

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA**  
**FACULTAD DE CIENCIA MARINAS**  
**INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEANOLÓGICAS**



**FLUJO ATMOSFÉRICO DE POLVO MINERAL Y COBRE HACIA LA  
REGIÓN CENTRAL DEL GOLFO DE CALIFORNIA: VARIABILIDAD  
ESPACIAL, TEMPORAL E IMPLICACIONES.**

TESIS

QUE PARA CUBRIR PARCIALMENTE LOS REQUISITOS  
NECESARIOS PARA OBTENER EL GRADO DE:

**MAESTRO EN CIENCIAS EN OCEANOGRAFÍA COSTERA**

PRESENTA:

**RICARDO PÉREZ MENDIETA**

Ensenada, Baja California, México. Enero del 2021.

## RESUMEN

En concentraciones bajas (nM) el cobre (Cu) es un elemento esencial para organismos como el fitoplancton; sin embargo, en presencia de concentraciones elevadas ( $>\mu\text{M}$ ) se considera un elemento nocivo para estos organismos. A pesar de su importancia relacionada con la productividad primaria, los aportes atmosféricos de Cu hacia las aguas superficiales de mares marginales como el Golfo de California (GC) son poco conocidos. Con el objetivo de estudiar la variabilidad espacial y temporal del flujo atmosférico de Cu y polvos minerales, entre agosto de 2011 y julio de 2012, se recolectaron muestras de partículas atmosféricas en 3 localidades costeras de la región central del GC ubicadas en Bahía de los Ángeles (BDLA), Bahía Kino (BK) y Guaymas (GY). Además, durante el mismo periodo, se obtuvieron 15 muestras de suelos de la Península de Baja California (PBC) para medir su contenido de cobre. El análisis de la circulación atmosférica superficial durante el periodo de estudio demostró que el viento en la región central del golfo presentó un comportamiento monzónico. Durante la temporada cálida (mayo - octubre) predominaron los vientos débiles del sur, con una incidencia reducida de la componente de vientos del noroeste. En contraste, durante la temporada fría (noviembre - abril) predominaron los vientos fuertes del noroeste, con excepción de BDLA donde los vientos del suroeste prevalecieron. El flujo de partículas de polvo en los tres sitios fue similar, con un promedio general de  $32.8 \pm 5.19 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . El análisis de la dirección de incidencia del viento, la concentración de Cu total y la relación Cu/Al de las partículas, sugiere que las partículas que se depositan en BDLA podrían provenir de los suelos de la PBC. Por otro lado, en BK, los desiertos del suroeste de Estados Unidos y los suelos del sur de Sonora podrían ser las principales fuentes de partículas de polvo. En general, los flujos atmosféricos de Cu hacia la región central del GC presentaron valores característicos de emisiones naturales en BDLA ( $9.03 \pm 1.54 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) y BK ( $10.9 \pm 1.95 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ). En contraste, las elevadas concentraciones de Cu en las muestras de polvo depositado en GY son claramente representativas de influencia antropogénica local, la cual se ve reflejada en flujos de Cu promedio de  $718 \pm 197 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . Finalmente, tomando en consideración que: (1) el flujo de Cu en BDLA y BK es representativo de fuentes naturales ( $9.03 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ); y (2) que puede disolverse

entre el 1% y 20% del Cu contenido en los polvos minerales, se calcula que los flujos atmosféricos de Cu en la región central del GC tienen el potencial de elevar la concentración superficial de Cu disuelto entre  $0.2 \times 10^{-3}$  y  $4.2 \times 10^{-3}$  nM. Por otro lado, si se considera un flujo antropogénico de Cu similar al observado en GY ( $718 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ), la concentración superficial de Cu podría incrementarse entre  $16.6 \times 10^{-3}$  y  $332 \times 10^{-3}$  nM. En el escenario de que predomine el flujo natural de Cu, estos podrían promover el incremento de la productividad primaria con valores similares a los obtenidos en BDLA y BK durante la temporada cálida y fría, respectivamente. Sin embargo, en el escenario donde se presentan flujos de Cu soluble de origen antropogénico (como los observados en GY), se podrían generar concentraciones de Cu nocivas para la productividad primaria principalmente durante la temporada cálida, debido a la estratificación de la capa superficial de la columna de agua en la región de estudio.

Palabras clave: Golfo de California, polvo mineral, cobre, monzón.

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA  
FACULTAD DE CIENCIA MARINAS  
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEANOLÓGICAS  
POSGRADO EN OCEANOGRAFÍA COSTERA**

**“FLUJO ATMOSFÉRICO DE POLVO MINERAL Y COBRE HACIA  
LA REGIÓN CENTRAL DEL GOLFO DE CALIFORNIA:  
VARIABILIDAD ESPACIAL, TEMPORAL E IMPLICACIONES”**

**TESIS  
QUE PARA CUBRIR PARCIALMENTE LOS REQUISITOS  
NECESARIOS PARA OBTENER EL GRADO DE:  
MAESTRO EN CIENCIAS EN OCEANOGRAFÍA COSTERA**

PRESENTA:

RICARDO PÉREZ MENDIETA

Aprobada por:



---

Dr. Francisco Delgadillo Hinojosa  
Director de tesis



---

Dr. Jacob Alberto Valdivieso Ojeda  
Sinodal



---

Dr. Rubén Castro Valdez  
Sinodal

## DEDICATORIAS

A mi madre por brindarme todo su cariño y apoyo incondicional haciendo de los momentos difíciles más sencillos. Por enseñarme a luchar por lo que quiero, darme el valor de hacerlo y por todo el tiempo dedicado a inculcarnos todos los valores más importantes.

A mi padre por ser un pilar fundamental y quien me ha apoyado a cumplir todas mis metas. Por sus consejos y por todo el esfuerzo que ha realizado para darme la mejor educación.

A mis hermanos, Germán y Gerardo, por todos esos momentos inovidables pasados durante la infancia y por su apoyo incondicional

## **AGRADECIMIENTOS**

Agradesco de manera especial mi director de tesis el Dr. Francisco Delgadillo Hinojosa por su apoyo, tiempo y dedicación brindados durante el desarrollo de este trabajo. Por enseñarme que el éxito depende del tiempo y la dedicación que dediques, por sus críticas, comentarios y sugerencias que ayudaron a enriquecer el presente trabajo y a mejorar mi capacidad de redactar trabajos científicos.

A mis sinodales, el Dr. Jacob Alberto Valdivieso Ojeda y el Dr. Rubén Castro Valdez por sus comentarios, sugerencias, críticas y correcciones que ayudaron a mejorar la calidad de este trabajo. Agradezco su disponibilidad, apoyo y compromiso brindado durante el desarrollo del presente escrito.

Gracias a la Universidad Autónoma de Baja California (UABC), Facultad de Ciencias Marinas (FCM) e Instituto de investigaciones Oceanológicas por abrirme sus puertas y facilitarme el uso de sus instalaciones para realizar y culminar este trabajo.

Gracias al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por otorgarme una beca de maestría durante dos años (becario #24839) y por financiar el proyecto titulado “Flujo atmosférico de metales bioactivos y su solubilidad en el Golfo de California: un escenario hacia el cambio climático”, aprobado en la convocatoria de ciencia básica CB-2011-01-166897.

Este trabajo no sería posible sin el apoyo y colaboración de todo el equipo de trabajo de laboratorio, a quienes agradezco por brindarme su apoyo incondicional durante este camino, ayudándome a mejorar tanto académica como personalmente.

Finalmente, gracias a toda persona involucrada en el desarrollo de este escrito con la mejor disponibilidad de ayudar a mejorar y culminar el presente trabajo.

## ÍNDICE

	<b>Página</b>
<b>1.0 Introducción.</b>	1
1.1 Ciclo del polvo.	3
1.2 El cobre en el medio ambiente marino.	6
1.3 Variabilidad en la concentración y solubilidad de cobre en partículas con distinto origen.	7
<b>2.0 Área de estudio.</b>	10
<b>3.0 Hipótesis.</b>	14
<b>4.0 Objetivo general.</b>	15
4.1 <b>Objetivos particulares.</b>	15
<b>5.0 Materiales y Métodos.</b>	16
5.1. Reactivos y limpieza de material.	16
5.2. Recolecta de polvo atmosférico y suelos.	17
5.3. Análisis y cuantificación de cobre y aluminio en partículas de polvo y suelos	19
5.4. Control de calidad en el análisis de contenido de cobre y aluminio en las muestras de partículas atmosféricas.	20
5.5 Datos meteorológicos y retrotrayectorias de las masas de aire.	21
5.6 Temporadas en la región de estudio.	23
<b>6.0 Procesamiento de Datos.</b>	23

6.1.	Cálculo de la concentración de cobre y aluminio en polvos y suelos.	23
6.2.	Factor de enriquecimiento.	24
6.3.	Procesamiento estadístico.	27
<b>7.0</b>	<b>Resultados.</b>	<b>28</b>
7.1.	Variabilidad espacial y temporal del viento.	28
7.2.	Variabilidad espacial y temporal en la deposición de polvo en la región central del Golfo de California.	32
7.3.	Concentración de cobre total, razón Cu/Al y $FE_{Cu}$ en partículas atmosféricas y suelos.	37
7.4.	Variabilidad espacial y temporal en el flujo atmosférico de cobre total hacia la región central del Golfo de California.	42
<b>8.0</b>	<b>Discusión.</b>	<b>44</b>
8.1.	Circulación atmosférica de bajo nivel en el Golfo de California.	44
8.2.	Asociación del flujo de partículas con la circulación atmosférica superficial.	47
8.3.	Variabilidad en la concentración de cobre total en las partículas atmosféricas.	53
8.4.	Flujo atmosférico de cobre total en la región central del Golfo de California.	64
8.5.	Solubilidad del cobre asociado a las partículas de polvo.	67
8.6.	Implicaciones del cambio global en el del flujo atmosférico de polvo y cobre en mares marginales.	71
<b>9.0</b>	<b>Conclusiones.</b>	<b>74</b>
<b>10.0</b>	<b>Referencias.</b>	<b>76</b>

## LISTA DE TABLAS

Número	Página	
Tabla I.	<p>Control de calidad del análisis de la concentración de Cu y Al en sedimento del estándar de referencia certificado MESS-3 (National Research Council Canada). Se presenta el porcentaje de recuperación (<math>\% \pm \sigma</math>), la concentración promedio del blanco de filtro (<math>BF \pm \sigma</math>) y el límite de detección (LD) de ambos métodos analíticos. El número entre paréntesis representa la cantidad de mediciones realizadas (<math>n</math>).</p>	21
Tabla II.	<p>Valores promedio (<math>\bar{X}</math>) y error estándar (E.E) del flujo de polvo, concentración de Cu en las partículas de polvo, flujo de Cu y factor de enriquecimiento de Cu (<math>FE_{Cu}</math>) de Bahía de los Ángeles (BDLA), Bahía Kino (BK) y Guaymas (GY) durante el periodo de agosto 2011 a julio 2012. También se representan los valores correspondientes para las temporadas fría y cálida en las 3 localidades. Los valores de <math>FE_{Cu}</math> se calcularon con base en la razón Cu/Al de la corteza terrestre superior (Li y Schoonmaker, 2003). Min=mínimo y max=máximo.</p>	33
Tabla III.	<p>Concentraciones de Cu en las muestras de suelos de la Península de Baja California, en regiones adyacentes y en partículas con influencia antropogénica que pudiesen representar flujos importantes de cobre a la atmósfera.</p>	41
Tabla IV.	<p>Comparación de los valores de flujo de polvo, concentración de <math>[Cu]_{Total}</math> y flujo de Cu total obtenidos en el presente estudio durante el periodo de agosto 2011 a julio 2012 en las costas adyacentes a la región central del Golfo de California (GC) con valores reportados anteriormente para otras regiones del mundo.</p>	51
Tabla V	<p>Cálculo del incremento en la concentración de <math>Cu_d</math> en la región central del GC (Fig. 1) asociado a flujos atmosféricos obtenido mediante:</p> <p><b><math>Cu_d</math> (nmol L<sup>-1</sup>) = Flujo atmosférico (nmol m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>) * % solubilidad del [Cu] * Tiempo de residencia de la caja (d) * Área superficial (m<sup>2</sup>) * (1/Volumen (L)).</b></p>	72

## LISTA DE FIGURAS

Número		Página
Figura 1.	Ciclo del polvo (modificado de Shao, 2008).	4
Figura 2.	Área de estudio y ubicación de las localidades donde se recolectaron las muestras polvo atmosférico en Bahía de los Ángeles (BDLA), Bahía Kino (BK) y Guaymas (GY) en las costas adyacentes a la región central del Golfo de California para el periodo de muestreo de agosto de 2011 a julio de 2012. Se incluye la ubicación donde se recolectaron las muestras de suelo en la Península de Baja California (●), se indica la frontera con Estados Unidos (—) y los límites entre estados (— ). El recuadro de rojo con líneas punteadas indica el área sobre la cual se realizó el cálculo de la contribución de cobre disuelto asociado a flujos atmosféricos.	11
Figura 3.	Esquema del sistema de recolección de partículas atmosféricas utilizado en este estudio, se siguió la descripción de Delgadillo-Hinojosa et al. (2006).	18
Figura 4.	Rosas de los vientos en a) Bahía de los Ángeles (BDLA), b) Bahía Kino (BK) y c) Guaymas (GY) para el periodo de enero de 2011 a diciembre de 2012. Se indica la magnitud promedio en cada temporada, el porcentaje de incidencia de cada dirección, el intervalo de magnitudes que se presentaron y el mapa con la ubicación de las localidades.	28
Figura 5.	Rosas de vientos para las temporadas fría (a, c, e) y cálida (b, d, f) en Bahía de los Ángeles (BDLA), Bahía Kino (BK) y Guaymas (GY) durante el periodo de enero de 2011 a diciembre de 2012. Se indica la magnitud promedio en cada temporada, el porcentaje de incidencia de cada dirección, el intervalo de magnitudes que se presentaron y el mapa con la ubicación de las localidades.	29

Figura 6.	Retrotrayectorias calculadas para el a) verano (agosto 2011), b) otoño (noviembre 2011), c) invierno (febrero 2012) y d) primavera (mayo 2012). La barra de colores indica el porcentaje de incidencia de las masas de aire que arriban a la región central del Golfo de California.	31
Figura 7.	Valores promedio del a) flujo de polvo, b) concentración de Cu total y c) flujo de Cu total para las tres localidades de muestreo: Bahía de los Ángeles (BDLA), Bahía Kino (BK) y Guaymas (GY), diferenciando los valores anuales, la temporada fría y la temporada cálida con líneas discontinuas (- - -). Las barras de error representan el error estándar. <b>Nota:</b> El eje “y” en el panel b y c se encuentra en escala logarítmica.	34
Figura 8.	Variación temporal de los flujos de polvo entre agosto de 2011 y julio de 2012 en a) Bahía de los Ángeles (BDLA), b) Bahía Kino (BK) y c) Guaymas (GY). Se indican el promedio y el error estándar (en caso de existir), el área gris marca la temporada fría y se señala la transición entre años (- - -).	35
Figura 9.	Variación temporal de la concentración de Cu y del factor de enriquecimiento de Cu ( $FE_{Cu}^*$ ) en las muestras de partículas atmosféricas recolectadas durante el periodo de agosto de 2011 a julio de 2012. a) Bahía de los Ángeles (BDLA), b) Bahía Kino (BK) y c) Guaymas (GY). El símbolo representa el promedio y la barra el error estándar (en caso de existir). En color gris se delimita la temporada fría y la transición entre años se denota por la línea punteada (- - -). El valor de $FE_{Cu}=1$ se representa con la línea horizontal azul ( $\rightarrow$ ).	38
Figura 10.	Distribución espacial de la concentración de Cu total (a) y Al total (b) en muestras de suelos superficiales de la PBC y del suroeste de Estados Unidos (Reheis et al., 2009). La línea roja ( - ) indica la frontera entre México y Estados Unidos.	40

- Figura 11. Variación temporal del flujo de Cu en a) Bahía de los Ángeles (BDLA), b) Bahía Kino (BK) y c) Guaymas (GY) para el periodo comprendido de agosto 2011 a julio de 2012. En el panel (d) se presenta una imagen ampliada de los flujos de Cu  $<1000 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  de la localidad de GY. Los símbolos indican el promedio y las barras el error estándar (en caso de existir). La región sombreada señala la temporada fría y la línea punteada (- - -) representa la transición entre años. Nota: Nótese la diferencia de escala del eje y en el panel (c). 43
- Figura 12. Comparación de las concentraciones de Cu y Al, representadas en escala logarítmica, en muestras de polvos atmosféricos recolectados entre agosto 2011 y julio 2012 en Bahía de los Ángeles (BDLA), Bahía Kino (BK) y Guaymas (GY). Se incluyen otras posibles fuentes de partículas como los suelos de la Península de Baja California (●, PBC), así como suelos y polvos del suroeste de Estados Unidos, (● - ●, Reheis et al., 2009), carbón (●, Karayigit et al., 2000), polvos de Obregón, Sonora (●, Meza-Montenegro et al., 2012) y con la concentración reportada para la corteza superficial (---, Li y Schoonmaker, 2003). 59
- Figura 13. Regresión lineal entre el flujo de polvo y el flujo de Cu para Bahía de los Ángeles (BDLA, ▲), Bahía Kino (BK, ■) y Guaymas (GY, ●, gráfica inferior derecha). Se incluye la ecuación de la regresión, el número de observaciones ( $n$ ) y el coeficiente de correlación de Pearson ( $r_{\text{Pearson}}$ ). 66
- Figura 14. Variación temporal (agosto de 2011 a julio de 2012) del flujo de Cu soluble en a) Bahía de los Ángeles (BDLA), b) Bahía Kino (BK) y c) Guaymas (GY). Se toman como referencia porcentajes de solubilidad del 1% (-----) y 20% (-----) reportados para aerosoles minerales, se indica con una región sombreada los meses considerados parte de la temporada fría y se señala la transición entre el 2011 y 2012 (-----). 70

## 1. INTRODUCCIÓN.

Existen elementos que se encuentran presentes en el agua de mar en concentraciones menores a  $100 \mu\text{mol kg}^{-1}$ , los cuales son requeridos en pequeñas cantidades (nM) en enzimas como catalizadores para activar funciones metabólicas en los organismos (e.g., fitoplancton). Estos elementos generalmente son metales de transición (Fe, Mn, Co, Ni, Cu y Zn) y se les denomina elementos traza bioactivos (Bruland 1991; Libes, 2009). La deficiencia de algunos de estos metales (e.g., Fe, Mn, Zn; Brand et al., 1983) en la columna de agua puede limitar el crecimiento del fitoplancton, mientras que el exceso de otros elementos (Cu, Cd; Brand et al., 1986) lo puede inhibir (Morel y Price, 2003; Paytan et al., 2009; Gelado-Caballero et al., 2015).

