



**INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL**  
**CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS**



**RESPUESTA DE LAS ASOCIACIONES DE  
DIATOMEAS BENTÓNICAS A LA PRESENCIA  
DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS**

**TESIS**

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE  
DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS**

**PRESENTA**

**YURIKO JOCSELIN MARTÍNEZ HERNÁNDEZ**

**LA PAZ, BCS., ENERO DE 2020**

## **DEDICATORIA**

**A mi esposo Alejandro**

**A mi hijo Leonardo**

## Agradecimientos

A CONACyT por el apoyo económico por medio de la beca para la realización de estudios de doctorado.

A CICIMAR por aceptar mi ingreso al doctorado, por la formación recibida y el apoyo económico a congresos.

A la Secretaria de Investigación y Posgrado por el apoyo al proyecto **SIP-20171719. Estructura de asociaciones de diatomeas bentónicas en una zona contaminada por elementos potencialmente tóxicos (EPTs) derivados de la minería: I) base florística y valores de referencia de EPTs** bajo la responsabilidad del Dr. David Alfaro Siqueiros Beltrones y los proyectos SIP20160972, SIP20170889, SIP20181382, SIP20195126, sobre Biogeoquímica de elementos traza en sistemas costeros influenciados por minería de cobre. el cual, bajo la Dirección de la Dra. Ana J. Marmolejo Rodríguez, los cuales sirvieron como base para la realización del trabajo de tesis, trabajo de campo, apoyo a congresos, y beca BEIFI.

Al proyecto SIP- 20161087, SIP- 20170989 sobre Variabilidad hidrográfica en Bahía de La Paz y la zona oceánica adyacente por el impacto de El Niño 2016, por el apoyo para el otorgamiento de la beca de estímulo institucional de formación de investigadores (BEIFI).

Agradezco a mi Director de Tesis, Dr. David A. Siqueiros por todo el conocimiento brindado sobre filosofía, ciencia y diatomeas. Y a mi Co-Directora Dra. Ana Judith Marmolejo Rodríguez, por su apoyo en el tema de elementos potencialmente tóxicos y geoquímica marina.

Se agradece a los miembros del comité de tesis, Dra. Janette M. Murillo Jiménez, Dr. Rafael Cervantes Duarte y al Dr. Víctor Cruz Escalona por las observaciones a los avances presentados cada semestre y por la revisión a este trabajo.

Se agradece al Dr. Omar López Fuerte por su colaboración en la toma de muestras en el puerto de Santa Rosalía para el estudio exploratorio.

Al pescador Alberto López Fuerte y al M. en C. Alejandro Aldana Moreno por la ayuda en campo, recolección de muestras en la localidad de Santa Rosalía y sitio control (Santa María).

Al Dr. Tonatiuh Chávez Sánchez por la identificación a nivel de género de las macroalgas recolectadas en Santa Rosalía y Sitio Control.



**INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL**  
**SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO**

SIP-14  
REP 2017

*ACTA DE REVISIÓN DE TESIS*

En la Ciudad de  siendo las  horas del día  del mes de  del  se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de la Tesis, designada por el Colegio de Profesores de Posgrado de:  para examinar la tesis titulada:

Apellido Paterno:	Martínez	Apellido Materno:	Hernández	Nombre (s):	Yuriko Jocselin
-------------------	----------	-------------------	-----------	-------------	-----------------

Número de registro:

Aspirante del Programa Académico de Posgrado:

Una vez que se realizó un análisis de similitud de texto, utilizando el software antiplagio, se encontró que el trabajo de tesis tiene 30 % de similitud. **Se adjunta reporte de software utilizado.**

Después que esta Comisión revisó exhaustivamente el contenido, estructura, intención y ubicación de los textos de la tesis identificados como coincidentes con otros documentos, concluyó que en el presente trabajo SI  NO  **SE CONSTITUYE UN POSIBLE PLAGIO.**

**JUSTIFICACIÓN DE LA CONCLUSIÓN:** *(Por ejemplo, el % de similitud se localiza en metodologías adecuadamente referidas a fuente original)*

Se llegó a esta conclusión ya que se registró un 17% de fuentes de internet, un 9 % de publicaciones y 21% trabajos del estudiante

**\*\*Es responsabilidad del alumno como autor de la tesis la verificación antiplagio, y del Director o Directores de tesis el análisis del % de similitud para establecer el riesgo o la existencia de un posible plagio.**

Finalmente y posterior a la lectura, revisión individual, así como el análisis e intercambio de opiniones, los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR**  **SUSPENDER**  **NO APROBAR**  la tesis por **UNANIMIDAD**  o **MAYORÍA**  en virtud de los motivos siguientes:

Todos los miembros del comité estamos de acuerdo que la tesis reúne todos los requisitos y está finalizada para su defensa.

**COMISIÓN REVISORA DE TESIS**

 Director de Tesis Nombre completo y firma	Nombre completo y firma	Nombre completo y firma
DRA. ANA JUDITH MARMOLEJO RODRÍGUEZ 2º Director de Tesis (en su caso) Nombre completo y firma	Nombre completo y firma	Nombre completo y firma <b>PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES</b>



**INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL**  
**SECRETARIA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO**

**CARTA CESIÓN DE DERECHOS**

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 22 del mes mayo del año 2020

El (la) que suscribe M. en C. Yuriko Jocselin Martínez Hernández alumno(a) del Programa

DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

con número de registro A161020 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS

manifiesta que es autor(a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo la dirección de

DR. DAVID ALFARO SIQUEIROS BELTRONES Y DRA. ANA JUDITH MARMOLEJO RODRIGUEZ

y cede los derechos del trabajo titulado

RESPUESTA DE LAS ASOCIACIONES DE DIATOMEAS BENTÓNICAS A LA PRESENCIA DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS

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 de trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Éste puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección okiruy20g@gmail.com y dsiquei@ipn.mx

Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo

Yuriko Jocselin Martínez Hernández  
*nombre y firma del(a) alumno(a)*

## Contenido

<b>1. Introducción .....</b>	<b>1</b>
<b>2. Antecedentes.....</b>	<b>4</b>
2.1 Importancia ecológica de diatomeas bentónicas.....	4
2.2 Estructura de taxocenosis de diatomeas bentónicas marinas .....	5
2.3. Características indicadoras de respuesta de diatomeas bentónicas a la contaminación .....	7
2.4 Bioensayos en laboratorio .....	14
2.5 Estudios biogeoquímicos en la zona costera de Santa Rosalía .....	16
<b>3. Justificación .....</b>	<b>17</b>
<b>4. Objetivos .....</b>	<b>18</b>
4.1 Objetivo General.....	18
4.2 Objetivos específicos .....	18
<b>5. Hipótesis .....</b>	<b>19</b>
<b>6. Material y métodos.....</b>	<b>20</b>
6.1. Área de estudio.....	20
6.2 Trabajo de campo.....	21
6.3 Trabajo de laboratorio .....	25
6.3.1. Procesamiento del sustrato para obtención de diatomeas bentónicas.....	25
6.3.2. Procesamiento de macroalgas y sedimento para la determinación de EPT.....	26
6.4 Análisis de muestras de diatomeas bentónicas.....	29
6.4.1 Identificación de diatomeas bentónicas .....	29
6.4.2 Estructura de las asociaciones de diatomeas bentónicas .....	29
6.4.3 Cálculo de valores de EPT .....	31
<b>7. Resultados .....</b>	<b>33</b>
7.1 Florística de diatomeas bentónicas.....	33

7.2 Estructura de las asociaciones de diatomeas bentónicas .....	38
7.3. Similitud entre sitios de muestreo y sustratos.....	43
7.4 Deformaciones de valvas en diatomeas bentónicas .....	51
7.5 Concentraciones de Elementos Potencialmente Tóxicos (EPT).....	54
<b>8. <i>Discusión</i> .....</b>	<b>63</b>
<b>9. <i>Conclusiones</i>.....</b>	<b>76</b>
<b>10. <i>Literatura citada</i> .....</b>	<b>78</b>
<b>11. <i>Apéndices</i> .....</b>	<b>89</b>
<b>11. <i>Anexos</i>.....</b>	<b>109</b>



## LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Características usadas y propuestas para estudios de diatomeas como bioindicadoras; la mayoría enfocados en ambientes de agua dulce.....	9
Tabla 2. Estudios realizados con diatomeas bentónicas en ambientes marinos contaminados. ....	11
Tabla 3. Concentraciones de IC <sub>50</sub> y EC <sub>50</sub> en diatomeas bentónicas marinas, expuestas a metales en bioensayos. ....	15
Tabla 4. Sitios y puntos de muestreo en el área de estudio y sitio control.....	22
Tabla 5. Estándares de referencia PACS-2, MESS-3 (sedimento), para los elementos analizados con el valor certificado, el valor obtenido y los % de recuperación.....	27
Tabla 6. Estándar de referencia de tejido vegetal (New Ash), para los elementos analizados con el valor certificado, el valor obtenido y los % de recuperación.....	28
Tabla 7. Lista florística de diatomeas bentónicas (epilíticas, episámicas y epifitas) del área de estudio (SR=Santa Rosalía) y sitio Control (SC). ....	30
Tabla 8. Abundancias de diatomeas bentónicas en los tres sustratos (sedimento, algas y roca) en el sitio control (SC), costa y puerto de Santa Rosalía. ....	37
Tabla 9. Valores de índices que describen la estructura de la comunidad de diatomeas bentónicas en Santa Rosalía, BCS.....	40
Tabla 10. Abundancias de cada taxa de diatomeas que se registraron sobre macroalgas con diversidad baja. S=Riqueza, H´=Diversidad de Shannon, P=punto de muestreo, N=Tamaño de muestra. ....	41
Tabla 11. Valores de índices que describen la estructura de las asociaciones de diatomeas bentónicas del sitio control durante marzo 2016. ....	42
Tabla 12. Porcentaje de valvas de diatomeas deformes presente en los sitios de muestreo del puerto de Santa Rosalía, BCS.. ....	52
Tabla 13. Especies de diatomeas y número de valvas que presentaron deformación, procedentes de los sitios de muestreo del puerto de Santa Rosalía. ....	52
Tabla 14. Concentraciones de EPT en sedimentos contaminados de Santa Rosalía y valores de referencia. ....	55

Tabla 15. Concentraciones de EPT en sedimentos por sitio de muestreo en Santa Rosalía, BCS y referentes de contaminación. ....	56
Tabla 16. Concentraciones de EPT en el sitio control; valores promedio ( $\text{mg kg}^{-1}$ ). ....	57
Tabla 17. Concentraciones de elementos potencialmente tóxicos en macroalgas ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de Santa Rosalía y el Sitio Control.....	58

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación del área de estudio (Santa Rosalía) y del sitio control (Santa María).	21
Figura 2. Ubicación de los sitios de muestreo en Santa Rosalía BCS. Puerto: T=tanques, C=cuevas. #=puntos de muestreo. ....	23
Figura 3. Sustratos recolectados en área de estudio y sitio control. A) macroalgas, B) rocas, C) sedimento. ....	24
Figura 4. Abundancias relativas de especies de diatomeas bentónicas (N=500) en sedimento, roca y macroalgas en los puntos de muestreo del sitio control, costa (Tanques-Cuevas) y puerto de Santa Rosalía.. ....	38
Figura 5. Abundancias relativas para las asociaciones de diatomeas bentónicas aplicando un análisis de Similitud de Bray Curtis con base en las abundancias relativas para las asociaciones de diatomeas bentónicas en el puerto y costa de Santa Rosalía, BCS.....	45
Figura 6. Presencia/ausencia de las asociaciones de diatomeas bentónicas mediante el análisis de Similitud de Bray Curtis en el puerto y costa de Santa Rosalía, BCS.....	46
Figura 7. Similitud de Bray Curtis con base en las abundancias relativas para las asociaciones de diatomeas bentónicas en el sitio control. ....	47
Figura 8. Similitud de Bray Curtis con base en la presencia/ausencia para las asociaciones de diatomeas bentónicas en el sitio control.....	48
Figura 9. Similitud de Bray Curtis con base en las abundancias relativas para las asociaciones de diatomeas bentónicas en Santa Rosalía y el sitio control. ....	49
Figura 10. Similitud de Bray Curtis con base en las abundancias relativas para las asociaciones de diatomeas bentónicas en Santa Rosalía y el sitio control. ....	50
Figura 11. Diatomeas bentónicas con deformaciones de valvas y areola. ....	53
Figura 12. Resultados del Factor de Enriquecimiento Normalizado para Santa Rosalía.	59
Figura 13. Selección de elementos potencialmente tóxicos que están enriquecidos en el área de estudio (Santa Rosalía). ....	60
Figura 14. Elementos empobrecidos y elementos por debajo de un factor moderado en el sitio control (Santa María). ....	61

## Glosario

**Bentónico:** referencia al fondo marino. Aquellos organismos que habitan en el fondo del mar.

**Comunidad.** Cualquier grupo de organismos (poblaciones) pertenecientes a especies distintas que ocurren en el mismo hábitat o área.

**Contaminación:** Introducción de un agente no deseado, dentro de un área natural, causando inestabilidad, desorden y también daños en el ecosistema; el contaminante debe ser suficiente en cantidad como para provocar un desequilibrio.

**Diatomea.** Microalga unicelular (perteneciente a la División Bacillariophyta), de vida libre o colonial, cuyo protoplasto está rodeado por una pared silíceo, miden entre 2 a 800 micras de largo.

**Diatomea epífita.** Diatomeas que viven sobre cualquier parte de una macrofita u otro organismo fotosintético.

**Diatomea episámica y epipélica.** Organismos acuáticos que se mueven sobre la superficie del sedimento o que viven en la interfase o interfaz sedimento/agua.

**Diatomeas epilítica:** Que vive sobre un sustrato rocoso.

**Elemento Potencialmente tóxico:** cuando un elemento que es traza y llega a aumentar su concentración es denominado elemento potencialmente tóxico (EPT); estos elementos pueden llegar a causar daños a la biota

**Enriquecimiento:** Que concentración de elemento tiene de más con respecto al valor superior de la corteza terrestre. Se expresa mediante un factor.

**Frústula.** Pared celular silicea compuesta por dos valvas y un cíngulo.

Florística. Estudio de la composición de especies vegetales de una localidad o región en particular.

Rafé: es una fisura o un par de fisuras a lo largo de la valva; este se puede encontrar en el centro o cerca del margen valvar.

Talo: Tejido vegetativo indiferenciado que se encuentra en macroalgas.

Taxocenosis. Asociaciones de poblaciones de especies de un grupo taxonómico determinado.

Taxón. Unidad de clasificación de los organismos (plural: taxones o taxa).

Taxonomía. La teoría y la práctica de describir, nombrar y clasificar organismos.

Valva. Una de las dos partes de la frústula de una diatomea, unida por bandas intercalares.

## RESUMEN

Los estudios sobre diatomeas bentónicas marinas en sitios impactados por el aporte natural o antropogénico de metales pesados o elementos potencialmente tóxicos (EPT) se han realizado principalmente en ambientes continentales, donde se sabe que la composición de especies o la morfología de la frústula son modificadas en presencia de EPT. Se planteó la hipótesis nula de que las asociaciones de diatomeas bentónicas en un ambiente marino contaminado no diferirán a la de un ambiente marino prístino, de acuerdo con su composición de especies, estructura comunitaria y morfología de la frústula. El área de estudio se localizó en las playas presuntamente contaminadas por desecho de la minera de cobre de Santa Rosalía (SR), BCS. Se realizaron tres muestreos, dos en el puerto de SR durante mayo 2015 y enero 2016, y uno en la costera en marzo 2016; en el ambiente marino se recolectaron muestras de sedimento, roca y macroalgas. Asimismo, se estableció un sitio control (SC) a 8 km al norte de SR., recolectando muestras en marzo, 2016. Las muestras fueron procesadas en laboratorio para la obtención de diatomeas, y el sedimento se procesó para medición de EPT. Los elementos más enriquecidos fueron Cu>Zn>In>Cd>Co>Mn>Bi>U>Pb>Mo. Se registraron 217 taxa de diatomeas bentónicas en SR y 397 en SC. Los géneros mejor representados fueron *Amphora* (54), *Nitzschia* (43), *Navicula* (40), *Cocconeis* (37), *Diploneis* (34), *Achnantes* (21). Las especies de diatomeas más abundantes en SR fueron *Cocconeis scutellum* y *Gomphoseptatum aestuarii*; en cambio, para SC la especie más abundante fue *Licmophora flabellata*. Los valores de diversidad de H' variaron entre 2.4 y 4.3, a excepción de las epifitas de las macroalgas *Dyctiota*, *Jania* y *Sargassum* (H'=0.60, 0.88, 00.44, respectivamente) en la costa de SR en donde fueron característicos de ambientes extremos. Las macroalgas registraron una riqueza (S) baja en SR de 3 hasta 19 taxa con respecto a la riqueza registrada en el SC (S= 21-54). Por otro lado, se registraron deformaciones de valvas de diatomeas, en el género *Achnanthes* (punto 2 puerto SR14% y punto 5 puerto19%). La composición de especies es similar a ambientes prístinos, así como en la costa del Golfo de

California y costas de México. La taxocenosis de diatomeas presentó una estructura similar a aquellas típicas de ambientes sin contaminación, pocas especies dominantes, pocas especies comunes y muchas especies raras o poco comunes. Presentaron una estructura comunitaria estable, sin embargo; las deformaciones presentes en las valvas de las diatomeas podría ser una respuesta a la influencia de los EPT. De acuerdo con esto, la composición de especies y la estructura comunitaria, fue similar a la de ambientes marinos sin contaminar, sin embargo, se observó la deformación de la frústula de diatomeas en el área contaminada. Aunque los niveles de contaminación propuestos (ERL, ERM) indicaron que habría efecto nocivo sobre la biota, las asociaciones de diatomeas bentónicas mostraron características de ambientes no perturbados. Por lo que la hipótesis propuesta no se rechaza.

## Abstract

Studies on marine benthic diatoms whose environment is contaminated by heavy metals or potentially toxic elements (PTE), have been carried out mainly in freshwater environments, where it is known that the species composition or the morphology of the frustule are modified by PTE. The null hypothesis that the benthic diatom associations in a contaminated environment would not be different from that of a pristine environment, regarding to species composition, community structure and morphology of the frustule was tested. The study area was located on beaches contaminated by waste from the copper mine in Santa Rosalía (SR), BCS. Three samplings were carried out: two at the port of SR, during May 2015 and January 2016, and another one on the coast in March 2016. Samples of sediment, rock and macroalgae in marine environment were collected. Likewise, samples were collected at a control site (CS) located 8 km northward of SR. The samples were processed in the laboratory for obtaining diatoms while the sediment was processed to measure PTE. The most enriched elements were Cu>Zn>In>Cd>Co>Mn>Bi>U>Pb>Mo. A total of 217 diatom taxa were recorded in SR and 397 at the CS. The best represented genera were *Amphora* (54), *Nitzschia* (43), *Navicula* (40), *Cocconeis* (37), *Diploneis* (34), *Achnanthes* (21). The most abundant diatoms in SR were *Cocconeis scutellum* and *Gomphoseptatum aestuarii*. In contrast, *Licmophora flabellata* was the most abundant diatom at the CS. Shannon's diversity ( $H'$ ) ranged between 2.4 to 4.3, with an exception for the seaweed substrates: *Dyctiota*, *Jania* and *Sargassum* ( $H'=0.60, 0.88, 00.44$ , respectively) on the coast of SR; these values are characteristic of extreme environments. In SR, seaweeds recorded a lower richness (S) from 3 to 19 taxa, with respect to the richness recorded in the SC (S = 21-54). On the other hand, deformations of diatom valves in *Achnanthes* (site 2 port of SR with 14% and site 5 port of SR with 19%) were recorded. The composition of diatoms species is similar to that of pristine environments, as well as both coastal of Gulf of California and Mexico. The diatom taxocenosis presented a structure similar to those typical of non-contaminated environments, with few dominant species, few common species and many rare or uncommon species. A stable community structure was presented. However; deformations observed in diatom valves may be a response to the influence of PTE. Although the detected contamination levels (ERL, ERM) indicated that a harmful effect on biota should occur, benthic diatom associations showed characteristics of undisturbed environments. Thus, the proposed hypothesis no rejected.



## 1. Introducción

Las investigaciones que se enfocan en evaluar el impacto que tienen agentes contaminantes sobre la biota son necesarias para el conocimiento de la respuesta de los organismos a los cambios forzados del ambiente. Así, se han llevado a cabo estudios con diversos organismos en ambientes contaminados para evaluar su respuesta ecológica o morfológica; ello ha llevado a la elaboración de índices para evaluar los efectos sobre la biota; asimismo, se han estimado los niveles de contaminación alcanzados (Salomoni *et al.*, 2006; Ács *et al.*, 2005; Blanco *et al.*, 2008).

Para ambientes continentales existen evaluaciones sobre la calidad ambiental de ríos y lagos en los que se han utilizado organismos bioindicadores; estos consideran diversos microorganismos, incluyendo diatomeas, dada su rápida respuesta a un determinado contaminante; y bajo el mismo principio se han propuesto índices diatomológicos para evaluar la calidad del agua en ambientes continentales (ríos y lagos), como el Índice de Poluosensibilidad Específica (IPS), el Índice Biológico de Diatomeas y el Índice Europeo (CEE) entre otros. Estos índices fueron diseñados bajo un conocimiento previo de tolerancia de los taxones a la contaminación, y se han usado para la aplicación de un área geográfica específica (Medley & Clements, 1998; Ivorra *et al.*, 1999; Gómez & Licursi, 2001; Reskoné *et al.*, 2005; Ács *et al.*, 2005; Cambra *et al.*, 2005; Salomoni *et al.*, 2006; Penalta-Rodríguez y López-Rodríguez, 2007).

En el ambiente marino ocurren diferentes tipos de contaminación, ya sea por materia orgánica, metales o por desechos derivados de diversas actividades productivas, que pueden impactar el ambiente o directamente a la biota. Los organismos que reúnen diversas características, como ser de hábitos bentónicos, de rápida reproducción, y ser sensibles o tolerantes a contaminantes, son utilizados como bioindicadores, ya que estos pueden brindar información sobre el área. A través del tiempo, con mayor conocimiento de organismos marinos bioindicadores

se han realizado índices para la evaluación del ambiente, basándose en la riqueza de especies, presencia de especies oportunistas, diversidad de especies y sus abundancias (Desrosiers *et al.*, 2013). De esta manera, para el ambiente marino se han determinado especies indicadoras como poliquetos *Capitella capitata* que son característicos de ambientes con exceso de materia orgánica, mientras que *Nereis diversicolor*, son poliquetos que se caracterizan por tolerar concentraciones altas de metales (Bryan & Hammerstone, 1971; Méndez-Ubach & Green-Ruíz, 2006).

Por otra parte, en ambientes marinos con influencia minera se han realizado estudios para evaluar el nivel de contaminación del sedimento, registrándose valores altos elementos traza, los cuales exceden el valor superior de la corteza terrestre, e incluso sobrepasan los límites de efecto de rango medio (ERM; Long *et al.*, 1995); lo que indica un alto nivel de impacto sobre la biota presente. Los resultados aportan evidencia de una fuente de enriquecimiento de estos metales en los sedimentos. Así, cerca del puerto de Santa Rosalía, BCS, México, se ha identificado un área considerada “hot spot” con alto contenido de uranio y se ha registrado la biodisponibilidad de metales como Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en concentraciones de 0.67, 827, 14 806, 5 094, 26, 10, 274 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente. Estas mediciones indican que, incluso la concentración biodisponible de Cu, sobrepasa el ERM (270), *i.e.*, las altas concentraciones de metales pueden causar daños a la biota que habita en el área (Shumillin *et al.*, 2000, 2011, 2012, 2012b; Jonathan *et al.*, 2016).

También se han realizado estudios sobre concentraciones de metales contenidos en talos de macroalgas como *Padina durvillaei* (feofita) a lo largo de la costa de Santa Rosalía, registrándose concentraciones de Cd (3.6 mg kg<sup>-1</sup>), Co (6.5 mg kg<sup>-1</sup>), Pb (7.2 mg kg<sup>-1</sup>), Ni (9.96 mg kg<sup>-1</sup>), Cu (53 mg kg<sup>-1</sup>), Zn (63 mg kg<sup>-1</sup>), Mn (295 mg kg<sup>-1</sup>), Fe (2243 mg kg<sup>-1</sup>), diferentes a las halladas en los sedimentos. Por esto se sugirió que la movilidad geoquímica de estos elementos es baja (Rodríguez-Figueroa *et al.*, 2009).

Para proponer el uso de diatomeas bentónicas como potenciales indicadores de impacto en el ambiente marino se requiere una base taxonómica precisa y comprensiva para definir mejor las especies con preferencia ecológica: Igualmente, se requiere la descripción físico-química de los sitios antes de elaborar algún índice biótico o de intentar alguna interpretación objetiva. De esta manera, para iniciar una investigación de esta índole en el ambiente marino es necesario contar tanto con una base florística regional formal de las taxocenosis de diatomeas bentónicas, una idea de su estructura comunitaria, que permitan hacer comparaciones y determinar si muestran algún tipo de respuesta a la contaminación de su ambiente (Desrosiers *et al.* 2013; Siqueiros-Beltrones, 2014) al desviarse sus descriptores comunitarios de aquellos típicamente (normales) registrados para taxocenosis de ambientes no perturbados.

Con base en esta información surgieron las siguientes preguntas de investigación:

- 1.- ¿Cuál es la composición de especies de diatomeas bentónicas en un ambiente enriquecido antropogénicamente con EPT?
- 2.- ¿Cómo es la estructura comunitaria de diatomeas bentónicas en sitios con concentraciones elevadas de EPT?
- 3.-¿La estructura comunitaria de diatomeas bentónicas en un ambiente con altas concentraciones de EPT es diferente a las de un ambiente con baja o nulas concentraciones de EPT?
- 4.-¿De acuerdo a los criterios de Long *et al.* (1995) , cuáles son los niveles de contaminación por EPT en el área de estudio?
- 5.-¿Se registrarán especies dominantes bajo altas concentraciones de EPT?
- 6.-¿La morfología de las diatomeas bentónicas estará afectada en sitios con altas concentraciones de EPT?

## 2. Antecedentes

### 2.1 Importancia ecológica de diatomeas bentónicas

Las diatomeas son microalgas que se caracterizan principalmente por presentar una pared celular silíceica denominada frústula, la cual, independientemente de su patrón estructural común a todas, exhibe una multiplicidad de formas que han sido utilizadas para establecer esquemas de clasificación, dada su correspondencia con otros rasgos biológicos distintivos. Pueden ser encontradas como componentes del plancton o bien como parte de comunidades bentónicas que ocupan diversos sustratos: rocas (epilíticas), macroalgas y pastos marinos (epifitas), sedimentos (episámicas, epipélicas), y son un componente primario de las biopelículas bentónicas (Dawes, 1991; Morin *et al.*, 2012). Son, a su vez, productores primarios esenciales, siendo parte base de la cadena trófica.

Debido a su relevancia ecológica han sido utilizadas en un gran número de disciplinas científicas dentro de las que se encuentra la Biología Ambiental (Ecología y Paleoecología), donde se examinan comunidades de diatomeas para evaluar la calidad del agua, contaminación, eutrofización, y acidificación de cuerpos de agua. Asimismo, las diatomeas han sido utilizadas bajo la premisa de que, al tratarse de i) organismos sésiles, ii) con rápido crecimiento, iii) con ciclos de vida cortos, iv) sensibles a las perturbaciones del ambiente, y v) con distribución cosmopolita (Sullivan, 1999), responden rápidamente a las perturbaciones del ambiente. Así, se puede observar un cambio en la estructura comunitaria de las asociaciones de diatomeas bentónicas, al utilizar esta característica como respuesta a las condiciones diferentes de un ambiente estable (Cattaneo *et al.*, 2004; Falasco *et al.*, 2009; Morin *et al.*, 2012). De esta manera, especies sensibles son sustituidas por especies tolerantes, alterando la composición de la taxocenosis; incluso las diatomeas pueden presentar alteraciones morfológicas, las cuales son un síntoma de alteraciones del metabolismo, lo que también afecta la morfología característica de la frústula (Falasco *et al.*, 2009; Lavoie *et al.*, 2017; Gautam *et al.*, 2017).

De acuerdo con lo anterior, la respuesta de las diatomeas en relación con la contaminación por metales sugiere que algunos taxa tienen cierta resistencia y/o tolerancia a estos (Siqueiros Beltrones, 2002; Siqueiros Beltrones, 2005). Por ejemplo, *Achnanthes minutissima* y *Navicula seminulum* (*N. atomus*) proliferan en presencia de ciertos metales; en estudios sobre contaminación con Zn, Cd y Fe en ambientes dulceacuícolas, han sido observadas especies dominantes de diatomeas, como *A. minutissima* y *Brachysira vítrea*, considerando que esto reflejaría estrategias oportunistas y alta tolerancia al Zn y Cd (Ivorra *et al.*, 1999). Además, se han registrado algunas especies con deformaciones de valvas consistentes en distorsiones de la zona axial; dichas deformaciones fueron frecuentes en *Fragilaria cf. tenera*, *Fragilaria capucina* var. *rumpens* y *Eunotia* sp. (Cattaneo *et al.*, 2004). A esto se puede agregar la respuesta a nivel de estructura de las asociaciones de diatomeas bentónicas al efecto potencial de elementos contaminantes.

## 2.2 Estructura de taxocenosis de diatomeas bentónicas marinas

La estructura de una taxocenosis se caracteriza sobre la base de algunos atributos como la riqueza y abundancia de especies, los cuales en combinación han sido utilizados para elaborar algunos índices ecológicos tales como la diversidad alfa, equidad, dominancia, y similitud ( $\beta$ -diversidad). Estos permiten identificar patrones ecológicos y varían en función del número de taxa que la constituyen y sus proporciones, i.e., especies dominantes, comunes, y raras (Siqueiros Beltrones, 2002); sus variaciones reflejan las condiciones del ambiente. Así, las asociaciones o taxocenosis de diatomeas bentónicas pueden exhibir diferente riqueza de especies dependiendo de la zona y sustrato que habiten; por ejemplo, puede existir una riqueza baja cuando las condiciones son extremas, como en ambientes hipersalinos (Siqueiros Beltrones, 1988, 1990), o como en rocas expuestas a desecación. No obstante, de acuerdo con los diferentes trabajos realizados sobre

diatomeas bentónicas en ambientes no perturbados o impactados, se ha observado que la riqueza de especies para un determinado sustrato varía entre aproximadamente 20 y 50 taxa por muestra (Siqueiros Beltrones, 1998, 2002) y comunmente entre 50 y 100 taxa por muestra en aquellos más productivos, pudiendo rebasar los 300 taxa en total (Siqueiros Beltrones *et al.*, 2017). Ello dependerá de qué tan favorables sean las condiciones ambientales, incluyendo el tipo de sustrato y el grado de perturbación en la localidad, pero también de qué tan exhaustiva sea la exploración de las muestras. Sin embargo, independientemente de la riqueza de especies, las asociaciones de diatomeas bentónicas exhiben una estructura similar, presentando en general pocas especies abundantes y comunes, y muchas especies poco comunes y raras, relativamente (Siqueiros Beltrones, 2002).

De acuerdo con la teoría de la información de Shannon, la diversidad de especies se mide según el número de especies y la abundancia relativa de cada especie (Shannon & Weaver, 1945). Análogamente, una baja diversidad se refiere a pocas especies o con abundancias desiguales, y una alta diversidad se refiere a muchas especies y/o abundancias similares (Magurran, 1988). Así, con base en un estudio para probar los índices que mejor describirían una taxocenosis de diatomeas bentónicas, se propuso el uso de índices como el de Shannon ( $H'$ ) y el de equidad de Pielou (1975) basados en la teoría de la información, junto con la medida de diversidad de Simpson (1949) para hacer más adecuadas las interpretaciones (Siqueiros Beltrones, 1990). Las implicaciones teóricas sobre la interpretación ecológica de los valores calculados para diatomeas, han permitido establecer un intervalo de valores de diversidad ( $H'=2.6-3.89$ ) de acuerdo con la certidumbre de que estos reflejen condiciones favorables o no favorables para el desarrollo de taxocenosis de diatomeas bentónicas, ello sobre la base de que reflejan condiciones reales y, por lo tanto, estables (Siqueiros Beltrones, 2005).

### 2.3. Características indicadoras de respuesta de diatomeas bentónicas a la contaminación

Aunque se han realizado diversas investigaciones utilizando a diatomeas bentónicas como indicadoras, esto ha sido mayormente documentado en ambientes continentales. En estas se describen la composición florística y se identifican especies indicadoras desarrollando índices para caracterización de ambientes (ríos y lagos) contaminados con base en la estructura comunitaria (Medley & Clements, 1998; Ivorra *et al.*, 1999; Reskoné *et al.*, 2005; Gómez & Licursi, 2001; Salomoni *et al.*, 2006; Penalta-Rodríguez & López-Rodríguez, 2007). Así, se han desarrollado investigaciones dentro de dos vertientes de acuerdo con la literatura consultada: a) los trabajos que dan recomendaciones de cómo y porqué las diatomeas serían buenas indicadoras marinas de contaminación, así como cuáles características servirían como respuesta; y b) las investigaciones que se han realizado en ambientes marinos (Cunningham *et al.* 2005, 2003; Desrosiers *et al.*, 2013; Siqueiros Beltrones *et al.*, 2014; Potapova *et al.*, 2016; Pandey & Bergey, 2016; Belando *et al.*, 2017; Pandey *et al.*, 2017). En la tabla 1 se muestra información que incluye las características que se consideran importantes para utilizar las diatomeas como respuesta a la contaminación marina por metales y materia orgánica, así como la descripción que se ocupa para interpretar cada uno de ellos: La mayoría se han enfocado en ambientes de agua dulce y según DeNicola (2000), Cunningham *et al.* (2005), Morin *et al.* (2012). Desrosiers *et al.* (2013), Pandey y Bergey (2016), Pandey *et al.* (2017), Belando *et al.* (2017), A diferencia de otros taxa, se atribuye a las diatomeas bentónicas marinas un gran potencial bioindicador de impacto, ya que presentan un crecimiento rápido y viven en diferentes tipos de sustratos, mientras que su permanencia bentónica, ya sea sésil o de desplazamiento limitado, las hace buenos referentes; además, viven en diferentes tipos de ecosistemas marinos, y su desarrollo y crecimiento en escala de tiempo es de días (Desrosiers *et al.*, 2013).

A pesar de lo anterior, sobre este tópico interdisciplinario existen pocas investigaciones, y algunas de estas carecen de argumentos que sustenten la respuesta de las diatomeas a la contaminación. Por ejemplo, hay estudios en los

que sus niveles de concentración de metales no rebasan los niveles de referencia que indican si esta puede afectar a la biota (Siqueiros Beltrones *et al.*, 2104). La tabla 2 muestra los trabajos llevados a cabo con diatomeas bentónicas marinas relacionados con presencia de metales. Se aprecia que los géneros comúnmente registrados son *Nitzschia*, *Navicula*, *Cocconeis*, *Amphora* y *Achnanthes*; en estos estudios se ha encontrado una relación entre sitios contaminados y una baja abundancia relativa de diatomeas. Mientras que en otros (Dickman, 1998) se han observado deformaciones en las frústulas de diatomeas, ya sean gruesos o que alteran ligeramente sus patrones morfológicos.



Tabla 1. Características usadas y propuestas en estudios para uso de diatomeas como bioindicadoras de contaminación.

<b>Característica</b>	<b>Descripción</b>
Diversidad y abundancia	Un cuidadoso análisis de baja diversidad podría estar ligado a una contaminación química y puede ser usada para una evaluación. Efectos de la contaminación en comunidades de diatomeas han utilizado índices como Shannon, equidad y similitud de Jaccard.
Densidad y volumen de células de la comunidad.	Se observa el cambio de la densidad y/o biovolumen de células en ambientes con estrés de metales. La densidad muestra un rápido cambio en dos semanas, con respecto a un ambiente no contaminado.
Cambio en la composición de especies	Se toma como referencia el cambio que existe de un sitio a otro, o de un sitio control, así como el cambio a través del tiempo.
Especies sensibles y tolerantes	Especies de diatomeas responden a diferentes características del ambiente como pH, salinidad, carbono orgánico disuelto, nutrientes, metales pesados, pesticidas, herbicidas. Algunos ejemplos de diatomeas características de drenaje de ácido de minas (aguas ácidas, ricas en sulfatos y metales pesados) son <i>Eunotia exigua</i> , <i>Fragilaria</i> , <i>Navicula</i> , <i>Nitzschia</i> y <i>Pinnularia</i> , <i>Achnantheidium minutissium</i> (lagos y ríos).
Anomalías en el núcleo	En condiciones de laboratorio, diatomeas planctónicas expuestas durante 6 días a Cr y Cu, presentaron deformaciones del núcleo.

Tabla 1. Continuación

Característica	Descripción
Forma de vida	Un buen sustrato en donde viven las diatomeas son rocas, sedimento, macrofitas, pero también se propone sustratos artificiales para realizar investigaciones en el área contaminada, ya que el sustrato artificial puede eliminar la variable del aporte de Si del sedimento y las actividades bioquímicas en él, así como controlar la profundidad y el tiempo. Consideran como respuesta al ambiente contaminado el cambio en la forma que habitan, de forma postrada y lineal en la que viven y cambian a formaciones con pedúnculos para adherirse.
Alteraciones en el cloroplasto	Se han registrado observaciones de alteraciones en el cloroplasto, con diatomeas expuestas a altas concentraciones de metales. Aunque muy pocos trabajos toman en cuenta visualizar el cloroplasto de las diatomeas para las evaluaciones y afectaciones.
Afectaciones al cuerpo lipídico	Se menciona que al modificarse los cloroplastos el cuerpo lipídico también puede verse afectado, por lo cual podría considerarse como una forma de evaluación; aunque esta aún no ha sido explorada para evaluar efectos por metales.
Alteraciones en tamaño de la frústula	Se ha considerado que la frústula de diatomeas es muy susceptible a varios tipos de estrés del ambiente, las cuales ocasionan disminución de la valva y deformación. Aunque esta parte entra en discusión ya que durante su etapa reproductiva también entran en un proceso de reducción de tamaño.
Deformaciones morfológicas	Comparando varios factores que afectan las deformaciones morfológicas se ha encontrado que los agentes contaminantes son los que afectan más la morfología de la frústula. Esto se ha percatado para estudios con Cu. También se ha observado que la mayoría de las diatomeas que presentan las deformaciones son especies que no desarrollan alguna tolerancia a las concentraciones, en comparación de especies dominantes que disminuyen o no presentan deformaciones.

Tabla 2. Estudios realizados con diatomeas bentónicas en ambientes marinos contaminados con EPT.

Diatomeas comunes	Metales (mg kg <sup>-1</sup> )	Valvas deformes	Conclusiones /Observaciones	Autor
Dominancia en sitio control de <i>Opephora krumbeinii</i> pero disminuyó en área contaminada (especie sensible). Área: Laguna costera Mar Menor, España.	Pb (15170), Mn (10247), Zn (63140), As (812). Datos de Jiménez-Cárceles <i>et al.</i> , 2006	NO	Proponen como respuesta a la contaminación una sucesión en la forma en la que habitan; crecimiento postrado a formadoras de colonias en zig-zag ( <i>Neosynedra provincialis</i> ), tubos mucosos ( <i>Berkeleya</i> spp.) y diatomeas móviles ( <i>Navicula salinicola</i> , <i>Nitzschia incognita</i> ), dando como resultado biofilms con una arquitectura más compleja.	Belando <i>et al.</i> , 2017
<i>Nitzschia</i> sp. <i>Navicula gregaria</i> <i>Cyclotella atomus</i> <i>C. marina</i> Área: Costa de New Jersey y New York, E.U.	Presenta valores bajo el ERM: Cd (0.35), Cr (45.5), Zn (89.5), Cu (20.4), Hg (0.2), Pb (33.8).	NO	La tendencia más conspicua fue el aumento en la abundancia relativa de diatomeas planctónicas en respuesta a la contaminación y la disminución correspondiente en la flora bentónica.	Potapova <i>et al.</i> , 2016
<i>Nitzschia</i> , <i>Navicula</i> , <i>Ceratoneis</i> , <i>Amphora</i> , <i>Cocconeis</i> y <i>Bacillaria</i> .	As (26.45), Cu (180.35), Zn (319),	NO	Registraron diversidad de H' entre 1.86 y 3.05. Solo en algunos puntos de muestreo tuvieron diversidad baja. Así como en áreas de mayor	Rubino <i>et al.</i> , 2015

Área: Costa del Mar Piccolo de Taranto, Italia.	Pb (152), Mn (382.5), Sn (14.84), Hg (5.74), Cibic <i>et al.</i> (2015).		contaminación se registraron densidades muy bajas. Concluyen que el sistema bentónico es poco productivo, probablemente como consecuencia de los contaminantes acumulados en la superficie del sedimento.	
<i>Nitzschia</i> spp. <i>Cocconeis</i> spp. <i>Bacillaria</i> , <i>Diploneis</i> , <i>Grammatophora</i> , <i>Synedra</i> , <i>Amphora</i> y <i>Caloneis</i> . Área: Bahía Balaklava, Ucrania	Cu (350), Cd (0.6), Zn (600), Cr (67.5) Mn (470), Pb (1500), Hg (2), Ni (44).	NO	Según Índice de Diversidad Taxonómica (TaxDI), en el área interna de la bahía, la más contaminada, la diversidad taxonómica es más baja. Sugieren que los factores fisicoquímicos alteran la abundancia y cambian la estructura taxonómica en condiciones de largo plazo a la contaminación.	Petrov <i>et al.</i> , 2010
<i>Amphora</i> , <i>Navicula</i> , <i>Cocconeis</i> , <i>Mastogloia</i> y <i>Diploneis</i> . Área: Costa de Bahía la Ventana, México.	Valores bajos de: Cr (11.6), Mn (59.22), Zn (15.17), Cu (2.32), Pb (14.34).	NO	Observaron que las diatomeas presentaban una estructura comunitaria similar a la típica de un ambiente marino sin contaminar.	Siqueiros- Beltrones <i>et al.</i> , 2014
<i>Achnanthes</i> , <i>Cocconeis</i> , <i>Navicula</i> , <i>Planothidium</i> , <i>Staurósira</i> , <i>Trachyneis</i> . Dominancia de: <i>Pseudostaurósira brevistriata</i>	Algunos valores altos: Cd (3.7), Cr (1.5), Cu (77),	NO	Encuentran una alta correlación de las concentraciones de metales con las abundancias de diatomeas. No presentan resultados de índices ecológicos	Cunningham <i>et al.</i> , 2005.

