⁻¹) en macroalgas, por el factor 1: localidades en función del disturbio antropogénico en tres bahías del Golfo de California. factor 2: especies



Diferencias significativas, ----- promedio, – cada dato obtenido, () normalidad



Níquel

El contenido de níquel en *U. rigida* en macroalgas en la Bahía de La Paz varió entre 5 y 22.5 mg kg⁻¹. La época seca presenta la mayor amplitud de intervalo, y los promedios para todas las épocas fueron de 12 mg kg⁻¹. El promedio en las localidades San Juan de La Costa y Casa Marino fue de 12 mg kg⁻¹, mientras que el Tecolote presentó mayores valores mínimos y en promedio (14 mg kg⁻¹) sin que esta diferencia fuera significativa (**Figura 43**).

En *S. filamentosa* los mínimos se registran en 7.5 mg kg⁻¹en época seca y los máximos en 26 mg kg⁻¹ en la localidad del Tecolote; de nuevo esta especie muestra valores promedios más altos en esta localidad para este caso 20 mg kg⁻¹, mientras que la más baja fue en Casa del Marino con promedios de 15 mg kg⁻¹.

El contenido de níquel en *P. durvillei* varió de 7 a 30 mg kg⁻¹, siendo la localidad El Tecolote la que mayor amplitud de intervalo presentó; en este caso el promedio más alto se presentó en Casa el Marino, sin embargo se contaban con pocas muestras.



Diferencias significativas, ----- promedio, – cada dato obtenido, () normalidad. Figura 43. Variación en el contenido de níquel (Ni, mg kg⁻¹) en muestras para cada especie a) por localidades, b) por épocas, c) intersección entre los factores estudiados.


Las letras y líneas que se cruzan indican diferencias significativas, ARD Aguas residual doméstica, ARI agua residual industrial

Figura 44. Variación en el contenido de níquel (Ni, mg kg⁻¹) en muestras para cada especie a) por localidades, b) por épocas, c) intersección entre los factores estudiados.

El modelo lineal muestra que existen diferencias significativas en el contenido de níquel entre especies, siendo *U. rigida* significativamente menor en todas las localidades estudiadas, seguida por el contenido de *P. durvillei* y el que mayor contenido ostenta es *S. filamentosa.* Además, se identificaron contenidos significativamente bajos en talos tomados en el malecón de La Paz y el punto de control, Cerro Pastel, respecto a las demás localidades estudiadas (**Figura 44**).

Los promedios de níquel en el sector de Guaymas presentaron valores desde 2 hasta 22 mg kg⁻¹ donde la mayor amplitud del intervalo la obtuvo la especie *S. filamentosa*, que también obtuvo el promedio más alto 12 mg kg⁻¹; el menor promedio fue para la especie *U. rigida*, sin embargo presentó amplitud de intervalo de 2 a 18 mg kg⁻¹, similar a *P. durvillei.* Las macroalgas recolectadas en el Puerto de cobre en la Isla Almagre Grande presentó los mayores promedios de la zona 11 mg kg⁻¹ (**Figura 45**).



Diferencias significativas, ----- promedio, – cada dato obtenido, () normalidad

Figura 45. Variación en el contenido de níquel (Ni, mg kg⁻¹) en muestras de macroalgas a) por localidades, b) por especie; ----- promedio, – cada dato obtenido, () normalidad.

Cobre

Los contenidos de cobre en *U. rigida* se encontraron en un intervalo de 1.5 a 30 mg kg⁻¹; el promedio para todas las épocas fue de 8 mg kg⁻¹. La mayor variación se presentó durante las lluvias cálidas y en Casa del Marino donde el promedio fue cercano a los 10 mg kg⁻¹, mientras que en el Tecolote apenas exhibe contenidos promedio de 6 mg kg⁻¹.

Para *S. filamentosa* el intervalo de contenidos de cobre fue más amplio, desde 2 a 22 mg kg⁻¹, y en los talos recolectados en las épocas de lluvias fueron mayores en promedio; el intervalo más amplio se presentó durante lluvias cálidas y en la localidad Casa Marino, donde también se presentó el promedio significativamente más alto 15 mg kg⁻¹, mientras que en San Juan de la Costa y El Tecolote los contenidos de cobre en la macroalga mostraron los promedios más bajos (7 mg kg⁻¹).

Los contenidos de cobre en *P. durvillei* se distribuyeron en la bahía de La Paz entre 2.5 y 21 mg kg⁻¹, siendo significativamente altos los contenidos encontrados en talos de Casa Marino (25 mg kg⁻¹), mientras que el promedio de San Juan y El Tecolote fue de 7 mg kg⁻¹; la mayor variación se presentó durante la época seca (**Figura 46**).

El modelo lineal en función del disturbio muestra que el contenido de *S. filamentosa* es significativamente mayor que el de las otras especies; además, esta especie muestra diferencias significativas entre el contenido del metal en las localidades, siendo las recolectadas enfrente del puesto de cobre Isla Almagre grande significativamente altas que las encontradas en el Puerto industrial pesquero; no obstante, estas a su vez fueron significativamente más altas que en San Juan de la costa y Casa del Marino en La Paz; aunque estas últimas son significativamente más altas que los dos puntos de control la playa Tecolote e Isla Cerro Pastel (Figura 46).



Figura 46. Variación en el contenido de cobre (Cu, mg kg⁻¹) por especie de macroalga: a) por localidades, b) por épocas, c) intersección entre los dos factores estudiados.



Las letras y líneas que se cruzan indican diferencias significativas, ARD Aguas residual doméstica, ARI agua residual industrial

Figura 47. Variación del contenido de cobre (Cu, mg kg⁻¹) en muestras de macroalgas: a) por localidades, b) por especie.

Los contenidos de cobre aumentaron en la costa de Guaymas donde el intervalo se amplió de 0.5 a 200 mg kg⁻¹. El promedio de *S. filamentosa* aumentó a 40 mg kg⁻¹, y *U. rigida* y *P. durvillei* permanecieron con estrechos intervalos y bajos contenidos, menores de 40 mg kg⁻¹. Mientras el promedio de Isla Cerro Paste fue de 5 mg kg⁻¹, el de talos colectados frente a la industria pesquera fue de 10 mg kg⁻¹, sin embargo el promedio enfrente del puerto fue el mayor, y registra 50 mg kg⁻¹ (**Figura 48**).



Figura 48. Variación del contenido de cobre (Cu, mg kg⁻¹) en macroalgas a) por localidades de las bahías de Guaymas y San Carlos b) por especie.

Cadmio

El intervalo de variación del contenido de cadmio en *U. rigida* fue de 0 a 30 mg kg⁻¹ recolectadas en la Bahía de La Paz, con promedio de 5 mg kg⁻¹, siendo menor el de San Juan de La Costa, de 4.5 mg kg⁻¹ y que los contenidos promedio encontrados en El Tecolote (2.5 mg kg⁻¹); en *S. filamentosa* fue de 2 a 11 mg kg⁻¹. Existen diferencias significativas ente épocas y localidades, siendo el contenido más alto durante las lluvias frías, y que las cálidas y las secas. Además, existen diferencias significativamente alto en San Juan de La Costa con valores desde 6 a 12 mg kg⁻¹ y promedio de 9 mg kg⁻¹, dos veces el contenido promedio de El Tecolote y 3 veces respecto al contenido promedio encontrado en muestras de Casa Marino.

P. durvillei mostró un intervalo desde 1 hasta 60 mg kg⁻¹ de cadmio; no existieron diferencias significativas en los promedios que se presentan entre 10 y 20 mg kg⁻¹ (**Figura 49**).

El modelo lineal propone que no existen diferencias significativas en cuanto al contenido de cadmio ente especies, sin embargo *P. durvillei* muestra diferencias entre localidades siendo significativamente más altos >15 mg kg⁻¹ promedios en las demás estaciones muestreadas donde se presentaron promedios menores a 5 mg kg⁻¹ 8 (**Figura 50**).

El contenido de cadmio de *U. rigida* en la costa de Sonora fue de 0.2 a 10 mg kg⁻¹ presentando el intervalo más amplio el promedio de 1.8, similar a los promedios de *S. filamentosa* y *P. durvillei* en los que si varió el contenido mínimo que para esta especie fue de 0.5 mg kg⁻¹; Isla Cerro Pastel presenta el promedio más alto 3 mg kg⁻¹, sin embargo, no existieron diferencias significativas (**Figura 51**).



Diferencias significativas, ----- promedio, – cada dato obtenido, () normalidad

Figura 49. Figura 49.Contenido de cadmio (Cd, mg kg⁻¹) en muestras de macroalgas a) por localidades, b) por épocas, c) intersección entre los dos factores estudiados.



Las letras y líneas que se cruzan indican diferencias significativas, ARD Aguas residual doméstica, ARI agua residual industrial

Figura 50. Variación del contenido de cadmio (Cd, mg kg⁻¹) en muestras de macroalgas. Factor 1: Localidades, Factor 2) especie.





Plomo

El contenido de plomo en *U. rigida* en la bahía de La Paz se presentó en un intervalo del 4 a 29 mg kg⁻¹,donde no se presentaron diferencias significativas en el contenido entre localidades o épocas; el promedio fue de 15 mg kg⁻¹.El contenido de plomo en *S. filamentosa* fue de 5 a 32 mg kg⁻¹, y el mayor intervalo se presentó en San Juan de la Costa con promedios de 20 mg kg⁻¹; no obstante, los contenidos en talos recolectados en Casa Marino fueron más altos 25 mg kg⁻¹. En *P. durvillei* los intervalos se presentaron entre 7 y 40 mg kg⁻¹ en la bahía de La Paz de 2013 a 2015; la mayor amplitud se presentó en Iluvias cálidas y El Tecolote donde el promedio fue de 15 mg kg⁻¹, mientras que en San Juan de La Costa fue mayo<u>r</u> a 20 mg kg⁻¹ (**Figura 52**).

En la costa de Guaymas se presentaron intervalos entre 5 y 30 mg kg⁻¹ con promedios de 10 mg kg⁻¹ para *P. durvillei* y *U. rigida*, mientras que *S. filamentosa* presenta un contenido promedio de 15 mg kg⁻¹. Los promedios encontrados en Isla Cerro Pastel el Paraje 2 fueron de 10 mg kg⁻¹, mientras que el de muestras recolectadas en Isla Almagre Grande obtuvieron un promedio de 14 mg kg⁻¹.



S. filamentosa



Diferencias significativas, ----- promedio, – cada dato obtenido, () normalidad

Figura 52. Variación en el contenido de plomo (Pb, mg kg⁻¹) en muestras de *U. rigida*. a) por localidades, b) por épocas, c) intersección entre los dos factores estudiados.



Diferencias significativas, ----- promedio, – cada dato obtenido, () normalidad

Figura 53. Variación del contenido de plomo (Pb, mg kg⁻¹) en muestras de macroalgas. a) por localidades, b) por especie, c) intersección entre los dos factores estudiados.

Efectos de la concentración de nutrientes en el contenido de metales en talos de macroalgas

Padina durvillei

Se encontraron relaciones significativas ($r^2>0.6$) entre el contenido de metales en talos de *P. durvillei* y la concentración de nutrientes en el agua. El aumento en la concentración de amonio en el agua se relacionó significativamente ($r^2=0.6$, p<0.05) con el aumento en el contenido de Ni y Pb. Los demás nutrientes evaluados en el agua no mostraron efectos significativos sobre el contenido de metales para esta

especie. La **Figura 54** muestra las relaciones con mayores valores r^2 , el color azul muestra las correlaciones positivas, y si tienen altos valores de significancia no presentan X. Los mayores valores de correlación negativa se presentan en el color rojo.



Los colores de los puntos indican el valor de r^2 . Las casillas que contienen X **no** son significativas (p>0.05). Las casillas sin X muestran correlaciones significativas (p<0.05). Azul= directamente proporcional. Rojo = inversamente proporcional.

Figura 54. Significancia de la relación entre el contenido de metales para la especie *P. durvillei* y los nutrientes en el agua.

Spyridia filamentosa

El resultado de las relaciones entre las variables estudiadas para *S. filamentosa* determinó que existen relaciones significativas entre la concentración de nutrientes en el agua y el contenido de metales en esta especie.

El incremento en la concentración de fósforo total en el agua de mar se correlacionó con el contenido de hierro (r^2 =-0.6, p<0.05) en *S. filamentosa*. Mientras que, el aumento de concentración de nitrógeno total en el agua se correlacionó significativamente (r^2 =0.6, p<0.05) con el aumento del contenido de hierro y níquel en la macroalga.



Los colores de los puntos indican el valor de r^2 . Las casillas que contienen X **no** son significativas (p>0.005). Las casillas sin X muestran correlaciones significativas (p<0.005). Azul= directamente proporcional. Rojo = inversamente proporcional.

Figura 55. Significancia de la relación entre el contenido de metales para la especie *S. filamentosa* y los nutrientes en el agua.

Ulva rigida

El aumento en contenido de Cu se encuentra significativamente relacionado con el aumento de los contenidos de Fe, Pb y Mn. Por otro lado, el aumento en el contenido de Cd está relacionado con la disminución en el contenido de Zn y Cu en esta especie.

Para el contenido de metales en esta especie encontramos correlaciones significativas con la concentración de nutrientes en el agua; las correlaciones directas fueron entre nitrógeno total-cobre, nitrato-zinc, nitrito-zinc y silicato-zinc; mientras que, las correlaciones inversas significativas fueron amonio-cobre, nitrato-cobre (Figura 56).

Las variables fisicoquímicas en el agua también tuvieron un efecto significativo en el contenido de metales el pH-hierro, pH-cobre, potencial oxido reducción-cobre, salinidad-cadmio, temperatura-manganeso, gravedad específica-cadmio. También se presentaron efectos sinérgicos entre los metales manganeso-hierro, zinc-hierro, níquel-plomo.

En la **Figura 56 ¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**se observa que el incremento en la concentración de nitrógeno total en el agua está correlacionado con un aumento significativo en el contenido de cobre (r^2 =0.6, p<0.05) en el alga. Sin embargo, altas concentraciones de amonio y nitrato en el agua coinciden significativamente (r^2 =-0.8, p<0.05) con disminución del contenido de Cu en *U. rigida*

Se incrementó el contenido de Zn en *U. rigida* al aumentar las concentraciones de nitrito (r^2 =0.5 p<0.05) silicatos (r^2 =0.8, p<0.05) y nitrato (r^2 =0.6 p<0.05) en el agua.



Los colores de los puntos indican el valor de r^2 . Las casillas que contienen X **no** son significativas (p>0.05). Las casillas sin X muestran correlaciones significativas (p<0.005). Azul= directamente proporcional. Rojo = inversamente proporcional.

Figura 56. Significancia de la relación entre el contenido de metales para la especie *U. rigida* y los nutrientes en el agua.

Para el caso de *U. rigida* solo se presenta una relación sinérgica entre metales. El aumento en el contenido de Fe se encuentra relacionado significativamente con el aumento en el contenido de Mn en esta especie.

DISCUSIÓN

Tolerancia de macroalgas a las variaciones ambientales

La sensibilidad o tolerancia de las especies al cambio (aumento o disminución extraordinaria de compuestos en el agua) determina los cambios a nivel comunitario. Las variaciones observadas en la taxocenosis de macroalgas se asocian principalmente a la variación en la temperatura superficial del agua de mar, que determina la distribución espacial y el cambio temporal de los taxa. Esto produce cambios a nivel de atributos comunitarios de las macroalgas, por ejemplo, en la riqueza y composición de especies encontradas por mes (Siqueiros-Beltrones & Riosmena Rodríguez,1998).

La tolerancia de las especies estudiadas aquí se determinó entre 9 y 26 °C de temperatura superficial del agua de mar, un intervalo de 15°C es decir, son tolerantes a temperaturas más bajas, que en los promedios actuales en aguas de BCS. Por tanto, se sugiere que la taxocenosis en BCS pudo cambiar desde 1995 y además, incluiría especies invasoras, que han arribado a costas sudcalifornianas en los últimos años (Rodríguez *et al.*, 2014).

Las especies de macroalgas agrupadas en las clases Bangiophyceae y Ulvophyceae, tendrían mayor tolerancia ante un escenario de aumento de temperatura. El aumento del promedio de la temperatura máxima en 1 °C en BCS tendría un mayor efecto en la composición de las especies de la comunidad de macroalgas que sí disminuyera la temperatura en 2 grados.

Cambios globales de temperatura, también implicarían cambios en los promedios decadales en las concentraciones de oxígeno y a su vez, a diferentes niveles taxonómicos de las macroalgas. Se ha observado, que la disminución en la velocidad de la circulación de las masas de agua con bajas concentraciones de OD, así como, los cambios en los patrones del viento, el aumento en la estratificación, la baja concentración inicial de OD en aguas superficiales de temperatura alta (el

oxígeno preformado), pueden ser los responsables de los eventos de hipoxia en el mar abierto; es así como, la concentración de oxígeno disuelto en el agua del Pacífico mexicano varía entre lo hipóxico (<1 ml l⁻¹ en aguas profundas) a la sobresaturación (>10 ml l⁻¹) (Rubach *et al.*, 2017).

En los sistemas costeros, la materia orgánica que ingresa por cualquier vía consume oxígeno durante su descomposición y favorece la anoxia (De La Lanza-Espino *et al.*, 2011; De La Lanza-Espino & Gutiérrez-Mendieta, 2017). La pérdida de especies de macroalgas en un hábitat presume disminuciones en el promedio de las concentraciones de oxígeno en la columna de agua, debido a que todas las especies se desarrollan en aguas oxigenadas, es así como, en BCS en donde probablemente la disminución o el aumento de 1 ml l⁻¹ en la concentración promedio de oxígeno en el agua, propicie diferentes taxocenosis como se muestra.

Se conoce que el OD está estrechamente relacionado con el pH del agua de mar, es decir, procesos como la respiración generan la liberación de CO₂, lo que disminuye el pH. Por tanto, aguas hipóxicas son también aguas de menor pH. Por ejemplo, aguas de bajo pH sobre la plataforma continental se presentan desde Canadá, hasta las costas de Baja California en México (Feely *et al.*, 2008). Las macroalgas rojas se han registrado en ambientes más básicos (mayor pH) a pesar, del estrecho intervalo de pH en que Chlorophyceae y Phaeophyceae se distribuyen.

Las ulvofíceas presentan mayor tolerancia al cambio en pH del agua; este grupo es el más tolerante ante un escenario de cambio, en conjunto con concentraciones bajas de oxígeno disuelto, como lo sugiere que sucedería Rubach *et al.* (2017). El límite superior de pH para la supervivencia de las macroalgas (8.37) puede deberse a la acumulación de la materia orgánica en el sedimento de las lagunas costeras. Dado que, los nutrientes procedentes de la columna de agua ya remineralizados (fracción reciclada) y de aportes fluviales (fracción nueva) sin descomponerse se convierten en una fuente potencialmente tóxica, porque el amonio se transforma en amoniaco (gas) en condiciones alcalinas por arriba de pH 8 (De La Lanza-Espino & Gutiérrez-Mendieta, 2017).

La materia orgánica disuelta contiene formas de nitrógeno y fósforo orgánicos, las cuales al descomponerse o remineralizarse se transforman en nutrientes inorgánicos, lo que puede generar condiciones de eutrofia (De la Lanza-Espino, 2014).

Aunque, los compuestos inorgánicos nitrogenados varían espacial y temporalmente según condiciones locales; desde lo indetectable hasta más de 30 μ M para NO₃⁺, según las condiciones prevalecientes de óxido-reducción (De la Lanza-Espino, 2014; Okolodkov *et al.*, 2014). En este ejercicio se encontró que las especies de la taxocenosis propuesta se desarrollan en concentración de nitratos menores a 10 μ mol l⁻¹.

Alcanzar altas concentraciones de ortofosfatos en sistemas costeros de BCS, pondría en riesgo la supervivencia de las especies, que actualmente exhiben máximos de tolerancia de 0.5 µmol l⁻¹ de fosfato, en su distribución a nivel mundial; Sin embargo, Los ortofosfatos pueden retirarse del agua hasta en un 60% por adsorción en sedimentos (efecto amortiguador) (Hobbie *et al.*, 1975). Lo que explica bajas concentraciones de fosfatos disueltos en la columna de agua de mar.

Pocas especies de macroalgas se presentan en concentraciones de silicato mayores a 20 µmol l⁻¹. Efectivamente, estas especies serán más tolerantes a mayores variaciones en la concentración de silicatos en el agua. Mientras que, especies que presentaron intervalos menores a 1 µmol l⁻¹, son las especies más sensibles.

128

Contenido de metales en macroalgas

Los contenidos de metales en macroalgas exhibieron la siguiente jerarquización, conocida como distribución de metales Fe>Mn>Zn>Pb>Ni>Cu>Cd, que presentaron cambios respecto a las localidades. Pérez Tribouillier (2014) en su estudio de sedimentos marinos superficiales y en un núcleo de la Laguna de La Paz, muestra la distribución Cd>Cu>Pb>Zn, mostrando que las concentraciones de metales en sedimento no muestran las características de metales biodisponibles en el agua, sino la acumulación de metales en el fondo.

El hierro fue el elemento más abundante de los siete metales estudiados. Aunque no se encontraron diferencias significativas en el contenido de hierro en *S. filamentosa*, ni en *P. durvillei* entre localidades en Bahía de La Paz, entre 2013 y 2015 . Estas especies comparadas con las localidades de las bahías de Guaymas y San Carlos durante el 2016 sí mostraron cambios significativos en los contenidos de Fe.

En los talos examinados de *U. rigida* los contenidos fueron significativamente menores, respecto al contenido de las otras especies, sin embargo, fue mejor detector de cambios a bajas concentraciones de hierro en el agua. Así, se observó aumento en el contenido de este metal, tanto en SJLC (mina de fosforita) en Bahía de La Paz, como en el sitio Almagre Grande, frente del puerto de cobre en Guaymas.

Cuando se comparan los promedios del contenido de metales entre las bahías estudiadas se observa la magnitud del disturbio que ocasiona el transporte de cobre del puerto hacia los barcos, y como este disturbio alcanza al llegar al puerto industrial pesquero, en la misma bahía y que altera la concentración de cobre en el agua y por ende el contenido del metal en la macroalga.

La especie que mejor evidenció dicha alteración fue *S. filamentosa*, en la que el contenido promedio aumenta al doble del contenido de cobre en el puerto, respecto al del parque industrial pesquero; y en esta especie hasta siete veces respecto a

muestras obtenidas en áreas de control sin descargas residuales como en Isla Cerro Pastel.

El cobre inicialmente se disuelve en el agua y está biodisponible dado que se adhiere a polisacáridos producidos por *S. filamentosa*, estas pueden "liberarse" al medio, o acumularse.

El cadmio es un metal que aporta el afloramiento invernal de aguas transportadas, por las corrientes del Pacífico Norte (Rubach *et al.*, 2017) y que tiene efecto sobre el costado continental del Golfo de California, sin embargo ese afloramiento invernal puede que no se dé en el área de La Paz, por tanto el cadmio probablemente se transporta a través de la corriente del agua de Bahía de La Paz al ser un elemento lábil, e ingresa parcialmente a la laguna (no se precipita o disuelve, como el manganeso) y, probablemente, el aumento indique un subproducto de la explotación de la roca fosfórica debido a la composición de la roca Apatita en la formación del Cien de San Juan de La Costa (Krauskopf, 1956) debido a que fue alto, tanto en este punto como en El Tecolote. Así mismo, esta roca está compuesta de otros metales entre ellos el Cu, Zn, Pb y Mn.

Se determinó que el zinc tiene un origen antropogénico y que entre más fuerte se presente la actividad humana, se encontraran mayores contenidos de este metal en las tres especies, además puede tener un efecto sinérgico con la explotación de la apatita. El manganeso es un elemento abundante en sistemas costeros (Libes, 2009) sin embargo, aquí se comprobó que la explotación de la roca fosfórica tiene efecto en el contenido de este metal en las macroalgas, debido a que fue significativamente mayor en todas las especies de macroalgas estudiadas en San Juan de La Costa, además que aumentó con la época de lluvias lo que muestra un efecto sinérgico. Otros autores ya habían reportado altos contenidos de plomo en organismos, tanto en la Ensenada de la Paz (Méndez *et al.*, 1998; Shumilin & Rodriguez, 2015), así como en sistemas costeros de Guaymas (Arreola-Lizárraga, José Padilla-Arredondo *et al.*, 2001; Ruelas-Inzunza & Páez-Osuna, 2006); esto se

pudo comprobar con las macroalgas estudiadas, por tanto fueron buenos monitores pasivos de las áreas estudiadas.

Efectos de la concentración de nutrientes en el biomonitoreo de metales

Los contenidos de plomo, hierro y nitrógeno en *S. filamentosa* se correlacionaron con la concentración de silicatos, fósforo y nitrógeno, respectivamente. Otros aspectos fisicoquímicos en el agua, como turbiedad, salinidad y temperatura, así como, pH y potencial óxido-reducción, también se correlacionaron significativamente, con el contenido de metales en esta especie (Tabla 1).

La especie *U. rigida* mostró un mayor número de variables del agua correlacionadas con el contenido de metales. Los nutrientes nitrogenados y los silicatos influyeron en los contenidos de zinc y de cobre. La salinidad, la temperatura y la gravedad específica se relacionaron con el contenido de metales. En todas las especies el cobre se relacionó inversamente con el pH del agua. Un análisis detallado se encuentra en el **apéndice 2**.

Se determinó que la variación en la concentración de amonio en el agua tiene relación, con los contenidos de plomo y níquel en *P. durvillei*, y esto influye en la distribución del contenido de metales. En *S. filamentosa* se obtuvieron correlaciones significativas y directas entre silicato-plomo y nitrógeno total-cobre, y viceversa, entre fósforo total-hierro. El contenido de zinc en *U. rigida* se correlacionó de manera significativa y directamente con las concentraciones de nitrato, nitrito y silicato; mientras que, el contenido de cobre fue inversamente proporcional, a nitrógeno total, amonio y nitritos. La tabla 2 resume las correlaciones significativas encontradas en el análisis de resultados, sin embargo al realizar pruebas de correlación, uno a uno el porcentaje de significancia es menor y solo se confirmaron correlaciones significativas en *P. durvillei*.

La adhesión de hierro, en el plano tridimensional en la matriz extracelular, se ve influenciado por las concentraciones de fósforo. Dado que la correlación fósforo total-hierro fue significativa e inversa (apéndice 2); este efecto puede observarse en *U. rigida* y en *P. durvillei* en el bajo contenido de hierro, en muestras recolectadas en el parque industrial pesquero donde se presentaron concentraciones altas de fósforo total en el agua, sin embargo, no tuvo un efecto sobre *S. filamentosa.* La concentración de nutrientes en el agua se relacionó con el contenido de metales de forma específica, mostrando cada especie diferentes interacciones. Por ejemplo, los contenidos de níquel y plomo en *P. durvillei*, se relacionaron con la concentración de amonio en el agua; así también, otros factores fisicoquímicos correlacionados fueron el pH, que interviene negativamente en el contenido de cobre y el aumento en la gravedad específica medida en el agua, con el aumento en el contenido de hierro en macroalgas.

La variación en el contenido de metales de la misma especie con otros lugares del planeta (Tabla 3) refleja los intervalos de contenido, lo que permite comparar entre máximos y mínimos de lo que sería un área, con o sin contaminación por metales.

Por ejemplo, las especies estudiadas muestran promedios similares de hierro entre localidades en este estudio, sin embargo, cuando estas se comparan con referencias de contenidos, determinados por otros autores, se puede observar con una mayor resolución estos resultados; así las localidades de Bahía de La Paz exhiben altos contenidos de hierro respecto a otras bahías en el Golfo de California (Tabla 1); por ejemplo, cuando se le compara con Santa Rosalía, que se haya influenciada por minería de cobre. Mientras que, lugares sin intervención antrópica, como Bahía Almejas, muestran altos contenidos del metal (Tabla 3).

Especie	Factor	n	Fe	Mn	Zn	Ni	Pb	Cd	Cu
	Amonio	13				0.6	0.6		
	Gravedad específica	13	0.6						
Padina durvillai	рH	13							-0.6
	Mn	13	0.8		0.6	0.6		0.6	
	Zn	13	0.8						
	Cd	13				0.6			
	Silicato	39					0.6		
	Fósforo	39	-0.6						
	Nitrógeno	39							0.6
	Turbiedad	39		0.6				0.6	
	Salinidad	39		• •		-0.6			
Spyridia filamentosa	lemperatura	39		0.6	• •				• •
.,	pH Deterriché ide sed seife	39			-0.6				-0.6
	Potencial oxido reducción	39			0.0				
	re Ma	39			0.0			0.0	
	IVIII Zn	39 20	06			06		0.0 0.6	
	C4	20 29	0.0			-0.0		0.0	06
	Nitrágeno	50							0.0
	Amonio	50							0.0
		50			0.0				-0.0
	NITRATO	50			0.0				-0.8
	Nitrito	50			0.5				
	Silicato	50			0.8				
	рН	50	-0.8						-0.6
Ulva rigida	Potencial óxido reducción	50							0.6
	Salinidad	50						0.6	
	Temperatura	50		0.6					
	Gravedad específica	50						-0.6	
	Mn	50	06					-	
	 7n	50	0.0 N R						
	Ni	50	0.0				٥N		
Ulva rigida	pH Potencial óxido reducción Salinidad Temperatura Gravedad específica Mn Zn Ni	50 50 50 50 50 50 50 50 50 50	-0.8 0.6 0.8	0.6	0.0		0.8	0.6 -0.6	-0.6 0.6

Tabla 2. Relaciones significativas ($r^2 > 0.5$; p < 0.05) entre los nutrientes y las variables ambientales con los metales, y relaciones significativas entre metales para las especies

Tabla 3.	Variaciones	en el	contenido	de metale	s (mg kg	¹) de	las	especies	de	macroalgas	comparando	otros	autores.

Especie	Localización	Tipo de influencia	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	Pb	Cd	Autor	
	Babía de Guaymas	Isla Almagre Grande	1534.46	71.48	55.57	21.99	13.66 🔲	12.11	2.76		
	Sana do Cadyinao	Paraje 2	831.21	39.64	33.82	7.24	12.00	12.51	2.28		
	Bahía San Carlos	Isla Cerro Pastel	179.60	7.42	18.64	5.55	8.66	21.53	5.48	Ardila-Poveda et al	
	Bahía de La Paz	El Tecolote Playa de arena, comunidad rural	4868.12	259.96	38.77	5.44	16.19	15.35	17.46		
		Casa Marino ARD 272 711 Ha	2348.99	205.57	51.46	11.27	15.39	17.43	9.28		
		San Juan de la Costa; Desague de mina de Fosforita	5040.84	252.86	41.69	6.43	17.55	20.69	15.97		
	Santa Rosalia	Region media junio 1999			348.00	236.00		0.70	45.00	B 1/ 14 2004	
	Santa Rosalia	Región media marzo 2000	4000.00	423.00	163.00	84.00	55.00	0.60	6.00	Rodriguez-Meza, 2004	
P. durvillaei	Santa Rosalia	Región media marzo 2001		423.00 🧱	306.00	84.00 📒	49.00	0.60	6.00		
	Santa Rosalia Sur 2004 - 2005 BC	Bahía con puerto y mina de Cu	2508.00	485.00	96.00	82.00	11.50	7.20	3.50	2011	
	Santa Rosalia central 2004-2005 BC	Bahía con puerto y mina de Cu	984.00	427.00	88.00	74.00	7.80	9.00	3.50	2010	
	Santa Rosalia norte 2004-2005 BC	Bahía con puerto y mina de Cu	260.00	92.00	30.00	32.00	7.10	1.50	2.20	2009	
	Bahía de Loreto 2007 BC	Playa de arena, comunidad rural	3750.00		52.00		35.00			Sánchez-Rodríguez et al. 2001	
	La Paz y Bahía Concepción BCS	Playa de arena, comunidad rural	455.00		11.00 🛄	61.00				Domínguez et al. 2002	
	Bahía Magdalena- Almejas	Playa de arena, comunidad rural	8000.00		3.50		34.00				
	Bahía Magdalena- Almejas	Playa de arena, comunidad rural	5000.00		8.00		10.00			Rodríguez-Meza et al. 2007	
	Playa Monteón	Playa de arena, comunidad rural	486.00	22.00	36.70	1.90	3.50		5.60	Paez Osuna et al 2000	
Padina spp	Golfo Tessaloniki	ARI, ARD y efluentes de agricultura		383.90	113.51	5.79			0.25	Malea & Kevrekidis 2014	
	Datia da Guaumas	Isla Almagre Grande	11241.82	170.27	85,18 📕	102.02	19.85	24.63	2.49		
	Bania de Guaymas	Paraie 2	6228.57	62.83	81.75	35.14	16.92	14.41	2.81		
	Bahía de La Paz	Tecolote	2949.21	83.65	29.11	6.98	18.04	20.45	4.80	Ardila-Poveda et al	
		San Juan de la Costa	4878.10	297.06	45.46	6.17	15.19	18.64	10.77		
S. filamentosa		Casa Marino	3946.33	120.31	64.06	14.07	13.99	23.06	2.66		
	Golfo Tessaloniki	ARI, ARD (14456 ha) y efluentes de agricultura			136.00	46.30			0.64	Malea & Kevrekidis 2015	
	Puerto Vallarta	ARD, Cultivode camarones, agricultura intensiva	1318.00	288.00	29.20	7.40	13.30		3.70	Paez Osuna et al 2000	
	La Paz y Bahía Concepción BCS	Playa de arena, comunidad rural	375.00		19.00	47.00				Domínguez et al. 2002	
	Bahía Magdalena- Almejas	Playa de arena, comunidad rural	9000.00		10.00		109.00			Rodríguez-Meza et al. 2007	
Ulva intestinalis		Isla Almagre Grande	2299.46	68.15	23.76	20.85	13.47	18.67	2.26		
Ulva acanthophora	Bahía de Guaymas	Paraje 2	831.21	39.64 🕅	33.82 🛄	7.24	12.00 🧾	12.51 🛄	2.28		
		Paraje 2	686.05	7.11	20.57	2.98	8.09	8.91 🛄	1.53		
	Bahía de San Carlos	Isla Cerro Pastel	2240.58	24.73	20.99 🛄	6.09	13.05 🧾	13.86 🧾	3.81	Ardila-Poveda et al	
	Bahía de La Paz	Tecolote	1140.77	25.49	20.36 🔲	6.23	12.46 🜅	13.74 🛄	2.43		
		Casa Marino	1292.01	34.67	26.33 🛄	8.62	11.02 🜅	15.80 🦲	5.32		
		San Juan de la Costa	2019.37	167.86	30.41 🛄	7.33	12.89 🚺	14.36 🧱	5.07		
U. rigida	Rio de Janeiro Bahía Spedetia	ARI			81.00			3.60		Amado et al. 1999	
	Rovinj Mar Adriatico Norte	ARI -ARD	1021.00		16.00	4.49		5.98	2.10	Storelli et al. 2001	
	Golfo Thermaikos	ARD 50000 Ha	97.20		57.30	2.20		14.70	1.10		
	Lago Sardinia	Estación de control de metales. Infuencia del río Danubio				8.00		7.44	0.30	Haritonidis & Malea 1999	
	Mar Negro	ARI desechos industriales metalicos en el pasado	84.70		39.00	1.10		6.30	0.10	Topcuoğlu et al. 2003	
	San Juan de La Costa BCS	Cerca a mina de Fosforita Septiembre 2011	351.50		31.90	1.10		0.07	0.02	Hernández-Almaraz et al. 2016	
	El Sauzoso BCS	Playa de arena, comunidad rural Septiembre 2011	208.00		11.90	2.20		0.07	0.10		
U. lactuca	Kalochori	ARI, fertilizantes y melaturgicas		132.30	88.00 🦲	11.10	5.10	0.02	0.76		
	Pagasitikos Alykes	ARI - ARD este de Ciudad de Volos 127890 Ha		100.60 🛄	49.30	8.30		2.80	0.24		
	Lehonia	ARI - ARD sureste de Ciudad de Volos 127890 Ha		182.00 📕	79.90 🛄	9.00 🧾	52.60	0.02	0.54	Sawidis et al. 2001	
	Isla Creta Heraklion	ARD la ciudad Heraklio con 200000 habitantes		25.30	16.40 🛄	7.00	8.70	0.02	0.42		
	Chania	ARD ciudad Heraklio con 100000 habitantes		137.00 🜅	56.30 🧾	14.50	13.70	0.02	1.10		
	Thermaikos A. Trias	ARD de la Ciudad de Tessaloniki 14456 Ha		33.30 🔲	43.70 🔲	7.40	9.20	0.02	0.42		
	Manzanillo	Manglar, ARD, Puerto	2532.00	65.00	29.90 🔲	8.10	32.90		1.30	Paez Osuna et al 2000	
	Bahía Magdalena- Almejas	Playa de arena, comunidad rural	6000.00		13.00	0	81.00			Rodríguez-Meza et al. 2007	
	Isla Almagre Grande		5502.08	99.22 📕	65.05	50.15	24.99	23.08 🧾	3.62	Ardila-Poveda et al	
Hypnea sp	Bahía de San Carlos	Isla Cerro Pastel	787.19	14.34	22.68	4.17	21.07	20.19	6.43		
Hypnea johnstonii	Bahía Magdalena- Almejas	Playa de arena, comunidad rural			40.00		42.00			Rodríguez-Meza, 2004	

Si bien este trabajo no tiene por objeto comparar las concentraciones de los elementos medidos en las macroalgas con los niveles de ingesta tolerable, se presenta un ejercicio (apéndice 3) para las especies de macroalgas muestreadas en el sistema costero de BCS.

CONCLUSIONES

La hipótesis que planteaba, que cambios en la calidad del agua de sistemas costeros producirá cambios en la taxocenosis y las especies tolerantes sobrevivirán, ante cambios ambientales, quedó respaldada. Las taxocenosis de las macroalgas no solo se ven influenciadas por el efecto de la temperatura, también influyen las concentraciones de materia orgánica en sistemas costeros que al descomponerse, consume oxígeno e influye en el pH del agua, lo que condiciona la supervivencia de cada especie.

Se puede aproximar cuantitativamente la tolerancia de cada especie a las concentraciones de un compuesto químico en el agua, como el intervalo de distribución estadística de la especie en la variable, que representa su distribución física en el planeta.

Las variaciones naturales y por actividad antrópica en sistemas costeros en proceso de eutrofización producirán distinción en composición florística (taxocenosis).

Especies que sobreviven amplios intervalos de variación de materia orgánica y oxígeno disuelto pueden ser usados como bioindicadores del contenido de metales. Mientras que, las especies que se desarrollan en intervalos estrechos indican la concentración del nutriente y/o fisicoquímico en donde estas se presenten.

La variación en la concentración de materia orgánica disuelta y silicatos influirá directamente en cambios en la taxocenosis de macroalgas, debido a los consecuentes cambios en el oxígeno disuelto y el pH en el agua desde grandes grupos como clases.

Las especies de algas pardas son más sensibles al cambio, porque requieren mayores concentraciones de nutrientes y aguas templadas para su supervivencia; por tanto, una disminución en el promedio anual del oxígeno en el agua podría ocasionar, que los taxa de este grupo desaparecieran primero, mientras que Chlorophyceae y Florideophyceae persistirían bajo mayores condiciones de estrés.

Las macroalgas rojas Floridiophyceae y Bangiophyceae con formas de crecimiento filamentosas y costrosas estudiadas para Baja California Sur mostraron tener mayor tolerancia al aumento en la concentración de nutrientes en el agua.

La mayor diversidad de la comunidad macroalgal se presenta en localidades con condiciones oligo a mesotróficas, o calidad del sistema bueno a moderado. Los menores números de riqueza se encuentran en sistemas costeros con condiciones de mala a muy mala calidad dominados por pocas especies.

Determinados los intervalos de "tolerancia" de cada especie, se estableció que la taxocenosis cambiará cuando ocurra un cambio en el estado trófico de oligo a meso y de meso a eutrófico. Este ejercicio demostró que las algas pardas serían menos tolerantes a cambios en la concentración de nutrientes, prevaleciendo en estados oligo a mesotróficos en aguas templadas.

En contraste, las algas Florideophyceae y Ulvophyceae, principalmente costrosas, filamentosas y cenocíticas, mostraron amplios intervalos de tolerancia a condiciones de aumento de nutrientes en el agua en especial el género *Codium*.

Las especies bioindicadores "tolerantes" a amplias variaciones de materia orgánica, son monitores pasivos de contaminación de sistemas costeros para los metales, sin embargo también reflejan aspectos hidrológicos y geológicos de las zonas.

La relación entre el contenido de metal y la especie es particular por tanto no es comparable entre especies, debido a que unas tendrán posibilidad de adhesión de iones metálicos dependiendo de los polisacáridos que conforman cada especie.

La segunda hipótesis planteaba, que el aumento en la concentración de nutrientes por procesos de eutrofización afectaría la capacidad de adsorción de metales en macroalgas, lo cual fue parcialmente comprobado, debido a que la concentración de nutrientes en el agua afecta el contenido de metales de forma diferente en las especies estudiadas, sin embargo, muestran generalidades de los ambientes, por ejemplo, los cambios significativos en el contenido de metales entre localidades y épocas, así como la distribución del contenido de metales en las macroalgas "especies bioindicadoras" tienen capacidad de discriminar la contaminación por metales sin verse afectadas significativamente por los nutrientes.

El contenido de metales de especies indicadoras puede mostrar la variación en la concentración de metales del ambiente, teniendo en cuenta que factores como las lluvias, las corrientes, las surgencias y las cercanías a fuentes geohidrotermales también, modifican el contenido de metales en macroalgas.

Las actividades mineras en sistemas costeros del Golfo de California tienen como consecuencia el aumento del contenido de Cu, Cd, Zn, Fe, Mn y Pb en macroalgas en donde el aumento de metales será dependiente de la actividad. Por ejemplo, la mina de fosforita produce aumento en las concentraciones de manganeso y cadmio, mientras que el cobre ingresa por medio del transporte eólico del polvillo que genera la actividad minera, especialmente durante el cargue del barco.

Comparar los valores promedio de una misma especie y en lo posible su varianza permite dimensionar la magnitud del impacto de una actividad antrópica y su efecto en la concentración del metal en el agua.

La localidad de Cerro Pastel en Bahía de San Carlos fue un buen punto de control en cuanto a calidad del agua durante el 2016; las mismas especies mostraron entonces, que el puerto de cobre en la Bahía de Guaymas también presentó altos niveles de Zn, Fe, Mn y Pb en el ambiente. Además, el análisis fisicoquímico y de nutrientes mostraron en conjunto aumento en NH₄, NO₃, PO₄, Cu y Zn, como consecuencia de la actividad del parque industrial pesquero.

