

Observaciones exploratorias en taxocenosis de diatomeas bentónicas marinas en un puerto expuesto a residuos mineros

Prospective observations on benthic marine diatoms taxocoenoses in a port exposed to mining residues

Yuriko Jocselin Martínez^{1*}, David Alfaro Siqueiros-Beltrones¹, Ana Judith Marmolejo-Rodríguez²

Recibido: 01 de junio de 2022.

Aceptado: 19 de octubre de 2022.

Publicado: diciembre de 2022.

RESUMEN

Antecedentes. Existe un reciente interés por el estudio de diatomeas bentónicas marinas (DBM) y su respuesta a contaminación por elementos potencialmente tóxicos (EPT), principalmente metales que pueden impactar la composición de especies, alterar los parámetros de las asociaciones, y ocasionar deformaciones de las frústulas de diatomeas. **Objetivo.** Explorar qué cambios en las asociaciones de DBM podrían representar una respuesta a contaminación por EPT en ambientes marinos, usando de referencia la estructura típica de sus asociaciones, incluyendo florística, riqueza, diversidad y dominancia, así como frecuencia de frústulas deformes. **Métodos.** Se tomaron muestras de roca y sedimento en mayo 2015 y enero 2016 en Santa Rosalía, BCS, una playa contaminada con desechos mineros. **Resultados.** Se apoyó parcialmente la hipótesis propuesta, i.e., se registró entre 1 y 7.6% de valvas deformes por sitio; esta frecuencia de frústulas deformes sugiere impacto de contaminación por EPT en el área. Se registraron valores de diversidad de H' entre 1.1 a 4.3, los cuales están dentro de los intervalos típicos de diversidad para sitios no contaminados, a pesar de que concentraciones de EPT como Cu 3760 mg kg⁻¹, Zn 2294 mg kg⁻¹, Ni 401 mg kg⁻¹, Pb 216 mg kg⁻¹, registradas en el área sobrepasan los valores de efecto de rango medio, indicando que un 50% de la biota presente sería afectada. **Conclusiones.** Las elevadas abundancias de ciertos taxa sugieren su capacidad de tolerar PTE, mientras que aquellos que mostraron deformaciones de sus frústulas podrían considerarse taxa sensibles.

Palabras clave: Bacillariophyta, Golfo de California, metales pesados, impacto antropogénico.

¹ Departamento de Plancton y Ecología Marina, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional. Av. Instituto Politécnico Nacional s/n, Col. Playa Palo de Santa Rita, La Paz, Baja California Sur, 23096. México

² Departamento de Oceanología, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional. Av. Instituto Politécnico Nacional s/n, Col. Playa Palo de Santa Rita, La Paz, Baja California Sur, 23096. México

***Corresponding author:**

Yuriko Jocselin Martínez: e-mail: okiruy20g@gmail.com

To quote as:

Martínez, Y. J., D. A. Siqueiros-Beltrones, A. J. & Marmolejo-Rodríguez. 2022. Observaciones exploratorias en taxocenosis de diatomeas bentónicas marinas en un puerto expuesto a residuos mineros. *Hidrobiológica* 32 (3): 319-330.

ABSTRACT

Background. A recent interest has emerged for studying benthic marine diatoms (BMD) whose environment is influenced by potentially toxic elements (PTE), mainly metals that can alter their taxocoenoses parameters and cause deformities in the diatom frustules. **Objective.** To explore which particular characteristics may represent a response by BMD to PTE in environments polluted by mining residues, using the typical structure of the diatom taxocoenoses as reference, i.e., floristics, species richness, and diversity and dominance, as well as frequency of deformed frustules. **Methods.** Rock and sediment samples were taken in May 2015 and January 2016 at Santa Rosalía, BCS, a beach contaminated by mining waste. **Results.** Between 1 and 7.6% of deformed valves per site were recorded. This frequency of deformed frustules suggests the impact of contamination by EPT in the area. Diversity values of H' between 1.1 and 4.3 were recorded, which are within the typical intervals of diversity for uncontaminated sites, although EPT concentrations such as Cu 3760 mg kg⁻¹, Zn 2294 mg kg⁻¹, Ni 401 mg kg⁻¹, Pb 216 mg kg⁻¹, recorded in the area exceed the mid-range effect values, indicating that 50% of the biota present would be affected. **Conclusions.** The high abundance of certain diatom taxa may indicate their ability to resist or tolerate PTE, while those exhibiting deformed frustules could be considered sensitive taxa.

Key words: Bacillariophyta, Gulf of California, heavy metals, anthropogenic impact

INTRODUCCIÓN

La utilidad de las diatomeas como indicadores de contaminación e impacto ambiental es ampliamente reconocida, y con base en estas se han ingeniado índices cualitativos y cuantitativos (Medley & Clements, 1998; Ivorra *et al.*, 1999; Gómez & Licursi, 2001; Ács *et al.*, 2005; Salomoni *et al.*, 2006; Penalta-Rodríguez & López-Rodríguez 2007). Estos en su mayor parte se han enfocado sobre hábitats de aguas continentales, lo que ha contribuido en la determinación de normas de calidad de agua, mismas que han sido aceptadas como referentes de la salud de ciertos ambientes. Tales estudios se han hecho bajo la premisa de que las diatomeas son sensibles a perturbación, tienen movimiento limitado o están fijadas en un sustrato, se distribuyen ampliamente y responden rápidamente a disturbios ambientales ocasionados por un determinado agente contaminante. La consecuencia se ve reflejada en cambios significativos en los atributos de las taxocenosis de diatomeas respecto a asociaciones de ambientes no perturbados (Cattaneo *et al.*, 2004, Falasco *et al.*, 2009, Morin *et al.* 2012). Sin embargo, aunque taxones sensibles son remplazados por otros tolerantes modificando la flora original (Belando *et al.*, 2017), formas sensibles podrán experimentar deformaciones de sus frústulas que, a su vez, reflejen alteraciones metabólicas (Falasco *et al.*, 2009, Gautam *et al.*, 2017, Lavoie *et al.*, 2017).

De acuerdo con lo anterior, ciertos taxones de diatomeas presentan la capacidad de resistir o tolerar contaminación por metales, toda vez que persisten dentro de ambientes así contaminados (Siqueiros-Beltrones, 2002, 2005). Por ejemplo, *Achnanthydium minutissimum* (Kützting) Czarnecki y *Sellaphora seminulum* (Grunow) D. G. Mann pueden incluso proliferar en tales condiciones, mientras que en estudios sobre contaminación por Cd, Fe y Zn en hábitats de aguas continentales, diatomeas como *A. minutissimum* (Kützting) Czarnecki y *Brachysira vitrea* (Grunow) Ross, fueron los taxones dominantes; estas respuestas indican estrategias oportunistas fundadas en su resistencia a la presencia de Cd y Zn (Ivorra *et al.* 1999) y, en cambio, otros taxones presentaron frecuentemente frústulas deformes con el eje axial distorsionado, como en *Fragilaria cf. tenera* (W. Smith) Lange-Bertalot, *Fragilaria rumpens* (Kützting) G. W. F. Carlson y *Eunotia* sp. (Cattaneo *et al.*, 2004).