El estudio de los metales traza ha experimentado una gran expansión a partir de la implementación de técnicas específicas para su cuantificación y análisis (e.g., Bruland y Franks, 1979). Como resultado de estos estudios, se ha descrito parcialmente el papel que desempeñan estos elementos como cofactores de enzimas importantes que intervienen en determinadas rutas metabólicas del fitoplancton (Ho et al., 2003; Ho et al., 2007; Twining y Baines, 2013; López et al., 2019). Se ha reportado que distintos grupos del fitoplancton tienen requerimientos diferentes y debido a esto, la distribución espacial de estos elementos puede influir en la configuración de la comunidad fitoplanctónica, lo cual a su vez puede influir en los ciclos biogeoquímicos de otros elementos biológicamente importantes (e.g., C, N; Schulz et al., 2012; Twining y Baines, 2013).

Los elementos traza bioactivos pueden ser introducidos al océano mediante 6 vías: aporte de ríos, transporte atmosférico, ventilas hidrotermales, filtración de

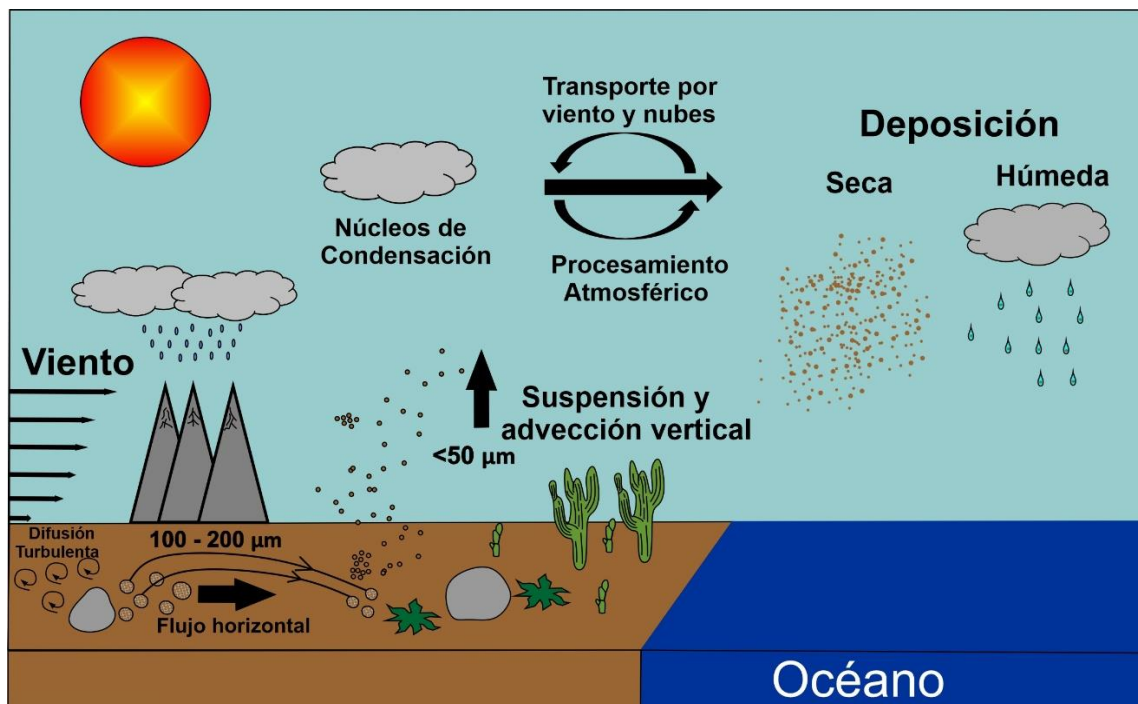
agua subterránea, difusión desde los sedimentos y aporte desde el espacio exterior. Sin embargo, el aporte de ríos, el transporte atmosférico y el aporte por ventilas hidrotermales se consideran los más importantes (Libes, 2009). El transporte atmosférico es una ruta importante mediante la cual las partículas naturales y antropogénicas son transportadas desde regiones terrestres hacia zonas costeras y marinas adyacentes (Duce et al., 1991; Jickells, 2005; Schulz et al., 2012; Mahowald et al., 2018). Debido a la relevancia ecológica del Cu en el medio ambiente marino y a que las partículas de polvo mineral son el componente de mayor abundancia en masa dentro de la atmósfera (Mahowald et al., 2018), es necesario conocer cómo podrían afectar los flujos atmosféricos de Cu a la concentración superficial de este elemento en la columna de agua, principalmente en mares semicerrados que se encuentran adyacentes a ambientes desérticos.

En la actualidad el flujo de polvo ha sido estudiado en mares semicerrados como el Mediterráneo (Guerzoni et al., 1999), el Golfo de Aqaba (Al-Taani et al., 2015), el Mar Negro (Theodosi et al., 2013) o el Golfo de California (Muñoz-Barbosa et al., 2020), los cuales se encuentran adyacentes a ambientes desérticos (e.g., desiertos como el Sahara o el Sahel) o a zonas densamente pobladas (e.g., Europa). El estudio del transporte de polvo desde zonas áridas hacia ambientes oligotróficos marinos resulta de gran importancia debido a que en un futuro se espera que los cambios en el régimen de lluvias favorezcan el incremento de la aridez, lo cual podría influir significativamente en la magnitud de los aportes de polvos minerales a las zonas costeras a escala global. Debido a esto, los mares semicerrados adyacentes a ambientes desérticos podrían representar condiciones de futura aridez (Chen et al., 2008).

## 1.1 CICLO DEL POLVO.

Los aerosoles minerales son partículas de polvo originarias de suelos con características particulares (i.e., suelos erosionables, poca vegetación y poca humedad) que por acción del viento han sido puestas en suspensión en la atmósfera, donde suelen ser el componente de mayor abundancia en masa; por lo que el ciclo del polvo implica la emisión, el transporte, la transformación, la deposición y la estabilización de las partículas de polvo mineral (Mahowald 2005; Schulz et al., 2012; Mahowald et al., 2014; Mahowald et al., 2018).

El proceso de aporte atmosférico de elementos traza bioactivos asociados a partículas de polvo mineral inicia cuando las regiones topográficamente elevadas son drenadas mediante flujos pluviales promovidos por lluvias, los cuales transportan partículas a regiones de menor altura. Una vez que las partículas son depositadas y la humedad del suelo ha desaparecido, la acción del viento provoca que partículas entre 100 y 200  $\mu\text{m}$  de diámetro comiencen a transportarse por saltación en la superficie (Fig. 1). De estas partículas se desprenden otras de menor tamaño ( $<50 \mu\text{m}$ ), lo cual genera un flujo vertical de partículas y una vez suspendidas en la atmósfera, se ponen a disposición del viento y pueden ser transportadas hasta miles de kilómetros desde el área de origen (Mahowald et al., 2005; Schulz et al., 2012; Mahowald et al., 2014).



**Figura 1.** Ciclo del polvo (modificado de Shao, 2008).

La vida útil de las partículas en la atmósfera y la distancia recorrida desde la fuente donde se generaron dependerá del tamaño de las partículas emitidas, de la intensidad del viento que sople sobre las partículas y de la presencia de lluvias durante su trayectoria (Mahowald et al., 2014). Estos factores ocasionan que las partículas mayores a  $10 \mu\text{m}$  permanezcan solo unas cuantas horas en la atmósfera y sean depositadas cerca de la fuente, mientras que las partículas submicrométricas permanecerán varias semanas en la atmósfera y podrán ser transportadas miles de kilómetros (Mahowald et al., 2005, 2014).

Las grandes regiones desérticas son fuentes importantes de partículas minerales. Entre las principales fuentes destacan las regiones áridas del Norte de África, la Península Arábiga, Asia Central, China, Australia, América del Norte y Sudáfrica (Mahowald 2005; Schulz et al., 2012). Los flujos atmosféricos de material

terrágeno son difíciles de estimar, debido a que muchas veces ocurren en escalas de tiempo cortas como resultado de eventos meteorológicos (e.g., grandes tormentas de polvo, eventos Santa Ana, huracanes, etc.; Libes 2009), lo que genera pulsos de partículas a las regiones adyacentes con una alta variabilidad espacial y temporal (Duce et al., 1991).

La deposición de las partículas puede ocurrir en regiones adyacentes a la fuente por dos mecanismos principales, la deposición seca y la deposición húmeda. La deposición seca incluye la eliminación de las partículas presentes en la atmósfera por flujo turbulento (i.e., impulsadas por el viento hacia una superficie) y la sedimentación de las partículas por acción de la gravedad, una vez que el viento deje de ejercer fuerza sobre las partículas lo que genera que se depositen (Mahowald et al., 2005, 2011). El segundo mecanismo es la deposición húmeda, la cual consiste en el barrido del polvo suspendido en la atmósfera por acción de las lluvias, las cuales solubilizan parcialmente el contenido de las partículas y las depositan en regiones adyacentes entre las que se encuentran los océanos. La deposición húmeda aún no se comprende en su totalidad y se menciona que cuando el polvo interactúa con las nubes (*in-cloud scavenging*), las partículas de polvo actúan como núcleos de condensación de nubes, por lo que influyen en los procesos de precipitación (e.g., Rosenfeld et al., 2001; Creamean et al., 2013; Cziczo et al., 2013).

El flujo de polvo mineral tiene importancia en diversos procesos que tienen lugar en la atmósfera (Creamean et al., 2013), la tierra (Okin et al., 2008) y el océano (Jickells et al., 2005). Se ha visto que el flujo de partículas puede ser considerado un problema para la salud pública, puede generar problemas de contaminación

(e.g., Prospero 1999), influye en los ciclos biogeoquímicos (e.g., N, C; Jickells et al., 2005), funcionan como centros de condensación para las nubes (e.g., Creamean et al., 2013), influyen en el equilibrio radiativo de la atmósfera al dispersar y absorber la radiación solar y terrestre (e.g., Arimoto, 2001) y se ha visto que algunos de los metales de transición de la primera fila, que son esenciales para los organismos marinos, pueden transportarse por esta vía y estimulan la producción primaria (e.g., Schulz et al., 2012; Mahowald et al., 2018).

## **1.2 EL COBRE EN EL MEDIO AMBIENTE MARINO.**

El cobre (particularmente el sulfato de cobre) era empleado antiguamente (antes del siglo XX) como alguicida, posteriormente a inicios del siglo XX se intentó describir un protocolo de uso del cobre con el fin de evitar generar daños en las poblaciones de peces, sin embargo, la efectividad del método era inconsistente (López et al., 2019). Algunos trabajos posteriores (e.g., Manahan y Smith, 1973; Sunda y Lewis, 1978; Brand et al., 1986) destacaron la importancia de los quelantes orgánicos y sintéticos para modular el potencial tóxico del Cu en cultivos de fitoplancton. De los estudios de especiación del Cu en ambientes marinos se reportó que más del 99.9% del cobre que se encuentra en superficie (<200m) se encuentra asociado a ligandos orgánicos fuertes (clase 1) en el Pacífico Noreste (Coale y Bruland 1988; Buck y Bruland 2005).

La concentración de ligandos orgánicos en el agua es de suma importancia debido a que si en un ambiente natural la concentración de ligandos excede la concentración de Cu, el sistema evita condiciones tóxicas, mientras que si la concentración de Cu total excede la concentración de ligandos, el sistema se

aproxima a los umbrales de toxicidad por la actividad del ion cúprico libre [Cu<sup>2+</sup>] en ciertos organismos; por lo que los ligandos funcionan como un sistema de amortiguación de la toxicidad del Cu<sup>2+</sup> (Brand et al., 1986; Buck y Bruland 2005; López et al., 2019). La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA, por sus siglas en inglés) en 1995 estableció un límite de 49 nM de concentración de las especies de iones disueltos Cu<sup>2+</sup> como criterio nacional de concentración continua (CCC) de cobre disuelto en aguas costeras de Estados Unidos (Buck et al., 2007).

### **1.3 VARIABILIDAD EN LA CONCENTRACIÓN Y SOLUBILIDAD DE COBRE EN PARTÍCULAS CON DISTINTO ORIGEN.**

La concentración de Cu en las partículas atmosféricas dependerá principalmente de la composición mineralógica de las fuentes de las partículas (Gelado-Caballero et al., 2012; Mackey et al., 2015). La naturaleza de las partículas atmosféricas puede ser muy variable y con base en el origen de las partículas, estas se suelen dividir en dos grandes grupos (Mahowald et al., 2018): (1) las partículas de origen natural (i.e., polvos de desiertos, partículas de biomasa emitidas por incendios naturales, partículas biogénicas primarias, partículas emitidas por los océanos y partículas generadas por erupciones volcánicas explosivas); y (2) las partículas de origen antropogénico (i.e., partículas generadas por quema de combustibles fósiles, el desgaste de frenos automotrices, partículas generadas al producir energía o materiales, etc.).

En el caso específico del Cu, se ha descrito que las emisiones antropogénicas de Cu generadas por el desgaste de frenos automotrices, la quema

de combustibles fósiles, los polvos de desiertos y los incendios naturales son las fuentes de mayor importancia que aportan este elemento mediante la vía atmosférica a los océanos (Sholkovitz et al., 2010; Schulz et al., 2012; López et al., 2019). Debido a esto es necesario conocer bien las características de la cuenca a estudiar, así como las características de las regiones adyacentes para poder identificar cuáles son las potenciales fuentes de partículas, y cuál es la vía que puede transportar estas partículas hacia la región de estudio.

La fracción de cobre contenido en las partículas minerales suele ser distinta en emisiones naturales y antropogénicas (Mahowald et al., 2018; López et al., 2019). Si consideramos las emisiones naturales, los flujos de polvos desde los desiertos suelen ser el componente que tiene mayor contribución hacia la atmósfera (Mahowald et al., 2018). Sin embargo, la concentración de cobre en los suelos áridos y semiáridos varía entre 0.23 y 3.15  $\mu\text{mol g}^{-1}$  (15 - 200  $\text{mg kg}^{-1}$ ) y el promedio en los suelos de las regiones subtropicales de California es de 0.683  $\mu\text{mol g}^{-1}$  (43.4  $\text{mg kg}^{-1}$ ; Han, 2007). Adicionalmente, se ha reportado que el Cu asociado a partículas minerales puede tener una solubilidad baja que oscila entre 1% y 7% (Sholkovitz et al., 2010).

En contraste, las principales fuentes de Cu antropogénico al océano son las emisiones generadas por la quema de combustibles fósiles y por el desgaste de las pastas de los frenos automotrices. Mientras que los combustibles fósiles tienden a presentar concentraciones bajas de Cu (0.003 – 0.54  $\mu\text{mol g}^{-1}$ ; Denier van der Gon et al., 2007), las partículas generadas por el desgaste de las pastas de frenos de los vehículos suelen estar enriquecidas con cobre, con valores que van del 1% al 14% de su peso (Denier van der Gon et al., 2007). Incluso, se ha reportado que los

flujos de partículas antropogénicas pueden llegar a solubilizar hasta el 100% de su contenido de cobre en el mar, lo cual puede generar condiciones tóxicas para el fitoplancton (Sholkovitz et al., 2010; López et al., 2019).

El impacto que genere la deposición de partículas atmosféricas en la productividad primaria del océano, dependerá en gran medida de la fracción que se encuentre biodisponible para los organismos. Para que esto ocurra, el Cu se tiene que encontrar como ion cúprico libre  $[Cu^{2+}]$  por lo que las partículas depositadas tienen que ser solubilizadas en el océano. El  $Cu^{2+}$  es requerido por el fitoplancton marino en algunas vías bioquímicas (Peers y Price, 2006; Twining y Baines, 2013; López et al., 2019). Algunos estudios realizados con el fin de comprender el funcionamiento del  $Cu^{2+}$  en el metabolismo del fitoplancton, han demostrado que el Cu se usa en las cadenas de transporte de electrones, tanto fotosintéticas como respiratorias (López et al., 2019). Se cree que el Cu desempeña un papel fundamental en la captación del Fe transmembrana, y se encuentra presente en las aminas oxidasas que intervienen en la asimilación de nitrógeno orgánico e intervienen en la cadena de transporte de electrones como parte de la plastocianina. Las capacidades del Cu de alternar entre estados de oxidación, hacen que sea un elemento ideal para catalizar procesos redox convirtiéndolo en un nutriente para el fitoplancton en concentraciones pequeñas (nM), sin embargo en concentraciones elevadas ( $>\mu M$ ) se convierte en un elemento nocivo para el fitoplancton (López et al., 2019).