Área: Estación Casey, Antártida	(Pb (168), Zn (49), Mn (7.7).			
Mayor abundancia de <i>Achnanthes brevipes</i> y <i>Navicula cancellata</i> y una menor abundancia de <i>Navicula</i> aff. <i>cincta</i> .	Cu (20), Mn (16), Sn (1.6), Ni (1.2), Fe (600), Pb (60), Zn (30).	NO	Observaron diferencias significativas entre la composición de las comunidades de diatomeas del sitio control sin contaminar y los sitios contaminados con hidrocarburos de petróleo y metales. Las comunidades de diatomeas bentónicas son sensibles a la contaminación de sedimentos y serían adecuadas para futuros trabajos de monitoreo dentro de esta y otras áreas de la Antártida.	Cunningham <i>et al.</i> , 2003.
Área: Estación Casey, Antártida				
Diatomeas con deformaciones: <i>Fragilaria capucina</i> , <i>Achnanthes hauckiana</i> , <i>Diatoma vulgare</i> , <i>Navicula rhyncocephala</i> .	Cd (1.1), Cr (42), Cu (440), Ni (31), Pb (130), Zn (450).	SI	El sitio más contaminado exhibió los niveles más altos de toxicidad, la diversidad más baja y niveles moderados de deformidad de diatomeas. Se concluyó que la morfología celular anormal de las diatomeas puede ser válida como indicador de salud del ecosistema, aunque se debe tomar con precaución ya que algunas deformidades pueden ser por falta de nutrientes.	Dickman, 1998
Área: Bahía Mirs, Hong Kong				

## 2.4 Bioensayos en laboratorio

Siguiendo otra aproximación, se han realizado bioensayos con diatomeas bentónicas marinas para conocer la concentración de metales en la cual estas son afectadas (Stauber & Florence, 1990; Moreno-Garrido *et al.*, 2003; Adams & Stauber, 2004; Franklin *et al.*, 2001, Anantharaj *et al.*, 2011; Manimaran *et al.*, 2012; French & Evans, 1988; Wang & Wang, 2011; Wang & Wang, 2009; Miao & Wang, 2006). Estos estudios estiman la concentración inhibitoria máxima media (LC<sub>50</sub>) o la mitad de la concentración efectiva máxima (EC<sub>50</sub>), que son concentraciones bajo las cuales existe algún tipo de afectación sobre diatomeas. Las concentraciones registradas en condiciones de laboratorio proporcionan información biológica sobre las diatomeas y una referencia sobre la concentración del contaminante que toleran en condiciones de laboratorio y se hace una referencia para comparar *in situ*. En la tabla 3 se muestran valores de LC<sub>50</sub> y EC<sub>50</sub> para diatomeas bentónicas cuyos géneros fueron también registrados en este estudio. Con esta información se puede observar que, en condiciones de laboratorio, las diatomeas presentan afectación a una concentración más baja que incluso la concentración natural para la corteza terrestre; mientras que, bajo condiciones *in situ*, las diatomeas podrían tolerar altas concentraciones; esto debido a la interacción de diversos factores biológicos, físicos y químicos en su ambiente natural.

Tabla 3. Concentraciones de IC<sub>50</sub> y EC<sub>50</sub> en diatomeas bentónicas marinas, expuestas a metales en bioensayos.

Especies de diatomeas	Metal	IC <sub>50</sub> / EC <sub>50</sub>	Efectos	Referencia
<i>Nitzschia closterium</i>	Zn	0.065 mg L <sup>-1</sup>	Inhibición en tasa de crecimiento	Stauber & Florence, 1990
	Cd	79 mg kg <sup>-1</sup>		
	Cu	26 mg kg <sup>-1</sup>		
	Pb	29 mg kg <sup>-1</sup>		
<i>Entomoneis cf. punctulata</i>	Cd	3.7 mg L <sup>-1</sup>	Inhibición en tasa de crecimiento	Adams & Stauber, 2004
	Cu	0.26 mg L <sup>-1</sup>		
	Pb	> 1.0 mg L <sup>-1</sup>		
	Mn	>2.4 mg L <sup>-1</sup>		
	Zn	8.6 mg L <sup>-1</sup>		
<i>Odontella mobiliensis</i>	Cu	0.30 mg L <sup>-1</sup>	Disminución de la concentración de Cl a. Aumento de las actividades de catalasa y peroxidasa	Manimaran <i>et al.</i> , 2012
<i>Amphora hyalina</i>	Cu	3.54 mg L <sup>-1</sup>	Reducción del rendimiento de crecimiento.	French & Evans, 1988
		9.15 mg L <sup>-1</sup>		
<i>Thalassiosira nordenshioelditii</i>	Cd	0.0001-0.0008 µM	A partir de 84 nM, disminución de la tasa de crecimiento, acumulación de Cd intracelular, la sensibilidad del Cd aumenta con una elevada concentración y exposición.	Wang & Wang, 2011
<i>Thalassiosira pseudonana</i>	Cd	0.033 mg L <sup>-1</sup>	Sensibilidad estrechamente relacionada con la acumulación celular, la distribución subcelular y los mecanismos de desintoxicación	Wang & Wang, 2009
<i>Thalassiosira weissflogii</i>	Cd	100-6.8 µM	Aumento del contenido intracelular de Cd. Disminución de la tasa de crecimiento	Miao & Wang, 2006

## 2.5 Estudios biogeoquímicos en la zona costera de Santa Rosalía

De acuerdo con un estudio realizado en el puerto de Santa Rosalía, las concentraciones de Cd están ligeramente enriquecidas en sedimentos (Shumillin *et al.*, 2012), pero por debajo del efecto de rango bajo (ERL) según las referencias de Long *et al.* (1995). Mientras que el contenido de Pb en el resto de las muestras de sedimento es mayor que el efecto de rango medio (ERM), lo que indica una gran extensión del impacto antropogénico minero de este metal en el ambiente sedimentario. Las concentraciones totales de Cu ( $3,390 \pm 804 \text{ mg kg}^{-1}$ ) y de Zn ( $1,916 \pm 749 \text{ mg kg}^{-1}$ ) excedieron el ERM, lo que muestra una gran posibilidad de peligro toxicológico para la biota dentro del puerto.

Estudios para conocer la bioacumulación de metales en tejidos de ciertos organismos en Santa Rosalía registraron altas concentraciones de Cd (21–252  $\text{mg kg}^{-1}$ ), Cu (537–5880  $\text{mg kg}^{-1}$ ), Hg (0.07–1.06  $\text{mg kg}^{-1}$ ), Pb (0.7–14  $\text{mg kg}^{-1}$ ), y Zn (226–1500  $\text{mg kg}^{-1}$ ), igual que en la glándula digestiva del pulpo *Octopus hubbsorum*, y en sus corazones branquiales donde se registraron altos niveles de Al (14–62  $\text{mg kg}^{-1}$ ), Co (12–597  $\text{mg kg}^{-1}$ ), Cr (1–7  $\text{mg kg}^{-1}$ ), Mn (5–115  $\text{mg kg}^{-1}$ ), Ni (73–364  $\text{mg kg}^{-1}$ ), Sr (19–93  $\text{mg kg}^{-1}$ ) y V (13–55  $\text{mg kg}^{-1}$ ). No obstante, en tejidos de *O. hubbsorum* del Golfo de California las concentraciones de metales están dentro de los rangos reportados para otros pulpos de especies en otras partes del planeta. Asimismo, se detectaron excepciones para Co, Fe y Mn, ya que en la glándula digestiva y corazones branquiales de los especímenes, estas excedieron hasta por 100 veces (Co) los valores máximos reportados para *Octopus vulgaris* (Roldán-Wong *et al.*, 2018). Por otra parte, estudios para conocer el estado de salud en el bivalvo *Megapitaria squalida*, mostraron una salud deteriorada, evidenciada por su menor tamaño, baja condición, y un crecimiento alométrico negativo en comparación con otras almejas en sitios no contaminados; las valvas en especímenes de Santa Rosalía no sobrepasaron 8 cm de longitud, mientras que almejas de otros sitios alcanzan los 11 a 12 cm (Yee-Duarte *et al.*, 2017, 2017b, 2018). Además, se ha registrado acumulación de hierro y cobre en el tejido,



mostrando una presencia elevada de cobre (30%) solo en el tejido gonadal. Asimismo, se registraron alteraciones histopatológicas, además de respuestas inflamatorias, procesos degenerativos progresivos, y muerte celular (Yee-Duarte *et al.*, 2017, 2017b, 2018).

### **3. Justificación**

En la península de Baja California se han llevado a cabo diversos estudios de concentraciones de metales en sedimentos de diferentes playas, como los realizados por Carranza-Edwards *et al.* (1986), encontrándose altas concentraciones de titanio en arenas negras, así como la detección de metales pesados en localidades como Bahía la Ventana y el distrito minero El Triunfo-San Antonio (Gutiérrez-Galindo *et al.*, 1994; Alvarez-Arellano & Páez-Osuna, 1995; Posada-Ayala, 2011). En la localidad de Santa Rosalía, BCS se han realizado estudios para evaluar las concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (Shumilin *et al.*, 2011; 2012a). También se han hecho estudios en la zona del puerto de SR (Shumilin *et al.*, 2012), registrándose altas concentraciones de EPT; asimismo, se ha analizado la distribución de varios metales (Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) en muestras de sedimento superficial. Estos estudios han permitido comprender mejor la movilidad geoquímica en este entorno marino costero en donde se han encontrado como resultado altos contenidos de Co, Cu, Mn y Zn cerca del puerto de SR y en otros puntos de muestreo de la costa (Rodríguez-Figueroa, 2004, 2009; Shumilin *et al.*, 2011, 2012, 2012a).

Con respecto a la información sobre el impacto de EPT en asociaciones de diatomeas bentónicas marinas, esta es escasa, por lo que es menester contar con bases sólidas que permitan la toma fundamentada de decisiones. Las investigaciones sobre diatomeas bentónicas en aguas continentales como organismos indicadores de contaminación por EPT han contribuido con información para determinar las condiciones de algún tipo de ambiente. Partiendo de esto, actualmente surge la inquietud de aplicar esta aproximación en un ambiente marino,

puesto que tradicionalmente han sido soslayadas. Dado que son condiciones diferentes, es necesario tener una base confiable de información en el aspecto taxonómico, el cual contribuirá en un futuro en diversas investigaciones. De esta manera, es necesario poder estudiar la composición de las asociaciones de diatomeas bentónicas en localidades como Santa Rosalía, donde ya se han evaluado EPT. Así, el punto de partida es realizar una lista taxonómica confiable y construir una base de información ecológica sobre asociaciones de diatomeas bentónicas en ambientes influenciados por EPT y el cómo difieren de ambientes sin influencia de dichos contaminantes.

#### **4. Objetivos**

##### **4.1 Objetivo General**

Determinar la respuesta de las asociaciones de diatomeas bentónicas a la presencia de altas concentraciones de elementos potencialmente tóxicos en un ambiente marino.

##### **4.2 Objetivos específicos**

Determinar la composición de especies (lista florística) de diatomeas epifitas, epilíticas, epipélicas y episámicas en Santa Rosalía (sitio contaminado) y un sitio control (Santa María) con condiciones prístinas.

Describir la estructura comunitaria de diatomeas epifitas, epilíticas, epipélicas y episámicas con base en el cálculo de sus atributos comunitarios como: riqueza de especies, abundancias relativas, dominancia, diversidad de especies y equidad.

Determinar la concentración de elementos potencialmente tóxicos en sedimentos marinos, así como registrar y documentar diatomeas bentónicas que muestren alteración en la morfología de su frústula.

## 5. Hipótesis

Bajo la premisa de que, si en ambientes continentales las diatomeas bentónicas responden a la contaminación por elementos potencialmente tóxicos mostrando alteraciones en los atributos de sus asociaciones y en la morfología de las frústulas, es de esperarse entonces una respuesta similar en el ambiente marino a las altas concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (EPT), afectando la composición de especies, estructura comunitaria y morfología de la frústulas de diatomeas bentónicas. De acuerdo con lo anterior, se plantea la **hipótesis alterna**: Debido a las altas concentraciones de EPT en el área de estudio, la estructura de las asociaciones de diatomeas bentónicas mostrará diferencias significativas en cuanto a la composición de especies, estructura de asociaciones, y morfología de la frústula; es decir, se registrará una composición de especies diferente, valores de diversidad bajos, dominancia de taxa que sugieren su tolerancia a los EPT con concentraciones elevadas, y presencia de frústulas deformes pertenecientes a aquellas especies poco tolerantes. Consecuentemente, la **hipótesis nula** dicta que la estructura comunitaria de diatomeas bentónicas registradas en sitios con altas concentraciones de EPT del área de estudio no mostrará diferencias significativas a una composición de especies típica, o a la estructura de asociaciones de diatomeas bentónicas sin contaminación por EPT; asimismo, las frústulas observadas no mostrarán deformaciones como en otros sitios con concentraciones inocuas de EPT.

## 6. Material y métodos

### 6.1. Área de estudio

La selección del área de estudio se basó en el reconocimiento de un sitio que tuviera antecedentes sobre registros de concentraciones de elementos potencialmente tóxicos. Así, la presente investigación se realizó en la zona de Santa Rosalía, Baja California Sur. Santa Rosalía, pertenece al municipio de Mulegé (27° 20' LN, 112° 16' LO) y se localiza al norte del estado (Volke-Sepúlveda *et al.*, 2003). El clima es semiárido con inviernos fríos-secos y veranos cálidos-húmedos con fuertes cambios estacionales en la dirección del viento; durante los meses de verano y principios de otoño los vientos son variables y de menos intensidad (Douglas *et al.*, 2007). La precipitación anual es muy baja (alrededor de 100 mm) y principalmente asociada a tormentas tropicales de períodos cortos (Rodríguez-Figueroa *et al.*, 2009).

Las corrientes del Golfo de California están ligadas a la intensificación de la Corriente Costera Mexicana e interactúan de tal forma que el corte lateral entre éstas origina remolinos en la entrada al golfo; presenta salinidades mayores a 34.9 (Pantoja *et al.*, 2012). Lo anterior se consideró para validar la información y buscar un sitio control en donde no hubiera antecedentes de altas concentraciones de EPT. Para establecer el sitio se basó en las condiciones geográficas y en la dirección de la corriente despreciando alguna influencia potencial de las concentraciones de EPT que pudieran fluir hacia el sitio control. La corriente del Golfo de California sigue una dirección de norte a sur; en diferentes temporadas alternan los flujos de entrada en el lado oriental y salida por el lado occidental de la boca de la península con dirección norte-sur (Lavin *et al.*, 2009; Pantoja *et al.*, 2012). Con base en esta información el sitio control quedó ubicado hacia el norte a 8km de Santa Rosalía, en BCS en la localidad llamada Santa María (Fig. 1).

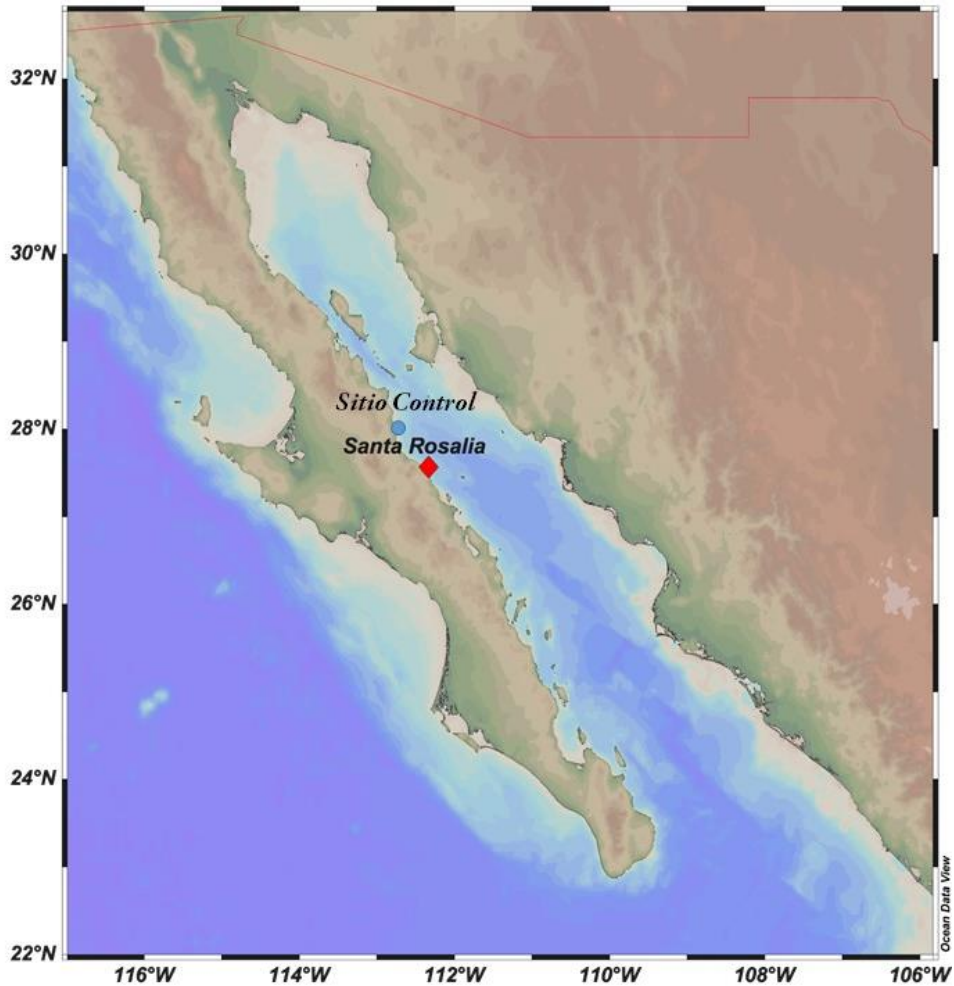


Figura 1. Ubicación del área de estudio (Santa Rosalía) y del sitio control (Santa María).

## 6.2 Trabajo de campo

### 6.2.1 Estudio exploratorio

Se hicieron muestreos preliminares en cinco puntos del puerto de Santa Rosalía, donde se recolectaron muestras de roca y sedimento en mayo de 2015; así como en tres puntos ubicados en el puerto y en cinco puntos en enero de 2016. Los resultados que se obtuvieron de este estudio, como una lista florística, exploración del área de estudio, los atributos comunitarios y valvas con deformaciones, sirvieron para ubicar puntos de muestreo en los sitios denominados “Tanques” y “Cuevas” en la costa de Santa Rosalía; las observaciones en campo permitieron ubicar estos puntos debido a que cerca de la playa el sustrato no es natural, ya que está cubierto

por residuos de la fundición y desechos de cobre (escoria); por lo tanto, para fines de este estudio se obtuvieron muestras de macroalgas y sedimento en la costa de Santa Rosalía.

La lista florística sirvió de base para la identificación de diatomeas en la costa, así como para derivar las primeras inferencias sobre diatomeas comunes del área contaminada por EPT. Los atributos comunitarios, mostraron diversidades dentro de los rangos comunes de diversidad y algunos valores por debajo de lo común; estos motivaron la pregunta de investigación ¿Se registrarán valores de diversidad bajos en los sitios de Tanques y Cuevas, en sedimento y macroalgas? (Anexo 1).

### 6.2.2 Sitios de muestreo

Se realizaron muestreos en el puerto de Santa Rosalía en cinco puntos estratégicos en donde se recolectaron rocas y sedimento durante enero y mayo de 2015. En el área de la costa en marzo de 2016 se recolectó en los sitios llamados Tanques y Cuevas; en cada sitio se ubicaron dos puntos, recolectando sedimento marino y macroalgas. En la tabla 4 se muestra los sitios, puntos y sustrato recolectado, así como las macroalgas que fueron registradas para este estudio.

Para el sitio control (Santa María) se ubicaron dos puntos de muestreo en donde se recolectaron algas y sedimento marino (Fig. 2).

Tabla 4. Sitios y puntos de muestreo en el área de estudio y sitio control

Sitio	Área de estudio (Santa Rosalía)			Sitio control (Santa María)	
	Puerto	Costa Tanques	Costa Cuevas	1	2
Puntos	5	2	2		
Sustrato marinos	Sedimento Roca	Sedimento Algas: <i>Sargassum</i> sp. <i>Dyctiota</i> sp. <i>Jania</i> sp. <i>Padina</i> sp.	Sedimento Algas: <i>Sargassum</i> sp. <i>Dyctiota</i> sp. Alga 1.	Sedimento Algas: Codium sp. Sargassum sp. Alga 1	Sedimento Algas: <i>Codium</i> sp. <i>Gracilaria</i> sp. <i>Sargassum</i> sp.

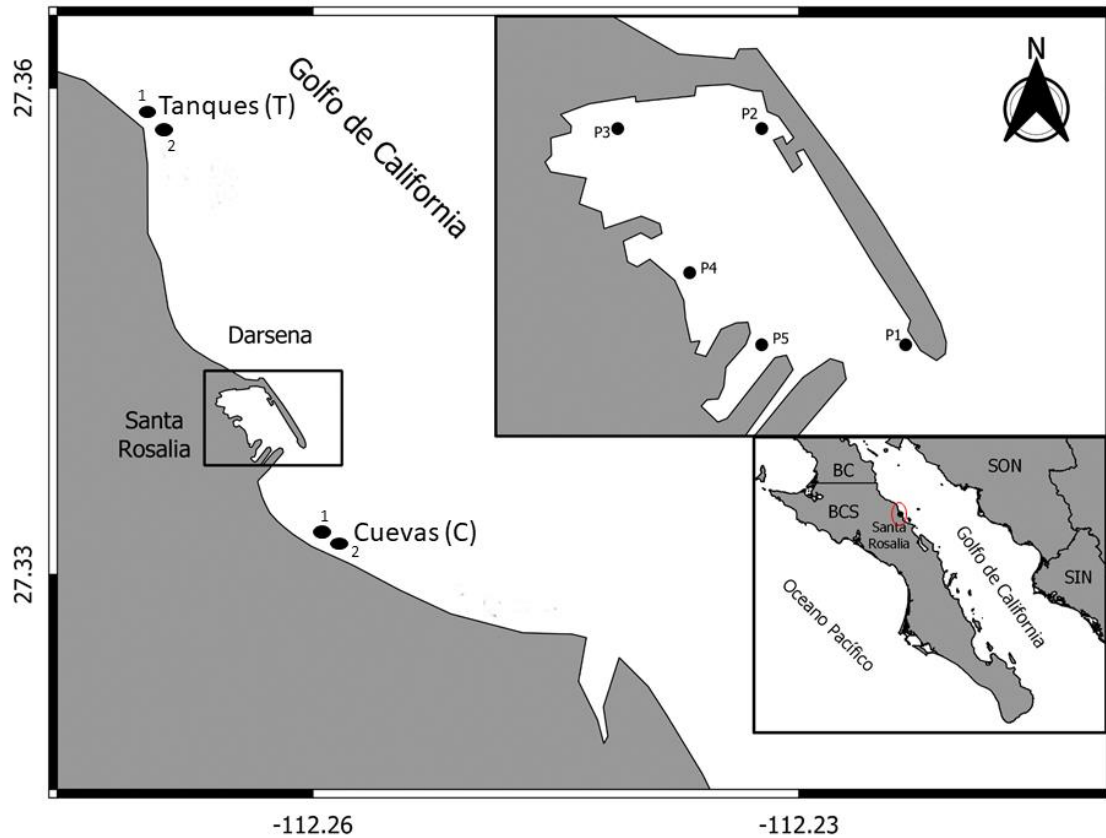


Figura 2. Ubicación de los sitios de muestreo en Santa Rosalía BCS. Puerto: T=Tanques, C=Cuevas. #P=puntos de muestreo.

### 6.2.3 Obtención de muestras para análisis de asociaciones de diatomeas y análisis geoquímicos.

Las muestras para análisis de asociaciones de diatomeas se obtuvieron de 3 diferentes sustratos: macroalgas, rocas y sedimento. Las muestras se colectaron mediante buceo autónomo a una distancia de la costa de 20 m y a una profundidad de entre 8 y 10 metros, aproximadamente. Las muestras de macroalgas para los análisis geoquímicos fueron las mismas macroalgas que servían como sustrato de diatomeas, y las muestras de sedimento para análisis geoquímicos, fueron los mismos sedimentos que fueron recolectados para la obtención de diatomeas en el sustrato sedimentario.

Roca: Las muestras de diatomeas en sustrato rocoso se colectaron *in situ*, en dos sitios del área del puerto (punto 4 y 5).

Macroalgas: Las macroalgas se obtuvieron extrayendo los talos del sedimento del fondo marino. En cada sitio de muestreo se recolectó un espécimen de cada género presente y se colocaron en bolsas ziploc debidamente etiquetadas. Las muestras de macroalgas para análisis geoquímicos fueron las mismas algas recolectadas para la identificación y cuantificación de diatomeas adheridas a ese sustrato.

Sedimento: Las muestras de diatomeas en sustrato sedimentario se obtuvieron usando la base de una caja Petri, la cual fue usada como cuchara procurando no alterar la superficie del sedimento, y posteriormente la base Petri ya con muestra de sedimento se cerró con la tapa de la caja. De esta forma se recolectaron aproximadamente 86.8 g de sedimento. La caja ya con muestra se guardó en una bolsa de plástico y posteriormente fue llevada al laboratorio en donde se conservó en refrigeración hasta su posterior procesamiento (Fig. 3). La mitad de esta muestra fue usada para el análisis geoquímico.

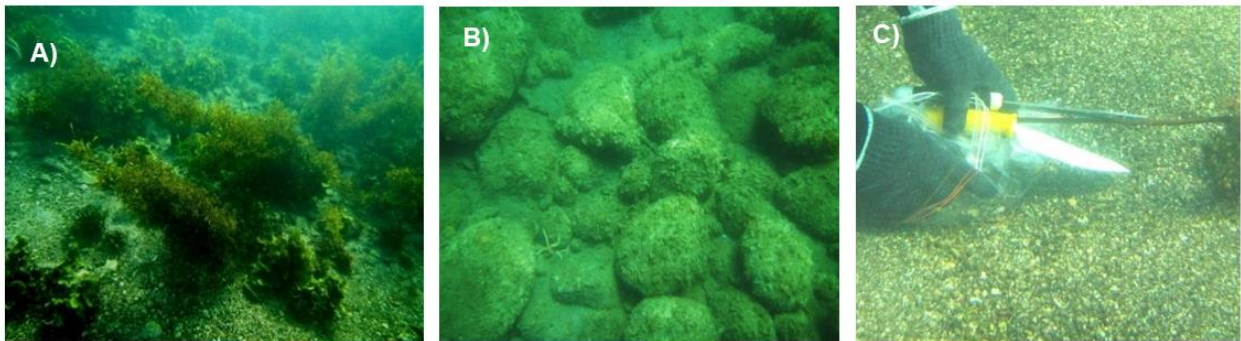


Figura 3. Sustratos recolectados en área de estudio y sitio control. A) macroalgas, B) rocas, C) sedimento.



## 6.3 Trabajo de laboratorio

### 6.3.1. Procesamiento del sustrato para obtención de diatomeas bentónicas

Diatomeas en sustrato sedimentario. Las muestras de diatomeas se obtuvieron aplicando ultrasonido para desprender las diatomeas adheridas a los granos del sedimento durante un minuto; seguido, el sobrenadante se colocó en un tubo de ensayo y se dejó reposar por un día.

Diatomeas en sustrato de macroalgas. Las muestras de diatomeas se obtuvieron raspando y lavando el talo de las macroalgas lavando con agua purificada; el producto se colocó en un tubo de ensayo.

Diatomeas en sustrato rocoso. Las muestras de diatomeas se obtuvieron *in situ*. De cada roca se seleccionó una superficie de aproximadamente 100 cm<sup>2</sup>, la cual fue cepillada y lavada con agua purificada, recuperando el sobrenadante en un frasco de plástico y preservado en refrigeración hasta su procesamiento

### 6.3.2. Eliminación de materia orgánica

Para eliminar la materia orgánica en las muestras de diatomeas obtenidas en los diversos sustratos, las muestras se colocaron en tubos de ensayo de 60 ml y se procesaron para la obtención de frústulas de acuerdo con la técnica propuesta por Siqueiros-Beltrones (2002), la cual consiste en tratar la materia orgánica dentro y fuera de las frústulas mediante oxidación, mezclando la muestra con etanol comercial y ácido nítrico en una proporción de 1:1:5. Esta concentración y el tiempo de permanencia, no alteran la morfología de las frústulas de las diatomeas. Después de la oxidación se realizaron lavados repetidos con agua purificada hasta obtener un pH > 6; se montaron 2 laminillas permanentes por muestra con resina sintética (Pleurax, IR= 1.7).

### 6.3.2. Procesamiento de macroalgas y sedimento para la determinación de EPT

Las muestras de sedimento se colocaron en recipientes de plástico, se rotularon y se colocaron para su secado en un horno de madera a menos de 50°C, aproximadamente durante una semana. Posteriormente se pulverizaron con un mortero de ágata y se colocaron en viales de plástico.

Las muestras de los talos de macroalgas fueron previamente raspadas para desprender las diatomeas; después las algas fueron lavadas con agua Milli-Q y guardadas en recipientes de plástico. Posteriormente fueron secados y deshidratados en un horno de madera a menos de 50°C, aproximadamente por una semana. Cuando las macroalgas estuvieron deshidratadas, fueron pulverizadas en un mortero de ágata y se colocaron en viales de plástico debidamente etiquetados.

Las muestras de talos de macroalgas y las muestras de sedimentos ya pulverizados fueron enviadas a Activation Laboratories en Ontario, Canadá para su análisis geoquímico. En el laboratorio para este análisis de EPT se utilizaron 0.25 g de sustrato pulverizado de sedimento, así como también del talo de macroalgas, los cuales fueron digeridos con cuatro ácidos, HF, HCl, HNO<sub>3</sub>, y HClO<sub>4</sub>. Después los residuos se diluyeron con HCl.

Los elementos fueron determinados por un sector magnético de elementos en un espectrómetro de masas de plasma acoplado inductivamente (ICP-MS) usando un nebulizador micro concéntrico con un estándar de doble paso de condensación, introduciendo la muestra a la cámara de nebulización para la determinación de los elementos; se utilizó un ICP-MS Perkin Elmer Sciex ELAN 9000 (Actlabs, Ontario, Canadá).

Los métodos fueron validados mediante el uso de estándares de referencia certificados de sedimentos marinos (PACS-2, MESS-3; National Research Council Canada Institute for National Measurement Standards) y New Ash para macroalgas. Los elementos que fueron medidos fueron los siguientes Al (%), Fe (%), Mg (%), Hg

( $\mu\text{g kg}^{-1}$ ), y en concentraciones de  $\text{mg kg}^{-1}$  Ag, As, Ba, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, In, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, Sr, U, V, Zn. La validación de los métodos para sedimento se puede ver en la tabla 5, y en la tabla 6 para macroalgas.

Tabla 5. Estándares de referencia PACS-2, MESS-3 (sedimento), para los elementos analizados con el valor certificado, el valor obtenido y los % de recuperación.

EPT	Estándar de referencia MESS-3			Estándar de referencia PACS-2		
	valor certificado	Valor obtenido	% Rec.	valor certificado	Valor obtenido	% Rec.
Mg (%)	1.6	1.52	95	1.47	1.27	86.39
Al (%)	8.59	7.48	87.08	6.62	5.96	90.03
Cd	0.24	0.2	83.33	2.11	2.5	118.48
V	243	211	86.83	133	119	89.47
Cr	105	84.9	80.86	90.7	66.7	73.54
Mn	324	329	101.54	440	427	97.05
Fe (%)	4.34	4.11	94.70	4.09	4	97.80
Ni	46.9	38.2	81.45	39.5	23	58.23
Hg	0.091	0.12	131.00	3.4	2.55	75
Ag	0.18	0.27	150	1.22	1.24	101.64
Co	14.4	12.7	88.19	11.5	10.8	93.91
Bi	-	0.38	-	-	0.38	-
Se	0.72	0.3	41.67	0.92	0.7	76.09
Zn	159	151	94.97	364	400	109.89
As	21.2	21.9	103.30	26.2	26.5	101.15
Mo	2.78	2.76	99.28	5.43	5.9	108.66
In	-	0.1	-	-	0.3	-
Sn	2.5	2	80.00	19.8	21	106.06
Sb	1.02	0.4	39.22	11.3	6	53.10
Ba	-	1060	-	-	73	-
Cu	33.9	35.4	104.42	310	328	105.81
Sr	129	133	103.10	276	271	98.19
Pb	21.1	22	104.27	183	157	85.79
U	4	4	100.00	3	2.6	86.67

Las unidades de elementos mayoritarios se encuentran en % y los EPT en  $\text{mg kg}^{-1}$ , excepto el Hg en  $\mu\text{g kg}^{-1}$ .

Tabla 6. Estándar de referencia de tejido vegetal (New Ash) para los elementos analizados con el valor certificado, valor obtenido, y % de recuperación.

Estándar de referencia de tejido vegetal (New Ash)			
	valor certificado	Valor obtenido	% de Rec.
Mg (%)	2.57	2.86	111.28
Al	4161	5070	121.84
V	-	-	-
Cr	-	-	-
Mn	235.7	291	123.46
Fe (%)	0.2	0.21	105
Co	1.33	1.13	84.96
Ni	7	7	100
Cu	155.2	172	110.82
Zn	250	312	124.8
Se	-	-	-
Sr	2176.8	2760	126.79
Mo	1.7	1.8	105.88
Ag	-	-	-
Cd	0.53	0.58	109.43
In	6	4.8	80
Sn	-	-	-
Sb	0.29	0.33	113.79
Ba	215	270	125.58
Pb	12.4	12.9	104.03
Bi	0.07	0.1	142.85
U	0.18	0.17	94.44

Las unidades de los elementos mayoritarios se encuentran en %, los EPT en  $\text{mg kg}^{-1}$ , y el In en  $\mu\text{g kg}^{-1}$ .

## 6.4 Análisis de muestras de diatomeas bentónicas

### 6.4.1 Identificación de diatomeas bentónicas

La identificación de diatomeas se realizó usando un microscopio compuesto marca Olympus a 1000x, micrómetro adaptado, óptica planacromática, contraste de fases y ocular fotográfico. Se utilizaron dos laminillas por cada sustrato de cada punto de muestreo, y se revisaron los dos campos de cada laminilla; especímenes de cada taxón fueron fotografiados, y se consideraron datos merísticos y morfométricos para su identificación. Se utilizaron claves de identificación, tanto regionales como clásicas: Peragallo y Peragallo (1908), Schmidt *et al.* (1874 -1959), Hustedt (1959), Round *et al.* (1990), Witkowski *et al.* (2000), Moreno *et al.* (1996), Siqueiros-Beltrones (2002, 2006), Siqueiros Beltrones y Hernández Almeida (2006), Hernández-Almeida & Siqueiros-Beltrones (2008, 2012), López-Fuerte *et al.* (2010), Siqueiros Beltrones *et al.* (2014).

La primera fase consistió en identificar las diatomeas de todos los puntos de muestreo; finalizada esta parte y teniendo la lista taxonómica, se procedió con los conteos de valvas.

### 6.4.2 Estructura de las asociaciones de diatomeas bentónicas

La determinación de los conteos se basó en el trabajo de Siqueiros-Beltrones *et al.* (1985), quienes determinaron que 500 valvas de diatomeas por laminilla era una representación adecuada para el tamaño de muestra, al probar estadísticamente que los valores de diversidad de Shannon ( $H'$ ) obtenidos al contabilizar 500 y 700 individuos no mostraban diferencia significativa ( $p < 0.05$ ) entre dichos valores. Así se estableció un tamaño de muestra para este estudio de  $N=500$  valvas. Para realizar los conteos se utilizaron dos laminillas con dos campos de visión cada una, por cada sustrato en cada punto de muestreo. Los conteos se hicieron mediante

recorridos verticales en los que cada valva que se visualizaba por el campo del ocular era contada, en algunas muestras se revisaron los 4 campos de visión y se dejó el valor alcanzado de las valvas contabilizadas.

Se consideró de manera arbitraria en cada sustrato a las especies abundantes, comunes y raras, refiriendo la abundancia de cada taxa con respecto a la abundancia total. Es decir, como taxa abundantes los que tuvieran un número de valvas más alto sobre la base del tamaño de muestra (N=500), esto es abundancias mayores a 100 valvas. Especies comunes entre 99 y 30 valvas, y especies raras a las abundancias menores 29 y 10 valvas ; y por último a las especies muy raras, aquellas menores de 10 valvas. Esto se basó en estudios realizados con diatomeas bentónicas en donde, mediante la distribución de las especies, se considera abundantes a aquellas especies que sobresalen en número de valvas con respecto al resto, y a las especies raras a aquellas que presentan muy bajas abundancias (Siqueiros Beltrones, 2005). Se consideró como frecuencia de aparición a aquellos taxa que estuvieran presentes en todos los sitios y sustratos.

Las abundancias relativas de los taxa se determinaron con base en la florística y se utilizaron para hacer los cálculos de índices ecológicos: diversidad de Shannon ( $H'$ ), Equidad de Pielou ( $J$ ), diversidad de Simpson ( $1-\lambda$ ); estos se realizaron con el programa Primer v. 6. Para una interpretación adecuada de estructura comunitaria, es necesario analizar estos índices. Así, los valores de  $H'$  sirven para identificar patrones, de acuerdo con la  $H'$  observada con respecto a la  $H'$  máxima. Dado que  $H'$  y sus derivados se basan en la teoría de la información, representan medidas de incertidumbre, mismas que se relacionan con la complejidad de los sistemas (Hernández-Almeida & Siqueiros Beltrones, 2012).

Así, en coincidencia con la descripción teórica de las asociaciones de diatomeas en donde un estudio realizado con la distribución de frecuencias de 889 valores de  $H'$  derivados de distintas investigaciones con diatomeas bentónicas (Siqueiros Beltrones, 1998), los valores más comunes (>50%) cayeron entre 2.6 y 3.8, los

cuales pueden ser considerados como valores modales de diversidad para diatomeas bentónicas (Siqueiros Beltrones, 2005); tomando como base esta información, se hacen las siguientes comparaciones con los valores de los atributos comunitarios registrados en este estudio.

Aunado a lo anterior, se calcularon índices de similitud de Bray-Curtis (Krebs, 1986) con base en presencia ausencia de especies y considerando también sus abundancias relativas. Esto permitió evaluar las diferencias o similitudes entre las asociaciones de diatomeas en los diferentes puntos de muestreo entre taxocenosis del mismo sustrato, así como la composición de diatomeas registradas en Santa Rosalía y Santa María.

#### 6.4.3 Cálculo de valores de EPT

Con respecto a las concentraciones calculadas de EPT, los resultados se compararon con el valor promedio en la corteza terrestre superior (Wedepohl, 1995); posteriormente se obtuvo el valor de enriquecimiento normalizado (FEN), en el cual los valores se normalizaron con aluminio, mediante la fórmula:

$$FEN_{ET} = (ET_{MUESTRA} / Al_{MUESTRA}) / (ET_{CTS} / Al_{CTS})$$

Donde ET es el elemento traza y CTS son los valores de la corteza terrestre superior.

Se estimó el factor de enriquecimiento normalizado (FEN) para conocer el nivel de contaminación en la zona; esto se hizo con base en la clasificación de Marmolejo-Rodríguez *et al.* (2011). Así, primero se estimaron los FEN para todos los elementos medidos, a excepción de tierras raras para poder identificar aquellos elementos que sobrepasen el nivel moderado de acuerdo con la siguiente escala: un valor FEN de

1-3 indica baja contaminación, 3-10 contaminación moderada, 10-25 severa, 25-50 muy severa, y >50 es extremadamente severa.

Para conocer la toxicidad de las concentraciones de EPT, se tomaron como referencia los valores de Efecto de Rango Bajo (ERL) y Efecto de Rango Medio (ERM) propuesto por Long *et al.* (1995); estos, a través de diversas investigaciones con organismos como bivalvos, amphipodos, larvas de equinodermos y larvas de ostras han sugerido que a las concentraciones para diferentes metales que mencionan para ERL y ERM, dichos organismos se verían afectados. Para ERL, el valor que se detecte puede afectar al 10% de los organismos, mientras que, para el ERM, el valor detectado puede afectar al 50% de los organismos. Los resultados servirán de base para conocer la calidad del sedimento donde habitan las diatomeas bentónicas y si el valor de concentración que se registre podría afectar o influir en la estructura comunitaria y/o si se observaran frústulas deformes de diatomeas bentónicas.

Se realizó un análisis de componentes principales (ACP), en el programa PRIMER 6, de manera exploratoria para conocer en que sitios del puerto y costa de Santa Rosalía están influenciados por las concentraciones de metales.



## 7. Resultados

### 7.1 Florística de diatomeas bentónicas

Para dar cumplimiento a uno de los objetivos particulares, se determinó la composición de especies (lista florística) de diatomeas epifitas, epilíticas, epipélicas y episámicas en Santa Rosalía y el sitio control. Como resultado se encontró que hay 476 taxa entre géneros, especies, variedades y formas en el área de estudio (Santa Rosalía) y el sitio control (Santa María), incluyendo los tres sustratos: sedimento, roca, y macroalga (Apéndice 1). Se registraron 100 géneros de los cuales los que tuvieron mayor número de taxa fueron *Amphora* (54), *Nitzschia* (43), *Navicula* (40), *Cocconeis* (37), *Diploneis* (34), *Achnantes* (21).

#### *Composición de especies de diatomeas en Santa Rosalía*

La florística en roca, macroalgas y sedimentos en el área de Santa Rosalía, está compuesta por un total de 215 taxa entre especies, variedades y formas, pertenecientes a 63 géneros. De estos, los géneros mejor representados fueron: *Amphora* con 28 taxa, *Nitzschia* (25), *Achnanthes* (11), *Cocconeis* (19), *Navicula* (15) y *Diploneis* (14).