Por otra parte, el uso de diatomeas para evaluación de cualquier tipo de contaminación en los ambientes marinos requiere tanto una base florística formal y comprensiva, como una idea clara y precisa de la estructura de las asociaciones de diatomeas bentónicas (ADB) que permita un examen comparativo entre condiciones pristinas como referente, y cualquier tipo de contaminación (Desrosiers *et al.* 2013, Siqueiros-Beltrones *et al.*, 2014), evidenciando con ello desviaciones de los valores normales de los parámetros en ADB típicas de ambientes no perturbados. Asimismo, el análisis de la estructura de las ADB proporcionaría una referencia adecuada para detectar cambios debidos a forzamientos por elementos potencialmente tóxicos (EPT). Dicha estructura se compone de determinados parámetros, como riqueza de especies, taxones dominantes, diversidad y dominancia de especies, cuyos valores se calculan mediante índices ecológicos. De manera general, dichos índices son sensibles al número de taxones en las taxocenosis o asociaciones y sus abundancias relativas; así, los valores calculados de diversidad, dominancia y equidad pueden ser utilizados para detectar patrones ecológicos (Siqueiros-Beltrones 2002), toda vez que pueden variar de acuerdo con el grado de adversidad del hábitat que ocupan las ADB. De esta manera, una taxocenosis puede mostrar diferencias marcadas en riqueza de especies (S), que llegan a

ser tan bajas como entre 5-11 taxones bajo las condiciones extremas de ambientes hipersalinos (Siqueiros-Beltrones 1988, 1990). Sin embargo, en la mayoría de los ambientes costeros no perturbados las S observadas varían entre 20 y 50 taxa por muestra (Siqueiros-Beltrones, 1998, 2002), y entre 50 y 100 taxones por muestra en ambientes más productivos (Siqueiros-Beltrones *et al.* 2017).

De esta manera, para interpretar adecuadamente lo anterior, es necesario comprender que, independientemente de la riqueza de especies y el tipo de sustrato, hábitat, o condiciones, las ADB estarán compuestas por pocos taxones abundantes y comunes, y muchos taxones poco comunes y raros, lo que influye sobre los valores de diversidad. Entonces, como referencia, los valores típicos de diversidad de especies (H') calculados para ADB en un ambiente marino estable no perturbado variaría entre $2 < H' < 5$ (Siqueiros-Beltrones 2002, 2005).

Con respecto a los efectos de EPT en ambientes marinos, en un estudio previo relacionado a éste se observaron concentraciones de metales contaminantes que no rebasaron los niveles de referencia que indicaran un efecto sobre la biota residente, o cómo podrían responder las ADB a dicha contaminación (Siqueiros-Beltrones *et al.*, 2014). Por otra parte, se observó que bajo condiciones de laboratorio ciertas especies de diatomeas exhibieron efectos a concentraciones de metales más bajas que las presentes en la corteza terrestre, mientras que en condiciones *in situ* las diatomeas pueden tolerar concentraciones más altas de EPT, quizá debido a interacciones con factores diversos, ya sean bióticos, físicos, o químicos (Long *et al.* 1995).

Recapitulando, se reitera que son muy pocos los estudios para ambientes marinos y aunque estos han relacionado valores bajos de diversidad en ADB a efectos de contaminantes en los sitios inspeccionados (Dickman, 1998, Cunningham *et al.*, 2003, 2005, Petrov *et al.*, 2010, Rubino *et al.*, 2015, Potapova *et al.*, 2016, Pandey *et al.* 2018), se carece aún de un modelo teórico que describa la relación entre los EPT y las diatomeas bentónicas. De ahí que nuestra primera acción fue llevar a cabo un estudio exploratorio en una zona contaminada por desechos mineros analizando las concentraciones de EPT y su relación con los atributos de las ADB.

Como es de esperarse en un estudio de índole exploratoria como este, no se contaba con antecedentes florísticos de diatomeas bentónicas en el área. No obstante, con base en la teoría ecológica general sobre estructura de ADB, i.e., riqueza y diversidad de especies, dominancia y equidad, y sus implicaciones ecológicas (Siqueiros-Beltrones, 2005), se contrastó la hipótesis de trabajo de que los valores calculados de diversidad en las ADB en el área de Santa Rosalía, contaminada por EPT derivados de los residuos mineros, caerían fuera del intervalo típico ($2 < H' < 5$) propuesto (Siqueiros-Beltrones, 2005). Asimismo, que la frecuencia de frústulas deformes sería mayor que en áreas no contaminadas.

MATERIALES Y MÉTODOS

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 EPT. Así, la presente investigación se realizó en la zona de Santa Rosalía. Ésta pertenece al municipio de Mulegé (27° 20' N, 112° 16' O) y se localiza al norte del estado de Baja California Sur (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 que influyen el área de estudio presentan salinidades mayores a 34.9 y 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 (Pantoja *et al.*, 2012). 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).

La zona de Santa Rosalía presenta áreas contaminadas por desechos mineros (Shumillin *et al.* 2011, 2012, 2013; Jonathan *et al.* 2016), independientemente de que existan asentamientos humanos normales. En uno de los estudios, Shumillin *et al.* (2012) determinaron que las concentraciones de Pb ($46.7 \text{ mg kg}^{-1} \pm 218 \text{ mg kg}^{-1}$), Cu ($3,390 \pm 804 \text{ mg kg}^{-1}$) y Zn ($1,916 \pm 749 \text{ mg kg}^{-1}$) en la mayoría de las muestras de sedimentos fueron superiores al efecto de rango medio (ERM), lo que indica un impacto antropogénico extenso por actividades mineras de cobre en sedimentos de playa, y por lo tanto un alto riesgo toxicológico para la biota marina residente del área.

Muestreo

Los muestreos se realizaron en mayo de 2015 y enero de 2016 en la zona intermareal en cinco puntos del puerto de Santa Rosalía (Fig. 1). Los puntos se distribuyeron con una distancia aproximada de 250 m entre ellos. En mayo de 2015 se recolectaron muestras de sedimento en los puntos 1, 2 y 3, y muestras de roca solo en los puntos 4 y 5. En enero de 2016 se recolectó una muestra de sedimento en los cinco puntos del puerto; durante este mes no se recolectaron rocas. Al ser un estudio exploratorio se tomaron muestras dependiendo las condiciones del lugar y del sustrato disponible, de ahí que las muestras sean diferentes en los dos meses.

Procesamiento de muestras

Las rocas libres de macroalgas fueron cepilladas en un área de 10 cm x 10 cm, y el producto obtenido se colocó en tubos de ensaye. Las muestras de sedimento recolectado se colocaron en una cámara de ultrasonido para la separación de diatomeas; el sobrenadante obtenido se colocó en tubos de ensaye. Las muestras colocadas en tubos de ensaye se oxidaron con una mezcla de etanol comercial al 90% y ácido nítrico al 70% en una proporción 1:1:4 (muestra, alcohol, ácido). Alícuotas de diatomeas se secaron en cubreobjetos y se montaron en portaobjetos de vidrio utilizando resina de montaje Pleurax® (RI = 1.7) (Siqueiros-Beltrones 2002).