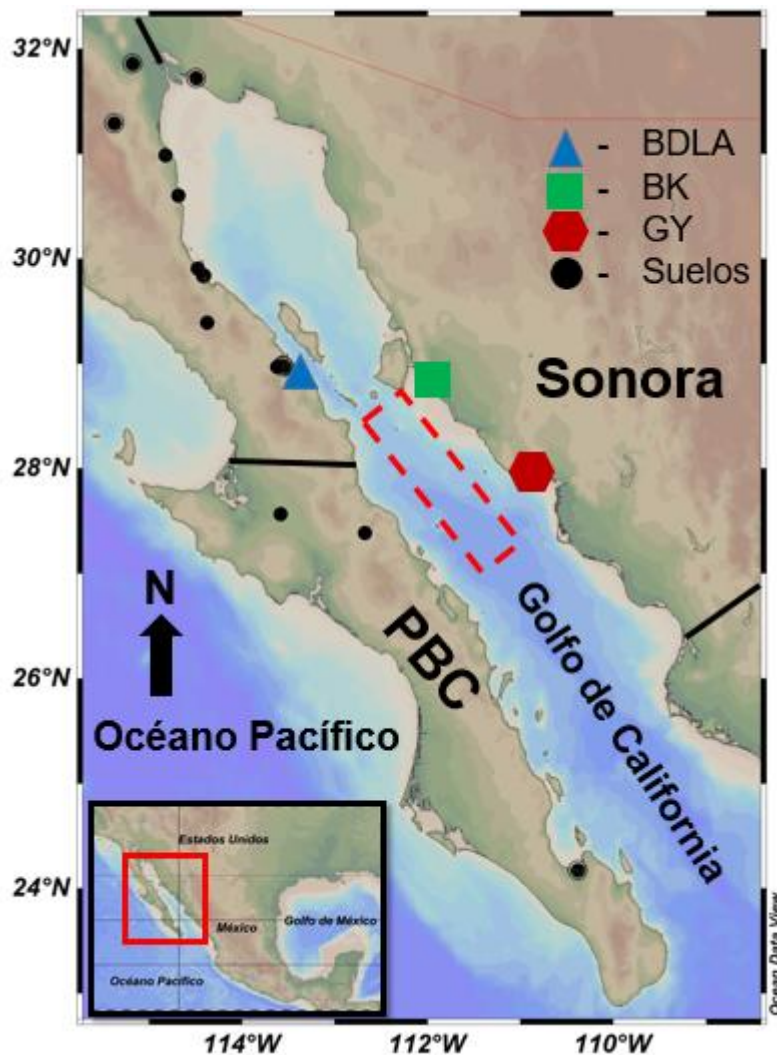
## 2. ÁREA DE ESTUDIO.

El Golfo de California (GC) es un mar marginal ubicado al noroeste de México, el cual se encuentra limitado del lado oriental por la región semi-árida de los estados de Sonora y Sinaloa, mientras que del lado occidental se encuentra la árida Península de Baja California (PBC, Fig. 1). Al norte se ubica la zona desértica del suroeste de Estados Unidos donde se ubican el desierto de la Gran Cuenca o el desierto de Mojave, mientras que el sur del GC se encuentra en comunicación abierta con el Océano Pacífico (OP). Dentro del GC, la región central se caracteriza por la presencia de grandes islas y en las costas adyacentes a esta zona se ubican las localidades de Bahía de los Ángeles (BDLA, ▲), Bahía Kino (BK, ■) y Guaymas (GY, ●).

A pesar de que las poblaciones son relativamente pequeñas, la costa este del GC se considera una región con mayor influencia antropogénica debido a que se ubican fuentes puntuales de contaminación por procesos industriales, actividades agrícolas y descargas de aguas residuales, principalmente en las costas del sur de Sonora y Sinaloa (Jara-Marini y García-Rico, 2006; Muñoz-Barbosa y Huerta-Díaz, 2013).

Prácticamente en todo el noroeste de México y el suroeste de Estados Unidos, las actividades mineras han sido de gran relevancia para el desarrollo económico (Romero Gil, 1991; Goldhaber et al., 2009). En el sur de la PBC se ubica el complejo minero “El Boleo” en Santa Rosalía, el cual es rico en cobre, cobalto, zinc y manganeso (Conly et al., 2011). Este complejo minero estuvo activo desde 1885 cuando se fundó, hasta su cierre en 1985 (Romero Gil, 1991). Del otro lado de la costa del GC, en el estado de Sonora se establecieron industrias mineras como

la Cananea Consolidated Cooper Co. y la Moctezuma Copper Co., aproximadamente 15 años después que el Boleo (Romero Gil, 1991).



**Figura 2.** Área de estudio y ubicación de las localidades donde se recolectaron las muestras de polvo atmosférico en Bahía de los Ángeles (BDLA), Bahía Kino (BK) y Guaymas (GY) en las costas adyacentes a la región central del Golfo de California para el periodo de muestreo de agosto de 2011 a julio de 2012. Se incluye la ubicación donde se recolectaron las muestras de suelo en la Península de Baja California (●), se indica la frontera con Estados Unidos (—) y los límites entre estados (—). El recuadro de rojo con líneas punteadas indica el área sobre la cual se realizó el cálculo de la contribución de cobre disuelto asociado a flujos atmosféricos.

El GC ha sido considerado una cuenca única entre mares semicerrados en latitudes similares debido a que presenta una fuerte mezcla por mareas (principalmente en el norte y en la región central), fuerte estratificación (principalmente en verano) y gran evaporación generada por elevadas temperaturas (principalmente de mayo a octubre) (Roden, 1964; Castro et al., 1994; Lavín y Marinone, 2003). En el GC, los vientos en la atmósfera baja, las mareas generadas por co-oscilación con el OP y el intercambio de calor con la atmósfera, son factores importantes que determinan la estructura vertical de la columna de agua (Lavín y Marinone, 2003). Adicionalmente, la presencia de suelos áridos y semiáridos en el noroeste de México y suroeste de Estados Unidos, hacen de esta región un laboratorio natural para evaluar la contribución de los polvos minerales en la productividad primaria (Roden, 1964; Lavín y Marinone, 2003).

En el GC, el patrón de vientos generalmente se describe con un carácter estacional donde se distinguen 2 modos principales: un invierno de latitud media y un verano subtropical (Badán-Dangón et al., 1991; Reyes y Lavín, 1997). Durante el invierno, la ocurrencia de vientos fuertes ( $>6 \text{ m s}^{-1}$ ) del noroeste generan surgencias costeras en la costa este del GC (Lluch-Cota et al., 2000), las cuales transportan aguas subsuperficiales a la superficie. Este fenómeno en conjunto con la mezcla generada por mareas en la región central del GC, ocasionan que los nutrientes sean transportados a la capa eufótica, lo que estimula la producción primaria (Álvarez-Borrego y Lara Lara, 1991; Delgadillo-Hinojosa et al., 1997; Torres-Valdés, 2000; Torres-Delgado et al., 2013).

Los fuertes vientos provenientes del noroeste han sido asociados a concentraciones altas de pigmentos fotosintéticos y a temperaturas superficiales

bajas en la costa este del GC (Thunell, 1998), por lo que juegan un papel muy importante en la movilización de metales traza bioactivos (e.g., Cu) hacia la capa superficial del golfo. Por otro lado, a medida que finaliza la primavera y comienza el verano, se genera una inversión en la circulación del viento en la atmósfera inferior en el GC, debido a que se desarrolla una baja térmica en el suroeste de Estados Unidos y se invierte el gradiente de presión a lo largo del golfo (Badán-Dangón et al., 1991). Esta inversión en el campo de vientos se mantiene durante parte de la primavera y el verano (mayo, junio, julio, agosto, septiembre, octubre) y se caracteriza por la presencia de vientos débiles ( $<5 \text{ m s}^{-1}$ ) y variables, lo cual se ve reflejado como un verano subtropical corto acompañado de la temporada de lluvias con características muy contrastantes en comparación con el invierno que tiene una mayor duración (Roden, 1964; Thunell, 1998; Badán, 2003; Parés-Sierra et al., 2003; Bordoni et al., 2004).

Una componente del viento que generalmente suele despreciarse es representada por vientos que circulan desde el oeste hacia el este del GC. Estos vientos cruzan desde el OP hacia el GC a través de bajos topográficos (elevaciones menores a 500 m) que se encuentran distribuidos a lo largo de la PBC, y se ha demostrado que influyen significativamente en la variabilidad de los vientos con magnitudes que en ocasiones rebasan los  $7 \text{ m s}^{-1}$  (Merrifield y Winant, 1989; Jiménez et al., 2005; López-Calderón et al., 2008; Martínez-Días-de-León et al., 2013; Morales-Acuña et al., 2019; Muñoz-Barbosa et al., 2020).

En el GC se han realizado estudios para determinar cómo los procesos físicos y geoquímicos determinan la distribución vertical del Mn (Delgadillo-Hinojosa et al., 2006) y Fe (Segovia-Zavala et al., 2009) en la columna de agua. Sin embargo,

actualmente no existen estudios en la región del golfo, en los cuales se evalúe la magnitud de los flujos de Cu asociados a los polvos minerales, y se estime como esta ruta de transporte de metales puede influenciar a la concentración superficial de Cu en la capa superficial de la región central del GC.

### **3. HIPÓTESIS.**

Debido a que el GC se encuentra rodeado de grandes zonas desérticas, estas serán las fuentes principales de partículas hacia la región central del GC. Una vez que se encuentren suspendidas las partículas, los vientos se encargarán de distribuir las, lo que resultará en una variación estacional. Durante el invierno, debido a que los vientos provienen principalmente del NO con intensidades altas ( $>6 \text{ m s}^{-1}$ ), transportarán polvos minerales del suroeste de Estados Unidos lo cual influirá en el aporte de partículas debido a la deposición por flujos turbulentos. Por otro lado, en el verano se presentan vientos débiles ( $<5 \text{ m s}^{-1}$ ) del sureste, lo que genera condiciones propicias para la deposición de partículas por sedimentación y se observará un mayor flujo de partículas con menor variabilidad. Se podría esperar que la concentración de Cu en las partículas atmosféricas cambie estacionalmente junto con la dirección del viento. Bajo la influencia de vientos del sur, las partículas podrán ser de origen oceánico con un menor contenido de cobre y en presencia de vientos del norte se esperarían partículas con una concentración similar a la de los suelos del suroeste de Estados Unidos. También podrían observarse concentraciones elevadas de Cu en las partículas atmosféricas debido a la ubicación de complejos mineros en regiones adyacentes. Finalmente, dado que la población e industrialización alrededor de la región central del GC es reducida, se

espera que el aporte atmosférico de partículas sea más representativo de fuentes naturales que antropogénicas, los cuales podrían favorecer la productividad primaria del sistema.

#### **4. OBJETIVO GENERAL.**

Analizar la circulación atmosférica regional y evaluar la variabilidad espacial y temporal de los flujos atmosféricos de polvo y cobre en la región central del Golfo de California durante el periodo de agosto de 2011 a julio de 2012. Determinar el contenido de cobre total de las partículas atmosféricas y suelos adyacentes para poder identificar alguna fuente potencial de Cu hacia la región central del GC. Finalmente, estimar el potencial impacto de los flujos de Cu soluble sobre la concentración de Cu disuelto de las aguas superficiales de la región central del GC.

##### **4.1. OBJETIVOS PARTICULARES.**

a) Determinar la magnitud y variabilidad espacio-temporal de los flujos de polvo y del Cu presente en partículas de polvo de las costas de la región central del GC durante el periodo comprendido de agosto del 2011 a julio del 2012.

b) Asociar la variabilidad y magnitud de los flujos de partículas de polvo con la circulación atmosférica regional a partir de datos de magnitud y dirección de viento y de las retrotrayectorias para el periodo de agosto del 2011 a julio del 2012.

c) Determinar la magnitud de la contribución de los aportes atmosféricos de Cu soluble asociados a los polvos sobre la concentración de Cu disuelto de la capa superficial del GC.

## **5. MATERIALES Y MÉTODOS.**

### **5.1. REACTIVOS Y LIMPIEZA DE MATERIAL.**

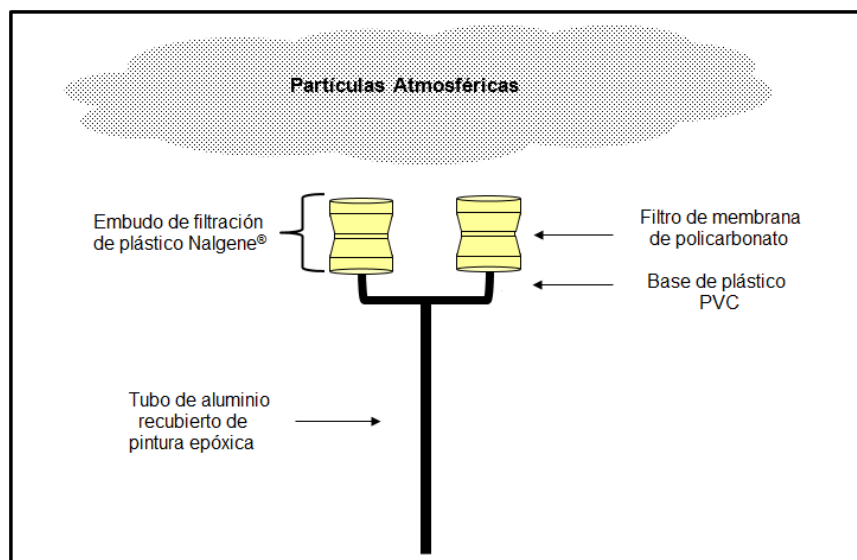
Todo el material utilizado en la recolecta de polvos y en el análisis de las muestras de este estudio recibió un exhaustivo tratamiento de limpieza y, se descontaminó todo el material de metales traza con técnicas de ultralimpieza (Delgadillo-Hinojosa et al., 2006). Este procedimiento consistió en someter el material a un ciclo de limpieza muy estricto, el cual comenzó con el material (embudos de filtración, vasos de precipitado de teflón, botellas de polietileno, puntas de micropipeta, etc.) sumergido en jabón Micro-90<sup>®</sup> al 3% durante una semana, y posteriormente se lavó con agua destilada hasta eliminar todo el jabón. Enseguida, el material se colocó en un recipiente con una solución de ácido clorhídrico (HCl) grado reactivo al 10% y se mantuvo ahí durante una semana con el propósito de eliminar sales y partículas. Al finalizar esta etapa, todo el material se enjuagó con abundante agua desionizada ultrapura (>18 MΩ cm) para eliminar toda traza de HCl. A continuación, en el interior de un laboratorio ultralimpio, el material se secó durante 24 horas debajo de una campana de flujo laminar Clase 100, la cual genera una atmósfera positiva y minimiza las posibilidades de contaminación del material. Para el caso específico de los filtros de policarbonato de 0.45 μm de tamaño de poro, los cuales se utilizaron para la recolecta de partículas de polvo, se lavaron con HCl grado ultra traza al 10% durante 3 días y, al término de este periodo, se lavaron

con abundante agua desionizada. Finalmente, el material limpio se almacenó en bolsas de plástico, libres de metales, con sello hermético (Ziploc®) hasta su uso posterior.

## **5.2. RECOLECTA DEL POLVO ATMOSFÉRICO Y SUELOS.**

El diseño experimental para estudiar la variabilidad espacial y estacional de los flujos de polvo y cobre en la región central del GC, consiste en una red de 3 estaciones recolectoras de polvo, las cuales se ubicaron en las costas aledañas a esta región (Fig. 1). Del lado de la península de Baja California se instaló una estación en el poblado de Bahía de los Ángeles (BDLA), mientras que del lado del continente se ubicaron dos estaciones en el litoral de Sonora, en los poblados de Bahía Kino (BK) y Guaymas (GY). El sistema de recolección de partículas atmosféricas que se utilizó en este trabajo ha sido descrito previamente por Delgadillo-Hinojosa et al., (2006) y Félix-Bermúdez et al., (2017). Brevemente, el sistema de recolección de polvos atmosféricos consistió en una estructura base de PVC que es capaz de mantener de forma vertical un par de embudos de filtración de plástico Nalgene®. Cada embudo tiene un área de recolección de 95 cm<sup>2</sup>, y dentro de cada uno de ellos se colocó un filtro de membrana de policarbonato de 0.45 µm de luz de malla y 47 mm de diámetro, previamente descontaminado y pesado en una balanza analítica. En la estación de campo, el recolector de partículas se colocó a 5 metros de altura en el extremo superior de un tubo de aluminio recubierto con pintura epóxica (Fig. 3). Los filtros de membrana para la recolecta de polvo se cambiaron en promedio cada 22 días y, una vez finalizado el periodo de recolecta, los filtros se pesaron nuevamente en el interior del laboratorio

ultralimpio. El pesaje se realizó con una balanza analítica Ohaus Explorer® (precisión de 0.01 mg) y solo se consideraron muestras que contaran con un peso de polvo depositado mayor a 3 veces la precisión de la balanza (0.03 mg). Por último, el peso final del polvo recolectado se obtuvo mediante la diferencia de pesos antes y después de la recolecta.