Se contabilizaron un total de 9472 valvas de diatomeas. Con base a este número, *Cocconeis scutellum* con 1439 valvas y *Gomphoseptatum aestuarii* con 1192 valvas fueron consideradas las especies dominantes de la comunidad; en conjunto suman poco menos del 30% de la abundancia total. Las diatomeas más comunes fueron *Amphora ocellata*, *Catenula adherens*, *Navicula diversistriata*, *N. subinflatooides* y *Staurophora salina*. Considerando los 21 sustratos revisados para Santa Rosalía, las diatomeas con mayor frecuencia de aparición fueron: *Navicula diversistriata* (12), *Cocconeis scutellum* (11) *Caloneis liber* (10) y *Diploneis litoralis* (10). Dentro de la

florística se describieron tres nuevos registros para el golfo de California: *C. liber* var. *bicuneta*, *Entomoneis pulchra* var. *pulchella* y *Gyrosigma naja* (Anexo 2).

#### Composición florística en la costa de Santa Rosalía

En el área de la costa de Santa Rosalía la composición florística redujo 125 taxa entre especies, variedades y formas, en los sustratos de macroalgas (SMA) y sedimento (SS). Las macroalgas que se recolectaron para el conteo de diatomeas en el área de tanques fueron *Sargassum* sp., *Dyctiota* sp., *Jania* sp., *Padina* sp., y en el área de cuevas se recolectaron *Sargassum* sp., *Dyctiota* sp. y Alga 1 (no identificada).

En general, se contabilizaron un total de 5289 valvas; los taxa más abundantes fueron *Cocconeis scutellum* con 1439 valvas y *Gomphoseptatum aestuarii* (con 1192; así mismo, estas especies fueron exclusivas para el área de la costa de Santa Rosalía. Las más frecuentes considerando todos los sustratos y sitios de muestreo (FA= 11) fueron: *C. scutellum*, registrada en todos los sustratos y sitios (FA= 11), *Navicula diversistriata* (FA= 9), las diatomeas que presentaron una FA=6 fueron: *Diploneis litoralis*, *G. aestuarii*, *Grammatophora marina*, *G. hamulifera*, *N. directa*, *Nitzschia plana* y *Thalassiosira oestrupii*.

En sedimento se contabilizó un total de 1781 valvas de las cuales los taxa más abundantes fueron *Catenula adherens* (478), *Navicula cancellata* (246), *Navicula diversistriata* (394). Las más frecuentes y que aparecieron en los cuatro puntos de muestreo de la costa de SR, fueron *Navicula cancellata*, *N. directa*, *N. diversistriata* y *Psammodictyon panduriforme*.

En el sustrato macroalgal se contabilizaron 3508 valvas; los taxa más abundantes fueron *C. scutellum* (1372) y *G. aestuarii* (1192). Con base en una N= 500 valvas por cada talo de macroalga, se registró una alta abundancia relativa de *C. scutellum* sobre las macroalga *Dyctiota* sp. (464 valvas), *Sargassum* sp. (459) y en Alga 2

(340); así como *G. aestuarii*, el cual presentó una abundancia sobre *Sargassum* sp. de 389 y en *Jania* sp. de 418 valvas. Las diatomeas con mayor frecuencia de aparición sobre los siete taxa de macroalgas fueron *C. scutellum* (7), *G.aestuarii* (6), *N. diversistriata* (5) y *Climacosphenia moniligera* (5).

#### *Puerto de Santa Rosalía*

La composición florística en roca y sedimentos redituó 156 taxa entre especies, variedades y formas. Los géneros mejor representados fueron: *Nitzschia* con 23 especies, seguidas por *Amphora* con 22, *Cocconeis* con 11 y *Navicula* con 11. Las diatomeas más comunes pertenecen a las especies: *Psammodyction constrictum*, *Navicula subinflatooides*, *Achnanthes javanica*, *Halamphora coffeaeformis*, *Staurophora salina* y *Amphora ocellata*. En el puerto de SR se contabilizaron un total de 4183 valvas de diatomeas de las cuales las más abundantes fueron *Staurophora salina* (483), *Amphora ocellata* (333), *Navicula subinflatooides* (320), *Psammodyction constrictum* (270), y *Achnanthes javanica* (197). Las diatomeas más frecuentes en ambos sustratos (roca y sedimento) fueron *Psammodyction constrictum*, *Trachyneis aspera*, registrada en siete puntos de los 10 contabilizados, y *Achnanthes brevipes*, *Achnanthes* sp., *Caloneis liber*, *Cocconeis disculooides*, *Cyclotella atomus*, *Nitzschia sigma*, registradas en seis puntos.

Roca: Se obtuvieron dos rocas en el puerto de Santa Rosalía, las cuales redituaron un total de 514 valvas, debido a que en la roca 1 no se alcanzó a contabilizar un tamaño de muestra de 500 valvas. En la roca1 se registraron solo 4 taxa de los cuales se contabilizaron 14 valvas. Por lo tanto, en la roca 2, las diatomeas más abundantes fueron *Achnanthes javanica* (171), *Achnanthes longipes* (117), *Achnanthes parvula* (150).

Sedimento: Se contabilizaron un total de 3669 valvas, de las cuales las más abundates fueron *Staurophora salina* (483), *Amphora ocellata* (333), *Navicula subinflatooides* (320) y *Psammodyction constrictum* (269). Las diatomeas más

frecuentes sobre el sustrato de sedimento fueron *Achnanthes* sp., registrada en siete puntos, *Psamodyction constrictum* (6), *Cocconeis disculoides*, *Ciclotella atomus*, *Petrodyction gemma*, y *Staurophora salina* en cinco puntos.

#### *Composición de especies de diatomeas en Santa María (sitio control)*

En el sitio control se registró la composición de especies de diatomeas sobre dos sustratos, sedimento y macroalgas. Los géneros de macroalgas identificados fueron: en el punto 1: *Codium* sp., *Sargassum* sp. y Alga 1, y en el punto 2: *Codium* sp., *Sargassum* sp. y *Gracilaria* sp.

Se registraron un total de 397 taxa entre especies, variedades y formas para los sustratos de sedimento y macroalgas. Los géneros mejor representados fueron *Amphora* con 43 taxa, *Cocconeis* (31), *Diploneis* (28), *Navicula* (30), *Nitzschia* (29), *Achnanthes* (16) y *Lyrella* (14).

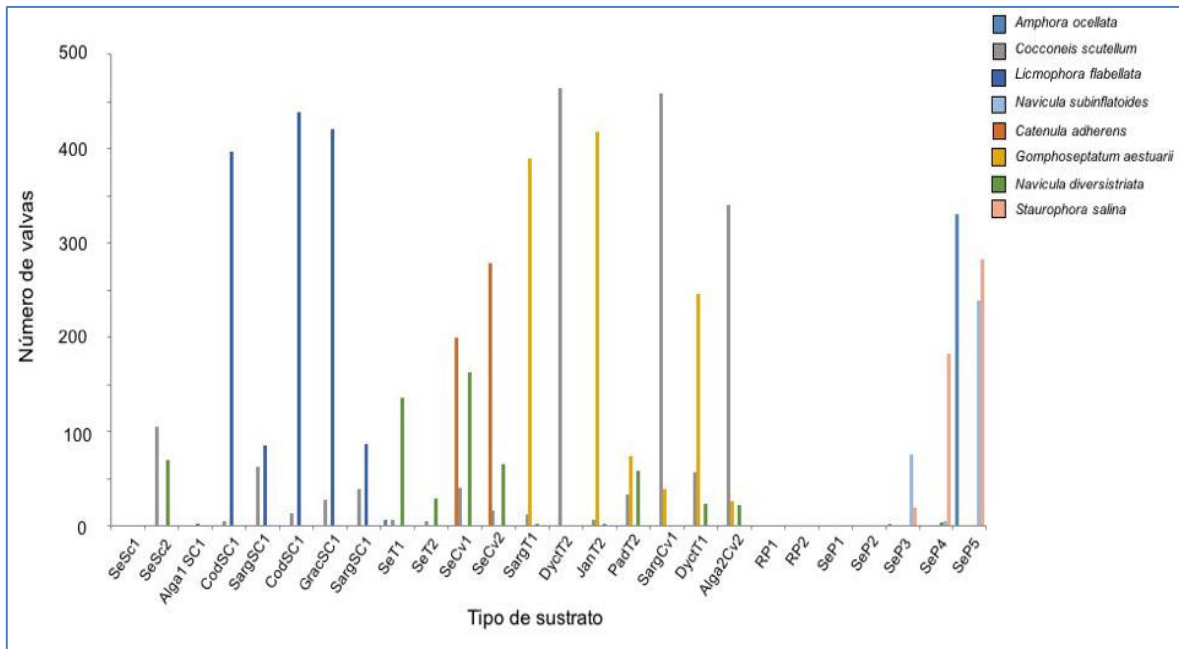
En total se contabilizaron 4026 valvas, de las cuales 1001 fueron encontradas en sedimento y 3025 sobre las diferentes especies de macroalgas. Los taxa más frecuentes fueron *Amphitetras pentacrinus* var. *quadrata* (7), *Campylodiscus simulans* (7), *Climacosphenia moniligera* (6), *Cocconeis dirupta* var. *dirupta* (6), *Cocconeis scutellum* (8), *Grammatophora marina* (7), *Licmophora flabellata* (6), y *Thalassiosira eccentrica* (6). Las diatomeas más abundantes en el sedimento fueron *Cocconeis scutellum* (n= 106), *Navicula diversistriata* (n= 70), *Nitzschia lorenziana* (n= 51) y *Amphora caroliniana* (n= 49). Los taxa más abundantes en las macroalgas fueron *Licmophora flabellata* (n= 1431), *Cocconeis dirupta* var. *dirupta* (n= 281), *Climacosphenia moniligera* (n= 241), *Cocconeis scutellum* (n= 150), *Cocconeis dirupta* var. *flexella* (n= 127). Con una N=500 de valvas contabilizadas en cada macroalga, se registró una alta abundancia de *Licmophora flabellata* en *Codium* sp. punto 1 (n=397), *Codium* sp. punto 2 (n=439) y *Gracilaria* sp. Punto 2 (n=420).

En la tabla 7 se pueden observar las abundancias de las especies con mayor número de valvas contabilizadas, las cuales fueron diferentes en cada área; en el

sitio control la más abundante fue *L. flabellata*, y en la costa de Santa Rosalía las más abundantes fueron *C. scutellum* y *G. aestuarii*, mientras que en el puerto fue *S. salina*. En la figura 4 se puede observar la distribución de especies en los puntos de muestreo, en los cuales *Licmophora flabellata* no se registró en la costa ni en el puerto. De igual forma, *G. aestuarii* no estuvo presente en el sitio control, y tampoco en los puntos del puerto de Santa Rosalía. Se observa que en cada sitio tiene una composición de especies más abundantes, diferente entre ellos.

Tabla 7. Abundancias de diatomeas bentónicas en los tres sustratos (sedimento, algas y roca) en el sitio control (SC), costa y puerto de Santa Rosalía.

	SC	COSTA	PUERTO
<i>Amphora ocellata</i>	0	8	333
<i>Achnanthes javanica</i>	0	0	197
<i>Catenula adherens</i>	0	478	0
<i>Cocconeis scutellum</i>	256	1439	0
<i>Gomphoseptatum aestuarii</i>	0	1192	0
<i>Licmophora flabellata</i>	1431	0	0
<i>Navicula diversistriata</i>	70	503	6
<i>Navicula subinflatooides</i>	0	0	320
<i>Stauropora salina</i>	0	0	483
<i>Psammodyction constrictum</i>	0	22	270
Total en el área	4026	5289	4183



SC=Sitio control, T=tanques, Cv=cuevas, P=puerto, R=roca, Se= sedimento, Sarg=Sargassum, Grac=Gracilaria, Jan=Jania, Cod=Codium, Dyct=Dyctiotea, #=punto de muestreo.

Figura 4. Abundancias relativas de especies de diatomeas bentónicas (N=500) en sedimento, roca y macroalgas en los puntos de muestreo del sitio control, costa (Tanques-Cuevas) y puerto de Santa Rosalía.

## 7.2 Estructura de las asociaciones de diatomeas bentónicas

### *Atributos comunitarios de diatomeas bentónicas en Santa Rosalía*

En sedimentos del puerto se registraron riquezas de especies de entre seis y 47 taxa; los puntos, 2, 4 y 5 presentaron la mayor riqueza de diatomeas en enero con 41, 45 y 47 taxa, respectivamente (Tabla 9); solo el sedimento ubicado en el punto 1 del puerto se registraron con seis taxa, y 13 en el punto 5. Aún con un registro muy bajo de taxa en el sedimento se alcanzó una N de 500 valvas, a diferencia del punto 3 donde en mayo se contabilizaron solamente 169 valvas. La diversidad ( $H'$ ) más baja se presentó en el sitio 5 de ambos meses ( $H'=1.1$  y  $1.9$ ); los demás sitios redituaron valores de diversidad entre 2.4 y 4.3, y una baja dominancia de  $\lambda=0.08-$

0.32 (Tabla 8). Mientras que la roca del sitio 4 presentó solo ocho especies y 14 valvas; aún con este bajo número de valvas se presentó una dominancia baja ( $\lambda=0.13$ ) y se calculó una diversidad de  $H'=2.6$ .

Para el área de la costa en la zona de Tanques y Cuevas, en sedimento se registraron riquezas de entre 26 y 33 especies, con respecto al tamaño de muestra; solo en el sitio 2 de tanques se tuvo baja  $N=277$ . La diversidad de  $H'$  se registró entre 2.5 y 4.1; la dominancia fue relativamente baja ( $\lambda=0.06-0.27$ ); en las asociaciones de diatomeas del sedimento, el punto 2 de la zona de tanques presentó una mayor diversidad ( $H'=4.1$ ).

Con respecto a las asociaciones de diatomeas sobre macroalgas, se registró una riqueza más baja en comparación con el sedimento de la costa, y con macroalgas del sitio control, ya que se tuvo una riqueza de 3 a 31 taxa; la riqueza varió entre 10 y 17 taxa sobre macroalgas. Con respecto a la diversidad de Shannon, los valores en *Dyctiota* sp. y *Jania* sp. del sitio 2 en Tanques y en *Sargassum* sp. en la zona de Cuevas fueron de  $H'=0.60$ ,  $0.88$  y  $0.44$ , respectivamente. Los valores de dominancia en los tres tipos de macroalgas fueron ( $\lambda=0.85$ ,  $0.71$  y  $0.84$ ). La macroalga *Padina* sp. fue la única que presentó riqueza ( $S=31$  taxa) y una diversidad relativamente elevada ( $H'=3.7$ ).

En la tabla 9 se pueden observar los valores de la riqueza ( $S$ ) y abundancia ( $N$ ) de cada especie, así como los valores diversidad ( $H'$ ) en cada especie de macroalga de cada una de las localidades estudiada. *Sargassum* sp. presentó tres taxa de los cuales *C. scutellum* tuvo una abundancia de 459 valvas; en *Jania* sp. de la zona de Tanques se registraron 10 especies de diatomeas de las cuales *G. aestuarii* tuvo una abundancia de 418 valvas, seguida de *L. abbreviata* con 62 valvas; las demás especies de diatomeas presentaron una abundancia de entre 1 y 7 valvas. Con respecto a *Dyctiota* sp., se registró una abundancia de *C. scutellum* de 464 valvas. Como se puede observar *Dyctiota* sp. y *Sargassum* sp., tienen en común la misma especie de diatomea abundante.

Tabla 8. Valores de índices que describen la estructura de la comunidad de diatomeas bentónicas en Santa Rosalía, durante mayo 2015 y enero, marzo 2016. *Riqueza de especies (S), tamaño de muestra (N), equidad de Pielou (J'), diversidad de Shannon (H'), dominancia de Simpson ( $\lambda$ ), diversidad de Simpson (1- $\lambda$ ).* R= roca; Se= sedimentos, P= Puerto, T=tanques, C=cuevas, #=sitio de muestreo.

Sitio	Sustrato	S	N	J'	H'	$\lambda$	1- $\lambda$
Puerto Mayo 2015	Roca p.4	8	14	0.89	2.6	0.13	0.86
	Roca p.5	25	500	0.51	2.4	0.26	0.73
	Se p.3	30	169	0.75	3.6	0.14	0.85
	Se p.4	34	500	0.80	4.1	0.08	0.91
	Se p.5	13	500	0.53	1.9	0.32	0.67
Puerto Enero 2016	Se p.1	47	500	0.77	4.3	0.07	0.92
	Se p.2	32	500	0.79	3.9	0.08	0.91
	Se p.3	41	500	0.79	4.2	0.08	0.91
	Se p.4	45	500	0.69	3.8	0.15	0.84
	Se p.5	6	500	0.45	1.1	0.52	0.47
Costa Marzo 2016	Se T.1	26	500	0.58	2.7	0.24	0.75
	Se T.2	33	277	0.82	4.1	0.06	0.93
	Se C.1	27	504	0.54	2.5	0.27	0.72
	Se C.2	26	500	0.54	2.5	0.33	0.66
	<i>Sargassum T.1</i>	16	501	0.36	1.47	0.60	0.39
	<i>Dyctiota T.2</i>	14	502	0.15	0.60	0.85	0.14
	<i>Jania T.2</i>	10	500	0.26	0.88	0.71	0.28
	<i>Padina T2</i>	31	500	0.76	3.78	0.10	0.89
	<i>Sargassum C1</i>	3	501	0.28	0.44	0.84	0.15
	<i>Dyctiota C1</i>	18	504	0.62	2.6	0.27	0.72
	<i>Alga 2 C2</i>	17	500	0.47	1.92	0.47	0.52



Tabla 9. Abundancias de cada taxón de diatomeas que se registraron sobre macroalgas con diversidad baja.

Localidad	Especie macroalga	Composición específica	Riqueza específica	Diversidad específica	Abundancias Total (N=500 valvas)
Tanques p.2	<i>Dyctiota</i> sp.	<i>Cocconeis scutellum</i>	14	0.60	464
		<i>Licmophora abbreviata</i>			16
		<i>Bacillaria sociales</i>			4
		<i>Nitzschia plana</i>			
		<i>Cocconeis disculus</i>			
		<i>Grammatophora marina</i>			2
		<i>Pleurosigma ibericum</i>			
		<i>Thalassiosira</i> sp.			
		<i>Achnanthes manifera</i>			
		<i>Actinopterychus minutus</i>			
		<i>Amphiprora gigantea</i>			1
		<i>Grammatophora hamulifera</i>			
<i>Lyrella irrorata</i>					
<i>Shionodiscus oestrupii</i>					
Tanques p.2	<i>Jania</i> sp.	<i>Gomphoseptatum aestuarii</i>	10	0.88	418
		<i>Licmophora abbreviata</i>			62
		<i>Cocconeis scutellum</i>			7
		<i>Navicula longa</i>			3
		<i>Navicula diversistriata</i>			
		<i>Climacospgenia monilifera</i>			2
		<i>Nitzschia</i> sp.			
		<i>Pleurosigma ibericum</i>			
<i>Diploneis pápula</i>	1				
<i>Licmophora gracilis</i>					
Cuevas p.1	<i>Sargassum</i> sp. Cuevas p.1	<i>Cocconeis scutellum</i>	3	0.44	459
		<i>Gomphoseptatum aestuarii</i>			39
		<i>Grammatophora marina</i>			3

S=Riqueza, H´=Diversidad de Shannon, P=punto de muestreo, N=Tamaño de muestra.

*Atributos comunitarios del sitio control (Santa María)*

En la tabla 10 se pueden observar los valores calculados de los índices ecológicos para las comunidades de diatomeas asociadas a los sedimentos y macroalgas de Santa María (sitio control). En sedimento se registraron tanto alta riqueza con 44 y 53 taxa en cada punto de muestreo así como alta diversidad ( $H' = 4.7$  y  $H' = 4.4$ ). En todos los sustratos fue posible contabilizar un mínimo de 500 valvas. En macroalgas se registró una riqueza de especies entre 19 a 57 taxa, con diversidad de  $H' = 1.1$  a 4.8. Las macroalgas que presentaron una baja diversidad fueron *Codium* sp. punto 1 ( $H' = 1.4$ ), *Codium* sp. punto 2 ( $H' = 1.1$ ), y *Gracilaria* sp. punto 2 ( $H' = 1.1$ ), con valores de dominancia de  $\lambda = 0.62$  y 0.71. Los valores de dominancia fueron altos ya que sobre los talos de estas macroalgas se presentaron altas abundancias de *Licmophora flabellata* ( $n = 397, 439$  y 420 respectivamente).

Tabla 10. Valores de índices que describen la estructura de las asociaciones de diatomeas bentónicas del sitio control durante marzo 2016.

Mes	Sustrato	S	N	J'	H'	$\lambda$	1- $\lambda$
Marzo	Sed 1	44	500	0.87	4.7	0.04	0.95
	Sed 2	53	501	0.77	4.4	0.08	0.91
	Alga 1	57	500	0.82	4.8	0.05	0.94
	<i>Codium</i> 1	20	504	0.33	1.4	0.62	0.37
	<i>Sargassum</i> p1	33	500	0.69	3.4	0.13	0.86
	<i>Codium</i> p2	23	519	0.24	1.1	0.71	0.28
	<i>Gracilaria</i> p2	19	502	0.27	1.1	0.70	0.29
	<i>Sargassum</i> p2	25	500	0.62	2.8	0.23	0.76

Riqueza de especies (S), tamaño de muestra (N), equidad de Pielou (J'), diversidad de Shannon (H'), dominancia de Simpson ( $\lambda$ ), diversidad de Simpson (1- $\lambda$ ). Sed= sedimentos, #=sitio de muestreo.

### 7.3. Similitud entre sitios de muestreo y sustratos

Sobre la base de las abundancias relativas de diatomeas es posible observar dos grandes grupos por debajo de una similitud del 20%, conformado por los sustratos en el sitio del puerto de Santa Rosalía (Grupo I), y el grupo de las macroalgas y sedimento de la costa conforman el grupo II, también se puede observar que los sustratos se separan por sedimento, roca y macroalgas (Fig. 5). En la figura 6 se puede observar la similitud con base solo en presencia-ausencia de los taxa, formando por debajo de 20% de similitud dos grupos; el primero conformado por los taxa del puerto (Grupo I) y el segundo por una composición de especies del área de la costa (Grupo II). A continuación se describen las agrupaciones de puerto y costa.

#### *Puerto de Santa Rosalía*

Con base en las abundancias relativas de especies, observadas en roca y sedimento del puerto de SR, tuvieron una similitud por debajo del 50%, observando que se separan por sustratos. Las abundancias registradas en el sustrato rocoso recolectado en mayo (RP4m) fueron diferentes a los del resto del puerto, por las bajas abundancias presentes en las especies; también el sedimento del punto 5 (SeP5m y RP5m) presentó abundancias diferentes así como baja diversidad y riqueza.

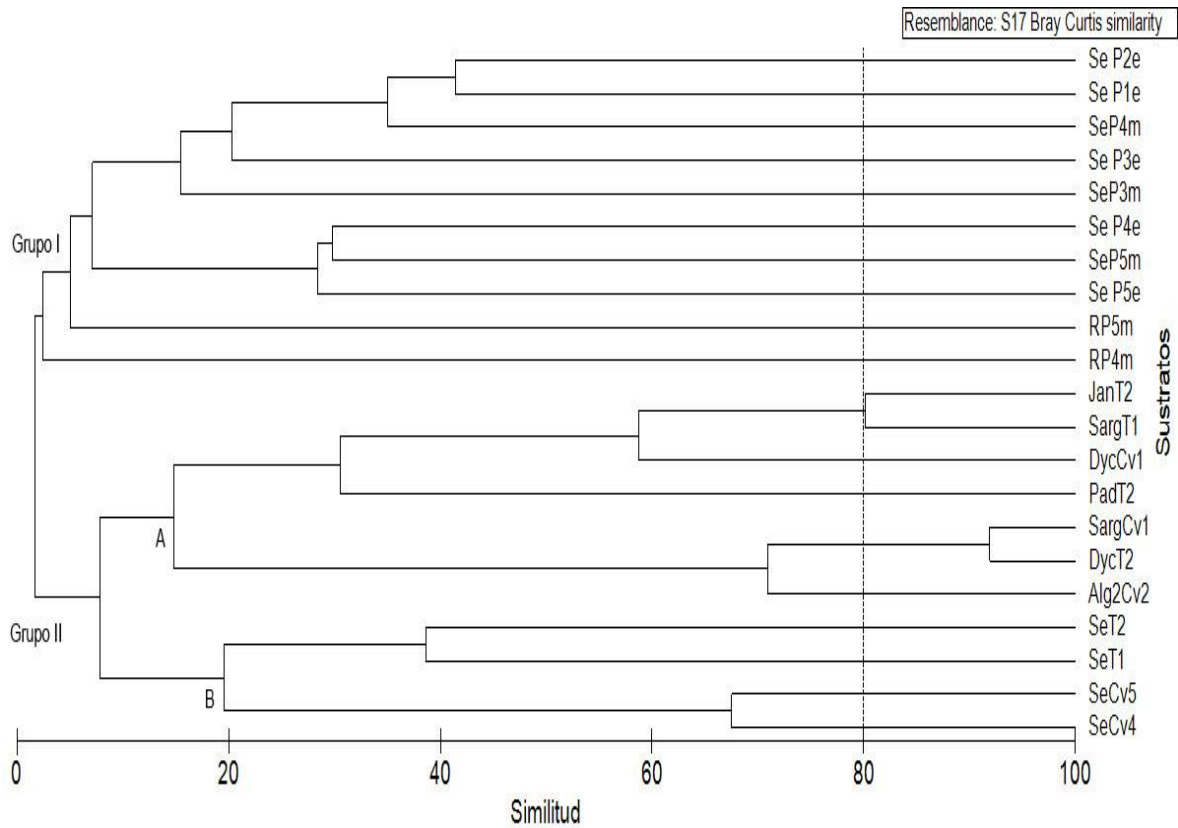
Con respecto a la presencia-ausencia de especies en los sitios de muestreo del puerto, presentan una similitud por debajo del 60%. El sustrato rocoso y el sedimento del sitio 5 del puerto (SeP5m y RP5m) muestran una composición de especies con una similitud por debajo del 20% con respecto al resto de los sitios del puerto. La mayoría de muestras del puerto se agrupan por sustrato. El sitio 5 del sedimento de enero presentó una similitud muy baja con solo 6 especies; de estas solo 2 fueron abundantes, *Amphora ocellata* y *Staurophora salina*.

## Costa de Santa Rosalía

Con respecto a las abundancias relativas en el área de Cuevas se nota la conformación de dos grupos, uno por los grupos de especies de las muestras del sedimento y el otro por las especies de las muestras de macroalgas. Dentro del sedimento los sustratos se agrupan por zonas en Tanques y Cuevas. También se agrupan con una similitud del 91.9% (Anexo 4) las macroalgas *Sargassum* (Cv1) y *Dyctiota* (T2), ya que ambas macroalgas presentaron alta abundancia de *Cocconeis scutellum* con 459 y 464 valvas respectivamente, así como una baja diversidad (*Sargassum*  $H' = 0.44$ , (0.85); *Dyctiota*  $H' = 0.60$  (0.84)). Por otro lado, las macroalgas, *Jania* (T2) y *Sargassum* (T1) tienen una alta similitud del 80%, con respecto a sus abundancias, ya que se registraron 418 valvas de *Gomphoseptatum aestuarii* sobre *Jania* y 389 valvas *Sargassum*.

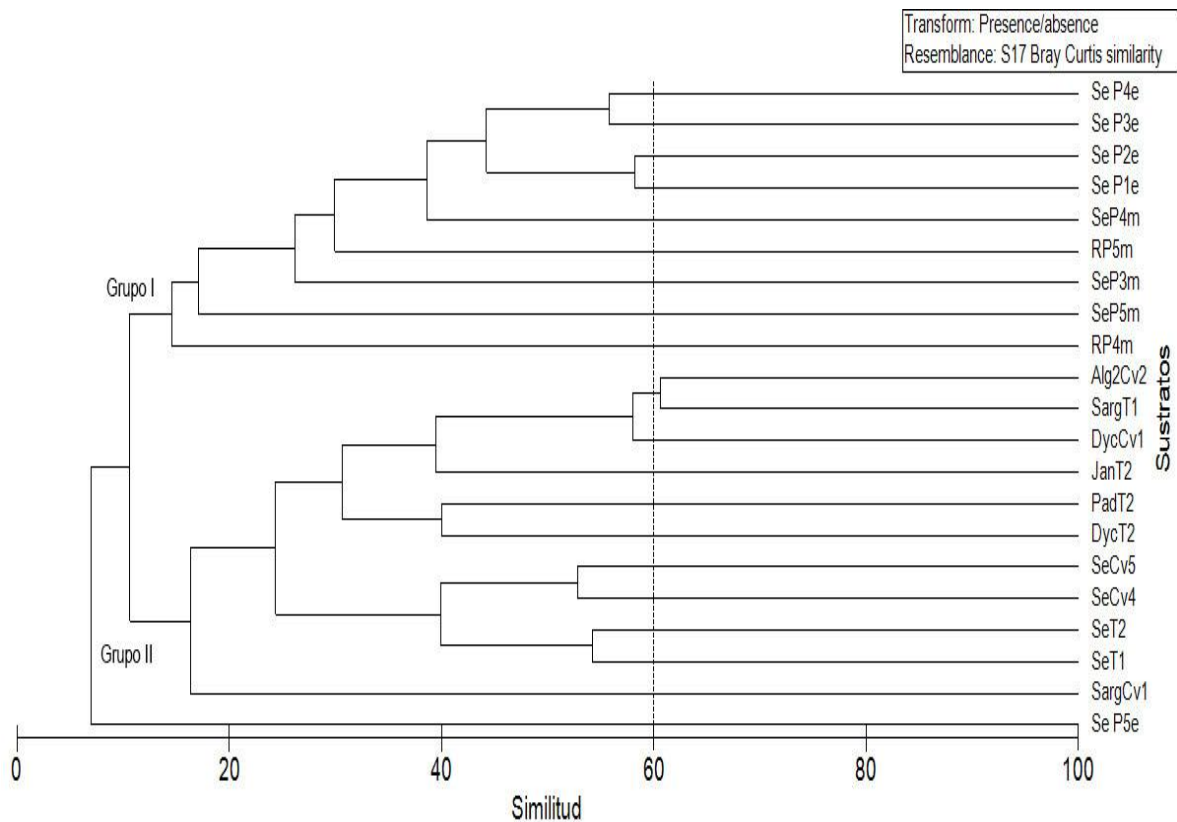
Con base en la presencia-ausencia de especies, se estimó una similitud entre los sustratos (sedimento y macroalgas) por debajo del 70% (Fig. 6). Primero se puede observar que la macroalga *Sargassum* de la zona de Cuevas se separa del resto de los sustratos, ya que solo se registraron 3 taxa; la segunda observación es que por debajo de una similitud del 20% se forman dos grupos, uno en conjunto con el sustrato de sedimento, y el segundo grupo conformado por macroalgas. Dentro del grupo del sedimento la composición de diatomeas de la zona de Cuevas son similares en un 52%, mientras que el sedimento del área de Tanques del punto 1 y punto 2, tienen un 54% de similitud (Apéndice 4.) Por otro lado, la macroalga 2 y *Sargassum* tienen un porcentaje de similitud del 60%, ya que comparten 10 especies. Los resultados de similitud muestran varios puntos importantes; el primero es que tienen similitudes muy bajas, y por lo tanto taxocenosis diferentes, de acuerdo con la zona y por sustrato. La zona del puerto y de la costa presentan una baja similitud (<20%) con respecto a sus abundancias y presencia-ausencia, evidenciando dos taxocenosis diferentes. Por otro lado, se presentó una similitud alta (>90%) con respecto a sus abundancias en aquellas especies de macroalgas

(*Sargassum* y *Dyctiota*) en las cuales la presencia de *Cocconeis scutellum* y *Gomphoseptatum aestuarii* sobre los talos dominó.



Se=sedimento, P=puerto, e=enero, m=mayo, T=tanques, Cv=cuevas, #=punto de muestreo.

Figura 5. Similitud entre las asociaciones de diatomeas bentónicas aplicando un análisis de Bray Curtis con base en las abundancias relativas para las asociaciones de diatomeas bentónicas en el puerto y costa de Santa Rosalía, BCS.

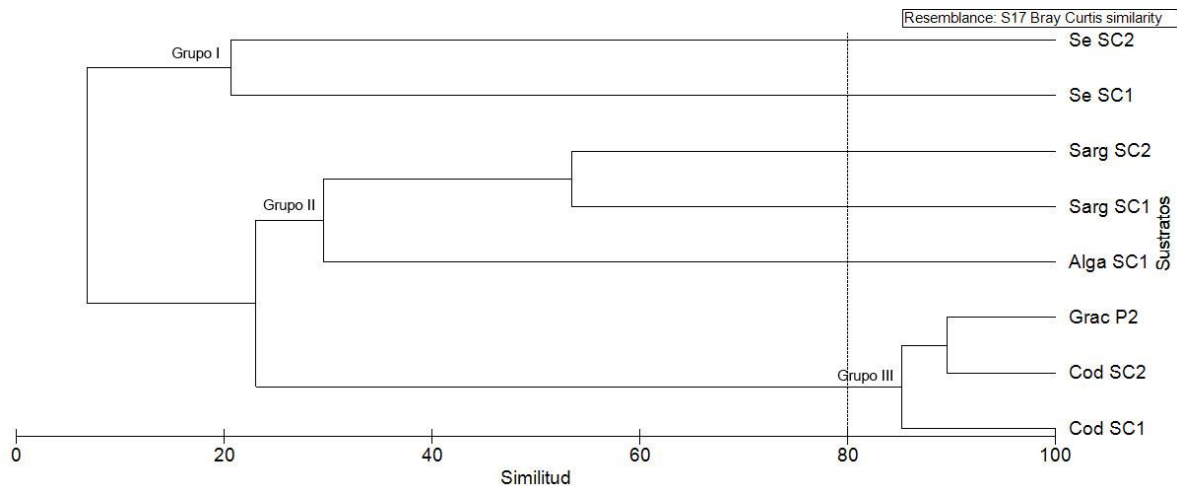


Se=sedimento, P=puerto, e=enero, m=mayo, T=tanques, Cv=cuevas, #=punto de muestreo.

Figura 6. Análisis de Similitud de Bray Curtis mediante presencia/ausencia de las asociaciones de diatomeas bentónicas en el puerto y costa de Santa Rosalía, BCS.

### *Sitio Control (Santa María)*

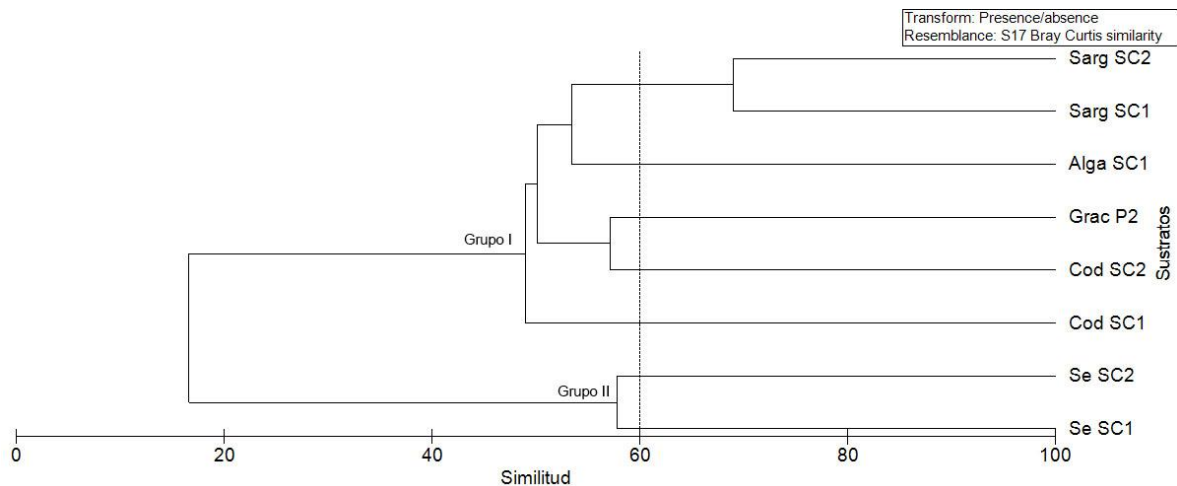
La similitud de acuerdo a las abundancias en la figura 7 se puede observar la formación de dos grupos, dividido por sustrato; el primer grupo lo conforman el sedimento de los puntos 1 y 2, y el segundo grupo lo conforman las macroalgas. Las macroalgas *Gracilaria* y *Codium* de los puntos 1 y 2 tienen una similitud por arriba del 80%, ya que se registró una alta abundancia de *Licmophora flabellata*, con 397 valvas para *Codium* en el punto 1, *Codium* punto 2 (439) y para *Gracilaria* (420).



Se=sedimento, SC= sitio control, #=punto de muestreo.

Figura 7. Similitud de Bray Curtis con base en las abundancias relativas para las asociaciones de diatomeas bentónicas en el sitio control.

Con respecto a la similitud basada en la presencia-ausencia de especies de diatomeas sobre los sustratos, en la figura 8 se puede observar, por debajo de un 20% de similitud, la formación de dos grupos, el primero conformado por las macroalgas y el segundo por sedimento. También se puede observar que los talos de *Sargassum* muestran una composición de especies con un porcentaje de similitud por encima del 60%; aunque son de dos puntos de muestreo diferentes, son algas del mismo género. No se muestran agrupaciones por punto de muestreo, y la mayoría de los sustratos tienen una similitud por debajo del 60%.



Se=sedimento, SC= sitio control, #=punto de muestreo.

Figura 8. Similitud de Bray Curtis con base en la presencia/ausencia para las asociaciones de diatomeas bentónicas en el sitio control.

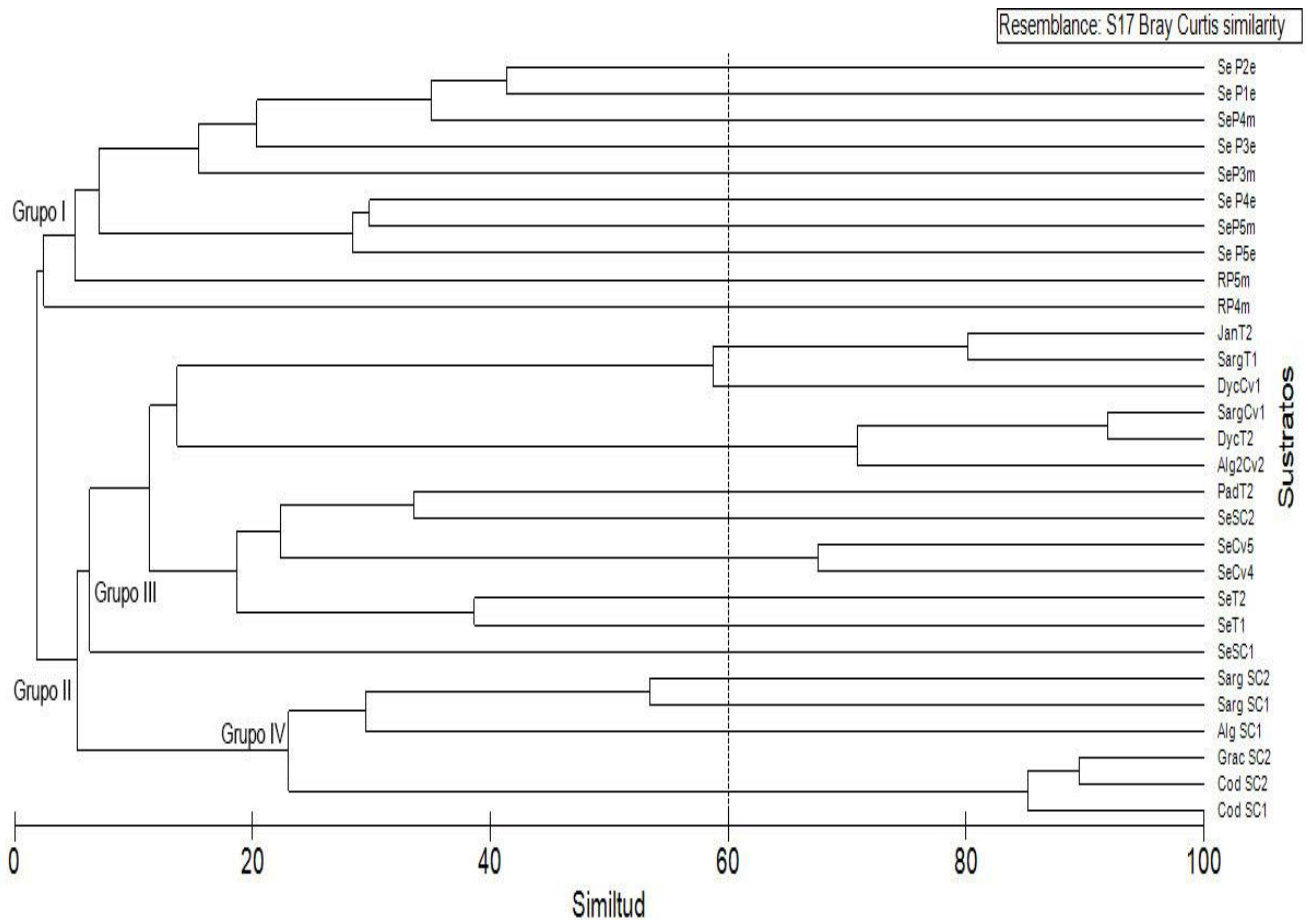
#### *Similitud entre el área de estudio y el sitio control*

En general, entre Santa Rosalía y el sitio control, se registró un 13.8% de similitud con respecto a las abundancias relativas de los taxa de diatomeas. Esto es, las especies que se registraron en cada localidad presentan diferentes abundancias. En general de la lista florística se identificaron 476 taxa en ambas localidades, de los cuales comparten 115, que fueron identificadas; casi la mitad de los taxa registrados (215) en Santa Rosalía, estuvieron presentes en el sitio control. En cuanto a la similitud con base en la presencia-ausencia de especies de las valvas que aparecieron en los conteos, se obtuvo un 42.2% de similitud; los sitios comparten 60 de los 222 taxa contabilizados.