Este estudio permitió establecer que presencia o ausencia de ciertas macroalgas, pueden ser bioindicadores de contaminación ambiental en sistemas costero y que los contenidos de algunas especies como las algas rojas pueden determinar los niveles de contaminación del agua en sistemas costeros.

RECOMENDACIONES

Normalizar el índice de metales a partir de un elemento que permita obtener valores normales para las zonas. A partir de las cuales se establecerá el estado de contaminación.

Establecer ejercicios de monitoreo de metales de sistemas costeros de importancia ecológica y económica para México, con el fin de emitir alertas tempranas en el consumo de productos del sistema costero y el uso de este por las comunidades biológicas.

Establecer normas de calidad de sistemas costeros para la emisión adecuada de residuos sólidos y especialmente los líquidos que emiten normalmente las ciudades y las empresas de explotación minera.

Proponer y legalizar los métodos de monitoreo que permita dar una regulación a las empresas que realizan emisiones al ambiente y en caso de no poder ser regularizadas, se pague una compensación.

Establecer molecularmente los sitios de unión de los metales en los talos algales, con el fin de usarlos en avances de descontaminación de cuerpos de agua y de uso medicinal.

Probar algunos polisacáridos en el desarrollo de materiales de quelación de metales y filtros.

Probar el índice para el Pacífico mexicano, para realizar calibración y ajuste que permita detectar anomalías en la detección.

REFERENCIAS

Akcali, I., & F. Kucuksezgin, 2011. A biomonitoring study: Heavy metals in macroalgae from eastern Aegean coastal areas. Marine Pollution Bulletin Elsevier Ltd 62: 637–645, http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.12.021.

Álvarez-Arellano, A., 1989. La roca fosfórica en Baja California Sur. Origen, evolución y usos. Geomimet 157: 38–46.

Amado, F., C. Karez, W. Pfeiffer, Y. Yoneshigue, & M. Farina, 1996. Accumulation, effects on growth, and localization of zinc in Padina gymnospora (Dictyotales, Phaeophyceae). Hydrobiologia 326–327: 451–456.

Amado, G., L. Andrade, C. Karez, M. Farina, & W. Pfeiffer, 1999. Brown algae species as biomonitors of Zn and Cd at Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. Marine Environmental Research 48: 213–224.

Amado, G., C. Karez, L. Andrade, Y. Yoneshigue, & W. Pfeiffer, 1997. Effects on Growth and Accumulation of Zinc in Six Seaweed Species. Ecotoxicology and Environmental Safety 37: 223–228.

Andrade, L., M. Farina, & G. Amado, 2002. Role of Padina Gymnospora (Dictyotales, Phaeophyceae) cell walls in cadmium accumulation. Phycologia 41: 39–48.

Andrade, L., R. Leal, M. Noseda, M. Duarte, M. Pereira, P. Mourão, M. Farina, & G. Amado, 2010. Brown algae overproduce cell wall polysaccharides as a protection mechanism against the heavy metal toxicity. Marine Pollution Bulletin 60: 1482–1488.

Andrade, L., L. Salgado, M. Farina, M. Pereira, P. Mourao, & G. Amado, 2004. Ultrastructure of acidic polysaccharides from the cell walls of brown algae. Journal of Structural Biology 145: 216–225.

Arreola-Lizárraga, José Padilla-Arredondo, M., D. Burrola-Sanchéz, F. Urias-Laborín, A. Dorado-Villanueva, M. Hernández-Ibarra, L. Lopez-Tapia, L. MéndezRodríguez, & B. Acosta-Vargas, 2001. Diagnóstico de la contaminación marina de la Bahía de Guaymas, Sonora y proximidades. Informe técnico Secretaria de Marina-CIBNOR. Guaymas.

Barreto, C., 2011. Capitulo V. Disolución y precipitaciones de Sales Análisis químicoI- Un enfoque ambiental. Universidad Nacional del Callao., Callao, Perú: 196.

Batley, G., S. Apte, & J. Stauber, 2004. Speciation and bioavailability of trace metals in water: Progress since 1982. Australian Journal of Chemistry 57: 903–919.

Beijer, K., & A. Jerenlöv, 1979. Sources, transport and Transformation of metals in the environment In Friberg, L., G. . Nordberg, & V. B. Vouk (eds), Handbook on Toxicology of Heavy Metals. Elsevier Ltd, Amsterdam: 47–63.

Bendschneider, K., & J. Robinson, 1952. A new spectrophometric method for the determination of nitrite in sea water. Mar. Res 11: 87–96.

Black, W., 1948. Seasonal variation in chemical composition of some of the littoral seaweeds common to Scotland. Part I. *Ascophyllum nodosum*. Journal of the Society of Chemical Industry 67: 355–357.

Black, W., 1949. Seasonal variation in chemical composition of some of the littoral seaweeds common to scotland. Part II. *Fucus serratus. Fucus vesiculosus. Fucus spiralis* and *Pelvetia canaliculata*. Journal of the Society of Chemical Industry 68: 183–189, http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/jctb.5000680608/abstract.

Black, W., & R. Mitchell, 1952. Trace elements in the common brown algae and in sea water. Journal of Marine Biological Association of the United Kindom 30: 575–584.

Boggs, S., 2006. Principles of sedimentology and stratigraphy. .

Bruland, K., 1983. Trace Elements in Seawater In Riley, R. (ed), Chemical Oceanography. Academic Press, New York.

Bruland, K., R. Middag, & M. Lohan, 2013. Controls of Trace Metals in Seawater.

Treatise on Geochemistry: Second Edition 8: 19–51.

Bryan, G., 1971. The effects of heavy metals (other than mercury) on marine and estuarine organisms. Proceedings of the Royal Society of London. Series B, Containing papers of a Biological character. Royal Society (Great Britain) 177: 389–410.

Bryan, G. W., & W. J. Langston, 1992. Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. Environmental Pollution 76: 89–131.

Calva, L., & R. Torres, 2008. Macroalgas y pasto marino, útiles bioindicadores de contaminación por hidrocarburos fósiles en sistemas acuáticos. ContactoS 68: 38–46.

Campbell, P., M. Twiss, & K. Wilkinson, 1997. Accumulation of natural organic matter on the surfaces of living cells: implication of toxic solutes with aquatic biota. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 2543–2554.

Castañeda, O., & F. Contreras, 2003. El centro de documentación "Ecosistemas Litorales Mexicanos" como herramienta de diagnóstico. Contactos 48: 5–17.

Catsiki, V., & E. Papathanassiou, 1993. The use of the chlorophyte *Ulva lactuca* (L) as indicator organism of metal pollution In The University, L. P. (ed), Proc. Coast-48 Symp. of Sub Group III. Macroalgae. Eutrophication y trace metal Cycling in Estuarines and Lagoons. Thessaloniki, Grece. Canary Islands, Spain: 93–105.

Cervantes-Duarte, R., S. Aguiñiga-García, & R. Guerrero-Godinez, 1991. Variación estacional de temperatura, salinidad y nutrientes en la Ensenada de La Paz, B.C.S. (1986-1988). Rev. Invest. Cient. UABCS 2:2: 56–64.

Cervantes, R., F. Aguirre, & A. R. Salinas, 2001. Caracterización Hidrológica De Una Laguna Costera De Baja California Sur , México. .

Chalar, G., 2006. Dinámicade la eutrofización a diferentes escalas temporales:

Embalse Salto Grande (Argentina - Uruguay) In Tundisi, J., T. Tundisi, & C. Galli (eds), Eutrofización en America de Sur: Causas consecuencias y tecnologías de gerenciamiento y control. Instituto Internacional de Ecologia, Instituto Internacional de Ecologia e Gerenciamento Ambiental, Academia Brasileira de Ciências, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, InterAcademy Panel on International Issues, InterAmerican: 87–101.

Chávez-Sánchez, T., A. Piñón-Gimate, E. Serviere-Zaragoza, G. Sánchez-González, Gustavo Hernández-Carmona, & M. Casas-Valdez, 2017. Recruitment in Ulva blooms in relation to temperature, salinity and nutrients in a subtropical bay of the Gulf of California. Botánica Marina .

Chekroun, B., A. Moumen, N. Rezzoum, E. Sanchez, & M. Baghour, 2013. Role of macroalgae in biomonitoring of pollution in « Marchica », the Nador Iagoon. Revista internacional de Botanica Experimental Phyton 9457: 31–34.

Clijsters, H., & F. Van Assche, 1985. Inhibition of photosynthesis by heavy metals. Photosynthesis Research 7: 31–40.

Cobelo-Garcia, A., R. Prego, & O. Nieto, 2003. Chemical speciation of dissolved lead in polluted environments. A case of study: the Pontevedra Ria (NW Spain). Ciencias Marinas 29: 377–388.

Conti, M., & M. Iacobucci, 2008. Marine organisms as biomonitors Biological Monitoring: Theory & Applications. : 30, www.witpress.com.

Cornec, E., 1919. Spectrographic studies of the ash of marine plants. Comp. Rend. Acad.Sci Paris 168: 513–514.

Cosme, N., & M. Niero, 2017. Modelling the influence of changing climate in present and future marine eutrophication impacts from spring barley production. Journal of Clearner Production 140: 537–546.

Cruz-Ayala, M. B., 1996. Variación espacio-temporal de la ficoflora y su abundancia relativa en la Bahía de La Paz, B.C.S., México. IPN-CICIMAR.

Cruz-Orozco, R., C. Martinez-Noriega, & A. Mendoza-Maravillas, 1996. Batimetría y sedimentos de la Bahia de La Paz, B.C.S., México. Oceánides (La Paz, B.C.S.) 11: 21–27.

Cullinane, J., T. Doyle, & P. Whelan, 1987. Uses of seaweeds as biomonitors of zinc levels in Cork Harbour, Ireland. Hydrobiologia 151/152: 285–290.

Daesslé, W., & J. D. Carriquiry, 2008. Sedimentology and rare earth element geochemistry of phosphatic sediments from Sebastián Vizcaíno Bay, Baja California, Mexico. Marine Georesources & Geotechnology 16: 3–21.

De la Lanza-Espino, G., 2000. Criterios generales para la elección de bioindicadores In de la Lanza-Espino, G., S. Hernández-Pulido, & J. Carbajal-Pérez (eds), Organismos indicadores de la calidad del agua y la contaminación (Bioindicadores). Universidad Nacional Autónoma de México, México: 17–42.

Degobbis, D., M. Gilmartin, & G. Degobbis, 1990. Nitrogen, phosphorus, and biogenic silicon budgets for the northern Adriatic Sea. Oceanológica Acta 13: 31–45.

Delgado, J., C. Barba-Brioso, J. M. Nieto, & T. Boski, 2011. Speciation and ecological risk of toxic elements in estuarine sediments affected by multiple anthropogenic contributions (Guadiana saltmarshes, SW Iberian Peninsula): I. Surficial sediments. Science of The Total Environment 409: 3666–3679.

Domínguez, S., M. Casas, F. Ramos, F. Pérez-gil, & I. Rodríguez, 2002. Archivos Latinoamericanos de nutrición algas marinas de Baja California Sur, México : Valor nutrimental. Archivos Latinoamericanos de nutrición 52: 1–9.

Duque-Trujillo, J., L. Ferrari, T. Orozco-Esquivel, M. López-Martínez, P. Lonsdale, S. E. Bryan, J. Kluesner, D. Piñero-Lajas, & L. Solari, 2014. Timing of rifting in the southern Gulf of California and its conjugate margins: Insights from the plutonic record. Bulletin of the Geological Society of America 127: 702–736.

Elizalde- Servín, C., 2009. Evaluación de la calidad del agua de la Bahía de
Guaymas, Sonora: con y sin aportes de aguas residuales. Instituto Tecnológico de Guaymas.

EPA, 1997. Protecting Coastal Waters from Nonpoint Source Pollution. Environmental Protection Agency. Washington D.C. USA. Washington D.C 841-F-96:.

Escandón, V., 1977. Bosquejo geológico de los depósitos de fosforita de San Juan de La Costa, Baja California Sur. Roca Fosforica Mexicana. , no publicado.

Esen, N., D. Kut, & S. T. Glu, 1999. Trace Metals in Marine Algae and Sediment Samples. 1991: 27–33.

Espinoza-Ávalos, J., 1977. Los principales parámetros fisico-químicos de las aguas de la Ensenada de La Paz, B.C.S. Gral. Labores, Centro de Investigaciones Biológicas de Baja California Sur, 5–27.

Figueira, M., B. Volesky, & H. Mathieu, 1999. Instrumental Analysis Study of Iron Species Biosorption by Sargassum Biomass. Environmental Science & Technology 33: 1840–1846, http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es981111p.

Foster, P., 1976. Concentrations and concentration factors of heavy metals in brown algae. Environmental Pollution (1970) 10: 45–53.

Fourest, E., & B. Volesky, 1996. Contribution of Sulfonate Groups and Alginate to Heavy Metal Biosorption by the Dry Biomass of *Sargassum fluitans*. 30: 277–282.

Franco, P., & A. Michelato, 1992. Northern Adriatic Sea: oceanography of the basin proper and the western coastal zone In Vollenweider, R., R. Maechetti, & R. Viviani (eds), Marine Coastal Eutrophication. Elsevier B.V., Amsterdam: 35–62.

Franco, P., J. Quintero, & A. Lopez, 2010. Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofía. Contactos 78: 25–33.

Fukai, R., & H. Lang, 1968. Studies on the chemical behaviour of radionucleides in seawater I. General considerations and study of precipitation of trace amounts of

chromium, manganese, iron cobalt, zinc, and cerium. Radioactivity in the Sea 22: 1– 26.

Galloway, J., A. Townsend, J. Erisman, M. Bekunda, Z. Cai, J. Freney, L. Martinelli,S. Seitzinger, & M. Sutton, 2013. Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent trends, questions and potencial solutions. Science 320: 889–892.

García-Panames, J., 1987. El fitoplancton de la Ensenada de la Paz, B. C. S., I. Composición específica, variación estacional y distribución. Univ. Autón. Baja California Sur., La Paz B.C.S., 17–29.

García-Rosello, E., C. Guisande, J. Heine, P. Pelayo-Villamil, A. Manjarrés-Hernández, L. Gonzáles Vilas, J. Gonzáles-Dacosra, A. Vaamonde, & C. Granado-Lorencio, 2014. Using MODESTR to download, import and clean species distribution records. Methods in Ecology and Evolution 5: 708–713.

Garcia, H., R. Locarnini, T. Boyer, J. Antonov, O. Baranova, M. Zweng, J. Reagan, & D. Jhonson, 2013a. Vol. 4: Dissolved Inorganic Nutrients (phosphate, nitrate, silicate) In Levitus, S. (ed), World Ocean Atlas 2013. NOAA Atlas NESDIS: 25, http://www.nodc.noaa.gov/OC5/indprod.html This.

Garcia, H., R. Locarnini, T. Boyer, J. Antonov, A. Mishonov, O. Baranova, M. Zweng, J. Reagan, & D. Johnson, 2013b. Volume 3: dissolved oxygen, apparent oxygen utilization, and oxygen saturation In Mishonov, A. (ed), World Ocean Atlas 2013. NOAA Atlas NESDIS 75: 27.

Gardea-Torresdey, J. L., M. K. Becker-Hapak, J. M. Hosea, & D. W. Darnall, 1990. Effect of chemical modification of algal carboxyl groups on metal ion binding. Environmental Science and Technology 24: 1372–1378.

Gledhill, M., N. M, S. . Hill, & M. T. Brown, 1997. The toxicity of copper (II) species to marine algae, with particular reference to macroalgae. Journal Phycology 33: 2–11.

Göthberg, A., M. Greger, K. Holm, & B. B., 2004. Influence of nutrients on uptake

and effects of Hg, Cd and Pb in Ipomoea aquatica. J. Environ. Qual. 33: 1247–1255.

Guedes, R., 2007. Uso das macroalgas vermelhas (Gr*acilaria lemaneiformis* e *Hypnea musciformis*) como espécies bioindicadoras da poluição por metais pesados. Universidade Federal de Pernambuco.

Guisande, C., A. Barreiro, I. Maneiro, A. Vergara, & A. Vaamonde, 2006. Tratamiento de datos. España.

Guisande, C., A. Vaamonde, & A. Barreiro, 2016. Package StatR. Universidad de Vigo, Vigo.

Guo, L., B. Hunt, P. Santschi, & S. Ray, 2001. Effect of dissolved organic matter on the uptake of trace metals by American oysters. Environmental Science and Technology 35: 885–893.

Gutiérrez-Galindo, E., J. Villaescusa-Celaya, & A. Arreola-Chimal, 1999. Bioaccumulation of metals in mussels from four sites of the coastal region of Baja California. Ciencias Marinas 25: 557–578.

Guven, K. C., E. Okuş, S. Topcuoğlu, N. Esen, R. Küçükcezzar, E. Seddigh, & D. Kut, 1998. Heavy metal accumulation in algae and sediments of the Black Sea coast of Turkey. Toxicological & Environmental Chemistry 67: 435–440.

Guven, K. C., S. Topcuoglu, D. Kut, N. Esen, N. Erenturk, N. Saygi, E. Cevher, B. Giivener, & B. Oztiirk, 1992. Metal Uptake By Black Sea Algae. Botanica Marina 35: 337–340.

Haglund, K., M. Björklund, S. Gunnare, A. Sandberg, U. Olander, M. Pedersén, & P.J. Wangersky, 1996. Biological control of trace metal residence time and speciation:A review and synthesis. Hydrobiologia 18: 269–297.

Häkanson, L., & M. Jansson, 1983. Principles of Lake Sedimentology. Springer Verlag, New York. U.S.A.

Hall, a., a. H. Fielding, & M. Butler, 1979. Mechanisms of copper tolerance in the

marine fouling alga Ectocarpus siliculosus? Evidence for an exclusion mechanism. Marine Biology 54: 195–199.

Haritonidis, S., 1995. Seasonal and local variation of Cr, Ni and Co concentrations in Ulva rigida C. Agardh and Enteromorpha linza (Linnaeus) from Thermaikos Gulf, Greece. Environmental Pollution 89: 319–327.

Haritonidis, S., & P. Malea, 1999. Bioaccumulation of metals by the green alga Ulva rigida from Thermaikos Gulf, Greece. Environmental Pollution 104: 365–372.

Haug, A., J. Bjerrum, O. Buchardt, G. E. Olsen, C. Pedersen, & J. Toft, 1961. The Affinity of Some Divalent Metals for Different Types of Alginates. Acta Chemica Scandinavica., 1794–1795.

Hausback, B. ., 1984. Cenozoic volcanic and tectonic evolution of Baja California, Mexico In V.A. Frizzell Jr. (ed), Geology of Baja California Peninsula. Pac. Sact., Soc. Econ. Paleontol. Mineral. : 219–236.

Hernández-Almaraz, P., L. Méndez-Rodríguez, T. Zenteno-Savín, F. García-Domínguez, A. Vázquez-Botello, & E. Serviere-Zaragoza, 2014. Metal mobility and bioaccumulation differences at lower trophic levels in marine ecosystems dominated by Sargassum species. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 94: 435–442.

Hernández-Almaraz, P., L. Méndez-Rodríguez, T. Zenteno-Savín, T. M. O'Hara, J. R. Harley, & E. Serviere-Zaragoza, 2016. Concentrations of trace elements in sea urchins and macroalgae commonly present in Sargassum beds: implications for trophic transfer. Ecological Research 31: 785–798.

Ho, Y., 1990. Ulva lactuca as bioindicator of metal contamination in intertidal waters in Hong Kong. Hydrobiologia 203: 73–81.

Huerta-Diaz, M., F. de León-Chavira, M. Lares, A. Chee-Barragán, A. Siqueiros-Valencia, M. Huerta, F. De León, M. Lares, A. Chee, & A. Siqueiros, 2007. Iron, manganese and trace metal concentrations in seaweeds from the central west coast of the Gulf of California. Applied Geochemistry 22: 1380–1392.

Hurd, C., P. Harrison, K. Bischof, & C. Lobban, 2014. Pollution Seaweed ecology and physiology. Cabrige University press, Cambride: 374–412.

Ibarra-Obando, S. E., 1990. Lagunas costeras de Baja California. Ciencia y Desarrollo (mayo-junio) 92: 39–49.

Ibarra-Obando, S. E., V. F. Camacho-Ibar, J. D. Carriquiry, & S. V. Smith, 2001. Upwelling and Lagoonal Ecosystems of the Dry Pacific Coast of Baja California In Seeliger, U., & B. Kjerfve (eds), Coastal marine ecosystems of Latin America. Springer-Verlag, Berlín,: 315–330.

Igelsrud, I., T. Thompson, & Zwicker, 1938. The boron content of sea water and marine organisms.pdf. Amer. Journ. 35: 47–63.

Jiménez-Illescas, Á., 1983. Aplicación de un Modelo Hidrodinámico Numérico a la Ensenada de La Paz, B.C.S. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada.

Jiménez-Illescas, Á., 1996. Análisis de Procesos barotrópicos y baroclínicos en la Bahía de La Paz, B.C.S. Universidad Autonoma Nacional de México.

Jones, A., 1922. The arsenic content of some of the marine algae. Pharm. Journ 109: 86–87.

Jordanova, A., A. Strezov, M. Ayranov, N. Petkov, & T. Stoilova, 1999. Heavy metal assessment in algae, sediments and water from the bulgarian black sea coast. Water Science and Technology 39: 207–212.

Juanes, J., X. Guinda, A. Puente, & J. Revilla, 2008. Macroalgae, a suitable indicator of the ecological status of coastal rocky communities in the NE Atlantic. Ecological Indicators 8: 351–359.

Kaewsarn, P., & Q. Yu, 2001. Cadmium(II) removal from aqueous solutions by pretreated biomass of marine alga Padina sp. Environmental Pollution 112: 209–213. Karez, C., V. Magalhaes, W. Pfeiffer, & F. Amado, 1994. Trace metal accumulation by algae in Spetiba Bay, Brzil. Environmental Pollution 83: 351–356.

Kennish, M., 1997. Practical handbook of estuarine and marine pollution. CRC, Boca Raton, Florida.

Kim, S., H. Ma, H. Allen, & D. Cha, 1999. Influence of dissolved organic matter on the toxicity of copper to Ceriodaphnia dubia: Effect of complexation kinetics. Environmental Toxicology and Chemistry 18: 2433–2437.

Koukal, B., C. Guéguen, M. Pardos, & J. Dominik, 2003. Influence of humic substances on the toxic effects of cadmium and zinc to the green alga Pseudokirchneriella subcapitata. Chemosphere 53: 953–961.

Kratochvil, D., & B. Volesky, 1998. Advances in the biosorption of heavy metals. Trends in Biotechnology 16: 291–300.

Krauskopf, K., 1956. Factors controlling the concentrations of thirteen rare metals in sea waters. Geochimica et Cosmochimica Acta 9: 32.

Kupper, H., F. Kiipper, & M. Spiller, 1996. Environmental relevance of heavy metalsubstituted chlorophylls using the example of water plants. 47: 259–266.

Kuyucak, N., & B. Volesky, 1990. Biosorption by algal biomass In Volesky, B. (ed), Biosorption of Heavy Metals. CRC Press: Boca Raton, Levenspiel: 173–198.

Langston, W. J., 1990. Toxic effect of metals and the incidence of metal pollution in marine ecosystems In Furness, R. W., & R. P.S. (eds), Heavy Metals in the Marine Environment. Boca Raton.

Lara-Lara, J., J. Arreola-Lizárraga, L. Calderón-Aguilera, V. F. Camacho-Ibar, G. de la Lanza-Espino, A. Escofet-Giansone, I. Espejel-Carbajal, M. Guzmán-Arroyo, L. B. Ladah, M. López-Hernández, E. A. Meling-López, P. Moreno Casasola-Barceló, H. Reyes-Bonilla, E. Ríos-Jara, & J. A. Zertuche-González, 2008. Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales Capital natural de México. CONABIO: 109– 134.

Lavaniegos, B. E., & D. Lopez-Cortes, 1997. Fatty acid composition and community structure of plankton from the San Lorenzo Channel, Gulf of California. Estuarine Coastal and Shelf Science 45: 845–854.

Lavín, M., E. Beier, & A. Badan, 1997. Estructura hidrográfica y circulación del golfo de California:Escalas estacional e interanual ppd en: (comp), Monografía No 3, Unión Geofísica Mexicana In Lavin, M. (ed), Contribuciones a la Oceanografía física en México. : 141–171.

Lee, B., W. William, & S. Luoma, 1998. Uptake and loss kinetics of Cd, Cr, and Zn, in the bivalves Potamocorbula amurensis and Macoma balthica: effects of size and salinity. Mar. Ecol. Prog. 175: 177–189.

Libes, S., 2009. Iron-Manganese Nodules and other Hydrogenous Minerals Introduction to marine biogeochemistry. Elservier, San Diego, California: 441–470.

Lobban, C., & P. Harrison, 1994. Morphology, life histories and morphogenesis. Seaweed ecology and physiology 1–68.

Malea, P., & S. Haritonidis, 1999. Metal content in Enteromorpha linza (Linnaeus) in Thermaikos Gulf (Greece). Hydrobiologia 394: 103–112.

Malea, P., & T. Kevrekidis, 2014. Trace element patterns in marine macroalgae. Science of The Total Environment Elsevier B.V. 494–495: 144–157.

Mamboya, F., 2007. Heavy metal contamination and toxicity Studies of macroalgae from the Tanzanian Coast. Stockholm University.

Martínez-López, a., R. Cervantes-Duarte, A. Reyes-salinas, & J. E. Valdez-Holguin, 2001. Cambio estacional de clorofila a en La Bahia de La Paz, BCS, Mexico.pdf. Hidrobiologica., 45–52.

Matusiewicz, H., 2003. Wet digestion methods In Mester, Z., & R. Sturgeon (eds), Sample preparation for trace element analysis. Elsevier, Amsterdam: 193–233. Méndez, L., B. Acosta, S. T. Alvarez-Castañeda, & C. H. Lechuga-Devéze, 1998. Trace Metal Distribution Along the Southern Coast of Bahia de La Paz (Gulf of California), México. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 61: 616–622.

Méndez, L., E. Baudilio, P. Spencer, T. Castañeda, E. Palacios, B. Acosta, P. Monsalvo-Spencer, & T. Alvarez-Castañeda, 2006. Heavy Metals in the Clam Megapitaria squalida Collected from Wild and Phosphorite Mine-Impacted Sites in Baja California, Mexico: Considerations for Human Health Effects. Biological Trace Element Research 110: 275–288.

Méndez, L., L. Sala-Flores, A. Arreola-Lizarraga, S. Alvarez-Castañeda, & B. Acosta, 2002. Heavy metals in Clams from Gaymas Bay, México. Environmental contamination and toxicology 68: 217–223.

Meybeck, M., D. Chapman, & R. Helmer, 1989. Global Freshwater Quality: A First Assessment. Oxford.

Mithra, R., S. Sivaramakrishnan, P. Santhanam, S. Dinesh Kumar, R. Nandakumar, & S. D. Kumar, 2012. Nutrients and heavy metal removal efficacy of seaweeds. Investigation on nutrients and heavy metal removal efficacy of seaweeds, Caulerpa taxifolia and Kappaphycus alvarezii for wastewater remediation. J. Algal Biomass Utln 3: 21–27.

Monnet, F., F. Bordas, V. Deluchat, & M. Baudu, 2006. Toxicity of copper excess on the lichen Dermatocarpon luridum: Antioxidant enzyme activities. Chemosphere 65: 1806–1813.

Montejano, G., J. Cantoral, R. Carmona, G. Gaviño, A. Rivas, & F. Rojas, 1999. Comunidades acuáticas (algas, insectos, y ácaros) indicadoras de la calidad del agua en los ríos permanentes de la región poniente del distrito federal (Magdalena. Consejo de estudios para la restauración y valoración ambiental (Conserva). Secretaría del medio ambiente del Distrito Federal, Mexico.

152

Morales, G., & F. Plaza, 1983. Estudio hidrobiológico de La Ensenada de La Paz, B.C.S. CICESE, La Paz, Baja Califonia. México.

Murillo-Jiménez, J., 1990. Algunas características paleoceanográficas y cuerpos de agua inferidos a partir del registro micropaleontológico (radiolaria) en la Bahía de La Paz B. C. S., México. Univ. Auton. Baja California Sur.

Murillo-Jiménez, J. M., N.-S. E. H, S. Troyo-Diéguez, A. León Manilla, M. Medina, & A. Ruíz-Beltran, 2011. Evaluación Geoquímica del material eólico en la Ciudad de La Paz, BCS. ,. La Paz B.C.S.

Murphy, J., & J. Riley, 1962. A modified single solution method for the determination of phosfhate in natural waters. Analytica Chimica Acta 27: 31–36.

Muse, J., J. Stripeikis, F. Fernandez, L. D'Huicque, M. Tudino, C. Carducci, & O. Troccoli, 1999. Seaweeds in the assessment of heavy metal pollution in the Gulf San Jorge. Argentina. Environmental Pollution 104: 315–322.

Muse, J., M. Tudino, L. D'Huicque, O. Troccoli, & C. Carducci, 1995. A survey of some trace elements in seaweeds from Patagonia, Argentina. Environmental Pollution 87: 249–253.

Navarro, A., K. Ramos, K. Campos, & H. Maldonado, 2006. Elucidación del efecto del pH en la adsorción de metales pesados mediante biopolímeros naturales: cationes divalentes y superficies activas. Iberoamericana de Polímeros 7: 113–126.

Nicolaidou, A., & J. A. Nott, 1998. Metals in sediment, seagrass and gastropods near a nickel smelter in Greece: Possible interactions. Marine Pollution Bulletin 36: 360– 365.

O.O.M.S.A.P.A., 2010. Informes trimestrales. La Paz, Baja Califonia. México.

Obeso-Nieblas, M., 1986. Propagación de la constituyente M2 de la marea en la Bahía de la Paz, B.C.S., médiante un modelo bidimensional hidrodinámico numérico. Instituto Poliectécnico Nacional.

Obeso-Nieblas, M., 2003. Variabilidad espacio-temporal de las condiciones oceanográficas de la Bahía de la Paz, B.C.S., México. Instituto Politécnico Nacional.

Obeso-Nieblas, M., J. Gaviño-Rodríguez, A. Jiménez-Illiescas, & B. Shirasago-Gérman, 2002. Simulación numérica de la circulación por marea y viento del noroeste y sur en la Bahía de La Paz, Baja California Sur. Oceánides 17: 1–12,

Obeso-nieblas, M., J. Gaviño-rodríguez, H. Obeso-huerta, & S. Isaura, 2014. Variabilidad espacial termohalina, masas de agua y circulación geostrófica en Bahía de La Paz, Golfo de California. 49: 413–426.

Obeso-Nieblas, M., A. Jímenez-Illescas, & S. Troyo, 1993. Modelación hidrodinámica de la marea en la ensenada de la paz, B.C.S. Inv. Mar. CICIMAR 8: 1–11.

Obeso-Nieblas, M., & Á. Jiménez Illescas, 1989. Propagación de la constituyente M2 de la marea en la Bahía de la Paz. B.C.S., México, mediante un modelo bidimensional, hidrodinámico numérico. Investigaciones Marinas CICIMAR 4: 241–256.

Ornes, W. H., K. S. Sajwan, B. G. Loganathan, & C. S. Chetty, 1998. Comparison of selected element concentrations in tall and short forms of Spartina alterniflora. Marine Pollution Bulletin 36: 390–395.

Ospina-Álvarez, N., & E. Peña-Salamanca, 2004. Alternativas de monitoreo de calidad de aguas: Algas como bioindicadores. Acta Nova 2: 513–517.

Ostapczuk, P., M. Burow, K. May, C. Mohl, M. Froning, B. Süßenbach, E. Waidmann, & H. Emons, 1997. Mussels and algae as bioindicators for long-term tendencies of element pollution in marine ecosystems. Chemosphere 34: 2049–2058.

Overnell, J., 1976. Inhibition of marine algal photosynthesis by heavy metals. Marine Biology 38: 335–342.

154

Páez-Osuna, F., M. J. Ochoa-Izaguirre, H. Bojórquez-Leyva, & I. L. Michel-Reynoso, 2000. Macroalgae as biomonitors of heavy metal availability in coastal lagoons from the subtropical Pacific of Mexico. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 64: 846–851.

Páez-Osuna, F., & C. Osuna-Martínez, 2011. Biomonitores de la contaminación costera con referencia a las costas mexicanas: Una revisión sobre los organismos utilizados. Hidrobiologica 21: 229–238.

Patrón-Prado, M. Casas-Valdez, E. Serviere-Zaragoza, T. Zenteno-Savín, D. 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, and Soil Pollution 221: 137–144.

Patrón-Prado, M., B. Acosta-Vargas, E. Serviere-Zaragoza, & L. C. Méndez-Rodríguez, 2010. Copper and cadmium biosorption by dried seaweed sargassum sinicola in saline wastewater. Water, Air, and Soil Pollution 210: 197–202.

Pearson, G., 1963. Hard and Soft Acids and Bases. Journal of the American Chemical Society 85: 3533–3539.

Percival, E., & R. H. McDowell, 1967. Chemistry and Enzymology of Marine Algal Polysaccharides. Academic Press Inc.

Phillips, D. J. H., 1979. Trace metals in the common mussel, Mytilus edulis (L.), and in the alga Fucus vesiculosus (L.) from the region of the sound (Öresund). Environmental Pollution (1970) 18: 31–43.

Pinilla, G., 2000. Indicadores biológicos en ecosistemas acuáticos continentales de Colombia: compilación bibliográfica.

Preston, A., & D. Jefferies, 1969. Aquatic aspects in chronic and acute contamination situations In International Atomic Energy Agency (ed), Environmental Contamination by Radioactive Materials. Vienna: 183–211.

Rainbow, P., 1997. Trace Metal Accumulation in Marine Invertebrates: Marine Biology or Marine Chemistry?. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 77: 195–210.

Raize, O., Y. Argaman, & S. Yannai, 2004. Mechanisms of biosorption of different heavy metals by brown marine macroalgae. Biotechnology and Bioengineering 87: 451–458, http://doi.wiley.com/10.1002/bit.20136.

Rast, W., R. Jones, & G. Lee, 1983. Predictive capability of U. S. OECD phosphorus loading- eutrophication response models. Journal WPCF 55: 990–1003.

Reyes-Salinas, A., 1999. Factores que controlan la productividad primaria en la bahia de la paz, BCS. IPN-CICIMAR.

Reyes-Salinas, A., R. Cervantes-Duarte, R. Morales-Pérez, & J. Valdez Holguín, 2003. Variabilidad estacional de la productividad primaria y su relación con la estratificación vertical en la Bahía de La Paz, B. C. S. Hidrobiológica 13: 103–110.

Richards, F., 1965. Anoxic basins and fjords Chemical oceanography. Academic Press. Riley, London and New York: 611–645.

Riget, F., P. Johansen, & G. Asmund, 1995. Natural seasonal variation of cadmium, copper, lead and zinc in brown seaweed (Fucus vesiculosus). Marine Pollution Bulletin 30: 409–413.

Riget, F., P. Johansen, & G. Asmund, 1997. Baseline levels and natural variablility of elements in three seaweed species from west Greenland. Mar. Pollution. Bull 34: 171–176.

Rinaldi, A., & G. Montanari, 1988. Eutrophication in the Emilia-Romagna coastal waters in 1884-1985. Ann. New York Acad.Sci 543: 959–977.

Rodríguez-Figueroa, G. M., E. Shumilin, & I. Sánchez-Rodríguez, 2009. Heavy metal pollution monitoring using the brown seaweed Padina durvillaei in the coastal zone of the Santa Rosalía mining region, Baja California Peninsula, Mexico. Journal

of Applied Phycology 21: 19-26.

Rodríguez-Figueroa, G., & E. Shumilin, 2009. Heavy metal pollution monitoring using the brown seaweed Padina durvillaei in the coastal zone of the Santa Rosalía mining ... Heavy metal pollution monitoring using the brown seaweed Padina durvillaei in the coastal zone of the Santa Rosalía mining regio. Journal of Applied Phycology 21: 19–26.

Rodríguez-Figueroa, G., E. Shumilin, & I. Sanchez-Rodriguez, 2008. Heavy metal pollution monitoring using the brown seaweed Padina durvillaei in the coastal zone of the Santa Rosalía mining region, Baja California Peninsula, Mexico. Journal of Applied Phycology 21: 19–26.

Rodríguez-Meza, D., E. Choumiline, L. Mendez, B. Acosta-Vargas, & D. Sapozhnikov, 2007. Composición química de los sedimentos y las macroalgas del complejo lagunar Magdalena- Almejas In Funes, R., J. Gómez, & R. Palomares (eds), Estudios ecoloógicos en Bahía Magdalena. México D.F.

Rodriguez, G., 2010. Niveles de contaminación por metales pesados en la zona costera de Santa Rosalía : sedimentos y macroalgas. Instituto Politécnico Nacional.

Rodríguez, R. R., J. Manuel, & L. Calderón, 2014. Invasión de plantas marinas exóticas en el Pacífico Mexicano : Amenaza para el ambiente y la economía . 54–65.

Rubach, H., J. Ayón, & M. Beier, 2017. Aguas oceánicas subsuperficiales sin oxígeno, pero abundantes en carbono inorgánico y nutrientes, frente a las costas del Pacífico de México. Elementos para Políticas Públicas 1: 25–34.

Ruelas-Inzunza, J., & F. Páez-Osuna, 2006. Trace Metal Concentrations in Different Primary Producers from Altata-Ensenada del Pabellón and Guaymas Bay (Gulf of California). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 76: 327–333.

Ruiz-Ruiz, T., 2017. Análisis comparativo de índices de eutrofización en lagunas costesas del estado de Sonora, México. Centro de Investigaciones Biológicas del

Noreste.

Salinas Zavala, C. a., a. Leyva Contreras, L. B. D., & E. Diaz Rivera, 1990. Distribución geográfica y variabilidad climática de los regímenes pluviométricos en Baja California Sur, México. Atmósfera., 217–237.

Sánchez-Rodríguez, I., M. a. Huerta-Diaz, E. Choumiline, O. Holguín-Quiones, & J. a. Zertuche-González, 2001a. Elemental concentrations in different species of seaweeds from Loreto Bay, Baja California Sur, Mexico: Implications for the geochemical control of metals in algal tissue. Environmental Pollution 114: 145–160.

Sánchez-Rodríguez, I., M. a. Huerta-Diaz, E. Choumiline, O. Holguín-Quiones, J. a. Zertuche-González, M. Sánchez-Rodríguez, M. a. Huerta-Diaz, E. Choumiline, J. Holguín-Quiñonez, J. a. Zertuche-González, I. Sánchez-Rodríguez, M. a. Huerta-Diaz, E. Choumiline, O. Holguín-Quiones, J. a. Zertuche-González, M. Sanchez-Rodríguez, M. a. Huerta-Diaz, E. Choumiline, J. Holguín-Quiñonez, & J. a. Zertuche-González, 2001b. Elemental concentrations in different species of seaweeds from Loreto Bay, Baja California Sur, Mexico: Implications for the geochemical control of metals in algal tissue. Environmental Pollution 114: 145–160.

Sánchez, M., 1993. Interacción de variables hidroquímicas entre la ensenada de La Paz y la Bahía de la Paz, B.C.S., Mexico. .

Santos, A., A. Cocentino, Montenegro, T. Reis, & N. Vasconcelos, 2006. Macroalgas Como Indicadoras Da Qualidade Ambiental Da Praia De Boa Viagem – Pernambuco, Brasil. Boletim Técnico-Científico do Cepene 14: 25–33.

Sawidis, T., M. . Brown, G. Zachariadis, & I. Sratis, 2001a. Trace metal concentrations in marine macroalgae from different biotopes in the Aegean Sea Trace metal concentrations in marine macroalgae from different biotopes in the Aegean Sea. Environment International 27: 43–47.

Sawidis, T., M. . Brown, G. Zachariadis, & I. Sratis, 2001b. Trace metal concentrations in marine macroalgae from different biotopes in the Aegean Sea.

Environment International 27: 43-47.

Sawidis, T., & A. N. Voulgaropoulos, 1986. Seasonal Bioaccumulation of Iron, Cobalt and Copper in Marine-Algae from Thermaikos Gulf of the Northern Aegean Sea, Greece. Marine Environmental Research 19: 39–47.

Schiewer, S., & B. Volesky, 1995. Modeling of the proton-metal ion exchange in biosorption. Environmental science & technology 29: 3049–3058.

Schiewer, S., & B. Volesky, 2000. Biosorption processes for heavy metal removal. Environmental Microbe-Metal Interactions 329–362.

Schiewer, S., & M. H. Wong, 2000. Ionic strength effects in biosorption of metals by marine algae. Chemosphere 41: 271–282.

Shiber, J., 1980. Trace metals with seasonal consideration in coastal algae and molluscs from Beirut, Lebanon. Hydrobiologia 69: 147–162.

Shinn, L., & B. Nicolet, 1941. Determination of Threonine by the use periodate. The Journal of Biological Chemistry 138: 91-96.

Shumilin, E., F. Páez-Osuna, C. Green-Ruiz, D. Sapozhnikov, G. D. Rodríguez-Meza, & L. Godínez-Orta, 2001. Arsenic, antimony, selenium and other trace elements in sediments of the La Paz Lagoon, peninsula of Baja California, Mexico. Marine pollution bulletin 42: 174–178.

Shumilin, E., & G. M. Rodri, 2015. Trace Elements in the Marine Sediments of the La Paz Lagoon, Baja California Peninsula, Mexico: Pollution Status in 2013. 61–66.

Signoret, M., & H. Santoyo, 1980. Aspectos ecológicos de la Bahía de La Paz, Baja California Sur. Anal. Inst Cienc. Mar y Limnol 7 (2): 217–248.

Siqueiros-Beltrones, D., P. Ramos Rivera, & S. Careaga-Olvera, 2017. Macroalgas marinas de Baja California Sur Parte I: Bahía de la Paz y Bahía de la Ventana. GBIF. Ocurrence data set.

Siqueiros-Beltrones, D., & R. Riosmena Rodríguez, 1998. Macroalgas marinas de Baja California Sur. Parte 1: Bahía de La Paz y Bahía de La Ventana. Versión 1.3. México, D.F.

Sivakumar, S., Y. C. Song, I. S. Park, S. H. Cho, C. Y. Lee, & B. G. Kim, 2010. Shortterm influence of phosphate and nitrate on heavy metal accumulation by red alga Acrosorium uncinatum. Environmental Monitoring and Assessment 165: 449–460.

Smith, J., G. Summers, & R. Wong, 2010. Nutrient and heavy metal content of edible seaweeds in New Zealand. New Zealand Journal of Crop and Horticultural Science 38: 19–28.

Socolow, R., 1999. Nitrogen management and the future of foo: Lessons from the management of energy and carbon. Proc. Natl. Acad. Sci 96: 6001–6008.