**Figura 3.** Esquema del sistema de recolección de partículas atmosféricas utilizado en este estudio, se siguió la descripción de Delgadillo-Hinojosa et al. (2006).

Igualmente, se recolectaron 15 muestras de suelos distribuidas principalmente a lo largo de la parte norte de la Península de Baja California, con la finalidad de determinar si la concentración de cobre en los suelos de la península es similar a la de las partículas de polvo recolectadas (Fig. 2). En particular, las muestras de suelos se recolectaron con una espátula de plástico descontaminada y se almacenaron en bolsas Ziploc® limpias hasta su análisis químico.

### **5.3. ANÁLISIS Y CUANTIFICACIÓN DE COBRE Y ALUMINIO EN PARTÍCULAS DE POLVO Y SUELOS.**

Las muestras de partículas atmosféricas y suelos fueron sujetas a una extracción total de metales mediante digestión ácida (Landing y Lewis, 1991; Carignan y Tessier, 1998) descrita por Delgadillo-Hinojosa (2000); dicho procedimiento se realizó en el laboratorio ultralimpio del Instituto de Investigaciones Oceanológicas. El método consistió en la digestión ácida de los filtros con muestra de polvo, y en el caso de los suelos se digirió aproximadamente 0.5 g de suelo, en vasos de precipitados de teflón de 30 mL. Las muestras se dejaron reposar de 12 a 24 horas con 3 mL de ácido nítrico ( $\text{HNO}_3$ ) concentrado ultrapuro (Ultrex). Posteriormente se colocaron a reflujo durante 30 minutos a  $250^\circ\text{C}$  en una plancha de calentamiento donde fueron evaporadas a sequedad con el propósito de comenzar la digestión de los filtros de policarbonato y favorecer la eliminación de la materia orgánica. A continuación, se agregó 1 mL de ácido perclórico ( $\text{HClO}_4$ ) Ultrex, y se colocaron a reflujo durante 30 minutos en una plancha de calentamiento a  $250^\circ\text{C}$  con el fin de digerir la materia orgánica refractaria y que en la siguiente etapa el ácido fluorhídrico (HF) actúe y elimine efectivamente los aluminosilicatos. Al término de los 30 minutos se le adicionó a los vasos de teflón 2 mL de HF Ultrex, y se continuó con el reflujo durante 1 hora a  $200^\circ\text{C}$  para disolver la matriz de aluminosilicato que rodea al elemento y así dejar en solución a los metales contenidos en la muestra, entre los que se incluyen el cobre (Cu) y el aluminio (Al). Finalmente, la muestra se evaporó a  $200^\circ\text{C}$  y se dejó reposar hasta que alcanzó la temperatura ambiente. Se recuperó el concentrado de la digestión con 8 mL de  $\text{HNO}_3$  5% Ultrex, lo que resultó en una solución transparente y sin residuos. A esta

solución se le agregaron 0.5 mL de ácido bórico Ultrex ( $\text{H}_3\text{BO}_3$ ) 1 M con el fin de neutralizar los residuos de HF y se almacenaron en un recipiente de polietileno limpio para su posterior análisis.

La concentración de Cu en los extractos ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) se determinó mediante la técnica de adición de estándar en un espectrofotómetro de absorción atómica (AA) con horno de grafito marca Agilent Technologies modelo SpectrAA 280Z. La concentración de aluminio se determinó con un espectrofotómetro de AA en flama marca Varian modelo SpectrAA 220 Fast Sequential, que puede medir concentraciones en ppm ( $\text{mg L}^{-1}$ ).

#### **5.4. CONTROL DE CALIDAD EN EL ANÁLISIS DE CONTENIDO DE COBRE Y ALUMINIO EN LAS MUESTRAS DE PARTÍCULAS ATMOSFÉRICAS.**

Con el propósito de evaluar la precisión y exactitud del método de análisis de Cu y Al en partículas atmosféricas, se llevó a cabo la digestión y análisis del estándar de referencia certificado MESS-3 del NRCC (National Research Council Canada) para sedimentos marinos. Los porcentajes de recuperación para Cu ( $95.0\% \pm 4.33\%$ ;  $n=13$ ) y Al ( $99.8\% \pm 6.54\%$ ;  $n=15$ ) fueron cercanos al 100%, y así se demostró que el procedimiento analítico resultó de muy buena calidad (Tabla I). Además, con la finalidad de verificar que no se contaminaron las muestras durante el análisis, se analizaron blancos de procedimiento y blancos de filtro al mismo tiempo del procesamiento de las muestras de polvo y suelos. El límite de detección del método de medición de Cu y Al se calculó mediante la medición de al menos 10 veces el blanco de filtro y se determinó como tres veces la desviación estándar de las lecturas del blanco de filtro (Tabla I).

**Tabla I.** Control de calidad del análisis de la concentración de Cu y Al en sedimento del estándar de referencia certificado MESS-3 (National Research Council Canada). Se presenta el porcentaje de recuperación ( $\% \pm \sigma$ ), la concentración promedio del blanco de filtro ( $BF \pm \sigma$ ) y el límite de detección (LD) de ambos métodos analíticos. El número entre paréntesis representa la cantidad de mediciones realizadas ( $n$ ).

<b>Metal</b>	<b>MESS-3 Certificado (<math>\mu\text{mol g}^{-1}</math>)</b>	<b>MESS-3 Medido (<math>\mu\text{mol g}^{-1}</math>)</b>	<b>Porcentaje de recuperación (%)</b>	<b>BF (<math>\mu\text{mol g}^{-1}</math>)</b>	<b>LD (<math>\mu\text{mol g}^{-1}</math>)</b>
Cu	$0.533 \pm 0.025$	$0.507 \pm 0.023$ (13)	$95.0 \pm 4.33$	$0.0087 \pm$ $0.0046 \times 10^{-3}$ (10)	$0.14 \times 10^{-3}$
Al	$[3.18 \pm$ $0.0852] \times 10^3$	$[3.18 \pm$ $0.208] \times 10^3$ (15)	$99.8 \pm 6.54$	$0.0276 \pm$ $0.0240$ (10)	0.0721

## 5.5. DATOS METEOROLÓGICOS Y RETROTRAYECTORIAS DE LAS MASAS DE AIRE.

Con el objetivo de asociar el flujo de partículas y su composición de metales con su posible origen, se calcularon retrotrayectorias de las masas de aire (*Air Mass Back Trajectories*, AMBT por sus siglas en inglés) mediante el modelo HYSPLIT (*Hybrid Single Particle Lagrangian Integrated Trajectory*, por sus siglas en inglés) (<http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php>; Stein et al., 2015; Rolph et al., 2017). Este modelo fue desarrollado por el Laboratorio de Recursos Aéreos (ARL) de la Administración Nacional del Océano y la Atmósfera (NOAA) para calcular las trayectorias simples de parcelas de aire y simular su transporte, dispersión, transformación química y deposición. En este estudio se utilizó la función de

frecuencia que proporciona este modelo con el fin de analizar las retrotrayectorias de las masas de aire que arriban a la región de estudio y poder establecer una posible relación entre las fuentes de partículas, su composición de metales (Cu y Al) y la zona de deposición. Se seleccionó un punto central entre las 3 localidades como punto de llegada y una altura de 100 m sobre el nivel del mar.

Con el propósito de relacionar el flujo de partículas con la dinámica atmosférica de la región, se obtuvieron promedios diarios (2011 – 2012) de las componentes de velocidad del viento ( $u$ ,  $v$ ) en los puntos más cercanos de las tres localidades donde se instalaron los recolectores de partículas. Estos datos provienen de la base de re-análisis de ERA5, creada por el Centro Europeo de Pronósticos Meteorológicos a Mediano Plazo (ECMWF por sus siglas en inglés) (<https://software.ecmwf.int/wiki/display/CKB/ERA5+data+documentation>). ERA5 es la última base de re-análisis producida por ECMWF, la cual combina datos de mediciones con modelos para generar series de tiempo consistentes y proporciona datos horarios de parámetros atmosféricos terrestres y marinos, con una resolución espacial de  $0.25^\circ \times 0.25^\circ$  a 10 m de altura sobre la superficie. A partir de las componentes de velocidad del viento se obtuvo la magnitud y dirección del viento, posteriormente se generaron rosas de viento para realizar la descripción de la variabilidad del viento de bajo nivel en las tres localidades de muestreo. En este estudio se decidió utilizar la convención meteorológica, la cual considera la dirección de donde provienen los vientos (norte-N, noroeste-NO, noreste-NE, oeste-O, este-E, suroeste-SO, sureste-SE y sur-S), debido a que esto nos da una mejor idea de la dirección de procedencia de las partículas depositadas en los recolectores de polvo mineral.

## **5.6. TEMPORADAS EN LA REGIÓN DE ESTUDIO**

De manera general, en las localidades de muestreo el viento se puede clasificar en dos patrones claramente definidos durante el periodo 2011-2012. El primero se denominará temporada fría correspondiente a los meses de noviembre-abril (otoño, invierno y parte de la primavera) en la cual los vientos son intensos, provienen predominantemente del NO y la temperatura superficial en la región central del GC es baja (cerca a los 17°C). Por otro lado, entre mayo y octubre (parte de la primavera, el verano y parte del otoño) se denominará temporada cálida, en la cual se presentan vientos débiles del S-SO y las temperaturas de la capa superficial de la región central del GC se encuentran cercanas a los 30°C (Badán-Dangón et al., 1991; Douglas et al., 1993; Strensrud et al., 1995; Lavín et al., 2009; Muñoz-Barbosa et al., 2020).

## **6. PROCESAMIENTO DE DATOS.**

### **6.1 CÁLCULO DE LA CONCENTRACIÓN DE COBRE Y ALUMINIO EN POLVOS Y SUELOS.**

La concentración de cobre y aluminio en el extracto que se obtuvo después de realizar la digestión ácida de las muestras de polvo y suelos, se calculó mediante el uso de la ecuación de la recta ajustada por regresión lineal entre la concentración de Cu y Al añadido y la absorbancia de la muestra. Obteniéndose así la siguiente ecuación:

$$[\text{Me}]_{\text{Extracto}} = \frac{\text{Abs}}{m} \quad (1).$$

dónde:

Abs es la absorbancia de la muestra medida por el equipo de absorción atómica y m es la pendiente de la recta de adición de estándar obtenida mediante regresión lineal.

Posteriormente se calculó la concentración de Cu y Al total contenido en las muestras mediante la siguiente ecuación:

$$[\text{Me}]_{\text{Total}} = \frac{[\text{Me}]_{\text{Extracto}} * \text{Peso del extracto} * \text{FD}}{\text{Peso muestra}} \quad (2)$$

dónde:

- $[\text{Me}]_{\text{Extracto}}$  = Concentración de Cu o Al ( $\mu\text{g L}^{-1}$  y  $\text{mg L}^{-1}$ , respectivamente) obtenida en el extracto posterior a la digestión ácida.
- Peso del extracto = Peso del extracto (g) recuperado con 8 mL de  $\text{HNO}_3$  posterior a la digestión ácida.
- FD = Factor de dilución de la muestra.
- Peso muestra = Diferencia entre el peso del filtro con muestra de polvo y el peso del filtro sin muestra (g).

## 6.2. FACTOR DE ENRIQUECIMIENTO.

El cálculo del factor de enriquecimiento consiste en una normalización geoquímica de la concentración de los metales bajo estudio con la concentración de un elemento conservativo en un material fuente, con la finalidad de diferenciar la

variabilidad espacial y temporal natural de las contribuciones antropogénicas (Loring, 1991; Schiff y Weisberg, 1999; Kersten y Smedes, 2002).

El aluminio es un elemento que ha sido muy utilizado como agente normalizador, debido a que es abundante en la corteza terrestre (segundo metal más abundante), la contaminación por fuentes antropogénicas es mínima y la relación entre metales y Al en la corteza terrestre es relativamente constante, lo que hace a este elemento confiable para estandarizar las concentraciones de metales en partículas atmosféricas y hacer más fácil su interpretación (Schropp et al., 1990; Loring, 1991; Kersten y Smedes, 2002; Huerta-Díaz et al., 2008). En este estudio se calculó el factor de enriquecimiento para el Cu ( $FE_{Cu}$ ) usando como valores de referencia las concentraciones de Cu y Al de la corteza terrestre reportadas por Li y Schoonmaker (2003), y de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$FE_{Cu} = \frac{(Cu/Al)_{muestra}}{(Cu/Al)_{corteza}} \quad (3)$$

dónde:

• $(Cu/Al)_{muestra}$ = razón molar de la concentración total de Cu y Al determinados en las muestras de polvo.

• $(Cu/Al)_{corteza}$ = razón molar de concentración total entre el Cu y Al reportado para la corteza terrestre superior (Li y Schoonmaker, 2003).

Anteriormente se ha dicho que el usar concentraciones de los elementos en la corteza terrestre tiene poca aplicabilidad debido a que no representan los valores de fondo regionales ni las incertidumbres asociadas a las mediciones (Loring, 1991);

sin embargo, en este estudio se decidió usar este valor debido a la ausencia de valores regionales y a que es una buena aproximación. Adicionalmente, se hizo la comparación de la relación Cu/Al en las muestras de partículas atmosféricas con suelos recolectados sobre la PBC (Fig. 1) y con suelos del suroeste de Estados Unidos, con el propósito de observar la variabilidad del valor reportado por Li y Schoonmaker (2003) con las posibles fuentes de partículas a la región central del GC.

De acuerdo con Han (2007), la concentración de Cu en la corteza superficial puede variar entre 1/3 y 3 veces la concentración promedio reportada por este autor; debido a esto, los valores que se encuentren entre 1/3 y 3 veces la concentración promedio en la corteza terrestre, serán considerados representativos de material de origen terrígeno. Los valores superiores a 3 serían indicadores de una fuente distinta a la de la corteza terrestre (e.g., fuentes antropogénicas), y por último los valores menores a 1/3 de la concentración en la corteza terrestre se consideraron empobrecidos en relación a la corteza terrestre superior, debido a la deficiencia de Cu en la fuente de partículas o por la remoción del elemento durante el transporte atmosférico.

Finalmente, se utilizaron datos publicados por otros autores (i.e., Karayigit et al., 2000; Reheis et al., 2009; Meza-Montenegro et al., 2012) con la finalidad de comparar la concentración de Cu y Al en suelos adyacentes y observar la variabilidad del contenido de Cu en los suelos.

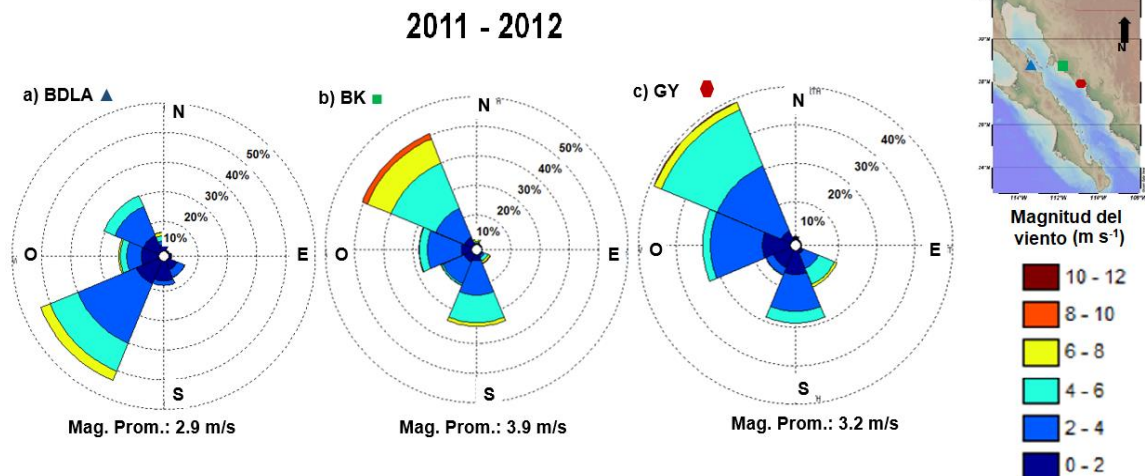
## 6.2 PROCESAMIENTO ESTADÍSTICO.

Con la finalidad de reforzar las diferencias o similitudes entre distintos grupos de datos obtenidos en este estudio (e.g., diferencias en el flujo de polvo, en la concentración de Cu, en el  $FE_{Cu}$ , en el flujo de Cu o entre temporada cálida y fría), se aplicaron pruebas estadísticas a grupos de datos. Para ello, inicialmente se evaluó la normalidad de los datos mediante pruebas Q-Q (Liang et al., 2004) y debido a que algunos conjuntos de datos no cumplían con la condición de normalidad, se decidió utilizar la estadística no paramétrica mediante la prueba de Kruskal-Wallis (cuando se contrastaron tres o más grupos de datos) y la prueba U de Mann-Whitney (cuando se contrastaron dos grupos de datos). Estas pruebas estadísticas se eligieron debido a que no se requiere que los datos se encuentren normalmente distribuidos y proporcionan evidencias sólidas de que los grupos de datos son estadísticamente distintos (o no) en poblaciones con datos dispersos o con intervalos pequeños. Todas las pruebas estadísticas se aplicaron con un nivel de confianza del 95%.