Se aplicó el índice de similitud de Bray-Curtis para todos los sustratos de todos los sitios y puntos de muestreo para ambas localidades, en las cuales se puede observar (Fig. 9), con base en sus abundancias, un primer grupo conformado por la taxocenosis de diatomeas del puerto (P) de Santa Rosalía (SR), y el segundo grupo por los sustratos (algas y sedimento) de las zonas de tanques (T) y cuevas (Cv) de la costa de SR y del sitio control (SC), este grupo se forma por debajo de un 10%



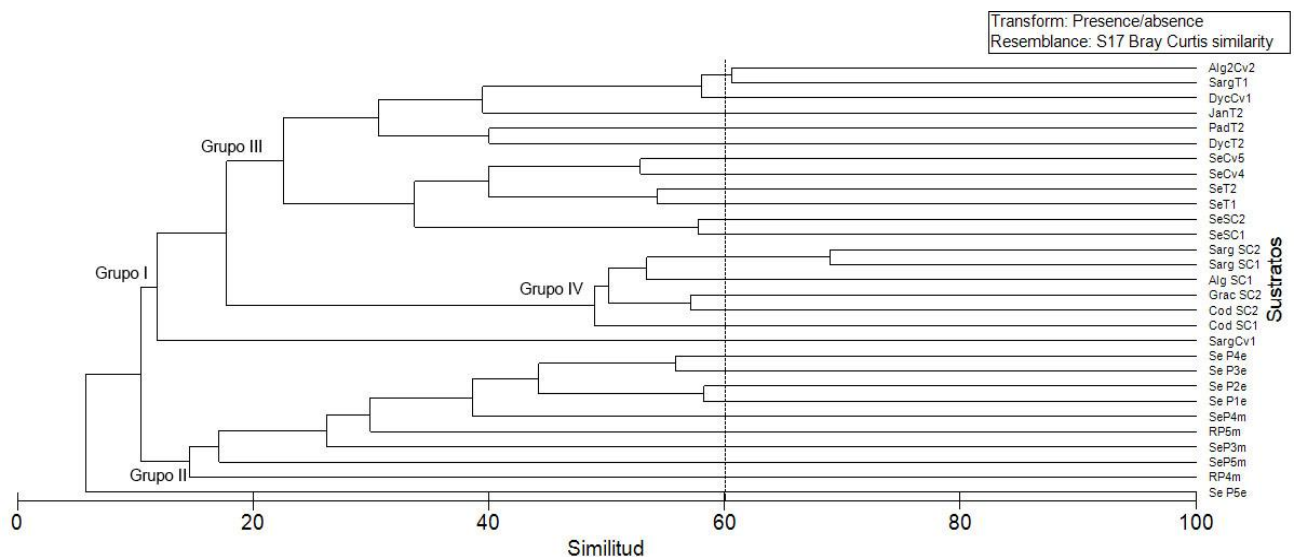
de similitud. Dentro del segundo grupo se puede observar la separación entre sustratos (sedimento y macroalgas); el primer grupo está conformado por las macroalgas de Tanques y Cuevas; posteriormente, se agrupa el sedimento de SR y del SC y, al final, las macroalgas del SC. De manera general se puede observar una baja similitud entre el área de estudio (SR) y el sitio control, mostrando una taxocenosis diferente en cada zona y sustrato.



P=puerto, T=tanques, Cv= cuevas, SC= sitio control, R=roca, Se=sedimento, Jan=*Jania*, Sarg=*Sargassum*, Dyc=*Dyctiota*, Pad=*Padina*, Grac=*Gracilaria*, Cod=*Codium*

Figura 9. Similitud de Bray Curtis con base en las abundancias relativas para las asociaciones de diatomeas bentónicas en Santa Rosalía y el sitio control.

Con respecto a la presencia y ausencia de especies, se puede observar que la composición de especies del sedimento del puerto (SeP5e) es diferente a las que se registraron en los otros sustratos y sitios de muestreo, ya que se registraron 6 taxa (*Amphora ocellata*, *Cocconeis discoloides*, *Fallacia litoricola*, *Nitzschia sigma*, *Staurophora salina*, *Thalassiosira cf. eccentrica*), las cuales rara vez fueron registradas en el sitio control, en Tanques y Cuevas; solo *Staurophora salina* presentó abundancias en el sedimento del punto 5 del mes de mayo y en el sedimento del punto 4 del puerto. También se puede observar que se forman dos grupos con respecto al área de estudio, el primero conformado por algas y sedimento del sitio control y Santa Rosalía (Tanques y Cuevas); y el segundo grupo formado por sedimento y roca del puerto de Santa Rosalía. Dentro del primer grupo se nota una separación de *Sargassum* (Cuevas punto 1), ya que esta macroalga solo registraron 3 taxa. Dentro de este grupo se separan los sustratos por localidad.



P=puerto, T=tanques, Cv= cuevas, SC= sitio control, R=roca, Se=sedimento, Jan=*Jania*, Sarg=*Sargassum*, Dyc=*Dyctiota*, Pad=*Padina*, Grac=*Gracilaria*, Cod=*Codium*.

Figura 10. Similitud de Bray Curtis con base en las abundancias relativas para las asociaciones de diatomeas bentónicas en Santa Rosalía y el sitio control.

#### 7.4 Deformaciones de valvas en diatomeas bentónicas

En esta investigación se registraron frústulas deformes de diatomeas en roca y sedimento del puerto de Santa Rosalía, las cuales presentaban alguna alteración alrededor de la valva, o en sus extremos. Las diatomeas que presentaron deformaciones pertenecen a los géneros *Achnanthes*, *Cocconeis*, *Diploneis*, *Navicula*, *Staurophora* y *Thalassiosira*, presentándose la mayor frecuencia de deformaciones en *Achnanthes*; en este, los porcentajes de deformaciones fueron de 1 a 7.6% (Tabla 11); de estos en la roca del sitio 5, *Achnanthes longipes* con una abundancia de 115 valvas, presentó 23 valvas deformes, lo que representa un 19.65%. Mientras que en el sitio 2 del sedimento se registraron 8 valvas deformes de 56 de *Achnanthes* sp., constituyendo el 14.28% (Tabla 13). Las deformaciones que se registraron consisten en que una parte de la frústula forma una curvatura hacia la parte del centro de la valva, y en algunos taxa pero en menor frecuencia se registraron modificaciones en las areolas (Fig. 11).

En el área de la costa de Santa Rosalía solo se registraron nueve valvas con deformaciones de las 5289 contadas sobre los sustratos de sedimentos y macroalgas, representando el 0.17 % del total de las valvas contabilizadas en la costa de Santa Rosalía. Las diatomeas que se registraron con deformación en la valva fueron; *Licmophora gracilis* (1) y *Cocconeis scutellum* (1) sobre el talo de *Sargassum* sp. recolectado en el sitio de Tanques punto 1. En el sitio de Cuevas en el punto 2 de muestreo sobre el talo de *Sargassum* sp. se registró a *Cocconeis scutellum* con dos valvas deformes alrededor de la frústula. Sobre el talo de *Dyctiota* sp. (Cuevas punto 1) se registraron con deformaciones de la frústula especímenes de *Cocconeis scutellum* (1) y *Gomphoseptatum aestuarii* (1); por último, en el sedimento (Tanques punto 1) se registraron *Navicula directa* (2) y *Navicula diversistriata* (1). Para el sitio control se registró una diatomea con deformación de la valva y modificación del rafé (*Cocconeis* sp.). En la figura 11 se pueden observar algunas diatomeas que presentaron deformación valvar.

Tabla 11. Porcentaje de valvas de diatomeas deformes presente en los sitios de muestreo del puerto de Santa Rosalía, BCS.

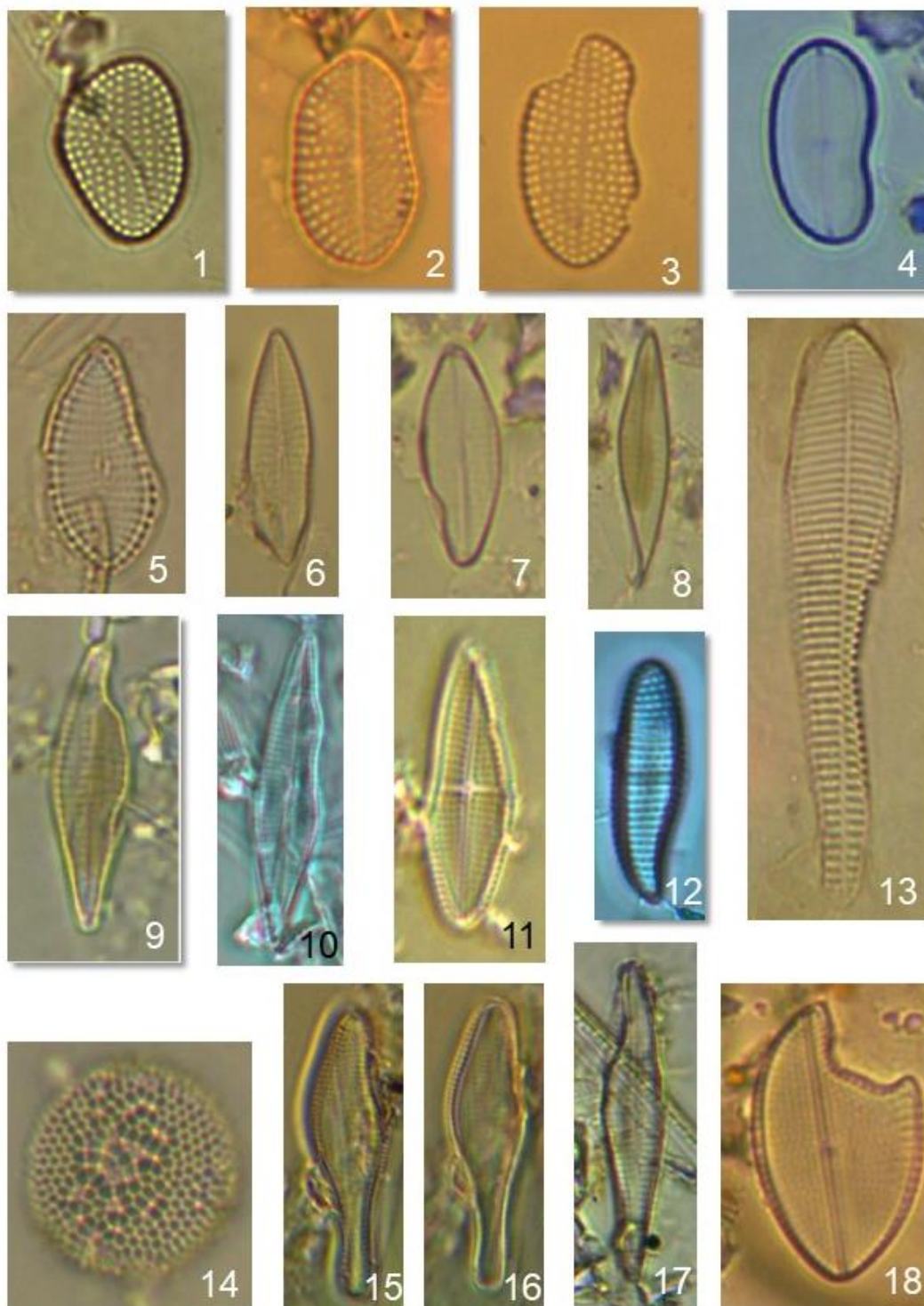
	MSe3	MSe4	MSe5	MR4	MR5	ESe1	ESe2	ESe3	ESe4	ESe5
Valvas deformes	2	16	6	0	38	4	8	5	6	1
Abundancia relativa	169	500	500	14	500	500	500	500	500	500
Porcentaje	1.1%	3.2%	1.2%	0%	7.6%	0.8%	1.6%	1%	1.2%	0.2%

*M= mayo, E=enero, Se=Sedimento, R=roca, #=sitio de muestreo.*

Tabla 12. Especies de diatomeas y número de valvas que presentaron deformación, procedentes de los sitios de muestreo del puerto de Santa Rosalía, BCS.

	MSe3	MSe4	MSe5	MR4	MR5	ESe1	ESe2	ESe3	ESe4	ESe5
<i>Achnanthes javanica</i>					7					
<i>A. longipes</i>					23					
<i>A. parvula</i>					8					
<i>A. sp.</i>	2	11				2	8	4	1	
<i>A. yaquinensis</i>									2	
<i>Cocconeis sp.</i>		1								
<i>Diploneis litoralis</i>		1				2				
<i>Navicula subinflatoides</i>			5							
<i>Staurophora salina</i>			1					1		
<i>Thalassiosira eccentrica</i>									1	
<i>Shionodiscus oestrupii</i>		3							2	1

*M=mayo, E= enero, Se=sedimento, R=roca.*



1-4) *Cocconeis* sp., 5) *Cocconeis* sp. 2, 6-8) *Navicula* sp., 9-12) *Achnanthes* sp. 13) *Licmophora gracilis* (Costa de SR), 14) *Thalassiosira* sp. 15-17) *Achnanthes* sp. 2, 18) *Cocconeis* sp. (Sedimento, SC). SR=Santa Rosalía, SC=Sitio control.

Figura 11. Diatomeas bentónicas con deformaciones de valvas y areolas.

## 7.5 Concentraciones de Elementos Potencialmente Tóxicos (EPT)

### *Concentraciones de EPT en sedimento*

Se obtuvieron los promedios de las concentraciones de los metales en los puntos de muestreo de Santa Rosalía (Tabla 13), los cuales se compararon con el valor superior de la corteza terrestre (UCC) y los valores de referencia para un ambiente contaminado, el efecto de rango bajo (ERL) y el efecto de rango medio (ERM). De los 18 EPT medidos, 15 metales sobrepasaron el valor superior de la corteza terrestre. Se tiene el valor de ERL para siete metales de los cuales, seis de ellos, sobrepasan el efecto de rango bajo. Para el ERM, se tienen valores de referencia para nueve metales de los cuales, en Santa Rosalía, dos metales (Cu, Zn) sobrepasan el ERM. Por lo tanto, se considera un área con concentraciones elevadas de elementos potencialmente tóxicos. De manera particular, el Cd ( $42.31 \text{ mg kg}^{-1}$ ) y el Cu ( $3193 \text{ mg kg}^{-1}$ ) rebasan el límite de efecto de rango medio (Cd=9.6, Cu=270  $\text{mg kg}^{-1}$ ), el cual implica que a esos valores antes mencionados el 50% de los organismos pueden ser afectados bajo esas concentraciones.

En el puerto de Santa Rosalía, el Ni en el sitio 1 se registró con una concentración de  $401 \text{ mg kg}^{-1}$ , la cual está por encima del ERM ( $51.6 \text{ mg kg}^{-1}$ ); los otros sitios de muestreo presentaron valores por debajo de  $0.5 \text{ mg kg}^{-1}$ . El Zn registró concentraciones por arriba de los  $700 \text{ mg kg}^{-1}$ , hasta  $4030 \text{ mg kg}^{-1}$ , sobrepasando el límite de ERM ( $410 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Otra de las concentraciones más altas que se obtuvieron fue para el Cu, con valores entre 1223 y  $7980 \text{ mg kg}^{-1}$ , siendo el límite de ERM de  $270 \text{ mg kg}^{-1}$ . En la parte de la costa de Santa Rosalía se registró una concentración promedio de Cu de  $4350 \text{ mg kg}^{-1}$  en Tanques y  $1550 \text{ mg kg}^{-1}$  en la zona de Cuevas. Asimismo, en la zona de Cuevas los metales con mayor concentración que sobrepasan el ERM son Zn, Cu, Pb ( $4755$ ,  $4350$ ,  $276.5 \text{ mg kg}^{-1}$ , respectivamente). El uranio presentó una alta concentración en la zona de Cuevas ( $110.5 \text{ mg kg}^{-1}$ ). En la tabla 15 se muestran las concentraciones de metales por sitio de muestreo.

Tabla 13. Concentraciones de EPT en sedimentos marinos de Santa Rosalía y valores de referencia (mg kg<sup>-1</sup>).

n.d.= no detectado, UCC=Valor superior de la corteza terrestre, ERL=Efecto de

<b>Santa Rosalía</b>	<b>Promedio</b>	<b>UCC</b>	<b>ERL</b>	<b>ERM</b>
<b>EPT</b>	<b>(mg kg<sup>-1</sup>)</b>	<b>Wedepohl , 1995</b>	<b>Long <i>et al.</i>, 1995</b>	<b>Long <i>et al.</i>, 1995</b>
Sb	2.9	0.3	n.d.	n.d.
In	3.14	0.06	n.d.	n.d.
Se	0.24	0.083	n.d.	n.d.
Sn	5.5	2.5	n.d.	n.d.
Bi	1.92	0.12	n.d.	n.d.
Al (%)	7.19	7.7	n.d.	n.d.
Cd	42.31	0.1	1.2	9.6
V	131.08	53	n.d.	n.d.
Cr	64.57	35	81	370
Mn	8071	527	n.d.	n.d.
Fe (%)	6.27 (%)	3.08 (%)	n.d.	n.d.
Ni	43.95	18.6	20.9	51.6
Hg	55.83	56	150	710
Ag	0.57	0.1	1	3.7
Co	307.35	11.6	n.d.	n.d.
Zn	2393	52	150	410
As	8.98	2	8.2	70
Mo	15.85	1.4	n.d.	n.d.
Ba	2507	668	n.d.	n.d.
Cu	3193	14.3	34	270
Sr	2410	316	n.d.	n.d.
Pb	191.30	17	46.7	218
U	40.65	2	n.d.	n.d.

rango bajo, ERM= Efecto de rango medio.

Tabla 14. Concentraciones de EPT en sedimentos por sitio de muestreo en Santa Rosalía, BCS, y referentes de contaminación.

	P1	P2	P3	P4	P5	C	T	UCC	ERL	ERM
Sn	4	15	6	5	8	3	2	2.5		
Cd	1.8	3.2	2.2	1.8	1.7	2.2	243	0.1	1.2	9.6
Al (%)	3.3	5.4	6.6	7.4	7.9	6.73	8.55	7.74		
V	107	162	194	106.5	94.5	177.5	79.5	53		
Cr	45	59.6	98.4	65	52.4	56.9	62	35	81	370
Mn	>10000	>10000	>10000	7720	5245	>10000	5465	527		
Fe (%)	4.6	6.3	9.2	5.7	4.6	7.425	5.11	3.08		
Ni	401	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	16.1	52.9	18.6	20.9	51.6
Hg	60	60	50	105	70	25	40	56	150	710
Ag	0.5	0.9	0.6	0.5	0.4	0.53	0.5	0.1	1	3.7
Co	301	>500	>500	231	103	>500	109	11.6		
Zn	1990	3320	4030	1430	703	4755	740.5	52	150	410
Li	58	87.8	140.5	44.9	24.2	162.5	19.65	22		
Mo	12.1	21.5	47.2	7.8	8.9	18.5	0.305	1.4		
Ba	2290	660	4725	1915	1168	>5000	1520	668		
Cu	3130	7980	4250	2220	1223	4350	1560	14.3	34	270
Sr	1490	1820	2555	1259	984	7550	458.4	316		
Pb	135	383	234	219	111	276.5	48.9	17	46.7	218
U	27.3	56.7	63.6	16.8	8	110.5	2.95	2		

P=puerto, C=Cuevas, T=tanques, UCC=Valor superior de la corteza terrestre, ERL=Efecto de rango bajo, ERM= Efecto de rango medio (mg kg<sup>-1</sup>).

#### *Elementos potencialmente tóxicos en Santa María (Sitio control)*

En el sitio control no se presentaron concentraciones de EPT elevadas (Tabla 15). El Zn (119.9) sobrepasa el valor de la corteza continental (UCC 52); también los sobrepasan el Cu (31.9) (UCC 14) y el Sr (935.6) (UCC 316); aunque no se cuenta con datos de efecto de rango bajo, los valores con los que sobrepasan no son muy altos. Así, de manera general, el área del sitio control no presenta concentraciones altas de elementos potencialmente tóxicos en comparación con los



promedios registrados para el área de estudio de Santa Rosalía. Ningún elemento en el sitio control sobrepasó los valores de referencia, ERL y ERM.

Tabla 15. Concentraciones de EPT en el sitio control, valores promedio (mg kg<sup>-1</sup>).

Elemento	Sitio Control Santa María	Área de estudio Santa Rosalía	UCC Wedepohl 1995	ERL Long et al., 1995	ERM Long et al., 1995
Sn	1	5.5	2.5	-	-
Cd	0.3	42.31	0.1	1.2	9.6
V	66	131.08	53	-	-
Cr	39.2	64.57	35	81	370
Mn	744	8 071	527	-	-
Ni	0.5	43.95	18.6	20.9	51.6
Ag	0.12	0.57	0.1	1	3.7
Co	8.96	307.35	11.6	-	-
Zn	119.9	2393	52	150	410
As	3.43	8.98	2	8.2	70
Mo	1.15	15.85	1.4	-	-
Ba	493.3	2 507	668	-	-
Cu	31.96	3 193	14.3	34	270
Sr	935.66	2 410	316	-	-
Pb	11.16	191.30	17	46.7	218
U	2	40.65	2	-	-

*UCC=Valor superior de la corteza terrestre, ERL=Efecto de rango bajo, ERM=Efecto de rango medio.*

#### *Concentraciones de elementos potencialmente tóxicos en macroalgas*

En la tabla 16 se muestran los valores de las concentraciones de los EPT presentes en siete taxa de macroalgas recolectadas en el área de Santa Rosalía y seis en Santa María (sitio control). Las concentraciones de EPT fueron bajas en el área del sitio control, mientras que en Santa Rosalía se registraron valores superiores y enriquecidos. Así, se registraron concentraciones de aluminio de 8920 mg kg<sup>-1</sup> en SR y de 4287 mg kg<sup>-1</sup> en el SC; en este último se registraron concentraciones de Mn de 277 mg kg<sup>-1</sup>, mientras que en SR se registraron concentraciones de 3577 mg kg<sup>-1</sup>. El talo de *Dyctiota* del área de Cuevas presentó una concentración de Uranio de 11.4 mg kg<sup>-1</sup>, una concentración elevada, más alta que en el sitio control.

Tabla 16. Concentraciones de elementos potencialmente tóxicos en macroalgas (mg kg<sup>-1</sup>) de Santa Rosalía y el Sitio Control.

EPT	<i>Sarg</i> T1 SR	<i>Pad</i> T2 SR	<i>Dyc</i> C1 SR	Promedio	<i>Alga</i> SC1	<i>Cod</i> SC1	<i>Cod</i> SC2	<i>Promedio</i>
Sn	1	1	1	1	1	1	1	1
Al	10000	6760	10000	8920	6060	2580	4220	4287
Cd	3.55	7.5	2.7	4.6	7	7.2	1.25	5
V	70	70	100	80	90	40	70	67
Cr	30	40	40	36.7	30	20	30	27
Li	15.4	14.9	33.5	21.3	10.5	6.6	7.5	8
Mn	2080	2740	5900	3573	56	283	492	277
Fe (%)	2.05	1.65	2.75	2.2	2.3	0.95	2.1	2
Ni	39	37	25	33.7	14	11	11	12
Ag	0.2	0.2	0.2	0.2	0.9	0.2	0.2	0
Co	25.8	81.5	160	89.1	11.5	6	8.6	9
Zn	330	563	717	536	136	113	87	112
As	10	19	5.8	11.6	6	3	4	4
Mo	4.7	2.8	2.5	3.3	1.6	1.2	1	1
Ba	53	179	646	292	38	19	27	28
Cu	162	1490	755	802	63.5	30.6	26.6	40
Sr	807	4050	2530	2462	605	523	848	659
Pb	38.7	42.3	49.4	43.5	14.9	5.7	6.7	9
U	1.85	3.65	11.4	5.6	0.95	0.85	0.75	1

*T=tanques, C=cuevas, SR= Santa Rosalía, SC= sitio control, # punto de muestreo.*

*Sarg=Sargassum; Dyc=Dyctiota; Cod=Codium.*

#### *Factor de Enriquecimiento Normalizado*

En la figura 12 se muestra el factor de enriquecimiento de todos los elementos medidos en el área de Santa Rosalía de los cuales se registraron cadmio, manganeso, cobalto, zinc, molibdeno, plomo, uranio, bismuto e indio como aquellos que sobrepasaron el nivel moderado, ya que un valor mayor a 10 de FEN indica una alta contaminación. Así, de acuerdo con los promedios de los FEN calculados, los elementos más enriquecidos fueron en este orden Cu>Zn>In >Cd>Co>Mn>Bi>U>Pb>Mo (Fig. 13).

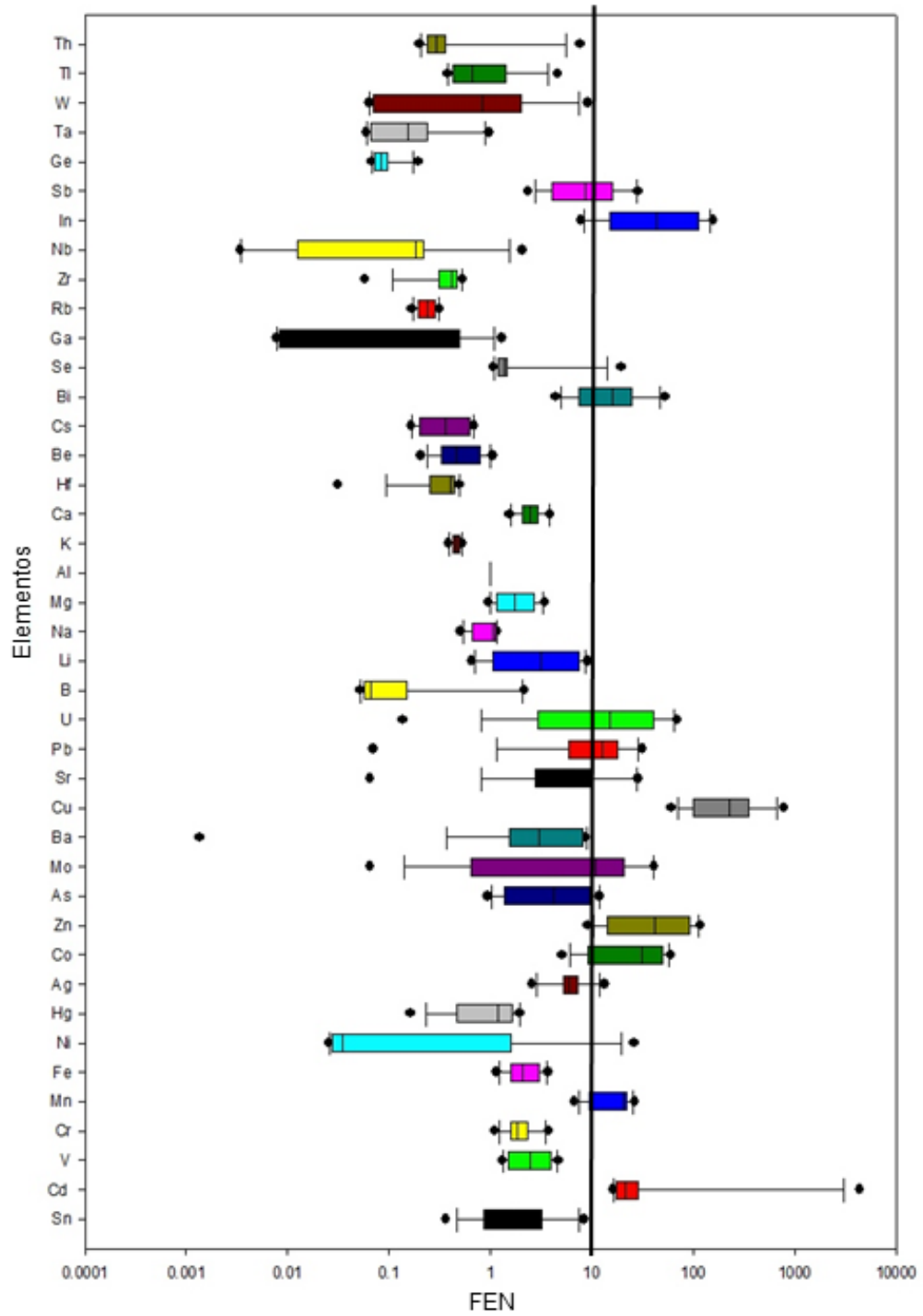


Figura 12. Resultados del Factor de Enriquecimiento Normalizado en sedimentos de Santa Rosalía.

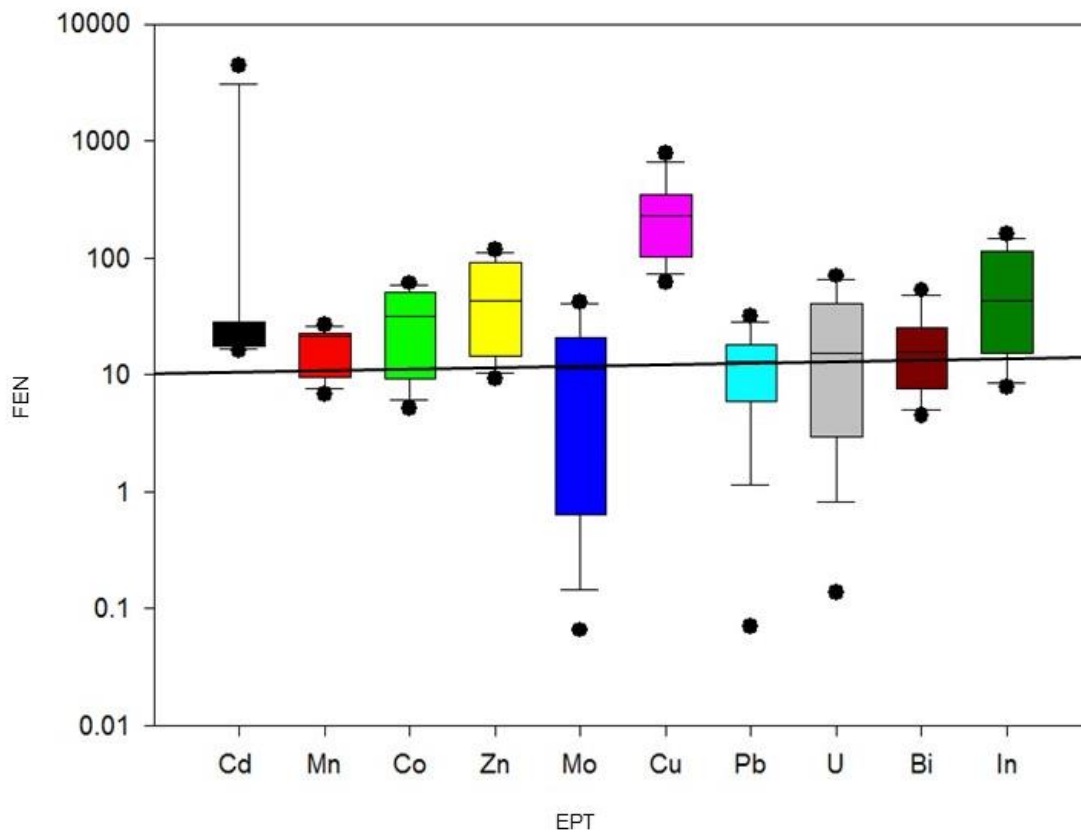


Figura 13. Selección de elementos potencialmente tóxicos que están enriquecidos en el área de estudio de Santa Rosalía.

Para el sitio control también se calcularon los valores del FEN; los valores obtenidos muestran que varios elementos se encuentran empobrecidos, ya que están por debajo de un factor de 1, y los otros elementos se encuentran por debajo de un valor moderado es decir  $<10$  (Fig. 14). Por lo tanto, este sitio no se encuentra contaminado por EPT.

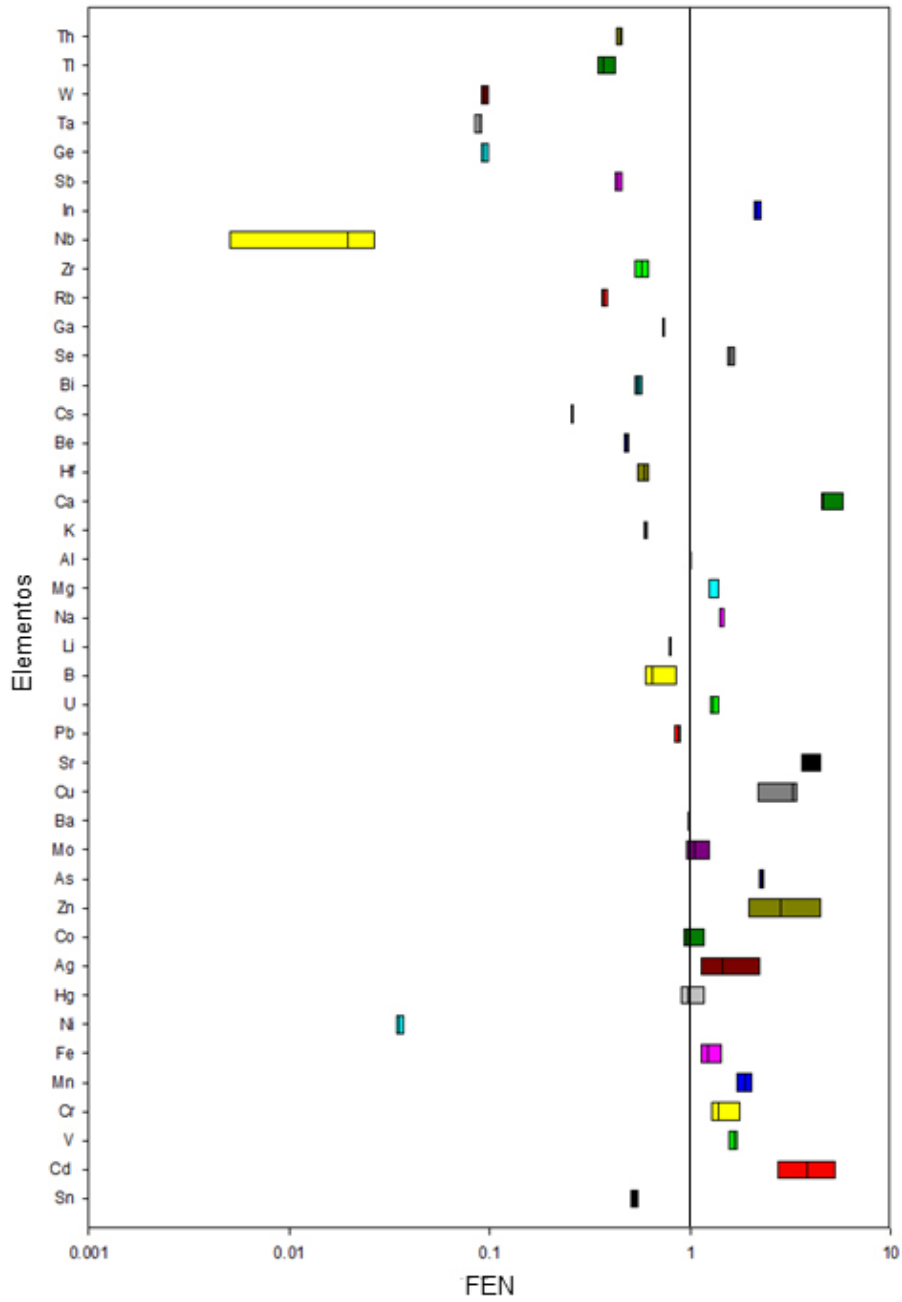


Figura 14. Resultados del Factor de Enriquecimiento de EPT y otros elementos medidos en el sitio control Santa María: Elementos empobrecidos y elementos por debajo de un factor moderado en el sitio control (Santa María).

### *Relación entre EPT y asociaciones de diatomeas en el área de estudio*

De manera general, los EPT en el área de Santa Rosalía están enriquecidos y con concentraciones superiores a las de la corteza terrestre, incluso, hay sitios donde sus concentraciones son más elevadas. En el sitio de Cuevas, y el punto 3 del puerto de Santa Rosalía fueron los que presentaron las mayores concentraciones de metales, sobre todo los sitios con mayor influencia de Sr y Ba pertenecen a Cuevas. En esta área fue donde se presentaron las concentraciones más altas en sedimento de varios metales (Cu=7550, Zn=4755, Ba>5000, Sr=7550, U=110.5 mg kg<sup>-1</sup>), mientras que en la macroalga *Dyctiota* en Cuevas se tuvieron registros más altos de U, Ba y Mn (U=11.4, Ba=646, Mn=5900 mg kg<sup>-1</sup>). En esta zona se tuvo el registro de 3 taxa de diatomeas epifitas en *Sargassum*, con una diversidad de H'<sup>'</sup>=0.44; *Cocconeis scutellum* y *Gomphonema aestuarii* fueron las más abundantes sobre macroalgas, y *Catenula adherens* y *Navicula diversistriata* en sedimento. Los talos de *Padina* (T2) mostraron concentraciones elevadas de Cu=1490, Sr=4050, Pb=42.3, y U=3.6 mg kg<sup>-1</sup>; pero, aún con estas concentraciones elevadas, la estructura de las asociaciones sobre el talo representó una asociación típica de diatomeas bentónicas (alta riqueza=31 y diversidad de especies H'<sup>'</sup>=3.78, y baja dominancia=0.10).

Los puntos 4 y 5 del puerto de SR fueron los sitios en donde se registraron mayor número de valvas con deformaciones, así como menor diversidad (H'<sup>'</sup>=<1.9); en estos sitios los metales que sobrepasaron el ERM, fueron Zn=1430, 703, ERM=410, Cu=2220, 1223, ERM=270, Pb=219, 111, ERL=46.7, ERM=218.

## 8. Discusión

### *Composición de especies*

En estudios sobre diatomeas en ambientes marinos contaminados, los géneros más comunes reportados han sido *Nitzschia*, *Navicula*, *Cocconeis*, *Amphora*, y *Achnanthes* (Potapova *et al.*, 2016; Rubino *et al.*, 2015; Petrov *et al.*, 2010; Cunningham *et al.*, 2005; 2003; Dickman, 1998); de estos, cinco géneros coinciden con los de este estudio, registrándose en el puerto y costa, lo que se puede observar que son diatomeas que de estos géneros tienen una amplia distribución y son comunes en ambientes marinos.

De acuerdo con López-Fuerte & Siqueiros-Beltrones (2016), las especies que más se han registrado en las investigaciones realizadas en la península de Baja California en la zona del Pacífico y del Golfo de California, pertenecen a los géneros; *Navicula*, *Nitzschia*, *Amphora*, *Mastogloia*, *Diploneis* y *Cocconeis*, en ambientes considerados como no contaminados. De acuerdo con esto, la composición de especies en ambas localidades (contaminada y sitio control), muestran una composición similar a la que se registra en distintos sustratos en la península de BC, ya que en ambas localidades los géneros mejores representados fueron *Amphora* con 28 taxa para SR y 43 taxa para SC, *Nitzschia* (SR=25, SC=29), *Cocconeis* (SR=19, SC=31), *Diploneis* (SR=14, SC=28), *Navicula* (SR=15, SC=30), *Achnanthes* (SR=11, SC 16). Es decir, los géneros mejor representados en un sitio sin contaminar son de igual forma los mejor representados en Santa Rosalía, que es un ambiente con altas concentraciones de EPT. Así mismo, de los seis géneros mejor representado en ambas localidades, cinco (*Amphora*, *Cocconeis*, *Diploneis*, *Navicula* y *Nitzschia*) son los mejores representados para costas mexicanas (López-Fuerte & Siqueiros Beltrones, 2016), ya que son géneros con una amplia distribución y las diatomeas son organismos cosmopolitas.

Aunque de manera general se reporten especies dentro de los géneros más comunes en ambientes no contaminados, es importante identificar taxonómicamente a nivel especie, ya que las especies que tuvieron una mayor abundancia o especies comunes son distintas en cada área. Así, Cunningham *et al.* (2005, 2003) reportaron *Pseudostaurosira brevistata*, *Achnanthes brevipes* y *N. cancellata* como las más abundantes en un área contaminada, mientras que Dickman (1998) registró *F. capuccina*, *A. hauckiana*, *Diatoma vulgare*, *N. ryncocephala* como diatomeas con valvas deformes en respuesta a un ambiente contaminado, siendo diatomeas características de agua dulce.. Potapova *et al.* (2016), registraron *N. gregaria*, *Cyclotella atomus*, *C. marina* y *Nitzschia* sp. como las más abundantes en zonas con altas concentraciones de metales; mientras que en este estudio se registraron *Staurophora salina*, *A. ocellata*, *N. subinflatoides*, *Psammodyction panduriforme*, *A. javanica*, *Cocconeis scutellum* y *Gomphoseptatum aestuarii*. En cada estudio la resolución taxómica es distinta, la relevancia de contar con una determinación al mínimo taxón posible permitirá hacer comparaciones más objetivas entre diferentes zonas de estudio con diferentes grados de contaminación. Esto se da debido a que las diatomeas son organismos oportunistas y cosmopolitas, habiendo condiciones favorables, las especies oportunistas proliferan en cada sitio. Es por esto que hay una composición de especies diferente entre puerto, costa de SR y la del sitio control, observándose que proliferan independientemente del ambiente en el que se encuentren; en este caso un ambiente con influencia de altas concentraciones de EPT.

En el sitio control se determinó una riqueza de especies más elevada (S= 397 taxa) que en Santa Rosalía (S= 217 taxa), de las cuales comparten 115 especies; la mayoría presentes en Santa Rosalía, son comunes a las encontradas en ambientes sin contaminar. Santa Rosalía es un área en la cual los sedimentos se encuentran contaminados, por lo que las diatomeas pudieran responder a nivel de especie variando sus abundancias o alterando los atributos comunitarios, los cuales se describen más adelante. En términos de florística, de los 217 taxa registrados en Santa Rosalía, tres de ellos fueron registros nuevos, y podrían ser considerados



característicos de ambientes bentónicos marinos (Martínez & Siqueiros Beltrones, 2017). Mientras que de los 397 taxa registrados en sedimento y macroalgas del sitio control, se tienen 18 posibles nuevos registros para la península de Baja California. López-fuerte & Siqueiros Beltrones (2016) reportaron para las costas mexicanas un total de 1162 taxa; es decir, la gran mayoría de los taxa en las localidades de Santa Rosalía y del sitio control, ya han sido registrados para el ambiente marino en México y particularmente en la región noroeste del país. Ya que las pocas especies como nuevos registros, indican que en habitan en los sustratos diatomeas comunes del ambiente marino.

La hipótesis nula planteada sobre la composición de especies en un ambiente contaminado con EPTes que esta no sería diferente a la de un ambiente marino no contaminado con EPT. De acuerdo con las observaciones en este trabajo no es factible rechazar la hipótesis nula, ya que, 1) la composición taxonómica de diatomeas bentónicas comprende los géneros que más taxa registraron en SR, i.e., *Amphora*, *Nitzschia*, *Achnanthes*, *Cocconeis*, *Diploneis* y *Navicula*, mismos que son los mejor representados en ambientes sin contaminar (SC) y para costas mexicanas en general (López-Fuerte & Siqueiros Beltrones, 2016). Asimismo, los tres nuevos registros para el área de estudio, e incluso los 18 nuevos registros potenciales del área de estudio, se explican mejor bajo un esquema de carencia de investigaciones florísticas para los litorales mexicanos, más que proponer alguna relación entre estos y características particulares del área de estudio ocasionadas por contaminación.