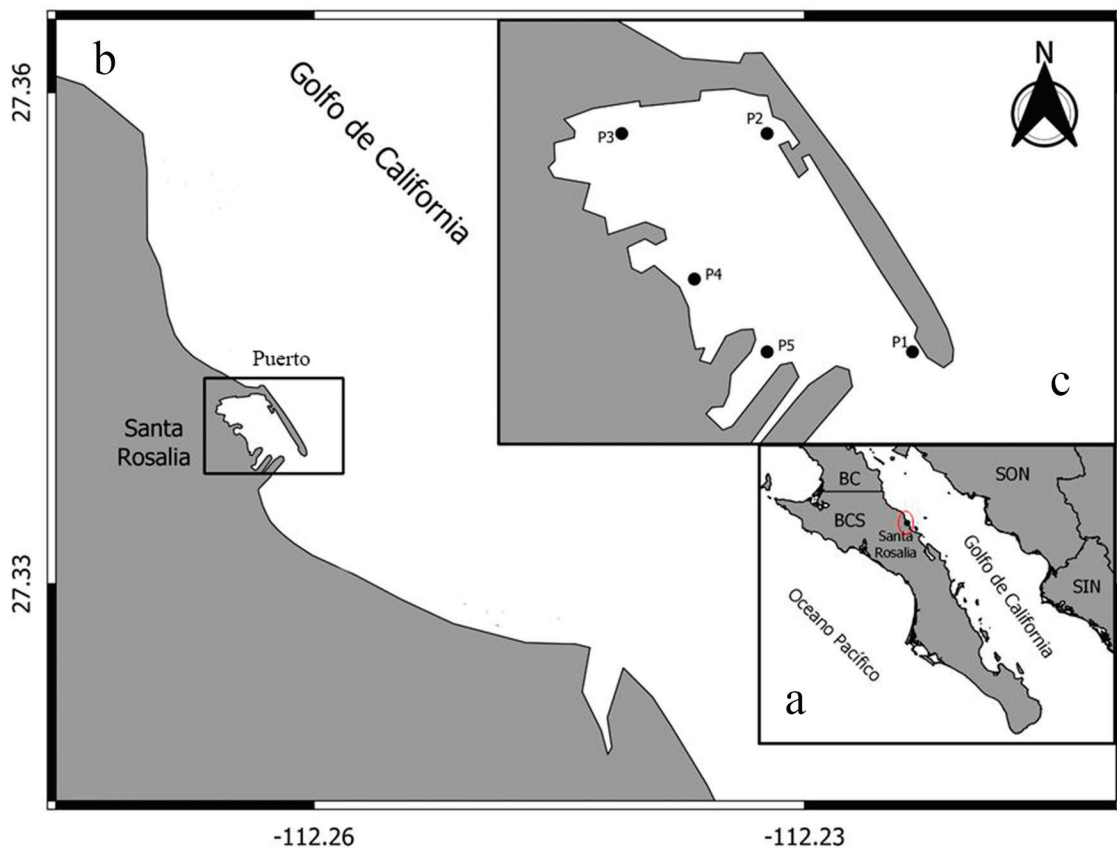


Figura 1. Localización del puerto minero Santa Rosalía (a, b) y sitios de recolecta para ADB y EPT (c).

Las diatomeas fueron identificadas bajo un microscopio con óptica planacromática, Olymmpus CH-2, bajo diferentes aumentos 600 y 1000 X, usando literatura clásica y regional (Schmidt *et al.* 1874-1959; Hustedt 1991; Witkowski *et al.* 2000; Siqueiros-Beltrones 2002; López-Fuerte *et al.* 2010; Siqueiros-Beltrones *et al.* 2014). De acuerdo con Siqueiros-Beltrones (2002), las abundancias relativas (N = 500) de las especies identificadas se estimaron por muestra y se utilizaron para calcular los parámetros de las asociaciones con los siguientes índices: diversidad de especies (H' de Shannon y $1-\lambda$ de Simpson), equidad (J' de Pielou) y dominancia (λ de Simpson) (Magurran, 1988). La similitud entre las muestras de todos los sitios se midió mediante el índice de Bray-Curtis, utilizando tanto presencia/ausencia, como abundancias relativas de los taxa.

Medición de EPT en sedimentos

De la muestra total recolectada en una caja Petri, se utilizó la mitad de la muestra de sedimento para su pulverización, y luego se sometieron a digestión ácida con HF, HClO₄, HNO₃ y HCl. Las concentraciones de metales se midieron con un espectrómetro de masas acoplado inductivamente (ICP-MS), utilizando estándares de referencia certificados para sedimentos marinos (PACS-2 y MESS-3) para validación de la técnica. Los metales analizados fueron: Al (%), Fe (%), Mg (%), Hg (mg kg⁻¹), y mg kg⁻¹ (Ag, As, Ba, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, In, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, Sr, U, V, Zn). Para calcular el factor de enriquecimiento normalizado (FEN) los valores de concentración fueron normalizados con Al usando la fórmula: $FEN_M = (M_{muestra} / Al_{muestra}) / (M_{CTS} / Al_{CTS})$, donde M es el metal y CTS corresponde al valor de la corteza terrestre superior (Wedepohl 1995). Las concentraciones estimadas de metales se compararon con los valores de toxicidad propuestos por Long *et al.* (1995), que definen efecto de rango bajo (ERB), es decir, afecta al 10% de la biota, y efecto de rango medio (ERM) que indica cuando el 50% de la biota puede verse afectado. Los valores FEN permitieron estimar la calidad del sedimento o el grado de contaminación según una escala para sitios mineros: 1-3 = contaminación baja, 3-10 = moderada, 10-25 = severa, 25-50 = muy severa y > 50 = extremadamente severa (Marmolejo-Rodríguez *et al.*, 2011).

RESULTADOS

Asociaciones de diatomeas bentónicas

La riqueza total de especies (S) en rocas y sedimentos redujo 156 taxa (Tabla 1). Sin embargo, la S se distribuyó de manera discontinua; el sustrato rocoso del sitio cuatro presentó 8 taxones y el sedimento del sitio cinco sólo 6 taxones. Los géneros mejor representados fueron *Nitzschia* Hassall con 23 especies, *Amphora* Ehrenberg ex Kützing (22), *Cocconeis* Ehrenberg (11) y *Navicula* Bory (11). Se contaron un total de 4183 valvas de diatomeas; las especies más abundantes fueron *Stauraphora salina* (Smith) Mereschkowsky (483), *Amphora ocellata* Donkin (333), *Navicula subinflatoidea* Hustedt (320), *Psammodyction constrictum* (Gregory) Grunow (270) y *Achnanthes javanica* Grunow (197). Por sustrato, en roca las diatomeas más abundantes fueron *Achnanthes javanica* (171), *A. longipes* Agardh (117) y *A. parvula* Kützing (150), mientras que en sedimento las más abundantes fueron *Stauraphora salina* (483), *Amphora ocellata* (333), *Navicula subinflatoidea* (320) y *Psammodyction constrictum* (269) (Fig. 2).

La diversidad de especies también varió notablemente, desde los valores más bajos en el sitio cinco ($H' = 1.1$ y 1.9 bit/taxón) hasta va-

Tabla 1. Diatomeas epilíticas y episámicas de las muestras de sedimento contaminado del Puerto de Santa Rosalía, Baja California Sur, México. *Diatomeas que presentaron deformación.

<i>Achnanthes brevipes</i> C. Agardh var. <i>brevipes</i>
<i>Achnanthes brevipes</i> var. <i>intermedia</i> (Kützing) Cleve
<i>Achnanthes brockmanii</i> Simonsen
<i>Achnanthes hauckiana</i> Grunow
<i>Achnanthes javanica</i> Grunow *
<i>Achnanthes longipes</i> C. Agardh *
<i>Achnanthes parvula</i> Kützing *
<i>Achnanthes</i> sp. *
<i>Achnanthes yaquinensis</i> McIntire & Reimer *
<i>Actinopterychus adriaticus</i> Grunow
<i>Actinopterychus hexagonus</i> Grunow
<i>Actinopterychus minutus</i> Greville
<i>Actinopterychus senarius</i> (Ehrenberg) Ehrenberg
<i>Actinopterychus undulatus</i> (Kützing) Ralfs
<i>Amphicoconeis disculoides</i> (Hustedt) Stefano & Marino
<i>Amphora amoena</i> Hustedt
<i>Amphora bigibba</i> Grunow
<i>Amphora borealis</i> Kützing
<i>Amphora caroliniana</i> Giffen
<i>Amphora cingulata</i> Cleve
<i>Amphora</i> cf. <i>coffeiformis</i> (C. Agardh) Kützing
<i>Amphora costata</i> Smith
<i>Amphora crassa</i> Gregory
<i>Amphora kolbei</i> Aleem
<i>Amphora laevis</i> Gregory
<i>Amphora laevisima</i> Gregory
<i>Amphora ocellata</i> Donkin
<i>Amphora ostrearia</i> Brébisson ex Kützing var. <i>vitrea</i> Cleve
<i>Amphora proteus</i> Gregory
<i>Amphora rhombica</i> Kitton
<i>Amphora salina</i> Smith
<i>Amphora</i> sp.
<i>Amphora subangularis</i> (Hustedt) Levkov
<i>Amphora terroris</i> Ehrenberg
<i>Amphora ventricosa</i> Gregory
<i>Amphora wisei</i> (Salah) Simonsen
<i>Asteromphalus flabellatus</i> (Brébisson) Greville
<i>Auricula intermedia</i> (Lewis) Cleve
<i>Bacillaria socialis</i> (Gregory) Ralfs
<i>Caloneis liber</i> (Smith) Cleve
<i>Caloneis liber</i> var. <i>bicuneata</i> (Grunow) Cleve
<i>Caloneis linearis</i> (Grunow) Boyer
<i>Campylodiscus angularis</i> Gregory
<i>Campylodiscus crebrecoastatus</i> Greville var. <i>speciosa</i> Eulenstein
<i>Campylodiscus simulans</i> Gregory
<i>Climacosphenia moniliger</i> Ehrenberg
<i>Cocconeis convexa</i> Giffen
<i>Cocconeis diminuta</i> Pantocsek
<i>Cocconeis dirupta</i> Gregory var. <i>dirupta</i> Grunow