Solorzano, L., 1969. Determination of ammonia in natural waters by the phenolhypochlorite method. Limnology and Oceanography 14: 799–801.

Sorentino, C., 1985. Copper resistance in Hormidium fluitans (Gay) Heering (Ulotrichaceae, Chlorophyceae). Phycologia 24: 366–368.

Stengel, D. B., H. McGrath, & L. J. Morrison, 2005. Tissue Cu, Fe and Mn concentrations in different-aged and different functional thallus regions of three brown algae from western Ireland. Estuarine, Coastal and Shelf Science 65: 687–696.

Stokes, P. M., 1983. Responses of freshwater algae to metals. Prog. Phycol. Res 2: 87–112.

Storelli, M., A. Storelli, & G. Marcotrigiano, 2001. Heavy metals in the aquatic environment of the Southern Adriatic Sea, Italy. Environment International 26: 505–509.

Strickland, J., & T. Parsons, 1972. A practical handbook of seawater analysis. Fishieries Reseach Board of Canada. Department of Fisheries and the Enviroment,

Ottawa,

http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:A+PRACTICAL+ HANDBOOK+OF+SEAWATER+ANALYSIS#0.

Struck, B. D., R. Pelzer, P. Ostapczuk, H. Emons, & C. Mohl, 1997. Statistical evaluation of ecosystem properties influencing the uptake of As, Cd, Co, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb and Zn in seaweed (Fucus vesiculosus) and common mussel (Mytilus edulis). Science of The Total Environment 207: 29–42.

Sutherland, F. H., G. M. Kent, A. J. Harding, P. J. Umhoefer, N. W. Driscoll, D. Lizarralde, J. M. Fletcher, G. J. Axen, W. S. Holbrook, A. González-Fernández, & P. Lonsdale, 2015. Middle Miocene to early Pliocene oblique extension in the southern Gulf of California. Geosphere 8: 752–770.

Takesue, R. K., & A. Van Geen, 2002. Nearshore circulation during upwelling inferred from the distribution of dissolved cadmium off the Oregon coast. 47: 176–185.

Talbot, V., & A. Chegwidden, 1982. Cadmium and other heavy metal concentrations in selected biota from Cockburn Sound, Western Australia. Mar. Freshw. Res 33: 779–788.

Tejas, Z., 2013. Aguas residuales no residenciales en la ciudad de La Paz: cumpliemiento o incumplimiento de la normatividad ambiental. Universidad Autónoma de Baja California Sur.

Topcuoğlu, S., K. C. Güven, N. Balkıs, & Ç. Kırbaşoğlu, 2003. Heavy metal monitoring of marine algae from the Turkish Coast of the Black Sea, 1998–2000. Chemosphere 52: 1683–1688.

Torres-Orozco, E., 1993. Análisis Volumétrico de las Masas de Agua del Golfo de California. , 80.

UNESCO, & J. Stirn, 1988. Eutrophication in the mediterranean Sea: receiving capacity and monitoring of long term effects. Marine Sciences 29.

Valderrama, J., 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. Mar. Chem. 10: 109-122.

Velasco-García, J. A., 2009. Ambientes geológicos costeros del litoral de la Bahía de La Paz Baja California, Sur, México. 82.

Villaseñor-Casales, A., 1979. Distribución vertical de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto en la Bahía de La Paz. B.C.S., durante la primavera de 1976. California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Report 20: 146–149.

Volesky, B., 2001. Detoxification of metal-bearing effluents: Biosorption for the next century. Hydrometallurgy 59: 203–216.

Vollenweider, R., 1979. Das nahrstoffbelastungs-konzept als grundlage fur den externen eingriff in den eutrophierungsprozeB stehender Gewasser und Talsperren Symp. Wahnbachtalsperrenver-bandes Veroffentlichung der Vortrage, Z. F. Wasserund Abwasser. Forschung: 79.

Vollenweider, R., 1992. Coastal Marine Eutrophication: principles and control In Ollenweider, R., R. Marchetti, & R. Viviani (eds), Marine Coastal Eutrophication. Elsevier B.V., London: 1–20.

Vollenweider, R., F. Giovanardi, G. Montanari, & A. Rinaldi, 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the Adriatic Sea: Proposal for a trophic scale, turbididty and generealized water quality. Envirometrics 9: 329–357.

Vollenweider, R., A. Rinaldi, R. Viviani, & E. Todini, 1996. Assessment of the State of Eutropication in the Mediterranean Sea. MAP Technical Report Series. Athens.

Volterra, L., & M. Conti, 2000. Algae as biomarkers, bioaccumulators and toxin producers. International Journal of Environment and Pollution 13: 92–125.

Von Damm, K., J. Edmond, B. Grant, & C. Measures, 1985. Chemistry of submarine hydrothermal solutions at Guaymas Basin, Gulf of California. Geochimica Et

Cosmochimica Acta 49: 2221–2237.

Wang, B., & C. Liu, 2004. Factors controlling the distribution of trace metals in Macroalgae. Chinese Journal of Geochemistry 23: 366–362.

Wangersky, P., 1986. Biological control of trace metal residence time and speciation: A review and synthesis. Marine Chemistry 18: 269–297.

Williams, K., & R. Whetston, 1940. Arsenic distribution in soils and its presence in certain plants. Tech. Bull. U.S. Dept. Agric. 732: 1–20.

Wilson, J. G., 1994. The role of bioindicators in estuarine management. Estuaries 17: 94–101.

Wilson, S., M. Fieldes, & M. Fiedes, 1941. Studies in spectrographic analysis. II. Minor elements in a seaweed (Macrocystis pyrifera). New Zealand Journ. Sci. Tech New Zealand 23: 47B-48B.

Woolston, M., W. Breck, & G. VanLoon, 1982. A sampling study of the brown seaweed, ascophyllum nodosum as a marine monitor for trace metals. Water Research 16: 687–691.

Zaytsev, O., & S. Salinas-Gonzales, 1998. Water dynamics and mixing studies in the coastal zone of the Gulf of California. Proceedings of Canadian Hydrographyc Conference 267–276.

Zhou, W., & B. Qiu, 2004. Mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance in algae. Hupo Kexue 16: 265–272.

Zolotukhina, Y., Y. Gavrilenko, & K. Burdin, 1990. Interactions among metal ions during uptake by marine macroalgae. Gidrobiologicheskiy Zhurnal 26: 46–52.

Zweng, M. M., J. R. Reagan, J. I. Antonov, A. V. Mishonov, T. P. Boyer, H. E. Garcia, O. K. Baranova, D. R. Johnson, D. Seidov, & M. M. Bidlle, 2013. World Ocean Atlas 2013, Volume 2: Salinity. NOAA Atlas NESDIS. NOAA Atlas NESDIS 74

APÉNDICE 1

MANUSCRITO APROBADO PARA SU PUBLICACIÓN EN LA REVISTA HIDROBIOLÓGICA

Taxocenosis macroalgales indicadoras de calidad del agua en sistemas costeros

Macroalgal taxocoenosis as indicators of water quality in coastal systems

Titulo resumido: Macroalgas indicadoras de contaminación del agua

Leidy S. Ardila-Poveda *

Programa de Doctorado en Ciencias Marinas. Biodiversidad y Dinámica de Ecosistemas Marinos, Departamento de Desarrollo de Tecnologías, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR), Instituto Politécnico Nacional. Av. Instituto Politécnico Nacional s/n, Playa Palo de Santa Rita, La Paz, 23096. Baja California Sur, México

* Autor corresponsal: e-mail: lsardilap@gmail.com

RESUMEN

Antecedentes: Las comunidades de macroalgas predominan en las costas marinas, especialmente en las zonas rocosas. La composición de las especies de estas comunidades pueden ser características según la calidad del agua, debido a que cada especie tolera o no variaciones fisicoquímicas, i.e., temperatura, pH, salinidad, oxígeno disuelto y concentración de nutrientes; por lo tanto, se esperaría que la composición de especies refleje diferentes condiciones fisicoquímicas del agua. **Objetivos**: Determinar los intervalos de tolerancia de especies de macroalgas a condiciones fisicoquímicas y clasificarlas, ya sean tolerantes si sobreviven en amplios intervalos, o como especies sensibles o poco tolerantes, que se distribuyen en condiciones restringidas del agua. Métodos: Se construyó una base de datos de los registros georreferenciados de diversos lugares del planeta, donde se han registrado especies también presentes en el litoral de Baja California Sur (BCS), México, obtenidos del Global Biodiversity Information Facility (GBIF); además, se obtuvieron los promedios de 2005 a 2012 de los valores de variables fisicoquímicas de los lugares donde se ha registrado cada especie, a través de imágenes satelitales obtenidas por sensores remotos de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). Resultados: Se generó un mapa de calor que muestra un aparente cambio en la composición de especies (taxocenosis) frente a posibles escenarios de cambio; así, se propone presentar a las especies que sobreviven en amplias variaciones fisicoquímicas y/o nutrientes, como parte de los protocolos de referencia para la distribución del contenido mineral; mientras que las especies con intervalos estrechos de ocurrencia se incluyen como taxa, que indican condiciones en donde estas se presenten. **Conclusiones**: Se proponen las posibles taxocenosis, que se presentarían en BCS bajo diferentes estados de calidad del agua, dependiendo de las concentraciones de nutrientes (silicato y materia orgánica) y fisicoquímicos (oxígeno disuelto y pH) que más contribuyeron a definir la asociación de especies por estado de calidad de agua.

Palabras clave: bioindicadores, contaminación, distribución de especies, sensible, tolerante.

ABSTRACT

Background. Macroalgae communities predominate in coastal areas, especially on rocky shores. The species composition of such communities may be characteristic of a quality status of water inasmuch each species either adapt or not to the physicochemical variables (temperature, pH, salinity and dissolved oxygen). Therefore, differences in species composition would be expected from different concentrations of diluted compounds in water. **Goals.** To determine the macroalgae's tolerance intervals to physicochemical conditions, and

to classify them as tolerant if they survive within wide intervals, or as sensitive, poorly tolerant species that are distributed under restricted water conditions. Methods. A database was built of georeferenced records of other localities on the planet where species present on the coast of Baja California Sur are also found, was obtained from the Global Biodiversity Information Facility (GBIF). Besides, the 2005 to 2012 average values for physicochemical variables and the concentration of nutrients in the water (nitrate, phosphate, silicate and dissolved organic matter) were gathered from other places where each species has been recorded through satellite images obtained by remote sensors of the National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). Results. A heatmap was generated showing an apparent distinction in the floristic composition (taxocoenosis), facing possible change scenarios which proposes to include the species that survive within wide physicochemical and/or nutrient variations as part of the reference for protocols on the distribution of mineral content. While species with narrow intervals of occurrence in the measured variables should be considered as taxa that indicate the intervals at which they occur. **Conclusions**. Possible taxocoenosis that can occur in BCS under different water quality conditions are here proposed. These depend mainly on the concentrations of nutrients (silicate and organic matter) and physicochemical (dissolved oxygen and pH) as being those variables with a greater influence on the species association for a given quality status.

Keywords: bioindicators, pollution, sensible, species distribution, tolerant

INTRODUCCIÓN

La calidad del agua en el litoral Pacífico mexicano continúa cambiando por efecto del desarrollo urbano, turístico e industrial (Lara-Lara *et al.*, 2008). El aumento o disminución de los límites naturales en la concentración de compuestos químicos, como oxígeno disuelto, nitratos, fosfatos y metales en la columna de agua, pueden afectar la calidad de los

ecosistemas (Botello *et al.,* 2014) debido a tres factores principales: 1) Toxicidad 2) Persistencia y 3) Bioacumulación (Quintero-Rendón *et al.,* 2010).

Las macroalgas se consideran indicadores biológicos, porque presentan ciclos de vida cortos, toman los nutrientes directamente de la columna de agua, son sensibles a contaminantes, son fáciles de observar y de recolectar (Ospina-Álvarez & Peña-Salamanca, 2004; Robledo & Friele-Pelegrín, 2014). Además, reflejan la magnitud del estrés con cambios en el contenido de minerales, así como, las características del hábitat y el grado de exposición a un estresor (Páez-Osuna *et al.*, 2000). La selección de las mejores especies indicadoras, del vasto acervo natural, se obtiene evaluando la sensibilidad o tolerancia (intervalo) a la concentración de elementos en el agua de mar, en el que viven los distintos taxa; y que pueden variar naturalmente y por la contaminación antropogénica (De la Lanza-Espino, 2000).

Se ha observado, que no todas las macroalgas sobreviven en áreas con fuertes actividades antrópicas (Godínez, 2000); es decir, estas especies se distribuyen en intervalos estrechos respecto a las concentraciones de los elementos químicos disueltos en el agua. Por lo tanto, se esperaría que, ante el aumento en las concentraciones de compuestos disueltos, se produzcan cambios a nivel comunitario en la taxocenosis, i.e., florísticos. Dicho cambio, en la asociación de especies puede constituirse como bioindicador de contaminación; para establecer este indicador de cambio se requiere que la taxonomía y la taxocenosis de una comunidad, en un estado inicial de un sistema costero de interés, sean bien conocidas. En el área de Baja California Sur, México, Siqueiros-Beltrones & Riosmena Rodríguez (1995) identificaron 102 especies de macroalgas. Adicionalmente, para la zona se conocen otros aspectos comunitarios, como la variabilidad espaciotemporal de especies conspicuas (Cruz-Ayala, 1996), las especies con mayor producción de biomasa (Fajardo, 1993), y los cambios en contenidos de minerales ante los procesos de contaminación (Páez-Osuna *et al.*, 2000; Hernández-Almaraz *et al.*, 2014, 2016).

167

Los efectos de variables ambientales en la distribución de las especies pueden estudiarse a través del programa ModestR [®] que permite descargar, importar y depurar registros georreferenciados de las especies en bases de datos a nivel global (García-Rosello *et al.*, 2014; GBIF, 2018); Las especies con distribución en un amplio intervalo de concentración de un compuesto en el agua indican especies tolerantes ante cambios de la variable. Mientras que, las especies presentes en intervalos estrechos revelan taxa sensibles al cambio (Quintero-Rendón *et al.*, 2010) y muestran un estado particular del sistema costero. Teóricamente, un cambio extraordinario de los límites (máximos y mínimos) que se establecieron a partir de la distribución a nivel mundial, comprometería la supervivencia de cierta especie en el sistema costero, donde se presente dicha condición (Godínez, 2000). En el presente trabajo, primero se analiza cada variable donde se establecen las

concentraciones críticas para la supervivencia a nivel de especie y a nivel de clases. Y, luego, se plantea un modelo hipotético de variación taxocenótica por estados de calidad de sistemas costeros, para Baja California Sur ante escenarios de eutrofización.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las variables bióticas o la taxocenosis conformada por 102 especies de macroalgas publicadas en GBIF (Siqueiros-Beltrones *et al.*, 2017) para muestreos de 1994 y 1995 de las bahías La Ventana y La Paz en Baja California Sur (Siqueiros-Beltrones & Riosmena Rodríguez, 1995) fueron actualizadas taxonómicamente mediante la base de datos ALGABASE (Guiry & Guiry, 2018), y utilizando el Integrated Taxonomic Information System (ITIS, 2018). Sin embargo, dado que el programa ModestR[®] utiliza esta última base para obtener los registros, los nombres derivados se ajustan a ésta e incluyen las sinonimias registradas.

La lista taxonómica lograda se consideró como "taxocenosis modelo" de un sistema costero en condiciones iniciales, sin perturbación antropogénica; ésta se incorporó a la aplicación Data Manager, con el fin de obtener las presencias georreferenciadas para todo el planeta en el ambiente marino, de especímenes preservados y/o citados en la literatura de cada especie (García-Rosello *et al.*, 2014; GBIF, 2018). Se obtuvieron 71 especies, con un número robusto de datos de presencia, para elaborar un modelo de distribución de Kernel y realizar una comparación estadística con promedios y desviaciones estándar.

La capa obtenida para cada especie se depuró (García-Rosello et al., 2014) y se superpuso a las capas de variables abióticas, que se obtuvieron del promedio de un conjunto de campos climatológicos, analizados objetivamente (cuadrícula 1 °) y campos estadísticos asociados de datos de perfil oceanográfico (5 °, 1 ° y 0.25 °) a niveles de profundidad estándar para períodos de composición anuales, estacionales y mensuales para el Océano Mundial del World Ocean Atlas 2013 versión 2 (WOA13 V2). Aquí se analizaron, la temperatura superficial del mar (°C) (Locarnini *et al.*, 2013), salinidad, oxígeno disuelto (ml l⁻¹), silicatos (µmol l⁻¹), fosfatos (µmol l⁻¹) y materia orgánica disuelta (µmol l⁻¹) en agua de mar de 2005 a 2012 (García *et al.*, 2013a, 2013b; Zweng *et al.*, 2013); este análisis se sobrepuso con la capa obtenida del registro de presencias y con el modelo de distribución de Kernel de cada especie, creando y exportando esto a una base de datos cruzada (Guisande, 2013; García-Rosello *et al.*, 2014) donde cada registro de presencia de la especie le corresponde un promedio para cada valor fisicoquímico y de nutrientes.

Se determinó el intervalo de tolerancia a partir de la amplitud, el método más simple para estimar la dispersión de los datos, es decir, la diferencia entre el mínimo y el máximo de la serie de datos obtenidos. Sin embargo, para evitar muestras sobreestimadas o subestimadas (valores atípicos) se tiene en cuenta aquí, la desviación típica o estándar que mide la variabilidad de los datos respecto a la media en la muestra (Guisande *et al.*, 2006) o tolerancia de la especie. Para visualizar esto, las especies se ordenaron en el eje X, en función del incremento de las concentraciones del compuesto químico en el agua de mar. En el eje Y, se establecieron los valores críticos en donde se perdería el 95% de las especies que conforman la taxocenosis de Baja California Sur. Es así como los valores óptimos que se establecieron corresponden al intercuartil del recorrido del intervalo definido, o donde se agrupa el mayor número de presencia de cada especie.

169

Se planteó el escenario actual de Baja California Sur con promedios de los últimos seis años, de temperatura superficial del agua de mar (2012-2017)

(https://seatemperature.info/es/mexico/la-paz-temperatura-del-agua-del-mar.html), lo cual varía según la época del año, invierno (noviembre a febrero) y verano (marzo-octubre) entre 17 y 28 °C (Fig. 2), y se sobrepuso a los intervalos de tolerancia a la temperatura superficial de agua de mar de cada especie (eje x₁), ordenadas en función del incremento de esta variable. Además, se hipotetizan posibles escenarios futuros que refieren el descenso en la temperatura promedio en -2°C, así como, el aumento del promedio en 1°C del agua superficial; para ello, se establecieron tolerancia mínima a 15 °C y máxima de 29 °C en el agua de mar de sistemas costeros.

Para determinar si es posible discriminar si las clases de macroalgas crecen en diferentes condiciones fisicoquímicas y de concentración de nutrientes del agua, se llevó a cabo un análisis de clasificación, discriminante, usando la aplicación StatR del programa Rwizard. Esta técnica estadística multivariante caracteriza clases de elementos a partir de una clasificación inicial en función de los valores observados de un conjunto de variables, como en este caso de fisicoquímicos y nutrientes. Así, este asigna en qué clase debe estar cada elemento a partir de la proximidad (o similitud) y buscando la variable que hace máxima la separación entre grupos, lo que equivale a minimizar la variabilidad, usando el criterio de Bayes: cada elemento se asigna a la clase, para la que tiene mayor probabilidad de pertenecer, condicionada por los valores que toman las funciones discriminantes (Guisande *et al.*, 2016).

Las hipótesis de normalidad de residuos y homogeneidad de varianzas (M de Box) se utilizan para el cálculo de las probabilidades de asignación de los elementos a las distintas clases; no obstante, estas son muy sensibles a pequeñas desviaciones y, con datos reales, prácticamente siempre nos dirán que no se cumplen. Por tanto, el discriminante es razonablemente robusto, frente a un incumplimiento parcial de estas hipótesis y ese incumplimiento no es crítico, si el porcentaje de acierto en la clasificación (especialmente en la validación cruzada) es elevado, no solamente en el conjunto de los elementos, sino también en cada uno de los grupos. No es necesario ni conveniente verificar las hipótesis, salvo que tengamos una clara evidencia de que se incumplen de forma manifiesta. Si el porcentaje de acierto es bajo, ello podría deberse al incumplimiento de las hipótesis (Guisande et al., 2016).

Como referencia visual, se generó un mapa de calor que muestra con distintos colores y tonos, la intensidad de la relación entre las variables estudiadas entre filas (bióticas: especie) y columnas (abióticas: fisicoquímicos y nutrientes en el agua), clasificando de acuerdo al valor de correlación entre las variables, uniendo en primer lugar, los dos elementos más próximos entre sí, y elaborando dendrogramas marginales para las filas y otro para las columnas. Los colores indican la intensidad de la relación o los valores de la variable representada, desde el blanco (máxima relación o valor más alto), pasando por el amarillo y naranja, hasta el rojo intenso del valor mínimo (Guisande *et al.*, 2016).

RESULTADOS

En este trabajo se establecieron los intervalos de tolerancia (promedios y la desviación estándar) de las especies de macroalgas, que fueron registradas para Baja California Sur en 1995, a variables fisicoquímicos del agua de mar. (Tabla 1, se incluyen las autoridades de cada taxón). Asimismo, se establecieron intervalos y valores críticos para cada Clase y para la taxocenosis de macroalgas de Baja California Sur, lo que se discute a continuación por variable abiótica estudiada.

Temperatura. Las especies de macroalgas de BCS agrupadas por Clase muestran que las Florideophyceae y Ulvophyceae se distribuyen en un intervalo más amplio (desviación estándar; entre 0 a 34 °C, Fig. 1); mientras que, las especies de Bangiophyceae (11 a 25 °C) y Phaeophyceae (8 a 26 °C) se restringen a intervalos estrechos. Sin embargo, el promedio de temperatura en la que se encuentran las algas pardas (Phaeophyceae) (15 °C) revela que estas se desarrollan en aguas más frías que otras clases. La temperatura superficial del agua de mar "óptima" (intercuartil del intervalo) para macroalgas se encuentra entre 12 y 27 °C.



Figura 1. Intervalo de la tolerancia de las clases de macroalgas a la temperatura superficial (°C) del agua de mar — = promedio, =□ = intercuartil, ⊥ = desviación estándar, ° = atípicos,
← = óptimos, --- = críticos.



Figura 2. Intervalos de temperatura (°C) superficial en el agua de mar donde se distribuyen las especies de macroalgas ● = promedio = desviación estándar = valores máximos y ■ = valores mínimos mensuales de 6 años (2012 a 2017) de temperatura del agua de BCS, México. Posibles escenarios futuros ■ -2°C y/o +1°C en el promedio del agua de mar en BCS.

Oxígeno disuelto. El promedio de OD en los que habitan las Phaeophyceae (5.6 ml l⁻¹) es significativamente mayor a las demás clases. Mientras que, Florideophyceae (4.1 a 8 ml l⁻¹) y Ulvophyceae (4.1 a 7.6) toleran intervalos más amplios de concentración de oxígeno en el agua, Phaeophyceae (4.2 a 7.1 ml l⁻¹) y Bangiophyceae (5 a 6.9 ml l⁻¹) se distribuyen en intervalos más estrechos (desviación estandar; Fig. 3). Las especies evaluadas prosperan en concentraciones de oxígeno mínimas de 4.6, a máximas a 7.4 ml l⁻¹, es decir, aguas oxigenadas. Sin embargo, el óptimo o intervalo de distribución del mayor número de especies se encuentra entre los 4.8 y 6.2 ml l⁻¹, siendo el valor máximo de tolerancia para la taxocenosis el de 7.5 ml l⁻¹ (Fig. 4).



Figura 3. Intervalos de tolerancia de macroalgas a la concentración de oxígeno disuelto (ml I^{-1}) en el agua de mar — = promedio, \Box = intercuartil, \pm = desviación estándar, ° = valores atípicos, \leftarrow = concentraciones óptimas, = concentraciones críticas.



Figura 4. Intervalos de tolerancia de macroalgas a la concentración de oxígeno disuelto (ml l⁻¹) en el agua de mar \bullet = promedio, \pm = desviación estándar (2005 -2012) \leftarrow = concentraciones críticas para cambios en la taxocenosis de Baja California Sur.

pH. Las macroalgas estudiadas se desarrollan en aguas con valores de pH entre 7.88 y 8.37. El intervalo donde se desarrollarían el mayor número de especies es de 8.1 a 8.3 (línea de tendencia) (Fig. 5).



Figura 5. Intervalos de tolerancia de las especies de macroalgas al pH del agua de mar. ● = pH promedio en agua de mar, ⊥ = desviación estándar, ← = concentraciones óptimas, ∵ = línea de tendencia, --- = concentraciones críticas para la taxocenosis de Baja California Sur.

Materia orgánica disuelta. Las especies de macroalgas estudiadas para BCS se distribuyen en el planeta en aguas de sistemas costeros con un intervalo de concentración de 1.1 a 7.2 µmol l⁻¹ de materia orgánica disuelta en el agua. Los valores donde se presentan el mayor número de registros, se establecieron entre 2 y 5 µmol l⁻¹ (Fig. 6).



Figura 6. Intervalos de tolerancia de macroalgas a la concentración de materia orgánica disuelta (µmol l^{-1 1} MOD) en agua de mar • = promedio, \pm = desviación estándar, \div =línea de tendencia, \leftarrow = concentraciones óptimas.

Nitratos. Las macroalgas se desarrollan en intervalos de concentraciones de 0 a 13 µmol l⁻¹ de nitrato en la columna de agua con óptimos entre 0.5 y 5.2 µmol l⁻¹; las Phaeophyceae se presentan a mayor concentración promedio de este nutriente y mayor tolerancia con amplitudes de 13 µmol l⁻¹; no obstante, Florideophyceae y Ulvophyceae, aunque presentan valores atípicos en concentraciones mayores a 20 µmol l⁻¹, el mayor número de datos se distribuye en un estrecho intervalo con máximos de desviación estándar de 4 y 5 µmol l⁻¹ respectivamente (Fig. 7).



Figura 7. Diagrama de caja del intervalo de tolerancia de la concentración de nitrato (NO₃ mol I⁻¹), — = promedio del agua de mar, □ = intercuartil,⊥ = desviación estandar, ° = residuos, ← = óptimos, --- = críticos para supervivencia de macroalgas de B.C.S., México, agrupadas por Clase.

Una concentración superior a 3 µmol de NO₃ es crítica para la mayor parte de las especies, sin embargo, será óptima para, por lo menos, 18 de ellas. Por el contrario, el aumento a promedios de 5 µmol l⁻¹ de NO₃ constituye un valor crítico para todas las especies de macroalgas registradas para Baja California Sur (Fig. 8).



Figura 8. Intervalos de tolerancia de cada especie a concentraciones de nitrato (NO₃ µmol l⁻ ¹) en agua de mar. • = promedio y \pm = desviación estándar, \leftarrow = concentraciones críticas para cambios en la taxocenosis de B.C.S

Fosfatos. Las macroalgas estudiadas se presentan en concentraciones de 0 a 1.8 μmol I⁻¹ PO₄ disueltos en la columna de agua; 0.4 y 0.9 μmol I⁻¹ muestran ser valores críticos para la taxocenosis de Baja California Sur. Pocas especies muestran intervalos amplios de distribución a pesar de las bajas concentraciones de este compuesto en el agua. Ninguna especie se distribuye en promedios superiores a 1.8 μmol I⁻¹ PO₄ (Fig. 9).



Figura 9. Intervalos de tolerancia de las macroalgas a la concentración de fosfatos (PO₄ µmol I⁻¹) en agua de mar. ● = promedio y ⊥ = desviación estándar, ← = concentraciones óptimas para las especies de macroalgas de B.C.S.

Silicatos. Las macroalgas se distribuyen dentro de intervalos de concentración de silicatos de 0.1 a 35 µmol l⁻¹ en la columna de agua. La mayor parte de las especies se desarrollan en concentraciones menores a 10 µmol l⁻¹. Muy pocas especies de los litorales de BCS se presentan en concentraciones de silicato promedio mayores a 20 µmol l⁻¹ (Fig. 10).



Figura 10. Intervalo de tolerancia de macroalgas a la concentración de silicatos (SO₄ µmol l⁻ ¹) en agua de mar, • = promedio y \pm = desviación estándar, \leftarrow = concentraciones óptimas y ··· = concentraciones críticas para las especies de macroalgas de B.C.S

Salinidad. Todas las especies de macroalgas estudiadas son esencialmente marinas y se desarrollan en concentraciones promedio entre 32 y 36.5 (línea de tendencia; Fig. 11); el límite superior es 38.5 y a partir de este valor no se registra ninguna especie evaluada y el límite inferior será de 19.

En la figura 11 se plantea un escenario en donde se muestran los valores mínimo y máximo para bahía de La Paz, BCS, y los cambios en la salinidad por intrusión de Agua del Golfo de California (AGC) y Agua Superficial Ecuatorial (ASE) (Obeso-Nieblas *et al.*, 2007); además, se plantea el escenario hipotético donde se suma la diferencia entre las dos masas de agua, como límite superior e inferior (±0.43) donde se observa cambios taxocenóticos relacionados con la intrusión de las dos masas de agua a partir de 35.5.


Figura 11. Intervalos de tolerancia de macroalgas a la salinidad del agua de mar.

• = promedio, II = desviación estándar, \leftarrow = concentraciones óptimas y ··· = concentraciones críticas para las especies de macroalgas de B.C.S. en todo el planeta, \leftarrow = valor mínimo y máximo para bahía de La Paz, BCS, México, AGC = Agua del Golfo de California, ASE =Agua Superficial Ecuatorial (Obeso-Nieblas et al., 2007), --- = Límite superior e inferior (±0.43), máxima diferencia actual como cambio hipotético en BCS.

Especies tolerantes. Las especies tolerantes presentaron los intervalos de mayor amplitud para cada variable (Tabla 2). En el caso de la temperatura, se encontraron especies que toleran cambios mayores a 5°C en el promedio del agua superficial del mar. Por otra parte, otras especies toleran cambios hasta de 1.5 µmol l⁻¹ en las concentraciones de materia orgánica disuelta y mayores de 0.1 de pH. Las especies más tolerantes al nitrato presentaron intervalos mayores a 3 µmol l⁻¹ y hasta 3.8 µmol l⁻¹ en el promedio de la concentración en el agua de mar, así como, de mayores a 0.4 µmol l⁻¹ en fosfato; mientras que, para silicato los intervalos fueron mayores a 10 µmol l⁻¹.

Especies sensibles. Las especies sensibles son las que se distribuyen en intervalos estrechos de tolerancia de cada variable. Algunas especies se distribuyen en intervalos de

amplitud menores a 1°C de temperatura superficial de agua de mar (Tabla 3), 0.5 μmol l⁻¹ de concentración de materia orgánica disuelta, así como la variación menor a 0.5 μmol l⁻¹ de nitrato, 0.1 μmol l⁻¹ de fosfato y/o 1 μmol l⁻¹ de silicato.

Variables fisicoquímicas y nutrientes que más afectan la taxocenosis.

El análisis discriminante (Fig. 3) muestra que el canónico 1, clasificó con el 91.9% de confianza las clases de macroalgas, según las concentraciones de compuestos químicos en el agua de mar donde se han registrado. Se determinó que las Ulvophyceae y las algas rojas (Florideophyceae) se distribuyen en intervalos amplios de concentración de oxígeno, nitrato y silicato, mientras que, las Phaeophyceae se restringen en intervalos estrechos y toleran menor concentración de silicatos en el agua (7.78 % de la varianza) y requieren mayores concentraciones de nitrato en la columna de agua y oxígeno disuelto.



Clases de macroalgas

Figura 12 Prueba de análisis discriminante que separó las clases de macroalgas de Baja California Sur, México, respecto a los promedios (2005 -2012) de parámetros fisicoquímicos y nutrientes del agua de mar, de los lugares donde se han registrado en el planeta. El canónico 1 corresponde al vector(es) más largo(s) que son las variables que más separan las Clases.

DISCUSIÓN

El desarrollo de un modelo de distribución de especies implica múltiples ajustes; por ejemplo, tener en cuenta las sinonimias. Ello debido a la determinación taxonómica inicial y los cambios de nomenclatura de las especies, así como, por el uso de sinonimias válidas en la base general ITIS durante el proceso de obtención de las ocurrencias de las especies en el planeta; estas han sido actualizados en otras bases especializadas, como ALGABASE y el world register of marine species (WORMS).

De la lista taxonómica lograda se presentan varios casos, v.g., *Antithamnionella glandulifera* que cambió en 1989 a *Antithamnionella spirographidis* (Schiffner) E.M.Wollaston. *Ceramium fimbriatum* del que se hizo una revisión del género en 2008 y cambió a *Gayliella fimbriata*, así como, *C. flaccidum* sinonimia de *Gayliella flaccida* (T.O.Cho & L.J.McIvor, 2008). *Laurencia papillosa*, que pasa a ser *Palisada perforata* (Bory) K.W.Nam en el 2007. *Porphyra thuretii*, donde la especie es la misma, pero cambió de género a *Pyropia thuretii* en 2011. Mientras que, *Prionitis cornea* pasó a ser *Grateloupia cornea* en 2001. Y, por último, *Pterocladia capillacea* cambió a *Pterocladiella capillacea* (S.G.Gmelin) Santelices & Hommersand. El uso de la información de registros para las sinonimias obtenidas por el programa confiere robustez a la base de datos obtenida.

Las variaciones observadas en la taxocenosis de macroalgas se asocian principalmente a la variación en la temperatura superficial del agua de mar, que determina la distribución espacial y el cambio temporal de los taxa. Esto produce cambios a nivel de atributos comunitarios de las macroalgas, por ejemplo, en la riqueza y composición de especies encontradas por mes (Siqueiros-Beltrones 1998); mientras que, la diferencia de temperatura en el agua de mar superficial entre invierno (febrero) y verano (septiembre) para 1995 en la bahía de La Paz fue de 16 grados centígrados; actualmente encontramos esa diferencia en 11°C (Fig. 2). La tolerancia de las especies estudiadas aquí, se determinó entre 9 y 26 °C de

temperatura superficial del agua de mar, un intervalo de 15°C. Así, son tolerantes a temperaturas más bajas, que los promedios actuales en aguas de BCS, lo que sugiere que estas especies podrían distribuirse actualmente en aguas más frías.

Por tanto, esto explica que la taxocenosis en BCS pudo cambiar e incluiría especies introducidas, que han arribado a costas sudcalifornianas en los últimos años (Riosmena *et al.*, 2014). Las especies de macroalgas agrupadas en las clases Bangiophyceae y Ulvophyceae tendrían mayor tolerancia ante un escenario de aumento de temperatura, mientras que, promedios de temperatura en el agua de mar entre 10 y 16 °C favorecerían el crecimiento de macroalgas pardas (Phaeophyceae); temperaturas menores a los 10 °C originarían nuevas taxocenosis, dado que la mayor parte de las especies que fueron analizadas, no presentan intervalos en estos promedios de temperatura, en su distribución a nivel mundial. En un escenario de cambio, el aumento del promedio de la temperatura máxima en 1 °C en BCS tendría un mayor efecto en la composición de las especies de la comunidad de macroalgas (Fig 2), debido a que pocas especies presentan amplitudes que superen los máximos actuales; mientras que, si disminuyera la temperatura en un promedio de 2 °C, un mayor número de especies de esta taxocenosis sobreviviría, debido a las condiciones iniciales del sistema.

Cambios globales de temperatura, también implicarían cambios en los promedios decadales en las concentraciones de oxígeno y a su vez a diferentes niveles taxonómicos de las macroalgas. Por ejemplo, la disminución a concentraciones promedio menores a 4.2 ml l⁻¹ de oxígeno, promovería la variación en la composición de las especies registradas para Baja California Sur. El oxígeno disuelto (OD) en agua de mar fue la variable con mayor aporte a la diferenciación de los ambientes, donde se desarrollan las clases de macroalgas. Cruz-Ayala (1996) encontró en la bahía de La Paz (BCS) mayor riqueza en áreas con corrientes y atribuyó esto a la mayor concentración de oxígeno en el agua.

Se ha observado, que la disminución en la velocidad de la circulación de las masas de agua con bajas concentraciones de OD, los cambios en los patrones del viento, el aumento en la estratificación, y la baja concentración inicial de OD en aguas superficiales de temperatura

184

alta (el oxígeno preformado), pueden ser los responsables de los eventos de hipoxia en el mar abierto; es así como, la concentración de oxígeno disuelto en el agua del Pacífico mexicano varía entre lo hipóxico (<1 ml l⁻¹) en aguas profundas hasta la sobresaturación (>10 ml l⁻¹) (Rubach *et al.*, 2017). Adicionalmente, en los sistemas costeros la materia orgánica que ingresa por cualquier vía consume oxígeno durante su descomposición y favorece la anoxia (De La Lanza-Espino *et al.*, 2011; De La Lanza-Espino & Gutiérrez-Mendieta, 2017).

La pérdida de especies de macroalgas en un hábitat presume disminuciones en el promedio de las concentraciones de oxígeno en la columna de agua (Fig. 4). En BCS, en donde probablemente la disminución o el aumento de 1 ml l⁻¹ en la concentración promedio de oxígeno en el agua propiciaría diferentes taxocenosis, debido que aquí se encontró, que ninguna especie presenta intervalos de tolerancia mayores a 2 ml l⁻¹. Concentraciones promedio mayores a 5.3 ml l⁻¹ de OD propiciará, al menos para un tercio de las especies, salir de concentraciones óptimas; otro punto crítico sería el aumento a promedios mayores a 5.8 ml l⁻¹ a las que probablemente sobreviva apenas un tercio de la composición actual; las mismas que muestran intervalos de tolerancia a mayores concentraciones de oxígeno en la columna de agua.

Se conoce que el OD está estrechamente relacionado con el pH del agua de mar, es decir, procesos como la respiración generan la liberación de CO₂, lo que disminuye el pH. Por tanto, aguas hipóxicas son también aguas de menor pH. Por ejemplo, aguas de bajo pH sobre la plataforma continental se presentan desde Canadá hasta las costas de Baja California en México (Feely *et al.*, 2008); si las corrientes de California se hicieran más severas por disminución en la temperatura del océano, probablemente el fenómeno descrito anteriormente alcanzaría las costas de Baja California Sur, presentándose aguas anóxicas o hipóxicas en áreas de surgencias.

Las macroalgas rojas (Florideophyceae y Bangiophyceae) se han registrado en ambientes más básicos (mayor pH) que Ulvophyceae y Phaeophyceae; es así como, se encontró que las características fisicoquímicas y de concentración de los nutrientes de los ambientes

185

donde se desarrollan algas pardas (Phaeophyceae), algas rojas (Florideophyceae y Bangiophyceae) y algas verdes (Ulvophyceae) son diferentes.

Las Ulvophyceae presentan mayor tolerancia al cambio en el pH en el agua (desviación estándar; Fig. 5), este grupo es el más tolerante ante un escenario de cambio en conjunto con bajas concentraciones de oxígeno disuelto, como lo sugieren Rubach et al. (2017). El límite superior de pH para la supervivencia de las macroalgas (8.37) puede deberse a la acumulación de la materia orgánica; por ejemplo, en el sedimento de las lagunas costeras, dado que los nutrientes procedentes de la columna de agua ya remineralizados (fracción reciclada) y de aportes fluviales (fracción nueva) sin descomponerse, se convierten en una fuente potencialmente tóxica, porque el amonio se transforma en amoniaco (gas) en condiciones alcalinas por arriba de pH 8 (De La Lanza-Espino & Gutiérrez-Mendieta, 2017). La materia orgánica disuelta contiene formas de nitrógeno y fósforo orgánicos, las cuales al descomponerse o remineralizarse se transforman en nutrientes inorgánicos, y puede generar condiciones de eutrofia (De la Lanza-Espino, 2014). En sistemas costeros, los compuestos inorgánicos nitrogenados varían espacial y temporalmente según condiciones locales, desde lo indetectable hasta más de 30 µM para NO₃⁺, según las condiciones prevalecientes de óxido-reducción (De la Lanza-Espino, 2014; Okolodkov et al., 2014). En este ejercicio se encontró que las especies de la taxocenosis propuesta se desarrollan en concentración de

nitratos menores a 10 µmol l⁻¹.

La concentración de ortofosfatos disueltos en las lagunas costeras puede oscilar desde lo indetectable hasta 5 μ M, sin embargo, pueden aumentar a valores cercanos a 10 μ M como resultado de la complejidad local y la contaminación (De la Lanza-Espino, 1994). Así, altas concentraciones de ortofosfatos en sistemas costeros de BCS pondrían en riesgo la supervivencia de las especies que actualmente exhiben máximos de tolerancia de 0.5 μ mol l⁻¹ de fosfato en su distribución a nivel mundial; en consecuencia, las especies de macroalgas estudiadas para BCS, no sobrevivirían a condiciones con concentración de fosfatos mayor a 0.9 μ mol l⁻¹ en promedio. Los ortofosfatos pueden retirarse del agua hasta en un 60% por

186

adsorción en sedimentos (efecto amortiguador) (Hobbie *et al.*, 1975), lo que explica las bajas concentraciones de este nutriente en la columna de agua de mar.

Pocas especies de macroalgas toleran concentraciones de silicato mayores a 20 µmol l⁻¹. Efectivamente, estas especies serán más tolerantes a mayores variaciones en la concentración de silicatos en el agua. Mientras que, especies que presentaron intervalos menores a 1 µmol l⁻¹, se proponen aquí como las especies más sensibles.

La salinidad superficial en bahía de La Paz muestra un patrón estacional e inverso a la temperatura que responde a la presencia de diferentes masas de agua en la región. Por ejemplo, en mayo de 2001 se registró la presencia de Agua del Golfo de California con salinidad de 35.35, y esta disminuyó para julio (35.17) por la mayor influencia de Agua Superficial Ecuatorial combinada con Agua del Golfo de California, presentando un valor mínimo durante octubre (34.92) (Obeso-Nieblas *et al.*, 2007). La diferencia en la variación de la salinidad en 2001 en la bahía de La Paz fue de 0.43, lo que indica la presencia de diferentes masas de agua. Sí solo aumentara el doble de lo normal, es decir 0.86 y llega a 35.81, probablemente se conservarían 18 de las especies de las 71 filtradas, que se han registrado en estas concentraciones (Fig. 11).

La salinidad en el agua también cambia respecto a la profundidad (Flores-Verdugo *et al.*, 1993). Además, las mayores variaciones en la salinidad en el ambiente marino, también se presentan en la desembocadura de los grandes ríos, en zonas estuarinas. Probablemente, el que las macroalgas se desarrollen en las costas que recibe escorrentías, explique por qué más especies estudiadas toleran menores concentraciones de salinidad y otros compuestos en el agua que las especies, que toleran altas concentraciones. Es decir, más especies sobrevivirían si disminuyera la salinidad en el agua de mar, que las que sobrevivirían ante un aumento de la salinidad en sistemas costeros de BCS.