#### *Atributos comunitarios*

Se estima que una riqueza común para un sustrato varía entre 20 a 45 taxa por muestra (Siqueiros Beltrons, 2005) y para este estudio los valores se encuentran dentro de estos valores comunes; a excepción del punto 5 en sedimento y del punto 4 en roca (puerto SR), los cuales presentaron riquezas de entre seis y ocho especies; en la macroalga *Sargassum* recolectada en el punto 1 de Cuevas se

registraron solamente tres taxa. Al respecto, un estudio en Bahía Magdalena, BCS, se observó en talos de *Eisenia arborea* una baja riqueza en (septiembre) de solo seis taxa, al parecer, la baja riqueza de especies de diatomeas es un rasgo común de ambientes extremos, v.gr., ambientes hipersalinos con registros de 5 a 19 taxa por muestra (Siqueiros Beltrones, 1988; Siqueiros Beltrones *et al.*, 2015). Esto también se relaciona con la distribución agregada o en parches que tienen las diatomeas en los sedimentos (McIntire & Overton, 1971). Se esperaría que como en un ambiente extremo la riqueza en el área fuera baja, pero en este estudio solo dos sustratos mostraron una riqueza baja. Por lo tanto, las condiciones en el ambiente contaminado considerado extremo favorecen a la riqueza de especies y proliferación de éstas y solo algunos puntos de muestreo se registran riqueza baja.

La mayoría de las macroalgas de la costa presentaron una riqueza de diatomeas con valores de 3 a 18 taxa por talo, similar a la reportada para ambientes extremos de zonas hipersalinas (Siqueiros Beltrones, 1988). Mientras que en el sitio control, se puede observar una alta riqueza que, a diferencia de las macroalgas recolectadas en Santa Rosalía, la riqueza registrada fue de 19 y hasta 57 taxa por muestra, tanto en macroalgas como en sedimento. Bajo estas observaciones, el sustrato macroalgal muestra una riqueza típica de ambientes extremos; las diatomeas sobre este sustrato pudieran reflejar el ambiente contaminado en el que se encuentran, ya que esta riqueza no es típica sobre talos de macroalgas, y en casi todos los talos se tuvo una riqueza baja.

En el puerto, los valores de diversidad calculados (2.4 – 4.3) son típicos de asociaciones de diatomeas bentónicas. La excepción fue en el sitio 5 en donde las diatomeas más abundantes fueron *N. subinflatoides* y *A. ocellata*; en este sitio se obtuvieron riqueza y diversidades bajas de  $H' = 1.9$  y  $1.1$  para ambos meses de muestreo; mientras que la diversidad registrada sobre talos de *Dyctiota*, *Jania* (T2) y *Sargassum* (C1) mostró valores muy bajos ( $H' = 0.60$ ,  $0.88$  y  $0.44$ , respectivamente), acompañado por valores de dominancia relativamente altos ( $\lambda = 0.60$ ,  $0.85$  y  $0.84$ ), siendo el valor más alto 1. Las especies dominantes como

*Cocconeis scutellum* y *Gomphonema aestuarii* generan una alta certidumbre de que las diatomeas recolectadas pertenezcan a estas especies. Estas especies que se observaron abundantes son diatomeas comunes sobre los sustratos macroalgales. La baja diversidad registrada en los dos puntos de muestreo del puerto puede deberse a que estén en un proceso de sucesión, ya que en estudios sobre sucesión de diatomeas bentónicas se ha observado que valores de  $H'$  de 2.9 y 3.74 y, a los siete días de colonización del sustrato, valores de 3.45 y 4.33; mientras que en la tercera semana descendió a 0.7 – 1.4, con una subsecuente recuperación hasta >2 - 3.5 (Siqueiros Beltrones, 2002). Por lo tanto, se necesita del conjunto de los valores de los atributos comunitarios para realizar una interpretación de las asociaciones sobre los sustratos, y conocer si se encuentran en una etapa transicional (valores bajos o valores altos) que denoten inestabilidad (Siqueiros Beltrones, 2002). Esto se observa en un estudio con diatomeas sobre macroalgas, se registraron valores de diversidad que variaron entre 1.14 y 4.9, a excepción de un registro en *Ulva lactuca*, la cual presentó una riqueza de seis taxa con una  $H' = 0.26$ , con una abundancia elevada de la diatomea *G. aestuarii*, sugiriendo que podría estar en una etapa de sucesión y ser una proliferación típica (Hernández Almedia, 2009). Por lo tanto, con este conocimiento teórico de base, se esperaría que en los sitios de muestreo de SR las asociaciones de diatomeas sobre los sustratos, la diversidad fuera baja ( $H' < 1$ ) siendo característico de un ambiente extremo, pero con las observaciones en este estudio solo se vio reflejado en pocos sustratos, por lo tanto, pudiendo ser esta diversidad baja parte de un proceso sucesional de diatomeas bentónicas.

También, en términos de sucesión de diatomeas bentónicas, en otros estudios realizados en ambientes contaminados, la diversidad toma valores dentro de los rangos normales. Sin embargo, algunos sitios presentan baja diversidad (1.2-1.9); en estos se han registrado diatomeas de los géneros *Navicula*, *Amphora* y *Cocconeis* como las más abundantes y están relacionadas con fluctuaciones estacionales (Rubino *et al.* 2015); no obstante, resalta la imprecisión taxonómica que no muestra los taxa a nivel de especie. En contraste, estudios realizados en

lagunas costeras, bajo una categoría de protección, reportan valores de diversidad para las comunidades de diatomeas en muestras de sedimento (sustrato bentónico) por encima de los valores de tendencia central (media, mediana, moda) con una media de  $H' = 4.96$ , de otros estudios de ecosistemas similares, pero sin ninguna categoría de protección, lo cual podría estar relacionado con el relativo nulo efecto antropogénico (Siqueiros Beltrones *et al.*, 2017).

Bajo la hipótesis nula que dicta que la estructura comunitaria en un ambiente contaminado por EPT no será diferente a la de un ambiente sin contaminar (es decir, en un área contaminada se registrarán baja diversidad, baja riqueza, y alta dominancia en los diversos sustratos). En contraste de dicha hipótesis, se observó que, de manera general, las asociaciones muestran una estructura típica a la de diatomeas bentónicas, considerando los valores comunes para diatomeas bentónicas, antes mencionados; por lo tanto, no se rechaza la hipótesis nula.; aunque también se toman en consideración la baja riqueza, baja diversidad y alta dominancia, presente en las macroalgas de Santa Rosalía.

Por lo tanto, la respuesta de las diatomeas a un ambiente contaminado bajo características de los atributos comunitarios puede variar por sitio de muestreo, mostrando valores de ambientes extremos en algunos puntos, pero restableciéndose en otros sitios. Por lo tanto, con base en estos resultados y la información consultada, surgen las siguientes preguntas de investigación ¿Se registran valores bajos de diversidad en otras temporadas, en el mismo sitio? Esto surge para poder descartar que se encuentre en una etapa de sucesión, debido a que la proliferación de diatomeas es un proceso en corto tiempo (Siqueiros Beltrones, 2002), y como lo sugieren Siqueiros Beltrones *et al.* (2016), se pueden hacer observaciones sobre tiempos de muestreo, para inspeccionar si los valores bajos de diversidad permanecen o se restablecen en los mismos puntos de muestreo con diversidad baja.

Con respecto al índice de similitud con base en composición de especies y sus proporciones en las asociaciones de diatomeas bentónicas, se pudo observar

heterogeneidad entre los sitios de muestreo y los sustratos; ello es típico en asociaciones de diatomeas bentónicas, ya que se ha observado que cada sustrato y en cada sitio muestran una asociación diferente (Siqueiros Beltrones, 2002; Hernández-Almeida, 2009). Los sitios se agruparon por sustrato; sin embargo, cada uno de ellos tiene una composición de especies diferente, lo que puede ser atribuido a que las diatomeas generalmente están distribuidas en parches o conglomerados en los sedimentos (McIntire & Overton, 1971). De manera general, las agrupaciones por sustrato, roca, sedimento y macroalgas, son típicas en diatomeas bentónicas, ya que cada sustrato tiene una taxocenosis diferente debido a la adaptabilidad de las diatomeas a cada tipo (Hernández-Almeida & Siqueiros Beltrones, 2016).

La separación y formación de la taxocenosis de diatomeas en el puerto, separándose de las de la costa puede deberse a las condiciones en las que se encuentran ambos sitios, ya que el puerto se encuentra en una zona cerrada, con poco flujo o influencia de las corrientes; el sistema dentro del puerto es menos dinámico y menos expuesto, por lo tanto, forma taxocenosis diferentes a la que se presenta en tanques y cuevas. Es por esto que, en el dendrograma, Cuevas y Tanques se agrupan y se separan del Puerto. Con el índice de similitud según presencia/ausencia se puede observar que las diatomeas guardan una misma composición de especies y abundancias por sustratos, separándose el sedimento de las rocas y macroalgas y, a su vez, cada sustrato y sitio forma una taxocenosis diferente, independientemente de las concentraciones de EPT que haya en cada punto de muestreo.

#### *Deformaciones de valvas en diatomeas*

En zonas conaminadas de ambientes continentales se ha reportado la presencia de diatomeas deformes, lo cual puede ser un indicador confiable, ya que se ha tomado como una respuesta a la influencia por metales. Las diatomeas con deformaciones generalmente se observan en muy bajas abundancias relativas, y algunos autores coinciden en que un valor promedio del 10% de organismos deformes podría ser

considerado significativo como respuesta a la contaminación por metales (Cettaneo *et al.* 2014; Dickman, 1998; Morin *et al.*, 2008). Valores por debajo del 10% podrían ser considerados parte de las variaciones normales de la población. Experimentos previos de laboratorio con Cd demostraron que el porcentaje de anomalías no se correlacionó linealmente con la concentración del metal, pero podría ser atribuible cuando está por encima de 10% (Morin *et al.* 2008a). Morin *et al.* (2012) mencionan que las teratologías ocurren en la naturaleza, pero pueden ser atribuidas a cuando se alcanza un cierto nivel de contaminación por metales y, bajo estudios en campo, definieron un umbral arbitrario a un nuevo valor de 7% de valvas deformes en una especie, así como un 5% de individuos por muestra. Algunos estudios han reportado deformaciones de un 15 a 23% del total de sus conteos, considerando este porcentaje como alto, y en los cuales se han registrado especies con formas teratológicas de *Ulnaria ulna*, *Fragilaria* sp. y *Gomphonema parvulum*. Asimismo, se ha registrado una alta correlación ( $r^2 > 0.80$ ) entre el número de valvas deformes y la concentración intracelular de metales en las diatomeas (Morin *et al.*, 2008; Doug *et al.*, 2008; Pandey *et al.*, 2017).

Bajo el conocimiento teórico que se tiene de diatomeas con deformaciones en ambientes continentales contaminados con metales, las diatomeas presentaron deformaciones debido a las altas concentraciones que hay en el ambiente marino del puerto de SR, ya que en este sitio fue donde más se registraron valvas con deformaciones. En este sitio diatomeas del género *Achnanthes* fueron las que presentaron deformaciones, pudiendo considerarse diatomeas sensibles. A nivel específico, *A. longipes* fue la especie con mayor porcentaje (19.6%) de valvas deformes. En otros estudios de ambientes marinos contaminados con metales, no han habido registros de diatomeas con deformaciones; una excepción es en el estudio de Dickman (1998), quien registró especímenes de *F. capucina*, *A. hauckiana*, *D. vulgare*, y *N. rhyncocephala* con deformaciones de valvas en sitios con concentraciones de Cu relativamente altas ( $400 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Pb ( $130 \text{ mg kg}^{-1}$ ) y Zn ( $450 \text{ mg kg}^{-1}$ ) en sedimento. Este es el único estudio en ambiente marino que reporta formas teratológicas atribuidas a las concentraciones de metales, ya que

consideró un 10% de valvas, como un registro alto. A diferencia del puerto de Santa Rosalía, en el área de la costa solo se registraron nueve valvas de diatomeas con deformaciones: *L. gracilis* (1), *C. scutellum* (4), *G. aestuarii* (1), *N. directa* (2) y *N. diversistriata* (1); se puede observar que el número de valvas registradas con deformación fue poco recurrente y en diversas especies. En estudios en ambientes contaminados por metales y sin contaminar en Incheon, Korea del Sur, en los cuales se registraron deformaciones de diatomeas, en agua dulce y salobre, ocurrieron un alto porcentaje de valvas deformes en el ambiente impactado, mientras que en el ambiente marino se registró un porcentaje menor a 1% de valvas deformes (Pandey *et al.*, 2018). Como se mencionó, bajo los resultados del índice de similitud en dónde se observa la formación de dos taxocenosis diferentes, las del puerto y costa de SR, también se refleja en el porcentaje de diatomeas deformes; esto puede deberse a las condiciones del sitio y a la biodisponibilidad de los metales, ya que en cada sitio puede ser diferente, evidenciando porque en el puerto hay mayor número de valvas con deformaciones.

En contraste, para costas mexicanas no se han llevado a cabo estudios sobre deformación de valvas en diatomeas bentónicas marinas. En los diferentes estudios en la península de Baja California no se han registrado deformaciones en diatomeas bentónicas marinas, a excepción de diatomeas en ambiente extremo, como una laguna hipersalina (Siqueiros Beltrones, com. pers.); mientras que en muestras de diatomeas sobre macroalgas, de la zona de Boca Andrea, Veracruz (observaciones personales), se encontró un solo espécimen de *Cocconeis* sp. con una ligera deformidad sobre la valva (datos e imagen no publicados). Para poder comparar con este estudio se identificaron diatomeas en un ambiente sin contaminar (sitio control), en el cual se registró una valva de *Cocconeis* sp. con una marcada deformidad de la valva y desplazamiento asimétrico del rafé. Por lo tanto, se puede sugerir que se pueden presentar ligeras deformaciones en las valvas de diatomeas de manera natural en el ambiente marino.

Con base en lo anterior, el porcentaje de valvas deformes relativamente elevado observado en especímenes de *Achnanthes* en el Puerto de Santa Rosalía, sugiere una posible respuesta a la presencia de las concentraciones elevadas de EPT. Debido a la recurrencia que hay en las deformidades de diatomeas en ríos y lagos contaminados con metales, es posible establecer un porcentaje (5%) de referencia para atribuirse como respuesta a dicha contaminación (Morín *et al.*, 2008). Al ser este uno de los primeros estudios que aborda el ambiente marino, se considera de manera arbitraria que el 19.6% y 14.28% registrado en *Achnanthes* de los dos sitios del puerto sería una respuesta a la presencia contaminante de EPT, así como a nivel de muestra; el MR5 presentó un 7.6% de valvas con deformaciones.

Lavoie *et al.* (2017) sugieren que las observaciones, aparte de ser a nivel de abundancia de los individuos con deformaciones y relacionadas a ambientes de agua dulce contaminados con metales, que el tipo de deformidad también debe estudiarse a detalle y relacionarse; clasificándolo de la siguiente manera: deformaciones en estrías, en rafé, deformaciones mezcladas, y deformaciones en el contorno de la valva. Ellos observaron que se registran más diatomeas con deformaciones en el contorno de la valva. Bajo las observaciones en microscopio y con fotografías, las deformaciones registradas sobre la valva evidencian una deformación sobre el contorno de la valva. Los especímenes de *Cocconeis* y *Achnanthes* registradas en este estudio están deformes en aproximadamente un 50% del perímetro de la valva.

Por otra parte, diatomeas de ambientes continentales expuestas a concentraciones de 20, 100 y 400  $\mu\text{g L}^{-1}$  de Cd, presentan diversas formas teratológicas, tales como alteraciones en estrías, en el contorno de valvas, del área central, y del rafé; de estas, la más común es la deformación en el contorno de valvas como en *Planothidium frequentissimum* y *Fragilaria capucina* var. *gracilis* (Gold *et al.*, 2003; Morin *et al.*, 2008; Arini *et al.*, 2013). Existen estudios en laboratorio con diatomeas marinas expuestas a concentraciones de metales para observar su respuesta y conocer la  $\text{EC}_{50}$  en las que en especies como *N closterium* a concentraciones de



Zn, Cd, Cu, Pb ( $0.065 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $79 \text{ mg kg}^{-1}$ ,  $26 \text{ mg kg}^{-1}$ ,  $29 \text{ mg kg}^{-1}$ ) se inhibe la tasa de crecimiento (Stauber & Florence, 1990; Moreno-Garrido *et al.*, 2003); así como en *Entomoneis cf. punctulata*, *Nitzschia cf. paleacea*, *Amphora coffeiformis*, *Odontella mobiliensis*, *Amphora hyalina*, *Thalassiosira nordenshkioiditii*, *Thalassiosira pseudonana*, *Thalassiosira weissflogii* en las que se observan inhibiciones en la tasa de crecimiento y acumulación de metal, v.gr., acumulación de Cd intracelular (Adams & Stauber, 2004; Franklin *et al.*, 2001; Anantharaj *et al.*, 2011; Manimaran *et al.*, 2012; French & Evans, 1988; Wang & Wang, 2011; Wang & Wang, 2009; Miao & Wang, 2006).

Las concentraciones de los metales en donde se empezó a registrar un cambio en tasa de crecimiento, en acumulación intracelular de Cd, son menores a las registradas en este estudio. Por lo tanto, la respuesta que puede tener una diatomea a la concentración de metales puede variar, ya que en condiciones de laboratorio la influencia de otras variables se reduce, en comparación a las diatomeas que se encuentran expuestas *in situ*, por ejemplo, el ambiente marino.

#### *Geoquímica de metales en el sedimento*

El puerto y costa de Santa Rosalía ha sido influenciada por la actividad minera de explotación de cobre desde que fue descubierta en 1868, cerrando su producción en 1938 (Wilson, 1955); durante este tiempo los desechos fueron vertidos al mar, llevados por escorrentía en temporada de lluvia, o por vía eólica, contaminando las playas y el puerto, siendoreabierto en 2014. Desde entonces, se han realizado estudios geoquímicos para el área encontrándose enriquecimiento de metales; incluso con los resultados en esta investigación las concentraciones siguen manteniéndose altas y con elementos enriquecidos como  $\text{Cu} > \text{Zn} > \text{Co} > \text{In} > \text{Cd} > \text{Mn} > \text{U}$ . Así, ha sido considerada una zona altamente contaminada (Shumilin *et al.*, 2000; 2005; 2011; 2012; Rodríguez-Figueroa, 2004; 2010; Jonathan *et al.*, 2016). En estudios sobre diatomeas bentónicas en ambientes contaminados, solo algunos registraron concentraciones de metales que sobrepasan el valor superior de la

corteza terrestre (UCC); metales como el Cu, Pb, Zn y Cd sobrepasan el efecto de rango bajo (Dickman, 1998; Petrov *et al.*, 2010; Belando *et al.*, 2017).

En este estudio, el elemento más enriquecido con respecto a la escala de referencia es el cobre, el cual sobrepasa un valor FEN de 50, debido que este fue el principal metal explotado en el área. Se toman como referencia para una afectación en la biota los valores de efecto de rango bajo (ERL) y efecto de rango medio (ERM) propuestos por Long *et al.* (1990) en los cuales los organismos presentarían alguna afectación. Así, es importante conocer los rangos de concentración de metales en los que diatomeas bentónicas se ven afectadas, aunque en condiciones de laboratorio las concentraciones en las que empiezan a ver afectaciones son más bajas que las propuestas por Long *et al.* (1990) para diferentes organismos; incluso, empiezan a observar disminución en la tasa de crecimiento a concentraciones de 26 mg kg<sup>-1</sup> de Cu, 79 mg kg<sup>-1</sup> de Cd y 29 mg kg<sup>-1</sup> de Pb. Al comparar con estos valores resaltan las altas concentraciones que se presentan en Santa Rosalía.

Las respuestas a la contaminación propuesta en los estudios de ambientes marinos contaminados por metales proponen una sucesión en la forma en la que se sustituyen los taxa, como formas de crecimiento postrado a formadoras de colonias en zig-zag, tubos mucosos y diatomeas móviles (Belando *et al.*, 2017), así como el cambio consecuente en la composición de especies. En estudios en una escala de tiempo corta en ambientes libres de EPT, se han observado cambios en la composición de especies en dos semanas, así como en meses, dada la proliferación de especies pioneras (Siqueiros Beltrones, 2002; López-Fuerte *et al.*, 2017; Martínez *et al.*, 2019). Por lo tanto, el cambio que se propone conforme a la forma en que habitan las diatomeas (mucílagos, forma de zigzag), así como cambio en la composición de especies a través del tiempo, no es una referencia confiable como respuesta a un ambiente contaminado.

Como mencionan Levoie *et al.* (2018) en ambientes continentales ha sido difícil poder relacionar las abundancias o diversidad al ambiente contaminado; existen

estudios que si lo relacionan a un gradiente de contaminación y otros estudios no, ya que en pocos puntos de muestreo hay registrado una diversidad baja (Cunningham *et al.*, 2003, 2005, Petrov *et al.*, 2010, Rubino *et al.* 2015). Esto también se puede observar en el ambiente marino, debido a que algunos estudios relacionan las abundancias, deformaciones de valvas o diversidad al ambiente contaminado, mientras que otros estudios solo encuentran cambio en algunos puntos de los sitios contaminados. En esta investigación de igual forma en el punto 5 del puerto en Tanques (punto 2) y Cuevas (punto 1), fue solo donde se registró una diversidad de ambientes extremos en sedimento y macroalgas, mientras que en el punto 5 y el punto 4 del puerto fue donde se registró un porcentaje mayor a 5% de valvas deformes. Por lo tanto, los atributos comunitarios y las deformaciones en valvas pueden ser una referencia para observar la respuesta de las diatomeas bentónicas, pero como se observó en este estudio, la diversidad fue baja y hubo una dominancia en tres puntos de muestreo. Esto puede deberse a que, aunque toda el área de Santa Rosalía se encuentra contaminada y con altas concentraciones de EPT, en cada sitio hay diferencias en las concentraciones de metales, y así como se observó con los índices de similitud, cada sitio presenta una asociación de diatomeas diferente.

## 9. Conclusiones

Considerando como respuesta la composición de especies, los atributos comunitarios, y la presencia de valvas deformes, en este estudio se concluye bajo la hipótesis nula lo siguiente:

1.- Con respecto a la composición de especies, en este estudio se observó que es típica de ambientes marinos sin contaminar, así como en el sitio control, ya que solo se tuvieron 3 nuevos registros en Santa Rosalía; la mayoría de los taxa han sido registrados para la península de BC, además de compartir 115 taxa Santa Rosalía con el sitio control, y considerando también que los géneros más representativos son los más comunes para ambientes marinos. Por lo tanto, no se rechaza la hipótesis nula, con referencia en la composición de especies, aunque se observa en los diferentes estudios de diatomeas bentónicas que las especies comunes y abundantes son diferentes en cada sitio, conservando los mismos géneros comunes.

2.- Con base en los atributos comunitarios, según el conocimiento previo y ampliamente sustentado para diatomeas bentónicas para costas mexicanas, de manera general se observó que las diatomeas muestran una estructura de asociaciones típica de ambientes sin contaminar, es decir, pocas especies dominantes, varias especies comunes y muchas especies raras o poco comunes, riqueza de especies elevada (entre 20 y 50 taxa por muestra), así como un valor de diversidad entre  $H' = 2.5$  y  $4.8$ . Pero también se observó que en algunos puntos de muestreo (p5-Puerto-sedimento, Tanques2-macroalgas, Cuevas1-macroalgas), la diversidad varió de baja  $H' = < 1.9$ , a muy baja  $H' = < 1$ , que son características de ambientes extremos. Asimismo, se registró una riqueza baja, tanto en sedimento como en sustrato macroalgal, lo cual no es tan común. Por lo tanto, no se rechaza la hipótesis nula que dicta que los atributos comunitarios no serán diferentes a los de un ambiente sin contaminar; aunque se habrían de reconsiderar los sitios en donde se registraron baja riqueza, baja diversidad y alta dominancia, dado que

sugieren que las diatomeas bentónicas en algunos sitios en el área contaminada pueden mostrar una respuesta al ambiente contaminado.

3.- Los elementos más enriquecidos fueron Cu>Zn>In>Cd>Co>Mn>Bi>U>Pb>Mo, los cuales pueden ser un riesgo para la biota debido a sus altas concentraciones, para observar si tienen una afectación sobre esta, como una parte de la observación de la respuesta de las diatomeas bentónicas fue considerar si se encontrarían valvas deformes. En este estudio se registraron valvas deformadas en el contorno de la frústula, lo cual, según los estudios *in situ* que refieren diatomeas deformes en ambientes continentales, un 5% de individuos de una muestra es representativo de afectación del ambiente contaminado. Así, se considera que para las diatomeas de los puntos 4, 5 de roca y sedimento del puerto de Santa Rosalía, las deformaciones registradas pueden ser parte de la respuesta de las diatomeas a las concentraciones de los metales, ya que en el ambiente marino es muy poco frecuente registrar deformaciones en valvas, o deformaciones tan marcadas en la frústula, como las registradas en este estudio.

Por lo tanto, dado que se sugiere que las formas teratológicas encontradas en diatomeas bentónicas pueden ser una respuesta al tipo de ambiente en el que se encuentran, la hipótesis nula de que no habría diferencias en un ambiente contaminado con respecto a las valvas deformes, se rechaza, ya que si se registraron abundancias mayores al 5% en el puerto de Santa Rosalía.

## 10. Literatura citada

- Alvarez-Arellano, A. & F. Páez-Osuna. 1995. Estudio geoquímico de siete muestras de las formaciones fosfáticas del sur de la Península de Baja California, México. *Geofísica Internacional*, 34: 411-416.
- Ács, E., N.M. Reskóné, K. Szabó, G.Y. Taba & K.T. Kiss. 2005. Application of epiphytic diatoms in water quality monitoring of lake Velence recommendations and assignments. *Acta Botanica Hungarica*, 47(3–4): 211–223.
- Adams, M.S. & J.L. Stauber. 2004. Development of a whole-sediment toxicity test using a benthic marine microalga. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 23(8): 1957–1968.
- Arini, A., F. Durant, M. Coste, F. Delmas & A. Feurtet-Mazel. 2013. Cadmium decontamination and reversal potential of teratological forms of the diatom *Planothidium frequentissimum* (Bacillariophyceae) after experimental contamination. *Journal Phycology*, 49: 361–370.
- Anantharaj, K., C. Govindasamy, G. Natanamurugaraj & S. Jeyachandran. 2011. Effect of Heavy Metals on Marine Diatom *Amphora coffeaeformis* (Agardh. Kutz). *Global Journal of Environmental Research*, 5(3): 112-117.
- Belando, M.D., A. Marín, M. Aboal, A.J. García-Fernández & L. Marín-Guirao. 2017. Combined in situ effects of metals and nutrients on marine biofilms: Shifts in the diatom assemblage structure and biological traits. *Science of the Total Environment*, 574: 381–389.
- Blanco, S., E. Bécares, N. Hernández & L. Ector, L. 2008. Evaluación de la calidad del agua en los ríos de la cuenca del Duero mediante índices diatomológicos. *Publicaciones técnicas del CEDEX. Ingeniería Civil*, 148, 139–143.
- Bogaczewicz-Adamczak, B. & M. Dziengo. 2003. Using benthic diatom communities and diatom indices to assess water pollution in the Puck Bay (southern Baltic Sea) littoral zone. *Institute of Oceanography*, 4: 131-157.
- Brower, J.E., J.H. Zar & K.N. Von Ende. 1984. *Field and laboratory methods for general ecology*. WCB/McGraw-Hill. Boston, Ma., E.U.A. 273 p.

- Bryan, G. & E.L. Hummerston. 1971. Adaptation of the polychaete *Nereis diversicolor* to estuarine sediments containing high concentrations of heavy metals. General observations and adaptation to copper. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 51(4): 845-863.
- Carranza-Edwards, A., L. Rosales-Hoz & R. Lozano-Santa Cruz. 1986. Estudio de metales en arenas de playa de San Antonio del Mar, Baja California. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, 1-7.
- Cambra, J., L. Ector & S. Sebater. 2005. *Metodología para el establecimiento el Estado Ecológico según la Directiva MARCO del Agua. Protocolos de muestreo y análisis para fitobentos*. Confederación Hidrográfica del Ebro. 39.
- Cattaneo, A., Y. Couillard, S. Wunsam & M. Courcelles. 2004. Diatom taxonomic and morphological changes as indicators of metal pollution and recovery in Lac Dufault (Québec, Canada). *Journal of Paleolimnology*, 32: 163-175.
- Cibic T., L. Bongiorno, F. Borfecchia, A. Di Leo, A. Franzo, S. Giandomenico, A. Karuza, C. Micheli, M. Rogelja, L. Spada & P. Del Negro. 2015. Ecosystem functioning approach applied to a large contaminated coastal site: the study case of the Mar Piccolo of Taranto (Ionian Sea). *Environmental Science and Pollution Research*, 23(13): 12739–12754.
- Clark, R.B. 2001. *Marine Pollution*. Oxford University Press, Oxford, 237.
- Cunningham, L., B. Raymond, I. Snape y M.J. Riddle. 2005. Benthic diatoms communities as indicators of anthropogenic metal contamination at Casey Station, Antarctica. *Journal of Paleolimnology*, 33: 499-513.
- Cunningham, L., J.S. Stark, I. Snape, A. McMinn & M.J. Riddle. 2003. Effects of metal and petroleum hydrocarbons on benthic diatom communities near Casey Station, Antarctica: an experimental approach. *Journal of Phycology*, 39: 490–503.
- Dawes, J. C. 1991. *Botánica Marina*. Editorial Limusa. México Distrito Federal, 673.
- Desrosiersa, C., J. Leflaive, A. Eulin & L.T. Hage. 2013. Bioindicators in marine waters: Benthic diatoms as a tool to assess water quality from eutrophic to oligotrophic coastal ecosystems. *Ecological Indicators*, 32: 25 - 34.

- DeNicola, D.M. 2000. A review of diatoms found in highly acidic environments. *Hydrobiologia*, 433: 111–122.
- Dickman, M.D. 1998. Benthic marine diatom deformities associated with contaminated sediments in Hong Kong. *Environment International*, 24(7): 749-759.
- Douglas, R., O. Gonzalez-Yajimovich, J. Ledesma-Vázquez & F. Stainess-Urias. 2007. Climate forcing, primary production and the distribution of Holocene biogenic sediments in the Gulf of California. *Quaternary Science Reviews*, 26: 15–129.
- Falasco, E., F. Bona, G. Badino, L. Hoffmann & L. Ector. 2009. Diatom teratological forms and environmental alterations: a review. *Hydrobiologia*, 623: 1-35.
- Franklin, N.M., J.L. Stauber & R.P. Lim. 2001. Development of flow cytometry-based algal bioassays for assessing toxicity of copper in natural waters. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20: 160–170.
- French, M.S. & L.V. Evans. 1988. The effects of copper and zinc on growth of the fouling diatoms *Amphora* and *Amphiprora*. *Biofouling*, 1: 3-18.
- Gautam, S., L.K. Pandey, V. Vinayak & A. Arya. 2017. Morphological and physiological alterations in the diatom *Gomphonema pseudoaugur* due to heavy metal stress. *Ecological Indicators*, 72: 67–76.
- Gómez, N. & M. Licursi. 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35: 173-181.
- Gold, C., A. Feurtet-Mazel, M. Coste & A. Boudou. 2003. Impacts of Cd and Zn on the development of periphytic diatom communities in artificial streams located along a river pollution gradient. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 44: 189–197.
- Gutiérrez-Galindo, E.A., G. Flores-Muñoz & V. Ortega-Lara. 1994. Metales pesados en sedimentos de la costa frontera de Baja California (México) – California (EUA). *Ciencias Marinas*, 20: 105-124.
- Hernández-Almeida, O.U. & D.A. Siqueiros Beltrones. 2008. Variaciones en asociaciones de diatomeas epifitas de macroalgas en una zona subtropical. *Hidrobiológica*, 18: 51-61.



- Hernández-Almeida, O. U. & D. A. Siqueiros Beltrones. 2012. Substrate dependent differences in the structure of epiphytic vs. epilithic diatom assemblages from the southwestern coast of the Gulf of California. *Botánica Marina*, 55: 149-159.
- Hustedt, F. 1959. *Die kieselalgen Deutschlands, Österreichs and der Schweiz*. In Kryptogamen-Flora. VII Band, II Teil, L. Rabenhorst (ed.). Koeltz Scientific Book (Reimp. 1991). Leipzig, 845 p.
- Ivorra, N., J. Hettelaar, G.M.J. Tubbin, M.H.S. Kraak, S. Sabater & W. Admiral. 1999. Translocation of microbenthic algal assemblages used for in situ analysis of metal pollution in rivers. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 37: 19-28.
- Jiménez-Cárceles, F.J., C. Egea, A.B. Rodríguez-Caparrós, O.A. Barbosa, M.J. Delgado, R. Ortiz & J. Álvarez-Rogel. 2006. Contents of nitrogen, ammonium, phosphorus, pesticides and heavy metals, in a salt marsh in the coast of the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Fresenius Environmental Bulletin*, 15(5): 370-378.
- Jonathan, M.P., E. Shumilin, M.G. Rodríguez-Figueroa, P.F. Rodríguez-Espinoza, & S.B. Sujitha. 2016. Potential toxicity of chemical elements in beach sediments near Santa Rosalia copper mine, Baja California Peninsula, Mexico. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 180: 91-96.
- Krebs, C. J. 1986. *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. Harper and Row. New York.
- Lavoie, I., P.B. Hamilton, S. Morin, S.K. Tiam & M. Kahlert. 2017. Diatom teratologies as biomarkers of contamination: Are all deformities ecologically meaningful? *Ecological indicators*, 82: 539-550.
- Lavín, M.F, R. Castro, E. Beier, V.M. Godínez, A. Amador & P. Guest. 2009. SST, thermohaline structure, and circulation in the southern Gulf of California in June 2004 during the North American Monsoon Experiment. *Journal of Geophysical Research*, 114: 1-22.

- López-Fuerte, F.O., D.A. Siqueiros Beltrones & J.N. Navarro. 2010. Benthic diatoms associated with mangrove environments in the northwest region of Mexico. CONABIO-UABCS-IPN, La Paz, Mexico. 206 p.
- López-Fuerte, F.O. & D.A. Siqueiros-Beltrones. 2016. A checklist of marine benthic diatoms (Bacillariophyta) from Mexico. *Phytotaxa*, 283 (3): 201-258.
- López-Fuerte, F.O., D.A. Siqueiros Beltrones, L. Veleva & D.A. Huerta-Quintanilla. 2017. Species composition and assemblage structure of microfouling diatoms growing on fiberglass plates off the coast of Yucatán, Mexico. *Hidrobiológica*, 27(1): 23-37.
- Long, E.R., D.D. MacDonald, S.L. Smith & F.D. Calder. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environment Management*, 19: 81-97.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurements*. Croom Helm. London. 179 p.
- Marmolejo-Rodríguez, A.J., M.A. Sánchez-Martínez, J.A. Romero-Guadarrama, A. Sánchez-González & V.R. Magallanes-Ordóñez. 2011. Migration of As, Hg, Pb, and Zn in arroyo sediments from a semiarid coastal system influenced by the abandoned gold mining district at El Triunfo, Baja California Sur, Mexico. *Journal Environmental Monitoring*, 13: 2182–2189.
- Manimaran, K., P. Karthikeyan, S. Ashokkumar, V. Ashokprabu & P. Sampathkumar. 2012. Effect of copper on growth and enzyme activities of marine diatom, *Odontella mobiliensis*. *Bulletin of environmental Contamination and Toxicology*, 88: 30-37.
- Martínez Y. J. & D. A. Siqueiros Beltrones. 2018. New floristic records of benthic diatoms (Bacillariophyceae) from the Gulf of California. *Hidrobiológica*, 28 (1): 141-145.
- Martínez, Y.J., D.A. Siqueiros Beltrones & P.L. Ardisson. 2019. Colonization of fiberglass plates by benthic diatoms from subtidal sediment off the coast of Yucatan, Mexico. *CICIMAR-Oceánides*, 34(1): 29-40.
- Méndez-Ubach, N. & C. Green-Ruíz. 2006. Advantages and disadvantages of performing ecotoxicological bioassays with larvae of polychaetes belonging

- to the *Capitella capitata* species-complex. *CICIMAR-Oceánides*, 21(1,2): 145-151.
- Medley, N. & W. H. Clements. 1998. Responses of diatom communities to heavy metals in streams: The influence of longitudinal variation. *Ecological Applications*, 3: 631- 644.
- Miao, A.J. & W.X Wang. 2006. Cadmium toxicity to two marine phytoplankton under different nutrient conditions. *Aquatic Toxicology*, 78(2): 114-126.
- Moreno-Garrido, I., M. Hampel, L.M. Lubián & J. Blasco. 2003. Sediment toxicity tests using benthic marine microalgae *Cylindrotheca closterium* (Ehremberg) Lewin and Reimann (Bacillariophyceae). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 54:290-295.
- Moreno, J., S. Licea y H. Santoyo. 1996. *Diatomeas del golfo de California*. Universidad Autónoma de Baja California Sur- SEP-FOMES-PROMARCO, México, D. F. 273 p.
- Morin, S., A. Cordonier, I. Lavoie, A. Arini, S. Blanco, T.T. Duong, E. Tornés, B. Bonet, N. Corcoll, L. Faggiano, M. Laviale, F. Pérès, E. Becares, M. Coste, A. Feurtet-Mazel, C. Fortin, H. Guasch & S. Sabater. 2012. *Consistency in diatom response to metal-contaminated environments*. 117-147, In: Guasch, H., A. Ginebreda & A. Geislinger (eds.). *The handbook of environmental chemistry. Emerging and priority pollutants in rivers. Bringing science into river management plans*. Ed. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 19.
- Morin, S., T.T. Duong, A. Dabrin, A. Coynel, O. Herlory, M. Baudrimont, F. Delmas, G. Durrieu, J. Schäfer, P. Winterton, G. Blanc & M. Coste. 2008. Long-term survey of heavy-metal pollution, biofilm contamination and diatom community structure in the Riou Mort watershed, South-West France. *Environment Pollution*, 115: 532–542.
- Pandey, L.K. & E.A. Bergey. 2016. Exploring the status of motility, lipid bodies, deformities and size reduction in periphytic diatom community from chronically metal (Cu, Zn) polluted waterbodies as a biomonitoring tool. *Science of the Total Environment*, 550: 372–381.

- Pandey, L.K., V. Vinayaj & A. Arya. 2017. Morphological and physiological alterations in the diatom *Gomphonema pseudoaugur* due to heavy metal stress. *Ecological Indicators*, 72: 67-76.
- Pantoja, D.A., S.G. Marinone, A. Parés-Sierra & F. Gómez-Valdivia. 2012. Numerical modeling of seasonal and mesoscale hydrography and circulation in the Mexican Central Pacific. *Ciencias Marinas*, 38: 363–379.
- Penalta-Rodríguez, M.E. & M.C. López-Rodríguez. 2007. Diatomeas y calidad el agua de los ríos del Macizo Central Gallego (Ourense, N.O. España) mediante la aplicación de índices diatomológicos. *Limnetica*, 26: 351-358.
- Peragallo, H. y M. Peragallo. 1908. Diatomees marines de France et des districts marines voisins. Grez-sur-Loing. 491 p.
- Petrov, A., E. Nevrova, A. Terlets kaya, M. Milyukin & V. Demchenko. 2010. Structure and taxonomic diversity of benthic diatom assemblage in a polluted marine environment (Balaklava Bay, Black Sea). *Polish Botanical Journal*, 55(1): 183–197.
- Pielou, E.C. 1975. *Ecological diversity*. Wiley, New York. 165 p.
- Potapova, M., N. Desianti & M. Enache. 2016. Potential effects of sediment contaminants on diatom assemblages in coastal lagoons of New Jersey and New York States, *Marine Pollution Bulletin*, 107(2): 453-458.
- Reskóne, K. G., G. Szabo, K. Taba & T. Kiss. 2005. Application of epiphytic diatoms in water quality monitoring of lake Velence. Recommendations and assignments. *Acta Botanica Hungarica*, 47: 211–223.
- Rodríguez Figueroa G. 2004. Geoquímica de los oligoelementos, elementos mayores y elementos de las tierras raras, en los sedimentos marinos del distrito minero de Santa Rosalía, B.C.S., México. Tesis de Maestría, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-Instituto Politécnico Nacional, La Paz, México.
- Rodríguez-Figueroa, G., E. Shumilin & L. 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.