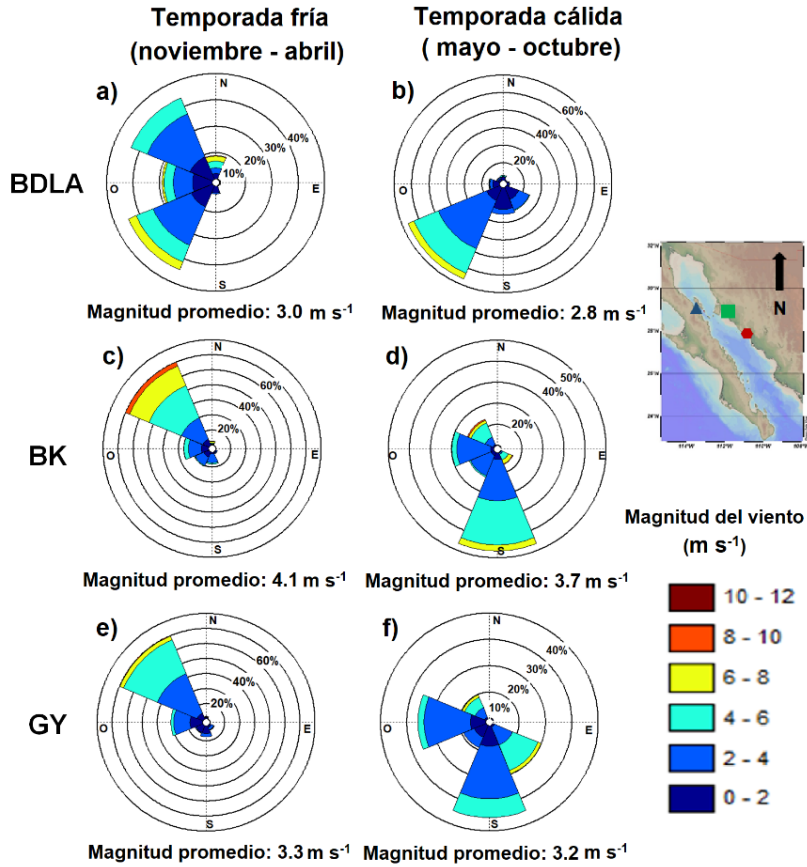
## 7. RESULTADOS.

### 7.1 VARIABILIDAD ESPACIAL Y TEMPORAL DEL VIENTO.

La circulación atmosférica superficial en las localidades para todo el periodo de muestreo (2011-2012) presentó, de manera general, un comportamiento estacional. Este comportamiento se caracterizó por una inversión en la dirección de los vientos, con una contribución importante de la componente oeste-este, donde los vientos provenientes del NE prácticamente no se presentaron en las localidades (Figs. 4 y 5). Las mayores intensidades ( $>8 \text{ m s}^{-1}$ ) se presentaron en BK y GY generadas por vientos del NO que fueron los más frecuentes ( $\sim 40\%$ , Figs. 4b, 4c), mientras que en BDLA (Fig. 4a), las mayores intensidades se generaron por vientos del SO ( $6-8 \text{ m s}^{-1}$ ).



**Figura 4.** Rosas de los vientos en a) Bahía de los Ángeles (BDLA), b) Bahía Kino (BK) y c) Guaymas (GY) para el periodo de enero de 2011 a diciembre de 2012. Se indica la magnitud promedio en cada temporada, el porcentaje de incidencia de cada dirección, el intervalo de magnitudes que se presentaron y el mapa con la ubicación de las localidades.



**Figura 5.** Rosas de vientos para las temporadas fría (a, c, e) y cálida (b, d, f) en Bahía de los Ángeles (BDLA), Bahía Kino (BK) y Guaymas (GY) durante el periodo de enero de 2011 a diciembre de 2012. Se indica la magnitud promedio en cada temporada, el porcentaje de incidencia de cada dirección, el intervalo de magnitudes que se presentaron y el mapa con la ubicación de las localidades.

En BDLA se puede observar que durante el periodo 2011-2012 los vientos del SO representaron el 45% de la variabilidad, mientras que la influencia de vientos del NO fue menor (~20%), con velocidades mayormente entre 2 y  $8 \text{ m s}^{-1}$  y una magnitud promedio de  $2.9 \text{ m s}^{-1}$ , la cual fue la menor de las 3 localidades (Fig. 4a). Se pueden distinguir una clara variabilidad estacional en la dirección de incidencia de los vientos: durante la temporada fría se presentaron vientos provenientes del NO (35%) y SO (35%), con rango de intensidad entre 2 y  $8 \text{ m s}^{-1}$  y las mayores intensidades ( $>6 \text{ m s}^{-1}$ ) provienen principalmente del N, O y SO (Fig. 5a). En

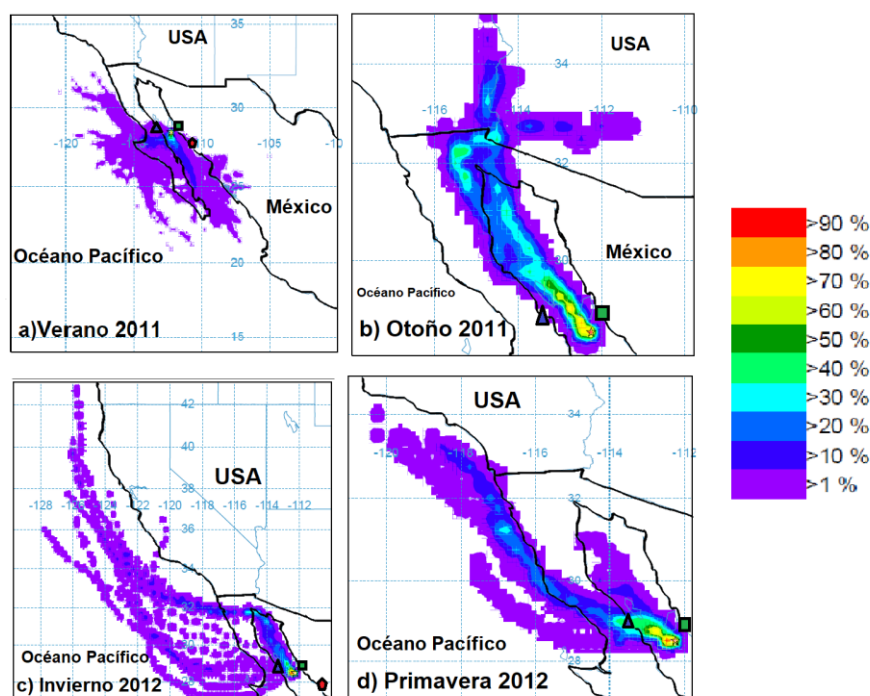
contraste, durante la temporada cálida, el viento del SO predominó (55%) con una magnitud promedio de  $2.8 \text{ m s}^{-1}$ , variando en intensidad entre los 2 y los  $8 \text{ m s}^{-1}$  (Fig. 5b).

En el caso de BK, se observó una importante contribución de los vientos del NO (~40%). Estos vientos presentaron un promedio de  $3.9 \text{ m s}^{-1}$  y fueron los más intensos considerando las tres localidades y el periodo estudiado. En este sitio, los vientos del S contribuyeron con el 25% de la variabilidad, seguido por la componente O con casi el 20% (Fig. 4b). Además, se observó un patrón estacional que se asemeja en gran medida al que frecuentemente es reportado en la literatura con vientos del NO (60%) durante la temporada fría, el cual generalmente presentan intensidades elevadas de hasta  $11 \text{ m s}^{-1}$  con un promedio de  $4.1 \text{ m s}^{-1}$ ; mientras que durante la temporada cálida, los vientos que predominaron fueron los del S (45%) con una magnitud promedio menor de  $3.7 \text{ m s}^{-1}$ . Por último, los vientos del NO (15%) y SE (5%) no fueron muy frecuentes, sin embargo se mostraron intensidades elevadas de hasta entre 8 a  $11 \text{ m s}^{-1}$  (Figs. 5c y 5d).

Como se puede ver en la figura 4c, los vientos en GY provinieron principalmente del NO (~40%), seguidos por vientos del O (~20%) y del S (~20%). En general, las intensidades fluctuaron entre 2 y  $10 \text{ m s}^{-1}$  y presentaron una magnitud promedio de  $3.2 \text{ m s}^{-1}$ . Durante la temporada fría, los vientos provinieron principalmente del NO (60%) y en menor medida del O (20%, Fig. 5e). Las intensidades variaron en un intervalo de 2 a  $10 \text{ m s}^{-1}$  y su magnitud promedio fue de  $3.3 \text{ m s}^{-1}$ . Por otro lado, durante la temporada cálida, se presentó una mayor variabilidad en la dirección de incidencia de los vientos y una ligera disminución en

la magnitud promedio ( $3.2 \text{ m s}^{-1}$ ). Aquí se observaron vientos provenientes del S (35%), O (25%), SE (20%) y NO (10%) con intensidades entre 2 y  $6 \text{ m s}^{-1}$  (Fig. 5f).

Las retrotrayectorias de las masas de aire se obtuvieron utilizando la función de frecuencia del modelo HYSPLIT de la NOAA. La función de frecuencia solo permite calcular las retrotrayectorias para un máximo de 32 días anteriores a la fecha de deposición, por lo que se obtuvo una imagen representativa de cada estación del año para un punto de llegada a una altura de 100 m en la región central del golfo. La imagen de agosto de 2011 es representativa de verano de 2011, para el otoño se eligió noviembre de 2011, mientras que invierno de 2012 se representó con una imagen de febrero del mismo año y, por último, mayo 2012 es representativo de primavera (Fig. 6).



**Figura 6.** Retrotrayectorias calculadas para el a) verano (agosto 2011), b) otoño (noviembre 2011), c) invierno (febrero 2012) y d) primavera (mayo 2012). La barra de colores indica el porcentaje de incidencia de las masas de aire que arriban a la región central del Golfo de California.

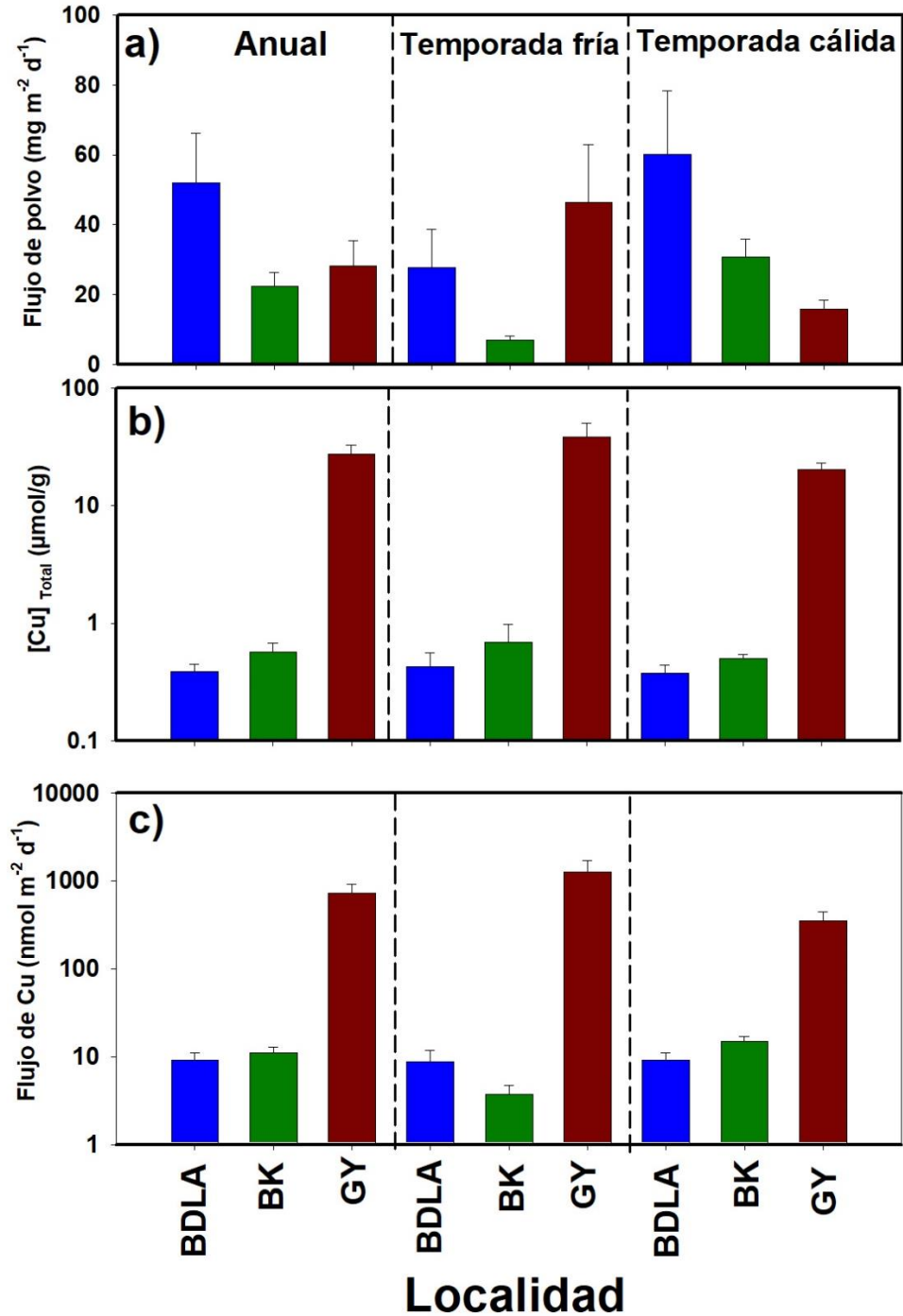
Las retrotrayectorias mostraron un carácter estacional en la circulación del viento en el área de estudio. Por ejemplo, en verano de 2011 las masas de aire provinieron principalmente del SE y se observó una ligera contribución de las masas de aire que cruzan del OP al GC aproximadamente a los 28°N cerca de la estación de BDLA (Fig. 6a). Durante otoño las masas de aire provinieron principalmente del NO, desplazándose desde los desiertos del suroeste de Estados Unidos hacia la región norte del GC, hasta llegar a la región central del GC (Fig. 6b). Para el invierno, se observó un comportamiento particular debido a que las masas de aire provienen del NO, pero a diferencia del otoño, estas parcelas de aire circularon paralelas a la costa suroeste de Estados Unidos, giraron hacia el este y cruzan la PBC aproximadamente entre los 32°N y 28°N introduciéndose al GC para continuar su viaje por la región central del golfo (Fig. 6c). Por último, durante la primavera del 2012, la componente que cruza la PBC se intensificó y las masas llegaron principalmente desde el O y NO, donde cruzaron hacia el GC entre los 28°N y 30°N (Fig. 6d). Todas las retrotrayectorias muestran que no se presentan masas de aire del NE, y solo durante el verano del 2011 las masas de aire provinieron del S (Fig. 6a).

## **7.2 VARIABILIDAD ESPACIAL Y TEMPORAL DE LA DEPOSICIÓN DE POLVO EN LA REGIÓN CENTRAL DEL GC.**

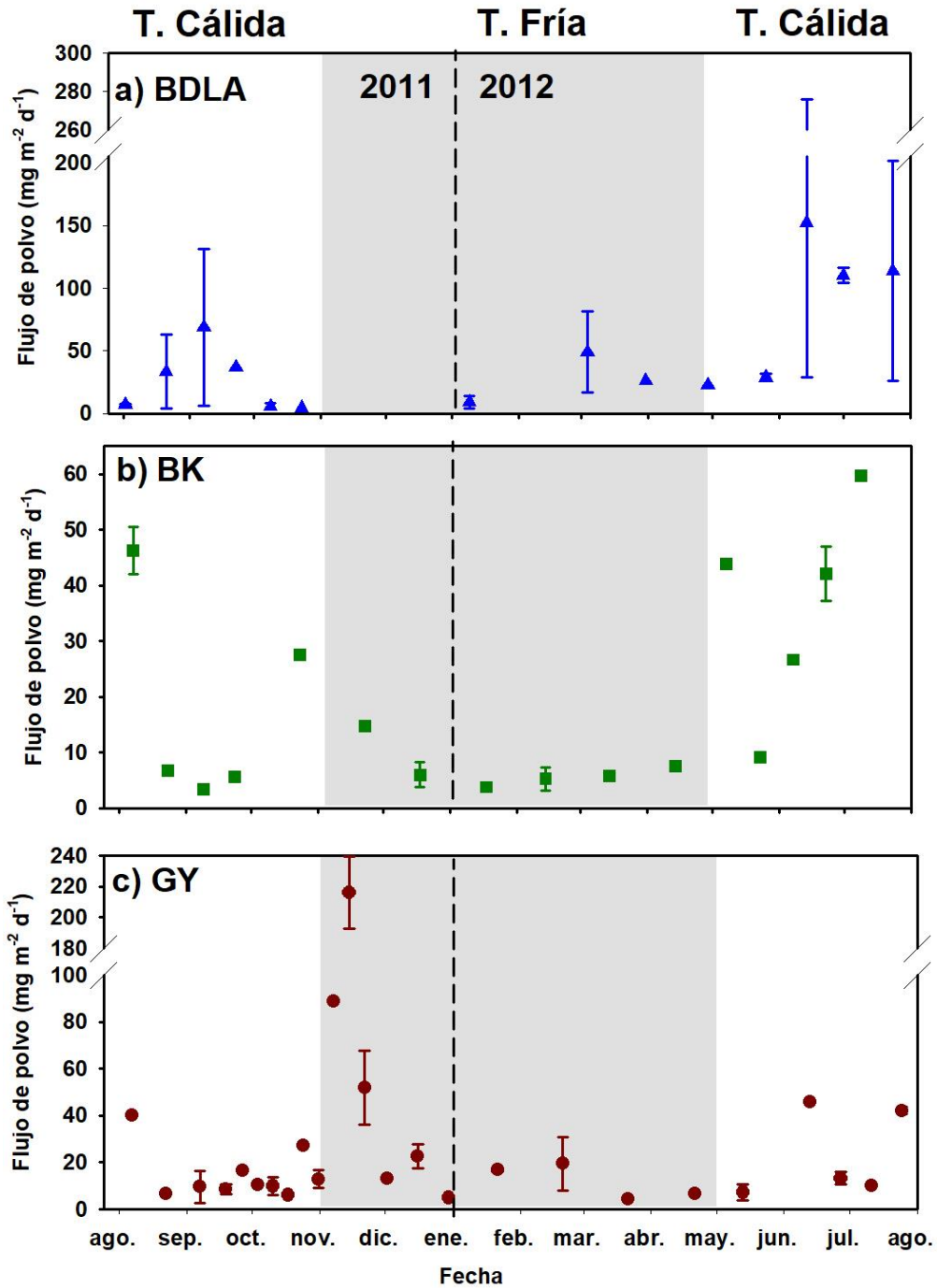
El promedio anual del flujo de polvo ( $\pm$  error estándar) en las localidades de la región central del GC fue de  $32.8 \pm 5.19 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  ( $n= 91$ ; Tabla II, Figs. 7a y 8), con un intervalo entre 2.63 y 276  $\text{mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . Las medianas del flujo anual de polvo fueron muy similares en las 3 localidades y no se detectaron diferencias

**Tabla II.** Valores promedio ( $\bar{X}$ ) y error estándar (E.E) del flujo de polvo, concentración de Cu en las partículas de polvo, flujo de Cu y factor de enriquecimiento de Cu ( $FE_{Cu}$ ) de Bahía de los Ángeles (BDLA), Bahía Kino (BK) y Guaymas (GY) durante el periodo de agosto 2011 a julio 2012. También se representan los valores correspondientes para las temporadas fría y cálida en las 3 localidades. Los valores de  $FE_{Cu}$  se calcularon con base en la razón Cu/Al de la corteza terrestre superior (Li y Schoonmaker, 2003). Min=mínimo y max=máximo.