Como conclusión, la sensibilidad o tolerancia de las especies al cambio (aumento o disminución extraordinaria de compuestos en el agua) determina los cambios a nivel comunitario. Así, se puede aproximar cuantitativamente la tolerancia de cada especie a las

concentraciones de un compuesto químico en el agua, como el intervalo de distribución estadística de la especie en la variable, misma que representa su distribución física en el planeta. Las variaciones naturales y por exceso en sistemas costeros en proceso de eutrofización producirán distinción en composición florística (taxocenosis). Así, se propone incluir especies aquí llamadas tolerantes a variación de concentraciones fisicoquímicas y/o nutrientes para conformar protocolos de referencia, que permitan comparar la distribución del contenido de minerales, con otras áreas del mundo, porque esto clasificará áreas donde se presenta contaminación (Tabla 2). Mientras que, las especies con intervalos estrechos pueden ser indicadores de la concentración del nutriente y/o fisicoquímico, en donde estas se presenten (Tabla 3).

La variación en la concentración de materia orgánica disuelta y silicatos influirá directamente en cambios en la taxocenosis de macroalgas, debido a los consecuentes cambios en el oxígeno disuelto y el pH en el agua, desde grandes grupos como clases. Las especies de algas pardas (Phaeophyceae) son más sensibles al cambio, porque requieren aguas con mayores concentraciones de nutrientes, bien oxigenadas y templadas para su supervivencia; por tanto, una disminución del promedio anual en el oxígeno en la columna de agua podría ocasionar, que los taxa de este grupo desaparecieran primero, mientras que, macroalgas verdes (Ulvophyceae) y rojas (Florideophyceae y Bangiophyceae) persistirían ante mayores condiciones de estrés.

Se proponen posibles taxocenosis por cambios en el estado de calidad de agua, como resultado de una prueba de relación entre variables estudiadas en un mapa de calor (Fig. 13); las variables pH, silicatos, materia orgánica disuelta y el oxígeno disuelto, conforman el grupo que proporciona mayor aporte a la agrupación de especies, por similitud del hábitat, (mayor variedad de tonalidades o gradiente) (Fig. 13), donde se distinguen cuatro asociaciones que indicarían condiciones específicas del agua. Se propone una clasificación de estados de sistemas costeros, que a partir de condiciones fisicoquímicas y de la concentración de nutrientes específicas, debería producir una taxocenosis de macroalgas dependiente de la condición: "buena, moderada, mala, y muy mala".



Figura 13. Mapa de calor que muestra las posibles taxocenosis de macroalgas de Baja California Sur, México, de acuerdo con el estado de calidad del agua. Los colores indican la intensidad de la relación o los valores de la variable representada, desde el blanco (máxima relación o valor más alto) pasando por el amarillo y naranja hasta el rojo intenso (mínimo valor). Las agrupaciones por similitud entre especies, discrimina en 4 posibles taxocenosis que indicarían condiciones específicas del agua.

Las especies sensibles *Dictyosphaeria cavernosa, Botryocladia neushulii, Chondria acrorhizophora, Ceramium fimbriatum, P. capillacea, Veleroa subulata, Digenea simplex, Gelidiella acerosa, Amphiroa rigida, Dictyota crenulata, Hypnea johnstonii y Laurencia pacifica* se proponen como indicadoras dentro de la asociación macroalgal con condiciones "buenas" de calidad de agua; requerirán pH básicos, y menores concentraciones promedio de silicatos y materia orgánica disuelta en la columna de agua, así como, aguas oxigenadas y oligotróficas con bajas concentraciones de materia orgánica.

Se propone un estado de calidad con promedios de concentración intermedias o "moderadas" donde sobreviven probablemente la mayor parte de las especies, según la teoría del disturbio intermedio (Roxburgh *et al.*, 2004). Y las especies *Ceramium procumbens, Ceramium paniculatum, Sargassum lapazeanum* y *Liagora californica* serían indicadoras de este estado, que principalmente se ha enriquecido en materia orgánica disuelta y silicatos. Un estado de calidad del agua "malo" por el contrario, implica altas concentraciones de silicatos y materia orgánica disuelta en el agua, al igual que pH más bajos y menores promedios de oxígeno, como se ha establecido para otros índices de estados tróficos (Vollenweider *et al.*, 1998). Las especies representativas serían *Cladophora hesperia, Colpomenia ramosa, Gracilaria pachydermatica, Grateloupia cornea.*

En los estados "muy malos" las condiciones descritas se intensifican, especialmente con el aumento en los silicatos en el agua, y menores concentraciones en el promedio del oxígeno disuelto, lo que determinaría una taxocenosis conformada por pocas especies (Fig. 13) de las estudiadas, y/o las más tolerantes a cambios fisicoquímicos del agua. En condiciones muy malas sobrevivirían pocas especies. En su revisión en campo, Cruz-Ayala (1996) también encontró que la Familia Corallinaceae se presentó con mayor frecuencia en todas las localidades, así como, el género *Codium*, tal y como fue asociado en este estudio en el mapa de calor, con datos satelitales y los datos de registros de presencia en el planeta.

Esta métrica teórica deberá ser probada en condiciones ambientales que suponen las condiciones aquí propuestas, para analizar la idoneidad del índice, así como su precisión. Otras formas de bioindicación incluyen la abundancia o cobertura, y la presencia de especies oportunistas (Juanes *et al.*, 2008), este índice con macroalgas es una propuesta desde la asociación de especies y las especies sensibles características de cada estado de calidad.

AGRADECIMIENTOS

A David Siqueiros Beltrones, Mauricio Muñoz Ochoa, Iván Murillo Álvarez, Janette Murillo Jiménez y Enrique Nava Sánchez (CICIMAR-IPN) por sus valiosos aportes y recomendaciones a este escrito; a Ingrid Ardila Poveda por la corrección al texto; al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la Beca otorgada.

REFERENCIAS

Botello, A., O. Toledo, G. De la Lanza-Espino, & S. Villanueva-Fragoso. 2014. The Pacific coast of Mexico *In:* Botello, A. F. Páez-Osuna, L. Méndez-Rodríguez, M. Betancur-Lozano, S. Álvarez-Borrego & R. Lara-Lara (Eds.). *Pacífico Mexicano. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*. UAC, UNAM-ICMYL, CIAD-Mazatlán, CIBNOR, CICESE, pp. 1-27.

Cruz-Ayala, M. 1996. Variación espaciotemporal de la ficoflora y su abundancia relativa en la Bahía de La Paz, B.C.S. Tesis de Maestría en Ciencias Pesqueras, CICIMAR, IPN, México 108 p.

De la Lanza-Espino, G. 1994. Química de las lagunas costeras y el litoral mexicano. *In*: De la Lanza-Espino, G. (Ed.). *Lagunas costeras y el litoral mexicano*. Universidad Autónoma de Baja California Sur. La Paz, pp. 126-441.

De la Lanza-Espino, G. 2000. Criterios generales para la elección de bioindicadores. *In:* De la Lanza-Espino, G., S, Hernández & Carbajal, J. (Eds.). *Organismos indicadores de la calidad del agua y la contaminación (Bioindicadores)*. Universidad Nacional Autónoma de México. México, pp. 17-42.

De la Lanza-Espino, G. 2014. *Programa de reservas de agua. Protocolo para el muestreo de calidad de agua en ríos endorreicos y exorreicos y en humedales para la aplicación de la Norma de Caudal Ecológico (NMX-AA-159-SCFI-2012*). WWF, México.

De la Lanza-Espino, G., I. Penié-Rodríguez, S. Czitrom-Baus & S. Hernández Pulido. 2011. Química de las aguas costeras. *In:* De la Lanza Espino, G. y Hernández Pulido, S (Eds.). *Ambiente, biología, sociedad, manejo y legislación de sistemas costeros mexicanos*. Plaza y Valdés, WWF, INERENA. pp. 123-140.

De La Lanza-Espino, G. & F. Gutiérrez-Mendieta. 2017. Intervals of non-conservative parameters in aquatic coastal systems of Mexico. *Hidrobiológica* 27 (3): 369-390.

Fajardo, M. 1993. Evaluación de biomasa y determinación de especies de los mantos del género *Sargassum* spp. C. Agardh (Fucales; Phaeophyta) en la Bahía de la Paz, B.C.S., México en primavera de 1988. CICIMAR. La Paz. 78p

Feely, R. A., C. L. Sabine, J. M. Hernández-Ayón, D. Lanson & B. Hales. 2008. Evidence for upwelling of corrosive "acidified" water onto the continental shelf. *Science* 320: 1490-1492. DOI: 10.1126/science.1155676.

Flores-Verdugo, F., F. Gonzales-Farías & U. Zaragoza-Araujo. 1993. Ecological parameters on the mangroves of semi-arid regions of México: important for ecosystem management. *In:* H. Lieth & A. Al Masoom (Eds.). *Towards the rational use of high salinity tolerant plants*. Springer, Berlin, pp. 123-132.

García, H., R. Locarnini, T. Boyer, J. Antonov, O. Baranova, M. Zweng, J. Reagan & D. Jhonson. 2013a. Vol. 4: Dissolved inorganic nutrients (phosphate, nitrate, silicate) *In:* Levitus, S. (Ed.). *World Ocean Atlas.* NOAA Atlas NESDIS: 25. Disponible en línea en: http://www.nodc.noaa.gov/OC5/indprod.html.

Garcia, H., R. Locarnini, T. Boyer, J. Antonov, A. Mishonov, O. Baranova, M. Zweng, J. Reagan & D. Johnson. 2013b. Volume 3: dissolved oxygen, apparent oxygen utilization, and oxygen saturation *In:* Mishonov, A. (Ed). *World Ocean Atlas*. NOAA Atlas NESDIS 75: 27.

García-Rosello, E., C. Guisande, J. Heine, P. Pelayo-Villamil, A. Manjarrés-Hernández, L. Gonzáles Vilas, J. Gonzáles-Dacosra, A. Vaamonde & C. Granado-Lorencio. 2014. Using

MODESTR to download, import and clean species distribution records. *Methods in Ecology and Evolution* 5: 708-713. DOI:10.1111/2041-210X.12209.

GBIF (Global Biodiversity Information Facility). 2018. Descarga de Ocurrencias. Acceso vía rgbif 14 de abril de 2018. Disponible en línea en: https://www.gbif.org.

Godínez, J. L. 2000. Algas *In:* De la Lanza-Espino, G., S. Hernández-Pulido & L. Carvajal-Pérez (Eds.). *Organismos indicadores de la calidad de agua y de la contaminación (bioindicadores).* Comisión Nacional del Agua, Distrito Federal, pp.109-193.

Guiry, M. & G. Guiry. 2018. AlgaeBase. World-wide electronic publication., 102. Disponible en línea en: www.algaebase.org. (consultado en marzo 25, 2018).

Guisande, C., A. Barreiro, I. Maneiro, A. Vergara, & A. Vaamonde, 2006. Tratamiento de datos. Diaz de Santos (Ed.), Vigo, España. 356 p.

Guisande, C., 2013. ModestR Software User's Manual. Vigo. España, pp. 1202–1207.

Guisande, C., A. Vaamonde & A. Barreiro. 2016. Package StatR. Universidad de Vigo, Vigo. 351 p.

Hernández-Almaraz, P., L. Méndez-Rodríguez, T. Zenteno-Savín, F. García-Domínguez, A. Vázquez-Botello & E. Serviere-Zaragoza. 2014. Metal mobility and bioaccumulation differences at lower trophic levels in marine ecosystems dominated by *Sargassum* species. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 94 (3): 435-442. DOI:10.1017/S0025315413001653.

Hernández-Almaraz, P., L. Méndez-Rodríguez, T. Zenteno-Savín, T. M. O'Hara, J. R. Harley &
E. Serviere-Zaragoza. 2016. Concentrations of trace elements in sea urchins and macroalgae commonly present in *Sargassum* beds: implications for trophic transfer. *Ecological Research* 31 (6): 785-798. DOI:10.1007/s11284-016-1390-7

Hobbie, J., B. Copeland & W. Harrison. 1975. Sources and fates of nutrients of the Pamlico River Estuary *In:* Cronin, L. (Ed.). *Estuarine Research*. North Carolina, pp. 287-302.

ITIS (Integrated Taxonomic Information System) 2018. 102. Disponible en línea en: <u>https://www.itis.gov/</u>. (consultado marzo, 21 2018).

Juanes, J., X. Guinda, A. Puente & J. Revilla. 2008. Macroalgae, a suitable indicator of the ecological status of coastal rocky communities in the NE Atlantic. *Ecol. Indic.* 8: 351–359. doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.04.005

Lara-Lara, J., J. Arreola-Lizárraga, L. Calderón-Aguilera, V. F. Camacho-Ibar, G. de la Lanza-Espino, A. Escofet-Giansone, I. Espejel-Carbajal, M. Guzmán-Arroyo, L. B. Ladah, M. López-Hernández, E. A. Meling-López, P. Moreno Casasola-Barceló, H. Reyes-Bonilla, E. Ríos-Jara & J. A. Zertuche-González. 2008. Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales. *In:* CONABIO. *Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad*. México, pp. 109-134.

Locarnini, R., A Mishonov, J. Antonov, T. Boyer, H. García, O. Baranova, M. Zweng, C. Paver, J. Reagan, D. Johnson, M. Hamilton & D. Seidov. 2013. World Ocean Atlas 2013, Volumen 1: Temperature. *In:* S. Levitus, Ed., A. Mishonov Technical Ed; *NOAA Atlas NESDIS*, pp. 73, 40. Obeso-Nieblas, M., B. Shirasago-Germán, J. Gaviño-Rodríguez, H. Obeso-Huerta, E. Pérez-Lezama & A. Jiménez-Illiescas. 2007. Hidrografía en la Boca Norte de la Bahía de La Paz, Baja California Sur, México. *Ciencias Marinas* 33 (3): 281-291. DOI:10.7773/cm.v33i3.1170.

Okolodkov, Y., F. Merino-Virgilio, J. Aké-Castillo, A. Aguilar-Trujillo, S. Espinosa-Matías & A. Herrera-Silveira. 2014. Seasonal changes in epiphytic dinoflagellate of the Yucatan peninsula, Gulf of Mexico. *Acta Botánica Mexicana* 107: 121-151.

Ospina-Álvarez, N. & E. Peña-Salamanca. 2004. Alternativas de monitoreo de calidad de aguas: Algas como bioindicadores. *Acta Nova* 2 (4): 513–517.

Páez-Osuna, F., M. Ochoa-Izaguirre, H. Bojórquez-Leyva & I. Michel-Reynoso. 2000.
Macroalgae as biomonitors of heavy metal availability in coastal lagoons from the subtropical
Pacific of Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 64: 846-851.
DOI:10.1007/s001280000080

Quintero-Rendón, L., E. Agudelo, Y. Quintana-Hernández, S. Cardona-Gallo & A. Osorio-Arias. 2010. Determinación de indicadores para la calidad de agua, sedimentos y suelos marinos y costeros en puertos colombianos. Definition of indicators for marine and coastal water, sediments and soil quality in Colombian ports. *Gestión y Ambiente* 13 (3): 51-64. Robledo, D. & Y. Friele-Pelegrín. 2014. Las algas marinas como bioindicadores de calidad ambiental y su uso en estudios ecotoxicológicos. *In:* Gonzáles, C., A. Vallarino, J. Pérez & A. Low (Eds). *Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental*. El Colegio Frontera del Sur (Ecosur); Instituto de Ecología y Cambio Climático (INECC). México, pp. 535-552.

Riosmena, R., J, López. Lara, María M. & J. López. 2014. Invasión de plantas marinas exóticas en el Pacífico Mexicano: Amenaza para el ambiente y la economía. *Bioma* 16 (2): 54–65.

Roxburgh, S., K. Shea & B. Wilson. 2004. The intermediate disturbance hypothesis: patch dynamics and mechanisms of species coexistence. *Ecology* 85 (2): 359-371 DOI:10.1890/030266.

Rubach, H., J. Ayón & M. Beier, 2017. Aguas oceánicas subsuperficiales sin oxígeno, pero abundantes en carbono inorgánico y nutrientes, frente a las costas del Pacífico de México. *Elementos para Políticas Públicas* 1 (1): 25-34.

Siqueiros-Beltrones, D. & R. Riosmena Rodríguez. 1995. Macroalgas marinas de Baja California Sur. Parte 1: Bahía de La Paz y Bahía de La Ventana. Versión 1.3. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad. DOI:10.15468/zcygh6.

Siqueiros-Beltrones, D. A. 1998. Macroalgas marinas de Baja California Sur, Parte I: Bahía de la Paz y Bahía de la Ventana. Universidad Autónoma de Baja California Sur. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. P103. México D. F, 10 p.

Siqueiros-Beltrones, D., P. Ramos Rivera & S. Careaga-Olvera. 2017. Macroalgas marinas de Baja California Sur Parte I: Bahía de la Paz y Bahía de la Ventana. GBIF., Versión 1.3. Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad CONABIO. Occurrence dataset. Disponible en línea en: https://www.gbif.org/dataset/3283bea4-1ca5-423e-bc2ee907d0317522 (consultado en marzo 20, 2018).

Vollenweider, R., F. Giovanardi, G. Montanari, & A. Rinaldi. 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the Adriatic Sea: Proposal for a trophic scale, turbididty and generealized water quality. *Envirometrics* 9: 329–357.

Zweng, M. M., J. R. Reagan, J. I. Antonov, A. V. Mishonov, T. P. Boyer, H. E. Garcia, O. K. Baranova, D. R. Johnson, D. Seidov & M. M. Bidlle. 2013. World Ocean Atlas 2013, Volume 2: Salinity. NOAA Atlas NESDIS. NOAA Atlas NESDIS 74. Disponible en línea en: http://www.nodc.noaa.gov/0C5/indprod.html.

TABLAS

Tabla 1. Intervalos de tolerancia (promedio y desviación estándar) de las especies de macroalgas a concentraciones de fisicoquímicos para el océano mundial.

		Fisicoqu	ıímicos		Nutrientes							
Especies	Temperatura °C	pН	OD ml I ⁻¹	Salinidad	Silicato µmol l-1	Fosfatos µmol l-1	Nitrato µmol I ⁻¹	MOD µmol I ⁻¹				
Ahnfeltia plicata (Hudson) Fries	10,72 ± 2,52	8,19 ± 0,09	6,71 ± 0,57	27,48 ± 7,85	5,24 ± 4,08	0,44 ± 0,21	4,09 ± 2,78	3,08 ± 1,18				
Amphiroa beauvoisii J.V.Lamouroux	24,79 ± 3,42	8,23 ± 0,06	4,95 ± 0,32	34,91 ± 0,80	3,73 ± 3,22	0,37 ± 0,27	1,42 ± 0,89	3,62 ± 1,07				
Amphiroa misakiensis Yendo	27,21 ± 2,18	8,25 ± 0,02	4,78 ± 0,17	34,45 ± 0,35	3,69 ± 2,76	0,42 ± 0,23	1,58 ± 0,61	3,59 ± 0,88				
Amphiroa rigida J.V. Lamouroux	21,61 ± 4,15	8,21 ± 0,09	5,15 ± 0,34	36,81 ± 1,24	2,15 ± 1,51	0,21 ± 0,16	1,19 ± 0,43	4,21 ± 1,31				
Amphiroa valonioides Yendo	25,85 ± 2,78	8,25 ± 0,02	4,86 ± 0,27	34,63 ± 0,54	4,67 ± 4,10	0,43 ± 0,33	1,62 ± 1,10	3,33 ± 1,68				
Antithamnionella elegans (Berthold) J.H. Price et												
D.M. John	21,02 ± 2,31	8,23 ± 0,02	5,28 ± 0,18	36,62 ± 1,09	5,03 ± 5,57	0,39 ± 0,44	1,88 ± 1,22	4,70 ± 0,94				
Antithamnionella glandulifera (Kylin) E.M. Wollaston	15,09 ± 4,87	8,09 ± 0,18	5,55 ± 0,57	32,98 ± 3,64	17,81 ± 18,45	0,85 ± 0,77	4,13 ± 3,70	3,69 ± 0,88				
Asparagopsis taxiformis (Delile) Trevisan	24,88 ± 3,33	8,25 ± 0,06	4,88 ± 0,27	35,41 ± 0,88	2,38 ± 1,22	0,20 ± 0,11	0,96 ± 0,62	2,67 ± 1,54				
Botryocladia neushulii E.Y. Dawson	17,08 ± 0,17	8,22 ± 0,00	5,80 ± 0,01	33,51 ± 0,01	2,53 ± 0,00	0,36 ± 0,00	0,06 ± 0,00	3,59 ± 0,05				
Bryopsis pennata J.V. Lamouroux	26,48 ± 2,31	8,20 ± 0,09	4,78 ± 0,27	35,33 ± 0,85	3,07 ± 2,17	0,24 ± 0,19	1,31 ± 0,71	2,82 ± 1,52				
Caulerpa sertularioides (S.G. Gmelin) M. Howe	26,79 ± 1,76	8,22 ± 0,11	4,74 ± 0,17	35,39 ± 0,88	2,82 ± 1,35	0,21 ± 0,17	0,94 ± 0,51	3,57 ± 1,44				
Centroceras clavulatum (C. Agardh) Montagne	22,39 ± 4,99	8,23 ± 0,08	5,10 ± 0,45	35,35 ± 0,90	2,63 ± 1,62	0,23 ± 0,18	1,56 ± 1,55	3,37 ± 1,45				
Ceramium caudatum Setchell et N.L. Gardner	24,04 ± 3,77	8,23 ± 0,03	5,02 ± 0,30	34,50 ± 0,64	5,08 ± 3,50	0,57 ± 0,26	1,65 ± 1,09	4,02 ± 1,29				
Ceramium fimbriatum Setchell et N.L. Gardner	25,36 ± 0,84	8,25 ± 0,01	4,82 ± 0,07	34,96 ± 0,23	3,09 ± 2,46	0,20 ± 0,20	1,51 ± 0,73	2,38 ± 1,33				
Ceramium flaccidum (Harvey ex Kützing) Ardissone	23,69 ± 5,39	8,26 ± 0,06	5,00 ± 0,46	35,02 ± 0,71	2,35 ± 1,40	0,23 ± 0,13	1,65 ± 1,48	2,77 ± 1,42				
<i>Ceramium paniculatum</i> Okamura	23,72 ± 5,70	8,25 ± 0,01	5,14 ± 0,55	33,94 ± 0,41	4,30 ± 2,42	0,27 ± 0,05	1,49 ± 0,09	3,50 ± 0,51				
Ceramium procumbens Setchell et N.L. Gardner	25,34 ± 0,00	8,28 ± 0,00	4,91 ± 0,00	34,63 ± 0,00	4,50 ± 0,00	0,53 ± 0,00	1,27 ± 0,00	3,98 ± 0,00				
Chaetomorpha linum (O.F. Müller) Kützing	14,52 ± 5,55	8,18 ± 0,07	6,10 ± 0,75	32,38 ± 6,33	3,75 ± 2,97	0,38 ± 0,23	4,34 ± 3,88	4,01 ± 1,41				
Champia parvula (C. Agardh) Harvey	22,98 ± 5,70	8,22 ± 0,11	5,09 ± 0,56	34,83 ± 1,67	2,67 ± 1,68	0,24 ± 0,19	1,49 ± 1,43	3,06 ± 1,48				
Chondria acrorhizophora Setchell et N.L. Gardner	17,31 ± 0,46	8,22 ± 0,01	5,80 ± 0,04	33,50 ± 0,01	2,62 ± 0,10	0,36 ± 0,01	0,17 ± 0,11	3,34 ± 0,25				

Cladophora columbiana Collins	14,16	±	3,64	8,19	±	0,06	6,16	±	0,53	32,83	±	1,56	8,99	±	8,16	0,67	±	0,26	2,96	±	2,11	3,25	±	0,64
Cladophora hesperia Setchell et N.L. Gardner	24,18	±	0,78	8,25	±	0,02	5,13	±	0,21	35,06	±	0,33	9,69	±	4,15	0,88	±	0,26	2,73	±	1,08	4,15	±	0,70
Cladophora microcladioides Collins	24,76	±	4,94	8,24	±	0,02	5,06	±	0,50	34,38	±	0,59	4,87	±	3,77	0,52	±	0,29	1,90	±	1,10	3,55	±	0,87
<i>Cladophoropsis gracillima</i> E.Y. Dawson	25,01	±	1,93	8,25	±	0,04	5,14	±	0,37	35,15	±	0,47	9,17	±	5,46	0,75	±	0,44	2,36	±	1,46	2,24	±	1,18
Codium cuneatum Setchell et N.L. Gardner	23,01	±	2,01	8,26	±	0,01	5,15	±	0,30	34,48	±	0,53	5,68	±	3,05	0,62	±	0,22	1,60	±	1,04	4,31	±	1,22
Codium setchellii N.L. Gardner	9,28	±	3,67	8,12	±	0,10	6,62	±	0,52	31,90	±	1,30	20,36	±	9,56	1,17	±	0,42	7,52	±	3,54	2,67	±	0,83
Codium simulans Setchell et N.L. Gardner	22,74	±	2,42	8,24	±	0,03	5,17	±	0,26	34,72	±	0,63	8,34	±	4,86	0,79	±	0,32	2,29	±	1,51	3,71	±	0,79
<i>Colpomenia ramosa</i> W.R. Taylor	23,94	±	0,91	8,24	±	0,02	5,17	±	0,20	35,12	±	0,26	11,12	±	3,89	0,97	±	0,25	3,10	±	1,07	4,27	±	0,92
<i>Corallina vancouveriensis</i> Yendo	13,46	±	5,63	8,12	±	0,12	6,16	±	0,78	31,74	±	2,66	16,82	±	12,12	0,95	±	0,51	4,73	±	3,15	3,27	±	1,12
Dasya sinicola (Setchell et N.L. Gardner) E.Y. Dawson	22,77	±	3,98	8,25	±	0,02	5,15	±	0,42	34,36	±	0,65	4,93	±	3,18	0,54	±	0,24	1,35	±	1,11	4,00	±	1,23
Derbesia marina (Lyngbye) Solier	13,65	±	6,89	8,21	±	0,06	6,27	±	0,90	32,87	±	3,72	4,23	±	4,55	0,43	±	0,25	4,00	±	3,20	3,21	±	1,08
Dictyopteris delicatula J.V. Lamouroux	26,75	±	2,05	8,16	±	0,10	4,76	±	0,22	35,79	±	0,99	2,75	±	1,10	0,19	±	0,10	1,17	±	1,09	4,06	±	1,54
Dictyosphaeria cavernosa (Forsskål) Børgesen	27,11	±	1,83	8,23	±	0,09	4,67	±	0,17	35,15	±	0,80	2,66	±	0,93	0,15	±	0,08	0,90	±	0,61	2,84	±	1,66
<i>Dictyota crenulata</i> J. Agardh	26,40	±	1,60	8,26	±	0,03	4,82	±	0,11	34,68	±	0,57	3,62	±	1,74	0,40	±	0,19	1,23	±	0,45	4,04	±	0,80
Dictyota dichotoma (Hudson) J.V. Lamouroux	14,35	±	3,75	8,22	±	0,05	5,91	±	0,44	35,20	±	1,00	2,36	±	1,41	0,31	±	0,18	3,72	±	3,02	3,90	±	1,04
Dictyota flabellata (Collins) Setchell et N.L. Gardner	22,42	±	3,29	8,24	±	0,03	5,24	±	0,37	34,51	±	0,69	6,43	±	4,25	0,65	±	0,28	1,70	±	1,31	3,83	±	0,86
Digenea simplex (Wulfen) C. Agardh	23,62	±	3,62	8,23	±	0,08	5,02	±	0,35	36,43	±	1,11	2,37	±	1,64	0,19	±	0,16	0,89	±	0,42	4,52	±	1,30
Ectocarpus acutus Setchell et N.L. Gardner	10,87	±	3,94	8,03	±	0,14	6,29	±	0,59	30,51	±	1,76	18,73	±	13,46	1,01	±	0,54	4,84	±	2,99	3,81	±	1,30
Fosliella paschalis (Me. Lemoine) Setchell et N.L.																								
Gardner	24,61	±	2,48	8,26	±	0,01	4,92	±	0,24	34,81	±	0,47	6,36	±	2,07	0,69	±	0,18	2,00	±	0,70	4,85	±	1,21
<i>Gelidiella acerosa</i> (Forsskål) Feldmann et Hamel	27,28	±	1,57	8,19	±	0,11	4,66	±	0,17	35,69	±	1,09	2,97	±	1,06	0,18	±	0,11	0,89	±	0,43	3,89	±	2,00
Gracilaria crispata Setchell et N.L. Gardner	26,26	±	2,02	8,26	±	0,02	4,83	±	0,16	34,58	±	0,43	4,95	±	3,04	0,54	±	0,23	1,71	±	0,75	4,45	±	1,29
Gracilaria pachydermatica Setchell et N.L. Gardner	24,48	±	1,02	8,26	±	0,02	5,05	±	0,22	34,88	±	0,35	7,87	±	4,26	0,75	±	0,27	2,20	±	1,10	4,10	±	0,87
Gracilaria spinigera E.Y. Dawson	21,29	±	7,32	8,19	±	0,08	5,23	±	0,71	34,04	±	1,31	4,79	±	2,21	0,54	±	0,31	3,00	±	3,34	3,45	±	1,05
Gracilaria subsecundata Setchell et N.L. Gardner	23,67	±	1,28	8,24	±	0,02	5,08	±	0,22	34,92	±	0,53	9,55	±	4,58	0,85	±	0,27	2,67	±	1,23	4,96	±	0,95
Gracilaria textorii (Suringar) Hariot	22,85	±	3,36	8,27	±	0,11	5,10	±	0,32	34,64	±	0,97	6,19	±	3,31	0,44	±	0,31	1,45	±	1,35	3,88	±	1,14
Gracilaria turgida E.Y. Dawson	22,47	±	2,97	8,25	±	0,03	5,26	±	0,40	34,40	±	0,65	5,90	±	4,27	0,60	±	0,28	1,45	±	1,37	3,84	±	0,83
<i>Griffithsia pacifica</i> Kylin	14,12	±	6,13	8,13	±	0,13	6,12	±	0,83	31,59	±	2,34	19,82	±	10,68	1,06	±	0,49	4,74	±	2,35	3,30	±	1,19
Halimeda discoidea Decaisne	26,35	±	1,80	8,24	±	0,08	4,76	±	0,16	35,28	±	0,72	2,62	±	1,35	0,21	±	0,15	0,97	±	0,60	2,58	±	1,28

<i>Laurencia pacifica</i> Kylin	21,33	±	3,50	8,25	±	0,03	5,34	±	0,39	34,11	±	0,54	3,83	±	1,20	0,48	±	0,10	0,89	±	0,56	3,66	±	0,66
Laurencia papillosa (C.Agardh) Bertoloni	24,96	±	3,82	8,22	±	0,10	4,89	±	0,36	36,03	±	1,38	2,64	±	1,40	0,16	±	0,12	0,88	±	0,55	4,19	±	1,69
<i>Liagora californica</i> Zeh	24,72	±	1,82	8,27	±	0,02	4,99	±	0,22	34,62	±	0,33	4,86	±	0,86	0,57	±	0,08	1,37	±	0,35	3,68	±	0,51
<i>Lithophyllum imitans</i> Foslie	21,53	±	5,44	8,18	±	0,10	5,25	±	0,44	34,41	±	1,59	15,14	±	8,30	1,08	±	0,38	4,03	±	1,80	4,64	±	1,16
Lithophyllum proboscideum (Foslie) Foslie	23,09	±	2,79	8,22	±	0,03	5,17	±	0,26	34,90	±	0,65	10,86	±	5,32	0,90	±	0,33	2,87	±	1,62	4,38	±	1,51
<i>Lomentaria hakodatensis</i> Yendo	21,44	±	5,65	8,22	±	0,09	5,35	±	0,71	33,53	±	2,28	6,93	±	8,93	0,33	±	0,28	1,97	±	1,68	3,12	±	1,50
<i>Padina durvillaei</i> Bory	24,96	±	3,75	8,23	±	0,09	4,84	±	0,30	35,58	±	0,99	2,55	±	1,69	0,18	±	0,16	1,03	±	0,72	3,20	±	1,57
Padina mexicana E.Y. Dawson	26,19	±	1,67	8,26	±	0,02	4,85	±	0,14	34,65	±	0,40	5,56	±	3,73	0,58	±	0,26	1,80	±	0,90	4,01	±	0,92
Porphyra thuretii Setchell et E.Y. Dawson	20,35	±	5,93	8,23	±	0,05	5,48	±	0,73	33,87	±	1,56	9,17	±	6,24	0,72	±	0,24	2,38	±	1,31	3,71	±	0,69
Prionitis cornea (Okamura) E.Y.Dawson	18,19	±	2,30	8,25	±	0,01	5,67	±	0,25	33,60	±	0,39	6,35	±	1,52	0,30	±	0,10	1,35	±	0,43	3,84	±	0,77
Pterocladia capillacea (S.G.Gmelin) Bornet in Bornet																								
& Thuret	15,89	±	0,72	8,26	±	0,01	5,65	±	0,08	35,57	±	0,12	0,97	±	0,35	0,17	±	0,05	0,76	±	0,52	3,80	±	0,77
<i>Ralfsia confusa</i> Hollenberg	26,92	±	1,29	8,26	±	0,01	4,76	±	0,07	34,47	±	0,40	4,14	±	2,25	0,48	±	0,20	1,55	±	0,57	4,14	±	1,03
Rosenvingea intricata (J.Agardh) Børgesen	26,14	±	1,71	8,23	±	0,13	4,78	±	0,17	35,39	±	0,67	2,75	±	1,80	0,20	±	0,20	0,92	±	0,60	3,95	±	1,73
Sargassum lapazeanum Setchell et N.L. Gardner	25,15	±	0,09	8,27	±	0,00	4,92	±	0,01	34,63	±	0,07	4,83	±	0,33	0,56	±	0,03	1,39	±	0,11	3,97	±	0,41
Sphacelaria californica Setchell. et N.L. Gardner, N.L.	20,76	±	3,57	8,23	±	0,03	5,45	±	0,41	34,06	±	0,66	5,01	±	4,21	0,53	±	0,27	1,14	±	1,31	3,76	±	0,98
<i>Spyridia filamentosa</i> (Wulfen) Harvey	21,19	±	4,55	8,24	±	0,07	5,25	±	0,47	35,65	±	1,44	2,48	±	1,94	0,24	±	0,20	1,52	±	1,91	3,99	±	1,51
<i>Ulva clathrata</i> (Roth) C. Agardh	18,17	±	6,32	8,24	±	0,08	5,71	±	0,86	32,89	±	5,35	4,43	±	5,28	0,36	±	0,28	2,22	±	2,54	3,31	±	1,49
<i>Ulva flexuosa</i> Wulfen	19,33	±	7,61	8,20	±	0,09	5,53	±	0,86	33,61	±	4,57	3,43	±	2,89	0,32	±	0,19	3,14	±	3,31	3,36	±	1,49
<i>Ulva rigida</i> C. Agardh	18,86	±	4,45	8,21	±	0,08	5,36	±	0,60	35,79	±	1,46	3,35	±	3,66	0,39	±	0,41	2,50	±	2,89	3,65	±	1,15
Valoniopsis pachynema (G. Martens) Børgesen	24,90	±	2,55	8,28	±	0,08	4,94	±	0,31	35,19	±	0,52	5,19	±	4,10	0,40	±	0,37	1,29	±	1,28	3,45	±	1,54
<i>Veleroa subulata</i> E.Y. Dawson	26,14	±	5,03	8,24	±	0,01	4,91	±	0,47	34,06	±	0,32	2,16	±	0,14	0,29	±	0,05	1,14	±	0,62	3,24	±	0,37

Especies tolerantes	Temperatura	MOD	pН	Nitrato	Fosfato	Silicato
	> 5	>1.5	>0.1	>3	>0.4	>10
	°C	µmol l-1		µmol l-1	µmol I ⁻¹	µmol l-1
Corallina vancouveriensis	Х		Х	Х	Х	Х
Griffithsia pacifica	Х		Х		Х	Х
Derbesia marina	Х			Х		
Gracilaria spinigera	Х			Х		
Ulva flexuosa	Х			Х		
Veleroa subulata	Х					
Ceramium flaccidum	Х					
Lithophyllum imitans	Х					
Chaetomorpha linum,	Х					
Ceramium paniculatum	Х					
Champia parvula	Х					
Porphyra thuretii	Х					
Ulva clathrata	Х					
Rosenvingea intricata		Х	Х			
Gelidiella acerosa		Х				
Laurencia papillosa		Х				
Amphiroa valonioides		Х				
Hypnea valentiae		Х				
Jania adhaerens		Х				
Padina durvillaei,		Х				
Valoniopsis pachynema		Х				
Asparagopsis taxiformis		Х				
Dictyopteris delicatula,		Х				
Hydroclathrus clathratus		Х				
Bryopsis pennata		Х				
Lithophyllum proboscideum		Х				
Spyridia filamentosa.		Х				
Ectocarpus acutus			Х		Х	Х
Antithamnionella spirographidis			Х	Х	Х	Х
Codium setchellii,			Х	Х		
Dictyota dichotoma				Х		
Hildenbrandia rubra				Х		
Chaetomorpha linum				Х		
Antithamnionella elegans					Х	