- Cocconeis dirupta* var. *flexella* (Janish & Rabenhorst) Grunow
Cocconeis disculooides (Hustedt) Stefano & Marino
Cocconeis molesta Kützing
Cocconeis placentula Ehrenberg var. *lineata* (Ehrenberg) Cleve
Cocconeis sp. *
Cocconeis speciosa Gregory
Cocconeis sublitoralis Hendey
Coscinodiscus apiculatus Ehrenberg
Coscinodiscus gigas Ehrenberg
Coscinodiscus radiatus Ehrenberg cf. var. *radiatus* Ehrenberg
Cyclotella atomus Hustedt
Cyclotella striata (Kützing) Grunow
Denticula elegans Kützing
Dickieia sp.
Diploneis crabro Ehrenberg
Diploneis decipiens Cleve-Euler
Diploneis didyma Ehrenberg
Diploneis incurvata (Gregory) Cleve
Diploneis litoralis (Donkin) Cleve *
Diploneis notabilis (Greville) Cleve
Diploneis obliqua (Brun) Hustedt
Diploneis papula (Schmidt) Cleve
Diploneis smithii (Brébisson) Cleve
Ehrenbergia granulosa (Grunow) Witkowski
Entomoneis alata (Ehrenberg) Ehrenberg
Entomoneis pulchra (Bailey) Reimer var. *pulchella* (H. Peragallo & M. Peragallo) Siqueiros-Beltrones & Y. J. Martínez
Fallacia litoricola (Hustedt) Mann
Fallacia forcipata (Greville) Stickle & Mann
Grammatophora marina (Lyngbye) Kützing
Grammatophora hamulifera Kützing
Gyrosigma naja (Meister) Sterrenburg
Gyrosigma balticum (Ehrenberg) Rabenh
Halamphora coffeiformis (C. Agardh) Levkov
Halamphora wisei (Salah) Álvarez-Blanco & Blanco
Hantzschia cf. *amphioxys* (Ehrenberg) Grunow
Hemidiscus cuneiformis Wallich var. *cuneiformis*
Licmophora flabellata (Greville) C. Agardh
Licmophora sp.
Licmophora communis (Heiberg) Grunow
Lioloma pacificum (Cupp) Hasle
Lyrella irrorata (Greville) Mann
Melosira moniliformis (Müller) C. Agardh
Navicula agnita Hustedt
Navicula cf. *radiosa* Kützing
Navicula directa (Smith) Ralfs
Navicula diversistriata Hustedt
Navicula longa Gregory
Navicula longa var. *irregularis* Hustedt
Navicula margalithi Lange-Bertalot
Navicula pennata Schmidt
Navicula sp.
Navicula subinflatooides Hustedt -*
Navicula zostereti Grunow
Nitzschia arcuata Gregory ex Greville
Nitzschia bicapitata Cleve
Nitzschia cf. *angularis* Smith
Nitzschia cf. *filiformis* (Smith) Van Heurck
Nitzschia dissipata (Kützing) Grunow
Nitzschia distans Gregory
Nitzschia frustulum (Kützing) Grunow var. *frustulum*
Nitzschia frustulum var. *perminuta* Grunow
Nitzschia granulata Grunow
Nitzschia laevis Frenguelli
Nitzschia lanceolata W. Smith
Nitzschia longissima (Brébisson) Ralfs var. *longissima*
Nitzschia longissima var. *costata* Hustedt
Nitzschia lorenziana Grunow
Nitzschia lorenziana var. *subtilis* Grunow
Nitzschia obtusa Smith var. *obtusa*
Nitzschia obtusa var. *scalpelliformis* (Grunow) Grunow
Nitzschia pellucida Grunow
Nitzschia scalpelliformis Grunow
Nitzschia sigma (Kützing) Smith var. *sigma*
Nitzschia sigma var. *rigida* Grunow
Nitzschia sp.
Nitzschia spathulata Brébisson ex Smith
Odontella sp.
Opephora schwartzii (Grunow) Petit
Paralia sulcata (Ehrenberg) Cleve
Petrodictyon gemma (Ehrenberg) D. G. Mann
Plagiotropis pusilla (Gregory) Kuntze
Planothidium delicatulum (Kützing) Round & Bukhtiyarova
Pleurosigma formosum Smith
Psammodictyon puncta Mann var. *coarctata* Mann
Psammodictyon constrictum (Gregory) Grunow
Psammodictyon panduriforme (Gregory) Mann
Psammodiscus nitidus (Gregory) Round & Mann
Rhizosolenia imbricata Brightwell
Rhopalodia musculus (Kützing) Otto Müller
Roperia tessellata (Roper) Grunow ex Pelletan
Shionodiscus oestrupii (Ostenfeld) Alverson, Kang *
Stauropora salina (Smith) * Mereschkowsky
Surirella fastuosa (Ehrenberg) Kützing
Synedra affinis Kützing
Tabularia fasciculata (C. Agardh) Williams & Round
Thalassiosira eccentrica (Ehrenberg) Cleve *
Thalassiosira sp.
Trachyneis aspera (Ehrenberg) Cleve var. *aspera*
Trachyneis aspera var. *elliptica* Hendey
Trachyneis velata Schmidt
Tryblionella acuminata Smith
Tryblionella littoralis (Grunow) Mann