- Roldán-Wong, N.T., K.A. Kidd, A.J. Marmolejo-Rodríguez, B.P. Ceballos-Vázquez, E. Shumilin & M. Arellano-Martínez. 2018. Bioaccumulation and biomagnification of potentially toxic elements in the octopus *Octopus hubbsorum* from the Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin*. 129: 458–468.
- Round, F. E., R. M. Crawford y D. G. Mann. 1990. *The diatoms*. Cambridge University Press, Cambridge. 747.
- Rubino, F., T. Cibic, M. Belmonte & M. Rogelja. 2015. Microbenthic community structure and trophic status of sediments in the Mar Piccolo of Taranto (Mediterranean, Ionian Sea). *Environmental Science and Pollution Research*. 23 (13): 12624-12644.
- Salomoni, S. E., O. Rocha, V. L. Callegaro & E. A. Lobo. 2006. Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravataí river, Rio Grande do Sul, Brazil. *Hydrobiologia*, 559: 233–246.
- Shannon, C.E. & W. Weaver. 1949. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press. Chicago. 125 p.
- Schmidt, A., M. Schmidt, F. Fricke, H. Heiden, O. Muller & F. Hustedt. 1874-1959. *Atlas der diatomaceenkunde*. Heft 1- 120, Tafeln 1-460. Reisland, Leipzig. 208 p.
- Shumilin, E. G. Rodríguez-Figueroa, O. Morton Bermea, E. Lounejeva Baturina, E. Hernández & G.D. Rodríguez Meza. 2000. Anomalous trace element composition of coastal sediments near the copper mining district of Santa Rosalía, Peninsula of Baja California, Mexico. *Bulletin Environment Contamination Toxicology*, 65: 261-268.
- Shumilin, E., V. Gordeev, G. Rodríguez-Figueroa, L. Demina & K. Choumilina. 2011. Assessment of geochemical mobility of metals in surface sediments of the Santa Rosalía mining region, Western Gulf of California. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 60: 8-25.
- Shumilin, E., G. Rodríguez-Figueroa, D. Sapozhnikov, Y. Sapozhnikov & K. Choumilina. 2012. Anthropogenic and Authogenic Uranium in marine sediments of the Central Gulf of California adjacent to the Santa Rosalía

- mining region. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 63: 309-322.
- Shumilin, E., A. R. Jiménez-Illescas & S. López-López. 2012b. Anthropogenic contamination of metals in sediments of the Santa Rosalía harbor, Baja California Península. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 90: 333-337.
- Simpson, E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163: 688.
- Siqueiros Beltrones, D.A. 1988. Diatomeas bentónicas de la Laguna Figueroa, Baja California. *Ciencias Marinas*, 14(2): 85-112.
- Siqueiros Beltrones D.A. 1990. Association structure of benthic diatoms in a hypersaline environment. *Ciencias Marinas*, 16(1): 101 127.
- Siqueiros Beltrones, D.A. 1990. A view of the indices used to assess species diversity, in benthic diatoms associations. *Ciencias Marinas*, 16(1): 91 99.
- Siqueiros Beltrones, D.A. 1998. Statistical treatment of Shannon-Wiener's diversity index; tests of normality for sample values of diatom assemblages. *Oceanides*, 13(1): 1-11.
- Siqueiros Beltrones, D.A. 2002. *Diatomeas bentónicas de la Península de Baja California; diversidad y potencial ecológico*. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-Instituto Politécnico Nacional / Universidad Autónoma de Baja California Sur, México. 102 p.
- Siqueiros Beltrones, D.A. 2005. Una paradoja sobre uniformidad vs. orden y estabilidad en la medida de la diversidad de especies según la teoría de la información. *Ludus Vitalis*, 13 (24): 1-10.
- Siqueiros Beltrones, D.A. 2006. Diatomeas bentónicas asociadas a trombolitos recientes registrados por primera vez en México. *CICIMAR-Oceánides*, 21: 113-143.
- Siqueiros Beltrones, D.A. & O.U. Hernández-Almeida. 2006. Florística de diatomeas epifitas en macroalgas de un manchón subtropical. *CICIMAR-Oceánides*, 21: 11-61.
- Siqueiros Beltrones, D.A., U. Argumedo-Hernández, J.M. Murillo-Jiménez & A.J. Marmolejo-Rodríguez. 2014. Diversidad de diatomeas bentónicas marinas en

- un ambiente ligeramente enriquecido con elementos potencialmente tóxicos. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85: 1065-1085.
- Siqueiros Beltrones, D.A., U. Argumedo-Hernández & O.U. Hernández-Almeida. 2017. High species diversity ( $H'$ ) of benthic diatoms in a coastal lagoon located within a natural protected area. *Hidrobiológica*, 27 (3): 293-300.
- Stauber, J.L. & T.M. Florence. 1990. Mechanism of toxicity of zinc to the marine diatom *Nitzschia closterium*. *Marine Biology*, 105: 519-524.
- Sullivan, M. J. 1999. *Applied diatom studies in estuaries and shallow coastal environments*, p. 334–351. In: Stoermer, E. F. y J. P. Smol (eds.), *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*. Cambridge University Press, Cambridge, England, 469 p.
- Volke-Sepúlveda, T., G. Solórzano-Ochoa, A. Rosas-Domínguez, C. Izumikawa & J.A. Velasco-Trejo. 2003. *Remediación de sitios contaminados por metales provenientes de Jales mineros en los Distritos de El triunfo- San Antonio y Santa Rosalía, Baja California Sur*. Centro Nacional de Investigación y Capacitación Ambiental. Informe Final. 1-36.
- Wang, M.J. & W. X. Wang. 2009. Cadmium in three marine phytoplankton: Accumulation, subcellular fate and thiol induction. *Aquatic toxicology*, 95: 99-107.
- Wang, M.J. & W. X. Wang. 2011. Cadmium sensitivity, uptake, subcellular distribution and thiol induction in a marine diatom: exposure to cadmium. *Aquatic toxicology*, 101: 377-386.
- Wilson, I.F. & V. S. Rocha. 1955. Geology and mineral deposits of the Boleo copper district, Baja California, Mexico. *Geological Survey professional*. 273.
- Wedepohl, K.H. 1995. The composition of the continental crust. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 59 (7): 1217-1232.
- Witkowski, A., H. Lange-Bertalot & D. Metzeltin. 2000. Diatom flora of marine coasts I. In: *Iconographia Diatomologica*, Vol.7, H. Lange-Bertalot (ed.). A.R.G. Gantner Verlag K.G., Ruggell, Alemania. 925 p.
- Yee-Duarte, J.A., B.P. Ceballos-Vázquez, M. Arellano-Martínez, M.A. Camacho-Mondragón & E. Uría-Galicia. 2018. Histopathological Alterations in the

- Gonad of *Megapitaria squalida* (Mollusca: Bivalvia) Inhabiting a Heavy Metals Polluted Environment. *Journal of Aquatic Animal Health*, 30(2):144-1541.
- Yee-Duarte, J. A., B. P. Ceballos-Vázquez, E. Shumilin, K. Kidd & M. Arellano-Martínez. 2017. Parasitic castration of chocolate clam *Megapitaria squalida* (Sowerby, 1835) caused by trematode larvae. *Journal of Shellfish Research*, 36 (3): 593–599.
- Yee-Duarte, J. A., B. P. Ceballos-Vázquez, E. Shumilin, K. Kidd & M. Arellano-Martínez. 2017b. Evidence of health impairment of *Megapitaria squalida* (Bivalvia: Veneridae) near the “hotspot” of a mining port, Gulf of California. *Hidrobiológica*, 27 (3): 391-398.



## 11. Apéndices

Apéndice 1. Lista florística de diatomeas bentónicas (epilíticas, episámicas y epifitas) del área de estudio (SR=Santa Rosalía) y sitio Control (SC).

Taxa	SR	SC
<i>Achnanthes apiculata</i> R. Patrick		*
<i>Achnanthes brevipes</i> C.Agardh	*	
<i>Achnanthes brevipes</i> var. <i>intermedia</i> (Kützinger) Cleve	*	*
<i>Achnanthes brockmanii</i> Simonsen	*	
<i>Achnanthes</i> cf. <i>ceramii</i> Hendey	*	
<i>Achnanthes</i> cf. <i>clevei rostrata</i> Hustedt		*
<i>Achnanthes</i> cf. <i>genuina</i> Clever-Euler	*	
<i>Achnanthes curvirostrum</i> Brun		*
<i>Achnanthes fimbriata</i> (Grunow) R. Ross		*
<i>Achnanthes javanica</i> Grunow	*	
<i>Achnanthes longipes</i> C. Agardh	*	*
<i>Achnanthes manifera</i> Brun	*	*
<i>Achnanthes párvula</i> Kütz	*	
<i>Achnanthes sancti-pauli</i> (Heiden in Heiden & Kolbe) Kobayasi & Sawatari		*
<i>Achnanthes septata</i> Clever-Euler		*
<i>Achnanthes</i> sp.1		*
<i>Achnanthes</i> sp.2		*
<i>Achnanthes</i> sp.3		*
<i>Achnanthes trachyderma</i> (F.Meister) C. riaux-Gobin, Compere, f. Hinz y L. Ector		*
<i>Achnanthes yaquinensis</i> McIntire & Reimer	*	*
<i>Achnanthidium</i> sp.1		*
<i>Achnanthidium</i> sp.2 NR		*
<i>Actinocyclus crassus</i> (W.Smith) Ralfs ex Pritchard		*
<i>Actinocyclus curvatulus</i> (W. Smith)		*
<i>Actinocyclus normanii</i> W. Gregory ex Greville		*
<i>Actinocyclus octonarius</i> Ehrenberg		*
<i>Actinocyclus octonarius</i> var. <i>tenellus</i> Brébisson		*
<i>Actinocyclus subtilis</i> (W. Gregory) Ralfs	*	*
<i>Actinoptychus adriaticus</i> Grunow	*	*
<i>Actinoptychus aster</i> Brun		*
<i>Actinoptychus concentricus</i> A.W.F.Schmidt		*
<i>Actinoptychus heliopelta</i> Grunow		*
<i>Actinoptychus hexagonus</i> Grunow	*	
<i>Actinoptychus minutus</i> Greville	*	*
<i>Actinoptychus parvus</i> A. Mann		*
<i>Actinoptychus senarius</i> Ehrenberg	*	*
<i>Actinoptychus undulatus</i> (Kützing) Ralfs	*	
<i>Actinocyclus subtilis</i> W Gregory		*

<i>Amphicocconeis disculoides</i> (Husted) Stefano & Marino	*	
<i>Amphiprora</i> cf. <i>decusata</i> Grunow		*
<i>Amphiprora gigantea</i> Grunow	*	
<i>Amphitetras antediluviana</i> Ehrenberg	*	
<i>Amphora ostrearia</i> var. <i>lineata</i> Cleve	*	
<i>Amphora acuta</i> var. <i>arcuata</i> Ehrenberg		*
<i>Amphora amoena</i> Hustedt	*	*
<i>Amphora arenaria</i> Donkin	*	*
<i>Amphora aspera</i> Petit		*
<i>Amphora bigibba</i> Grunow	*	*
<i>Amphora bigibba</i> var. <i>binodis</i> (Grunow) Peragallo & Peragallo		*
<i>Amphora bigibba</i> var. <i>Interrupta</i> Grunow		*
<i>Amphora borealis</i> Kützing	*	
<i>Amphora coffeaeformis</i> Kützing		*
<i>Amphora caroliniana</i> Giffen	*	*
<i>Amphora</i> cf. <i>coffeaeformis</i> (C.Agardh) Kützing	*	
<i>Amphora</i> cf. <i>angustissima</i> (H.F. Van. Heurck) A. Mann		*
<i>Amphora</i> cf. <i>crassa</i> (W. Gregory)		*
<i>Amphora</i> cf. <i>janischii</i> (A.W.F.Schmidt)		*
<i>Amphora</i> cf. <i>obtusa rectangulata</i> (H&M Peragallo)		*
<i>Amphora</i> cf. <i>zebrina</i> (A. Schmidt) Cleve		*
<i>Amphora cingulata</i> Cleve	*	*
<i>Amphora clevei</i> Grunow	*	
<i>Amphora coffeaeformis</i> var. <i>coffeaeformis</i> Agardh	*	
<i>Amphora commutata</i> Grunow		*
<i>Amphora costata</i> W. Smith	*	*
<i>Amphora crassa</i> Gregory	*	*
<i>Amphora crassa</i> var. <i>punctate</i> (Grunow) Schmidt		*
<i>Amphora dusenii</i> Brun		*
<i>Amphora elegantula</i> Husted		*
<i>Amphora eunotia</i> Cleve		*
<i>Amphora graeffeana</i> Hendey	*	*
<i>Amphora helenensis</i> Giffen		*
<i>Amphora holsatica</i> (Hustedt) Levkov		*
<i>Amphora kolbei</i> Aleem	*	*
<i>Amphora laevis</i> Gregory	*	*
<i>Amphora laevissima</i> Gregory		*
<i>Amphora lunata</i> Østrup		*
<i>Amphora malectracta</i> var. <i>constricta</i> (H.Heiden) Simonsen		*
<i>Amphora obtusiuscula</i> Grunow		*
<i>Amphora ocellata</i> Donkin	*	
<i>Amphora ostrearia</i> var. <i>vítrea</i> Cleve	*	*
<i>Amphora proteus</i> Gregory	*	*

<i>Amphora proteus</i> var. <i>contigua</i> Cleve	*	*
<i>Amphora rhombica</i> Kitton	*	*
<i>Amphora salina</i> W. Smith	*	
<i>Amphora</i> sp.1	*	*
<i>Amphora</i> sp.2		*
<i>Amphora spectabilis</i> W.Gregory		*
<i>Amphora subangularis</i> (Husted) Levkov	*	*
<i>Amphora terroris</i> Ehrenberg	*	*
<i>Amphora ventricosa</i> Gregory	*	*
<i>Amphora wisei</i> (Salah) Simonsen	*	*
<i>Ardissonea crystallina</i> (C.Agardh) Grunow		*
<i>Ardissonea formosa</i> (Hantzsch) Grunow		*
<i>Ardissonea robusta</i> (Ralfs ex Pritchard) De Notaris		*
<i>Astartiella glacialis</i> Witkowski, Lange-Bertalot & Metzeltin		*
<i>Astartiella punctifera</i> (Hustedt) Witkowski & Lange-Bertalot		*
<i>Asteromphalus flabellatus</i> (Brébisson) Greville	*	*
<i>Auricula complexa</i> (W.Gregory) Cleve		*
<i>Auricula intermedia</i> (Lewis) Cleve	*	
<i>Azpeitia nodulifera</i> (A.Schmidt) G.A.Fryxell & P.A.Sims	*	*
<i>Bacillaria sociales</i> (Gregory) Ralfs	*	*
<i>Biddulphia alternans</i> (Bailey) Van Heurck		*
<i>Biddulphia roperiana</i>		*
<i>Biddulphia</i> sp.1		*
<i>Biddulphia biddulphiana</i> (J.E.Smith) Boyer	*	*
<i>Biddulphia tridens</i> (Ehrenberg) Ehrenberg		*
<i>Biddulphia tuomeyii</i> (Bailey) Roper		*
<i>Biddulphiopsis membranacea</i> (Cleve) von Stosch & Simonsen		*
<i>Biremis ambigua</i> (Cleve) D.G.Mann		*
<i>Biremis</i> sp.		*
<i>Brachysira</i> sp. NR		*
<i>Caloneis liber</i> var. <i>bicuneata</i> (Grunow) Boyer	*	*
<i>Caloneis elongata</i> (Grunow) Boyer		*
<i>Caloneis liber</i> (Cleve) Smith	*	*
<i>Caloneis linearis</i> (Grunow) Boyer	*	*
<i>Campylodiscus angularis</i> Gregory	*	
<i>Campylodiscus cordatus</i> R.Hagelstein		*
<i>Campylodiscus crebrecoatus</i> var. <i>speciosa</i> Eulenstein	*	
<i>Campylodiscus latus</i> Shadb NR		*
<i>Campylodiscus ralfsii</i> W.Smith		*
<i>Campylodiscus scalaris</i> (M.T. Giffen) Lobban & J.S. Park		*
<i>Campylodiscus simulans</i> Gregory	*	*
<i>Campylodiscus</i> sp.		*
<i>Campylodiscus thuretti</i> Brébisson		*

<i>Campylopyxis garkeana</i> (Grunow) Medlin		*
<i>Catombas gailloni</i> (Bory) D.M.Williams & Round		*
<i>Catenula adherens</i> Mereschkowsky	*	*
<i>Climacosphenia moniligera</i> Ehrenberg		*
<i>Cocconeopsis</i> sp.		*
<i>Cocconeis</i> cf. <i>hauniensis</i> Witkowski		*
<i>Cocconeis contermina</i> A.W.F.Schmidt		*
<i>Cocconeis convexa</i> Giffen	*	*
<i>Cocconeis diminuta</i> Pantocsek		*
<i>Cocconeis dirupta</i> Gregory	*	*
<i>Cocconeis dirupta</i> var. <i>dirupta</i> Grunow	*	*
<i>Cocconeis dirupta</i> var. <i>flexella</i> (Janish & Rabenhorst) Grunow	*	*
<i>Cocconeis disculoides</i> (Hustedt) Stefano & Marino	*	*
<i>Cocconeis disculus</i> (Schumann) Cleve	*	
<i>Cocconeis distans</i> W.Gregory	*	*
<i>Cocconeis fluminensis</i> (Grunow) H.Peragallo & M.Peragallo		*
<i>Cocconeis guttata</i> Hustedt & Aleem	*	*
<i>Cocconeis heteroidea</i> Hantzsch		*
<i>Cocconeis krammeri</i> Lange-Bertalot & Metzeltin	*	*
<i>Cocconeis latestriata</i> Hustedt		*
<i>Cocconeis molesta</i> Kützin	*	*
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg		*
<i>Cocconeis pellucida</i> var. <i>nankoorensis</i> Grunow		*
<i>Cocconeis peltoides</i> Hustedt		*
<i>Cocconeis pinnata</i> W.Gregory ex Greville		*
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (Ehrenberg) Cleve	*	
<i>Cocconeis pseudodiruptoides</i> Foged		*
<i>Cocconeis pseudoflexella</i> NR		*
<i>Cocconeis pseudomarginata</i> W.Gregory		*
<i>Cocconeis scutellum</i> Ehrenberg	*	*
<i>Cocconeis scutellum</i> var. <i>minutissima</i> Grunow	*	
<i>Cocconeis</i> sp.1		*
<i>Cocconeis</i> sp.2 NR		*
<i>Cocconeis</i> sp.4		*
<i>Cocconeis speciosa</i> Gregory	*	
<i>Cocconeis stauroneiformis</i> H.Okuno		*
<i>Cocconeis sublitoralis</i> Hendey	*	
<i>Cocconeis vetusta</i> A.W.F.Schmidt		*
<i>Coconeis pseudomarginata</i> W.Gregory		*
<i>Coronia decora</i> (Brébisson) Ruck & Guiry		*
<i>Coscinodiscus apiculatus</i> Ehrenberg	*	
<i>Coscinodiscus centralis</i> Ehrenberg		*
<i>Coscinodiscus curvatulus</i> Grunow		*

<i>Coscinodiscus gigas</i> Ehrenberg	*	
<i>Coscinodiscus granulata</i>		*
<i>Coscinodiscus oculus-iridis</i> var. <i>borealis</i> (Bailey) Cleve	*	
<i>Coscinodiscus radiatus</i> cf var. <i>radiates</i> Ehrenberg	*	*
<i>Coscinodiscus radiatus</i> Ehrenberg	*	*
<i>Cosmioneis grossepunctata</i> (Hustedt) D.G.Mann		*
<i>Craspedodiscus</i> cf. <i>nankoorensis</i> Grunow in Schmidt NR		*
<i>Cyclotella atomus</i> Hustedt	*	
<i>Cyclotella striata</i> (Kützing) Grunow	*	*
<i>Cymatoneis</i> cf. <i>margaritus</i>		*
<i>Cymatosira</i> sp.		*
<i>Cymbellonitzchia</i> sp.	*	*
<i>Cymbellonitzschia banzuensis</i> Stephanek, Hamscher, S.Mayama, Jewson & Kociolek		*
<i>Delphineis minutissima</i> (Hustedt) Simonsen		*
<i>Denticula elegans</i> Kützing	*	
<i>Dickieia</i> sp.	*	
<i>Dimeregramma australe</i> (P.Petit) Boyer	*	
<i>Dimmeregrama minor</i> var. <i>minor</i> Witkowski, Lange-Bertalot & Metzeltin		*
<i>Dimmerograma marinum</i> (Gregory) Ralfs in Pritchard		*
<i>Diploneis bombus</i> (Ehrenberg) Ehrenberg		*
<i>Diploneis</i> cf. <i>papula</i> var. <i>constricta</i> Hustedt	*	
<i>Diploneis</i> cf. <i>schmidtii</i> Cleve		*
<i>Diploneis</i> cf. <i>subcincta</i> (A.W.F.Schmidt) Cleve		*
<i>Diploneis chersonensis</i> (Grunow) Cleve	*	
<i>Diploneis crabro</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	*	*
<i>Diploneis crabro</i> var. <i>dirhombus</i> (A.Schmidt) Cleve NR		*
<i>Diploneis crabro</i> var. <i>pandura</i> (Brébisson) Cleve		*
<i>Diploneis decipiens</i> Cleve-Euler	*	
<i>Diploneis didyma</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	*	*
<i>Diploneis fusca</i> var. <i>hyperborea</i> (Grunow) Hustedt NR		*
<i>Diploneis gorjanovici</i> (Pantocsek) Hustedt NR		*
<i>Diploneis incurvata</i> (Gregory) Cleve	*	
<i>Diploneis interrupta</i> (Kützing) Cleve		*
<i>Diploneis litoralis</i> (Donkin) Cleve	*	*
<i>Diploneis litoralis</i> var. <i>clathrata</i> (Østrup) Cleve		*
<i>Diploneis litoralis</i> var. <i>litoralis</i> (Donkin) Cleve	*	
<i>Diploneis muscaeformis</i> (Grunow) Cleve		*
<i>Diploneis notabilis</i> (Greville) Cleve	*	*
<i>Diploneis obliqua</i> (Brun) Hustedt	*	*
<i>Diploneis papula</i> (A. Schmidt) Cleve	*	*
<i>Diploneis papula</i> var. <i>constricta</i> Hustedt		*
<i>Diploneis petersenii</i> Hustedt		*

<i>Diploneis serratula</i> (Grunow) Hustedt		*
<i>Diploneis smithii</i> (Brébisson) Cleve	*	*
<i>Diploneis smithii</i> var. <i>recta</i> Peragallo		*
<i>Diploneis splendida</i> Cleve		*
<i>Diploneis suborbicularis</i> (W.Gregory) Cleve	*	*
<i>Diploneis vacillans</i> (A.W.F.Schmidt) Cleve		*
<i>Diploneis vacillans</i> var. <i>renitens</i> (A.W.F.Schmidt) Cleve		*
<i>Donkinia thumii</i> H.Peragallo		*
<i>Ehrenbergia granulosa</i> (Grunow) Witkowski	*	
<i>Ehrenbergiulva hauckii</i> (Grunow) Witkowski, Lange-Bertalot & Metzeltin		*
<i>Entomoneis alata</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	*	*
<i>Entomoneis pulchra</i> var. <i>pulchella</i> (Peragallo) Siqueiros-Beltrones et Martínez	*	
<i>Fallacia</i> cf. <i>vittata</i> (Cleve) D.G.Mann		*
<i>Fallacia</i> cf. <i>nicobarica</i> (Grunow) Witkowski		*
<i>Fallacia diploneioides</i>		*
<i>Fallacia forcipata</i> (Greville) Stickle & D.G.Mann	*	*
<i>Fallacia inscriptura</i> (Hendey) Witkowski, Lange-Bertalot & Metzeltin		*
<i>Fallacia litoricola</i> (Hustedt) Mann	*	*
<i>Fallacia minima</i> (Østrup) Witkowski		*
<i>Fallacia nummularia</i> (Greville) D.G.Mann	*	*
<i>Fallacia nyella</i> (Hustedt) D.G.Mann		*
<i>Fallacia subforcipata</i> (Hustedt) D.G.Mann		*
<i>Fallacia vittata</i> (Cleve) D.G.Mann	*	*
<i>Fragilariopsis doliolus</i> (Wallich) Medlin & P.A.Sims		*
<i>Fragilariopsis pseudonana</i> (Hasle) Hasle		*
<i>Glyphodesmis williamsonii</i> f. <i>lanceolata</i> (H.Paragallo & M.Peragallo) Hustedt		*
<i>Gomphoseptatum aestuarii</i> (Cleve) Medlin in Cleve & Medlin	*	*
<i>Gomphonemopsis</i> sp.		*
<i>Grammatophora hamulifera</i> Kützing	*	*
<i>Grammatophora marina</i> (Lyngbye) Kützing	*	*
<i>Grammatophora marina</i> var. <i>subundulata</i> Grunow		*
<i>Grammatophora máxima</i> Grunow		*
<i>Grammatophora oceanica</i> Ehrenberg		*
<i>Grammatophora oceanica</i> var. <i>nodulosa</i> Grunow		*
<i>Grammatophora</i> sp.		*
<i>Grammatophora undulata</i> var. <i>gallopagensis</i> Ehrenberg		*
<i>Gyrosigma balticum</i> (Ehrenberg) Rabenh	*	
<i>Gyrosigma naja</i> (Meister) Sterrenburg	*	
<i>Gyrosigma peisonis</i> (Grunow) Hustedt		*
<i>Gyrosigma tennisimum</i> (W.Smith) J.W.Griffith & Henfrey		*
<i>Halamphora angularis</i> (Gregory) Levkov		*
<i>Halamphora coffeaeformis</i> (C. Agardh) Levkov	*	

<i>Halamphora costata</i> (W.Smith) Levkov		*
<i>Halamphora hyalina</i> (Kützing) Rimet & R.Jahn	*	
<i>Halamphora turgida</i> (Gregory) Levkov		*
<i>Halamphora wisei</i> (M.M.Salah) I.Álvarez-Blanco & S.Blanco	*	*
<i>Hantzschia</i> cf. <i>amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow	*	
<i>Hantzschia</i> sp.		*
<i>Hantzschia virgata</i> (Roper) Grunow	*	
<i>Hemidiscus cuneiformes</i> var. <i>cuneiformis</i> Wallich	*	
<i>Hemidiscus cuneiformis</i> var. <i>orbicularis</i> (Castracane) Hustedt	*	*
<i>Hyalodiscus radiatus</i> (O'Meara) Grunow		*
<i>Hyalosynedra laevigata</i> (Grunow) D.M.Williams & Round	*	*
<i>Karayevia clevei</i> (Grunow) Bukhtiyarova		*
<i>Libellus grevillei</i> (C.Agardh) Cleve		*
<i>Licmophora abbreviata</i> C.Agardh	*	*
<i>Licmophora communis</i> (Heiberg) Grunow	*	
<i>Licmophora debilis</i> (Kützing) Grunow		*
<i>Licmophora flabellata</i> (Greville) C.Agardh	*	*
<i>Licmophora gracilis</i> (Ehrenberg) Grunow	*	*
<i>Licmophora paradoxa</i> (Lyngbye) C.Agardh		*
<i>Licmophora</i> sp.	*	
<i>Lioloma delicatulum</i> (Cupp) Hasle		*
<i>Lioloma pacificum</i> (Cupp) Hasle	*	
<i>Lyrella abruptoides</i> (Hustedt) D.G.Mann		*
<i>Lyrella approximatoides</i> (Hustedt) D.G.Mann		*
<i>Lyrella barbara</i> (Heiden) D.G.Mann		*
<i>Lyrella clavata</i> var. <i>caribbaea</i> (Cleve) Siqueiros-Beltrones		*
<i>Lyrella clavata</i> var. <i>elongata</i> (H. Peragallo) Díaz-Ramos		*
<i>Lyrella clavata</i> var. <i>indica</i> (Greville) J.L. Moreno-Ruíz	*	*
<i>Lyrella excavata</i> (Hustedt) D.G. Mann		*
<i>Lyrella exsul</i> (A. Schmidt) D.G. Mann		*
<i>Lyrella granulata</i> (Grunow) Nevrova, Witkowski, Kulikovskiyet Lange-Bertalot		*
<i>Lyrella hennedyi</i> var. <i>crassa</i> (Peragallo) Siqueiros-Beltrones		*
<i>Lyrella impercepta</i> (Hustedt) J.L. Moreno-Ruíz		*
<i>Lyrella irrorata</i> (Greville) D.G. Mann	*	*
<i>Lyrella lyra</i> (Ehrenberg) Karayeva		*
<i>Lyrella lyra</i> var. <i>subtypica</i> (A. Schmidt) Siqueiros-Beltrones		*
<i>Mastogloia binotata</i> (Grunow) Cleve		*
<i>Mastogloia borneensis</i> Hustedt		*
<i>Mastogloia ciskeiensis</i> M.H.Giffen		*
<i>Mastogloia crucicula</i> (Grunow) Cleve	*	*
<i>Mastogloia crucicula</i> var. <i>alternas</i> Zanon		*
<i>Mastogloia fimbriata</i> (T.Brightwell) Grunow		*
<i>Mastogloia marginulata</i> Grunow		*

<i>Mastogloia</i> sp.		*
<i>Mastogloia subaffirmata</i> Hustedt		*
<i>Melosira discigera</i> C.Agardh	*	
<i>Melosira moniliformis</i> (O. Müll.) Agardh	*	
<i>Meridion</i> sp.		*
<i>Navicula diversistriata</i> Hustedt	*	
<i>Navicula abunda</i> Hustedt		*
<i>Navicula agnita</i> Hustedt	*	
<i>Navicula ammophila</i> Grunow		*
<i>Navicula beaufortiana</i> Hustedt		*
<i>Navicula bipustulata</i> Mann		*
<i>Navicula borneoensis</i> Hustedt		*
<i>Navicula cancellata</i> Donkin	*	*
<i>Navicula carinifera</i> Grunow		*
<i>Navicula</i> cf. <i>consentanea</i> Hustedt NR		*
<i>Navicula</i> cf. <i>formenterae</i> Cleve		*
<i>Navicula</i> cf. <i>pennata</i> A.W.F.Schmidt		*
<i>Navicula</i> cf. <i>radiosa</i> Kützing	*	
<i>Navicula cincta</i> (Ehrenberg) Ralfs		*
<i>Navicula directa</i> (W. Smith) Ralfs	*	*
<i>Navicula diversistriata</i> Husted	*	*
<i>Navicula johanrossi</i> Giffen		*
<i>Navicula leptoloba</i> Meister		*
<i>Navicula libellus</i> Gregory		*
<i>Navicula longa</i> Gregory	*	*
<i>Navicula longa</i> var. <i>irregularis</i> Hustedt	*	
<i>Navicula margalithi</i> Lange-Bertalot	*	
<i>Navicula menisculus</i> Schumann	*	
<i>Navicula microdigitoradiata</i> Lange-Bertalot		*
<i>Navicula palpebralis</i> Brébisson ex W.Smith		*
<i>Navicula pavillardii</i> Hustedt		*
<i>Navicula pennata</i> A.W.F. Schmidt	*	*
<i>Navicula platyventris</i> Meister		*
<i>Navicula</i> sp.	*	
<i>Navicula</i> sp.1		*
<i>Navicula</i> sp.2		*
<i>Navicula</i> sp.3		*
<i>Navicula subagnita</i> Proshkina-Lavrenko		*
<i>Navicula subinflatoides</i> Hustedt	*	
<i>Navicula zostereti</i> Grunow	*	
<i>Neosynedra provincialis</i> (Grunow) D.M.Williams & Round		*
<i>Nitzschia agnita</i> Hustedt		*
<i>Nitzschia angularis</i> W.Smith		*



<i>Nitzschia arcuata</i> Gregory ex Greville	*	
<i>Nitzschia behrei</i> Hustedt		*
<i>Nitzschia bicapitata</i> Cleve		*
<i>Nitzschia bombiformis</i> Grunow		*
<i>Nitzschia</i> cf. <i>angularis</i> W. Smith	*	
<i>Nitzschia</i> cf. <i>filiformis</i> (W. Smith) Van Heurck	*	
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow	*	*
<i>Nitzschia distans</i> Gregory	*	*
<i>Nitzschia distans</i> var. <i>distans</i> W. Gregory		*
<i>Nitzschia fluminensis</i> Grunow		*
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow	*	
<i>Nitzschia frustulum</i> var. <i>perminuta</i> Grunow	*	*
<i>Nitzschia granulata</i> Grunow	*	
<i>Nitzschia grossestriata</i> Hustedt		*
<i>Nitzschia hybrida</i> Grunow		*
<i>Nitzschia incrustans</i> Grunow		*
<i>Nitzschia insignis</i> W. Gregory		*
<i>Nitzschia laevis</i> Frenguelli	*	*
<i>Nitzschia lanceolata</i> W. Smith	*	
<i>Nitzschia longissima</i> (Brébisson) Ralfs	*	*
<i>Nitzschia longissima</i> var. <i>costata</i> Hustedt in Schmidt <i>et al.</i>	*	
<i>Nitzschia lorenziana</i> Grunow	*	*
<i>Nitzschia lorenziana</i> var. <i>subtilis</i> Grunow	*	
<i>Nitzschia macilenta</i> W. Gregory	*	*
<i>Nitzschia microcephala</i> var. <i>bicapitellata</i> Cleve-Euler		*
<i>Nitzschia obtusa</i> var. <i>scalpelliformis</i> (Grunow) Grunow	*	
<i>Nitzschia obtusa</i> W. Smith	*	
<i>Nitzschia pellucida</i> Grunow	*	
<i>Nitzschia sícula</i> (Castracane) Hustedt		*
<i>Nitzschia sigma</i> (Kützing) W. Smith	*	*
<i>Nitzschia sigma sigmatella</i> Grunow		*
<i>Nitzschia sigma</i> var. <i>rigida</i> Grunow	*	
<i>Nitzschia</i> sp.	*	
<i>Nitzschia spathulata</i> Brébisson ex W. Smith	*	*
<i>Nitzschia bicapitata</i> Cleve		*
<i>Odontella aurita</i> (Lyngbye) C. Agardh	*	*
<i>Odontella</i> sp.	*	
<i>Odontella obtusa</i> Kützing		*
<i>Oestrupia musca</i> (W. Gregory) Hustedt		*
<i>Oestrupia powelli</i> (Lewis) Heiden		*
<i>Opephora marina</i> (W. Gregory) Petit		*
<i>Opephora schwartzii</i> (Grunow) Petit	*	*
<i>Paralia sulcata</i> (Ehrenberg) Cleve	*	

<i>Parlibellus delognei</i> (Van Heurck) E.J.Cox		*
<i>Parlibellus hammulifer</i> (Grunow) E.J. Cox		*
<i>Parlibellus rhombicula</i> (Hustedt) Witkowski		*
<i>Parlibellus</i> cf. <i>delognei</i> (V. H.) Cox		*
<i>Petrodictyon gemma</i> (Ehrenberg) D.G.Mann	*	*
<i>Petroneis granulata</i> D.G.Mann	*	
<i>Pinnularia</i> cf. <i>splendida</i> Hustedt		*
<i>Pinnularia</i> nov.		*
<i>Plagiogramma interruptum</i> (W.Gregory) Ralfs		*
<i>Plagiogramopsis</i> sp.		*
<i>Plagiotropis pusilla</i> (W.Gregory) Kuntze	*	*
<i>Planothidium delicatulum</i> (Kützing) Round & Bukhtiyarova	*	*
<i>Planothidium hauckianum</i> (Grunow) Bukhtiyarova		*
<i>Planothidium heidenii</i> (Schulz-Danzig) Witkowski	*	
<i>Planothidium polaris</i> (Østrup) Witkowski		*
<i>Planotidium</i> sp.		*
<i>Platessa</i> cf. <i>salinarum</i> (Grunow) Lange-Bertalot		*
<i>Pleurosigma formosum</i> W. Smith	*	*
<i>Pleurosigma ibericum</i> Peragallo	*	
<i>Pleurosigma intermedium</i> W.Smith		*
<i>Pleurosigma marinum</i> Donkin	*	
<i>Pleurosigma nicobaricum</i> Grunow NR		*
<i>Pleurosigma patagonicum</i> var. <i>paucistriatum</i>		*
<i>Podocystis spathulata</i> (Shadbolt) Van Heurck		*
<i>Podosira montagnei</i> Kützing	*	
<i>Podosira stelliger</i> (Bailey) A.Mann	*	*
<i>Proshkinia</i> sp.		*
<i>Protoraphis hustediana</i> Simonsen NR		*
<i>Psammodictyon constrictum</i> (W.Gregory) D.G.Mann	*	
<i>Psammodictyon panduriformis</i> var. <i>lata</i>		*
<i>Psammodictyon panduriforme</i> (W.Gregory) D.G.Mann	*	*
<i>Psammodictyon panduriforme</i> var. <i>abruptum</i> (Peragallo) D. G. Mann		*
<i>Psammodictyon puncta</i> var. <i>coarctata</i> D. G. Mann	*	
<i>Psammodiscus nitidus</i> (Gregory) Round & Mann	*	*
<i>Psammodictyon constrictum</i> (Gregory) Grunow	*	
<i>Pseudictyota dubia</i> (Brightwell) P.A.Sims & D.M.Williams	*	*
<i>Raphoneis</i> sp.		*
<i>Rhizosolenia imbricata</i> Brightwell	*	
<i>Rhoiconeis bolleana</i> Grunow emend Medlin		*
<i>Rhoicosphenia</i> sp.		*
<i>Rhopalodia gibberula</i> (Ehrenberg) O.Müller		*
<i>Rhopalodia musculus</i> (Kützing) Otto Müller	*	
<i>Rhopalodia sterreburgii</i>		*

<i>Roperia tessellata</i> (Roper) Grunow ex Pelletan	*	*
<i>Seminavis angusta</i>	*	*
<i>Seminavis eulensteinii</i> (Grunow) D.B.Danielidis, K.Ford & D.Kennett NR		*
<i>Seminavis strigosa</i> (Hustedt) Danieledis & Economou-Amilli		*
<i>Seminavis ventricosa</i> (W.Gregory) M.Garcia-Baptista		*
<i>Shionodiscus oestrupii</i> (Ostenfeld) A.J. Alverson, S. H. Kang	*	*
<i>Stauronella</i> cf. <i>Indubitabilis</i> Lange-Bertalot & S.I.Genkal NR		*
<i>Staurophora dubitabilis</i> (Hustedt) Clavero & Hernández-Mariné		*
<i>Staurophora salina</i> (W. Smith) Mereschkowsky	*	
<i>Staurophora</i> sp. 1		*
<i>Stephanopyxis palmeriana</i> (Greville) Grunow	*	
<i>Stictodiscus californicus</i> Greville NR		*
<i>Surirella fastuosa</i> (Ehrenberg) Kützing	*	*
<i>Surirella fastuosa</i> var. <i>recedens</i> (A.Schmidt) Cleve		*
<i>Surirella fastuosa</i> var. <i>suborbicularis</i> (Grunow) Peragallo & Peragallo		*
<i>Synedra affinis</i> Kützing	*	
<i>Synedra commutata</i> Grunow		*
<i>Synedra fulgens</i> (Greville) W.Smith		*
<i>Synedrosphenia cuneata</i> (Grunow) Azpeitia Moros		*
<i>Tabularia fasciculata</i> (C. Agardh) D.M. Williams & Round	*	
<i>Tabularia tabulata</i> (C.Agardh) Snoeijs		*
<i>Tabularia tabulata</i> var. <i>acuminata</i> (Grunow) Hustedt		*
<i>Tetramphora securicula</i> (Peragallo & Peragallo) Stepanek & Kociolek		*
<i>Thalassionema nitzschioides</i> (Grunow) Mereschkowsky		*
<i>Thalassiosira decipiens</i> (Grunow ex Van Heurck) E.G.Jørgensen		*
<i>Thalassiosira eccentrica</i> (Ehrenberg) Cleve	*	*
<i>Thalassiosira exigua</i> G.Fryxell & Hasle		*
<i>Thalassiosira mala</i> Takano	*	
<i>Thalassiosira simonsenii</i> Hasle & G.Fryxell		*
<i>Thalassiosira</i> sp	*	*
<i>Toxarium undulatum</i> Bailey		*
<i>Trachyneis aspera</i> (Ehrenberg) Cleve	*	*
<i>Trachyneis aspera</i> var. <i>elliptica</i> Hendey NR	*	*
<i>Trachyneis velata</i> A. Schmidt	*	*
<i>Triceratium antediluvianum</i>		*
<i>Triceratium parallelum</i> (Ehrenberg) Greville	*	
<i>Triceratium pentacrinus</i> var. <i>quadrata</i> Tempère & Peragallo	*	*
<i>Triceratium receptum</i> Schmidt		*
<i>Tropidoneis pusilla</i> (W.Gregory) Cleve		*
<i>Tropidoneis</i> sp.		*
<i>Tryblionella acuminata</i> W. Smith	*	
<i>Tryblionella apiculata</i> W.Gregory		*
<i>Tryblionella coarctata</i> (Grunow) D.G.Mann	*	*

<i>Tryblionella littoralis</i> (Grunow) D.G.Mann	*	
<i>Tryblionella marginulata</i> var. <i>didyma</i> (Grunow) E.Y.Haworth & M.G.Kelly		*
<i>Tryblionella plana</i> (W.Smith) Pelletan	*	*
<i>Zygoceros ehrenbergii</i> E.A.Sar		*

Apéndice 2. Similitud de Bray Curtis con base en su abundancia relativa en SR.

	SeT1	SeT2	SeCv4	SeCv5	SargT1	DycT2	JanT2	PadT2	SargCv1	DycCv1	Alg2Cv2	SeP3m	SeP4m	SeP5m	RP4m	RP5m	Se P1e	Se P2e	Se P3e	Se P4e	Se P5e
SeT1																					
SeT2	38.6																				
SeCv4	31.9	15.4																			
SeCv5	17.0	14.2	67.5																		
SargT1	4.2	6.2	4.8	3.4																	
DycT2	1.8	5.9	8.9	4.2	3.6																
JanT2	1.6	4.1	1.8	2.4	80.1	5.0															
PadT2	14.8	19.8	21.1	16.6	22.4	12.4	20.8														
SargCv1	1.2	1.8	8.0	3.2	10.2	91.9	9.2	15.0													
DycCv1	6.4	12.3	14.9	9.6	59.1	15.5	58.4	48.6	19.1												
Alg2Cv2	7.0	9.5	14.9	8.6	17.0	68.7	7.6	28.2	73.1	35.5											
SeP3m	0.9	0.4	2.7	2.4	0.6	0.0	0.3	6.9	0.0	0.6	1.2										
SeP4m	1.6	4.4	2.8	1.8	4.2	0.4	1.0	11.8	0.2	6.8	4.8	29.3									
SeP5m	0.4	0.3	0.2	0.4	0.2	0.0	0.2	0.4	0.0	0.2	0.2	3.9	0.4								
RP4m	0.4	0.0	0.0	0.0	2.3	0.0	0.0	3.1	0.0	2.3	2.3	4.4	2.3	0.4							
RP5m	0.2	1.5	0.2	0.2	1.2	0.2	0.0	3.4	0.2	1.0	1.4	6.6	9.0	1.8	3.9						
Se P1e	0.6	4.4	3.2	2.8	3.8	1.6	0.6	15.2	0.6	7.0	4.2	12.0	29.2	1.2	3.5	7.0					
Se P2e	0.4	2.3	1.8	2.6	2.0	0.2	0.6	4.8	0.0	3.2	1.8	7.8	40.8	4.2	2.3	3.8	41.4				
Se P3e	0.0	1.5	0.6	0.6	3.0	0.8	0.0	2.4	0.0	0.6	3.4	12.9	17.2	18.0	1.2	5.6	18.4	25.4			
Se P4e	0.8	2.6	2.8	3.4	1.8	1.0	0.2	4.0	0.6	2.4	2.0	9.3	13.2	29.8	3.9	6.2	15.2	14.0	21.2		
Se P5e	5.6	5.7	0.2	0.2	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.2	1.2	0.6	27.6	0.0	0.4	0.2	0.4	3.8	29.2	

Apéndice 2. Similitud de Bray Curtis con base en la presencia/ausencia de SR.