Tabla 2. Especies más tolerantes por variable fisicoquímica en el agua de mar

Especies sensibles<1		Temperatura	MOD	рН	Nitrato	Fosfato	Silicato																																																																																																																
°C μmol l ⁻¹ <td>Especies sensibles</td> <td>< 1</td> <td>< 0.5</td> <td><0.01</td> <td>< 0.5</td> <td>< 0.1</td> <td>< 1</td>	Especies sensibles	< 1	< 0.5	<0.01	< 0.5	< 0.1	< 1																																																																																																																
Dictyosphaeria cavernosaXCeramium procumbensXXXXSargassum lapazeanumXXXXSargassum lapazeanumXXXXBotryocladia neushuliiXXXXBotryocladia neushuliiXXXXChondria acrorhizophoraXXXXPterocladia capillaceaXXXXCladophora hesperiaXXXXCeramium fimbriatumXXXXColpomenia ramosaXXXXLiagora californicaXXXXVeleroa subulataXXXXDigenea simplexXXXXPrionitis corneaXXXXDictyota crenulataXXXHypnea johnstoniiXXXVeleroa subulataXXXDictyosphaeria cavernosaXX		°C	µmol l-1		µmol l-1	µmol l-1	µmol l-1																																																																																																																
Ceramium procumbensXXXXXSargassum lapazeanumXXXXXBotryocladia neushuliiXXXXXBotryocladia neushuliiXXXXXChondria acrorhizophoraXXXXXPterocladia capillaceaXXXXXCladophora hesperiaXXXXXCeramium fimbriatumXXXXXGracilaria pachydermaticaXXXXVeleroa subulataXXXXDigenea simplexXXXXPrionitis corneaXXXXAmphiroa rigidaXXXXVeleroa subulataXXXXPrionitis corneaXXXPrionitis corneaXXXPictyata crenulataXXXVeleroa subulataXXXVeleroa subulataXXXVeleroa subulataXXXPterocladia capillaceaXXXPterocladia capillaceaXXDictyosphaeria cavernosaXX	Dictyosphaeria cavernosa	Х																																																																																																																					
Sargassum lapazeanumXXXXXBotryocladia neushuliiXXXXXBotryocladia neushuliiXXXXXChondria acrorhizophoraXXXXXPterocladia capillaceaXXXXXCladophora hesperiaXXXXXCeramium fimbriatumXXXXXGracilaria pachydermaticaXXXXGracilfornicaXXXXVeleroa subulataXXXXDigenea simplexXXXXGelidiella acerosaXXXDictyota crenulataXXXHypnea johnstoniiXXXVeleroa subulataXXXDictyosphaeria cavernosaXXXXXDictyosphaeria cavernosaX	Ceramium procumbens	Х	Х	Х	Х	Х	Х																																																																																																																
Botryocladia neushuliiXXXXChondria acrorhizophoraXXXXChondria acrorhizophoraXXXXPterocladia capillaceaXXXXCladophora hesperiaXXXXCeramium fimbriatumXXXXColpomenia ramosaXXXGracilaria pachydermaticaXXXVeleroa subulataXXXCeramium paniculatumXXXDigenea simplexXXXGelidiella acerosaXXXAmphiroa rigidaXXXHypnea johnstoniiXXXVeleroa subulataXXXHypnea johnstoniiXXXPterocladia capillaceaXXDictyosphaeria cavernosaXX	Sargassum lapazeanum	Х	Х	Х	Х	Х	Х																																																																																																																
Chondria acrorhizophoraXXXXPterocladia capillaceaX	Botryocladia neushulii	Х		Х	Х	Х	Х																																																																																																																
Pterocladia capillaceaXCladophora hesperiaXCeramium fimbriatumXColpomenia ramosaXGracilaria pachydermaticaXGracilaria pachydermaticaXLiagora californicaXVeleroa subulataXVeleroa subulataXPrionitis corneaXGelidiella acerosaXAmphiroa rigidaXDictyota crenulataXVeleroa subulataXXXPrionitis corneaXXXDictyota crenulataXVeleroa subulataXYeleroa subulataXX	Chondria acrorhizophora	Х		Х	Х	Х	Х																																																																																																																
Cladophora hesperiaXCeramium fimbriatumXXColpomenia ramosaX	Pterocladia capillacea	Х																																																																																																																					
Ceramium fimbriatumXXColpomenia ramosaX	Cladophora hesperia	Х																																																																																																																					
Colpomenia ramosaXGracilaria pachydermaticaXLiagora californicaXLiagora californicaXVeleroa subulataXCeramium paniculatumXDigenea simplexXPrionitis corneaXGelidiella acerosaXAmphiroa rigidaXDictyota crenulataXVeleroa subulataXPriponitis corneaXAmphiroa rigidaXDictyota crenulataXVeleroa subulataXVeleroa subulataXDictyosphaeria cavernosaX	Ceramium fimbriatum	Х		Х																																																																																																																			
Gracilaria pachydermaticaXXXLiagora californicaXXXVeleroa subulataXXXCeramium paniculatumXXXDigenea simplexXXXPrionitis corneaXXXGelidiella acerosaXXXIctyota crenulataXXXHypnea johnstoniiXXXVeleroa subulataXXXIctyosphaeria cavernosaXXXIctyosphaeria cavernosaXXX <tr <td="">X<td< td=""><td>Colpomenia ramosa</td><td>Х</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></td<></tr> <tr><td>Liagora californicaXXXVeleroa subulataXXCeramium paniculatumXXDigenea simplexXXPrionitis corneaXXGelidiella acerosaXXAmphiroa rigidaXXDictyota crenulataXXVeleroa subulataXXVeleroa subulataXXPterocladia capillaceaXXDictyosphaeria cavernosaXX</td><td>Gracilaria pachydermatica</td><td>Х</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td>Veleroa subulataXCeramium paniculatumXXDigenea simplexXXPrionitis corneaXXGelidiella acerosaXXAmphiroa rigidaXXDictyota crenulataXXHypnea johnstoniiXXVeleroa subulataXXPterocladia capillaceaXXDictyosphaeria cavernosaXX</td><td>Liagora californica</td><td></td><td>Х</td><td></td><td>Х</td><td>Х</td><td>Х</td></tr> <tr><td>Ceramium paniculatumXXDigenea simplexXXPrionitis corneaXXGelidiella acerosaXXAmphiroa rigidaXXDictyota crenulataXXHypnea johnstoniiXXVeleroa subulataXXPterocladia capillaceaXXDictyosphaeria cavernosaXX</td><td>Veleroa subulata</td><td></td><td></td><td>Х</td><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td>Digenea simplexXPrionitis corneaXXGelidiella acerosaXXAmphiroa rigidaXXDictyota crenulataXXHypnea johnstoniiXXVeleroa subulataXXPterocladia capillaceaXXDictyosphaeria cavernosaXX</td><td>Ceramium paniculatum</td><td></td><td></td><td></td><td>Х</td><td>Х</td><td></td></tr> <tr><td>Prionitis corneaXXGelidiella acerosaXXAmphiroa rigidaXXDictyota crenulataXXHypnea johnstoniiXXVeleroa subulataXXPterocladia capillaceaXDictyosphaeria cavernosaX</td><td>Digenea simplex</td><td></td><td></td><td></td><td>Х</td><td></td><td></td></tr> <tr><td>Gelidiella acerosaXAmphiroa rigidaXDictyota crenulataXHypnea johnstoniiXVeleroa subulataXPterocladia capillaceaXDictyosphaeria cavernosaX</td><td>Prionitis cornea</td><td></td><td></td><td></td><td>Х</td><td>Х</td><td></td></tr> <tr><td>Amphiroa rigidaXDictyota crenulataXHypnea johnstoniiXVeleroa subulataXPterocladia capillaceaXDictyosphaeria cavernosaX</td><td>Gelidiella acerosa</td><td></td><td></td><td></td><td>Х</td><td></td><td></td></tr> <tr><td>Dictyota crenulataXHypnea johnstoniiXVeleroa subulataXPterocladia capillaceaXDictyosphaeria cavernosaX</td><td>Amphiroa rigida</td><td></td><td></td><td></td><td>Х</td><td></td><td></td></tr> <tr><td>Hypnea johnstoniiXVeleroa subulataXPterocladia capillaceaXDictyosphaeria cavernosaX</td><td>Dictyota crenulata</td><td></td><td></td><td></td><td>Х</td><td></td><td></td></tr> <tr><td>Veleroa subulataXPterocladia capillaceaXDictyosphaeria cavernosaX</td><td>Hypnea johnstonii</td><td></td><td></td><td></td><td>Х</td><td></td><td></td></tr> <tr><td>Pterocladia capillaceaXDictyosphaeria cavernosaX</td><td>Veleroa subulata</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td>Х</td><td>Х</td></tr> <tr><td>Dictyosphaeria cavernosa X</td><td>Pterocladia capillacea</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td>Х</td><td>Х</td></tr> <tr><td></td><td>Dictyosphaeria cavernosa</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td>Х</td><td>Х</td></tr> <tr><td>Laurencia pacifica X</td><td>Laurencia pacifica</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td>Х</td><td></td></tr>	Colpomenia ramosa	Х						Liagora californicaXXXVeleroa subulataXXCeramium paniculatumXXDigenea simplexXXPrionitis corneaXXGelidiella acerosaXXAmphiroa rigidaXXDictyota crenulataXXVeleroa subulataXXVeleroa subulataXXPterocladia capillaceaXXDictyosphaeria cavernosaXX	Gracilaria pachydermatica	Х						Veleroa subulataXCeramium paniculatumXXDigenea simplexXXPrionitis corneaXXGelidiella acerosaXXAmphiroa rigidaXXDictyota crenulataXXHypnea johnstoniiXXVeleroa subulataXXPterocladia capillaceaXXDictyosphaeria cavernosaXX	Liagora californica		Х		Х	Х	Х	Ceramium paniculatumXXDigenea simplexXXPrionitis corneaXXGelidiella acerosaXXAmphiroa rigidaXXDictyota crenulataXXHypnea johnstoniiXXVeleroa subulataXXPterocladia capillaceaXXDictyosphaeria cavernosaXX	Veleroa subulata			Х				Digenea simplexXPrionitis corneaXXGelidiella acerosaXXAmphiroa rigidaXXDictyota crenulataXXHypnea johnstoniiXXVeleroa subulataXXPterocladia capillaceaXXDictyosphaeria cavernosaXX	Ceramium paniculatum				Х	Х		Prionitis corneaXXGelidiella acerosaXXAmphiroa rigidaXXDictyota crenulataXXHypnea johnstoniiXXVeleroa subulataXXPterocladia capillaceaXDictyosphaeria cavernosaX	Digenea simplex				Х			Gelidiella acerosaXAmphiroa rigidaXDictyota crenulataXHypnea johnstoniiXVeleroa subulataXPterocladia capillaceaXDictyosphaeria cavernosaX	Prionitis cornea				Х	Х		Amphiroa rigidaXDictyota crenulataXHypnea johnstoniiXVeleroa subulataXPterocladia capillaceaXDictyosphaeria cavernosaX	Gelidiella acerosa				Х			Dictyota crenulataXHypnea johnstoniiXVeleroa subulataXPterocladia capillaceaXDictyosphaeria cavernosaX	Amphiroa rigida				Х			Hypnea johnstoniiXVeleroa subulataXPterocladia capillaceaXDictyosphaeria cavernosaX	Dictyota crenulata				Х			Veleroa subulataXPterocladia capillaceaXDictyosphaeria cavernosaX	Hypnea johnstonii				Х			Pterocladia capillaceaXDictyosphaeria cavernosaX	Veleroa subulata					Х	Х	Dictyosphaeria cavernosa X	Pterocladia capillacea					Х	Х		Dictyosphaeria cavernosa					Х	Х	Laurencia pacifica X	Laurencia pacifica					Х	
Colpomenia ramosa	Х																																																																																																																						
Liagora californicaXXXVeleroa subulataXXCeramium paniculatumXXDigenea simplexXXPrionitis corneaXXGelidiella acerosaXXAmphiroa rigidaXXDictyota crenulataXXVeleroa subulataXXVeleroa subulataXXPterocladia capillaceaXXDictyosphaeria cavernosaXX	Gracilaria pachydermatica	Х																																																																																																																					
Veleroa subulataXCeramium paniculatumXXDigenea simplexXXPrionitis corneaXXGelidiella acerosaXXAmphiroa rigidaXXDictyota crenulataXXHypnea johnstoniiXXVeleroa subulataXXPterocladia capillaceaXXDictyosphaeria cavernosaXX	Liagora californica		Х		Х	Х	Х																																																																																																																
Ceramium paniculatumXXDigenea simplexXXPrionitis corneaXXGelidiella acerosaXXAmphiroa rigidaXXDictyota crenulataXXHypnea johnstoniiXXVeleroa subulataXXPterocladia capillaceaXXDictyosphaeria cavernosaXX	Veleroa subulata			Х																																																																																																																			
Digenea simplexXPrionitis corneaXXGelidiella acerosaXXAmphiroa rigidaXXDictyota crenulataXXHypnea johnstoniiXXVeleroa subulataXXPterocladia capillaceaXXDictyosphaeria cavernosaXX	Ceramium paniculatum				Х	Х																																																																																																																	
Prionitis corneaXXGelidiella acerosaXXAmphiroa rigidaXXDictyota crenulataXXHypnea johnstoniiXXVeleroa subulataXXPterocladia capillaceaXDictyosphaeria cavernosaX	Digenea simplex				Х																																																																																																																		
Gelidiella acerosaXAmphiroa rigidaXDictyota crenulataXHypnea johnstoniiXVeleroa subulataXPterocladia capillaceaXDictyosphaeria cavernosaX	Prionitis cornea				Х	Х																																																																																																																	
Amphiroa rigidaXDictyota crenulataXHypnea johnstoniiXVeleroa subulataXPterocladia capillaceaXDictyosphaeria cavernosaX	Gelidiella acerosa				Х																																																																																																																		
Dictyota crenulataXHypnea johnstoniiXVeleroa subulataXPterocladia capillaceaXDictyosphaeria cavernosaX	Amphiroa rigida				Х																																																																																																																		
Hypnea johnstoniiXVeleroa subulataXPterocladia capillaceaXDictyosphaeria cavernosaX	Dictyota crenulata				Х																																																																																																																		
Veleroa subulataXPterocladia capillaceaXDictyosphaeria cavernosaX	Hypnea johnstonii				Х																																																																																																																		
Pterocladia capillaceaXDictyosphaeria cavernosaX	Veleroa subulata					Х	Х																																																																																																																
Dictyosphaeria cavernosa X	Pterocladia capillacea					Х	Х																																																																																																																
	Dictyosphaeria cavernosa					Х	Х																																																																																																																
Laurencia pacifica X	Laurencia pacifica					Х																																																																																																																	

Tabla 3. Especies sensibles a las variaciones de fisicoquímicos en el agua de mar

APÉNDICE 2

MANUSCRITO QUE SE SOMETERÁ PARA SU PUBLICACIÓN EN LA REVISTA Archives of Environmental Contamination and Toxicology

Efectos de la variación en concentración de nutrientes en el agua de sistemas costeros sobre el contenido de metales en macroalgas de - Bahía de La Paz, Baja California Sur (México)

Resumen

Las macroalgas son bioindicadores de contaminación por metales en sistemas costeros, debido a su conocida capacidad de adsorción. Sin embargo, las variaciones fisicoquímicas y de nutrientes tienen efectos en el contenido de un elemento. Se analizó la relación entre la variación en la concentración de nitritos, nitratos, fosfatos, silicatos, nitrógeno y fósforo en el agua, con el contenido de cobre, cadmio, níquel, zinc, manganeso, hierro y plomo en Ulva rigida, Padina durvillei y Spyridia filamentosa, en tres localidades con diferente impacto antropogénico en la Bahía de La Paz, B.C.S. Las concentraciones de nutrientes fueron medidas con espectrofotometría, y el contenido de metales por absorción atómica. La concentración de nitritos, nitratos y silicatos fueron significativamente mayores en las localidades con descargas residuales domésticas e industriales. La distribución del contenido de metales en macroalgas fue Fe>Mn>Zn>Pb>Ni>Cu>Cd y presentó cambios respecto a las localidades; se determinó que la variación en la concentración de amonio en el agua tiene relación con el contenido de plomo y níquel en P. durvillei y esto tiene efecto en la distribución del contenido de metales. En S. filamentosa, se obtuvieron correlaciones significativas y directas entre silicato-plomo y nitrógeno total-cobre e inversa, entre fósforo total-hierro. El contenido de zinc en U. rigida se correlacionó significativa y directamente con la concentración de nitrato, nitrito y silicato; mientras que, el contenido de cobre fue inversamente proporcional al nitrógeno total, amonio y nitritos. Las lluvias tienen efectos sinérgicos con las acciones antropogénicas, en la distribución del contenido de metales en macroalgas.

Abstract

Macroalgae are bioindicators of contamination by metals in coastal systems, due to their known adsorption capacity. However, physicochemical variations and nutrients have effects on the content of an element. The relationship between the variation in the concentration of nitrites, nitrates, phosphates, silicates, nitrogen and phosphorus in water with the content of copper, cadmium, nickel, zinc, manganese, iron and lead in Ulva rigida, Padina durvillei and Spyridia filamentosa was analyzed, in three locations, with different anthropogenic impacts in the Bay of La Paz, BCS. With spectrophotometry by atomic absorption were measured nutrient concentrations and the metal content. The concentration of nitrites, nitrates, and silicates were significantly higher in localities with domestic and industrial residual discharges. The distribution of the metal content in macroalgae was Fe> Mn> Zn> Pb> Ni> Cu> Cd and presented changes with respect to the localities; it determined that the variation in the concentration of ammonium in water is related to the lead and nickel content in P. durvillei and this has an effect on the distribution of the metal content. In S. filamentosa, significant and direct correlations were obtained between silicate-lead and total nitrogen-copper and inverse, between total phosphorus-iron. The zinc content in U. rigida was significantly and directly correlated with the concentration of nitrate, nitrite, and silicate; while, the copper content was inversely proportional to total nitrogen, ammonium, and nitrites. Rains have synergistic effects with anthropogenic actions, and this has effects on the distribution of metal content in macroalgae.

Introducción

El contenido de metales en las macroalgas es de varios órdenes de magnitud por arriba de las concentraciones, que se encuentran en el agua de mar (Mamboya, 2007; Akcali & Kucuksezgin, 2011). Por ende, se ha propuesto, que puede existir una relación

proporcional (Ospina-Álvarez & Peña-Salamanca, 2004)). Asimismo, esta relación se ha considerado característica para algunas especies, y con ciertos metales (Sawidis et al. 2001; Malea & Kevrekidis 2014). Aquí se discute, cómo intervienen en esta relación, los factores fisicoquímicos y la concentración de nutrientes en sistemas costeros, con y sin intervención antropogénica.

Algunas macroalgas han sido evaluadas como organismos indicadores de contaminación (Santos et al., 2006; Calva & Torres, 2008). Debido a que la pared celular presenta dentro de su estructura grupos químicos, que son capaces de atraer y secuestrar algunos metales (Figueira et al., 1999; Raize et al., 2004). La composición de las macroalgas rojas y pardas en particular muestra una mayor capacidad en la adsorción de iones metálicos (Andrade et al., 2010; Patrón-Prado et al., 2011) debido a la presencia de polisacáridos sulfatados, como fucoidano y alginato, respectivamente, donde se presentan grupos carboxilos capaces de realizar intercambios iónicos con los cationes metálicos disponibles en el agua. Por tanto, se observan diferentes patrones de adsorción en diferentes grupos taxonómicos (Andrade et al., 2002; Topcuoğlu et al., 2003).

Los cambios en el ambiente acuático tienen efectos en las respuestas bioquímicas en los organismos (Guedes, 2007). La magnitud depende del tiempo que dure la perturbación y de las condiciones iniciales del sistema acuático (Ospina-Álvarez & Peña-Salamanca, 2004). Por tanto, el aumento en la concentración de metales en los sedimentos de lagunas costeras a causa de la actividad antropogénica (Guo et al., 2001; Delgado et al., 2011) puede verse reflejado en un aumento de los niveles de acumulación de estos elementos en la cadena trófica (Hernández-Almaraz et al., 2014, 2016).

En ambientes con altas concentraciones de nutrientes, especialmente en lagunas costeras, la adsorción de metales por parte de las macroalgas puede verse disminuida, debido a la formación de complejos entre iones metálicos y nutrientes (Batley et al., 2004; Zhou & Qiu, 2004) y la competencia por los sitios de unión en la pared celular (Mamboya, 2007; Sivakumar et al., 2010). Por otra parte, las variaciones fisicoquímicas y de

nutrientes en el agua tienen efectos en la especie química del metal y en la factibilidad de ser acumulados (Cobelo-Garcia et al., 2003; Delgado et al., 2011).

Este estudió se llevó a cabo en La Bahía de La Paz, la más grande y profunda (400 m) al sureste de la península de Baja California. La principal fuente de entrada de metales a este sistema es el transporte eólico, ya que las precipitaciones son escasas y temporales (< 200 mm por año). Durante los meses de noviembre a mayo, los vientos soplan por la mañana del noroeste y después del crepúsculo, cambian a vientos del sur; durante el resto del año los vientos del sureste y del suroeste son los dominantes (Obeso-Nieblas & Jiménez-Illescas 1989). Las calmas son frecuentes durante primavera y verano (Obeso-nieblas et al., 2014). El viento también impulsa las corrientes en el océano, en ellas se ha determinado la influencia de diferentes masas de agua (Reyes-Salinas, 1999). Se reportan aguas cálidas, salinas y estratificadas, con características del Agua del Golfo de California (AGC) y Agua Subsuperficial Subtropical (ASS) con un intercambio dinámico con el Golfo de California (Obeso-nieblas et al., 2014). Se presentan mayores concentraciones de nutrientes y de giros ciclónicos en el invierno y a principios de la primavera (Jiménez-Illescas 1996).

Las lagunas localizadas en las costas de la Península de Baja California se han considerado levemente impactadas, por descargas de tipo antropogénico (Ibarra-Obando et al., 2001) asociando altas concentraciones de metales en tejidos de organismos y sedimentos con la actividad minera de fosforita en San Juan de La Costa (Méndez et al., 2006; Rodríguez-Figueroa et al., 2009). Mientras que, las concentraciones de plomo en sedimentos superficiales se han asociado a las descargas de la zona urbana con presencia de materia orgánica, así como, zonas de uso portuario frente a la ciudad de La Paz (Méndez et al., 1998; Shumilin et al., 2001).

Un bioindicador de impacto ambiental es una especie con capacidad de mostrar los cambios en la acumulación de uno o varios elementos (Akcali & Kucuksezgin, 2011; Páez-Osuna & Osuna-Martínez, 2011). Se analizaron las variaciones en el contenido de metales en diferentes grupos taxonómicos de macroalgas tomando como ejemplos a *Ulva*

rigida (Chlorophyta), *Spyridia, filamentosa* (Rhodophyta) y *Padina durvillei* (Ochrophyta) con amplia distribución en el Golfo de California y que han sido evaluadas previamente como indicadores (Amado et al., 1997; Haritonidis & Malea, 1999; Rodríguez-Figueroa et al., 2009). Se determinó el efecto del incremento de nutrientes en el agua, por las descargas residuales domésticas enfrente de la ciudad de La Paz e industriales en la mina de fosforita, en los contenidos de metales en macroalgas, comparándolo con la playa El Tecolote, donde no hay descargas similares. Además, se estableció la capacidad de cada especie para mostrar diferencias significativas en el contenido de metales entre años, épocas y diferentes tipos de disturbio antropogénico.

Metodología

Área de estudio

La Bahía de la Paz está ubicada en 24°28'54.14" Norte y 110°30'15.35" Oeste. Se comunica con el Golfo de California a través de la boca norte, entre Los Islotes y Cabeza de Mechudo, al oeste está limitada por la Sierra La Giganta, al sur por la Sierra de la Victoria (Obeso-Nieblas et al., 2002) y al sur-este por la ensenada que está separada por una barrera arenosa. El régimen de marea es mixto con predominancia semidiurna (Sánchez, 1993) Aquí se muestrearon mensualmente tres localidades con diferentes grados de impacto antropogénico (Fig. 1).



Fig. 1 Ubicación de las localidades muestreadas en la Bahía de La Paz. B.C.S. 1) San Juan de la Costa (24°22'2.19"N y 110°40'48.11"O). 2) Casa Marino (24°10'8.20"N 110°18'37.57"O). 3) El Tecolote (24°20'27.98"N y 110°18'19.27"O).

1) San Juan de la Costa (24°22'2.19"N y 110°40'48.11"O) ubicada en la línea media de la costa occidental de la Bahía, con descarga de aguas residuales domésticas (ARD) e industriales (ARI), donde se realiza la extracción de roca fosforita. Cuenta con una trituradora en el litoral, una transportadora que se extiende perpendicularmente conectando con puerto de cargue. 2) Casa Marino (24°10'8.20"N y 110°18'37.57"O) frente al malecón de la ciudad de La Paz, dentro de la ensenada, donde se desarrollan actividades turísticas, transporte marítimo, embarque y actividades náuticas. Se 207

presentan escorrentías durante la época de lluvias, que depositan residuos sólidos y líquidos. Es una zona de descargue pesquero artesanal, con disposición de residuos orgánicos. 3) El Tecolote (24°20'27.98"N y 110°18'19.27"O) ubicada al extremo sur de la Bahía, frente a la Isla Espíritu Santo, constituye el canal de San Lorenzo, con vocación ecoturística, como zona recreativa, además se encuentra cerca de una vía, sin pavimentar, que pasa sobre el acantilado.

Métodos

Las muestras de macroalgas fueron cosechadas mensualmente de febrero de 2013 a octubre de 2015 (durante 28 muestreos). Para la recolecta manual se usaron cuadrantes (0.50 x 0.50 m) distribuidos azarosamente en los mantos algales de las tres localidades de la Bahía de La Paz, B.C.S. (Chávez-Sánchez et al., 2017). Se seleccionaron las especies *Ulva rigida* (n = 64), *Padina durvillei* (n = 22) y *Spyridia filamentosa* (n = 48) teniendo en cuenta la mayor frecuencia a lo largo del año, para cada una de las localidades.

La temperatura superficial del mar (°C), pH, potencial de óxido reducción (mV), turbidez (Unidad de Turbidez Nefelométrica *psi*; NTU), salinidad (partes por millón, ppm) y oxígeno disuelto (mg l⁻¹) fueron medidos tres veces, cada hora durante las 3 horas de marea baja (9 lecturas), utilizando un equipo multi-parámetros (Horiba U-50). El mismo día en que se recolectaron las macroalgas, se colectaron también 2 litros de agua a 0.75 m de profundidad y se transportaron en hieleras, para la determinación de nutrientes en un laboratorio por servicio externo (CIBNOR).

La concentración de nitritos (NO₃⁻), nitratos (NO₂⁻), amonio (NH₄⁺) y ortofosfatos (PO₄³⁻) se determinó utilizando las técnicas propuestas Strickland and Parsons (1972). El nitrito a partir de diazotización (método de Shinn and Nicolet, (1941) aplicado al agua de mar por Bendschneider and Robinson (1952). El nitrato se determinó a partir de la reducción a nitrito por cadmio (Morris & Riley 1963). El nitrógeno amoniacal por medio de óxido-reducción de azul de indofenol (Solorzano, 1969). La determinación de fosfatos se realizó por formación de complejo de fosfomolibdato y su posterior reducción a un compuesto

azul altamente coloreado, a partir del cual se realizó una prueba colorimétrica, que fue analizada por espectrofometría (Murphy & Riley, 1962; Strickland & Parsons, 1972). El nitrógeno y el fósforo total se filtraron y se determinaron mediante método de oxidación con persulfato (Valderrama, 1981). Los valores se reportan en μg l⁻¹.

100 g de las muestras de macroalgas se limpiaron de epibiontes, se lavaron con agua de mar y se secaron en un horno a 70 °C (aproximadamente 48 horas) hasta obtener el peso seco constante. Posteriormente, fueron pulverizadas y homogenizadas. De cada muestra, 0.5 g fueron digeridos en matraces calentados a 95 °C, utilizando 6 ml de ácido nítrico y 2 ml de peróxido de hidrógeno (ambas sustancias grado ULTREX II). Para tener un monitoreo de calidad, por cada 25 muestras se incluyó una réplica al azar y un blanco que contenía únicamente los reactivos. Para validar los resultados, también se digirieron estándares de referencia (NIES-9 de National Institute for Environmental Studies, Japan y TORT-2 del National Research Council of Canada). Todas las muestras digeridas fueron aforadas a 50 ml con agua desionizada. El contenido de hierro (Fe), manganeso (Mn), zinc (Zn), plomo (Pb), cadmio (Cd), níquel (Ni) y cobre (Cu) fue determinado con un espectrofotómetro de absorción atómica utilizando la llama aire/acetileno (GBS Scientific AVANTA) (Matusiewicz 2003). Los porcentajes de recuperación de los elementos de las muestras de referencia estándar fueron mayores al 95% y los valores se reportan en mg kg⁻¹.

Los contenidos de metales por especie se correlacionaron con las variables ambientales, fisicoquímicas y nutrientes en el agua obtenida durante la recolecta de la macroalga y se analizaron por categorías (años y localidades) y se incluyó una categoría adicional: épocas (3), teniendo en cuenta el origen del viento y la probabilidad de precipitación. En la época de lluvias frías se agruparon los meses de noviembre a febrero (invierno - inicios de la primavera). Como periodo seco, se incluyeron los meses de marzo a junio y el periodo con probabilidad de lluvias cálidas se agrupó en los meses de julio a octubre (primavera-verano).

Para efectuar el análisis se usó el programa estadístico Rwizard (Guisande et al., 2016). Se comprobó la normalidad de los datos, utilizando la prueba de Kolmogorov-Smirnov (p<0.05) con la corrección de Lilliefors (p<0.05) y Shapiro-Wilk (p<0.05). Con el fin de detectar las diferencias significativas entre categorías (especies, épocas, localidades) se utilizó una prueba de análisis de varianza de dos vías ANOVA y se empleó la prueba *post hoc* de Tukey, para determinar que localidades, épocas o años que fueron significativamente diferentes. Se usó el análisis discriminante con porcentajes de explicación mayores al 75% para confirmar la existencia de diferencias significativas en rel contenido de metales entre especies y localidades.

Para establecer la existencia de relaciones significativas entre la concentración de nutrientes del agua y el contenido de metales para cada especie, se realizó una prueba de correlaciones múltiples (r^2 >0.6 y p<0.05) y un análisis canónico. Posteriormente, se definió a través de regresión simple, la función matemática, que mejor explica (r^2 >0.5) la relación entre la variación de los nutrientes en el agua y la variación del contenido de los metales en la macroalga, correlacionados significativamente para cada especie.

Resultados

Parámetros ambientales y nutrientes

Los resultados de temperatura superficial del mar, la salinidad, el pH, el potencial óxidoreducción, la turbidez, el oxígeno disuelto, y la gravedad específica en el agua, en las localidades de San Juan de la Costa, Casa Marino y El Tecolote para las épocas: lluvias frías, seca y lluvias cálidas registrados para los años de 2013, 2014 y 2015 se muestran en la Tabla 1; mientras que, las concentraciones de silicato, amonio, nitrito, nitrato, nitrógeno total, ortofosfato y fósforo total, en las mismas localidades y épocas se presentan en la Tabla 2. Los resultados del análisis ANOVA de 2 vías para parámetros ambientales y nutrientes están concentrados en Tabla 3. Tabla 1. Media y error estándar de los datos de las variables ambientales por épocas de 2013, 2014 y 2015 localidades estudiadas, en la Bahía de La Paz, B.C. S. Letras diferentes indican diferencias significativas.

Localidad	Época	Año	Temperatura	рН	POR (mV)	Turbidez (NTU)	OD (mg/l O ₂)	Salinidad	Gravedad
		2012	24 60 × 0 52 h	0.00 + 0.11	467 44 - 47 50	4.24 + 4.62	0.00 + 0.26 h	25.22 . 0.25	
	Line da a fréa a	2013	24.60 ± 0.53 b	9.00 ± 0.11	107.44 ± 17.56	4.31 ± 1.62	9.09 ± 0.26 b	35.33 ± 0.35	$23.63 \pm 0.33 \text{ D}$
	Liuvias frias	2014	25.56 ± 0.26 b	7.97 ± 0.23	185.80 ± 13.58	10.42 ± 4.45	$12.14 \pm 066 \text{ C}$	35.50 ± 0.19	23.67 ± 0.15 b
		2015	25.69 ± 0.81 b	8.02 ± 0.34	210.17 ± 22.37	2.38 ± 0.85	13.25 ± 0.71 c	35.52 ± 0.23	23.63 ± 0.08 b
San Juan		2013	23.98 ± 0.49 b	8.48 ± 0.11	218.57 ± 12.32	17.11 ± 2.28	11.02 ± 0.95 a	35.61 ± 0.32	24.20 ± 0.31 b
de la Costa	Seco	2014	27.02 ± 0.41 b	8.20 ± 0.19	175.19 ± 14.45	12.75 ± 3.18	13.25 ± 0.71 a	35.38 ± 0.21	23.11 ± 0.18 b
		2015	27.22 ± 0.36 b	7.24 ± 0.43	241.63 ± 27.38	7.41 ± 2.58	14.69 ± 0.45 a	35.33 ± 0.09	23.03 ± 0.06 b
	Lluvias	2013	28.44 ± 0.47 a	7.43 ± 0.49	180.20 ± 35.15	7.81 ± 3.07	8.66 ± 0.66 b	35.60 ± 0.13	22.84 ± 0.23 a
	cálidas	2014	31.37 ± 0.38 a	7.39 ± 0.36	221.08 ± 24.95	14.92 ± 3.00	8.68 ± 0.23 b	35.09 ± 0.31	21.48 ± 0.28 a
	oundus	2015	31.41 ± 0.25 a	8.80 ± 0.17	147.00 ± 19.47	15.20 ± 1.65	9.13 ± 0.17 b	34.82 ± 0.13	21.29 ± 0.16 a
		2013	25.03 ± 0.38 c	9.14 ± 0.09 b	164.50 ± 17.76	11.14 ± 4.21	10.74 ± 0.72	36.46 ± 0.10	24.53 ± 0.18 b
	Lluvias frías	2014	23.78 ± 0.25 c	8.65 ± 0.34 b	130.14 ± 13.38	4.06 ± 1.10	11.77 ± 0.72	35.62 ± 0.06	24.26 ± 0.05 b
		2015	23.45 ± 0.02 c	7.74 ± 0.55 b	202.43 ± 38.52	12.24 ± 0.36	13.17 ± 0.13	35.27 ± 0.03	24.11 ± 0.03 b
		2013	24.37 ± 0.95 a	8.62 ± 0.06 c	138.17 ± 71.81	6.10 ± 0.92	11.98 ± 1.17	36.40 ± 0.25	24.70 ± 0.37 b
Casa del	Seca	2014	26.98 ± 0.48 a	8.42 ± 0.16 c	144.56 ± 7.29	12.44 ± 2.87	11.96 ± 0.59	35.75 ± 0.68	23.40 ± 0.54 b
Marino		2015	25.63 ± 0.27 a	7.69 ± 0.13 c	193.27 ± 6.69	16.15 ± 3.36	13.27 ± 0.60	34.54 ± 0.73	22.92 ± 0.53 b
		2013	26.44 ± 0.38 a	8.40 ± 0.07 a	201.88 ± 12.13 b	3.79 ± 1.33	18.85 ± 3.97	34.93 ± 0.24	22.98 ± 0.19 a
	Liuvia	2014	30.64 ± 0.31 b	7.59 ± 0.34 a	204.50 ± 18.73 b	7.38 ± 1.35	8.97 ± 0.32	35.54 ± 0.20	22.07 ± 0.14 a
	callda	2015	29.85 ± 0.38 b	8.65 ± 0.19 a	152.67 ± 17.94 a	6.52 ± 1.89	9.85 ± 0.33	35.37 ± 0.12	22.20 ± 0.16 a
		2013	23.75 ± 0.69 c	8.76 ± 0.26	167.78 ± 17.25 a	13.31 ± 6.70 b	13.76 ± 0.39 a	35.91 ± 0.09	23.58 ± 0.16 a
	Lluvias	2014	24.52 ± 0.38 c	8.14 ± 0.30	195.15 ± 17.12 b	3.62 ± 1.56 d	10.23 ± 0.19 b	35.55 ± 0.15	22.97 ± 0.32 a
	Frids	2015	21.23 ± 0.30 c	8.82 ± 0.08	157.78 ± 7.87 b	3.31 ± 1.41 d	10.85 ± 0.23 b	34.96 ± 0.17	22.77 ± 0.27 a
		2013	22.02 ± 0.34 a	9.09 ± 0.41	159.71 ± 30.18 a	23.76 ± 5.17 b	10.15 ± 0.29 a	32.69 ± 0.11	22.80 ± 0.09
El Tecolote	Seca	2014	26.17 ± 0.36 a	8.69 ± 0.13	143.37 ± 7.45 b	2.97 ± 0.82 c	10.87 ± 0.33 b	36.85 ± 0.99	25.34 ± 0.73
recolote		2015	24.10 ± 0.20 a	8.66 ± 0.10	121.94 ± 5.17 b	2.43 ± 1.31c	11.54 ± 0.78 b	34.98 ± 0.10	22.40 ± 0.27
	Linda	2013	26.60 ± 0.38 b	8.69 ± 0.33 b	174.20 ± 21.98 a	8.72 ± 2.08 b	10.27 ± 0.45 a	35.64 ± 0.14 a	24.52 ± 0.23
	∟iuvia cálida	2014	30.20 ± 0.12 b	7.65 ± 0.29 a	179.07 ± 19.39 b	1.79 ± 0.42 a	9.83 ± 0.87 b	34.39 ± 0.69 a	22.61 ± 0.51
	cálida	2015	30.01 ± 0.16 b	8.87 ± 0.19	114.92 ± 10.37 b	1.37 ± 0.90 a	12.42 ± 0.70 b	35.76 ± 0.21 a	24.29 ± 0.12

Tabla 2. Media y error estándar de las concentraciones silicato, amonio, nitrito, nitrato y nitrógeno total, para las épocas: lluvia fría, seca y lluvia cálida de 2013, 2014 y 2015 en San Juan de la Costa, Casa del Marino y El Tecolote, en la Bahía de La Paz, B.C.S. Las concentraciones están indicadas en µM. Diferentes letras indican diferencias significativas.

Localidad	Época	Año	n	Silicato	Amonio	Nitrito	Nitrato	Nitrógeno	Ortofosfatos	Fosfato
		2013	8	18.61 ± 2.80 a	5.81 ± 4.62	0.84 ± 0.56	6.19 ± 2.04	22.88 ± 8.58	0.34 ± 0.13	0.97 ± 0.02
	Lluvias Frías	2014	8	81.81 ± 6.92	1.28 ± 0.76	2.52 ± 2.12	6.17 ± 2.89	21.80± 5.93	1.13 ± 0.30	4.20 ± 0.65
		2015	8		4.19 ± 2.51	1.22 ± 0.12	4.71 ± 3.56	18.92 ± 2.95	2.79 ± 1.17	3.85 ± 0.92
San Juan		2013	8	57.90 ± 10.50	5.06 ± 0.00	3.92 ± 2.08	12.54 ± 3.12	20.54 ± 0.00	1.86 ± 0.52	1.99 ± 0.00
de la Costa	Seca	2014	8	40.78 ± 6.49	0.5 ± 0.00	0.26 ± 0.00	3.70 ± 0.00	13.70 ± 0.00	3.85 ± 1.82	2.91 ± 0.00
		2015	8		2.94 ± 2.44	3.69 ± 3.59	3.58 ± 2.89	44.14 ± 13.20	2.09 ± 1.67	2.98 ± 1.49
		2013	8	33.33 ± 15.17	12.58 ± 11.25	4.48 ± 4.22	7.35 ± 5.19	43.27 ±20.95	1.03 ± 0.38	2.75 ± 1.62
	Lluvia cálida	2014	8	69.01 ± 0.00	26.10 ± 24.42	16.92 ± 13.15	8.27 ± 0.84	86.10 ± 48.30	1.35 ± 1.08	6.64 ± 5.68
		2015	8		1.19 ± 0.69	0.32 ± 0.22	1.45 ± 0.86	9.06 ± 0.56	0.16 ± 0.01	1.75 ± 0.09
		2013	8	24.76 ± 16.44	0.53 ± 0.03	0.24 ± 0.23	10.13 ± 9.18	26.07 ± 8.46	0.71 ± 0.17	1.33 ± 0.31
	Lluvias frías	2014	8	9.96 ± 0.30	1.21 ± 0.56	0.11 ± 0.06	1.31 ± 0.178	47.47 ± 19.33	0.72 ± 0.11	1.90 ± 0.63
		2015	8		0.61 ± 0.05	0.37 ± 0.14	11.72 ± 5.62	16.97 ± 6.90	1.45 ± 0.06	2.79 ± 0.72
Casa del		2013	8	39.48 ± 16.76	3.915 ± 0.00	0.06 ± 0.05	3.78 ± 3.33	34.64 ± 0.00	0.67 ± 0.27	1.53 ± 0.00
Marino	Seca	2014	8	49.69 ± 18.19	2.36 ± 1.85	0.28 ± 0.11	2.16 ± 0.98	14.17 ± 1.40	1.82 ± 0.41	1.78 ± 0.47
indi ino		2015	8		0.67 ± 0.13	0.18 ± 0.01	8.03 ± 5.61	36.55 ± 17.86	0.47 ± 0.18	1.52 ± 0.41
		2013	8	14.49 ± 3.19	2.71 ± 0.83	0.01 ± 0.00	3.85 ± 0.78	25.85 ± 6.14	0.53 ± 0.05	1.03 ± 0.13
	Lluvia cálida	2014	8	6.07 ± 0.00	0.64 ± 0.14	0.24 ± 0.14	0.23 ± 0.04	36.59 ± 7.21	0.69 ± 0.17	1.25 ± 0.40
		2015	8		1.44 ± 0.94	0.1 ± 0.00	0.37 ± 0.27	16.10 ± 7.54	0.36 ± 0.01	1.56 ± 0.23
		2013	8	6.14 ± 0.65 b	1.64 ± 1.14	0.04 ± 0.03 a	1.61 ± 0.74	18.77 ± 6.37	0.45 ± 0.12	1.11 ± 0.07
	Lluvias frías	2014	8	6.33 ± 0.16 b	2.46 ± 0.19	0.08 ± 0.04	0.54 ± 0.29	32.13 ± 19.67	0.80 ± 0.29	1.59 ± 0.61
		2015	8		2.13 ± 1.63	0.12 ± 0.01	0.12± 0.01 a	8.82 ± 1.25	0.60 ± 0.05	2.23 ± 0.70
		2013	8	17.75 ± 1.77 c	1.32 ± 0.46	0.05 ± 0.029 a	2.46 ± 1.05	15.29 ± 2.31	1.18 ± 0.09	1.05 ± 0.03
El Tecolote	Seca	2014	8	8.41 ± 1.04	0.5 ± 0.00	0.1325 ± 0.00	2.51 ± 0.00	11.86 ± 0.01	1.06 ± 0.26	3.06 ± 0.00
		2015	8		1.38 ± 0.88	0.102 ± 0.002	0.28 ± 0.09 a	13.96 ± 4.28	0.40 ± 0.04	1.47 ± 0.39
		2013	8	5.89 ± 1.23 a	3.47±1.88	0.04 ± 0.02 a	2.62 ± 0.91	19.29 ± 7.44	0.99 ± 0.34	0.96 ± 0.11 a
	Lluvia cálida	2014	8	4.5 ± 0.00 a	0.69 ± 0.19	0.172 ± 0.07	0.44 ± 0.26	55.14 ± 35.98	0.44 ± 0.15	0.99 ± 0.33 a
		2015	8		1.16 ± 0.66	0.1 ± 0.00	0.12 ± 0.01 a	7.21 ± 1.19	0.28 ± 0.05	0.91 ± 0.09 a

Factor	Interacción		MS	F	р	Factor	Interactión	df	MS	F	р
	Localidad	2	176	40.1799	2.468e-16*		Localidad	2	120	3.6833	0.0262090*
	Año	2	278	63.2961	< 2.2e-16*		Año	2	32	0.9685	0.3807650
	Época	2	1591	362.8164	< 2.2e-16*	Oxígeno	Época	2	136	4.1551	0.0165352
Tomporatura	Localidad*Año	4	45	5.1648	0.0004782*	disuelto	Localidad*Año	4	287	4.3984	0.0017823*
Temperatura	Localidad*Época	4	25	2.8223	0.0251083		Localidad*Época	4	202	3.1012	0.0158650*
	Año*Época	4	172	19.6535	1.630e-14*		Año*Época	4	317	4.8528	0.0008203*
	Localidad*Año*Época		47	2.6889	0.007082*		Localidad*Año*Época	8	321	2.4597	0.0134542*
	Error	1.4	81				Error	4.0	39		
	Localidad	2	7.2502	10.6	0.0008340*		Localidad	2	6	2.2216e+00	0.110061
	Año	2	10.5	7.1993	0.0008756*		Año	2	6	2.1867e+00	0.113917
	Época	2	6.0	4.0991	0.0174753*		Época	2	39	1.3902e+01	1.601e-06*
nH	Localidad*Año	4	8.4	2.8739	0.0231187*	hehinile2	Localidad*Año	4	4	6.3200e-01	0.639961
hu	Localidad*Época	4	1.0	0.3476	0.8456460	Sammuau	Localidad*Época	4	20	3.5609e+00	0.007342*
	Año*Época	4	43.8	15.0262	2.937e-11*		Año*Época	4	11	1.9082e+00	0.108730
	Localidad*Año*Época	8	10.3	1.7598	0.0842882		Localidad*Año*Época	8	51	4.5831e+00	2.595e-05*
	Error	0.8	535				Error	1.1	81		
	Localidad	2	44517	6.2946	0.002084*		Localidad	2	681.9	4.5034	0.0117648*
	Año	2	15722	2.2231	0.109952		Año	2	478.2	3.1582	0.0437981*
	Época	2	3897	0.5510	0.576918		Época	2	1112.9	7.3497	0.0007542*
	Localidad*Año	4	64005	4.5250	0.001438*	-	Localidad*Año	4	3011.1	9.9430	1.322e-07*
Potencial de óxido reducción	Localidad*Época	4	26897	1.9016	0.109940	lurbidez	Localidad*Época	4	1104.8	3.6481	0.0063394*
	Año*Época	4	136993	9.6851	2.1e-07*		Año*Época	4	861.6	2.8450	0.0241888*
	Localidad*Año*Época	8	27198	0.9614	0.466225		Localidad*Año*Época	8	2157.4	3.5619	0.0005629*
	Error		.47				Error	8.7	701		

Tabla 3. Valores del análisis de varianza ANOVA de dos vías, en relación con la interacción de factores ambientales con las categorías época, año y localidad. * Indican diferencias significativas entre factores

Tabla 3. Valores del análisis de varianza ANOVA de dos vías, en relación con la interacción de factores ambientales con las categorías época, año y localidad. * Indican diferencias significativas entre factores

Factor	Interaction	df	MS	F	р	Factor	Interaction	df	MS	F	р
	Localidad	2	11604.8	23.9804	8.550e-07*		Localidad	2	1155	0.8267	0.44519
	Año	1	398.7	1.6478	0.20978		Año	2	2439	1.7460	0.18817
	Época	2	1443.9	2.9837	0.06689		Época	2	1298	0.9292	0.40365
Ciliante	Localidad*Año	2	2059.0	4.2548	0.02435	Nituánana	Localidad*Año	4	334	0.1197	0.97466
Silicato	Localidad*Época	4	1707.2	1.7639	0.16422	Nilloyeno	Localidad*Época	4	1697	0.6073	0.65981
	Año*Época	2	930.0	1.9217	0.16518		Año*Época	4	6709	2.4014	0.06678*
	Localidad*Año*Época	4	3838.6	3.9660	0.01131*		Localidad*Año*Época	8	2609	0.4669	0.87159
	Error	15.	56				Error	26.4	43		
	Localidad	2	291.68	2.4841	0.096850*		Localidad	2	12.884	4.0908	0.02197*
	Año	2	70.30	0.5987	0.554632		Año	2	3.197	1.0149	0.36899
	Época	2	155.09	1.3208	0.278887		Época	2	9.344	2.9668	0.05961
Amonio	Localidad*Año	4	86.85	0.3698	0.828635	Ortofoefatoe	Localidad*Año	4	3.726	0.5915	0.67022
AIIIUIIIU	Localidad*Época	4	282.81	1.2043	0.324903	011010318103	Localidad*Época	4	6.477	1.0282	0.40082
	Año*Época	4	149.67	0.6373	0.639065		Año*Época	4	11.897	1.8888	0.12514
	Localidad*Año*Época	8	402.08	0.8561	0.560877		Localidad*Año*Época	8	5.475	0.4346	0.89524
	Error	7.662			Error	1.2	55				
	Localidad	1	115.58	7.8488	0.007472*		Localidad	2	28.139	4.4341	0.01859*
	Año	2	26.15	0.8879	0.418592		Año	2	14.216	2.2401	0.12032
	Epoca	2	43.80	1.4872	0.236892		Epoca	2	0.655	0.1031	0.90225
Nitrito	Localidad*Año	4	48.17	0.8178	0.520593	Fosfato	Localidad*Año	4	9.620	0.7579	0.55914
	Localidad*Epoca	4	89.07	1.5121	0.214702	1001010	Localidad*Epoca	4	7.591	0.5981	0.66624
	Año*Epoca	4	84.07	1.4274	0.240412		Año*Epoca	4	8.765	0.6906	0.60301
	Localidad*Año*Epoca	8	153.80	1.3055	0.265261		Localidad*Año*Epoca	8	13.192	0.5197	0.83411
	Error	3.8	37				Error	1.7	81		
	Localidad	2	253.27	4.0060	0.02505*						
	Año	2	100.25	1.5856	0.21606						
	Epoca	2	48.35	0.7647	0.4/142						
Nitrato	Localidad*Ano	8	120.12	0.4/50	0.86733						
	Localidad^Epoca	4	147.27	1.1047	0.33905						
	Allo "Epoca Localidad*Año*Énaco	4	105.27	0.0323	0.01100						
	Eucaliuau Alio Epoca	4 5 6'	4/.// 00	0.3770	0.02320						
	LIIVI	5.0									

San Juan de la Costa

El promedio de la temperatura del agua superficial registrado en tres años de muestreo fue de 27 ± 0.34 °C y presentó diferencias significativas entre épocas. Durante la lluvia cálida la temperatura fue más alta (30.5 ± 1.85 °C) que la época de lluvia fría (25.29 ± 1.45 °C) y seca (26.2 ± 2.22 °C). Los promedios de pH (8.4 ± 0.12), de potencial de óxido reducción (177 ± 7.75 mV), la salinidad (35.35 ± 0.15) y la turbidez (11.01 ± 11.8 NTU) no presentaron diferencias significativas entre épocas, ni entre años. Sin embargo, las dos primeras variables fueron significativamente más altas, que en El Tecolote. También, se presentó el promedio de oxígeno disuelto significativamente más bajo (13.03 ± 0.42 mg l⁻¹) de las tres localidades, siendo la lluvia cálida (8.66 ± 0.66 mg l⁻¹), cuando se presentan los menores valores (Tabla 1 y 3).