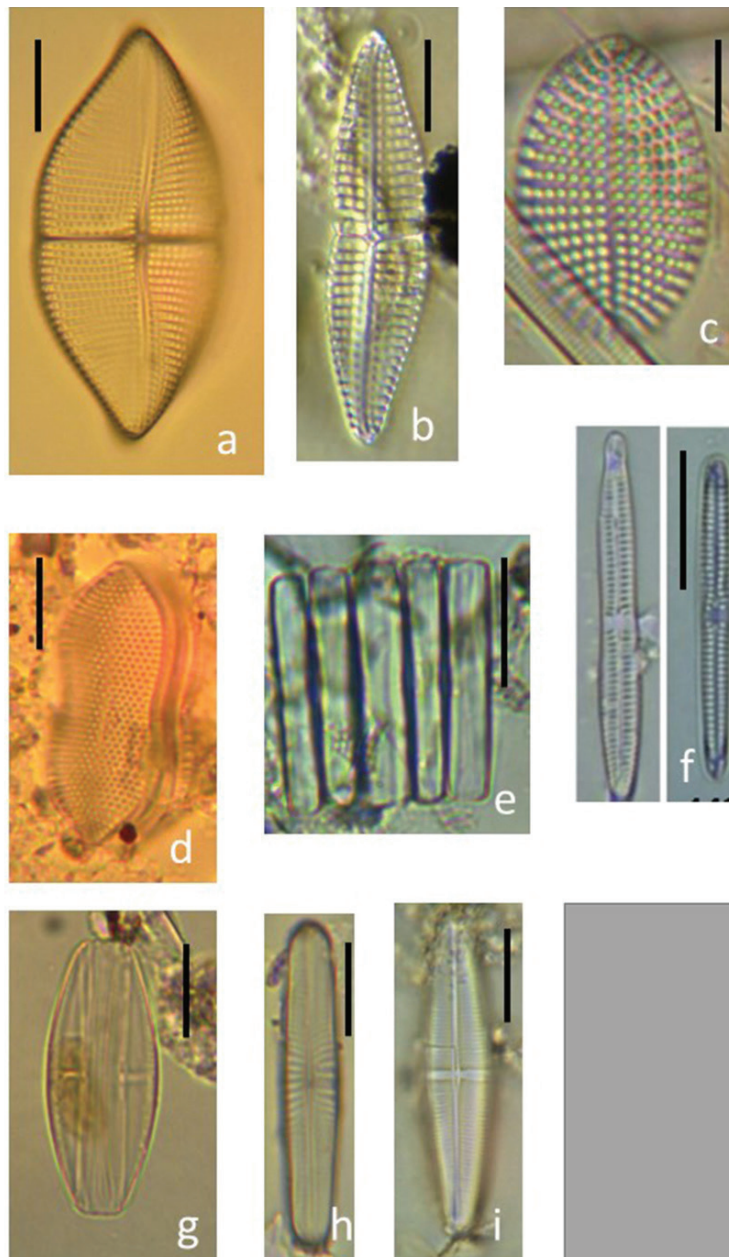


Figura 2. Diatomeas más abundantes en sedimento y roca del puerto de Santa Rosalía, BCS. a) *Achnanthes javanica*, b) *Achnanthes cf. longipes*, c) *Cocconeis scutellum*, d) *Psammodyction constrictum*, e) *Gomphoseptatum aestuarii*, f) *Catenula adherens*, g) *Amphora ocellata*, h) *Navicula subinflatooides*, i) *Staurophora salina*. Escala=10 μm

lores medios y altos, típicos de H' que oscilan entre 2.4 y 4.3, y dominancias (λ) bajas (Tabla 2). Las mediciones de similitud entre muestras basadas en la presencia/ausencia de especies en rocas y sedimentos arrojaron valores por debajo del 60%, lo que indica una composición de especies distinta en el área del puerto (Fig. 3). No obstante, la similitud estimada utilizando la abundancia relativa fue inferior al 50%, aunque las muestras se agruparon por sustrato.

Geoquímica de metales en sedimentos

La mayoría de los valores de concentración de EPT analizados superaron los valores de referencia del límite superior de la corteza terrestre. En particular, las concentraciones de Cu, Pb, Ni y Zn superaron tanto el límite de ERB como de ERM (Tabla 3). En el sitio uno, el Ni alcanzó 401 mg kg^{-1} , mucho más alto que el de ERM (51.6 mg kg^{-1}); los otros sitios mostraron valores $<0.5 \text{ mg kg}^{-1}$. El zinc, por otro lado, registró concentraciones $> 700 \text{ mg kg}^{-1}$ y hasta 4030 mg kg^{-1} , superando con creces el límite de concentración ERM (410 mg kg^{-1}). Asimismo, las concentraciones de Cu alcanzaron de 1223 a 7980 mg kg^{-1} , en contraste con el valor superior de la corteza terrestre de 14.3 mg kg^{-1} y el límite de

ERM de 270 mg kg⁻¹. El factor de enriquecimiento normalizado (FEN) muestra que Cd, Co, Cu, In, Mn, U y Zn, superaron en el mismo orden los valores de nivel moderado (Fig. 4), ya que valores de FEN > 10 indican un alto grado de contaminación.

Valvas de diatomeas deformadas

En las muestras del puerto de Santa Rosalía se observaron con frecuencia valvas de diatomeas que mostraban deformaciones en los márgenes o en sus extremos (Fig. 5). Las especies “afectadas” pertenecían a diversos géneros: *Achnanthes* Bory, *Cocconeis* Ehrenberg, *Diploneis* Ehrenberg ex Cleve, *Navicula* Bory, *Staurophora* Mereschkowsky y *Thalassiosira* Cleve. En general, *Achnanthes* había presentado las mayores frecuencia y abundancia relativa (N = 500) en 1 a 7.6% de las valvas observadas; en particular, *A. longipes* individualmente presentó 19.65% de valvas deformadas en roca del sitio cinco. Por otro lado, en el sedimento del sitio dos, el 14.28% de los individuos del género *Achnanthes* mostraban deformidades en las valvas (Tabla 4).

DISCUSIÓN

El área alrededor 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 & Rocha, 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, siendo reabierta en 2014. Desde entonces, se han realizado estudios geoquímicos para el área, que incluyen los resultados en esta investigación, encontrándose enriquecimiento de metales, particularmente Cu > Zn > Co > In > Cd > Mn > U, siendo designada como un área altamente contaminada.

El elemento mayormente enriquecido en Santa Rosalía, de acuerdo al presente estudio, fue el Cu, el cual rebasa un FEN de 50, con concentraciones elevadas en sitios de esta zona de estudio reportadas previamente por otros autores (Shumilin *et al.*, 2000, 2005, 2011, 2012, 2013; Rodríguez-Figueroa 2009; Jonathan *et al.* 2016). No obstante, pocos estudios sobre diatomeas bentónicas marinas en ambientes

Tabla 2. Valores de los índices que describen la estructura de las asociaciones de diatomeas de Santa Rosalía, BCS en mayo 2015 y enero 2016. Riqueza de especies (S), Tamaño de la muestra (N), Equitatividad (J'), Diversidad (H'), Dominancia (λ), Diversidad de Simpson (1- λ), R= roca, Se= sedimento.

Muestra	S	N	J'	H'	λ	1- λ
Mayo R4	8	14	0.89	2.6	0.13	0.86
Mayo R5	25	500	0.51	2.4	0.26	0.73
Mayo Se3	30	169	0.75	3.6	0.14	0.85
Mayo Se4	34	500	0.80	4.1	0.08	0.91
Mayo Se5	13	500	0.53	1.9	0.32	0.67
Enero Se1	47	500	0.77	4.3	0.07	0.92
Enero Se2	32	500	0.79	3.9	0.08	0.91
Enero Se3	41	500	0.79	4.2	0.08	0.91
Enero Se4	45	500	0.69	3.8	0.15	0.84
Enero Se5	6	500	0.45	1.1	0.52	0.47

contaminados han registrado concentraciones de metales por arriba de los valores de referencia de la corteza superior terrestre, como cobre, plomo, zinc, y cadmio, los cuales rebasan los límites ERB (Dickman, 1998; Petrov *et al.* 2010; Belando *et al.* 2017), los cuales, según Long *et al.* (1995), indicarían afectación sobre la biota local.

Respecto a las frústulas con deformaciones por exposición a EPT, las valvas deformadas de especies de *Achnanthes* se encontraron en todos los sitios de muestreo, aunque no en cantidades elevadas en relación con el conteo total. Sin embargo, la cuantificación particular de *Achnanthes longipes* redujo 19.6 % y 14.28 % de valvas deformes, lo que sugiere que hubo una respuesta a la exposición a metales contaminantes. Aunque un estudio similar llevado a cabo en ambiente marino (Siqueiros-Beltrones *et al.*, 2014) no registró una relación de este tipo, Dickman (1998), en contraste, registró valvas deformes de *Planothidium hauckianum* (Grunow) Bukhtiyarova, *Diatoma vulgare*