	SeT1	SeT2	SeCv4	SeCv5	SargT1	DycT2	JanT2	PadT2	SargCv1	DycCv1	Alg2Cv2	SeP3m	SeP4m	SeP5m	RP4m	RP5m	Se P1e	Se P2e	Se P3e	Se P4e	Se P5e	
SeT1																						
SeT2	54.2																					
SeCv4	37.7	43.3																				
SeCv5	34.6	44.1	52.8																			
SargT1	23.8	28.6	23.3	14.3																		
DycT2	20.0	38.3	24.4	20.0	26.7																	
JanT2	11.1	23.3	10.8	16.7	38.5	25.0																
PadT2	24.6	43.8	27.6	24.6	38.3	40.0	39.0															
SargCv1	6.9	11.1	6.7	6.9	21.1	23.5	30.8	17.6														
DycCv1	18.2	35.3	22.2	31.8	58.8	25.0	42.9	44.9	19.0													
Alg2Cv2	27.9	24.0	27.3	23.3	60.6	12.9	37.0	33.3	20.0	57.1												
SeP3m	7.1	3.2	10.5	7.1	8.7	0.0	5.0	16.4	0.0	8.3	17.0											
SeP4m	6.7	20.9	13.1	13.3	24.0	8.3	18.2	36.9	5.4	23.1	27.5	34.4										
SeP5m	10.3	4.3	5.0	10.3	6.9	0.0	8.7	9.1	0.0	6.5	6.7	23.3	8.5									
RP4m	5.9	0.0	0.0	0.0	16.7	0.0	0.0	20.5	0.0	15.4	16.0	15.8	9.5	9.5								
RP5m	3.9	13.8	3.8	3.9	9.8	5.1	0.0	21.4	7.1	4.7	9.5	21.8	23.7	21.1	24.2							
Se P1e	8.2	20.0	21.6	16.4	15.9	13.1	3.5	33.3	4.0	18.5	15.6	20.8	34.6	13.3	14.5	33.3						
Se P2e	6.9	15.4	13.6	27.6	12.5	4.3	4.8	34.9	0.0	20.0	12.2	22.6	39.4	17.8	20.0	28.1	58.2					
Se P3e	0.0	10.8	8.8	9.0	7.0	3.6	0.0	16.7	0.0	10.2	10.3	28.2	40.0	18.5	8.2	27.3	43.2	43.8				
Se P4e	11.3	20.5	13.9	14.1	13.1	13.6	3.6	26.3	4.2	15.9	9.7	29.3	40.5	17.2	15.1	37.1	45.7	44.2	55.8			
Se P5e	12.5	10.3	6.1	6.3	0.0	0.0	0.0	10.8	0.0	0.0	8.7	16.7	10.0	10.5	0.0	12.9	3.8	10.5	8.5	11.8		

Apéndice 3. Similitud de Bray Curtis con base en su abundancia relativa en Santa Rosalía y el Sitio Control.

	SeSC1	SeSC2	Alg SC1	Cod SC1	Sarg SC1	Cod SC2	Grac SC2	Sarg SC2	SeT1	SeT2	SeCv4	SeCv5	SargT1
SeSC1													
SeSC2	20.6												
Alg SC1	10.2	9.6											
Cod SC1	1.4	3.8	12.4										
Sarg SC1	6.6	18.4	29.8	28.5									
Cod SC2	1.4	4.3	11.6	83.1	30.0								
Grac SC2	1.6	6.8	7.8	87.3	31.7	89.5							
Sarg SC2	4.4	13.0	29.2	26.5	53.4	29.8	28.9						
SeT1	8.8	19.2	2.4	2.6	1.6	2.0	2.0	1.8					
SeT2	8.0	17.0	3.3	2.8	2.3	1.8	1.5	2.3	38.6				
SeCv4	12.2	28.1	2.6	2.2	8.8	3.3	6.8	8.4	31.9	15.4			
SeCv5	10.8	23.6	2.2	2.2	4.4	2.9	3.6	3.8	17.0	14.2	67.5		
SargT1	1.8	6.4	6.8	2.2	3.4	3.1	2.6	3.4	4.2	6.2	4.8	3.4	
DycT2	0.6	22.3	2.2	1.2	13.6	3.3	6.0	8.8	1.8	5.9	8.9	4.2	3.6
JanT2	0.8	2.8	1.4	1.6	2.6	2.0	1.4	2.2	1.6	4.1	1.8	2.4	80.1
PadT2	5.4	33.6	8.8	2.8	12.0	7.1	6.6	12.4	14.8	19.8	21.1	16.6	22.4
SargCv1	0.2	21.0	0.2	1.0	12.6	2.7	5.6	7.8	1.2	1.8	8.0	3.2	10.2
DycCv1	4.2	27.5	6.2	3.6	15.7	5.1	6.4	11.8	6.4	12.3	14.9	9.6	59.1
Alg2Cv2	2.0	33.8	9.4	3.6	16.2	3.9	6.6	12.2	7.0	9.5	14.9	8.6	17.0
SeP3m	1.5	3.9	3.0	0.0	2.4	0.0	0.3	0.3	0.9	0.4	2.7	2.4	0.6
SeP4m	3.8	9.4	6.0	1.4	1.0	0.6	0.2	0.8	1.6	4.4	2.8	1.8	4.2
SeP5m	0.6	0.8	0.6	0.6	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.3	0.2	0.4	0.2
RP4m	0.4	2.3	1.2	0.0	0.4	0.0	0.4	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	2.3
RP5m	1.2	1.8	2.4	0.8	1.4	0.8	1.2	1.0	0.2	1.5	0.2	0.2	1.2
Se P1e	15.6	15.4	10.4	0.8	2.2	1.0	0.8	1.6	0.6	4.4	3.2	2.8	3.8
Se P2e	10.2	6.4	9.6	1.0	1.4	0.4	0.2	1.0	0.4	2.3	1.8	2.6	2.0
Se P3e	4.0	2.4	6.8	0.8	1.4	0.6	0.4	1.2	0.0	1.5	0.6	0.6	3.0
Se P4e	2.2	5.2	5.0	1.0	0.8	0.6	0.2	0.4	0.8	2.6	2.8	3.4	1.8
Se P5e	0.4	0.2	0.2	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	5.6	5.7	0.2	0.2	0.0

Continuación

	DycT2	JanT2	PadT2	SargCv1	DycCv1	Alg2Cv2	SeP3m	SeP4m	SeP5m	RP4m	RP5m	Se P1e	Se P2e	Se P3e	Se P4e	Se P5e
SeSC1																
SeSC2																
Alg SC1																
Cod SC1																
Sarg SC1																
Cod SC2																
Grac SC2																
Sarg SC2																
SeT1																
SeT2																
SeCv4																
SeCv5																
SargT1																
DycT2																
JanT2	5.0															
PadT2	12.4	20.8														
SargCv1	91.9	9.2	15.0													
DycCv1	15.5	58.4	48.6	19.1												
Alg2Cv2	68.7	7.6	28.2	73.1	35.5											
SeP3m	0.0	0.3	6.9	0.0	0.6	1.2										
SeP4m	0.4	1.0	11.8	0.2	6.8	4.8	29.3									
SeP5m	0.0	0.2	0.4	0.0	0.2	0.2	3.9	0.4								
RP4m	0.0	0.0	3.1	0.0	2.3	2.3	4.4	2.3	0.4							
RP5m	0.2	0.0	3.4	0.2	1.0	1.4	6.6	9.0	1.8	3.9						
Se P1e	1.6	0.6	15.2	0.6	7.0	4.2	12.0	29.2	1.2	3.5	7.0					
Se P2e	0.2	0.6	4.8	0.0	3.2	1.8	7.8	40.8	4.2	2.3	3.8	41.4				
Se P3e	0.8	0.0	2.4	0.0	0.6	3.4	12.9	17.2	18.0	1.2	5.6	18.4	25.4			
Se P4e	1.0	0.2	4.0	0.6	2.4	2.0	9.3	13.2	29.8	3.9	6.2	15.2	14.0	21.2		
Se P5e	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.2	1.2	0.6	27.6	0.0	0.4	0.2	0.4	3.8	29.2	



Apéndice 4. Similitud de Bray Curtis con base en presencia/ausencia en Santa Rosalía y el Sitio Control.

	SeSC1	SeSC2	Alg SC1	Cod SC1	Sarg SC1	Cod SC2	Grac SC2	Sarg SC2	SeT1	SeT2	SeCv4	SeCv5	SargT1
SeSC1													
SeSC2	57.7												
Alg SC1	25.7	21.8											
Cod SC1	12.5	13.7	49.4										
Sarg SC1	20.8	16.3	55.6	49.1									
Cod SC2	11.9	10.5	47.5	51.2	50.0								
Grac SC2	19.0	13.9	44.7	46.2	53.8	57.1							
Sarg SC2	14.5	17.9	51.2	48.9	69.0	50.0	54.5						
SeT1	22.9	27.8	16.9	21.7	10.2	16.3	17.8	11.8					
SeT2	28.6	32.6	15.6	18.9	15.2	10.7	7.7	13.8	54.2				
SeCv4	39.4	37.5	19.0	12.8	10.0	16.0	21.7	7.7	37.7	43.3			
SeCv5	40.0	40.5	16.9	21.7	16.9	8.2	13.3	11.8	34.6	44.1	52.8		
SargT1	10.0	23.2	13.7	22.2	16.3	20.5	11.4	14.6	23.8	28.6	23.3	14.3	
DycT2	10.3	14.9	14.1	11.8	17.0	21.6	18.2	15.4	20.0	38.3	24.4	20.0	26.7
JanT2	7.4	12.7	11.9	20.0	18.6	18.2	6.9	17.1	11.1	23.3	10.8	16.7	38.5
PadT2	24.0	33.3	27.3	19.6	21.9	29.6	20.0	25.0	24.6	43.8	27.6	24.6	38.3
SargCv1	4.3	3.6	3.3	8.7	5.6	7.7	9.1	7.1	6.9	11.1	6.7	6.9	21.1
DycCv1	19.4	31.0	21.3	26.3	23.5	24.4	16.2	18.6	18.2	35.3	22.2	31.8	58.8
Alg2Cv2	16.4	25.7	27.0	27.0	28.0	25.0	22.2	33.3	27.9	24.0	27.3	23.3	60.6
SeP3m	5.4	14.5	9.2	0.0	6.3	0.0	4.1	3.6	7.1	3.2	10.5	7.1	8.7
SeP4m	10.3	23.0	13.2	14.8	11.9	10.5	3.8	13.6	6.7	20.9	13.1	13.3	24.0
SeP5m	7.0	9.1	5.7	12.1	4.3	5.6	6.3	5.3	10.3	4.3	5.0	10.3	6.9
RP4m	3.8	6.6	9.2	0.0	4.9	0.0	7.4	0.0	5.9	0.0	0.0	0.0	16.7
RP5m	8.7	12.8	12.2	8.9	10.3	4.2	13.6	8.0	3.9	13.8	3.8	3.9	9.8
Se P1e	19.8	32.0	19.2	9.0	12.5	14.3	12.1	13.9	8.2	20.0	21.6	16.4	15.9
Se P2e	21.1	28.2	11.2	11.5	6.2	7.3	3.9	10.5	6.9	15.4	13.6	27.6	12.5
Se P3e	16.5	17.0	16.3	9.8	10.8	9.4	6.7	12.1	0.0	10.8	8.8	9.0	7.0
Se P4e	13.5	24.5	15.7	15.4	10.3	8.8	3.1	5.7	11.3	20.5	13.9	14.1	13.1
Se P5e	8.0	3.4	3.2	0.0	0.0	0.0	8.0	0.0	12.5	10.3	6.1	6.3	0.0

Continuación

	DycT2	JanT2	PadT2	SargCv1	DycCv1	Alg2Cv2	SeP3m	SeP4m	SeP5m	RP4m	RP5m	Se P1e	Se P2e	Se P3e	Se P4e	Se P5e
SeSC1																
SeSC2																
Alg SC1																
Cod SC1																
Sarg SC1																
Cod SC2																
Grac SC2																
Sarg SC2																
SeT1																
SeT2																
SeCv4																
SeCv5																
SargT1																
DycT2																
JanT2	25.0															
PadT2	40.0	39.0														
SargCv1	23.5	30.8	17.6													
DycCv1	25.0	42.9	44.9	19.0												
Alg2Cv2	12.9	37.0	33.3	20.0	57.1											
SeP3m	0.0	5.0	16.4	0.0	8.3	17.0										
SeP4m	8.3	18.2	36.9	5.4	23.1	27.5	34.4									
SeP5m	0.0	8.7	9.1	0.0	6.5	6.7	23.3	8.5								
RP4m	0.0	0.0	20.5	0.0	15.4	16.0	15.8	9.5	9.5							
RP5m	5.1	0.0	21.4	7.1	4.7	9.5	21.8	23.7	21.1	24.2						
Se P1e	13.1	3.5	33.3	4.0	18.5	15.6	20.8	34.6	13.3	14.5	33.3					
Se P2e	4.3	4.8	34.9	0.0	20.0	12.2	22.6	39.4	17.8	20.0	28.1	58.2				
Se P3e	3.6	0.0	16.7	0.0	10.2	10.3	28.2	40.0	18.5	8.2	27.3	43.2	43.8			
Se P4e	13.6	3.6	26.3	4.2	15.9	9.7	29.3	40.5	17.2	15.1	37.1	45.7	44.2	55.8		
Se P5e	0.0	0.0	10.8	0.0	0.0	8.7	16.7	10.0	10.5	0.0	12.9	3.8	10.5	8.5	11.8	

Apéndice 5. Similitud de Bray Curtis con base en su abundancia relativa en el Sitio Control.

	Se SC1	Se SC2	Alga SC1	Cod SC1	Sarg SC1	Cod SC2	Grac P2	Sarg SC2
Se SC1								
Se SC2	20.6							
Alga SC1	10.2	9.6						
Cod SC1	1.4	3.8	12.4					
Sarg SC1	6.6	18.4	29.8	28.5				
Cod SC2	1.4	4.3	11.6	83.1	30.0			
Grac P2	1.6	6.8	7.8	87.3	31.7	89.5		
Sarg SC2	4.4	13.0	29.2	26.5	53.4	29.8	28.9	

Apéndice 6. Similitud de Bray Curtis con base en la presencia/ausencia en el Sitio Control.

	Se SC1	Se SC2	Alga SC1	Cod SC1	Sarg SC1	Cod SC2	Grac P2	Sarg SC2
Se SC1								
Se SC2	57.7							
Alga SC1	25.7	21.8						
Cod SC1	12.5	13.7	49.4					
Sarg SC1	20.8	16.3	55.6	49.1				
Cod SC2	11.9	10.5	47.5	51.2	50.0			
Grac P2	19.0	13.9	44.7	46.2	53.8	57.1		
Sarg SC2	14.5	17.9	51.2	48.9	69.0	50.0	54.5	

## 11. Anexos

### ANEXO I Nota científica publicada sobre nuevos registros florísticos en Santa Rosalía, BCS.

Hidrobiológica 2018, 28 (1): 141-145

## NOTA

Abril 2018

### New floristic records of benthic diatoms (Bacillariophyceae) from the Gulf of California

### Nuevos registros florísticos de diatomeas bentónicas (Bacillariophyceae) del golfo de California

Yuriko Jocselin Martínez and David Alfaro Siqueiros-Beltrones

Departamento de Plancton y Ecología Marina, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional. Av. IPN s/n, Col. Playa Palo de Santa Rita, La Paz, BCS, C.P. 23096, México  
e-mail: dsiquei@ipn.mx; dsiquei@gmail.com

**Recibido:** 22 de agosto de 2017. **Aceptado:** 24 de enero de 2018.

Martínez Y. J. and D. A. Siqueiros-Beltrones. 2018. New floristic records of benthic diatoms (Bacillariophyceae) from the Gulf of California. *Hidrobiológica* 28 (1): 141-145.

#### ABSTRACT

**Background.** Most studies on benthic diatoms found in northwestern Mexico have been done along the western coast of the Baja California peninsula. Thus, few studies exist for the Gulf of California. **Goals.** To gather new records of benthic diatoms found in the Gulf of California. **Methods.** Diatom samples from sediments and rocks of the coast of Santa Rosalía, Baja California Sur, were observed under a light microscope (LM). **Results.** Three taxa were recorded and depicted: *Caloneis liber* var. *bicuneata* (common), *Gyrosigma naja* (scarce), and the new combination *Entomoneis pulchra* var. *pulchella* (scarce). **Conclusions.** These three taxa were recorded for the first time in northwestern Mexico.

**Keywords:** *Amphiprora*, comb. nov., epilithic, epipellic, northwestern Mexico

#### RESUMEN

**Antecedentes.** Los estudios sobre diatomeas bentónicas para el Noroeste mexicano se han hecho principalmente para la costa occidental de la península de Baja California, pero son pocos para el golfo de California. **Objetivos.** Presentar nuevos registros de diatomeas bentónicas para el golfo de California. **Métodos.** Se observaron muestras de diatomeas de sedimentos y rocas de la costa de Santa Rosalía, Baja California Sur, México bajo el microscopio de luz. **Resultados.** Se registraron tres nuevos taxa: *Caloneis liber* var. *bicuneata* (común) y *Gyrosigma naja* (raro), y la nueva combinación *Entomoneis pulchra* var. *pulchella* (raro). **Conclusiones.** Estos tres taxa son registrados por primera vez para la región Noroeste de México.

**Palabras clave:** *Amphiprora*, comb. nov., epilíticas, epipélicas, Noroeste mexicano

The first floristic list of benthic marine diatoms from Mexico (López-Fuerte & Siqueiros-Beltrones, 2016) showed that most of the taxa from Mexican littorals have been recorded for the Mexican northwestern region. Few, however, correspond to the Gulf of California coasts. Thus, there is reason to assume that a considerable number of taxa have yet to be recorded in this area.

A reliable taxonomic record of benthic diatoms for any given locality is recommended due to their ecological significance (Siqueiros-Beltrones, 2002). They are an essential food-source for many benthic animals, including those of commercial importance, and their assemblages could be used as a reference to assess natural or anthropogenic environmental impact (Siqueiros-Beltrones *et al.*, 2014). It is thus imperative to account for new records that derive from studies in surveyed and un-surveyed areas. This is especially true in Mexican littorals where new records of benthic diatom species are expected to be made in upcoming surveys, as is the case of a recent floristic survey in a lagoon located within a protected area (Siqueiros-Beltrones & Argumedo-Hernández, 2017). Accordingly, in this paper, new records are derived from a floristic survey from an allegedly contaminated beach of Santa Rosalía, Baja California Sur (Gulf of California).

Sediment and rock samples were collected during May 2015, January 2016, and March 2016 from a beach in Santa Rosalía. At this location, nine sites were chosen: five in the port area, where samples were collected at wading depth, and two sites to the north (Punta Tanques), and two south (Cuevas) of Santa Rosalía, where samples were collected by scuba diving (Fig. 1). Sediments were collected using petri dishes 75 mm in diameter, and two rocks approximately 20 x 10 cm, devoid of macroalgae. Epilithic diatoms were collected by brushing an area of 100 cm<sup>2</sup> from the sampled rocks. The brushed-off material and collected sediments were oxidized, following Siqueiros-Beltrones (2002) for diatom cleaning and mounting. Mounted diatoms were examined under an Olympus CH-2 microscope at 630× and 1000×. Species ref-

ferences and identification followed Cleve-Euler (1955), Hartley (1996), Pérágallo and Pérágallo (1908), Hein *et al.* (2008), Siqueiros-Beltrones (2002), and Stidolph *et al.* (2012).

The taxonomic status of the taxa was updated according to Guiry & Guiry (2017; <http://www.algaebase.org/search/?genus=genusname&species=speciesname>), and the Catalogue of Diatom Names of the California Academy of Sciences (CAS) web site by Fourtanier & Kocik (2017), <http://researcharchive.calacademy.org/research/diatoms/names/index.asp>. Also, the International Code of Nomenclature for algae, fungi, and plants (Melbourne code, McNeill *et al.*, 2012) was consulted. Morphometric data for the new records are provided. Micrographs were taken with a CMOS Konus digital lens.

Three taxa are here depicted which are recorded for the first time in the Mexican northwestern region, including a new combination.

***Caloneis liber* var. *bicuneata* (Grunow) Cleve** (Figs 2A-C)

Dimensions: Length = 50-70  $\mu\text{m}$ ; width = 8-12  $\mu\text{m}$ ; 18 striae in 10  $\mu\text{m}$  (n = 5).

Reference: Cleve-Euler (1955), Fig. 1124b.

Occurrence: Common, found in most samples.

Synonymy: None.

Basionym: *Navicula bicuneata* Grunow.

Life form: Epilithic and epipsammic.

Other distribution: Seems to be distributed worldwide, Ceylon, Red Sea (Desikachary, 1988); Northern Sea (Sweden and Finland; Cleve-Euler, 1955); English coasts (Hartley, 1996); Galapagos Islands (Stidolph *et al.*, 2012).

Remarks: Witkowski *et al.* (2000) contend that *Caloneis liber* var. *bicuneata* is a synonym of *Caloneis bicuneata* (Grunow) Wolle. The form they depict, however, differs from ours in having poorly lanceolate ends, a lower number of striae, and being larger. Their specimen coincides with the image in Stidolph *et al.* (2012), whereas ours resembles the one in Cleve-Euler (1955), Fig. 1124b. A suggestive variation for *C. bicuneata* is shown in Desikachary (1988), p. 5; Pl. 478, Figs. 3-6, 9.

***Entomoneis pulchra* var. *pulchella* (Perágallo) Siqueiros-Beltrones et Martínez comb. nov.** (Figs 2D-G).

Dimensions: Length = 60-75  $\mu\text{m}$  width = 12 -15  $\mu\text{m}$ ; 16 striae in 10  $\mu\text{m}$  (n =2).

Reference: Pérágallo & Pérágallo (1908), p. 183, Pl. 37, Figs. 4, 5.

Occurrence: Rare, few specimens from a single site and date.

Synonymy: None.

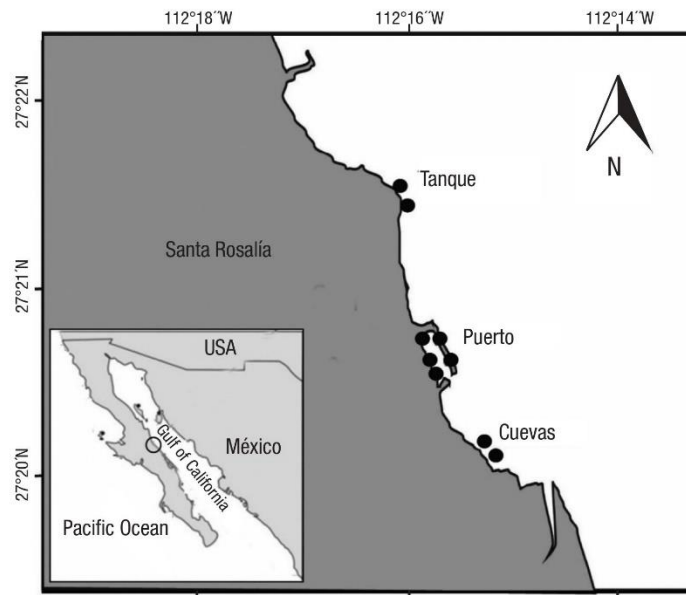
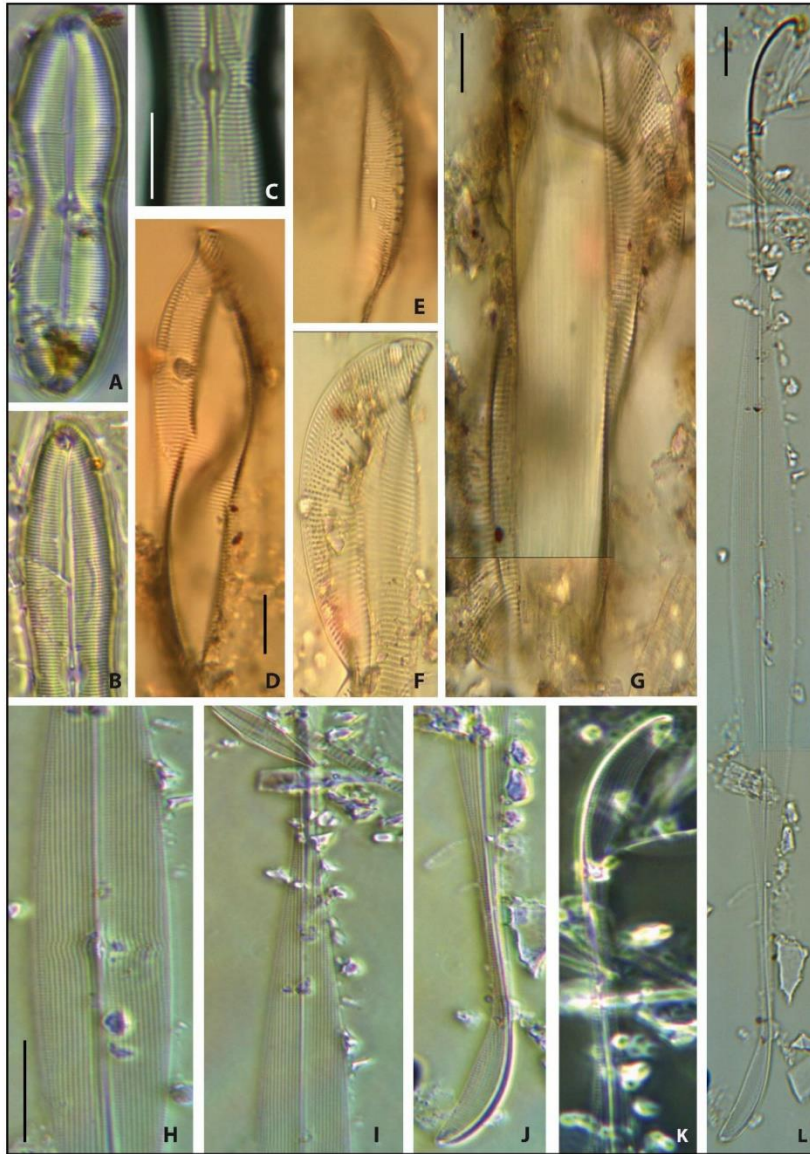


Figure 1. Location of study area and sampling sites at the Gulf of California, Mexico.



Figures 2A-L. A-C) *Caloneis liber* var. *bicuneata* (Grunow) Cleve; D-G) *Entomoneis pulchra* var. *pulchella* (Peragallo) Siqueiros-Beltrones et Martínez comb. nov.; H-L) *Gyrosigma naja* (Meister) Sterrenburg. A-K = 1000x. L = 630x. Bars = 10  $\mu$ m.



Basionym: *Amphiprora pulchra* var. *pulchella* Pérégallo. Pérégallo & Pérégallo (1908), p. 183, Pl. 37, Figs. 4, 5.

Life form: Epipsammic.

Other distribution: Laguna Figueroa, B.C., México as *Entomoneis alata* (Siqueiros Beltrones, 2002); England and French north coast (Pérégallo & Pérégallo, 1908).

Remarks: This taxon has half the length and half the number of striae in 10 µm than *Entomoneis pulchra* (Bailey) Reimer, which has been recorded solely for the Gulf of Mexico (Licea *et al.*, 2016). Although this new combination can be found earlier, (<http://fcelter.fiu.edu/data/database/diatom/index.htm?species=4161>), its formal transference to *Entomoneis* is here proposed.

Slide enero 16-S4. SR Puerto (Puerto Santa Rosalia, BCS, Mexico) in the Benthic diatom scientific collection housed in CICIMAR-IPN is designated as a reference.

***Gyrosigma naja* (Meister) Sterrenburg** (Figs 2H-L)

Dimensions: Length = 230 µm; width = 13 µm; 28 transverse and 20 long striae in 10 µm (n = 1).

Reference: Sterrenburg (2000), p. 302, Figs. 5-10; Hein *et al.* (2008), p. 57, Pl. 31, Fig. 3.

Occurrence: Rare, both in the above reference and in the present report.

Synonymy: *Gyrosigma spathulatum* Ricard.

Basionym: *Pleurosigma naja* Meister.

Life form: Epipsammic, planktonic.

Other distribution: Indonesia (Sterrenburg, 2000), Bahamas (Hein *et al.*, 2008).

Remarks: Contrary to previous descriptions, our specimen shows conspicuous longitudinal striae; the transverse striae pattern was almost non-discernible under LM.

No studies on benthic diatoms had hitherto been carried out for the northern eastern coasts of Baja California Sur (Gulf of California). The fact that Santa Rosalia's beach is contaminated with toxic elements, such as Cu, Zn, Co, Pb, and Cd (Jonathan *et al.*, 2016), derived from mining activities makes it imperative to generate reliable taxonomic inventories of benthic diatoms that allow precise detection of floristic changes in order to monitor the environmental impact.

These three taxa were recorded for the first time in the Mexican northwestern region. Two of them, *Entomoneis pulchra* var. *pulchella* and *Gyrosigma naja* had a rare occurrence in sediments from a single sampling locality and date (in the port in January 2016) out of 18 rock samples and nine sediment samples. The former taxon was transferred to the genus *Entomoneis* from *Amphiprora*, following Pérégallo & Pérégallo (1908), where *A. pulchra* Bailey and *A. pulchra* var. *pulchella* are depicted. The latter (*G. naja*), was described by Sterrenburg (2000) who transferred it from the genus *Pleurosigma* to *Gyrosigma*, while considering it a rare taxon. In contrast, *Caloneis liber* var. *bicuneata* was found on rocks and in sediments; it occurred commonly in all samplings. Whether these new records and their scarcity could be related to any

environmental condition of the study area will be determined in the near future; the fact is that these three taxa are reported for the first time for the Mexican northwestern region.

## ACKNOWLEDGEMENTS

We acknowledge F.O. López-Fuerte for his remarks on taxonomic formality and the reviews by the anonymous referees that helped to improve this manuscript.

## REFERENCES

- CLEVE-EULER, A. 1955. *Die diatomeen von Schweden und Finnland. Kungl. Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar*. Band 5, Teil IV. Stockholm. 232 p.
- DESIKACHARY, T.V. 1988. *Atlas of diatoms; Marine diatoms of the Indian Ocean*, Fasc. V. Madras Science Foundation. Madras. 13 p.
- FOURTAJNER, E. & J. P. KOCIOLEK. 2017. *Catalogue of Diatom Names of the California Academy of Sciences (CAS)*. Available on line at: <http://researcharchive.calacademy.org/> (downloaded on August 2017).
- GUIRY, M. D. & G. M. GUIRY. 2017. *Algaebase*. World-wide electronic publication. National University of Ireland, Galway. Available online at: <http://www.algaebase.org/> (downloaded on August 2017).
- HARTLEY, B. 1996. *An atlas of British diatoms*. Biopress Ltd. England, Bristol. 601 p.
- HEIN, M. K., B. WINSBOROUGH & J. M. SULLIVAN. 2008. *Bacillariophyta (diatoms) of the Bahamas*. Gantner Verlag. Königstein, Germany. 303 p.
- JONATHAN, M. P., E. SHUMILIN, M.G. RODRÍGUEZ-FIGUEROA, P.F. RODRÍGUEZ-ESPINOZA & S.B. SUJITHA. 2016. Potential toxicity of chemical elements in beach sediments near Santa Rosalia copper mine, Baja California Peninsula, Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 180 (1): 91-96. DOI:10.1016/j.ecss.2016.06.015.
- LICEA, S., J. L. MORENO-RUIZ & R. LUJANA. 2016. Checklist of diatoms (Bacillariophyceae) from the Southern Gulf of Mexico: Data-Base (1979-2010) and new records. *Journal of Biodiversity and Endangered Species* 4 (3): 1-7. DOI:10.4172/2332-2543.1000174.
- LÓPEZ-FUERTE, F. O. & D. A. SIQUEIROS-BELTRONES. 2016. A checklist of marine benthic diatoms (Bacillariophyta) from México. *Phytotaxa* 283 (3): 201-258. DOI:10.11646/phytotaxa.283.3.1.
- MCCNELL, J., F. R. BARRIE, W. R. BUCK, V. DEMOULIN, W. GREUTER, D. L. HAWKSWORTH, P. S. HERENDEEN, S. KNAPP, K. MARHOLD, J. PRADO, W. F. PRUD'HOMME VAN REINE, G. F. SMITH, J. H. WIERSEMA & N. J. TURLAND. 2012. International Code of Nomenclature for algae, fungi, and plants (Melbourne Code), adopted by the Eighteenth International Botanical Congress, Melbourne, Australia, July 2011. Available on line: <http://www.iapt-taxon.org/nomen/main.php?page=title> (downloaded on August 2017).
- PERAGALLO, H. & M. PERAGALLO. 1908. *Diatomees marines de France et des districts maritimes voisins*. M. J. Tempere. Grez sur Loing. 491 p.
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A. 2002. *Diatomeas bentónicas de la Península de Baja California; diversidad y potencial ecológico*. Océánides, CICIMAR-IPN & UABCS. La Paz. 102 p.



- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A. & U. ARGUMEDO-HERNÁNDEZ. 2017. New records of benthic marine diatom taxa for Mexican littorals. *CICIMAR-Oceánicas* 32 (1): 59-62.
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A., U. ARGUMEDO HERNÁNDEZ, J. M. MURILLO JIMÉNEZ & A. J. MARMOLEJO RODRÍGUEZ. 2014. Diversidad de diatomeas bentónicas marinas en un ambiente ligeramente enriquecido con elementos potencialmente tóxicos. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85 (3): 1065-1085. DOI:10.7550/rmb.43748
- STERRENBURG, F. A. S. 2000. Studies on the genera *Gyrosigma* and *Pleurosigma* (Bacillariophyceae). *Gyrosigma reversum* (Gregory) Hendey and *G. naja* (Meister) Sterrenburg, nov. comb. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 150 (1): 301-304. DOI:10.1635/0097-3157(2001)151[0121:SOTGPA]2.0.CO;2
- STIDOLPH, S. R., F. A. S. STERRENBURG, K. E. L. SMITH & A. KRABERG. 2012. Diatom Atlas: U.S. Geological Survey Open-File Report 2012-1163. Available online at: <http://pubs.usgs.gov/of/2012/1163/>. pdf (downloaded on February 4, 2015).
- WITKOWSKI, A., H. LANGE-BERTALOT & D. METZELTIN. 2000. *Diatom flora of Marine coasts I*. A.R.G. Gantner Verlag K.G., Ruggell. 925 p.

FORMATO ÚNICO DE SOMETIMIENTO DE MANUSCRITOS A LA REVISTA  
ACTA BIOLÓGICA COLOMBIANA

INFORMACIÓN GENERAL DE LA PUBLICACIÓN

---

**Fecha:**

**Idioma:** INGLÉS

**Tipo de Artículo:** REVISIÓN

**TÍTULO (Español): TAXOCENOSIS DE DIATOMEAS BENTÓNICAS COMO INDICADORAS DE CONTAMINACIÓN MARINA POR ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS (EPT)**

**TITLE (Inglés): BENTHIC DIATOM TAXOCOENOSES AS INDICATORS OF MARINE POLLUTION BY POTENTIALLY TOXIC ELEMENTS (PTE)**

**RESUMEN**

Recientemente ha surgido una tendencia para estudiar asociaciones de diatomeas bentónicas cuyos hábitats se hayan contaminados por elementos potencialmente tóxicos, principalmente metales que pueden impactar la composición de especies, alterar los parámetros de las taxocenosis, y ocasionar deformidades de las frústulas de diatomeas en ambientes marinos. El objetivo en esta revisión fue determinar el estatus del conocimiento, sobre la respuesta de asociaciones de diatomeas bentónicas de ambientes marinos a contaminación por metales, sobre la base del análisis de la estructura típica de sus asociaciones, incluyendo florística, riqueza y diversidad de especies, y dominancia, así como frecuencia de frústulas deformes en las muestras. Asimismo, en un estudio exploratorio, se contrastó la hipótesis de que las diatomeas en un ambiente marino contaminado por EPT derivados de actividades mineras, no mostrarían respuestas en todos los atributos estructurales de las asociaciones de acuerdo con las siguientes premisas: 1) Los valores típicos de diversidad ( $H'$ ) en asociaciones de diatomeas bentónicas en ambientes no contaminados, varían dentro del intervalo  $2 < H' < 5$ ; 2) Abundancia de cualquier especie de diatomea sugerirá desarrollo de tolerancia a EPT; 3) La frecuencia de frústulas deformes es baja en ambientes prístinos. La hipótesis fue parcialmente respaldada, sugiriendo que existe impacto por EPT derivados de residuos mineros, pero también que las diatomeas exhiben adaptaciones a dichos contaminantes. Mientras que para ambientes continentales existen índices para evaluar el grado de impacto por contaminantes, para el uso de parámetros de asociaciones de diatomeas bentónicas, no se cuenta con referencias establecidas.

**Palabras Clave:** Bacillariophyta, Contaminación, Diversidad, Residuos mineros

**ABSTRACT**

Recently a trend has emerged for studying benthic marine diatoms whose environment is influenced by potentially toxic elements (PTE), mainly metals, that can cause impact on species composition, alter taxocoenoses parameters, and cause deformities in diatom frustules in the marine environment. In this review we aimed to determine the status of what it is known about the responses that benthic diatom associations exhibit in marine environments polluted by metals, considering the typical structure of the diatom taxocoenoses, including floristics, species richness and diversity, and dominance, as well the frequency of deformed frustules in samples from the polluted sites. Also, in an exploratory study case we set out to test the (null) hypothesis that benthic diatoms in a marine environment polluted by PTE derived from mining residues, may not show responses in all of the aforementioned association traits based on the following premises: 1) Typical values of species diversity ( $H'$ ) of benthic diatom associations in a stable non polluted marine environment vary within an interval of  $2 < H' < 5$ ; 2) The abundance of any diatom species will suggest development of resistance to PTE; 3) The frequency of deformed frustules is low in unpolluted environments. The null hypothesis was partially supported, suggesting that impact by PTE from mining activities exists, but also that diatoms exhibit adaptations to said pollutants. Whereas for continental habitats indices are available for assessing the degree of impact by contaminants, for the use of association parameters with benthic diatoms in marine ecosystem no references have hitherto been established.

**Key words:** Bacillariophyta, Contamination, Diversity, Mining Residues

## INTRODUCTION

Research focused on assessing environmental impact on the biota, caused by various types of contamination, using species as indicators are currently common. Contaminants are agents that alter natural conditions when introduced into a pristine environment (Clark, 2001), and in order to assess the impact that these cause, research using certain taxa as reference has been done for some time now, including those that have been included in developing indices to measure the magnitude of the effects, i.e., highly polluted or slightly polluted or if there is any type of affectation on the biota. Much of this information has been generated for continental habitats on quality assessment of rivers and lakes where bioindicators are commonly used. In these, many microscopic taxa are used as indicators such as diatoms due to their fast response to a given contaminant which renders them useful for assessing water quality by implementing various indices. Among these the IPS or Specific Pollution Sensitivity Index, the Biological Index of Diatoms, and the CEE (European Index). All constructed on the basis of the known tolerance of the taxa to pollution, and have been used within discrete geographical areas (Ács *et al.*, 2005, Cambra *et al.*, 2005, Penalta-Rodríguez and López-Rodríguez, 2007).

On the one hand, the many studies that use benthic diatoms as indicators of contamination, such as sediment eutrophication or toxicity have been done on continental habitats. On the other hand, for the marine environment attention has been on pollution by organic matter, solid residues, industrial waste, and metal contaminants, for which research has focused on whether said contaminants cause any amount of impact on the environment and directly on the biota, using, likewise, certain taxa as indicators that allow assessment of the alleged perturbation. Using benthic organisms as bioindicators takes into account that

these show a rapid reproduction, and are either sensitive or tolerant to certain contaminants, and thus provide information on the surveyed area.

Under a different perspective studies have been carried out in locations where mining activities may impact the surroundings. In such cases the aim of the research is directed toward assessing the degree of contamination of the sediment by metals whose concentrations are high, e.g., Cu ( $1950 \text{ mg kg}^{-1}$ ), Zn ( $2750 \text{ mg kg}^{-1}$ ), Co ( $450 \text{ mg kg}^{-1}$ ), Pb ( $220 \text{ mg kg}^{-1}$ ) and U ( $54.2 \text{ mg kg}^{-1}$ ), surpassing the upper value of the Earth cortex and the established limits of medium range (EMR) that indicates a significant level of impact on the resident biota. All this can be seen as evidence for the presence of a source of enrichment of these metals in the sediments either by natural or anthropogenic sources.

Within this line of interest, close to the port of Santa Rosalía, BCS (Mexico) a so called hot spot area of uranium is found, where bioavailability of certain metals has been recorded such as Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn, at concentrations of 0.67, 827, 14 806, 5 094, 26, 10, and  $274 \text{ mg kg}^{-1}$ , respectively. In particular, the Cu values surpasses that established as ERM (270). Such concentrations of these metal are suspected to be harmful to the resident biota (Shumillin *et al.*, 2000, 2011, 2012, 2012b, Jonathan *et al.* 2016).

It has to be considered that information, data, or available theory on the factual or potential impact that PTE (say metals) may cause on benthic diatom associations seems very scarce, whereas it is imperative to access reliable basis that validate decision making. Thus, the aim of this essay is to aid in the identification of the characteristics that represent a response by benthic diatom associations to contamination by certain type of PTE. To do this, available literature on the effect of metal contamination on benthic diatoms, both marine and fresh-water, and their responses, complemented with a study case to help conclude about the expectations (hypothesis) of this research.

### **Diatoms as bioindicators**

Diatoms are ubiquitous microalgae characterized mainly by having a siliceous cell-wall

known as frustule. Diatoms may be found abundantly as plankton or forming benthic associations or taxocoenoses occupying various substrata, v.gr., on rocks (epilithic forms), sediments (epipellic and epipsammic), macroalgae and sea-grasses (epiphytes), that renders them a main component of benthic bio-films (Morin *et al.*, 2012). Due to their ecological significance as primary producers, diatoms have been used as reference items in different scientific disciplines including Environmental Biology, Ecology, and Paleoecology, in which their associations (assemblages) or taxocoenosis are analyzed in order to assess water quality, organic pollution, contamination by PTE, eutrophication, and water acidification.