Los promedios de la concentración de nitrito $(1.75 \pm 0.78 \ \mu\text{M})$ y de silicato $(47.62 \pm 5.80 \ \mu\text{M})$ en el agua fueron más altos, que en otras localidades, para este último durante la época de lluvias frías de 2013 los promedios fueron significativamente bajos $(18.61 \pm 2.80 \ \mu\text{M})$. Las concentraciones de nitrato $(4.23 \pm 1.11 \ \mu\text{M})$, nitrógeno total $(43.42 \pm 6.29 \ \mu\text{M})$, ortofosfatos $(1.99 \pm 0.40 \ \mu\text{M})$ y el fósforo total $(2.49 \pm 0.31 \ \mu\text{M})$ no presentaron diferencias significativas entre localidades, épocas o años para este muestreo (Tabla 2 y 3).

Casa del Marino

El promedio de la temperatura del agua en los tres años fue de 26.56 \pm 0.37 °C, significativamente más alto, que en El Tecolote. La temperatura durante la época de lluvias cálidas (28.80 \pm 2.7 °C) también fue significativamente más alta, que los valores registrados durante la época de lluvia fría (24.12 \pm 1.11°C) y la época seca (26.12 \pm 2.17 °C). El promedio la temperatura del año 2014 (27 \pm 3.07 °C) fue significativamente más alto, que el promedio registrado durante el 2013 (25.61 \pm 1.61 °C) y 2015 (26.77 \pm 1.24). El promedio del pH (8.28 \pm 0.14) fue significativamente más alto durante la época de lluvia fría (8.58 \pm 1.07). Igualmente, el potencial de óxido reducción (177 \pm 9.87 mV) fue significativamente mayor, que en El Tecolote. Las concentraciones promedio de oxígeno disuelto en el agua (12.32 \pm 0.42 mg l⁻¹), la salinidad (35.61 \pm 0.11) y la turbidez (10.06 \pm

1.11 NTU) no presentaron variaciones significativas entre localidades, épocas o años (Tabla 1 y 3).

Las medias de la concentración de silicato ($32.81 \pm 7.83 \mu$ M), nitrito ($0.22 \pm 0.03 \mu$ M) y nitrato ($6.01 \pm 1.26 \mu$ M) en el agua fueron significativamente más altas, que en El Tecolote y no se presentaron diferencias significativas entre épocas o años. Los promedios de las concentraciones de nitrógeno total ($30.59 \pm 3.50 \mu$ M), ortofosfatos ($0.99 \pm 0.09 \mu$ M) y de fósforo total ($1.83 \pm 0.15 \mu$ M) no presentaron diferencias entre épocas, años o localidades (Tabla 2 y 3).

El Tecolote

La temperatura media del agua en La playa El Tecolote ($25.75 \pm 0.42 \circ C$) fue significativamente más baja, que en las otras localidades estudiadas. El promedio de temperatura durante el 2014 ($27 \pm 2.65 \circ C$) fue más alto, que en 2013 ($24.71 \pm 2.49 \circ C$) y 2015 ($24.51 \pm 3.64 \circ C$). En la época definida como lluvia cálida, se presentó el promedio de temperatura más alta ($29.02 \pm 1.87 \circ C$) para todos los años muestreados.

La medía del de pH fue de 8.41 \pm 0.09, durante las lluvias cálidas de 2014 fue significativamente bajo (7.65 \pm 0.29). El potencial de óxido reducción fue de 168 \pm 6.61 mV y presentó diferencias significativas entre años (Tabla 1 y 2). Así mismo, el oxígeno disuelto (10.98 \pm 0.28 mg l⁻¹) fue significativamente menor durante 2013 (9.70 \pm 1.47 mg l⁻¹) respecto a 2014 (11.66 \pm 1.82 mg l⁻¹) y 2015 (11.30 \pm 0.62 mg l⁻¹). La salinidad del agua en El Tecolote presentó un promedio de 35.41 \pm 0.14 y durante la época lluvia cálida (34.89 \pm 0.4) se registraron valores significativamente menores. La turbidez del agua fue la más baja (4.79 \pm 0.74 NTU) de las localidades estudiadas en la bahía (Tabla 1).

Así mismo, las concentraciones de silicato $(6.10 \pm 0.32 \ \mu\text{M})$, de nitrito $(0.08 \pm 0.007 \ \mu\text{M})$, de nitrato $(1.46 \pm 0.22 \ \mu\text{M})$ fueron significativamente más bajas, que en otras localidades. Los registros más altos se presentaron en muestras del agua tomadas en el 2015 (0.12 a 0.28 \ \mu\text{M}. El promedio de la concentración en el agua de nitrógeno total (34.83 ± 6.71 μ M), el ortofosfato (0.76 ± 0.08 \ \mu\text{M}) y el fósforo total (1.44 ± 0.15 \ \mu\text{M}) no variaron 216
significativamente entre localidades, épocas o años, excepto este último que presentó menor promedio durante la época de lluvias cálidas ($0.94 \pm 0.39 \mu$ M; Tabla 2 y 3).

Contenido de metales en macroalgas

Los resultados del contenido de hierro, manganeso, cadmio, cobre, zinc, níquel y plomo en muestras de *Ulva rigida, Spyridia filamentosa y Padina durvillei* de las localidades San Juan de la Costa, Casa del Marino y El Tecolote, para las épocas: lluvias frías, seca y lluvias cálidas, en los años 2013, 2014 y 2015 se muestran en la Tabla 4.

Ulva rigida

En *U. rigida* el hierro (Fe) fue el metal más abundante de los siete estudiados con un promedio de 1541 \pm 137 mg kg⁻¹, presentó un intervalo de 166 a 5691 mg kg⁻¹. No se determinaron diferencias significativas entre las localidades o épocas muestreadas. El manganeso fue el segundo elemento más abundante (128 \pm 11.08 mg kg⁻¹) y se presentó en un intervalo de 3.59 a 291 mg kg⁻¹. Las muestras colectadas en San Juan de la Costa (149 \pm 14.55 mg kg⁻¹) fueron significativamente más altas durante todo el año. Se determinó que la época de lluvias frías (135 \pm 11.65) presenta contenidos significativamente menores de manganeso en esta alga que en otras épocas (Tabla 4).

El promedio del contenido de zinc fue de $26.41 \pm 1.34 \text{ mg kg}^{-1}$ y varió en un intervalo de 11.88 a 64.94 mg kg⁻¹. Los contenidos en las muestras colectadas en Casa del Marino (41.06 ± 2.92 mg kg⁻¹) fueron significativamente más altos, que en El Tecolote (35.03 ± 1.38 mg kg⁻¹), pero no de San Juan de la Costa (39.28 ± 1.90 mg kg⁻¹).

Especie	Localidad	Época	Año	Fe	Mn	Zn	Pb	Ni	Cd	Cu
		l Iuvioo fríoo	2014	4732.25	87.85 b	64.94	14.89	9.81	4.95	4.21
		LIUVIAS IMAS	2015	2766 ± 662	85.30 ± 55.45 b	32.71 ± 7.16	15.69 ± 1.96	11.90 ± 0.29	2.53 ± 0.86	8.97 ± 0.71
Especie Ulva rigida Spyridia filamentosa	San Juan de La Costa		2013	441.82	70.68 a	18.55	4.27	11.08	3.93	2.73
		Seca	2014	1927 ± 319	133 ± 27.36 a	30.85 ± 2.40	13.78 ± 3.53	10.60 ± 1.65	4.30 ± 0.47	7.73 ± 0.41
			2015	2053 ± 927	218 ± 37.09 a	31.83 ± 5.04	17.78 ± 1.67	14.40 ± 0.76	4.08 ± 0.37	6.07 ± 0.87
		Lluvia cálida	2015	1252 ± 194	177 ± 3.04 a	21.47 ± 0.78 a	14.53 ± 0.28	10.34 ± 0.28	3.77 ± 0.08	8.60 ± 0.36
	Casa del Marino	l luvias frías	2014	2353	33.19 b	33.94	16.97	15.72	1.94	4.75
		Liuvias mas	2015	719 ± 192	17.47 ± 1.55 b	28.46 ± 8.98	13.57 ± 1.07	9.16 ± 0.26	1.48 ± 0.14	9.76 ± 1.69
Illva rinida		Seca	2014	1530 ± 263	26.10 ± 6.47	25.54 ± 3.23	16.86 ± 1.07	11.92 ± 0.96	8.77 ± 3.19	7.24 ± 1.14
on a ngiaa			2015	1650 ± 230	74.95 ± 31.20	29.40 ± 1.68	15.37 ± 3.00	11.37 ± 2.08	2.39 ± 0.84	11.97 ± 3.10
Especie Ulva rigida Spyridia filamentosa Padina durvillei		Lluvia cálida	2013	982	48.34	18.74	24.09	12.11	1.89	7.00
			2014	958 ± 172	24.52 ± 16.27	22.16 ± 6.16	13.44 ± 0.75	9.99 ± 0.27	6.67 ± 4.97	11.81 ± 1.55
		Lluvias frías	2013	1354 ± 438	23.44 ± 10.0 b	20.69 ± 2.64	10.42 ± 5.00	12.55 ± 2.91	2.60 ± 0.36	5.45 ± 0.74
	El Tecolote		2014	382 ± 68	27.34 ± 4.19 b	22.80 ± 1.51	14.86 ± 3.57	14.58 ± 0.61	2.58 ± 0.11	8.17 ± 1.58
Ulva rigida Spyridia filamentosa Padina durvillei		Seca	2014	2644 ± 669	35.28 ± 12.15	26.75 ± 3.60	18.16 ± 2.85	13.58 ± 3.70	1.// ± 0.31	7.25 ± 1.86
			2015	852 ± 196	18.67 ± 3.56	15.45 ± 1.23	10.57 ± 0.93	12.87 ± 0.52	2.58 ± 0.12	4.30 ± 0.51
		Lluvia cálida	2013	999 ± 426	27.17 ± 8.05	19.02 ± 1.82	6.60 ± 1.48	11./1 ± 1.1/	2.27 ± 0.24	5.21 ± 0.55
	Can luan da	Seca	2014	152/ ± 4/5	41.62 ± 3.28	22.06 ± 1.30	17.92 ± 0.94	14.58 ± 1.37	2.50 ± 0.18	10.21 ± 4.47
	San Juan de		2014	3109 ± 825	331 ± 70.40 a	40.91 ± 4.14	12.25 ± 2.10	14.57 ± 0.90	8.08 ± 0.920	0.00 ± 0.20
	Casa del Marino		2013	0122 ± 301	$307 \pm 33.45 d$	47.03 ± 0.34	20.72 ± 0.92	16.09 ± 0.70	3.73 ± 0.100	11 25 ± 0.01
		Lluvias frías Seca	2013	27722 ± 255	55 ± 14.20 101 ± / 05	$33.24 \pm 2.35 d$ 71.01 \pm 2.02 $_{2}$	20.33 ± 2.32 0 27 11 \pm 0.01	15.14 ± 1.70 b	2.53 ± 0.000 2.83 ± 0.12b	$11.23 \pm 1.00 \text{ J}$ $17.72 \pm 0.02 \text{ h}$
			2013	1633 ± 155	133 ± 2 50	/18 50 ± 1 92 a	16.78 ± 2.54	13.05 ± 0.50 b 13.10 ± 0.94	2.05 ± 0.125	6.26 ± 0.02 0
			2013	3942 + 1157	56 81 + 18 69	51 45 + 5 32 a	21 86 + 3 87	10.10 ± 0.54 10.43 + 2.30	2.00 ± 0.000 2.48 ± 0.09c	13 18 + 3 13
			2014	8866 + 216	6 + 1 81	73 03 + 0 36 a	2653 ± 1.00	15.40 ± 2.00 15.58 + 0.44	2.40 ± 0.000	10.10 ± 0.10 17.02 ± 0.75
Ulva rigida Spyridia filamentosa Padina durvillei		Lluvia cálida	2013	3570 + 99 55	101 + 21 85	53.26 ± 5.66 a	27 28 ± 0.60 a	20.39 ± 0.44	$3.16 \pm 0.07c$	16.02 ± 0.75
			2014	4051 + 262	186 + 47 36	68 49 + 1 86 a	27.20 ± 0.00 a	16.82 ± 0.39 a	2 47 + 0 15c	20.43 ± 0.95 a
		Lluvias frías	2013	3246 b	84.78 b	27.88	23.34	11.37c	5.37 b	9.75
			2014	1982 + 88.82 b	74.99 + 6.96 b	27.86 + 0.63	23.70 + 3.02	20.88 + 2.25c	6.31 + 0.48 b	7.79 + 0.92
		•	2014	3272 ± 668	69.56 ± 10.86 b	28.71 ± 2.10 a	19.10 ± 1.75	18.26 ± 0.88c	4.28 ± 0.38 a	6.69 ± 0.78
	El lecolote	Seca	2015	2019 ± 20	56.74 ± 2.42 b	27.08 ± 0.55 a	29.97 ± 1.33	24.04 ± 0.23c	5.07 ± 0.10 a	3.02 ± 0.54
		السنام مفاناء	2013	3696 ± 368 a	104 ± 6.64 a	30.23 ± 2.03 b	17.28 ± 2.10	16.24 ± 2.49c	5.15 ± 0.38 a	5.44 ± 1.35
		Liuvia calida	2014	3594 ± 600 a	108 ± 16.74 a	34.89 ± 1.04 b	20.82 ± 1.13	23.52 ± 0.38c	4.31 ± 0.49 a	11.80 ± 2.88
		Lluvias frías	2014	1287	216	61.73 a	17.55	17.86	9.64	8.91
	San Juan de La Costa	Seca	2013	5001 ± 2598	449 ± 1.33	57.21 ± 16.43	15.76 ± 1.43 a	22.96 ± 3.74 a	29.55 ± 0.54	7.71 ± 1.07
			2014	3048 ± 669	143 ± 9.10	36.28 ± 2.29	22.83 ± 2.47 a	15.37 ± 1.96 a	15.91 ± 2.88	10.61 ± 0.83
			2015	5851 + 706	328 + 36.53	39.11 + 5.92	25.67 + 2.32 a	18.97 + 1.36	12.73 + 0.50	3.34 + 0.14
Padina durvillei		l luvia cálida	2013	7956 + 4920	287 + 71 57	49 75 + 11 98	25 54 + 7 99 a	24 47 + 6 61 a	11 12 + 1 48	8 15 + 0 76
	Casa dal Marino	Saca	2015	1020 ± 4320	385 ± 1 65	50 73 ± 1 12	16 /17 +1 72	27.62 + 0.67	10 22 + 0.67	2/1 67 ± 0.70
		0000	2013	1023 ± 473	005 ± 1.05	30.73 ± 1.13	14 01 + 1 44h	12 64 + 1 22h	0 10 1 1 02	5 01 1 1 60
Padina durvillei	FI To colore	Seca	2013	5000 ± 4223	2/0 ± 49.//	45.04 4.55	14.91 ± 1.440	12.04 ± 1.320	0.13 ± 1.33	J.01 ± 1.00
	El lecolote		2014	3101 ± 612	315 ± 94.11	45.34 ± 4.55	16.66 ± 0./1b	19.57 ± 2.32b	20.61 ± 7.93	14.66 ± 5.81
		Lluvia cálida	2013	2660 ± 461	254 ± 117	33.46 ± 7.79	14.92 ± 5.78b	18.70 ± 4.12	22.15 ± 10.83	5.56 ± 0.38

Tabla 4. Contenido de metales en muestras de macroalgas, para las épocas: en la Bahía de La Paz, B.C.S. Las unidades de contenido de los metales son mg kg⁻¹ y letras diferentes indican diferencias significativas.

El contenido promedio de níquel fue $12.09 \pm 0.41 \text{ mg kg}^{-1}$, el intervalo fue de 6.57 a 21.28 mg kg⁻¹. El contenido promedio de cobre para las tres localidades en los tres años fue de $8.02 \pm 0.52 \text{ mg kg}^{-1}$ y varió en un intervalo entre 1.27 a 26.62 mg kg⁻¹. El cadmio fue de $4.00 \pm 0.63 \text{ mg kg}^{-1}$, con un mínimo de 1.04 mg kg⁻¹ a un máximo de 29.91 mg kg⁻¹. El promedio de plomo fue de 14.97 $\pm 0.67 \text{ mg kg}^{-1}$, con un intervalo de 3.65 mg kg⁻¹ a 28.52 mg kg⁻¹. Para estos metales, *U. rigida* no mostró diferencias significativas, ni entre las localidades, ni entre épocas (Tabla 5).

Tabla 5. Valores del análisis de varianza ANOVA en la interacción de factores con relación a los metales por especie, *Indican diferencias significativas entre factores. no indica que no hay datos suficientes para probar la relación.

F	Internet in a		Ulva rigida		Spyridia f	filamentosa	Padina durvillei		
Factor	Interaction	Df	F	р	F	р	F	р	
	Localidad	2	1.5425	0.2230	25,237	4.466e-08*	46.396	4.878e-08*	
	Año	2	1 0281	0 3644	0.6392	0 5324	1 807	0 1912	
	Énoca	2	1 6432	0.20271	4 1274	0.02261*	0 3523	0.707573	
	Localidad*Año	4	1 6306	0.1796	nd	0.02201	nd	0.101010	
Copper	Localidad*Énoca	4	0 1/17/	0.1730	nd	p F p 2.37 4.466e-08* 46.396 4.878e-08* .6392 0.5324 1.807 0.1912 .1274 0.02261* 0.3523 0.707573 d nd d .5450 0.01466 nd .663			
	Año*Énoca	4	0.1474	0.5615	3 5/50	0.01//66	nd		
	Localidad*Año*Énoca	r hd	0.7515	0.5015	0.5450 nd	0.01400	nd		
	Error	nu	4 066		1 663		nu		
	Localidad	2	2 0602	0 02670*	4.005	· 2 20 16*	0 5622	0 5795	
	Año	2	3.003Z	0.02076	1 0620	< 2.20-10	0.0000	0.0700	
	Allu Énoco	2	2.2440	0.1130	1.3023	0.134077	1 7702	0.3207	
	Epoca Lessidad*Año	2	2./324	0.07390"	0.9/3/	0.300000	1.//03 nd	0.1959	
Zinc		4	0.0140	0.2/33	nu		iiu ad		
	Localidad"Epoca	4	0.8149	0.52110	nu 5.0705	0.001504*	nd		
	Ano^Epoca	4.	0.0402	0.9968	5.3705	0.001524^	na		
	Localidad*Ano*Epoca	nd	40.07		nd		nd		
	Error		10.87	0.0004404*	15.72	0.054 40*	13.92	0.5500	
	Localidad	2	8.9878	0.0004194*	47.526	8.051e-12*	0.6013	0.5582	
	Ano é	2	24.0560	3.119e-080*	1.9497	0.1542	2.1546	0.1434	
	Epoca	2	2.9664	0.05978*	2.6915	0.07869*	0.1231	0.8848347	
Manganese	Localidad*Año	4	1.0721	0.3792013	nd		nd		
manganeee	Localidad*Epoca	4	1.2338	0.30726	nd		nd		
	Año*Epoca	4	1.2487	0.30127	0.1750	0.9499	nd		
	Localidad*Año*Epoca		nd		nd		nd		
	Error		50.27		109.9		146.9		
	Localidad	2	4.0683	0.0225*	7.3795	0.001691*	1.5211	0.2439	
	Año	2	2.4257	0.0978230*	5.3120	0.009115*	0.7941	0.4664	
	Época	2	4.3498	0.017629*	3.3138	0.046863*	0.7262	0.4967	
Nickel	Localidad*Año	4	0.9667	0.4332	nd		nd		
NICKEI	Localidad*Época	4	1.2185	0.3135	nd		nd		
	Año*Época	4	4.1761	0.005036*	2.0189	0.110726	nd		
	Localidad*Año*Época		nd		nd		nd		
	Error		3.012		3.73		5.763		
	Localidad	2	4.4412	0.01629*	2.1341	0.1302	3.1911	0.06385*	
	Año	2	1.1428	0.32639	6.3159	0.004206*	0.8955	0.425	
	Época	2	2.9999	0.05800*	1.1369	0.331199	0.0299	0.9706	
Level	Localidad*Año	4	3.3811	0.01522*	nd		nd		
Leau	Localidad*Época	4	0.6988	0.5961	nd		nd		
	Año*Época	4	2.2198	0.07868*	1.6729	0.175812	nd		
	Localidad*Año*Época		nd		nd		nd		
	Error		5.175		4.821		6.409		
	Localidad	2	0.334	0.7172333	11.5369	2.558e-05*	0.2440	0.786175	
	Año	2	1.2680	0.2894989	7.3879	0.0009333*	0.3619	0.7016060	
	Época	2	0.6758	0.5129	3.7606	0.02599*	0.2440	0.786175	
Cadminn	Localidad*Año	4	1.1977	0.3221994	3.2526	0.0141982	nd		
Cadmium	Localidad*Época	4	0.5438	0.7042	0.6578	0.6225	nd		
	Año*Época	4	0.2232	0.9243366	0.5694	0.68534	nd		
	Localidad*Año*Época	nd			nd		nd		
	Error						nd		
	Localidad	2	3.5588	0.03520*	2.5478	0.08949*	0.0407	0.9602109	
	Año	2	1.6429	0.2028	3.4414	0.04203*	0.048	0.9533	
	Énoca	4	0.6356	0 6393	0 92/18	0.40514	3 1833	0.051/3*	
			0.0000	0.0000	0.5240	0.40314	0.4000	0.03140	
Iron	Luganuau Allu	-	0.2400	0.7000	iiu	nu			
	Localidad^Epoca	4	2.8434	0.0325*		na	0.5324 1.807 0.1913 0.02261* 0.3523 0.7073 nd nd nd nd 0.01466 nd nd nd 0.01466 nd nd nd 0.01466 nd nd 0.01466 nd 0.01466 nd 0.02281 0.154077 0.0742 0.9283 0.386680 1.7783 0.1953 nd nd 13.92 8.051e-12* 0.6013 0.5582 0.1542 2.1546 0.1434 0.07869* 0.1231 0.8844 nd nd 146.9 0.001691* 1.5211 0.2433 0.009115* 0.7941 0.4669 0.046863* 0.7262 0.4965 nd nd 16 0.110726 nd nd nd 0.7563 0.1302 3.1911 0.0633 0.1302 3.1911 0.0633 0.06407 0.9607 0.1302		
	Ano*Epoca	4	0.6338	0.6405	1./94/	0.14948			
	Localidad*Año*Epoca		nd		nd	nd			
	Error		1018		1462		3534		

Spyridia filamentosa

El contenido promedio de hierro en muestras de *S. filamentosa* fue de 3684 ± 244 mg kg⁻¹ y mostró un intervalo de 1442 a 9082 mg kg⁻¹. Los menores promedios se registraron en El Tecolote durante la época de lluvias frías (223 ± 52.3 mg kg⁻¹). El contenido de manganeso (141 ± 15.87 mg kg⁻¹) se presentó en un intervalo de 30.03 a 438 mg kg⁻¹ y fue significativamente más alto en San Juan de La Costa (351 ± 101 mg kg⁻¹) que El Tecolote (90.77 ± 32 mg kg⁻¹), pero no de los contenidos en las muestras recolectadas en Casa del Marino (125 ± 71.18 mg kg⁻¹), que también mostró ser significativamente más alto que en El Tecolote.

El contenido promedio de zinc en *S. filamentosa* fue de 43.34 \pm 2.36 mg kg⁻¹ con un intervalo entre 23.72 y 74.83 mg kg⁻¹. Las medias de Casa del Marino (62.03 \pm 9.84 mg kg⁻¹) fueron significativamente mayores, que de San Juan de La Costa (43.87 \pm 6.46 mg kg⁻¹); a su vez estos fueron más altos, que en muestras de esta alga recolectadas en El Tecolote (29.94 \pm 3.99 mg kg⁻¹).

El contenido promedio de níquel en el periodo de tres años fue de 17.49 \pm 0.62 mg kg⁻¹ con un intervalo entre 8.13 y 25.58 mg kg⁻¹. En el Tecolote se presentaron los promedios de contenido significativamente más altos (19.58 \pm 4.36 mg kg⁻¹). En Casa del Marino en la época de lluvia cálida (17.83 \pm 3.07 mg kg⁻¹) mostró promedios de contenido más altos que, la época de lluvia fría (13.50 \pm 1.63 mg kg⁻¹) y la época seca (13.03 \pm 2.56 mg kg⁻¹).

El contenido de plomo fue en promedio $22.12 \pm 0.87 \text{ mg kg}^{-1}$, varío en un intervalo de 7.03 a 32.26 mg kg⁻¹ y no se determinaron diferencias significativas en el contenido de este metal entre épocas, años o localidades. El promedio del contenido de cobre fue 10.13 \pm 0.82 mg kg⁻¹ con intervalo de 2.03 a 22.58 mg kg⁻¹. Las muestras obtenidas en Casa del Marino presentaron registros de cobre significativamente mayores (15.61 \pm 4.84 mg kg⁻¹) que en El Tecolote (7.4 \pm 3.5 mg kg⁻¹) y que en San Juan de La Costa (6.08 \pm 0.75 mg kg⁻¹). En localidad de Casa del Marino durante la época de lluvia cálida (19.20 \pm

2.70) se presentaron los mayores contenidos de este metal, que en la época determinada como lluvia fría (14.52 \pm 3.21 mg kg⁻¹; Tabla 4).

El contenido promedio de cadmio fue de $4.72 \pm 0.33 \text{ mg kg}^{-1}$ con intervalo de 2.17 a 10.87 mg kg⁻¹. Los promedios de cadmio en muestras recolectadas en San Juan de La Costa (9.13 ± 1.32 mg kg⁻¹) fueron significativamente mayores, que en El Tecolote (4.89 ± 2.27 mg kg⁻¹) y en Casa del Marino (2.66 ± 0.30 mg kg⁻¹). Las muestras colectadas en El Tecolote exhibieron contenidos de cadmio significativamente altos durante la época de lluvia fría (6.12 ± 0.82 mg kg⁻¹).

Padina durvillei

En la localidad de San Juan de La Costa, donde crece esta macroalga abundantemente, se obtuvo la mayor cantidad de muestras para las épocas seca y lluvia cálida. Para estos tres años se tienen pocos registros en Casa del Marino y en El Tecolote, y fueron únicamente para dos épocas (Tabla 4).

El contenido de hierro en *P. durvillei* fue el más alto de las tres especies estudiadas, presentó promedio de 4818 ± 837 mg kg⁻¹, en intervalo de 1312 a 15132 mg kg⁻¹. La media del contenido de manganeso de 283 ± 30.71 mg kg⁻¹ con intervalo de 31.74 a 459 mg kg⁻¹. El contenido de zinc fue de 41.64 ± 3.08 mg kg⁻¹ y varió en un intervalo de 14.03 a 73.65 mg kg⁻¹. El contenido de cadmio fue de 18.15 ± 2.72 mg kg⁻¹ y varió en un intervalo 1.86 mg kg⁻¹ a 43.33 mg kg⁻¹. Para estos metales no existieron diferencias significativas entre años, épocas, ni entre localidades de la Bahía de La Paz.

El contenido medio de níquel en promedio fue de $14.49 \pm 0.46 \text{ mg kg}^{-1}$ con intervalo entre 6.88 y 31.08 mg kg⁻¹. El Tecolote (14.19 ± 0.46 mg kg⁻¹) presentó promedios significativamente mayores, que San Juan de La Costa (13.93 ± 0.55 mg kg⁻¹). El contenido de plomo en *P. durvillei* fue de 18.99 ± 1.50 mg kg⁻¹ y varió en un intervalo de 7.19 a 33.53 mg kg⁻¹. Los promedios de San Juan de La Costa fueron significativamente más altas (18.34 \pm 0.77 mg kg⁻¹) que los promedios de muestras recolectadas en El Tecolote (17.78 \pm 0.67 mg kg⁻¹). El contenido de cobre fue en promedio de 7.96 \pm 1.28 mg kg⁻¹ este varío en un intervalo de 2.45 a 24.85 mg kg⁻¹. Los contenidos en muestras recolectadas durante la época seca de 2015 de Casa del Marino fueron significativamente más altas (24.67 \pm 0.18 mg kg⁻¹) que promedios de San Juan de la costa (10.43 \pm 0.68 mg kg⁻¹) y el Tecolote (9.10 \pm 0.53 mg kg⁻¹; Tabla 4 y 5).

Relaciones entre parámetros ambientales, nutrientes y el contenido de metales en *Ulva rigida, Spyridia filamentosa y Padina durvillei*

Los valores de las relaciones significativas encontradas a través de la prueba de correlaciones múltiples se encuentran concentrados en la (Tabla 6). Así mismo, se presentan en la tabla 7 los resultados del análisis de componentes principales para cada una de las especies estudiadas.

Ulva rigida

Para el contenido de metales en esta especie encontramos correlaciones significativas con la concentración de nutrientes en el agua, así fue como, se correlacionaron directamente el nitrógeno total-cobre, nitrato-zinc, nitrito-zinc y silicato-zinc; mientras que, las correlaciones inversas significativas fueron amonio-cobre, nitrato-cobre (Tabla 6 y Fig. 2a).

Tabla 6. Relaciones significativas (r²>0.5; p<0.05) entre los nutrientes y las variables ambientales con los metales, así como, la sinergia entre metales para *Ulva rigida*, *Spyridia filamentosa* y *Padina durvillei*

Specie	Factor	n	Fe	Mn	Zn	Ni	Pb	Cd	Cu
Padina durvillei	Amonio	13				0.6	0.6		
	Specific gravity	13	0.6						
	рН	13							-0.6
	Mn	13	0.8		0.6	0.6		0.6	
	Zn	13	0.8						
	Cd	13				0.6			
	Silicato	39					0.6		
	Fostato	39	-0.6						
	Nitrogeno	39		~ ~				~ ~	0.6
		39		0.6		~ ~		0.6	
	Salinidad	39		0.0		-0.6			
Spyridia filamentosa		39		0.6	0.0				0.0
	ρπ Botoncial do óxido roducción	39 20			-0.0				-0.6
		30			0.0				
	Mn	30			0.0			0.8	
	Zn	39	06			-0.6		0.0	
	Cd	39	0.0			0.0		0.0	-0.6
	Nitrógeno	50							0.6
	Amonio	50							-0.8
	Nitrato	50			0.6				-0.8
	Nitrito	50			0.5				
	Silicato	50			0.8				
	рН	50	-0.8						-0.6
Ulva rigida	Potencial de óxido reducción	50							0.6
Ū	Salinidad	50						0.6	
	Temperatura	50		0.6					
	Specific gravity	50						-0.6	
	Mn	50	0.6						
	Zn	50	0.8						
	Ni	50					0.8		



Fig. 2 Análisis de componentes principales entre contenido de metales en el alga y concentración de nutrientes en el agua, para: a) *Ulva rigida*; b) *Spyridia filamentosa* y c) *Padina durvillei.*

Las variables fisicoquímicas en el agua también presentaron correlaciones significativas con contenido de metales el pH-hierro, pH-cobre, potencial de óxido reducción-cobre, salinidad-cadmio, temperatura-manganeso, gravedad específica-cadmio. También se presentaron efectos sinérgicos entre los metales manganeso-hierro, zinc-hierro, níquelplomo (Tabla 6).

S. filamentosa

En cuanto a las relaciones entre concentración de nutrientes en el agua y el contenido de metales en macroalgas se establecieron correlaciones directas silicatos-plomo y nitrógeno total-cobre, mientras que, la relación entre el fósforo total-hierro resultó inversa. La relación entre los parámetros fisicoquímicos y metales fueron directas para la turbidez-manganeso, turbidez-cadmio, temperatura-manganeso. Se establecieron relaciones inversas entre salinidad-níquel y pH-cobre (Tabla 6 y Fig. 2c).

También se presentaron relaciones entre metales: directas entre hierro-zinc, manganesocadmio, zinc-cadmio e inversas entre zinc-níquel y cadmio-cobre (Tabla 6).

Padina durvillei

La variación en la concentración de amonio en el agua se correlacionó significativamente con variación del contenido de níquel y plomo (p<0.05 y r²>0.5). La gravedad específica del agua se relacionó el contenido de hierro. El pH se correlacionó inversamente con el contenido de cobre. Por otro lado, se hallaron relaciones entre los metales: el hierro-manganeso y hierro-zinc presentaron altos valores de correlación (r²=0.8), también el manganeso-zinc, manganeso-níquel, cadmio-manganeso, cadmio-níquel (Tabla 6 y Fig. 2c)

Macroalgas como bioindicadores de contaminación por metales

Ulva rigida

El discriminante clasifica con el 85% de confianza las categorías escogidas, en este caso las localidades, lo que permite observar que existen diferencias significativas en el contenido de metales en *U. rigida* en muestras tomadas en diferentes localidades. El

manganeso aparece en la estructura canónica, como el vector más grande, es decir, es la variable que mejor distingue los grupos, este denota que las muestras recolectadas en San Juan de La Costa presentan contenidos de manganeso y zinc significativamente más altos, que Casa del Marino. A su vez, muestras colectadas en Casa del Marino presentan mayores contenidos de estos metales que el Tecolote (Fig. 3).



Fig. 3 Análisis discriminante del contenido de metales entre especies para *Ulva rigida*: a) estructura canónica de la discriminante; b) análisis canónico.

Spyridia filamentosa

La prueba discriminante clasifica con un 75% de confianza las localidades por la diferencia en el contenido de metales de *S. filamentosa*. Para esta especie la estructura canónica muestra al contenido de cadmio (vector más grande) como el que mejor distingue los grupos, siendo significativamente más alto en San Juan de la Costa, seguido por El Tecolote. Los contenidos de cobre y zinc aportan un porcentaje importante a la separación de las localidades mostrando, que el contenido de cobre y zinc fueron más altos en Casa del Marino, respecto a los contenidos de estos metales en las muestras obtenidas en El Tecolote y San Juan de La Costa (Fig. 4).



Fig. 4 Análisis discriminante del contenido de metales entre especies para *Spyridia filamentos*a; a) estructura canónica de la prueba discriminante; b) análisis canónico.

Padina durvillei

El analisis discriminante clasifica el 93% de los datos obtenidos para el contenido de metales en *P. durvillei,* lo que permite asegurar, que existen diferencias significativas entre el contenido de cobre recolectadas en diferentes localidades, siendo significativamente más altos los contenidos del Cu en muestras colectas en la localidad de Casa del Marino. Los demás metales muestran bajos porcentajes de explicación



Fig. 5. Análisis discriminante del contenido de metales entre especies para *Padina durvillei*:a) estructura canónica de la prueba discriminante; b) análisis canónico.

Discusión

El uso de macroalgas como biomonitores en la costa pacífica subtropical de México en Baja California Sur se limitaba por la incertidumbre en los contenidos de metales en las especies (Páez-Osuna et al. 2000). Todos los ejemplares de macroalgas recolectadas en la Bahía de La Paz entre 2013 al 2015 contienen un mínimo, de cada uno de los siete metales evaluados. No obstante, el promedio y la variación de los intervalos pueden ser significativamente diferentes entre especies. Además, de la concentraciones de metales disponibles en el agua para la adsorción por parte de las macroalgas, dependerán de los factores fisicoquímicos, como el pH, la salinidad, la temperatura, el material particulado y la materia orgánica (Schiewer & Volesky, 2000; Smith et al., 2010) y otros, como la concentración de nutrientes inorgánicos (Sivakumar et al., 2010; Mithra et al., 2012).

Los contenidos de cobre, hierro, níquel y cadmio fueron diferentes entre especies, al mismo tiempo, los contenidos de manganeso y hierro no lo fueron. Sin embargo, la distribución del contenido de metales es similar para las tres especies en la Bahía de La Paz (Fe>Mn>Zn>Pb>Ni>Cu>Cd) aunque se observan diferentes patrones que dependen más de la localidad, que de la especie. En los mares Mediterráneo, Egeo y en costas chinas, también se ha observado la distribución de metales en macroalgas encontrando como generalidad Fe>Mn>Zn>Ni>Cu>Pb>Cd (Wang & Liu, 2004), mientras que, en el Golfo Thermaikos en Rovinj (Malea & Haritonidis, 1999), el Mar Adriático Norte (Storelli et al., 2001) y el Mar Negro (Topcuoğlu et al., 2003) en *Ulva rigida* la distribución fue Fe>Zn>Pb>Cu>Cd. Es relevante, que en la distribución del contenido de metales en macroalgas de la Bahía de La Paz el contenido de plomo es superior que los contenidos de níquel y cobre (Tabla 7).

Tabla 7. Valores del análisis de varianza ANOVA en la interacción de factores con relación a los metales por especie, Municipal Sewage (MS) and Industrial Wastewater (IW), pop. (population), LPB (La Paz Bay).