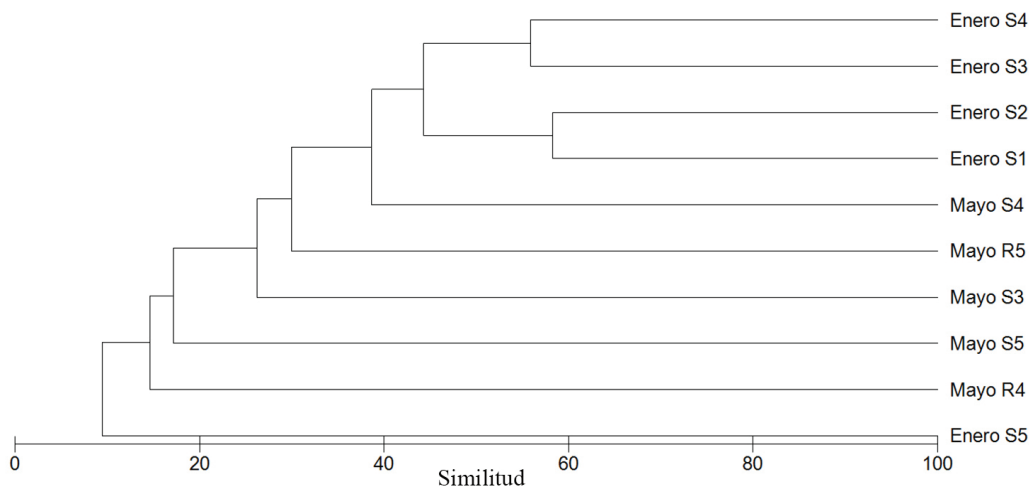


Figura 3. Bray-Curtis medidas basadas en presencia/ausencia de los taxa de diatomeas en roca y sedimento. R=roca, S=sedimento.

Bory, *Fragilaria capucina* Desmazières, y *Navicula rhyncocephala* Kützing en sedimento, donde las concentraciones de Cu (400 mg kg^{-1}), Pb (130 mg kg^{-1}) y Zn (450 mg kg^{-1}) fueron elevadas. No obstante, aunque este último trabajo resulta valioso, debe ser cuestionado respecto al origen de los taxones registrados, toda vez que la afinidad con aguas continentales es evidente.

Bajo condiciones de laboratorio las diatomeas bentónicas son afectadas por concentraciones por debajo del límite propuesto por Long *et al.* (1995) disminuyendo sus tasas de crecimiento, incluso a 26 mg kg^{-1} Cu, 79 mg kg^{-1} Cd y 29 mg kg^{-1} Pb. Al comparar las concentraciones en laboratorio con las concentraciones elevadas detectadas en Santa Rosalía, obliga a considerar que el número de valvas deformes registradas en este estudio son una respuesta al ambiente contaminado por metales. Se requiere de una comparación con un sitio control adecuado (Martínez *et al.* 2021), así como otros estudios que incluyan gradientes que permitan establecer límites para la frecuencia de valvas deformes que pudieran relacionarse de manera confiable con impacto de EPT, y determinar así niveles de afectación en diatomeas (Lavoie *et al.* 2017) en ambientes marinos. Aunado a esto y debido a que las muestras de diatomeas de Santa Rosalía mostraron la estructura típica de ADB de hábitats no perturbados (Siqueiros Beltrones 2005), la hipótesis de trabajo propuesta es respaldada solo parcialmente.

De acuerdo con las observaciones en este estudio y de la literatura consultada, las diatomeas comúnmente encontradas en ambientes contaminados son especies de los géneros *Achnanthes*, *Amphora*, *Cocconeis*, *Navicula*, y *Nitzschia* (Dickman 1998, Cunningham *et al.* 2003, 2005; Petrov *et al.* 2010; Rubino *et al.* 2015; Potapova *et al.* 2016; Pandey *et al.* 2018; Martínez *et al.* 2021). Asimismo, a nivel de especie se puede observar que cada estudio registra especies diferentes, por ejemplo: Cunningham *et al.* (2003, 2005) mencionaron *Pseudostaurosira brevistriata* (Grunow) D. M. Williams & Round, *Achnanthes brevipes* Agardh y *Navicula cancellata* Donkin como las más abundantes en un área contaminada, mientras que Dickman (1998) registró *Fragilaria ca-*

puccina, *A. hauckiana*, *Diatoma vulgaris*, *Navicula rhyncocephala* como diatomeas con valvas deformes en respuesta a un ambiente contaminado, siendo formas de agua dulce. Potapova *et al.* (2016), registraron *Navicula gregaria* Donkin, *Cyclotella atomus* Hustedt, *C. marina* (Tanimura Nagumo & Kato) Aké-Castillo, Okolodkov & Ector y *Nitzschia* sp. como las más abundantes en zonas con altas concentraciones de metales en una laguna costera, mientras que en el presente estudio se registraron *Staurophora salina*, *A. ocellata*, *Navicula subinflatoides*, *Psammodyction constrictum*, *A. javanica*.

Una dificultad para la compaginación de estas observaciones es que en cada estudio la resolución taxonómica 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. Mientras tanto, resalta el hecho de que la mayoría de los taxones de la composición florística encontrada en este estudio son comunes en las costas de la región noroeste de México; solo tres taxones fueron nuevos registros para el Golfo de California: *Caloneis liber* var. *bicuneata* (Grunow) Cleve, *Entomoneis pulchra* var. *pulchella* (Peragallo) Siqueiros-Beltrones et Martínez and *Gyrosigma naja* (Meister) Sterrenburg (Martínez & Siqueiros-Beltrones 2018). En contraste, la riqueza de especies de las ADB en el área contaminada de Santa Rosalía es baja con respecto a estudios en la región NW de México (López-Fuerte *et al.* 2016; López-Fuerte *et al.* 2020).

Por otra parte, de acuerdo con el análisis de la estructura, las ADB de Santa Rosalía presentan pocas especies abundantes y comunes, y muchas especies raras y poco comunes, lo cual es típico de ADB en sedimentos y rocas de ambientes no perturbados (Siqueiros-Beltrones 2005). Bajo esta tesitura, se remarca que el número de taxones a nivel de especie o variedad por muestra en cualquiera de estos sustratos varía entre 20 y 45 (Siqueiros-Beltrones 2005), intervalo dentro del cual caen las S en muestras de este estudio. Las excepciones para sedimento del sitio 5 (S=6 taxa) y roca del sitio 4 (S = 8 taxa), podrían representar variaciones debidas a condiciones extremas características de ambientes hipersalinos (Siqueiros-Beltrones 1988), como desecación y no solo exposición a EPT.

La mayoría de los valores calculados de diversidad (H') fueron moderadamente altos (2.4 – 4.3) y caen dentro del intervalo teórico propuesto para ADB típicas de ambientes marinos estables ($2 < H' < 5$). Exceptuando el sitio 5 ($H' = 1.1$ y 1.9), cuyos valores son bajos (Siqueiros-Beltrones 2002). En contraste con estos datos están los generados para sedimentos marinos de un área protegida del NW mexicano, donde los valores de H' se registran como los más elevados hasta ahora, y rebasan los estimados en estudios previos, con una H' promedio de 4.96 y un intervalo de 3.7-5.9 que bien podrían estar reflejando las condiciones de un ambiente libre de contaminación (Siqueiros Beltrones *et al.* 2017).

Finalmente, un estudio reciente en un área contaminada (Mar Piccolo de Taranto) en donde se muestra que, aunque algunos valores de diversidad estimados caen dentro del intervalo normal otros son más bajos (1.2-1.9), ahí también las especies de *Navicula*, *Amphora* y *Cocconeis* fueron los más abundantes y mostraron respuesta tanto estacional como a contaminación del área (Rubino *et al.* 2015). No obstante, nuevamente resalta la falta de precisión taxonómica a nivel especie, imposibilitando la detección de especies indicadoras. Dentro de nuestros registros *Navicula subinflatoides* y *Amphora ocellata* fueron abundantes sobre roca del sitio 4, pero quizá sea indicativo de meca-



Figura 5. Dos especímenes de diatomeas mostrando valvas deformes 1) *Achnanthes* sp., 2) *Cocconeis* sp. Escala=10 μm

nismos de tolerancia, derivados del pH del agua de mar y la salinidad, a la desecación en estos taxones.