Periodo de muestreo →	Anual (agosto 2011 - julio 2012)				Temporada fría (nov. 2011- abril 2012)			Temporada cálida (mayo – octubre 2011)			
Localidad →	BDLA	BK	GY	Región central del GC	BDLA	BK	GY	BDLA	BK	GY	
n →	24	25	42	91	6	9	17	18	16	25	
Flujo de polvo ( $mg\ m^{-2}\ d^{-1}$ )	$\bar{X}$ (E.E.)	52.0 (14.1)	22.2 (3.97)	28.2 (7.15)	32.8 (5.19)	27.6 (11.2)	6.89 (1.18)	46.4 (16.5)	60.1 (18.3)	30.9 (5.02)	15.9 (2.59)
	min	3.51	3.01	2.63	2.63	4.32	3.16	3.76	3.51	3.01	2.63
	max	276	60.4	239	276	81.2	14.7	239	276	60.4	45.9
Concentración de Cu ( $\mu mol\ g^{-1}$ )	$\bar{X}$ (E.E.)	0.388 (0.059)	0.572 (0.103)	27.7 (5.17)		0.428 (0.136)	0.693 (0.283)	38.6 (11.9)	0.375 (0.067)	0.504 (0.042)	20.3 (2.65)
	min	0.020	0.262	0.158		0.113	0.262	0.158	0.020	0.326	5.43
	max	1.14	2.93	218		0.982	2.93	218	1.14	1.03	49.6
Flujo de Cu ( $nmol\ m^{-2}\ d^{-1}$ )	$\bar{X}$ (E.E.)	9.03 (1.54)	10.88 (1.95)	718 (197)		8.81 (2.94)	3.75 (0.97)	$1.3 \times 10^3$ (442)	9.10 (1.85)	14.9 (2.49)	347 (92.6)
	min	1.61	1.66	14.0		1.61	1.66	14.0	2.12	1.68	48.9
	max	31.1	32.9	$6.3 \times 10^3$		18.2	9.26	$6.3 \times 10^3$	31.1	32.9	$1.7 \times 10^3$
$FE_{Cu}$	$\bar{X}$ (E.E.)	6.52 (1.60)	3.64 (0.74)	82.9 (15.7)		10.0 (5.07)	3.46 (1.42)	119 (35.8)	5.35 (1.33)	3.74 (0.87)	57.6 (5.99)
	min	0.26	1.12	2.18		2.59	1.49	2.18	0.262	1.12	11.5
	max	35.0	14.8	538		35.0	14.8	538	23.8	14.7	151



**Figura 7.** Valores promedio del a) flujo de polvo, b) concentración de Cu total y c) flujo de Cu total para las tres localidades de muestreo: Bahía de los Ángeles (BDLA), Bahía Kino (BK) y Guaymas (GY), diferenciando los valores anuales, la temporada fría y la temporada cálida con líneas discontinuas (- - -). Las barras de error representan el error estándar. **Nota:** El eje “y” en el panel b y c se encuentra en escala logarítmica.



**Figura 8.** Variación temporal de los flujos de polvo entre agosto de 2011 y julio de 2012 en a) Bahía de los Ángeles (BDLA), b) Bahía Kino (BK) y c) Guaymas (GY). Se indican el promedio y el error estándar (en caso de existir), el área gris marca la temporada fría y se señala la transición entre años (- - -).

estadísticamente significativas entre las temporadas fría y cálida de las localidades de BDLA y GY. En contraste, en la localidad de BK se registraron flujos aproximadamente 5 veces mayores durante la temporada cálida en comparación con la temporada fría (Figs. 7a y 8b).

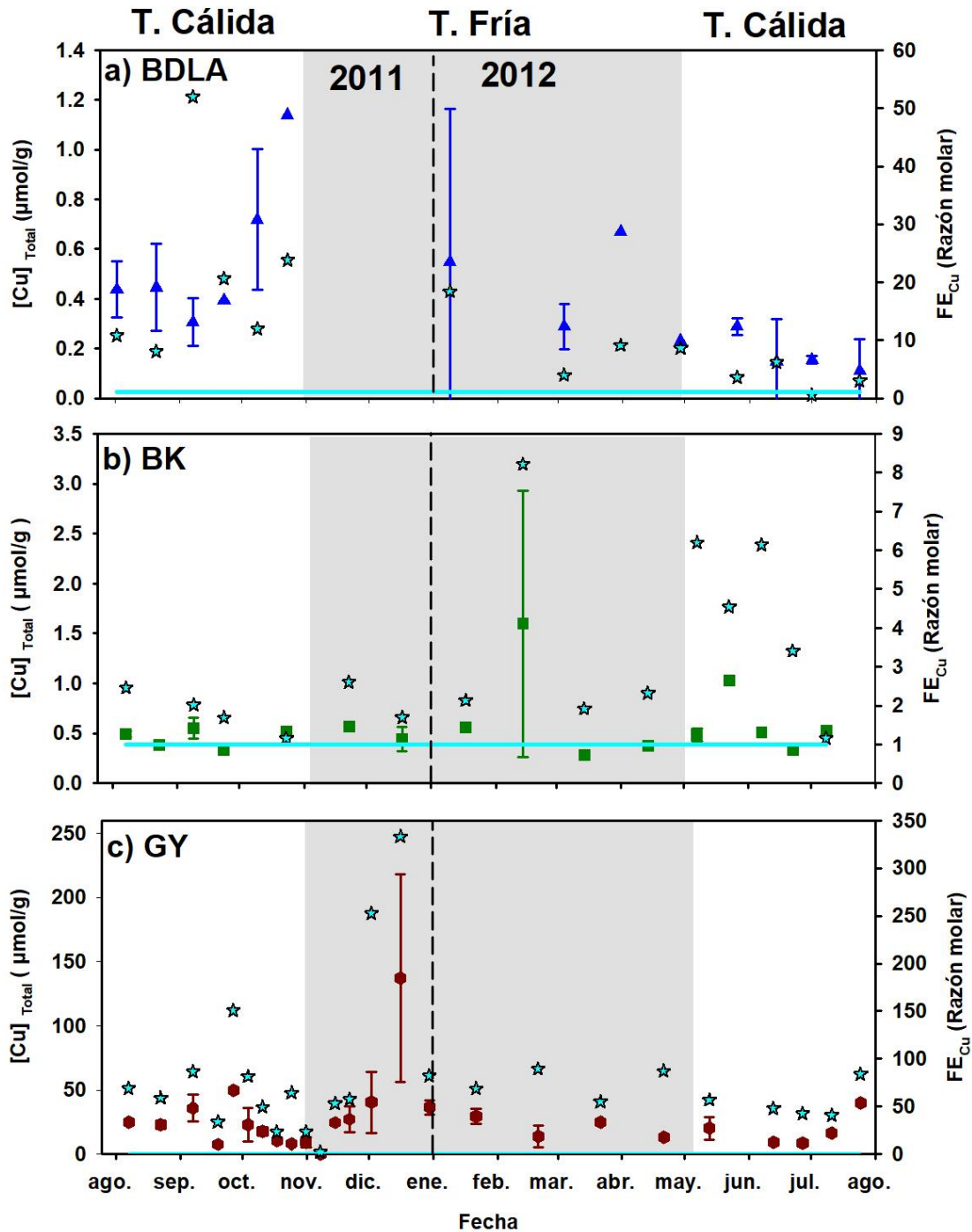
En BDLA el promedio anual de deposición de polvo fue de  $52.0 \pm 14.1 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  ( $n=24$ , Tabla II) con valores entre  $3.51 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (otoño 2011) y  $276 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (verano 2012), y este último valor fue el máximo registrado en este estudio. No se observaron diferencias estadísticas entre los promedios de la temporada fría ( $27.6 \pm 11.2 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ,  $n=6$ ) y la temporada cálida ( $60.1 \pm 18.3 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ,  $n=18$ ) a pesar de que en esta última el promedio fue 2 veces mayor (Tabla II, Figs. 7a y 8a). En BK, la deposición de polvo promedio anual fue de  $22.2 \pm 3.97 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  ( $n=25$ , Tabla II) y es la única localidad que presentó una variación temporal estadísticamente significativa (Fig. 7a y 8b) con un promedio ~5 veces mayor en la temporada cálida ( $30.9 \pm 5.02 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ,  $n=16$ ) y menor en la temporada fría ( $6.89 \pm 1.18 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ,  $n=9$ , Tabla II). El valor mínimo obtenido en esta localidad fue de  $3.01 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (verano 2011) y el máximo de  $60.4 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (verano 2011). Para la localidad de GY, el promedio anual de deposición de polvo fue de  $28.2 \pm 7.15 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  ( $n=42$ , Tabla II) con valores entre  $2.63 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (verano 2011) y  $239 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (otoño 2011). Aquí, los promedios entre la temporada fría ( $46.4 \pm 16.5 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ,  $n=17$ ) y la cálida ( $15.9 \pm 2.59 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ,  $n=25$ ) no fueron estadísticamente diferentes a pesar de que el promedio absoluto de la temporada fría es aproximadamente 3 veces mayor que el de la temporada cálida. En el caso de GY, se observaron los mayores flujos de partículas durante la temporada fría (Tabla II, Figs. 7a, 8c).

### 7.3 CONCENTRACIÓN DE COBRE TOTAL, RAZÓN Cu/Al Y FE<sub>Cu</sub> EN PARTÍCULAS ATMOSFÉRICAS Y SUELOS.

Las medias anuales de la concentración de Cu en las partículas depositadas en BDLA ( $0.388 \pm 0.059 \mu\text{mol g}^{-1}$ ;  $n=24$ ) y BK ( $0.572 \pm 0.103 \mu\text{mol g}^{-1}$ ;  $n=25$ ) fueron muy similares ( $p > 0.5$ ); sin embargo, el promedio de la concentración de Cu en GY ( $27.7 \pm 5.17 \mu\text{mol g}^{-1}$ ;  $n=42$ ) fue 60 veces mayor que en las otras dos localidades (Tabla II, Fig. 7b).

En BDLA, las concentraciones de Cu variaron entre  $0.020 \mu\text{mol g}^{-1}$  y  $1.14 \mu\text{mol g}^{-1}$ , los cuales se registraron en julio de 2012 y octubre del 2011 (Tabla II, Fig. 9), respectivamente. La variación de la concentración de Cu en esta localidad fue reducida durante todo el periodo de muestreo y no se observaron diferencias estadísticamente significativas entre la temporada fría y la temporada cálida (Tabla II, Figs. 7b y 9a). Los factores de enriquecimiento de Cu (Tabla II, Fig. 9a) presentaron una variación entre 0.26 (julio 2012) y 35.0 (enero 2012), con un promedio de 6.52 (mediana de 4.15).

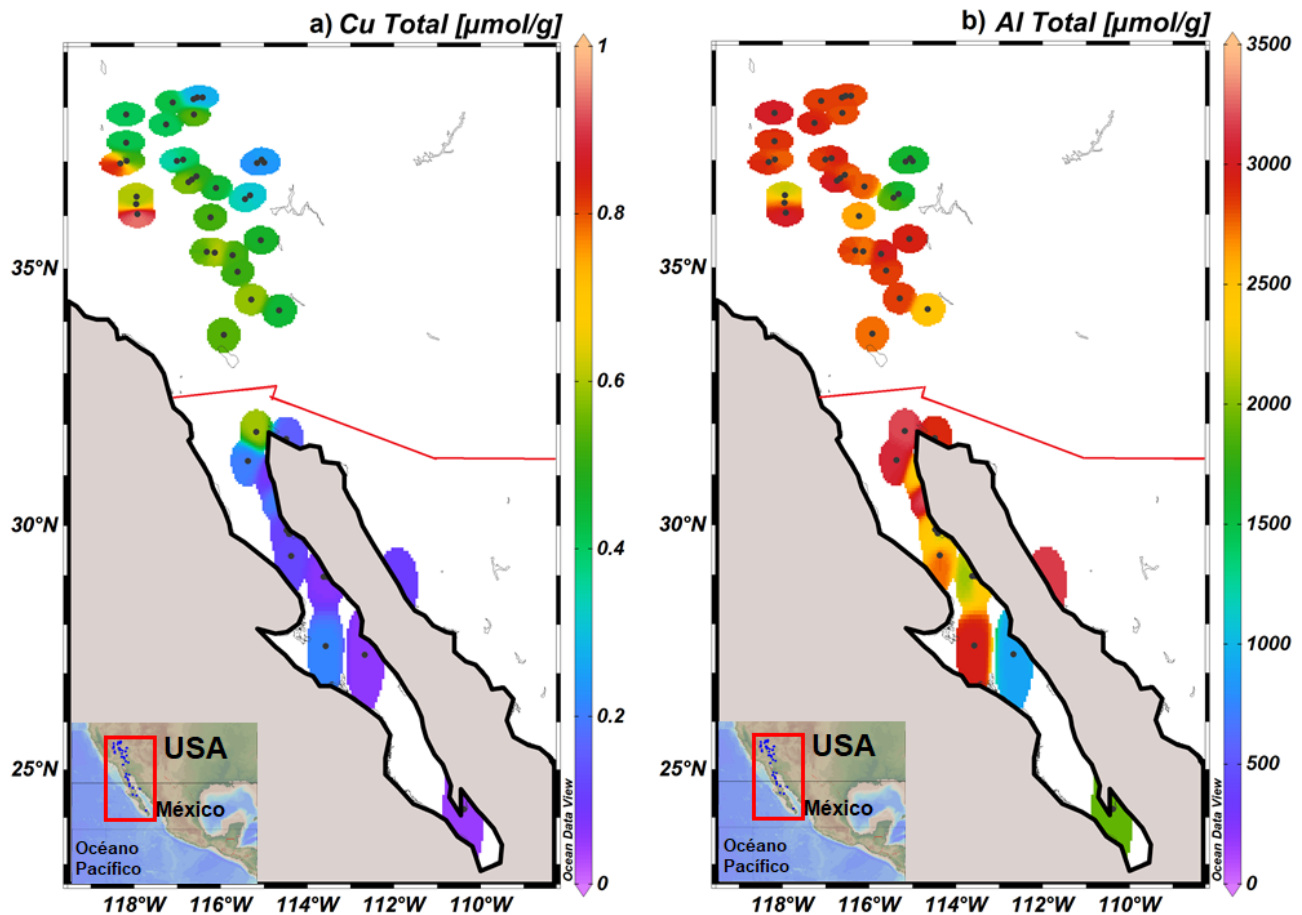
En BK, las concentraciones de Cu variaron entre  $0.262 \mu\text{mol g}^{-1}$  y  $2.93 \mu\text{mol g}^{-1}$ , ambas medidas en febrero de 2012. Por lo general, las concentraciones de Cu se mantuvieron por debajo de  $1 \mu\text{mol g}^{-1}$  y no presentaron diferencias significativas entre las dos temporadas (Tabla II, Fig. 7b, 9b). Las estimaciones del FE<sub>Cu</sub> presentaron valores desde 1.12 (julio 2012) hasta máximos de 14.8 (agosto 2012) con un promedio de 3.64 (mediana de 2.43; Tabla II, Fig. 9b).