Localidad	Influence	Fe	Mn	Zn	Ni	Cu	Cd	Pb	Author	
Monteón Beach	Beach, rural	486	22	36.7	3.5	1.9	5.6		Páez-Osuna et al. 2000	
LPB y Concepción Bay	Beach, rural	455		11		61			Carrillo Domínguez et al. 2002	0
Magdalena Bay- Almejas Bay	Beach, rural	8000		3.5	34				Rodríguez-Meza et al. 2007	Se
Magdalena Bay- Almejas Bay	Beach, rural	5000		8	10				Rodríguez-Meza et al. 2007	
Sta. Rosalía N 04-05	IW and Copper mine	260	92	30	7.1	32	2.2	1.5	Rodríguez-Figueroa & Shumilin 2009	
Sta. Rosalía C 04-05	IW Copper mine	984	427	88	7.8	74	3.5	9.0	Rodríguez-Figueroa & Shumilin 2009	
Sta. Rosalía S. 04-05	IW Copper mine	2508	485	96	11.5	82	3.5	7.2	Rodríguez-Figueroa & Shumilin 2009	
San Juan de La Costa	IW Phosphorite mine	4921	284	42.34	19.54	6.99	18.51	22.43		
Casa del Marino	MS 272 711 pop.	4029	386	50.73	22.63	24.67	19.22	16.47	This study 2013-2015	
El Tecolote	Beach, rural	4868	260	38.77	16.19	5.44	17.46	15.35		
Puerto Vallarta	MS, Shrimp culture, farming	1318	288	29.2	13.3	7.4	3.7		Páez-Osuna et al. 2000	
LPB y Concepción Bay	Beach, rural	375		19		47			Carrillo Domínguez et al. 2002	
Magdalena Bay- Almejas Bay	Beach, rural	9000		10	109				(Rodríguez-Meza et al., 2007)	
Tessaloniki Gulf	IW, MS 14456 pop. and farming			20-270		4.4-88.2	0.51-0.76		(Malea & Kevrekidis, 2014)	
San Juan de La Costa	IW Phosphorite mine	4435	355	43.88	16.08	6.08	9.13	19.31		
Casa del Marino	MS 272 711 pop.	4117	126	62.04	15.16	15.62	2.66	24.30	This study 2013-2015	
El Tecolote	Beach, rural	3158	91	29.94	19.58	7.43	4.89	21.40		
Río de janeiro, Sepetiba Bay	IW			81				3.6	(Amado et al., 1999)	
Thermaikos Gulf	MS 50000 pop.	97.2		57.3		2.2	1.1	14.7	(Haritonidis & Malea, 1999)	
Sardinia Lake	E.C.M Danubio river					8	0.3	7.44	(Haritonidis & Malea, 1999)	
Rovini, North Adriatic Sea	IW –MS	1021		16.0		4.49	2.1	5.98	(Storelli et al., 2001)	
Black Sea	IW with heavy metals	84.7		39.0		1.1	0.1	6.3	(Topcuoğlu et al., 2003)	
San Juan de La Costa	IW Phosphorite mine	2062	150	31.08	11.81	7.15	3.87	1.87		
Casa del Marino	MS 272 711 pop.	1400	38.73	27.15	11.26	9.55	5.18	15.86	This study 2013-2015	
El Tecolote	Beach, rural	1248	27.75	20.93	13.54	6.76	2.44	13.80		
Manzanillo	Mangrove, MS, Port	2532	65	29.9	32.9	8.1	1.3		(Páez-Osuna et al., 2000)	
Kalochori	IW, fertilizers and metals		132.3	88	5.1	11.1	0.76	0.02	(Sawidis et al., 2001a)	
Pagasitikos Alykes	IW - MS E. Volos 127890 pop.		100.6	49.3		8.3	0.24	2.8	(Sawidis et al., 2001a)	
Lehonia	IW - MS SE Volos 127890 pop.		182	79.9	52.6	9.0	0.54	0.02	(Sawidis et al., 2001a)	
Creta Heraklion Island	MS Heraclio with 200000 pop.		25.3	16.4	8.7	7.0	0.42	0.02	(Sawidis et al., 2001a)	
Chania	MS Heraclio with 100000 pop.		137.0	56.3	13.7	14.5	1.1	0.02	(Sawidis et al., 2001a)	
Thermaikos A. Trias	MS of Tesalónica 14456 pop.		33.3	43.7	9.2	7.4	0.42	0.02	(Sawidis et al., 2001a)	
Magdalena Bay- Almejas Bay	Beach, rural	6000		13	81				(Rodríguez-Meza et al., 2007)	
San Juan de La Costa	IW Phosphorite mine sep/11	351.5		31.9		1.1	0.017	0.07	(Hernández-Almaraz et al., 2016)	
El Sauzoso	Beach, rural sep/ 2011	208		11.9		2.2	0.1	0.07	(Hernández-Almaraz et al., 2016)	
Tessaloniki Gulf	IW, MS and farming		377-390	87.02-140		5.46-6.12	0.20-0.30		Malea & Kevrekidis 2014	
Tessaloniki Gulf	IW-MS farming		0.012-160	0.029-480		0.65-271.4	<0.02-62		Malea & Kevrekidis 2016	
-	Localidad Monteón Beach LPB y Concepción Bay Magdalena Bay- Almejas Bay Magdalena Bay- Almejas Bay Sta. Rosalía N 04-05 Sta. Rosalía C 04-05 Sta. Rosalía S. 04-05 Sta. Rosalía S. 04-05 San Juan de La Costa Casa del Marino El Tecolote Puerto Vallarta LPB y Concepción Bay Magdalena Bay- Almejas Bay Tessaloniki Gulf San Juan de La Costa Casa del Marino El Tecolote Río de janeiro, Sepetiba Bay Thermaikos Gulf Sardinia Lake Rovinj, North Adriatic Sea Black Sea San Juan de La Costa Casa del Marino El Tecolote Manzanillo Kalochori Pagasitikos Alykes Lehonia Creta Heraklion Island Chania Thermaikos A. Trias Magdalena Bay- Almejas Bay San Juan de La Costa El Sauzoso Tessaloniki Gulf Tessaloniki Gulf	LocalidadInfluenceMonteón BeachBeach, ruralLPB y Concepción BayBeach, ruralMagdalena Bay- Almejas BayBeach, ruralMagdalena Bay- Almejas BayBeach, ruralSta. Rosalía C 04-05IW and Copper mineSta. Rosalía C 04-05IW Copper mineSta. Rosalía S. 04-05IW Copper mineSan Juan de La CostaIW Phosphorite mineCasa del MarinoMS 272 711 pop.El TecoloteBeach, ruralPuerto VallartaMS, Shrimp culture, farmingLPB y Concepción BayBeach, ruralMagdalena Bay- Almejas BayBeach, ruralTessaloniki GulfIW Phosphorite mineCasa del MarinoMS 272 711 pop.El TecoloteBeach, ruralRio de janeiro, Sepetiba BayIWThermaikos GulfMS 50000 pop.Sardinia LakeE.C.M Danubio riverRovinj, North Adriatic SeaIW Phosphorite mineCasa del MarinoMS 272 711 pop.El TecoloteBeach, ruralRio de janeiro, Sepetiba BayIWThermaikos GulfMangrove, MS, PortKalcchoriIW Phosphorite mineCasa del MarinoMS 272 711 pop.El TecoloteBeach, ruralMagatanilloMangrove, MS, PortKalcchoriIW SS E Volos 127890 pop.LehoniaIW - MS SE Volos 127890 pop.LehoniaIW - MS SE Volos 127890 pop.Creta Heraklion IslandMS Heraclio with 100000 pop.ChaniaMS effection with 200000 pop.Chania<	LocalidadInfluenceFeMonteón BeachBeach, rural486LPB y Concepción BayBeach, rural455Magdalena Bay- Almejas BayBeach, rural8000Magdalena Bay- Almejas BayBeach, rural5000Sta. Rosalía N 04-05IW and Copper mine260Sta. Rosalía C 04-05IW Copper mine2508San Juan de La CostaIW Phosphorite mine4921Casa del MarinoMS 272 711 pop.4029El TecoloteBeach, rural4868Puerto VallartaMS, Shrimp culture, farming1318LPB y Concepción BayBeach, rural9000Tessaloniki GulfIW Phosphorite mine4335Casa del MarinoMS 272 711 pop.4117El TecoloteBeach, rural9000Tessaloniki GulfIW Phosphorite mine4435Casa del MarinoMS 272 711 pop.4117El TecoloteBeach, rural3158Rio de janeiro, Sepetiba BayIW117El TecoloteBeach, rural3158Rio de janeiro, Sepetiba BayIWMSThermaikos GulfMS 50000 pop.97.2Sardinia LakeE.C.M Danubio river1021Black SeaIW with heavy metals84.7San Juan de La CostaIW Phosphorite mine2062Casa del MarinoMS 272 711 pop.1400El TecoloteBeach, rural1248ManzanilloMangrove, MS, Port2532KalochoriIW, fertilizers and metals1248 <td>LocalidadInfluenceFeMnMonteón BeachBeach, rural48622LPB y Concepción BayBeach, rural455Magdalena Bay- Almejas BayBeach, rural5000Sta. Rosalía N 04-05IW and Copper mine260Sta. Rosalía S. 04-05IW Copper mine984San Juan de La CostaIW Phosphorite mine4921Casa del MarinoMS 272 711 pop.4029Puerto VallartaMS, Shrimp culture, farming1318LPB y Concepción BayBeach, rural9000Puerto VallartaMS, Shrimp culture, farming1318LPB y Concepción BayBeach, rural9000Puerto VallartaMS, Shrimp culture, farming1318LPB y Concepción BayBeach, rural9000Tessaloniki GulfIW Phosphorite mine4435San Juan de La CostaIW Phosphorite mine4435El TecoloteBeach, rural3158Partero, Sepetiba BayIWThermaikos GulfMS 50000 pop.97.2Sardinia LakeE.C.M Danubio river7.75Rovini, North Adriatic SeaIW Phosphorite mine2622ISOCasa del MarinoMS 272 711 pop.1400Black SeaIW Phosphorite mine2622Sardinia LakeE.C.M Danubio river7.72Sardinia LakeIW Phosphorite mine2622El TecoloteBeach, rural1248Pagasitikos AlykesIW -MS E. Volos 127890 pop.182.Creta Heraklion IslandMS Heraclio</td> <td>Localidad Influence Fe Mn Zn Monteón Beach Beach, rural 486 22 36.7 LPB y Concepción Bay Beach, rural 8000 3.5 Magdalena Bay- Almejas Bay Beach, rural 8000 3.5 Magdalena Bay- Almejas Bay Beach, rural 5000 8 Sta. Rosalía N 04-05 IW and Copper mine 260 92 30 Sta. Rosalía S. 04-05 IW Copper mine 284 42.7 88 Sta. Rosalía S. 04-05 IW Copper mine 4921 284 42.34 Casa del Marino MS 272 711 pop. 4029 386 50.73 El Tecolote Beach, rural 375 19 Magdalena Bay- Almejas Bay Beach, rural 3158</td> <td>Localidad Influence Fe Mn Zn Ni Monteón Beach Beach, rural 486 22 36.7 3.5 LPB y Concepción Bay Beach, rural 455 11 Magdalena Bay- Almejas Bay Beach, rural 8000 3.5 34 Magdalena Bay- Almejas Bay Beach, rural 5000 8 10 Sta. Rosalía C 04-05 IW Copper mine 260 92 30 7.1 Sta. Rosalía C 04-05 IW Copper mine 2508 485 96 11.5 Sta. Rosalía S. 04-05 IW Copper mine 4921 284 42.34 19.54 Casa del Marino MS 272 711 pop. 4029 386 50.73 22.63 El Tacclote Beach, rural 375 19 9000 10 109 Puerto Vallarta MS, Shrimp culture, farming 1318 288 29.2 13.3 LPB y Concepción Bay Beach, rural 9000 10 109 109 Tessaloniki Gulf W, NS 14456 pop. a</td> <td>Localidad Influence Fe Mn Zn Ni Cu Monteón Beach Beach, rural 486 22 36.7 3.5 1.9 LPB y Concepción Bay Beach, rural 8000 3.5 34 Magdalena Bay-Almejas Bay Beach, rural 6000 8 10 Sta. Rosalía C 04-05 IW and Copper mine 260 92 30 7.1 32 Sta. Rosalía S. 04-05 IW Copper mine 984 427 88 7.8 74 Sta. Rosalía S. 04-05 IW Copper mine 4921 284 42.34 19.54 6.99 Casa del Marino MS Strimp culture, farming 1318 288 29.2 13.3 7.4 Puerto Vallarta MS, Shrimp culture, farming 1318 288 29.2 13.3 7.4 LPB y Concepción Bay Beach, rural 375 19 47 Bagdalena Bay- Almejas Bay Beach, rural 375 19.4 42.88.2 Casa del Marino MS 50000 pp.</td> <td>Localidad Influence Fe Mn Zn Ni Cu Cd Montaón Beach Beach, rural 486 22 36.7 3.5 1.9 5.6 Magdalena Bay-Almejas Bay Beach, rural 8000 3.5 34 Magdalena Bay-Almejas Bay Beach, rural 8000 8 10 Sta. Rosalia N 04-05 IW And Copper mine 260 92 30 7.1 32 2.2 Sta. Rosalia S 04-05 IW Copper mine 2508 485 96 11.5 82 3.5 San Juan de La Costa IW Phosphorite mine 4921 284 42.34 19.54 6.99 18.51 Casa del Marino MS Z7 2711 pop. 4029 386 50.73 22.63 24.67 19.22 El Tecolote Beach, rural 4868 260 38.77 16.19 5.44 17.46 Puerto Vallarta MS, Sthrimp culture, farming 137 20-270 4.4-88.2 0.51-0.76 San Juan de La Costa</td> <td>Localidad Influence Fe Mn Zn Ni Cu Cd Pb Monteón Beach, rural 486 22 36.7 3.5 1.9 5.6 Magdalena Bay-Almejas Bay Beach, rural 8000 3.5 34 Magdalena Bay-Almejas Bay Beach, rural 8000 3.5 34 Sta. Rosalía N 04-05 IW copper mine 280 92 30 7.1 32 2.2 1.5 Sta. Rosalía N 04-05 IW Copper mine 280 485 96 11.5 82 3.5 7.2 San Juan de La Costa IW Phosphorite mine 4921 284 42.34 19.54 6.39 18.51 22.43 Casa del Marino MS 277 11 pop. 4029 386 50.73 2.63 24.67 19.22 16.47 El Tecolote Beach, rural 4868 255 19 47 35 Vego Concepción Bay Beach, rural 9000 10 109 109 Tessal</td> <td>Localidad Influence Fe Mn Ca Ni Cu Cd Pb Autror Monteón Baech Beach, rural 486 22 36.7 3.5 1.9 5.6 Péaz-Osune et al. 2000 Magdalena Bay-Almejas Bay Beach, rural 600 3.5 34 Rodriguez-Meza et al. 2007 Magdalena Bay-Almejas Bay Beach, rural 600 8 10 Rodriguez-Alexa et al. 2007 Sta. Rosalia C 04-05 IW dopper mine 260 92 30 7.1 32 2.2 1.5 Rodriguez-Figueroa & Shumilin 2009 Sta. Rosalia C 04-05 IW Copper mine 268 485 96 11.5 82 3.5 7.2 Rodriguez-Figueroa & Shumilin 2009 San Juan de La Costa IW Phosphorite mine 4921 284 42.34 13.54 6.99 18.51 22.43 Case del Marino MS 272 711 pop. 4029 385 7.87 19 47 7.6 Péaz-Osuna et al. 2002 Magdalena Bay-Almejas Bay Beach, rural <t< td=""></t<></td>	LocalidadInfluenceFeMnMonteón BeachBeach, rural48622LPB y Concepción BayBeach, rural455Magdalena Bay- Almejas BayBeach, rural5000Sta. Rosalía N 04-05IW and Copper mine260Sta. Rosalía S. 04-05IW Copper mine984San Juan de La CostaIW Phosphorite mine4921Casa del MarinoMS 272 711 pop.4029Puerto VallartaMS, Shrimp culture, farming1318LPB y Concepción BayBeach, rural9000Puerto VallartaMS, Shrimp culture, farming1318LPB y Concepción BayBeach, rural9000Puerto VallartaMS, Shrimp culture, farming1318LPB y Concepción BayBeach, rural9000Tessaloniki GulfIW Phosphorite mine4435San Juan de La CostaIW Phosphorite mine4435El TecoloteBeach, rural3158Partero, Sepetiba BayIWThermaikos GulfMS 50000 pop.97.2Sardinia LakeE.C.M Danubio river7.75Rovini, North Adriatic SeaIW Phosphorite mine2622ISOCasa del MarinoMS 272 711 pop.1400Black SeaIW Phosphorite mine2622Sardinia LakeE.C.M Danubio river7.72Sardinia LakeIW Phosphorite mine2622El TecoloteBeach, rural1248Pagasitikos AlykesIW -MS E. Volos 127890 pop.182.Creta Heraklion IslandMS Heraclio	Localidad Influence Fe Mn Zn Monteón Beach Beach, rural 486 22 36.7 LPB y Concepción Bay Beach, rural 8000 3.5 Magdalena Bay- Almejas Bay Beach, rural 8000 3.5 Magdalena Bay- Almejas Bay Beach, rural 5000 8 Sta. Rosalía N 04-05 IW and Copper mine 260 92 30 Sta. Rosalía S. 04-05 IW Copper mine 284 42.7 88 Sta. Rosalía S. 04-05 IW Copper mine 4921 284 42.34 Casa del Marino MS 272 711 pop. 4029 386 50.73 El Tecolote Beach, rural 375 19 Magdalena Bay- Almejas Bay Beach, rural 3158	Localidad Influence Fe Mn Zn Ni Monteón Beach Beach, rural 486 22 36.7 3.5 LPB y Concepción Bay Beach, rural 455 11 Magdalena Bay- Almejas Bay Beach, rural 8000 3.5 34 Magdalena Bay- Almejas Bay Beach, rural 5000 8 10 Sta. Rosalía C 04-05 IW Copper mine 260 92 30 7.1 Sta. Rosalía C 04-05 IW Copper mine 2508 485 96 11.5 Sta. Rosalía S. 04-05 IW Copper mine 4921 284 42.34 19.54 Casa del Marino MS 272 711 pop. 4029 386 50.73 22.63 El Tacclote Beach, rural 375 19 9000 10 109 Puerto Vallarta MS, Shrimp culture, farming 1318 288 29.2 13.3 LPB y Concepción Bay Beach, rural 9000 10 109 109 Tessaloniki Gulf W, NS 14456 pop. a	Localidad Influence Fe Mn Zn Ni Cu Monteón Beach Beach, rural 486 22 36.7 3.5 1.9 LPB y Concepción Bay Beach, rural 8000 3.5 34 Magdalena Bay-Almejas Bay Beach, rural 6000 8 10 Sta. Rosalía C 04-05 IW and Copper mine 260 92 30 7.1 32 Sta. Rosalía S. 04-05 IW Copper mine 984 427 88 7.8 74 Sta. Rosalía S. 04-05 IW Copper mine 4921 284 42.34 19.54 6.99 Casa del Marino MS Strimp culture, farming 1318 288 29.2 13.3 7.4 Puerto Vallarta MS, Shrimp culture, farming 1318 288 29.2 13.3 7.4 LPB y Concepción Bay Beach, rural 375 19 47 Bagdalena Bay- Almejas Bay Beach, rural 375 19.4 42.88.2 Casa del Marino MS 50000 pp.	Localidad Influence Fe Mn Zn Ni Cu Cd Montaón Beach Beach, rural 486 22 36.7 3.5 1.9 5.6 Magdalena Bay-Almejas Bay Beach, rural 8000 3.5 34 Magdalena Bay-Almejas Bay Beach, rural 8000 8 10 Sta. Rosalia N 04-05 IW And Copper mine 260 92 30 7.1 32 2.2 Sta. Rosalia S 04-05 IW Copper mine 2508 485 96 11.5 82 3.5 San Juan de La Costa IW Phosphorite mine 4921 284 42.34 19.54 6.99 18.51 Casa del Marino MS Z7 2711 pop. 4029 386 50.73 22.63 24.67 19.22 El Tecolote Beach, rural 4868 260 38.77 16.19 5.44 17.46 Puerto Vallarta MS, Sthrimp culture, farming 137 20-270 4.4-88.2 0.51-0.76 San Juan de La Costa	Localidad Influence Fe Mn Zn Ni Cu Cd Pb Monteón Beach, rural 486 22 36.7 3.5 1.9 5.6 Magdalena Bay-Almejas Bay Beach, rural 8000 3.5 34 Magdalena Bay-Almejas Bay Beach, rural 8000 3.5 34 Sta. Rosalía N 04-05 IW copper mine 280 92 30 7.1 32 2.2 1.5 Sta. Rosalía N 04-05 IW Copper mine 280 485 96 11.5 82 3.5 7.2 San Juan de La Costa IW Phosphorite mine 4921 284 42.34 19.54 6.39 18.51 22.43 Casa del Marino MS 277 11 pop. 4029 386 50.73 2.63 24.67 19.22 16.47 El Tecolote Beach, rural 4868 255 19 47 35 Vego Concepción Bay Beach, rural 9000 10 109 109 Tessal	Localidad Influence Fe Mn Ca Ni Cu Cd Pb Autror Monteón Baech Beach, rural 486 22 36.7 3.5 1.9 5.6 Péaz-Osune et al. 2000 Magdalena Bay-Almejas Bay Beach, rural 600 3.5 34 Rodriguez-Meza et al. 2007 Magdalena Bay-Almejas Bay Beach, rural 600 8 10 Rodriguez-Alexa et al. 2007 Sta. Rosalia C 04-05 IW dopper mine 260 92 30 7.1 32 2.2 1.5 Rodriguez-Figueroa & Shumilin 2009 Sta. Rosalia C 04-05 IW Copper mine 268 485 96 11.5 82 3.5 7.2 Rodriguez-Figueroa & Shumilin 2009 San Juan de La Costa IW Phosphorite mine 4921 284 42.34 13.54 6.99 18.51 22.43 Case del Marino MS 272 711 pop. 4029 385 7.87 19 47 7.6 Péaz-Osuna et al. 2002 Magdalena Bay-Almejas Bay Beach, rural <t< td=""></t<>

determinó que existe una relación significativa entre el contenido de plomo en *P. durvillei* y la concentración de amonio en el agua (Fig.6a). Esta fuerte relación explicaría cambios en la distribución de metales en esta macroalga, donde la variación del nutriente afecta significativamente la adsorción de este metal. El mecanismo de unión el catión de plomo incluye una combinación de intercambio iónico, quelación y reacciones de reducción, acompañado de precipitación en la matriz de la pared celular. Durante el proceso de intercambio iónico, el calcio, el magnesio, los cationes de hidrógeno, sodio y potasio se reemplazan por este metal (Raize et al., 2004).

La concentraciones de plomo en sedimentos superficiales se ha asociado a descargas de la zona urbana (Shumilin et al., 2001) con la presencia de materia orgánica y zonas de uso portuario (Méndez et al., 1998). *P. durvillei* presentó contenidos significativamente altos en San Juan de La Costa, asociados a un incremento durante la época de lluvia cálida, de hecho *S. filamentosa* muestra una correlación del plomo con la concentración de silicatos en el agua, también *U. rigida* se correlacionó con el de níquel, pero estas dos especies no permitieron observar diferencias entre localidades. Se ha propuesto la existencia de un mecanismo para reducir la toxicidad del plomo por *U. rigida*, al encontrar mayores niveles en sedimentos, que en las muestras de la macroalga en sitios contaminados (Shiber 1980; Haritonidis & Malea 1999).

La variación en la concentración de amonio en el agua también se relacionó significativamente con la variación en el contenido de níquel en *P. durvillei* (Fig.6b). Los valores más altos de este metal son de muestras recolectadas en San Juan de La Costa durante la época de lluvia cálida. Se han registrados altos contenidos de níquel en esta especie en Bahía Loreto (Sánchez-Rodríguez et al., 2001b) y en Bahía Almejas (Rodríguez-Meza et al., 2007). Así como, se han asociado altos contenidos en muestras recolectadas de sistemas costeros con descargas

industriales y residenciales en el Golfo Tesalónico (Tabla 7). En el área se ha probado mayor bioacumulación de este metal en tejidos de almejas frente a muelles de desembarque de hidrocarburos (Méndez et al., 2002).

La relación inversa se mostró entre el contenido de níquel en *S. filamentosa* y las concentraciones de nitrógeno en el agua. Se ha reportado en la literatura, que en otra macroalga roja *Acrosorium uncinatum* la acumulación de níquel aumentó significativamente con la disminución en la concentración de nitrógeno, en condiciones de laboratorio (Sivakumar et al. 2010). El secuestro de cationes de níquel es principalmente se debe al intercambio de iones interactuando con oxígeno. *Sargassum* spp, una macroalga parda, ha proporcionado evidencia de que los grupos carboxilo toman parte principal en la biosorción de níquel (Raize et al., 2004).

A pesar de ser un metal común en áreas costeras, los contenidos de manganeso en *U. rigida y S filamentosa* mostraron ser significativamente más altos, para todas las épocas del año en San Juan de La Costa, además muestran durante época de lluvia fría menores contenidos y se correlacionó con la temperatura en las dos especies. De hecho, en *S. filamentosa* también se relaciona con la turbidez, por lo que se evidencia estacionalidad de este metal.

Como era de esperarse, el contenido de manganeso en macroalgas presenta varias correlaciones con otros contenidos de metales. En las tres especies evaluadas el Mn se relacionó con el cadmio y en dos de ellas con el hierro. *P. durvillei* muestra un mayor número de correlaciones, que incluyen zinc y níquel, además de las anteriores. Aunque el hierro es mucho más abundante, que el manganeso en la corteza terrestre (4.17% frente al 0.77%), estos son igualmente abundantes en forma de óxidos. Este fraccionamiento de hierro y manganeso es el resultado de la oxidación más rápida del hierro (II) que Mn (II) (Libes, 2009)

Los promedios en los contenidos de hierro en algas recolectadas en La Bahía de La Paz exponen promedios mayores, que muestras de las mismas especies colectadas en otras partes de Baja California Sur y del mundo (Tabla 7). *P. durvillei* indica

contenidos de Fe significativamente más altos en San Juan de La Costa, así como, mayores contenidos fueron asociados a la época de lluvia fría. *S filamentosa* presenta correlaciones significativas, directas con el nitrógeno e inversas con el fósforo, mientras en *U. rígida* se correlacionó directamente con el pH. Las tres especies muestran correlaciones significativas de este metal con el zinc.

La fosforita que se extrae en San Juan de La Costa proviene una roca sedimentaria, que contiene en promedio >15% de P_2O_5 en forma del mineral de apatita $(Ca_{10}(PO_4)_3 F_2^{-3}, CI, OH)$. Comparados con otras rocas sedimentarias puede incluir altos contenidos de plata, cadmio, molibdeno, selenio, estroncio, uranio, zinc y elementos lantánidos (Boggs, 2006). Se ha estimado una concentración mayor de fósforo que osciló en promedio el 23% $P_2 O_5$ en las capas fosfáticas de la formación El Cien (Álvarez-Arellano, 1989; Daesslé & Carriquiry, 2008). Se estimó concentración de 50 g de U₃ O₈ por tonelada métrica de fosforita observando otros elementos relativamente abundantes, como vanadio, titanio, níquel, manganeso, cromo, zinc y cobre en la denominada capa de Humboldt y que han sido elementos observados en los sedimentos de la Bahía de La Paz (Escandón, 1977; Rodríguez-Meza et al., 2007).

La adsorción de cationes divalentes de zinc en el agua se da principalmente por intercambio iónico condicionado por el pH (Navarro et al., 2006). Esto se hizo evidente en *S. filamentosa* cuando la relación pH-zinc fue inversa, mientras que, con el potencial de óxido reducción la relación fue directa. En *U. rigida* las concentraciones de nitrito, nitrato y silicato en el agua se relacionaron significativamente, con los del aumento de este metal. El contenido de las dos especies fue significativamente más alto en Casa del Marino, con aporte de aguas residuales domésticas y uso portuario. Altos contenidos de zinc y cadmio en el agua de mar y de *U. rigida* en otoño e invierno (septiembre a febrero) y las bajas concentraciones en verano (julio a septiembre) se han atribuido al hecho de que estos metales están débilmente unidos a la fracción de partículas en suspensión,

encontrándose en forma soluble, lo que aumenta su disponibilidad biológica (Karez et al., 1994).

Los promedios en el contenido de zinc de *P. durvillei* fueron los más altos de las tres macroalgas. En la Bahía Sepetiba en Brasil, un ecosistema contaminado por este metal (Amado et al., 1996), la especie *P. gymnospora* mostró altos contenidos. La microscopía electrónica reveló un aspecto celular normal, con diminutos precipitados oscuros en las paredes conformados por zinc, oxígeno y azufre (Amado et al., 1999; Andrade et al., 2002). Este puede constituir un mecanismo de protección, dado que los metales fueron excluidos del citoplasma, por lo tanto, los efectos tóxicos son evitados (Andrade et al., 2004) al estimular las células para sintetizar alginato (Andrade et al. 2010). Lo que a su vez explicaría altos contenidos de este metal en algas pardas.

El cadmio tiene una distribución tipo-nutriente lábil en aguas oceánicas y la concentración es conservativa, durante su transporte a la zona costera (Takesue & Geen, 2002). Altos contenidos de cobre y cadmio en tejidos de organismos y sedimentos se han asociado la minería de cobre en Santa Rosalía y de fosforita en la Bahía de La Paz (Shumilin et al. 2001; Méndez et al. 2006; Rodríguez-Figueroa et al. 2009). No obstante, el cadmio se ha relacionado con el aporte de fosfatos disueltos y la materia orgánica, a través de los eventos de surgencias costeras estacionales, que se presentan en el Pacífico, frente al complejo lagunar Bahía Almejas Magdalena. Aunque S. filamentosa obtuvo los menores promedios de cadmio de las tres especies, mostró mayores contenidos en muestras recolectadas en San Juan de La Costa. Sin embargo, en El Tecolote se presentaron altos contenidos asociados a la época de lluvia fría. El régimen de frentes fríos y vientos del noreste (noviembre a febrero) trae un aumento de nutrientes en la capa superficial, incrementando el material particulado y disminuyendo la transparencia del agua (Martínez-López et al., 2001). Por lo que se relacionó en esta especie con la turbidez y el manganeso.

El principal mecanismo en el secuestro de cationes de cadmio por la biomasa de algas es la quelación (Raize et al., 2004). En *Sargassum* sp. se ha observado la formación de complejos quelantes con grupos carboxilo de alginato (Fourest & Volesky, 1996). Este hecho explicaría mayores promedios y valores máximos en el alga parda *P. durvillei* y las correlaciones significativas del manganeso y níquel, mientras, las múltiples correlaciones no permiten determinar diferencias significativas entre localidades. Así como, se evidencia en *U. rigida*, donde este metal presenta correlaciones con la salinidad y la gravedad específica.

Los contenidos de cobre en las tres especies estudiadas se correlacionaron inversamente con el pH. *S. filamentosa* mostró mayores contenidos de este metal en Casa del Marino. Durante la época seca se presenta menores contenidos de este metal y constituye la variable con mayor porcentaje para la discriminación entre las localidades. Diversos factores alteran el contenido de cobre en *U. rigida*; el contenido se correlaciona positivamente con el nitrógeno y el potencial oxido reducción. Las concentraciones de amonio y nitrato fueron inversas. Las algas reducen la toxicidad del cobre a través de una reducción de la actividad iónica (Hall et al., 1979; Sorentino, 1985). También, pueden desarrollar mecanismos de desintoxicación de metales, a partir de la producción de fitoquelantes (Conti & lacobucci, 2008).

A pesar de que el cobre es un micronutriente importante, en altas concentraciones inhibe el crecimiento, reemplazando cofactores en enzimas clave, como en las moléculas de clorofila (Kupper et al., 1996) e inhiben la fotosíntesis (Lobban & Harrison, 1994; Gledhill et al., 1997). La acción tóxica del cobre afecta a la membrana, causando la pérdida de iones K⁺ y en consecuencia provoca variaciones en el volumen celular, que también involucra a los cloroplastos inhibiendo así, el transporte de electrones (Lobban & Harrison, 1994). La toxicidad se ha relacionado con la producción de radicales libres de oxígeno, que inducen la peroxidación de los lípidos de la membrana (Monnet et al., 2006).

Conclusiones

Las tres localidades seleccionadas en la Bahía de La Paz por su cobertura macroalgal, aunque pertenecen al mismo sistema, presentan particularidades hidrológicas y de intervención antropogénica, que modifican las características fisicoquímicas y de nutrientes en el agua. Esto tiene efecto notable en cambios en la distribución del contenido de metales en las macroalgas. Las diferencias significativas muestran los efectos de los disturbios y el origen antropogénico, además el análisis en el tiempo y por época permite observar aportes naturales.

La distribución de contenido de metales fue Fe>Mn>Zn>Pb>Ni >Cu>Cd, sin embargo, los contenidos de metales en macroalgas pueden verse afectados por el aumento en la concentración de nutrientes en el agua (eutrofización). Se logró establecer que el enriquecimiento de amonio en el agua tiene efectos significativos en el contenido de plomo y níquel en *P. durvillei,* afectando el orden de distribución de metales para la especie. Inicialmente, con bajas concentraciones de amonio se podrán encontrar altos contenidos del metal. Sin embargo, este puede disminuir con un leve aumento en la concentración de amonio en el agua. No obstante, altas concentraciones de amonio en el conjunto, con altas concentraciones del metal en el agua corresponderán a altos contenidos del metal en la macroalga, según el modelo predictivo planteado.

El Tecolote, lugar de conexión de la Bahía de La Paz con el Golfo de California, constituye un paso importante para la circulación del agua desde y hacia la bahía. Aquí no existen descargas residuales domésticas o industriales. La temperatura promedio de esta localidad fue la más baja de las localidades muestreadas y varió significativamente entre épocas, siendo más alta de julio a octubre. En el año 2013 se registraron menores valores promedio de oxígeno disuelto y mayores promedios de turbidez. Presentó las menores concentraciones de silicatos, nitritos y nitratos de las localidades muestreadas en La Bahía. Constituye un punto de referencia para la

calidad del agua en cuanto a nutrientes. El níquel fue el único metal, que presentó altos valores en esta localidad asociado a la época de lluvia fría, que coincide con la entrada de aguas del Pacífico.

Casa del Marino en el malecón de la ciudad en la ensenada de La Paz cuenta con una modificación urbanística, con una vía vehicular principal. Cerca de este punto, también existe un embarcadero de pescadores artesanales, por lo que se pueden encontrar restos de animales en el agua. También, se encuentra comercio dedicado a la atención turística. Se hallarron concentraciones de silicato, nitrito y nitrato y potencial óxido reducción más altos, que en el agua del Tecolote. *U. rigida* mostró altos contenidos de zinc, que también se detectó en S. *filamentosa,* además del cobre, que podemos asociar como resultado de las actividades urbanas.

San Juan de La Costa es una playa habitada por pescadores artesanales y la desembocadura de un cuerpo de agua lótico sin tributarios (tipo 1) donde se vierten aguas residuales domésticas e industriales, productos de la extracción de fosforita. Los resultados muestran pH y potencial óxido reducción son más altos, que en El Tecolote, con promedios de oxígeno significativamente menores, especialmente durante la época establecida como lluvia cálida (julio a octubre). También se determinaron promedios significativamente más altos de silicatos y nitritos, que en otras localidades. Los efectos de la explotación minera se pueden observar en mayores contenidos de manganeso en *U. rigida;* además de cadmio en *S. filamentosa* y hierro, plomo y níquel en *P. durvillei.* Las épocas de lluvias incrementan significativamente en la época fría, los contenidos de hierro y en la cálida, de plomo y níquel sumando los efectos antropogénicos con los naturales.

Cuando se presentan mayor número de correlaciones significativas entre variables, en la relación de una especie con un metal, las especies no discriminan significativamente entre localidades o épocas, aunque se presenten amplios intervalos de contenidos. *P. durvillei* tuvo buenos resultados para la bioindicación de los metales hierro, plomo y níquel. Mientras *S. filamentosa* fue un buen instrumento de medición para manganeso, cadmio, zinc y cobre; *U. rigida* solo determinó diferencias significativas para manganeso y zinc. Por tanto, el alga parda y roja deben usarse en conjunto para la determinación de diferencias en el contenido de estos siete metales entre localidades y épocas.

Agradecimientos

A M. en C. Baudilio Acosta y Lic. Griselda Peña Armenta, M. en C. Betsabé Cañedo, Dr. Tonatiuh Chávez Sánchez, M. en C. Edwin Farfán López y Efraín Flores Montaño por su trabajo en el laboratorio y campo. Al Dr. Mauricio Muñoz, Dr. Pablo Hernández, Lic. Ingrid Ardila por la revisión a este escrito. Al laboratorio de espectofotometría de absorción atómica del CIBNOR y laboratorio de macroalgas del CICIMAR y programa beca de estímulo institucional de formación de investigadores (BEIFI) Sistema de apoyo a la investigación SAI-IPN, Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología CONACYT por el apoyo económico suministrado. 1. Dinámica del género Ulva en una bahía subtropical con amplia variabilidad hidrográfica, como potencial indicador de cambio ambiental. Proyecto CONACYT, Clave CONACYT-CB-2010-01-154415; 2. Respuesta de Ulva al enriquecimiento de nutrientes en condiciones de laboratorio: crecimiento y reproducción. Clave SIP20151427. Financiado por Instituto Politécnico Nacional; 3. Identificación y distribución de las especies de macroalgas no nativas y su composición isotópica en la Bahía de La Paz. Clave SIP 201 44069. Financiado por Instituto Politécnico Nacional; 4. Uso de la composición elemental e isótopos de nitrógeno en Ulva para detectar aportes de tipo antropogénico. Clave SIP 20131134. 5. Relación de los nutrientes con la presencia de Bloom macroalgales en una bahía subtropical. Clave SIP 20121 548. Financiado por Instituto Politécnico Nacional; dirigidos por la Dra. Margarita Casas Valdez y 180C Clasificación de la zona costera de Guaymas,

(CONACyTCONAGUA) y el PCO.5 Metales Pesados del Programa de Planeación Ambiental y Conservación (PPAC) del CIBNOR, ambos bajo la Dirección de la Dra. Lía Méndez–Rodríguez.

Literatura citada

Akcali, I., & F. Kucuksezgin, 2011. A biomonitoring study: Heavy metals in macroalgae from eastern Aegean coastal areas. Marine Pollution Bulletin Elsevier Ltd 62: 637–645, http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.12.021.

Álvarez-Arellano, A., 1989. La roca fosfórica en Baja California Sur. Origen, evolución y usos. Geomimet 157: 38–46.

Amado, F., C. Karez, W. Pfeiffer, Y. Yoneshigue, & M. Farina, 1996. Accumulation, effects on growth, and localization of zinc in Padina gymnospora (Dictyotales, Phaeophyceae). Hydrobiologia 326–327: 451–456.

Amado, G., L. Andrade, C. Karez, M. Farina, & W. Pfeiffer, 1999. Brown algae species as biomonitors of Zn and Cd at Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. Marine Environmental Research 48: 213–224.

Amado, G., C. Karez, L. Andrade, Y. Yoneshigue, & W. Pfeiffer, 1997. Effects on Growth and Accumulation of Zinc in Six Seaweed Species. Ecotoxicology and Environmental Safety 37: 223–228.

Andrade, L., M. Farina, & G. Amado, 2002. Role of Padina Gymnospora (Dictyotales, Phaeophyceae) cell walls in cadmium accumulation. Phycologia 41: 39–48.

Andrade, L., R. Leal, M. Noseda, M. Duarte, M. Pereira, P. Mourão, M. Farina, & G. Amado, 2010. Brown algae overproduce cell wall polysaccharides as a protection mechanism against the heavy metal toxicity. Marine Pollution Bulletin 60: 1482–1488.

Andrade, L., L. Salgado, M. Farina, M. Pereira, P. Mourao, & G. Amado, 2004. Ultrastructure of acidic polysaccharides from the cell walls of brown algae. Journal of Structural Biology 145: 216–225.

Arreola-Lizárraga, José Padilla-Arredondo, M., D. Burrola-Sanchéz, F. Urias-

Laborín, A. Dorado-Villanueva, M. Hernández-Ibarra, L. Lopez-Tapia, L. Méndez-Rodríguez, & B. Acosta-Vargas, 2001. Diagnóstico de la contaminación marina de la Bahía de Gauymas, Sonora y proximidades. Informe técnico Secretaria de Marina-CIBNOR. Guaymas.

Barreto, C., 2011. Capitulo V. Disolución y precipitaciones de Sales Análisis químico I- Un enfoque ambiental. Universidad Nacional del Callao., Callao, Perú: 196.

Batley, G., S. Apte, & J. Stauber, 2004. Speciation and bioavailability of trace metals in water: Progress since 1982. Australian Journal of Chemistry 57: 903–919.

Beijer, K., & A. Jerenlöv, 1979. Sources, transport and Transformation of metals in the environment In Friberg, L., G. . Nordberg, & V. B. Vouk (eds), Handbook on Toxicology of Heavy Metals. Elsevier Ltd, Amsterdam: 47–63.

Bendschneider, K., & J. Robinson, 1952. A new spectrophometric method for the determination of nitrite in sea water. Mar. Res 11: 87–96.

Black, W., 1948. Seasonal variation in chemical composition of some of the littoral seaweeds common to scotland. Part I. Ascophyllum nodosum. Journal of the Society of Chemical Industry 67: 355–357.

Black, W., 1949. Seasonal variation in chemical composition of some of the littoral seaweeds common to scotland. Part II. Fucus serratus. Fucus vesiculosus. Fucus spiralis and Pelvetia canaliculata. Journal of the Society of Chemical Industry 68: 183–189, http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/jctb.5000680608/abstract.

Black, W., & R. Mitchell, 1952. Trace elements in the common brown algae and in sea water. Journal of Marine Biological Association of the United Kindom 30: 575–584.

Boggs, S., 2006. Principles of sedimentology and stratigraphy. .

Bruland, K., 1983. Trace Elements in Seawater In Riley, R. (ed), Chemical Oceanography. Academic Press, New York.

Bruland, K., R. Middag, & M. Lohan, 2013. Controls of Trace Metals in Seawater. Treatise on Geochemistry: Second Edition 8: 19–51.

Bryan, G., 1971. The effects of heavy metals (other than mercury) on marine and estuarine organisms. Proceedings of the Royal Society of London. Series B, Containing papers of a Biological character. Royal Society (Great Britain) 177: 389–410.

Bryan, G. W., & W. J. Langston, 1992. Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. Environmental Pollution 76: 89–131,

http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/026974919290099V.

Calva, L., & R. Torres, 2008. Macroalgas y pasto marino, útiles bioindicadores de contaminación por hidrocarburos fósiles en sistemas acuáticos. ContactoS 68: 38–46.

Campbell, P., M. Twiss, & K. Wilkinson, 1997. Accumulation of natural organic matter on the surfaces of living cells: implication of toxic solutes with aquatic biota. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 2543–2554.

Castañeda, O., & F. Contreras, 2003. El centro de documentación "Ecosistemas Litorales Mexicanos" como herramienta de diagnóstico. Contactos 48: 5–17.

Catsiki, V., & E. Papathanassiou, 1993. The use of the chlorophyte Ulva lactuca (L) as indicator organism of metal pollution In The University, L. P. (ed), Proc. Coast-48 Symp. of Sub Group III. Macroalgae. Eutrophication y trace metal Cycling in Estuarines and Lagoons. Thessaloniki, Grece. Canary Islands, Spain: 93–105.

Cervantes-Duarte, R., S. Aguiñiga-García, & R. Guerrero-Godinez, 1991. Variación estacional de temperatura, salinidad y nutrientes en la Ensenada de La Paz, B.C.S. (1986-1988). Rev. Invest. Cient. UABCS 2:2: 56–64.

Cervantes, R., F. Aguirre, & A. R. Salinas, 2001. Caracterización Hidrológica De Una Laguna Costera De Baja California Sur, México..

Chalar, G., 2006. Dinámicade la eutrofización a diferentes escalas temporales: Embalse Salto Grande (Argentina - Uruguay) In Tundisi, J., T. Tundisi, & C. Galli (eds), Eutrofización en America de Sur: Causas consecuencias y tecnologias de gerenciamiento y control. . Instituto Internacional de Ecologia, Instituto Internacional de Ecologia e Gerenciamento Ambiental, Academia Brasileira de Ciências, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, InterAcademy Panel on International Issues, InterAmerican: 87–101.

Chávez-Sánchez, T., A. Piñón-Gimate, E. Serviere-Zaragoza, G. Sánchez-González, Alberto Hernández-Carmona, & M. Casas-Valdez, 2017. Recruitment in Ulva blooms in relation to temperature, salinity and nutrients in a subtropical bay of the Gulf of California. Botánica Marina .

Chekroun, B., A. Moumen, N. Rezzoum, E. Sanchez, & M. Baghour, 2013. Role of macroalgae in biomonitoring of pollution in « Marchica », the Nador lagoon. Revista internacional de Botanica Experimental Phyton 9457: 31–34.

Clijsters, H., & F. Van Assche, 1985. Inhibition of photosynthesis by heavy metals. Photosynthesis Research 7: 31–40.

Cobelo-Garcia, A., R. Prego, & O. Nieto, 2003. Chemical speciation of dissolved lead in polluted environments. A case of study: the Pontevedra Ria (NW Spain). Ciencias Marinas 29: 377–388.