Este trabajo exploratorio fue realizado con la finalidad de estudiar un sitio sin antecedentes florísticos de diatomeas bentónicas y contaminado por desechos de elementos potencialmente tóxicos. De acuerdo a las observaciones realizadas en este estudio, la estructura comunitaria no es diferente a la teoría ecológica general sobre la estructura de ADB. Pero las observaciones sobre la frecuencia y abundancia de diatomeas con deformaciones en la frústula pueden mostrar a aquellas especies sensibles y su respuesta al ambiente contaminado. Como es de esperarse en un estudio de índole exploratoria, no se contaba con antecedentes florísticos de diatomeas bentónicas en el área. No obstante, con base en la teoría ecológica general sobre estructura de ADB, i.e., riqueza y diversidad de especies, dominancia y equidad, y sus implicaciones ecológicas, se contrastó la hipótesis de trabajo de que los valores calculados de diversidad en las ADB en el área de Santa Rosalía contaminada por EPT derivados de los residuos mineros caerían fuera del intervalo típico ($2 < H' < 5$) propuesto (Siqueiros-Beltrones, 2005). Asimismo, la frecuencia de frústulas deformes sería mayor que en áreas no contaminadas. Los resultados mostraron una tendencia en los cambios que podrían ser ocasionados por EPT sobre las ADB;

en contraste, altas abundancias de ciertos taxones sugieren su capacidad de resistir o tolerar los efectos de EPT, a la vez que aquellos que se presentan con deformaciones de frústula podrían ser considerados taxones sensibles. Los estudios exploratorios en investigación científica resultan imprescindibles, cuando no se cuenta con bases teóricas y/o empíricas que permitan la construcción de hipótesis formales. Ello resulta aún más obligado, cuando se abordan tópicos delicados como los que tratan de contaminación e impacto ambiental, como el caso del uso de ADB como referentes o indicadoras de algún tipo de perturbación en donde estas exhibirían alteraciones en respuesta a algún forzamiento natural o antrópico. Así, tanto los estudios exploratorios como aquellos que se sustenten en estos, habrán de generar modelos objetivos sobre la relación entre ADB y potenciales contaminantes, permitiendo tomar decisiones objetivas para el manejo adecuado del ambiente. Aunque para los ambientes continentales existen índices disponibles para evaluar calidad de agua o impacto por contaminantes, los resultados del presente estudio aunados a los de la literatura consultada muestran ser insuficientes para concluir acerca de la respuesta ecológica de las ADB al supuesto impacto por exposición a EPT en ambientes marinos. Esto debido, primeramente, a que el uso de parámetros de ADB es aún incierto y que no se han establecido aún referentes.

Tabla 3. Valores de concentración de metales en mg kg^{-1} y $\mu\text{g kg}^{-1}$ (Hg) en sedimento (Santa Rosalía, BCS). S=sitio de muestreo, UCC= valor superior de la corteza terrestre (Wedepohl 1995), ERB= Efecto de rango bajo, ERM=efecto de rango medio (Long et al. 1995).

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

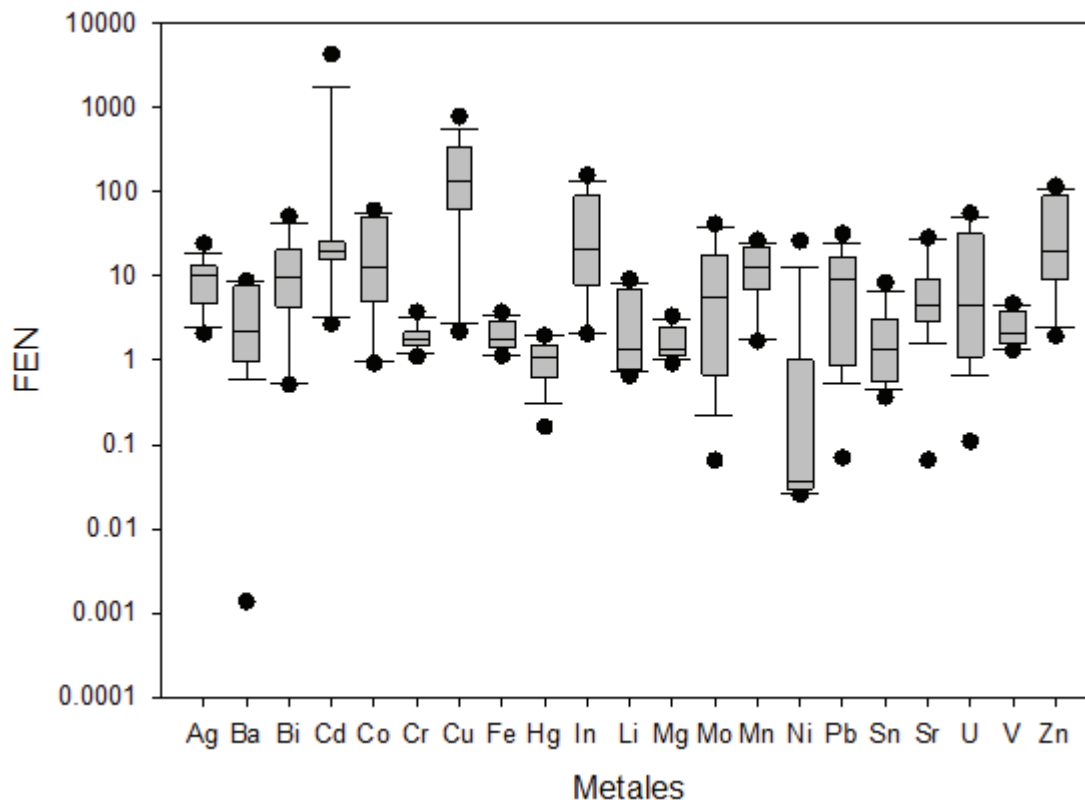


Figura 4. Factor de enriquecimiento normalizado (FEN) para los sedimentos de Santa Rosalía, BCS, México. Cu, Zn, Co, In, Cd, Mn, y U, sobrepasando los valores moderados. Valores de FEN >10 indican un alto grado de contaminación y afectación al 50% de la biota.

Tabla 4. Porcentaje de valvas de diatomeas deformes presente en los sitios de muestreo del Puerto de Santa Rosalía, BCS. M= mayo, E=enero, Se=Sedimento, R=roca, #=sitio de muestreo

	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%

REFERENCES

- ÁCS, É., N. M. RESKÓNE, K. SZABÓ, G. 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. DOI:10.1556/ABot.47.2005.3-4.1
- 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 (39): 81-9. DOI:10.1016/j.scitotenv.2016.08.197
- 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 (2):163-175. DOI:10.1023/B:JOPL.0000029430.78278.a5
- CUNNINGHAM, L., J. S. STARK, I. SNAPE, A. McMINN & M. J. RIDDLE. 2003. Effects of metal and petroleum hydrocarbon contamination on benthic diatom communities near Casey station, Antarctica: an experimental approach. *Journal of Phycology* 39 (3): 490-503. DOI: 10.1046/j.1529-8817.2003.01251.x
- CUNNINGHAM, L., B. RAYMOND, I. SNAPE & M. J. RIDDLE. 2005. Benthic diatom communities as indicators of anthropogenic metal contamination