**Figura 9.** Variación temporal de la concentración de Cu y del factor de enriquecimiento de Cu ( $FE_{Cu}$  \*) en las muestras de partículas atmosféricas recolectadas durante el periodo de agosto de 2011 a julio de 2012. a) Bahía de los Ángeles (BDLA), b) Bahía Kino (BK) y c) Guaymas (GY). El símbolo representa el promedio y la barra el error estándar (en caso de existir). En color gris se delimita la temporada fría y la transición entre años se denota por la línea punteada (- -). El valor de  $FE_{Cu}=1$  se representa con la línea horizontal azul (—).

En contraste, en GY, los valores de Cu en las partículas atmosféricas fluctuaron entre  $0.158 \mu\text{mol g}^{-1}$  (noviembre 2011) y  $217 \mu\text{mol g}^{-1}$  (diciembre 2011). Además de presentar las más altas concentraciones de Cu, también la variabilidad temporal fue muy elevada, por lo que no se observaron diferencias significativas entre la temporada cálida y la temporada fría (Tabla II, Figs. 7b y 9c). Una consecuencia de las elevadas concentraciones de cobre en esta localidad, fue que los  $\text{FE}_{\text{Cu}}$  se estimaron entre 2.18 (noviembre 2011) y 538 (diciembre 2011) con un promedio de 82.9 (mediana de 58.0, Tabla II, Fig. 9c).

La concentración de Cu en los suelos recolectados en la PBC (Fig. 2) presentó valores de  $0.054 \mu\text{mol g}^{-1}$  a  $0.597 \mu\text{mol g}^{-1}$ , con un promedio ( $\pm$  error estándar) de  $0.182 \pm 0.040 \mu\text{mol g}^{-1}$  (Tabla III, Fig. 10), el cual fue menor relativo a suelos de la corteza terrestre superior ( $0.614 \mu\text{mol g}^{-1}$ ; Li y Schoonmaker, 2003). En la distribución espacial de la concentración de Cu de los suelos de la PBC se observa que las muestras ubicadas entre  $30\text{-}24^\circ\text{N}$  presentaron concentraciones menores a  $0.300 \mu\text{mol g}^{-1}$ , mientras que las mayores concentraciones ( $0.300$  a  $0.600 \mu\text{mol g}^{-1}$ ) se ubicaron al norte de la PBC (Fig. 10a). Por otro lado, la concentración de Al en las mismas muestras de suelos presentaron un intervalo de  $918 \mu\text{mol g}^{-1}$  a  $3.2 \times 10^3 \mu\text{mol g}^{-1}$ , con un promedio ( $\pm$  error estándar) de  $(2.6 \pm 0.16) \times 10^3 \mu\text{mol g}^{-1}$  ( $n=15$ , Tabla III, Fig. 10b) y no se observó una distribución espacial clara.



**Figura 10.** Distribución espacial de la concentración de Cu total (a) y Al total (b) en muestras de suelos superficiales de la PBC y del suroeste de Estados Unidos (Reheis et al., 2009). La línea roja ( - ) indica la frontera entre México y Estados Unidos.

**Tabla III.** Concentraciones de Cu en las muestras de suelos de la Península de Baja California, en regiones adyacentes y en partículas con influencia antropogénica que pudiesen representar flujos importantes de cobre a la atmósfera.

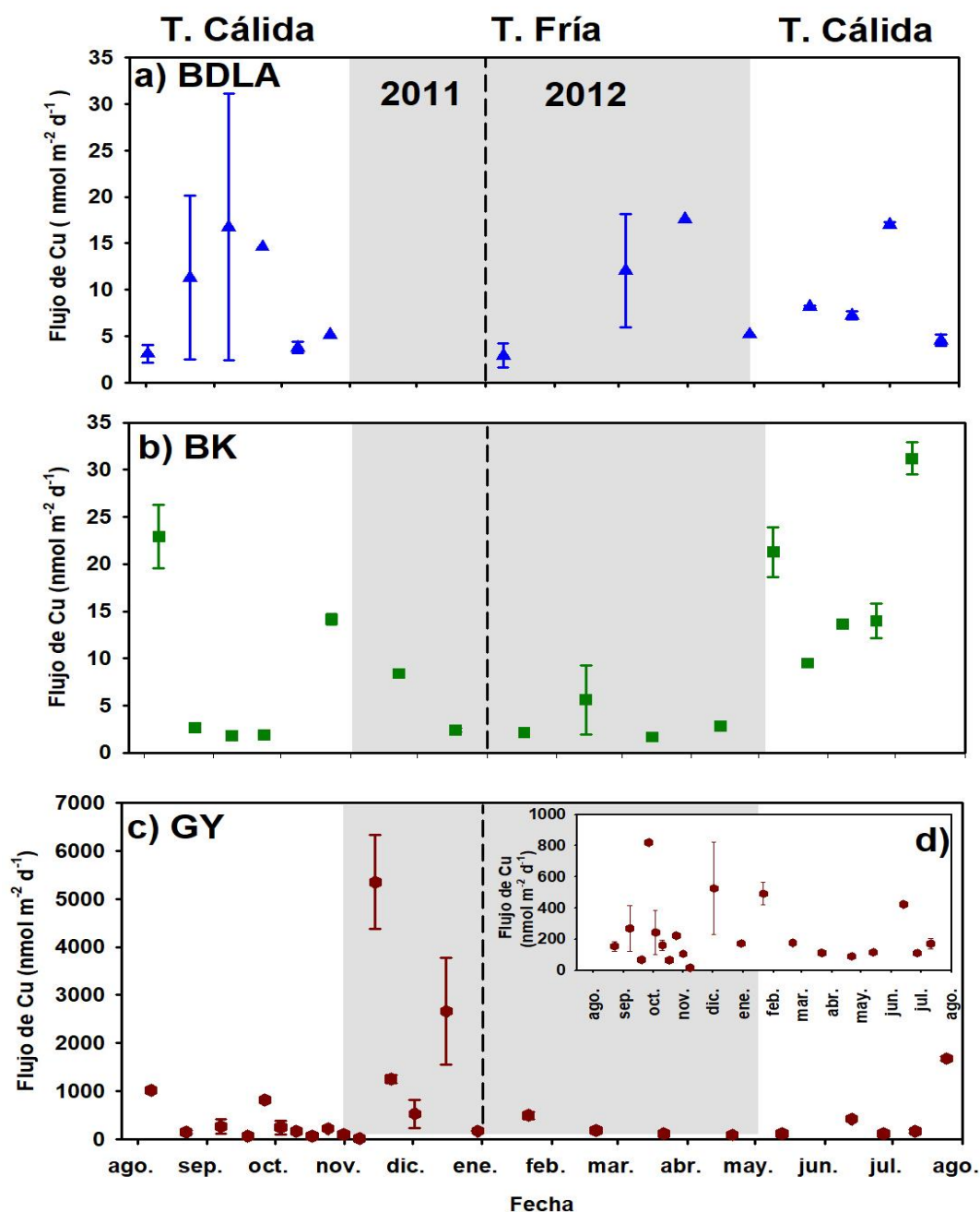
<b>Localidad</b>	<b>[Cu]<sub>Total</sub> (µmol/g)</b>	<b>Referencia</b>
<b>Suelos</b>		
Suelos de la PBC	0.182 ± 0.040 (0.054 - 0.597)	Este estudio
Suelos superficiales de Arizona	0.600	Han, 2007.
Suelos de California	0.683	Han, 2007.
Corteza superficial	0.614	Li Y schoonmaker, 2003.
Suelos y sedimentos del Norte de California	0.771 (0.079 - 48.6)	Goldhaber et al., 2009.
Suelos desérticos del SO de Estados Unidos	0.474 ± 0.166 (0.225 - 0.954)	Reheis et al., 2009.
Suelos agrícolas de Sonora (Valle Yaqui y Mayo)	0.701 ± 0.103 (0.504 - 1.02)	Meza-Montenegro et al., 2012.
<b>Minería</b>		
Lechos de arroyos en Santa Rosalía	37.8 ± 28.3 (2.36 - 90.6)	Shumlin et al., 2000.
Desechos mineros en Santa Rosalía	173 ± 182 (12.4 - 522)	Shumlin et al., 2000.
Arena de la playa en Santa Rosalía	211 ± 190 (48.8 - 478)	Shumlin et al., 2000.
<b>Polvo y Suelos Urbanos</b>		
Polvo de una zona industrial en Dhaka, Bangladesh	1.65 ± 1.73	Ahmed et al., 2007.
Polvo de una zona comercial en Dhaka, Bangladesh	0.724 ± 0.294	Ahmed et al., 2007.
Polvo de una zona residencial en Dhaka, Bangladesh	0.346 ± 0.142	Ahmed et al., 2007.
Suelos urbanos del área metropolitana de la Ciudad de México	0.850 (0.236 - 6.26)	Morton-Bermea et al., 2009.
Polvos del SO de Estados Unidos	5.89 ± 3.91 (1.35 - 15.9)	Reheis et al., 2009.
<b>Combustibles Fósiles y Emisiones de Tránsito</b>		
Gasolina	(0.3x10 <sup>-3</sup> ) - (30x10 <sup>-3</sup> )	van der Gon et al., 2007.
Diésel	(0.1x10 <sup>-3</sup> ) - (30x10 <sup>-3</sup> )	van der Gon et al., 2007.
Aceite de motor	0.063 - 0.535	van der Gon et al., 2007.
Carbón usado en centrales eléctricas en Turquía	0.466 ± 0.058 (0.189 - 0.944)	Karayigit et al., 2000.

Pastillas de frenos (Europa)	669 (157 -2.2x10 <sup>3</sup> )	van der Gon et al., 2007.
Pastillas de frenos (Citroen, Renault, Seat, Toyota, Volkswagen, Fiat)	(1.8 ± 2.3)x10 <sup>3</sup> (2.49 – 7.7 x10 <sup>3</sup> )	Dongarrà 2008.
Polvo del desgaste de las pastillas de frenos	354 ± 250 (5.15 - 703)	Dongarrà 2008.
Polvo de desgaste de Forros de frenos	1.10 – 3.3 x10 <sup>3</sup>	Grigoratos y Martini, 2015.

#### 7.4 VARIABILIDAD ESPACIAL Y TEMPORAL EN EL FLUJO ATMOSFÉRICO DE COBRE TOTAL HACIA LA REGIÓN CENTRAL DEL GC

Las medias anuales de los flujos de Cu ( $\pm$  error estándar) en BDLA ( $9.03 \pm 1.54 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ,  $n=24$ ) y BK ( $10.9 \pm 1.95 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ,  $n=25$ ) no presentaron diferencias significativas, mientras que el flujo anual promedio de Cu ( $718 \pm 197 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ,  $n=42$ ) en GY fue aproximadamente 70 veces mayor que en BK y BDLA (Tabla II, Fig. 7c y 11).

En BDLA los valores del flujo de Cu se encontraron en un intervalo entre  $1.61 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (enero 2012) y  $31.1 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (septiembre 2011), cuyo promedio anual fue de  $9.03 \pm 1.54 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  ( $n=24$ , Tabla II, Fig. 11a). Al contrastar el promedio de la temporada fría ( $8.81 \pm 2.94 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ,  $n=6$ ) con el promedio de la temporada cálida ( $9.10 \pm 1.85 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ,  $n=18$ ) no se observaron diferencias significativas (Tabla II, Fig. 7c). En BK se obtuvieron valores entre  $1.66 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (septiembre 2011 y marzo 2012) y  $32.9 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (julio 2012). Además, el flujo medio de Cu registrado durante la temporada cálida ( $14.9 \pm 2.49 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) fue ~4 veces mayor que el de la temporada fría ( $3.75 \pm 0.97 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , Tabla II, Fig. 11b). Finalmente, el flujo de Cu medido en GY fue ~70 veces mayor comparado con los de BDLA y BK. Las elevadas concentraciones de Cu de las partículas



**Figura 11.** Variación temporal del flujo de Cu en a) Bahía de los Ángeles (BDLA), b) Bahía Kino (BK) y c) Guaymas (GY) para el periodo comprendido de agosto 2011 a julio de 2012. En el panel (d) se presenta una imagen ampliada de los flujos de Cu <1000 nmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> de la localidad de GY. Los símbolos indican el promedio y las barras el error estándar (en caso de existir). La región sombreada señala la temporada fría y la línea punteada (- -) representa la transición entre años. Nota: Nótese la diferencia de escala del eje y en el panel (c).

atmosféricas de GY generaron flujos de Cu que variaron entre  $14.0 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  y  $6.3 \times 10^3 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  registrados en noviembre del 2011. Adicionalmente, el flujo de Cu de la temporada fría ( $(1.3 \pm 0.4) \times 10^3 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ,  $n=17$ ) fue significativamente mayor que el observado durante la temporada cálida ( $347 \pm 92.6 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ,  $n=25$ ; Tabla II, Fig. 11c).

## **8. DISCUSIÓN.**

### **8.1 CIRCULACIÓN ATMOSFÉRICA SUPERFICIAL EN EL GC.**

De manera general, la circulación de los vientos superficiales en el GC ha sido descrita con un carácter monzónico debido a la presencia del “Monzón de Norteamérica” durante los meses de junio a septiembre en la región noroeste de México y el suroeste de Estados Unidos (Adams y Comrie, 1997; Stensrud et al., 1997; Badán, 2003; Bordoni et al., 2004). En el presente estudio se observó el carácter estacional en la dirección de los vientos con una ligera disminución en la magnitud de los mismos durante la temporada cálida, particularmente en BK y GY. Durante la temporada fría, en estas dos localidades los vientos provinieron principalmente del NO (~60%), y en menor medida se logra distinguir una baja contribución de vientos del O que representan aproximadamente el 20% (Figs. 5c y 5e). Esto se debe a que durante la temporada fría la circulación del viento está dominada por la presencia de un centro de alta presión que se ubica sobre el desierto de la Gran Cuenca (Hales, 1974; Reyes y Lavin, 1997; Parés-Sierra, 2003). Adicionalmente, la ubicación de las montañas a lo largo de la PBC, así como la Sierra Madre Occidental sobre la porción continental, canalizan los vientos a través del GC, lo cual genera vientos intensos con magnitudes que varían entre los 8 y los

12 m s<sup>-1</sup>. Las intensidades mayores se observan sobre las tierras bajas cercanas a la Sierra Madre Occidental, por lo que la magnitud promedio del viento en BK y GY es mayor que la de BDLA (Figs. 4b y 4c). Este comportamiento del viento promueve surgencias costeras frente a la costa continental de la región central y sur del GC (Badán-Dangón et al., 1991; Lluch-Cota, 2000; Badán, 2003; Lavín y Marinone, 2003; Parés-Sierra, 2003).

Si bien el patrón estacional asociado al Monzón de Norteamérica es muy importante, con frecuencia no se considera la componente zonal del viento (dirección oeste-este), la cual se puede observar claramente en BDLA (35%, Figs. 5a y 5b). Debido a que las montañas de la PBC presentan una menor elevación en comparación con la Sierra Madre Occidental y a que se ubican más cerca del GC, la cordillera montañosa sobre la PBC tiene una fuerte influencia sobre la atmósfera inferior del GC (Hales, 1974; Badán, 2003). Los vientos del O se generan debido al gradiente en temperatura y presión entre el GC y el OP y a la compleja topografía de la región (Morales-Acuña et al., 2019), lo que promueve que los vientos que circulan paralelos a la PBC se canalicen por bajos topográficos (<500 m) distribuidos a lo largo de la PBC y se introduzcan a la circulación de bajo nivel en el golfo. Estos vientos se observan durante todo el año y contribuyen con aproximadamente el 20% de la variabilidad total de los vientos durante la temporada fría en las 3 localidades (Figs. 4 y 5).

Durante la temporada cálida, los vientos provienen principalmente del S, ya sea del SE-S-SO en las 3 localidades. En BK, por ejemplo, ~50% de los días de la temporada cálida presentaron vientos del S y, en menor medida (<20%), vientos del NO, O, SO y SE (Fig. 5d). En GY durante la temporada cálida, los vientos fueron

altamente variables: cerca del 35% provinieron del S, el 25% del O, el 20% del SE y el 10% del NO y SO (Fig. 5f). En contraste, en BDLA más del 60% de los días presentaron vientos del SO y en mucho menor medida del S y SE (<20%; Fig. 5b). Esta inversión en la dirección de los vientos durante parte de la primavera y del verano (de mayo a octubre), se genera debido a que el centro de alta presión ubicado en el suroeste de Estados Unidos se debilita y el gradiente de presión a lo largo del GC se invierte, lo cual produce vientos débiles ( $<5 \text{ m s}^{-1}$ ) y variables que se reflejan como un verano subtropical corto acompañado de la temporada de lluvias (Badán-Dangón et al., 1991; Reyes y Lavín, 1997; Badán-Dangón, 2003). Durante la temporada cálida, es más evidente la presencia de vientos del O y SO debido a que la diferencia en temperatura y presión atmosférica entre el OP y el GC es mayor, y los vientos se canalizan con mayor frecuencia hacia el GC (López-Calderón et al., 2008; Martínez-Díaz de León et al., 2013; Morales-Acuña et al., 2019; Muñoz-Barbosa et al., 2020).