Conti, M., & M. Iacobucci, 2008. Marine organisms as biomonitors Biological Monitoring: Theory & Applications. : 30, www.witpress.com.

Cornec, E., 1919. Spectrographic studies of the ash of marine plants. Comp. Rend. Acad.Sci Paris 168: 513–514.

Cosme, N., & M. Niero, 2017. Modelling the influence of changing climate in present and future marine eutrophication impacts from spring barley production.

Journal of Clearner Production 140: 537–546.

Cruz-Ayala, M. B., 1996. Variación espacio-temporal de la ficoflora y su abundancia relativa en la Bahía de La Paz, B.C.S., México. IPN-CICIMAR.

Cruz-Orozco, R., C. Martinez-Noriega, & A. Mendoza-Maravillas, 1996. Batimetría y sedimentos de la Bahia de La Paz, B.C.S., México. Oceánides (La Paz, B.C.S.) 11: 21–27, http://biblat.unam.mx/en/revista/oceanides-la-paz-b-c-s/articulo/batimetria-y-sedimentos-de-la-bahia-de-la-paz-b-c-s-mexico.

Cullinane, J., T. Doyle, & P. Whelan, 1987. Uses of seaweeds as biomonitors of zinc levels in Cork Harbour, Ireland. Hydrobiologia 151/152: 285–290.

Daesslé, W., & J. D. Carriquiry, 2008. Sedimentology and rare earth element geochemistry of phosphatic sediments from Sebastián Vizcaíno Bay, Baja California, Mexico. Marine Georesources & Geotechnology 16: 3–21.

De la Lanza-Espino, G., 2000. Criterios generales para la elección de bioindicadores In de la Lanza-Espino, G., S. Hernández-Pulido, & J. Carbajal-Pérez (eds), Organismos indicadores de la calidad del agua y la contaminación (Bioindicadores). Universidad Nacional Autónoma de México, México: 17–42.

Degobbis, D., M. Gilmartin, & G. Degobbis, 1990. Nitrogen, phosphorus, and biogenic silicon budgets for the northern Adriatic Sea. Oceanologica Acta 13: 31–45.

Delgado, J., C. Barba-Brioso, J. M. Nieto, & T. Boski, 2011. Speciation and ecological risk of toxic elements in estuarine sediments affected by multiple anthropogenic contributions (Guadiana saltmarshes, SW Iberian Peninsula): I. Surficial sediments. Science of The Total Environment 409: 3666–3679, http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969711006346.

Domínguez, S., M. Casas, F. Ramos, F. Pérez-gil, & I. Rodríguez, 2002. Archivos Latinoamericanos de nutrición algas marinas de Baja California Sur, México : Valor nutrimental. Archivos Latinoamericanos de nutrición 52: 1–9. Duque-Trujillo, J., L. Ferrari, T. Orozco-Esquivel, M. López-Martínez, P. Lonsdale, S. E. Bryan, J. Kluesner, D. Piñero-Lajas, & L. Solari, 2014. Timing of rifting in the southern Gulf of California and its conjugate margins: Insights from the plutonic record. Bulletin of the Geological Society of America 127: 702–736.

Elizalde- Servín, C., 2009. Evaluación de la calidad del agua de la Bahía de Guaymas, Sonora: con y sin aportes de aguas residuales. Instituto Tecnológico de Guaymas.

EPA, 1997. Protecting Coastal Waters from Nonpoint Source Pollution. Environmental Protection Agency. Washington D.C. USA. Washington D.C 841-F-96:.

Escandón, V., 1977. Bosquejo geológico de los depósitos de fosforita de San Juan de La Costa, Baja California Sur. Roca Fosforica Mexicana. , no publicado.

Esen, N., D. Kut, & S. T. Glu, 1999. Trace Metals in Marine Algae and Sediment Samples. 1991: 27–33.

Espinoza-Ávalos, J., 1977. Los principales parámetros fisico-químicos de las aguas de la Ensenada de La Paz, B.C.S. Gral. Labores, Centro de Investigaciones Biológicas de Baja California Sur, 5–27.

Figueira, M., B. Volesky, & H. Mathieu, 1999. Instrumental Analysis Study of Iron Species Biosorption by Sargassum Biomass. Environmental Science & Technology 33: 1840–1846, http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es981111p.

Foster, P., 1976. Concentrations and concentration factors of heavy metals in brown algae. Environmental Pollution (1970) 10: 45–53, http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/001393277690094X.

Fourest, E., & B. Volesky, 1996. Contribution of Sulfonate Groups and Alginate to Heavy Metal Biosorption by the Dry Biomass of Sargassum fluitans. 30: 277–282, http://pubs.acs.org.libproxy1.nus.edu.sg/doi/pdf/10.1021/es950315s. Franco, P., & A. Michelato, 1992. Northern Adriatic Sea: oceanography of the basin proper and the western coastal zone In Vollenweider, R., R. Maechetti, & R. Viviani (eds), Marine Coastal Eutrophication. Elsevier B.V., Amsterdam: 35–62.

Franco, P., J. Quintero, & A. Lopez, 2010. Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofía. Contactos 78: 25–33.

Fukai, R., & H. Lang, 1968. Studies on the chemical behaviour of radionucleides in seawater I. General considerations and study of precipitation of trace amounts of chromium, manganese, iron cobalt, zinc, and cerium. Radioactivity in the Sea 22: 1–26.

Galloway, J., A. Townsend, J. Erisman, M. Bekunda, Z. Cai, J. Freney, L. Martinelli, S. Seitzinger, & M. Sutton, 2013. Transformation of the Nitrogen Cycle : Recent trends, questions and potencial solutions. Science 320: 889–892.

García-Panames, J., 1987. El fitoplancton de la Ensenada de la Paz, B. C. S., I. Composición específica, variación estacional y distribución. Univ. Autón. Baja California Sur., La Paz B.C.S., 17–29.

García-Rosello, E., C. Guisande, J. Heine, P. Pelayo-Villamil, A. Manjarrés-Hernández, L. Gonzáles Vilas, J. Gonzáles-Dacosra, A. Vaamonde, & C. Granado-Lorencio, 2014. Using MODESTR to download, import and clean species distribution records. Methods in Ecology and Evolution 5: 708–713.

Garcia, H., R. Locarnini, T. Boyer, J. Antonov, O. Baranova, M. Zweng, J. Reagan, & D. Jhonson, 2013a. Vol. 4: Dissolved Inorganic Nutrients (phosphate, nitrate, silicate) In Levitus, S. (ed), World Ocean Atlas 2013. NOAA Atlas NESDIS: 25, http://www.nodc.noaa.gov/OC5/indprod.html This.

Garcia, H., R. Locarnini, T. Boyer, J. Antonov, A. Mishonov, O. Baranova, M. Zweng, J. Reagan, & D. Johnson, 2013b. Volume 3: dissolved oxygen, apparent oxygen utilization, and oxygen saturation In Mishonov, A. (ed), World Ocean Atlas 2013. NOAA Atlas NESDIS 75: 27.

Gardea-Torresdey, J. L., M. K. Becker-Hapak, J. M. Hosea, & D. W. Darnall, 1990. Effect of chemical modification of algal carboxyl groups on metal ion binding. Environmental Science and Technology 24: 1372–1378.

Gledhill, M., N. M, S. . Hill, & M. T. Brown, 1997. The toxicity of cop- per (II) species to marine algae, with particular reference to macroalgae. Journal Phycology 33: 2–11.

Göthberg, A., M. Greger, K. Holm, & B. B., 2004. Influence of nutrients on uptake and effects of Hg, Cd and Pb in Ipomoea aquatica. J. Environ. Qual. 33: 1247– 1255.

Guedes, R., 2007. Uso das macroalgas vermelhas (Gracilaria lemaneiformis e Hypnea musciformis) como espécies bioindicadoras da poluição por metais pesados. Universidade Federal de Pernambuco.

Guisande, C., A. Barreiro, I. Maneiro, A. Vergara, & A. Vaamonde, 2006. Tratamiento de datos. España.

Guisande, C., A. Vaamonde, & A. Barreiro, 2016. Package StatR. Universidad de Vigo, Vigo.

Guo, L., B. Hunt, P. Santschi, & S. Ray, 2001. Effect of dissolved organic matter on the uptake of trace metals by American oysters. Environmental Science and Technology 35: 885–893.

Gutiérrez-Galindo, E., J. Villaescusa-Celaya, & A. Arreola-Chimal, 1999. Bioaccumulation of metals in mussels from four sites of the coastal region of Baja California. Ciencias Marinas 25: 557–578.

Guven, K. C., E. Okuş, S. Topcuoğlu, N. Esen, R. Küçükcezzar, E. Seddigh, & D. Kut, 1998. Heavy metal accumulation in algae and sediments of the Black Sea coast of Turkey. Toxicological & Environmental Chemistry 67: 435–440.

Guven, K. C., S. Topcuoglu, D. Kut, N. Esen, N. Erenturk, N. Saygi, E. Cevher, B.

Giivener, & B. Oztiirk, 1992. Metal Uptake By Black Sea Algae. Botanica Marina 35: 337–340.

Haglund, K., M. Björklund, S. Gunnare, A. Sandberg, U. Olander, M. Pedersén, &
P. J. Wangersky, 1996. Biological control of trace metal residence time and speciation: A review and synthesis. Hydrobiologia 18: 269–297.

Häkanson, L., & M. Jansson, 1983. Principles of Lake Sedimentology. Springer Verlag, New York. U.S.A.

Hall, a., a. H. Fielding, & M. Butler, 1979. Mechanisms of copper tolerance in the marine fouling alga Ectocarpus siliculosus ? Evidence for an exclusion mechanism. Marine Biology 54: 195–199.

Haritonidis, S., 1995. Seasonal and local variation of Cr, Ni and Co concentrations in Ulva rigida C. Agardh and Enteromorpha linza (Linnaeus) from Thermaikos Gulf, Greece. Environmental Pollution 89: 319–327,

http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/026974919400070T.

Haritonidis, S., & P. Malea, 1999. Bioaccumulation of metals by the green alga Ulva rigida from Thermaikos Gulf, Greece. Environmental Pollution 104: 365–372, http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749198001924.

Haug, A., J. Bjerrum, O. Buchardt, G. E. Olsen, C. Pedersen, & J. Toft, 1961. The Affinity of Some Divalent Metals for Different Types of Alginates. Acta Chemica Scandinavica., 1794–1795,

http://actachemscand.org/doi/10.3891/acta.chem.scand.15-1794.

Hausback, B. ., 1984. Cenozoic volcanic and tectonic evolution of Baja California, Mexico In V.A. Frizzell Jr. (ed), Geology of Baja California Peninsula. Pac. Sact., Soc. Econ. Paleontol. Mineral. : 219–236.

Hernández-Almaraz, P., L. Méndez-Rodríguez, T. Zenteno-Savín, F. García-Domínguez, A. Vázquez-Botello, & E. Serviere-Zaragoza, 2014. Metal mobility and bioaccumulation differences at lower trophic levels in marine ecosystems dominated by Sargassum species. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 94: 435–442.

Hernández-Almaraz, P., L. Méndez-Rodríguez, T. Zenteno-Savín, T. M. O'Hara, J. R. Harley, & E. Serviere-Zaragoza, 2016. Concentrations of trace elements in sea urchins and macroalgae commonly present in Sargassum beds: implications for trophic transfer. Ecological Research 31: 785–798, http://link.springer.com/10.1007/s11284-016-1390-7.

Ho, Y., 1990. Ulva lactuca as bioindicator of metal contamination in intertidal waters in Hong Kong. Hydrobiologia 203: 73–81.

Huerta-Diaz, M., F. de León-Chavira, M. Lares, A. Chee-Barragán, A. Siqueiros-Valencia, M. Huerta, F. De León, M. Lares, A. Chee, & A. Siqueiros, 2007. Iron, manganese and trace metal concentrations in seaweeds from the central west coast of the Gulf of California. Applied Geochemistry 22: 1380–1392, http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0883292707001254.

Hurd, C., P. Harrison, K. Bischof, & C. Lobban, 2014. Pollution Seaweed ecology and physiology. Cabrige University press, Cambride: 374–412.

Ibarra-Obando, S. E., 1990. Lagunas costeras de Baja California. Ciencia y Desarrollo (mayo-junio) 92: 39–49.

Ibarra-Obando, S. E., V. F. Camacho-Ibar, J. D. Carriquiry, & S. V. Smith, 2001. Upwelling and Lagoonal Ecosystems of the Dry Pacific Coast of Baja California In Seeliger, U., & B. Kjerfve (eds), Coastal marine ecosystems of Latin America. Springer-Verlag, Berlín,: 315–330,

http://link.springer.com/chapter/10.1007%2F978-3-662-04482-7_22#page-1.

Igelsrud, I., T. Thompson, & Zwicker, 1938. The boron content of sea water and marine organisms.pdf. Amer. Journ. 35: 47–63.

Jiménez-Illescas, Á., 1983. Aplicación de un Modelo Hidrodinámico Numérico a la Ensenada de La Paz, B.C.S. Centro de Investigación Científica y de Educación

Superior de Ensenada.

Jiménez-Illescas, Á., 1996. Análisis de Procesos barotrópicos y baroclínicos en la Bahía de La Paz, B.C.S. Universidad Autonoma Nacional de México.

Jones, A., 1922. The arsenic content of some of the marine algae. Pharm. Journ 109: 86–87.

Jordanova, A., A. Strezov, M. Ayranov, N. Petkov, & T. Stoilova, 1999. Heavy metal assessment in algae, sediments and water from the bulgarian black sea coast. Water Science and Technology 39: 207–212,

http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0273122399002048.

Juanes, J., X. Guinda, A. Puente, & J. Revilla, 2008. Macroalgae, a suitable indicator of the ecological status of coastal rocky communities in the NE Atlantic. Ecological Indicators 8: 351–359.

Kaewsarn, P., & Q. Yu, 2001. Cadmium(II) removal from aqueous solutions by pretreated biomass of marine alga Padina sp. Environmental Pollution 112: 209–213.

Karez, C., V. Magalhaes, W. Pfeiffer, & F. Amado, 1994. Trace metal accumulation by algae in Spetiba Bay, Brzil. Environmental Pollution 83: 351–356.

Kennish, M., 1997. Practical handbook of estuarine and marine pollution. CRC, Boca Raton, Florida.

Kim, S., H. Ma, H. Allen, & D. Cha, 1999. Influence of dissolved organic matter on the toxicity of copper to Ceriodaphnia dubia: Effect of complexation kinetics. Environmental Toxicology and Chemistry 18: 2433–2437.

Koukal, B., C. Guéguen, M. Pardos, & J. Dominik, 2003. Influence of humic substances on the toxic effects of cadmium and zinc to the green alga Pseudokirchneriella subcapitata. Chemosphere 53: 953–961.

Kratochvil, D., & B. Volesky, 1998. Advances in the biosorption of heavy metals. Trends in Biotechnology 16: 291–300. Krauskopf, K., 1956. Factors controlling the concentrations of thirteen rare metals in sea waters. Geochimica et Cosmochimica Acta 9: 32.

Kupper, H., F. Kiipper, & M. Spiller, 1996. Environmental relevance of heavy metalsubstituted chlorophylls using the example of water plants. 47: 259–266.

Kuyucak, N., & B. Volesky, 1990. Biosorption by algal biomass In Volesky, B. (ed), Biosorption of Heavy Metals. CRC Press: Boca Raton, Levenspiel: 173–198.

Langston, W. J., 1990. Toxic effect of metals and the incidence of metal pollution in marine ecosystems In Furness, R. W., & R. P.S. (eds), Heavy Metals in the Marine Environment. Boca Raton.

Lara-Lara, J., J. Arreola-Lizárraga, L. Calderón-Aguilera, V. F. Camacho-Ibar, G. de la Lanza-Espino, A. Escofet-Giansone, I. Espejel-Carbajal, M. Guzmán-Arroyo, L. B. Ladah, M. López-Hernández, E. A. Meling-López, P. Moreno Casasola-Barceló, H. Reyes-Bonilla, E. Ríos-Jara, & J. A. Zertuche-González, 2008. Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales Capital natural de México. CONABIO: 109–134.

Lavaniegos, B. E., & D. Lopez-Cortes, 1997. Fatty acid composition and community structure of plankton from the San Lorenzo Channel, Gulf of California. Estuarine Coastal and Shelf Science 45: 845–854.

Lavín, M., E. Beier, & A. Badan, 1997. Estructura hidrográfica y circulación del golfo de California:Escalas estacional e interanual ppd en: (comp), Monografía No 3, Unión Geofísica Mexicana In Lavin, M. (ed), Contribuciones a la Oceanografía física en México. : 141–171.

Lee, B., W. William, & S. Luoma, 1998. Uptake and loss kinetics of Cd, Cr, and Zn, in the bivalves Potamocorbula amurensis and Macoma balthica: effects of size and salinity. Mar. Ecol. Prog. 175: 177–189.

Libes, S., 2009. Iron-Manganese Nodules and other Hydrogenous Minerals Introduction to marine biogeochemistry. Elservier, San Diego, California: 441–470.
Lobban, C., & P. Harrison, 1994. Morphology, life histories and morphogenesis. Seaweed ecology and physiology 1–68.

Malea, P., & S. Haritonidis, 1999. Metal content in Enteromorpha linza (Linnaeus) in Thermaikos Gulf (Greece). Hydrobiologia 394: 103–112.

Malea, P., & T. Kevrekidis, 2014. Trace element patterns in marine macroalgae. Science of The Total Environment Elsevier B.V. 494–495: 144–157, http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969714010079.

Mamboya, F., 2007. Heavy metal contamination and toxicity Studies of macroalgae from the Tanzanian Coast. Stockholm University.

Martínez-López, a., R. Cervantes-Duarte, A. Reyes-salinas, & J. E. Valdez-Holguin, 2001. Cambio estacional de clorofila a en La Bahia de La Paz, BCS, Mexico.pdf. Hidrobiologica., 45–52.

Matusiewicz, H., 2003. Wet digestion methods In Mester, Z., & R. Sturgeon (eds), Sample preparation for trace element analysis. Elsevier, Amsterdam: 193–233.

Méndez, L., B. Acosta, S. T. Alvarez-Castañeda, & C. H. Lechuga-Devéze, 1998. Trace Metal Distribution Along the Southern Coast of Bahia de La Paz (Gulf of California), México. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 61: 616–622, http://link.springer.com/10.1007/s001289900805.

Méndez, L., E. Baudilio, P. Spencer, T. Castañeda, E. Palacios, B. Acosta, P. Monsalvo-Spencer, & T. Alvarez-Castañeda, 2006. Heavy Metals in the Clam Megapitaria squalida Collected from Wild and Phosphorite Mine-Impacted Sites in Baja California, Mexico: Considerations for Human Health Effects. Biological Trace Element Research 110: 275–288,

http://link.springer.com/10.1385/BTER:110:3:275.

Méndez, L., L. Sala-Flores, A. Arreola-Lizarraga, S. Alvarez-Castañeda, & B. Acosta, 2002. Heavy metals in Clams from Gaymas Bay, México. Environmental contamination and toxicology 68: 217–223.

Meybeck, M., D. Chapman, & R. Helmer, 1989. Global Freshwater Quality: A First Assessment. Oxford.

Mithra, R., S. Sivaramakrishnan, P. Santhanam, S. Dinesh Kumar, R. Nandakumar, & S. D. Kumar, 2012. Nutrients and heavy metal removal efficacy of seaweeds. Investigation on nutrients and heavy metal removal efficacy of seaweeds, Caulerpa taxifolia and Kappaphycus alvarezii for wastewater remediation. J. Algal Biomass Utln 3: 21–27.

Monnet, F., F. Bordas, V. Deluchat, & M. Baudu, 2006. Toxicity of copper excess on the lichen Dermatocarpon luridum: Antioxidant enzyme activities. Chemosphere 65: 1806–1813.

Montejano, G., J. Cantoral, R. Carmona, G. Gaviño, A. Rivas, & F. Rojas, 1999. Comunidades acuáticas (algas, insectos, y ácaros) indicadoras de la calidad del agua en los ríos permanentes de la región poniente del distrito federal (Magdalena. Consejo de estudios para la restauración y valoración ambiental (Conserva). Secretaría del medio ambiente del Distrito Federal, Mexico.

Morales, G., & F. Plaza, 1983. Estudio hidrobiológico de La Ensenada de La Paz, B.C.S. CICESE, La Paz, Baja Califonia. México.

Murillo-Jiménez, J., 1990. Algunas características paleoceanográficas y cuerpos de agua inferidos a partir del registro micropaleontológico (radiolaria) en la Bahía de La Paz B. C. S., México. Univ. Auton. Baja California Sur.

Murillo-Jiménez, J. M., N.-S. E. H, S. Troyo-Diéguez, A. León Manilla, M. Medina, & A. Ruíz-Beltran, 2011. Evaluación Geoquímica del material eólico en la Ciudad de La Paz, BCS. ,. La Paz B.C.S.

Murphy, J., & J. Riley, 1962. A modified single solution method for the determination of phosfhate in natural waters. Analytica Chimica Acta 27: 31–36.

Muse, J., J. Stripeikis, F. Fernandez, L. D'Huicque, M. Tudino, C. Carducci, & O. Troccoli, 1999. Seaweeds in the assessment of heavy metal pollution in the Gulf

San Jorge. Argentina. Environmental Pollution 104: 315–322.

Muse, J., M. Tudino, L. D'Huicque, O. Troccoli, & C. Carducci, 1995. A survey of some trace elements in seaweeds from Patagonia, Argentina. Environmental Pollution 87: 249–253.

Navarro, A., K. Ramos, K. Campos, & H. Maldonado, 2006. Elucidación del efecto del pH en la adsorción de metales pesados mediante biopolímeros naturales: cationes divalentes y superficies activas. Iberoamericana de Polímeros 7: 113–126.

Nicolaidou, A., & J. A. Nott, 1998. Metals in sediment, seagrass and gastropods near a nickel smelter in Greece: Possible interactions. Marine Pollution Bulletin 36: 360–365, http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X97001951.

O.O.M.S.A.P.A., 2010. Informes trimestrales. La Paz, Baja Califonia. México.

Obeso-Nieblas, M., 1986. Propagación de la constituyente M2 de la marea en la Bahía de la Paz, B.C.S., médiante un modelo bidimensional hidrodinámico numérico. Instituto Poliectécnico Nacional.

Obeso-Nieblas, M., 2003. Variabilidad espacio-temporal de las condiciones oceanográficas de la Bahía de la Paz, B.C.S., México. Instituto Politécnico Nacional.

Obeso-Nieblas, M., J. Gaviño-Rodríguez, A. Jiménez-Illiescas, & B. Shirasago-Gérman, 2002. Simulación numérica de la circulación por marea y viento del noroeste y sur en la Bahía de La Paz, Baja California Sur. Oceánides 17: 1–12, http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:SIMULACI N+N UM&RICA+DE+LA+CIRCULACI N+POR+MAREA+Y+VIENTO+DEL+NOROES TE+Y+SUR+EN+LA+BAH A+DE+LA+PAZ+,+B+.+C+.+S#0.

Obeso-nieblas, M., J. Gaviño-rodríguez, H. Obeso-huerta, & S. Isaura, 2014. Variabilidad espacial termohalina, masas de agua y circulación geostrófica en Bahía de La Paz, Golfo de California. 49: 413–426. Obeso-Nieblas, M., A. Jímenez-Illescas, & S. Troyo, 1993. Modelación hidrodinámica de la marea en la ensenada de la paz, B.C.S. Inv. Mar. CICIMAR 8: 1–11.

Obeso-Nieblas, M., & Á. Jiménez Illescas, 1989. Propagación de la constituyente M2 de la marea en la Bahía de la Paz. B.C.S., México, mediante un modelo bidimensional, hidrodinámico numérico. Investigaciones Marinas CICIMAR 4: 241– 256.

Ornes, W. H., K. S. Sajwan, B. G. Loganathan, & C. S. Chetty, 1998. Comparison of selected element concentrations in tall and short forms of Spartina alterniflora. Marine Pollution Bulletin 36: 390–395,

http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X98000083.

Ospina-Álvarez, N., & E. Peña-Salamanca, 2004. Alternativas de monitoreo de calidad de aguas: Algas como bioindicadores. Acta Nova 2: 513–517.

Ostapczuk, P., M. Burow, K. May, C. Mohl, M. Froning, B. Süßenbach, E. Waidmann, & H. Emons, 1997. Mussels and algae as bioindicators for long-term tendencies of element pollution in marine ecosystems. Chemosphere 34: 2049–2058, http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653597000672.

Overnell, J., 1976. Inhibition of marine algal photosynthesis by heavy metals. Marine Biology 38: 335–342.

Páez-Osuna, F., M. J. Ochoa-Izaguirre, H. Bojórquez-Leyva, & I. L. Michel-Reynoso, 2000. Macroalgae as biomonitors of heavy metal availability in coastal lagoons from the subtropical Pacific of Mexico. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 64: 846–851.

Páez-Osuna, F., & C. Osuna-Martínez, 2011. Biomonitores de la contaminación costera con referencia a las costas mexicanas: Una revisión sobre los organismos utilizados. Hidrobiologica 21: 229–238.

Patrón-Prado, M. Casas-Valdez, E. Serviere-Zaragoza, T. Zenteno-Savín, D.

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, and Soil Pollution 221: 137–144.

Patrón-Prado, M., B. Acosta-Vargas, E. Serviere-Zaragoza, & L. C. Méndez-Rodríguez, 2010. Copper and cadmium biosorption by dried seaweed sargassum sinicola in saline wastewater. Water, Air, and Soil Pollution 210: 197–202.

Pearson, G., 1963. Hard and Soft Acids and Bases. Journal of the American Chemical Society 85: 3533–3539.

Percival, E., & R. H. McDowell, 1967. Chemistry and Enzymology of Marine Algal Polysaccharides. Academic Press Inc.

Phillips, D. J. H., 1979. Trace metals in the common mussel, Mytilus edulis (L.), and in the alga Fucus vesiculosus (L.) from the region of the sound (Öresund). Environmental Pollution (1970) 18: 31–43,

http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0013932779900314.

Pinilla, G., 2000. Indicadores biológicos en ecosistemas acuáticos continentales de Colombia: compilación bibliográfica.

Preston, A., & D. Jefferies, 1969. Aquatic aspects in chronic and acute contamination situations In International Atomic Energy Agency (ed), Environmental Contamination by Radioactive Materials. Vienna: 183–211.

Rainbow, P., 1997. Trace Metal Accumulation in Marine Invertebrates: Marine Biology or Marine Chemistry?. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 77: 195–210, http://dx.doi.org/10.1017/S0025315400033877.

Raize, O., Y. Argaman, & S. Yannai, 2004. Mechanisms of biosorption of different heavy metals by brown marine macroalgae. Biotechnology and Bioengineering 87: 451–458, http://doi.wiley.com/10.1002/bit.20136.

Rast, W., R. Jones, & G. Lee, 1983. Predictive capability of U. S. OECD

phosphorus loading- eutrophication response models. Journal WPCF 55: 990– 1003.

Reyes-Salinas, A., 1999. Factores que controlan la productividad primaria en la bahia de la paz, BCS. IPN-CICIMAR.

Reyes-Salinas, A., R. Cervantes-Duarte, R. Morales-Pérez, & J. Valdez Holguín, 2003. Variabilidad estacional de la productividad primaria y su relación con la estratificación vertical en la Bahía de La Paz, B. C. S. Hidrobiológica 13: 103–110.

Richards, F., 1965. Anoxic basins and fjords Chemical oceanography. Academic Press. Riley, London and New York: 611–645.

Riget, F., P. Johansen, & G. Asmund, 1995. Natural seasonal variation of cadmium, copper, lead and zinc in brown seaweed (Fucus vesiculosus). Marine Pollution Bulletin 30: 409–413,

http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0025326X9599847W.

Riget, F., P. Johansen, & G. Asmund, 1997. Baseline levels and natural variablility of elements in three seaweed species from west Greenland. Mar. Pollution. Bull 34: 171–176.

Rinaldi, A., & G. Montanari, 1988. Eutrophication in the Emilia-Romagna coastal waters in 1884-1985. Ann. New York Acad.Sci 543: 959–977.

Rodríguez-Figueroa, G. M., E. Shumilin, & I. Sánchez-Rodríguez, 2009. Heavy metal pollution monitoring using the brown seaweed Padina durvillaei in the coastal zone of the Santa Rosalía mining region, Baja California Peninsula, Mexico. Journal of Applied Phycology 21: 19–26, http://link.springer.com/10.1007/s10811-008-9346-0.

Rodríguez-Figueroa, G., & E. Shumilin, 2009. Heavy metal pollution monitoring using the brown seaweed Padina durvillaei in the coastal zone of the Santa Rosalía mining ... Heavy metal pollution monitoring using the brown seaweed Padina durvillaei in the coastal zone of the Santa Rosalía mining regio. Journal of Applied Phycology 21: 19–26.

Rodríguez-Figueroa, G., E. Shumilin, & I. Sanchez-Rodriguez, 2008. Heavy metal pollution monitoring using the brown seaweed Padina durvillaei in the coastal zone of the Santa Rosalía mining region, Baja California Peninsula, Mexico. Journal of Applied Phycology 21: 19–26.

Rodríguez-Meza, D., E. Choumiline, L. Mendez, B. Acosta-Vargas, & D. Sapozhnikov, 2007. Composición química de los sedimentos y las macroalgas del complejo lagunar Magdalena- Almejas In Funes, R., J. Gómez, & R. Palomares (eds), Estudios ecoloógicos en Bahía Magdalena. México D.F.

Rodriguez, G., 2010. Niveles de contaminación por metales pesados en la zona costera de Santa Rosalía : sedimentos y macroalgas. Instituto Politécnico Nacional.

Rodríguez, R. R., J. Manuel, & L. Calderón, 2014. Invasión de plantas marinas exóticas en el Pacífico Mexicano : Amenaza para el ambiente y la economía . 54–65.

Rubach, H., J. Ayón, & M. Beier, 2017. Aguas oceánicas subsuperficiales sin oxígeno, pero abundantes en carbono inorgánico y nutrientes, frente a las costas del Pacífico de México. Elementos para Políticas Públicas 1: 25–34.

Ruelas-Inzunza, J., & F. Páez-Osuna, 2006. Trace Metal Concentrations in Different Primary Producers from Altata-Ensenada del Pabellón and Guaymas Bay (Gulf of California). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 76: 327–333.

Ruiz-Ruiz, T., 2017. Análisis comparativo de índices de eutrofización en lagunas costesas del estado de Sonora, México. Centro de Investigaciones Biológicas del Noreste.

Salinas Zavala, C. a., a. Leyva Contreras, L. B. D., & E. Diaz Rivera, 1990. Distribución geográfica y variabilidad climática de los regímenes pluviométricos en Baja California Sur, México. Atmósfera., 217–237. Sánchez-Rodríguez, I., M. a. Huerta-Diaz, E. Choumiline, O. Holguín-Quiones, & J. a. Zertuche-González, 2001a. Elemental concentrations in different species of seaweeds from Loreto Bay, Baja California Sur, Mexico: Implications for the geochemical control of metals in algal tissue. Environmental Pollution 114: 145–160.

Sánchez-Rodríguez, I., M. a. Huerta-Diaz, E. Choumiline, O. Holguín-Quiones, J. a. Zertuche-González, M. Sánchez-Rodríguez, M. a. Huerta-Diaz, E. Choumiline, J. Holguín-Quiñonez, J. a. Zertuche-González, I. Sánchez-Rodríguez, M. a. Huerta-Diaz, E. Choumiline, O. Holguín-Quiones, J. a. Zertuche-González, M. Sanchez-Rodríguez, M. a. Huerta-Diaz, E. Choumiline, J. Holguín-Quiñonez, & J. a. Zertuche-González, 2001b. Elemental concentrations in different species of seaweeds from Loreto Bay, Baja California Sur, Mexico: Implications for the geochemical control of metals in algal tissue. Environmental Pollution 114: 145–160.

Sánchez, M., 1993. Interacción de variables hidroquímicas entre la ensenada de La Paz y la Bahía de la Paz, B.C.S., Mexico. .

Santos, A., A. Cocentino, Montenegro, T. Reis, & N. Vasconcelos, 2006. Macroalgas Como Indicadoras Da Qualidade Ambiental Da Praia De Boa Viagem – Pernambuco, Brasil. Boletim Técnico-Científico do Cepene 14: 25–33.

Sawidis, T., M. . Brown, G. Zachariadis, & I. Sratis, 2001a. Trace metal concentrations in marine macroalgae from different biotopes in the Aegean Sea Trace metal concentrations in marine macroalgae from different biotopes in the Aegean Sea. Environment International 27: 43–47.

Sawidis, T., M. . Brown, G. Zachariadis, & I. Sratis, 2001b. Trace metal concentrations in marine macroalgae from different biotopes in the Aegean Sea. Environment International 27: 43–47,

http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412001000526.

Sawidis, T., & A. N. Voulgaropoulos, 1986. Seasonal Bioaccumulation of Iron,

Cobalt and Copper in Marine-Algae from Thermaikos Gulf of the Northern Aegean Sea, Greece. Marine Environmental Research 19: 39–47.

Schiewer, S., & B. Volesky, 1995. Modeling of the proton-metal ion exchange in biosorption. Environmental science & technology 29: 3049–3058.

Schiewer, S., & B. Volesky, 2000. Biosorption processes for heavy metal removal. Environmental Microbe-Metal Interactions 329–362.

Schiewer, S., & M. H. Wong, 2000. Ionic strength effects in biosorption of metals by marine algae. Chemosphere 41: 271–282.

Shiber, J., 1980. Trace metals with seasonal consideration in coastal algae and molluscs from Beirut, Lebanon. Hydrobiologia 69: 147–162.

Shinn, L., & B. Nicolet, 1941. Determination of Threonine by the use periodate. The Journal of Biological Chemistry 138: 91-96.

Shumilin, E., F. Páez-Osuna, C. Green-Ruiz, D. Sapozhnikov, G. D. Rodríguez-Meza, & L. Godínez-Orta, 2001. Arsenic, antimony, selenium and other trace elements in sediments of the La Paz Lagoon, peninsula of Baja California, Mexico. Marine pollution bulletin 42: 174–178,

http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11381871.

Shumilin, E., & G. M. Rodri, 2015. Trace Elements in the Marine Sediments of the La Paz Lagoon, Baja California Peninsula, Mexico: Pollution Status in 2013. 61–66.

Signoret, M., & H. Santoyo, 1980. Aspectos ecológicos de la Bahía de La Paz, Baja California Sur. Anal. Inst Cienc. Mar y Limnol 7 (2): 217–248.

Siqueiros-Beltrones, D., P. Ramos Rivera, & S. Careaga-Olvera, 2017. Macroalgas marinas de Baja California Sur Parte I: Bahía de la Paz y Bahía de la Ventana. GBIF., Ocurrence data set, htt://doi.org/10.15468/zcygh6.

Siqueiros-Beltrones, D., & R. Riosmena Rodríguez, 1998. Macroalgas marinas de

Baja California Sur. Parte 1: Bahía de La Paz y Bahía de La Ventana. Versión 1.3. México, D.F.

Sivakumar, S., Y. C. Song, I. S. Park, S. H. Cho, C. Y. Lee, & B. G. Kim, 2010. Short-term influence of phosphate and nitrate on heavy metal accumulation by red alga Acrosorium uncinatum. Environmental Monitoring and Assessment 165: 449– 460, http://link.springer.com/10.1007/s10661-009-0958-x.

Smith, J., G. Summers, & R. Wong, 2010. Nutrient and heavy metal content of edible seaweeds in New Zealand. New Zealand Journal of Crop and Horticultural Science 38: 19–28,

http://mw8xt6bj7r.search.serialssolutions.com/?&url_ver=Z39.88-2004&url_ctx_fmt=info:ofi/fmt:kev:mtx:ctx&rft_val_fmt=info:ofi/fmt:kev:mtx:journal&r ft.atitle=Nutrient and heavy metal content of edible seaweeds in New Zealand&rft.aufirst=J. L.&rft.aulast=Sm.

Socolow, R., 1999. Nitrogen management and the future of foo : Lessons from the management of energy and carbon. Proc. Natl. Acad. Sci 96: 6001–6008.

Solorzano, L., 1969. Determination of ammonia in natural waters by the phenolhypochlorite method. Limnology and Oceanography 14: 799–801.

Sorentino, C., 1985. Copper resistance in Hormidium fluitans (Gay) Heering (Ulotrichaceae, Chlorophyceae). Phycologia 24: 366–368.

Stengel, D. B., H. McGrath, & L. J. Morrison, 2005. Tissue Cu, Fe and Mn concentrations in different-aged and different functional thallus regions of three brown algae from western Ireland. Estuarine, Coastal and Shelf Science 65: 687–696, http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0272771405002490.

Stokes, P. M., 1983. Responses of freshwater algae to metals. Prog. Phycol. Res 2: 87–112.

Storelli, M., A. Storelli, & G. Marcotrigiano, 2001. Heavy metals in the aquatic environment of the Southern Adriatic Sea, Italy. Environment International 26: 505–

509, http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0160412001000344.

Strickland, J., & T. Parsons, 1972. A practical handbook of seawater analysis. Fishieries Reseach Board of Canada. Department of Fisheries and the Enviroment, Ottawa,

http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:A+PRACTICAL+ HANDBOOK+OF+SEAWATER+ANALYSIS#0.

Struck, B. D., R. Pelzer, P. Ostapczuk, H. Emons, & C. Mohl, 1997. Statistical evaluation of ecosystem properties influencing the uptake of As, Cd, Co, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb and Zn in seaweed (Fucus vesiculosus) and common mussel (Mytilus edulis). Science of The Total Environment 207: 29–42, http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969797002465.

Sutherland, F. H., G. M. Kent, A. J. Harding, P. J. Umhoefer, N. W. Driscoll, D.
Lizarralde, J. M. Fletcher, G. J. Axen, W. S. Holbrook, A. González-Fernández, &
P. Lonsdale, 2015. Middle Miocene to early Pliocene oblique extension in the southern Gulf of California. Geosphere 8: 752–770.

Takesue, R. K., & A. Van Geen, 2002. Nearshore circulation during upwelling inferred from the distribution of dissolved cadmium off the Oregon coast. 47: 176–185.

Talbot, V., & A. Chegwidden, 1982. Cadmium and other heavy metal concentrations in selected biota from Cockburn Sound, Western Australia. Mar. Freshw. Res 33: 779–788.

Tejas, Z., 2013. Aguas residuales no residenciales en la ciudad de La Paz: cumpliemiento o incumplimiento de la normatividad ambiental. Universidad Autónoma de Baja California Sur.

Topcuoğlu, S., K. C. Güven, N. Balkıs, & Ç. Kırbaşoğlu, 2003. Heavy metal monitoring of marine algae from the Turkish Coast of the Black Sea, 1998–2000. Chemosphere 52: 1683–1688,

http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653503003011.

Torres-Orozco, E., 1993. Análisis Volumétrico de las Masas de Agua del Golfo de California., 80.

UNESCO, & J. Stirn, 1988. Eutrophication in the mediterranean Sea: receiving capacity and monitoring of long term effects. Marine Sciences 29.

Valderrama, J., 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. Mar. Chem. 10: 109-122.

Velasco-García, J. A., 2009. Ambientes geológicos costeros del litoral de la Bahía de La Paz Baja California, Sur, México. 82.

Villaseñor-Casales, A., 1979. Distribución vertical de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto en la Bahía de La Paz. B.C.S., durante la primavera de 1976. California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Report 20: 146–149.

Volesky, B., 2001. Detoxification of metal-bearing effluents: Biosorption for the next century. Hydrometallurgy 59: 203–216.

Vollenweider, R., 1979. Das nahrstoffbelastungs-konzept als grundlage fur den externen eingriff in den eutrophierungsprozeB stehender Gewasser und Talsperren Symp. Wahnbachtalsperrenver-bandes Veroffentlichung der Vortrage, Z. F. Wasser- und Abwasser. Forschung: 79.

Vollenweider, R., 1992. Coastal Marine Eutrophication: principles and control In Ollenweider, R., R. Marchetti, & R. Viviani (eds), Marine Coastal Eutrophication. Elsevier B.V., London: 1–20.

Vollenweider, R., F. Giovanardi, G. Montanari, & A. Rinaldi, 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the Adriatic Sea: Proposal for a trophic scale, turbididty and generealized water quality. Envirometrics 9: 329–357.

Vollenweider, R., A. Rinaldi, R. Viviani, & E. Todini, 1996. Assessment of the State

of Eutropication in the Mediterranean Sea. MAP Technical Report Series. Athens.

Volterra, L., & M. Conti, 2000. Algae as biomarkers, bioaccumulators and toxin producers. International Journal of Environment and Pollution 13: 92–125.

Von Damm, K., J. Edmond, B. Grant, & C. Measures, 1985. Chemistry of submarine hydrothermal solutions at Guaymas Basin, Gulf of California. Geochimica Et Cosmochimica Acta 49: 2221–2237.

Wang, B., & C. Liu, 2004. Factors controlling the distribution of trace metals in Macroalgae. Chinese Journal of Geochemistry 23: 366–362.

Wangersky, P., 1986. Biological control of trace metal residence time and speciation: A review and synthesis. Marine Chemistry 18: 269–297.

Williams, K., & R. Whetston, 1940. Arsenic distribution in soils and its presence in certain plants. Tech. Bull. U.S. Dept. Agric. 732: 1–20.

Wilson, J. G., 1994. The role of bioindicators in estuarine management. Estuaries 17: 94–101.

Wilson, S., M. Fieldes, & M. Fiedes, 1941. Studies in spectrographic analysis. II. Minor elements in a seaweed (Macrocystis pyrifera). New Zealand Journ. Sci. Tech New Zealand 23: 47B-48B.

Woolston, M., W. Breck, & G. VanLoon, 1982. A sampling study of the brown seaweed, ascophyllum nodosum as a marine monitor for trace metals. Water Research 16: 687–691,

http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0043135482900926.

Zaytsev, O., & S. Salinas-Gonzales, 1998. Water dynamics and mixing studies in the coastal zone of the Gulf of California. Proceedings of Canadian Hydrographyc Conference 267–276.

Zhou, W., & B. Qiu, 2004. Mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance in algae. Hupo Kexue 16: 265–272.

Zolotukhina, Y., Y. Gavrilenko, & K. Burdin, 1990. Interactions among metal ions during uptake by marine macroalgae. Gidrobiologicheskiy Zhurnal 26: 46–52.

Zweng, M. M., J. R. Reagan, J. I. Antonov, A. V. Mishonov, T. P. Boyer, H. E. Garcia, O. K. Baranova, D. R. Johnson, D. Seidov, & M. M. Bidlle, 2013. World Ocean Atlas 2013, Volume 2: Salinity. NOAA Atlas NESDIS. NOAA Atlas NESDIS 74, http://www.nodc.noaa.gov/OC5/indprod.html.