- at Casey Station, Antarctica. *Journal of Paleolimnology* 33 (4): 499-513. DOI: 10.1007/s10933-005-0814-0
- DESROSNIERS, C., J. LEFLAIVE, A. EULIN & L. TEN-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. DOI: 10.1016/j.ecolind.2013.02.021
- DICKMAN, M. 1998. Benthic marine diatom deformities associated with contaminated sediments in Hong Kong. *Environment International* 24 (7): 749-59. DOI: 10.1016/S0160-4120(98)00060-9
- 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. DOI: 10.1016/j.quascirev.2006.05.003
- FALASCO, E., F. BONA, G. BADINO, L. HOFFMANN & L. ECTOR. 2009. Diatom teratological forms and environmental alterations: a review. *Hydrobiologia* 623 (1): 1-35. DOI: 10.1007/s10750-008-9687-3
- GAUTAM, S., L.K. PANDEY, V. VINAYAK & A. ARYA. 2017. Morphological and physiological alterations in the diatom *Gomphonema pseudoaugur* due to heavy metal stress. *Ecology Indicator* 72: 67-76. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.08.002
- GÓMEZ, N. & M. LICURSI. 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology* 35 (2): 173-81. DOI: 10.1023/A:1011415209445
- HUSTEDT, F. 1991. Die Kieselalgen Deutschlands, Österreichs und der Schweiz: unter Berücksichtigung der übrigen Länder Europas sowie der angrenzenden Meeresgebiete. 1. Reprint der Ausg. von 1930. Campaign, III: Koeltz [u.a.], 920 p. (Die Kieselalgen Deutschlands, Österreichs und der Schweiz / von Friedrich Hustedt).
- IVORRA, J., N. HETTELAAAR, G.M.J. TUBBING, M.H.S. KRAAK, S. SABATER & W. ADMIRAAL. 1999. Translocation of microbenthic algal assemblages used for in situ analysis of metal pollution in rivers. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 37 (1):19-28. DOI: 10.1007/s002449900485
- JONATHAN, M.P., E. SHUMILIN, G.M. RODRÍGUEZ-FIGUEROA, P.F. RODRÍGUEZ-ESPINOSA & S.B. SUJITHA. 2016. Potential toxicity of chemical elements in beach sediments near Santa Rosalía copper mine, Baja California Peninsula, Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 180: 91-6. DOI: 10.1016/j.ecss.2016.06.015
- 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. DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.06.048
- 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, 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. DOI: 10.11646/phytotaxa.283.3.1
- LÓPEZ-FUERTE, F.O., D.A. SIQUEIROS-BELTRONES & M.C. ALTAMIRANO-CERECEDO. 2020. Species Composition and New Records of Diatom Taxa on *Phylodictyon pulcherrimum* (Chlorophyceae) from the Gulf of California. *Diversity* 12 (9): 339. DOI: 10.3390/d12090339
- 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. DOI: 10.1007/BF02472006
- 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. *J. Environmental Monitoring and Assessment* 13 (8): 21-82. DOI: 10.1039/c1em10058k
- 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. DOI: 10.24275/uam/izt/dcbshidro/2018v28n1/Siqueiros
- MARTÍNEZ, Y.J., D.A. SIQUEIROS BELTRONES & A.J. MARMOLEJO RODRÍGUEZ. 2021. Response of Benthic Diatom Assemblages to Contamination by Metals in a Marine Environment. *Journal of Marine Science and Engineering* 9: 443. DOI: 10.3390/jmse9040443
- MEDLEY, C.N. & W.H. CLEMENTS 1998. Responses of diatom communities to heavy metals in streams: the influence of longitudinal variation. *Ecological Applications* 8 (3), 631-44. DOI: 10.1890/10510761(1998)008[0631:RODCTH]2.0.CO;2
- MORIN, S., A. CORDONIER, I. LAVOIE, A. ARINI, S. BLANCO & T.T.DUONG. 2012. Consistency in diatom response to metal-contaminated environments. In: Guasch H., A. Ginebreda & A. Geiszinger (Eds.). *Emerging and Priority Pollutants in Rivers* [Internet]. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. 117-46. DOI: 10.1007/978-3-642-25722-3_5
- PANDEY, L.K., C.S. YOGESH, P. JIHAEE, C. SOYEON, L. HOJUN, L. JIE & H. TAEJUN. 2018. Evaluating features of periphytic diatom communities as biomonitoring tools in fresh, brackish and marine waters. *Aquatic Toxicology* 19 (4): 67-77. DOI: 10.1016/j.aquatox.2017.11.003
- 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. DOI: 10.7773/cm.v38i2.2007
- 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. ISSN: 0213-8409
- PETROV, A., E. NEVROVA, A. TERLETSKAYA, 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. ISSN 2084-4352.
- 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), 453-8. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.01.028
- RODRÍGUEZ-FIGUEROA, G.M., E. SHUMILIN & I. SÁNCHEZ-RODRÍGUEZ. 2009. Heavy metal pollution monitoring using the brown seaweed *Padina durvillaei* in the coastal zone of the Santa Rosalía mining region, Baja

- California Peninsula, Mexico. *Journal of Applied Phycology* 21 (1): 19-26. DOI: 10.1007/s10811-008-9346-0
- 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): 12624-44. DOI: 10.1007/s11356-015-5526-z
- 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 (1): 233-46. DOI: 10.1007/s10750-005-9012-3
- SCHMIDT, A., M. SCHMIDT, F. FRICKE, H. HEIDEN, O. MÜLLER & F. HUSTEDT. 1874-1959. *Atlas der diatomaceenkunde*. Heft 1- 120. Reisland, Leipzig., 208 p.
- SHUMILIN, E.N., G. RODRÍGUEZ-FIGUEROA, O.M. BERMEA, E.L. BATURINA, E. HERNÁNDEZ & G.D.R. MEZA. 2000. Anomalous trace element composition of coastal sediments near the copper mining district of Santa Rosalía, peninsula of Baja California, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 65 (2): 261-8. DOI: 10.1007/s0012800123
- SHUMILIN, E, G. RODRÍGUEZ-FIGUEROA & D. SAPOZHNIKOV. 2005. Lanthanide contamination and strong cerium positive anomaly in the surface sediments of the Santa Rosalía copper Mining Region, Baja California peninsula, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 75: 308-315. DOI: 10.1007/s00128-005-0754-4
- SHUMILIN, E., V. GORDEEV, G. R. FIGUEROA, L. DEMINA & K. CHOUMLINE. 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 (1): 8-25. DOI: 10.1007/s00244-010-9532-3
- SHUMILIN, E., G. RODRÍGUEZ-FIGUEROA, D. SAPOZHNIKOV, Y. SAPOZHNIKOV & K. CHOUMLINE. 2012. Anthropogenic and authigenic uranium in marine sediments of the central Gulf of California adjacent to the Santa Rosalía mining region. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 63 (3): 309-22. DOI: 10.1007/s00244-012-9776-1
- SHUMILIN, E., Á. R. JIMÉNEZ-ILLESAS & S. LÓPEZ-LÓPEZ. 2013. Anthropogenic contamination of metals in sediments of the Santa Rosalía harbor, Baja California Peninsula. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 90 (3): 333-7. DOI: 10.1007/s00128-012-0923-1
- SIQUEIROS-BELTRONES, D.A. 1988. Diatomeas bentónicas de la Laguna Figueroa, Baja California. *Ciencias Marinas* 14 (2): 85-112. DOI: 10.7773/cm.v14i2.586
- SIQUEIROS-BELTRONES, D.A. 1990. Association structure of benthic diatoms in a hypersaline environment. *Ciencias Marinas* 16 (1): 101-127. DOI: 10.7773/cm.v16i1.678
- 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. ISBN 970-18-7595-8
- 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. ISSN 1113-5165
- 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 (4): 1065-85. DOI: 10.7550/rmb.43748
- 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. DOI: 10.24275/uam/izt/dcbshidro/2017v27n3/Siqueiros
- 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.
- WEDEPOHL, H. K. 1995. The composition of the continental crust. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 59 (7): 1217-32. DOI: 10.1016/0016-7037(95)00038-2
- WILSON, I.F. & V. S. ROCHA. 1955. Geology and mineral deposits of the Boleo copper district, Baja California, Mexico. *Geological Survey professional*. 273.
- WITKOWSKI, A., H. LANGE-BERTALOT & D. METZELTIN. 2000. *Diatom flora of marine coasts*. Ruggell: Königstein, Germany: Gantner, Distributed by Koeltz Scientific Books, 925 p. (Iconographia diatomologica: annotated diatom micrographs).