The usefulness of diatoms as indicators of contamination and environmental impact is widely known, and on the basis of presence, both qualitatively and quantitatively indices have been created *ex professo* (Medley and Clements, 1998; Ivorra *et al.* 1999; Ács *et al.*, 2005; Gómez and Licursi, 2001; Penalta-Rodríguez and López-Rodríguez 2007; Salomoni *et al.*, 2006), albeit, mostly for continental fresh-water habitats. This has contributed information that allows for determining the health of certain environments, which have been accepted as norms for water quality.

All of the cited studies have been done under the premise that, because diatoms are sensible to disturbance, have limited movement or are affixed to a substrate, and are widely distributed, they will respond rapidly to environmental disturbance caused by a given contaminant agent. This means that changes will lead to significant differences from the

association attributes that define the structure in undisturbed taxocoenoses (Cattaneo *et al.*, 2004; Falasco *et al.*, 2009; Morin *et al.* 2012). In this way, sensible taxa become replaced by more tolerant ones altering the original floristics. But also, tolerant forms may undergo deformation of their frustules that in turn reflect metabolic alterations (Falasco *et al.*, 2009; Gautam *et al.*, 2017; Lavoie *et al.*, 2017).

The above observations suggest that certain diatom taxa have a certain resistance or tolerance against contamination by metals (Siqueiros Beltrones, 2002; Siqueiros Beltrones, 2005). For example, *Achnanthes minutissima* and *Navicula seminulum* (*N. atomus*) may actually thrive in their presence, and in studies dealing with contamination by Zn, Cd, and Fe in fresh-water habitats the diatoms *A. minutissima* and *Brachysira vitrea* were the dominant taxa recorded; whereas in other taxa deformed cells with distorted axial areas appeared frequently, such as in *Fragilaria cf. tenera*, *Fragilaria capucina* var. *rumpens* and *Eunotia* sp. (Cattaneo *et al.*, 2004). These responses would indicate opportunistic strategies based on resistance or tolerance to the presence of Zn and Cd (Ivorra *et al.*, 1999).

#### **Structure of benthic diatom associations**

Yet, whether fresh-water or marine environments are in our interest, in order to propose the use of benthic diatoms precise and comprehensive floristics are required to better relate taxa with their ecological preferences, but also, to identify the particular physicochemical conditions of a given locality so we can elaborate any biotic or ecologic index, or attempt an objective interpretation. In this way, the use of benthic diatoms for assessing any type of contamination in the marine environment requires a formal and comprehensive floristic basis, but also an idea about association structure of the benthic diatom taxocoenoses, that allows a comparative examination by representing a reference under pristine conditions vs. any type of pollution (Desrosiers *et al.* 2013; Siqueiros-Beltrones, 2014) that may expose deviance from the normal values expected in an association under undisturbed conditions.

The structure of a taxocoenosis may be characterized on the basis of certain parameters such as species richness, species diversity, dominance, dominant taxa, similarity ( $\beta$ -diversity). Their values and their variations are estimated using ecological indices, and are sensible to the number of taxa in the taxocoenoses and their relative abundances, i.e., dominant, common, and rare taxa. These values are used to detect ecological patterns (Siqueiros-Beltrones, 2002), inasmuch they variate according to the degree of harshness of the habitat occupied by the diatom associations which can exhibit marked differences in species richness (S). This may be as low as 5-11 taxa under the extreme conditions of hypersaline environments (Siqueiros Beltrones, 1988, 1990), or on exposed intertidal rocks (S=7-11 taxa, this study). However, on most surveyed non disturbed habitats, species richness may vary between 20-50 taxa (Siqueiros Beltrones, 1998, 2002) per sample, and from 50 to 100 taxa per sample in the more productive systems (Siqueiros Beltrones *et al.*, 2017), depending on how favorable are the particular conditions on a certain site within a habitat, type of substrate and degree of disturbance, but also on how exhaustive the survey may be, mainly of the mounted samples observed under the microscope. Notwithstanding, benthic diatom associations are structured by few abundant and common taxa, and many rare or uncommon taxa independent of species richness although affecting the value of species diversity (Siqueiros Beltrones, 2002).

Species diversity of a taxocoenosis may be measured based on the number of taxa, preferably at species level, and their relative abundances (Magurran, 1988). The theoretical implications on said interpretation in an ecological sense lead to an empirical range of diversity values with an acceptable degree of certainty that these would represent actual,

more or less favorable conditions for the presence of benthic diatoms, and thus a stable association, i.e. typical values of species diversity ( $H'$ ) of benthic diatom associations in a stable non polluted marine environment vary within  $2 < H' < 5$  (Siqueiros Beltrones, 2005).

#### ***Response of benthic diatoms to contamination***

As seen above, there is a considerable number of studies where authors use benthic diatoms as indicators of environmental pollution, however, they refer mostly to continental habitats. In these they analyze community structure and describe floristics, propose indicator species, and develop indices to assess various polluted environments such as rivers and lakes (Medley and Clements, 1998; Ivorra *et al.*, 1999; Gómez and Licursi, 2001; Ács *et al.*, 2005; Penalta; Salomoni *et al.*, 2006; Rodríguez and López-Rodríguez, 2007).

Unlike many other taxa, benthic marine diatoms are attributed with a high potential as bio-indicators of environmental impact because they thrive different marine ecosystems, they exhibit very rapid growth (daily scale) and occupy various substrata. Also because of their benthic permanence, being affixed or with limited displacement, that makes them adequate references (Desrosiers *et al.*, 2013). A consensus exists on the characteristics that are considered important for using diatoms as a way to assess a response to marine pollution by organic matter and metals, as well as a description on how to interpret them (DeNicola, 2000; Cunningham *et al.*, 2005; Morin *et al.*, 2012; Desrosiers *et al.*, 2013; Pandey and Bergey, 2016; Belando *et al.*, 2017; Gautam *et al.*, 2017).

In this interdisciplinary topic, however, little research efforts have hitherto been made, and some studies lack arguments supporting how diatoms respond to environmental impact PTE. For example, in several studies the estimated values of contaminant metals do not surpass the reference levels which indicate whether they affect the resident biota, including on how benthic marine diatoms response to contamination by metals. According to the revised literature, our approach, as in other investigations in the marine environment have proceeded within two lines of interest: a) those that offer justification for the use of diatoms as good indicators of marine pollution, along with the characteristics that would indicate an adequate response; and b) research that has actually been carried out in marine environments (Cunningham *et al.* 2003; 2005; Desrosiers *et al.*, 2013; Pandey and Bergey, 2016; Siqueiros Beltrones *et al.*, 2014; Potapova *et al.*, 2016; Belando *et al.*, 2017; Gautam *et al.*, 2017).

In vitro bio-essays have been carried out with benthic diatoms in order to determine the maximum mid-concentration levels ( $IC_{50}$ ) of metals, and also the half maximum effective concentration ( $EC_{50}$ ), that indicate at which concentration of a certain PTE they would be affected. These are eventually used as reference for in situ concentration levels of contaminants that diatoms can tolerate. These values of both,  $IC_{50}$  and  $EC_{50}$ , estimated for diatom taxa (genera) were also recorded in our exploratory research. It has been observed that, under laboratory conditions, diatoms exhibit an effect at concentrations levels lower than those found naturally in the earth cortex, whilst under in situ conditions diatoms may tolerate higher concentrations of PTE, likely because of interactions of various environmental (biological, physical, chemical) factors.

#### ***Study case. Response of benthic diatom associations to contamination by PTE (metals) derived from mining activities***

Because most references on the effects of pollutants on benthic diatom associations have focused on continental environments, a precise theoretical model that describes the relation between PTE and benthic diatoms is lacking. Thus, we find it adequate to complete the above

review with an *ex professo* exploratory study in an area that is clearly contaminated by mining wastes, although having normal human settlements. Santa Rosalia is located (27°20'N, 112°16'O) in the Gulf of California to the north of Baja California Sur (BCS), Mexico (Volke-Sepúlveda *et al.*, 2003).

A biogeochemical study for the coast of Santa Rosalia by Shumillin *et al.* (2012) determined that Cd concentration levels were slightly enriched in sediments, albeit under the low range effect (ERL). Whereas Pb, Cu ( $3,390 \pm 804 \text{ mg kg}^{-1}$ ) and Zn ( $1,916 \pm 749 \text{ mg kg}^{-1}$ ) concentrations in most of the sediment samples were higher than the medium range effect (ERM), indicating an extensive anthropogenic impact by this metal in beach sediments by mining activities, and thus indicate a high toxicological hazard for the resident marine biota of the area. As can be expected from the exploratory nature of this study, no floristic background was available for benthic diatoms in the area. However, on the basis of general theory about association structure of benthic diatoms, i.e., species richness, species diversity, dominance and equitability (Siqueiros Beltrones, 2005) we tested the null hypothesis that association structure and the occurrence of deformed frustules, found in the contaminated area would not be different from those diatom taxocoenoses that thrive in pristine environments, due to acquired tolerance, resilience and stability (Siqueiros Beltrones, 2002, 2005) through many decades of exposure to said contaminants.

## MATERIAL AND METHODS

### *Diatoms*

Samplings were done on May 2015 and January 2016. In these, two rocks and three sediment samples were collected in 2015 in five sites of the port area of Santa Rosalia. Whereas for 2016, five sediment samples were collected. Both set of samples were oxidized with a mixture of commercial ethanol and nitric acid at a 1:1:4 ratio adjusting to the amount of organic matter in each sample. A drop of cleaned sample was dried on a cover-glass and mounted permanently in synthetic resin (Pleurax, RI=1.7) according to Siqueiros Beltrones (2002).

Diatoms taxa were identified under a compound microscope with planachromatic optics, using both classic literature and regional references (Schmidt *et al.*, 1874-1959; Hustedt, 1959); Siqueiros-Beltrones, 2002; López-Fuerte *et al.*, 2010; Siqueiros Beltrones *et al.*, 2014; Witkowski *et al.*, 2000). According to Siqueiros Beltrones (2002) the relative abundances (N=500) of the identified species were estimated per sample and used to compute the association parameters with the following indices (Magurran, 1988): species diversity (Shannon's  $H'$  and Simpson's  $1-\lambda$ ), equitability (Pielou's  $J'$ ), dominance (Simpson's  $\lambda$ ). Similarity between samples was measured using Bray-Curtis both with presence/absence, and including relative abundances of species.

### *Measurement of contaminant metals in Santa Rosalia*

Sediment samples were pulverized and then submitted to acid digestion with HF, HClO<sub>4</sub>, HNO<sub>3</sub>, and HCl. Metal concentrations were measured with an inductively coupled mass spectrometer (ICP-MS), using marine sediment certified reference standards (PACS-2 and MESS-3) for technique validation. To calculate the normalized enrichment factor (NEF) the concentration values of the elements were normalized with Al using the formula:  $FEN_M = (M_{SAMPLE} / Al_{SAMPLE}) / (M_{CTS} / Al_{CTS})$ ; where M is a metal and CTS corresponds to the values of the upper earth cortex (Wedepohl, 1995). The estimated metal concentrations were compared with the values of toxicity proposed by Long *et al.* (1995),

which define low range effect (LRE), that is, it affects 10% of the biota; and, medium range effect (MRE) which indicates when 50% of the biota may be affected. The FEN values allowed estimate sediment quality or degree of contamination according to a scale for mining sites: 1-3 = low contamination; 3-10 = moderate; 10-25 = severe; 25-50 = very severe; and, >50 = extremely severe contamination (Marmolejo-Rodríguez *et al.*, 2011).

## RESULTS

### ***Benthic diatom associations***

Overall species richness (S) on rocks and sediment reached 156 taxa (Table 1). However, S was distributed discontinuously; rocky substrate from site 4 yielded eight taxa, and sediment from site 5 only six. The best represented genera were *Nitzschia* with 23 species, *Amphora* (22), *Cocconeis* (11) and *Navicula* (11). The most common taxa were *Achnanthes javanica*, *Amphora ocellata*, *Halamphora coffeaeformis*, *Navicula subinflatoides*, *Psammodictyon constrictum*, *Staurophora salina*. Although these are common taxa for the Mexican NW region, three records were new for the Gulf of California: *Caloneis liber* var. *bicuneata*, *Entomoneis pulchra* var. *pulchella* and *Gyrosigma naja* (Martínez and Siqueiros Beltrones, 2018).

Species diversity also varied notably, from the lowest values in site 5 ( $H' = 1.1$  and  $1.9$ ) to typical medium and high values of  $H'$  ranging between  $2.4$  and  $4.3$ , and low dominance ( $\lambda$ ) (Table 2). Similarity measurements between samples on the basis of presence/absence of species in rocks and sediment yielded values below 60%, indicating distinct species composition in the port area (Fig. 1). Albeit, similarity estimated using also relative abundance was lower than 50%, but samples grouped by substrate.

### ***Geochemistry of metals in sediment***

Most of the concentration values of the analyzed metals were seen to surpass the reference values of the earth cortex upper limit. In particular, concentrations of Ni, Zn, Cu, and Pb, surpassed both the limit of LRE and of MRE (Table 3). In site 1, Ni reached  $401 \text{ mg kg}^{-1}$  much higher than the one for ERM ( $51.6 \text{ mg kg}^{-1}$ ); the other sites showed values  $<0.5 \text{ mg kg}^{-1}$ . Zinc on the other hand recorded concentrations  $>700 \text{ mg kg}^{-1}$  and up to  $4030 \text{ mg kg}^{-1}$ , far surpassing the ERM ( $410 \text{ mg kg}^{-1}$ ) concentration limit. Likewise, Cu concentrations reached  $1223$  to  $7980 \text{ mg kg}^{-1}$ , in contrast with the earth cortex upper value of  $14.3 \text{ mg kg}^{-1}$  and the limit for ERM of  $270 \text{ mg kg}^{-1}$ . Normalized enrichment factor (NEF) detected that Cu, Zn, Co, In, Cd, Mn, and, U, surpassed in the same order the moderate level values (Fig. 2), inasmuch values of NEF  $>10$  indicate a high degree of contamination.

### ***Teratologic diatom valves***

Diatom valves showing deformations of the margins or at their ends were frequently observed in the Santa Rosalia samples. The “affected” species belonged to several genera: *Achnanthes*, *Cocconeis*, *Diploneis*, *Navicula*, *Staurophora* and *Thalassiosira*. Overall, the *Achnanthes* had the highest frequency at 1 to 7.6% of the accounted valves, and individually *Achnanthes longipes* presented 19.65% of deformed valves in site 5. While in site 2, 14.28% of *Achnanthes* sp. valves showed deformities.

## DISCUSSION

On the basis of the supporting literature (Dickman, 1998; Cunningham *et al.*, 2003; 2005; Petrov *et al.*, 2010; Rubino *et al.*, 2015; Potapova *et al.*, 2016) and the observation in the exploratory study, *Achnanthes*, *Amphora*, *Cocconeis*, *Navicula*, and *Nitzschia*, are the common taxa to be found within polluted marine environments. Also, because only three



taxa represented new records out of the 156 taxa in the floristic list, the rest are common constituents of marine benthic diatom associations (BDA) distributed in the Mexican NW region. Moreover, according to the association analysis the BDA from Santa Rosalia present a typical structure with few abundant and common taxa, and many rare and uncommon ones, which is the characteristic distribution found within undisturbed rocky and sediment substrata (Siqueiros Beltrones, 2005). In this line of reasoning, the number of taxa at species or variety level per sample from a given substrate ranges from 20 to 45, and the species richness in our sampling sites fall within this interval, except for sediments in site 5 and rock from site 4, that had six and eight species, respectively. These, in turn are more characteristic of extreme environments such as hypersaline ecosystems (Siqueiros Beltrones, 1988), desiccation conditions, or possibly the presence of PTE.

Most of our calculated values were actually moderately high (2.4 – 4.3) and fall within the theoretical range proposed for typical BDA in stable environments ( $2 < H' < 5$ ). The exception represented by site 5 ( $H' = 1.1$  and  $1.9$ ), which are also characteristic of extreme environments (Siqueiros Beltrones, 2002). In contrast with the above, a study carried out in benthic substrate within a protected lacunar area yielded the highest values of diversity ( $H'$ ) ever recorded, surpassing average, modal and median values from previous studies, with an average  $H' = 4.96$  and an interval of 3.7-5.9 that, although many of the concomitant values fall within the typical range, overall they indicate a pollution free ecosystem (Siqueiros Beltrones *et al.*, 2017).

A recent study in a contaminated area shows that, although diversity values fall within the normal ranges, other are lower (1.2-1.9); here too, species of *Navicula*, *Amphora* and *Cocconeis* were the most abundant and respond both to seasonal fluctuations and contamination of the area (Rubino *et al.* 2015). Unfortunately, the lack of taxonomic precision at species level stands out, precluding the detection of indicator species. In contrast, in our records *Navicula subinflatoidea* and *Amphora ocellata* were abundant in site 5, which indicates most likely the presence of desiccation tolerance mechanisms in these taxa.

The surrounding area of Santa Rosalia has been subject to strong influence by copper mining activities. Geochemical research in the area has detected high concentration of enriched metals that remained high up until our exploratory study, particularly  $Cu > Zn > Co > In > Cd > Mn > U$ , and thus has been designated as a highly contaminated area; the most enriched element in Santa Rosalia is Cu, surpassing a NEF of 50 (Shumilin *et al.*, 2000; 2005; 2011; 2012; Rodríguez Figueroa, 2004; 2010; Jonathan *et al.*, 2016). However, only some of the few studies on benthic marine diatoms in contaminated habitats have recorded metal concentrations surpassing the upper earth cortex reference values, such as Copper, Pb, Zn, and Cd which are over the LRE limits (Dickman, 1998; Petrov *et al.*, 2010; Belando *et al.*, 2017), that according to Long *et al.* (1990) may indicate affectation to the local biota.

In our exploratory study in a marine habitat we observed that deformed valves of *Achnanthes* species occurred in all sampling sites, albeit in not high quantities in relation to the overall cell count. However, the specific quantification of *Achnanthes longipes* yielded up to 19.6% of deformed valves, suggesting that a response to contaminant metals is in place. A similar study in the marine environment (Siqueiros Beltrones *et al.*, 2014) did not recorded this type of relation. In contrast Dickman (1998) recorded teratological forms of *Achnanthes hauckiana*, *Diatoma vulgare*, *Fragilaria capucina*, and *Navicula rhyncocephala* in sediment, where concentrations of Cu ( $400 \text{ mg kg}^{-1}$ ), Pb ( $130 \text{ mg kg}^{-1}$ )

and Zn ( $450 \text{ mg kg}^{-1}$ ) were high. This report, although valuable because very few exist, should be analyzed on the precise provenance of these taxa, inasmuch a fresh-water affinity is evident. In laboratory conditions benthic diatoms are affected under metal concentrations below the limits proposed by Long *et al.* (1990) for different forms of life, by lowering their growth rate even at  $26 \text{ mg kg}^{-1}$  Cu,  $79 \text{ mg kg}^{-1}$  Cd and  $29 \text{ mg kg}^{-1}$  Pb. Compared to the much higher concentration detected in Santa Rosalia, we have to consider that observing deformed valves in our exploratory survey may not be conclusive. A comparison with an adequate control site (pending) and further studies are required, including contamination gradients, in order to establish the limits for deformed valves frequency to relate confidently with impact by PTE, and determine levels of affectation of diatom cells (Lavoie *et al.*, 2017) in the marine environment. Thus, also because the BDA from Santa Rosalia exhibited the typical structure found in taxocoenoses from undisturbed habitats (Siqueiros Beltrones, 2005) the proposed null hypothesis can't be rejected for the mean time.

### CONCLUSION

The reviewed literature on the addressed subject has to be considered insufficient in order to conclude a reliable position on the ecological response of benthic diatoms to the alleged impact by EPT in marine environments. Whereas for continental habitats indices are available for assessing the quality of water and degrees of impact by contaminants, for the marine ecosystem the use of association parameters with benthic diatom is still in uncertain terms, inasmuch no references have hitherto been established.

### ACKNOWLEDGEMENTS

This research was funded through project SIP-20171719, and project SIP-2016 0972 of the IPN. Francisco Omar López Fuerte collected samples for the exploratory study. We are grateful to Víctor Cruz Escalona for his aid in reference formatting.

### REFERENCES

- Ács É, Reskóné NM, Szabó K, Taba G, Kiss KT. Application of epiphytic diatoms in water quality monitoring of Lake Velence - recommendations and assignments. *Acta Botanica Hungarica*. 2005;47(3-4):211-23. Doi: <https://doi.org/10.1556/ABot.47.2005.3-4.1>
- Adams MS, Stauber JL. Development of a whole-sediment toxicity test using a benthic marine microalga. *Environ Toxicol Chem*. 2004;23(8):1957. Doi: <https://doi.org/10.1897/03-232>
- Anantharaj K, Govindasamy C, Natanamurugaraj G, Jeyachandran S. Effect of Heavy Metals on Marine Diatom *Amphora coffeaeformis* (Agardh. Kutz). *Global J Env Res*. 2011;5(3): 112-117. ISSN 1990-925X.
- Belando MD, Marín A, Aboal M, García-Fernández AJ, Marín-Guirao L. Combined in situ effects of metals and nutrients on marine biofilms: Shifts in the diatom assemblage structure and biological traits. *Science of The Total Environment*. 2017;574:381-9. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.197>
- Cambra J., Ector L., Sebatier S. Metodología para el establecimiento el Estado Ecológico según la Directiva MARCO del Agua. Protocolos de muestreo y análisis para fitobentos. Confederación Hidrográfica del Ebro. Ministerio del Medio Ambiente, España. 2005. 39 p.

Cattaneo A, Couillard Y, Wunsam S, Courcelles M. Diatom taxonomic and morphological changes as indicators of metal pollution and recovery in Lac Dufault (Québec, Canada). *J Paleolimnol.* 2004;32(2):163-75. Doi: <https://doi.org/10.1023/B:JOPL.0000029430.78278.a5>

Cibic T, Bongiorno L, Borfecchia F, Di Leo A, Franzo A, Giandomenico S, et al. Ecosystem functioning approach applied to a large contaminated coastal site: the study case of the Mar Piccolo of Taranto (Ionian Sea). *Environ Sci Pollut Res.* 2016;23(13):12739-54. Doi: <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4997-2>

Clark RB, Frid C, Attrill M. *Marine pollution.* 5th ed. Oxford: Oxford University Press; 2001. 236 p.

Cunningham L, Raymond B, Snape I, Riddle MJ. Benthic diatom communities as indicators of anthropogenic metal contamination at Casey Station, Antarctica. *J Paleolimnol.* 2005;33(4):499-513. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10933-005-0814-0>

Cunningham L, Stark JS, Snape I, McMinn A, Riddle MJ. Effects of metal and petroleum hydrocarbon contamination on benthic diatom communities near Casey station, Antarctica: an experimental approach. *J Phycol.* 2003;39(3):490-503. Doi: <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2003.01251.x>

Desrosiers C, Leflaive J, Eulin A, Ten-Hage L. Bioindicators in marine waters: Benthic diatoms as a tool to assess water quality from eutrophic to oligotrophic coastal ecosystems. *Ecol Indic.* 2013;32:25-34. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.02.021>

DeNicola DM. A review of diatoms found in highly acidic environments. *Hydrobiologia.* 2000;433(1/3):111-22. Doi: <https://doi.org/10.1023/A:1004066620172>

Dickman M. Benthic marine diatom deformities associated with contaminated sediments in Hong Kong. *Environ Int.* 1998;24(7):749-59. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(98\)00060-9](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(98)00060-9)

Falasco E, Bona F, Badino G, Hoffmann L, Ector L. Diatom teratological forms and environmental alterations: a review. *Hydrobiologia.* 2009;623(1):1-35. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9687-3>

French MS, Evans LV. The effects of copper and zinc on growth of the fouling diatoms *Amphora* and *Amphiprora*. *Biofouling.* 1988;1(1):3-18. Doi: <https://doi.org/10.1080/08927018809378092>

Gautam S, Pandey LK, Vinayak V, Arya A. Morphological and physiological alterations in the diatom *Gomphonema pseudoaugur* due to heavy metal stress. *Ecol Indic.* 2017;72:67-76. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.002>

Gómez N, Licursi M. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquat Ecol.* 2001;35(2):173-81. doi.org/10.1023/A:1011415209445

Gold C, Feurtet-Mazel A, Coste M, Boudou A. Impacts of Cd and Zn on the Development of Periphytic Diatom Communities in Artificial Streams Located Along a River Pollution Gradient. *Arch Environ Contam Toxicol.* 2003;44(2):189-97. Doi: <https://doi.org/10.1007/s00244-002-2024-3>

Hustedt F. *Die Kieselalgen Deutschlands, Österreichs und der Schweiz: unter Berücksichtigung der übrigen Länder Europas sowie der angrenzenden Meeresgebiete.* 1. Reprint der Ausg. von 1930. Campaign, Ill: Koeltz [u.a.]; 1991. 920 p. (Die Kieselalgen Deutschlands, Österreichs und der Schweiz / von Friedrich Hustedt).

Ivorra J, Hettelaar N, Tubbing GMJ, Kraak MHS, Sabater S, Admiraal W. Translocation of microbenthic algal assemblages used for in situ analysis of metal pollution in rivers. *Arch. Environ Contam Toxicol.* 1999;37(1):19-28. Doi: <https://doi.org/10.1007/s002449900485>

Jiménez-Cárceles FJ, Egea C, Rodríguez-Caparrós AB, Barbosa OA, Delgado MJ, Ortiz R, Álvarez-Rogel J. Contents of nitrogen, ammonium, phosphorus, pesticides and heavy metals, in a salt marsh in the coast of the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Fresenius Environmental Bulletin.* 2006;15(5): 370-378.

Jonathan MP, Shumilin E, Rodríguez-Figueroa GM, Rodríguez-Espinosa PF, Sujitha SB. Potential toxicity of chemical elements in beach sediments near Santa Rosalía copper mine, Baja California Peninsula, Mexico. *Estuar Coast Shelf Sci.* 2016;180:91-6. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.06.015>

López-Fuerte FO, Siqueiros-Beltrones DA, Navarro JN. Benthic diatoms associated with mangrove environments in the northwest region of Mexico. *Conabio- UABCS-IPN, La Paz;* 2010. 206 p.

Magurran AE. *Ecological diversity and its measurement.* Princeton, N.J: Princeton University Press; 1988. 179 p.

Marmolejo-Rodríguez AJ, Sánchez-Martínez MA, Romero-Guadarrama JA, Sánchez-González A, Magallanes-Ordóñez VR. Migration of As, Hg, Pb, and Zn in arroyo sediments from a semiarid coastal system influenced by the abandoned gold mining district at El Triunfo, Baja California Sur, Mexico. *J Environ Monit.* 2011;13(8):2182. Doi: <https://doi.org/10.1039/c1em10058k>

Manimaran K, Karthikeyan P, Ashokkumar S, Ashok Prabu V, Sampathkumar P. Effect of copper on growth and enzyme activities of marine diatom, *Odontella mobiliensis*. *Bull Environ Contam Toxicol.* 2012;88(1):30-7. doi.org/10.1007/s00128-011-0427-4

Martínez YJ, Siqueiros-Beltrones DA. New floristic records of benthic diatoms (Bacillariophyceae) from the Gulf of California. *Hidrobiológica.* 2018;28 (1): 141-145. DOI: 10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2018v28n1/Siqueiros

Medley CN, Clements WH. Responses of diatom communities to heavy metals in streams: the influence of longitudinal variation. *Ecol Appl.* 1998;8(3):631-44. Doi: [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0631:RODCTH\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0631:RODCTH]2.0.CO;2)

Miao A, Wang W. Cadmium toxicity to two marine phytoplankton under different nutrient conditions. *Aquat Toxicol.* 2006;78(2):114-26. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2006.02.008>

Moreno-Garrido I, Hampel M, Lubián LM, Blasco J. Sediment toxicity tests using benthic marine microalgae *Cylindrotheca closterium* (Ehremberg) Lewin and Reimann (Bacillariophyceae). *Ecotox Environ Safe.* 2003;54(3):290-5. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0147-6513\(02\)00077-5](https://doi.org/10.1016/S0147-6513(02)00077-5)

Morin S, Cordonier A, Lavoie I, Arini A, Blanco S, Duong TT, et al. Consistency in Diatom Response to Metal-Contaminated Environments. In: Guasch H, Ginebreda A, Geislinger A, editor(s). *Emerging and Priority Pollutants in Rivers* [Internet]. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg; 2012. p. 117-46. Doi: [https://doi.org/10.1007/978-3-642-25722-3\\_5](https://doi.org/10.1007/978-3-642-25722-3_5)

Pandey LK, Bergey EA. Exploring the status of motility, lipid bodies, deformities and size reduction in periphytic diatom community from chronically metal (Cu, Zn) polluted waterbodies as a biomonitoring tool. *Sci Total Environ.* 2016;550:372-81. Doi:

Penalta-Rodríguez, ME., López-Rodríguez MC. Diatomeas y calidad el agua de los ríos del Macizo Central Gallego (Ourense, N.O. España) mediante la aplicación de índices diatomológicos. *Limnetica*, 2007;26: 351-358. ISSN: 0213-8409

Petrov A., E. Nevrova A. Terletskaia M. Milyukin, Demchenko V. Structure and taxonomic diversity of benthic diatom assemblage in a polluted marine environment (Balaklava Bay, Black Sea). *Polish Botanical Journal*. 2010;55(1): 183–197. ISSN 2084-4352.

Potapova M, Desianti N, Enache M. Potential effects of sediment contaminants on diatom assemblages in coastal lagoons of New Jersey and New York States. *Marine Pollution Bulletin*. 2016;107(2):453-8. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.028>

Rodríguez-Figueroa GM, Shumilin E, Sánchez-Rodríguez I. Heavy metal pollution monitoring using the brown seaweed *Padina durvillaei* in the coastal zone of the Santa Rosalía mining region, Baja California Peninsula, Mexico. *J Appl Phycol*. 2009;21(1):19-26. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10811-008-9346-0>

Rubino F, Cibic T, Belmonte M, Rogelja M. Microbenthic community structure and trophic status of sediments in the Mar Piccolo of Taranto (Mediterranean, Ionian Sea). *Environ Sci Pollut Res*. 2016;23(13):12624-44. Doi: <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5526-z>

Salomoni SE, Rocha O, Callegaro VL, Lobo EA. Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravataí River, Rio Grande do Sul, Brazil. *Hydrobiologia*. 2006;559(1):233-46. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10750-005-9012-3>

Schmidt, A., M. Schmidt, F. Fricke, H. Heiden, O. Muller, Hustedt F.. *Atlas der diatomaceenkunde*. Heft 1- 120. Reisland, Leipzig. 1874-1959;208 p.

Shumilin EN, Rodríguez-Figueroa G, Bermea OM, Baturina EL, Hernández E, Meza GDR. Anomalous Trace Element Composition of Coastal Sediments near the Copper Mining District of Santa Rosalía, Peninsula of Baja California, Mexico. *Bull Environ Contam Toxicol*. 2000;65(2):261-8. Doi: <https://doi.org/10.1007/s0012800123>

Shumilin E, Gordeev V, Figueroa GR, Demina L, Choumiline K. Assessment of Geochemical Mobility of Metals in Surface Sediments of the Santa Rosalia Mining Region, Western Gulf of California. *Arch Environ Contam Toxicol*. 2011;60(1):8-25. Doi: <https://doi.org/10.1007/s00244-010-9532-3>

Shumilin E, Rodríguez-Figueroa G, Sapozhnikov D, Sapozhnikov Y, Choumiline K. Anthropogenic and Authigenic Uranium in Marine Sediments of the Central Gulf of California Adjacent to the Santa Rosalía Mining Region. *Arch Environ Contam Toxicol*. 2012;63(3):309-22. Doi: <https://doi.org/10.1007/s00244-012-9776-1>

Shumilin E, Jiménez-Illescas ÁR, López-López S. Anthropogenic Contamination of Metals in Sediments of the Santa Rosalía Harbor, Baja California Peninsula. *Bull Environ Contam Toxicol*. 2013;90(3):333-7. <https://doi.org/10.1007/s00128-012-0923-1>

Siqueiros-Beltrones DA. Diatomeas bentónicas de la Laguna Figueroa, Baja California. *Ciencias Marinas*, 1988;14(2): 85-112. <http://dx.doi.org/10.7773/cm.v14i2.586>

Siqueiros Beltrones DA. Association structure of benthic diatoms in a hypersaline environment. *Ciencias Marinas*. 1990;16(1):101-127. <http://dx.doi.org/10.7773/cm.v16i1.678>

Siqueiros Beltrones DA. A view of the indices used to assess species diversity, in benthic diatoms associations. *Ciencias Marinas*. 1990;16(1):91-99. <http://dx.doi.org/10.7773/cm.v16i1.679>

Siqueiros Beltrones DA. Diatomeas bentónicas de la Península de Baja California; diversidad y potencial ecológico. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-Instituto

Politécnico Nacional / Universidad Autónoma de Baja California Sur, México. 2002;102 p. ISBN 970-18-7595-8

Siqueiros Beltrones DA. Una paradoja sobre uniformidad vs. orden y estabilidad en la medida de la diversidad de especies según la teoría de la información. *Ludus Vitalis*. 2005; 13 (24): 1-10. ISSN 1113-5165

Siqueiros-Beltrones DA, Argumedo-Hernández U, Murillo-Jiménez JM, Marmolejo-Rodríguez AJ. Diversidad de diatomeas bentónicas marinas en un ambiente ligeramente enriquecido con elementos potencialmente tóxicos. *Rev Mex Biodivers*. 2014;85(4):1065-85. Doi: <https://doi.org/10.7550/rmb.43748>

Siqueiros Beltrones DA, Argumedo Hernández U, Hernández Almeida OU. High species diversity ( $H'$ ) of benthic diatoms in a coastal lagoon located within a natural protected area. *Hidrobiológica*, 2017;27 (3): 293-300. DOI: 10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2017v27n3/Siqueiros

Stauber JL, Florence TM. Mechanism of toxicity of zinc to the marine diatom *Nitzschia closterium*. *Mar Biol*. 1990;105(3):519-24. Doi: <https://doi.org/10.1007/BF01316323>

Sullivan MJ. Applied diatom studies in estuaries and shallow coastal environments. In: Stoermer EF, Smol JP, editor(s). *The Diatoms*. Cambridge: Cambridge University Press; 1999;469p.

Volke-Sepúlveda T, Solórzano-Ochoa G, Rosas-Domínguez A, Izumikawa C, Velasco-Trejo JA. Remediación de sitios contaminados por metales provenientes de Jales mineros en los Distritos de El triunfo- San Antonio y Santa Rosalía, Baja California Sur. Centro Nacional de Investigación y Capacitación Ambiental. Informe Final. CENICA. Mexico 2003;1-36 pp.

Wang MJ, Wang WX. Cadmium in three marine phytoplankton: Accumulation, subcellular fate and thiol induction. *Aquat Toxicol*. 2009;95(2):99-107. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2009.08.006>

Wang MJ, Wang WX. Cadmium sensitivity, uptake, subcellular distribution and thiol induction in a marine diatom: Exposure to cadmium. *Aquat Toxicol*. 2011;101(2):377-86. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2010.11.014>

Wedepohl HK. The composition of the continental crust. *Geochim Cosmochim Acta*. 1995;59(7):1217-32. Doi: [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(95\)00038-2](https://doi.org/10.1016/0016-7037(95)00038-2)

Witkowski A, Lange-Bertalot H, Metzeltin D. *Diatom flora of marine coasts*. Ruggell: Königstein, Germany: Gantner; Distributed by Koeltz Scientific Books; 2000;925 p. (*Iconographia diatomologica: annotated diatom micrographs*).

## TABLES AND FIGURES

Table 1. Diatom taxa from the metal contaminated sediment in Santa Rosalia, Mexico.

Table 2. Index values that describe the association structure of the diatom associations from Santa Rosalia, BCS in May 2015 and January 2016. Species richness (S), sample size (N), equitability ( $J'$ ), Diversity ( $H'$ ), Dominance ( $\lambda$ ), Diversity ( $1-\lambda$ ). R= rock; Se= sediments.

Sample	S	N	$J'$	$H'$	$\lambda$	$1-\lambda$
--------	---	---	------	------	-----------	-------------

May R4	8	14	0.89	2.6	0.13	0.86
May R5	25	500	0.51	2.4	0.26	0.73
May Se3	30	169	0.75	3.6	0.14	0.85
May Se4	34	500	0.80	4.1	0.08	0.91
May Se5	13	500	0.53	1.9	0.32	0.67
Jan Se1	47	500	0.77	4.3	0.07	0.92
Jan Se2	32	500	0.79	3.9	0.08	0.91
Jan Se3	41	500	0.79	4.2	0.08	0.91
Jan Se4	45	500	0.69	3.8	0.15	0.84
Jan Se5	6	500	0.45	1.1	0.52	0.47

Table 3. Concentration values of metals in mg kg<sup>-1</sup> and µg kg<sup>-1</sup> (Hg) in sediment samples (Santa Rosalia, BCS). S= sampling site; UCC= upper earth cortex mean value (Wedepohl, 1995). LRE= low range effect; MRE = medium range effect (Long *et al.*, 1995).

	S1	S2	S3	S4	S5	Control site	UCC	LRE	MRE
Sn	4	15	6	5	8	<1	2.5		
Cd	1.8	3.2	2.2	1.8	1.7	0.3	0.1	1.2	9.6
Al	3.3	5.4	6.6	7.4	7.9	5.8	7.74		
V	107	162	194	106.5	94.5	66	53		
Cr	45	59.6	98.4	65	52.4	39.2	35	81	370
Mn	>10000	>10000	>10000	7720	5245	744	527		
Fe (%)	4.6	6.3	9.2	5.7	4.6	2.9	3.08		
Ni	401	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	18.6	20.9	51.6
Hg	60	60	50	105	70	43.3	56	150	710
Ag	0.5	0.9	0.6	0.5	0.4	0.1	0.1	1	3.7
Co	301	>500	>500	231	103	8.9	11.6		
Zn	1990	3320	4030	1430	703	119.9	52	150	410
Li	58	87.8	140.5	44.9	24.2	13.2	22		
Mo	12.1	21.5	47.2	7.8	8.9	1.15	1.4		
Ba	2290	660	4725	1915	1168	493	668		
Cu	3130	7980	4250	2220	1223	31.9	14.3	34	270
Sr	1490	1820	2555	1259	984	935.6	316		
Pb	135	383	234	219	111	11.1	17	46.7	218
U	27.3	56.7	63.6	16.8	8	2	2		

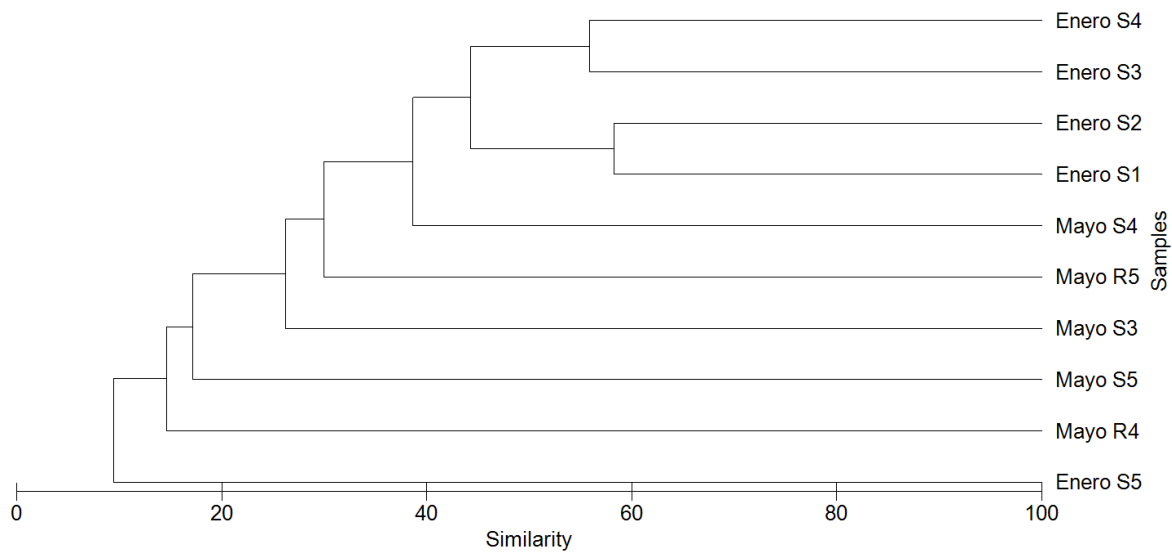


Figure 1. Bray-Curtis similarity measurement based on presence/absence of diatom taxa in rock and sediments. R=rock; S=sediments.

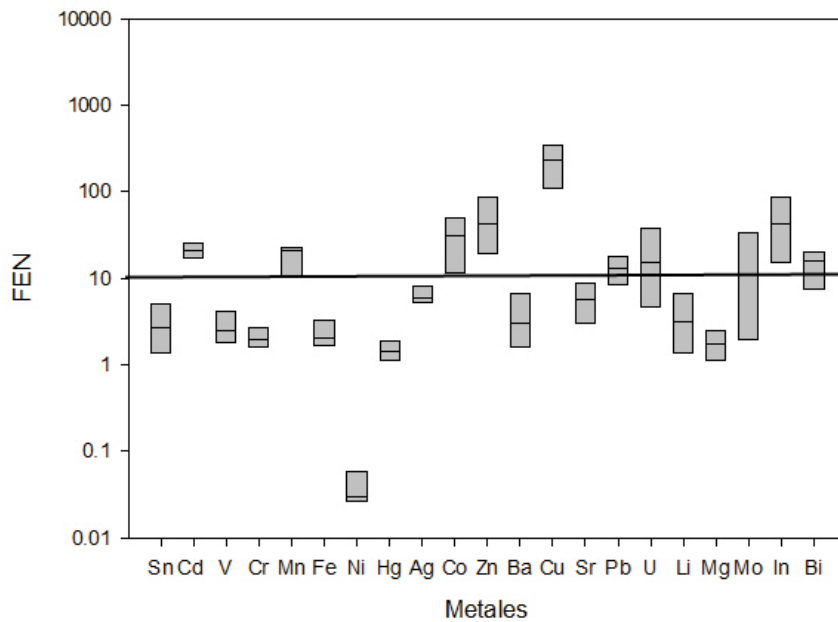


Figure 2. Normalized enrichment factor (NEF) for sediment (Santa Rosalia, BCS).