El análisis de la rosa de vientos en BDLA (Figs. 5a y 5b) y de las retrotrayectorias (Fig. 6) muestran que los vientos del SO se manifestaron prácticamente durante todo el periodo de estudio (2011-2012), sugiriendo que la componente que cruza la PBC (oeste-este) contribuye significativamente en la variabilidad de la circulación atmosférica en la región central del golfo. Esta componente ha sido reportada anteriormente por otros autores, los cuales han atribuido este comportamiento a la influencia de la topografía de la PBC en la circulación de los vientos. Martínez-Díaz-de-León et al. (2013), estudiaron los vientos a 10 m sobre el nivel del mar en la Bahía de Alcatraz ubicada 30 km al norte de BDLA con datos de una estación meteorológica. Estos autores reportaron que

los vientos no mostraron una señal estacional clara, lo cual atribuyeron a que la estación estaba ubicada a 15 m de la costa; por lo tanto, el viento registrado tenía un gran efecto de forzamientos locales. Sin embargo, observaron vientos del oeste durante el periodo de estudio (agosto 2004 – julio 2005), los cuales se canalizaron desde el Pacífico hacía el GC. Consistente con esas observaciones, las retrotrayectorias muestran evidencia de que esta componente oeste-este estuvo presente en invierno, primavera y verano, con la excepción de otoño de 2011 (Fig. 6). En estas imágenes se observa que los vientos primero circulan paralelos a la PBC del lado del OP y luego tienden a cruzar hacia el GC a través de los bajos topográficos (<500 m) de la península. Aunque varios autores han reportado que este comportamiento es más frecuente en la porción norte de la PBC (Badán-Dangón et al., 1991; Badán, 2003; López-Calderón et al., 2008), cerca de BDLA se ubican algunos de estos corredores, lo que favorece que la componente que cruza el GC se observe prácticamente todo el año en este lugar.

## **8.2 ASOCIACIÓN DEL FLUJO DE DEPOSICIÓN DE PARTÍCULAS CON LA CIRCULACIÓN ATMOSFÉRICA SUPERFICIAL.**

De acuerdo con el ciclo del polvo descrito anteriormente por otros autores (Mahowald et al., 2005, 2011, 2014, 2018; Schulz et al., 2012), los aerosoles minerales compuestos principalmente por partículas de suelos fácilmente erosionables se elevan a la atmósfera con la presencia de vientos fuertes (Fig. 1). Posteriormente estas partículas pueden ser transportadas grandes distancias dependiendo de la intensidad, duración del viento y condiciones atmosféricas (i.e., precipitación pluvial). Posteriormente las partículas pueden ser depositadas sobre

una superficie mediante deposición seca o deposición húmeda. En este estudio solo es posible trabajar con la deposición seca ya sea turbulenta o favorecida por la gravedad; debido a ello, las partículas en suspensión pueden depositarse cuando los vientos dejen de ejercer acción sobre las partículas y estas, por acción de la gravedad tiendan a depositarse, o cuando por la misma trayectoria de los vientos estos depositen las partículas sobre alguna superficie, en este caso la capa superficial de la región central del GC. En este trabajo no se encontró una correlación estadísticamente significativa entre el flujo de partículas de polvo y la intensidad del viento (datos no presentados), lo cual tiene sentido ya que es bien sabido que la deposición de partículas puede ocurrir en la presencia o ausencia de fuertes vientos.

El flujo de polvo en BDLA presentó un promedio menor ( $27.6 \pm 11.2 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ; no significativo; Tabla II) durante la temporada fría, mientras que durante la temporada cálida el promedio tiende a ser aproximadamente el doble de la temporada fría ( $60.1 \pm 18.3 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , Tabla II) y a presentar mayor variabilidad. Esto podría ser debido a que durante la temporada fría los vientos del NO presentan una mayor intensidad y persistencia, lo cual no favorece la deposición de partículas, mientras los vientos del SO podrían transportar partículas de la PBC a la localidad de BDLA. Durante la temporada cálida, la dirección predominante del viento es SO, lo que indica que los vientos que cruzan la PBC probablemente interactúan con los suelos y transportan partículas hacia el GC. Adicionalmente, al disminuir la magnitud del viento se genera una mayor deposición de partículas. Anteriormente se describió que estos vientos circulan paralelos a la PBC del lado del Océano Pacífico; sin embargo cuando se genera un gradiente de presión entre el GC y el OP, estos

vientos se canalizan por bajos topográficos (<500 m) distribuidos a lo largo de la PBC y se generan vientos de intensidades elevadas (>7 m s<sup>-1</sup>) que cruzan la PBC. Estos vientos se transportan a través de discontinuidades en la cordillera montañosa principalmente en latitudes entre 27°N y 30°N (Morales-Acuña et al., 2019), los cuales se observaron durante todo el periodo de estudio en BDLA.

En BK se observó una clara variabilidad en el flujo de polvo donde, en la temporada cálida el flujo de partículas tiende a ser significativamente mayor (aproximadamente 5 veces mayor) en comparación con la temporada fría (Tabla II, Figs. 7a y 8b). En esta localidad los vientos durante la temporada fría presentan altas intensidades (hasta 11 m s<sup>-1</sup>) provenientes del NO (60%, Fig. 5c), por lo que posiblemente se transportan partículas de los desiertos del suroeste de Estados Unidos o partículas del norte de la PBC como se observa en las retrotrayectorias (Figs. 6b y 6c) y podría ser debido a que la deposición de partículas tiende a ser baja en presencia de vientos fuertes del NO. Durante la temporada cálida, los vientos del S predominan con intensidades menores (entre 2 y 8 m s<sup>-1</sup>). Estos vientos podrían transportar partículas de suelos del sur de Sonora o partículas de la PBC que crucen el GC y se depositen en BK.

En GY, el flujo promedio de partículas de polvo durante la temporada fría fue 3 veces mayor en comparación a la temporada cálida, sin embargo, debido a la alta variabilidad obtenida, las diferencias entre las dos temporadas no fueron significativas. En esta estación los mayores flujos de partículas se presentaron durante otoño posiblemente como resultados de eventos intensos de corta duración (e.g tormentas de polvo) que resultaron en grandes flujos de partículas. Los vientos que inciden sobre GY durante la temporada fría provienen en su mayoría del NO

(60%, Figs. 5e), por lo que podrían interactuar con los desiertos del suroeste de Estados Unidos y transportar partículas hacia esta estación (Fig. 6b).

Al comparar los valores de flujo de partículas en este estudio con los obtenidos por otros autores (Tabla IV) observamos que los valores promedio obtenidos en BDLA, BK y GY son comparables a los reportados por Muñoz-Barbosa et al., (2017) para la región norte del GC (San Felipe y Puerto Peñasco) durante mayo de 2010 a diciembre de 2011. Aunado a ello reportaron una variación del flujo de polvo con flujos mayores ( $38 \pm 20 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) durante la presencia del monzón y valores más bajos ( $8.8 \pm 4.4 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) en su ausencia, los cuales fueron muy similares a los de BK durante la temporada fría ( $6.89 \pm 1.18 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) y la temporada cálida ( $30.9 \pm 5.02 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , Tabla II, Fig. 8b).

En otro estudio realizado en el GC, Delgadillo-Hinojosa et al. (2006) reportaron flujos de polvo promedio de  $53.1 \pm 36.3 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  con valores entre 12.4 y  $143 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  para el periodo de septiembre de 1997 a septiembre de 1998. Esto es aproximadamente el doble de los valores promedio reportados en este estudio para las 3 localidades, lo cual pudo ser debido a que el estudio fue realizado en un periodo con condiciones de El Niño-Oscilación del Sur (ENOS) y debido a esto el material depositado fue mayor por cambios en la intensidad de los vientos, en la emisión o en la fuente de partículas (Reyes y Lavín, 1997; Segovia-Zavala et al., 2009). Otra región cercana al GC donde se han realizado estudios de flujos de partículas, es al NO de la PBC. En esta región de la PBC (en Ensenada) se reportaron flujos promedio de  $23 \pm 5.6 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (Félix-Bermúdez et al., 2017) durante el periodo de abril de 2010 a diciembre de 2014, el cual es similar a lo obtenido en este estudio. Estos autores reportaron una fuerte tendencia estacional

en la deposición de partículas con flujos menores ( $18.4 \pm 1.0 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) durante la temporada cálida (mayo-octubre) dominada por vientos fuertes de origen oceánico con alto contenido de humedad (~86%). La temporada fría (noviembre-abril) se caracterizó por fuertes vientos con menor humedad (<70%) provenientes del continente y donde, el flujo de partículas fue mayor ( $29.3 \pm 2.3 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ).

**Tabla IV.** Comparación de los valores de flujo de polvo, concentración de  $[\text{Cu}]_{\text{Total}}$  y flujo de Cu total obtenidos en el presente estudio durante el periodo de agosto 2011 a julio 2012 en las costas adyacentes a la región central del Golfo de California (GC) con valores reportados anteriormente para otras regiones del mundo.

Localidad	Flujo de polvo ( $\text{mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ )	$[\text{Cu}]_{\text{Total}}$ ( $\mu\text{mol g}^{-1}$ )	Flujo de Cu ( $\text{nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ )
<b>Región Central del GC</b>			
Bahía de los Ángeles	<b><math>52.0 \pm 14.1</math></b> (3.51 – 276)	<b><math>0.388 \pm 0.059</math></b> (0.020 - 1.14)	<b><math>9.03 \pm 1.54</math></b> (1.61 – 31.1)
Bahía Kino	<b><math>22.2 \pm 3.97</math></b> (3.01 - 60.4)	<b><math>0.572 \pm 0.103</math></b> (0.262 - 2.93)	<b><math>10.9 \pm 1.95</math></b> (1.66 – 32.9)
Guaymas	<b><math>28.2 \pm 7.15</math></b> (2.63 - 239)	<b><math>27.7 \pm 5.17</math></b> (0.158 - 218)	<b><math>718 \pm 197</math></b> ( $14.0 - 6.3 \times 10^3$ )
<b>Golfo de California</b>			
Región norte	$23 \pm 5.6^a$		
Región Central, Bahía Kino	$53.1 \pm 36.3^b$ (12.4 - 143)		
<b>Suroeste de Estados Unidos</b>			
Costa NO de Baja California	$23.1 \pm 1.3^c$ (1.9 - 67.6)		
Costa de California, L.A.			173 – 535 <sup>d</sup>
<b>Océano Pacífico</b>			
Norte	1.48 - 4.11 <sup>ef</sup>		1.90 <sup>g</sup>
Centro	0.338 <sup>e</sup>		
Sur	0.356 – 1.38 <sup>ef</sup>		0.112 <sup>g</sup>
<b>África</b>			
NE de África, Golfo de Aqaba	95.0 <sup>h</sup>	$1.41 \pm 0.304^i$ (0.818 - 1.70)	16.5 <sup>i</sup> (0.315 – 105)
NO de África, Gran Canaria	42.3 <sup>j</sup>		9.48 <sup>j</sup>
NO de África, Gran Canaria (Soluble ~50%)			10.0 <sup>k</sup>

<b>Mar Mediterráneo</b>			
O-NO del Mediterráneo	8.22 – 32.9 <sup>l</sup>		60.3 – 82.2 <sup>l</sup>
Centro del Mediterráneo	32.9 <sup>l</sup>		137 – 192 <sup>l</sup>
Este del Mediterráneo	54.8 – 137 <sup>l</sup>		
Deposición seca en el NO del Mediterráneo			51.1 ± 38.7 (19.8 – 140) <sup>m</sup>
Flujo disuelto NO Mediterráneo (31% Sol.)			14.2 <sup>m</sup>
<b>Océano Atlántico</b>			
Atlántico Norte	7.95 <sup>f</sup>		
Atlántico Sur	0.548 <sup>f</sup>		
Atlántico Sureste (Deposición seca soluble)			0.0200 - 4.40 <sup>n</sup>
Atlántico Norte (Flujo soluble)			40.0 – 50.0 <sup>o</sup>
<b>Mar negro</b>			
Sinop	5.40 <sup>p</sup>		35.6 <sup>p</sup>
Varna	10.8 <sup>p</sup>		69.7 <sup>p</sup>
<b>Océano Índico</b>			
Norte	5.48 <sup>f</sup>		
Sur	0.603 <sup>f</sup>		
Isla Kerguelen			0.881 ± 0.047 <sup>q</sup>
Isla Crozet			1.90 ± 0.079 <sup>q</sup>

**Nota:** <sup>a</sup> Muñoz-Barbosa et al., (2017); <sup>b</sup> Delgadillo-Hinojosa et al., (2006); <sup>c</sup> Félix-Bermúdez et al., (2017); <sup>d</sup> Sabin et al., (2006); <sup>e</sup> Duce y Tindale (1991); <sup>f</sup> Duce et al., (1991); <sup>g</sup> Arimoto et al., (1990); <sup>h</sup> Al-Taani et al., (2015); <sup>i</sup> Chen et al., (2008); <sup>j</sup> Gelado-Caballero et al., (2012); <sup>k</sup> Lopez-Garcia et al., (2017); <sup>l</sup> Guerzoni et al., (1999); <sup>m</sup> Chester et al., (1999); <sup>n</sup> Chance et al., (2015); <sup>o</sup> Patey (2010) <sup>p</sup> Theodosi et al., (2013); <sup>q</sup> Heimbürger et al., (2013).

Al comparar los valores de flujo de polvo reportados en este estudio con el flujo de polvo mineral que se deposita en el Océano Pacífico (Duce y Tindale 1991; Duce et al., 1991), se detectó que los valores promedio de las localidades en el presente estudio, representan aproximadamente entre 6 y 60 veces los reportados para el norte, centro y sur del Océano Pacífico. Sin embargo, debido a la ausencia de fuentes que aporten nutrientes a las regiones centrales del Océano Pacífico, los aportes atmosféricos pueden ser una fuente importante de algunos nutrientes (e.g.,

hierro, cobre, entre otros). Por otro lado, a pesar de que el Océano Atlántico se encuentra adyacente a grandes desiertos (i.e., Sahara y Sahel), los flujos reportados por Duce et al. (1991) para esa región tienden a ser aproximadamente entre 3 y 40 veces menores en comparación con los reportados en el presente trabajo.

Entre los mares semicerrados que se encuentran adyacentes a grandes desiertos o a zonas densamente pobladas (e.g., Europa), observamos que en el noroeste del Mar Mediterráneo el flujo de polvo (mínimo =  $8.22 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) presenta valores de hasta aproximadamente ~4 veces menores a los promedios reportados en este estudio, mientras que al este del Mediterráneo, los valores son hasta ~4 veces mayores (máximo =  $137 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ), y por último en la región central del Mediterráneo se presentan valores similares a los promedios reportados en este estudio (promedio =  $32.9 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ; Chester et al., 1999; Guerzoni et al., 1999).

En el mar Negro los flujos de partículas relacionados a emisiones del Sahara, Sahel y de Europa, tienden a ser entre 2 y 5 veces menores a los promedios de las localidades de muestreo (Theodosi et al., 2013). Por último, en el Océano Índico (Duce et al., 1991) se han reportado flujos de partículas similares a los del Atlántico ( $0.548 - 7.95 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ; Duce et al., 1991), que son aproximadamente entre 5 y 40 veces menores a los promedios reportados en este estudio para las 3 localidades de muestreo.

### **8.3 VARIABILIDAD EN LA CONCENTRACIÓN DE COBRE TOTAL EN LAS PARTÍCULAS ATMOSFÉRICAS.**

Como se mencionó anteriormente, el GC es un mar marginal que se encuentra adyacente a grandes zonas desérticas como el desierto de la Gran

Cuenca, el desierto Mojave y el desierto de Sonora, ubicadas al noroeste de México y al suroeste de Estados Unidos, por lo que estos desiertos podrían ser la principal fuente de partículas hacia el GC.

La concentración de Cu en las partículas atmosféricas depositadas en BDLA ( $0.388 \pm 0.059 \mu\text{mol g}^{-1}$ ) y BK ( $0.572 \pm 0.103 \mu\text{mol g}^{-1}$ ) presentaron promedios muy similares y sin diferencias significativas entre ambas localidades (Tabla II, Fig. 7b).

Al contrastar la concentración de Cu promedio en las partículas depositadas en BDLA y BK con la de los suelos de la PBC ( $0.182 \pm 0.040 \mu\text{mol g}^{-1}$ ; Tabla III), observamos que los suelos presentan un promedio ~2 a 3 veces menor. Sin embargo, no se descarta la posibilidad de que las partículas atmosféricas tengan influencias de origen en la PBC principalmente en las partículas depositadas en BDLA, debido a que es la localidad donde las partículas presentan la menor concentración promedio de Cu que van de  $0.020 \mu\text{mol g}^{-1}$ , similares a las concentraciones de Cu en suelos de la PBC (Tabla II; Fig. 9a), hasta a  $31.1 \mu\text{mol g}^{-1}$ ; y donde la dirección de incidencia del viento favorecería el transporte de estas partículas desde la península (Figs. 4, 5 y 6).

En la tabla III se compara la concentración de Cu en suelos de California ( $0.683 \mu\text{mol g}^{-1}$ ; Han, 2007), suelos superficiales de Arizona ( $0.600 \mu\text{mol g}^{-1}$ ; Han, 2007) y suelos y sedimentos del Norte de California ( $0.771 \mu\text{mol g}^{-1}$ ; Goldhaber et al., 2009), los cuales presentan en general promedios ligeramente superiores en comparación con las partículas depositadas en BDLA y BK. Debido a la incidencia del viento en la región central del GC, y como indican las retrotrayectorias (Figs. 6b y 6c), es posible que los vientos del N y NO transporten partículas originarias de los desiertos del suroeste de Estados Unidos hacia la región central del GC,

principalmente en las localidades donde los vientos del N y NO inciden durante gran parte del tiempo (i.e., 40% en BK y 40% en GY; Figs. 4b y 4c).

Las menores concentraciones de Cu en las partículas atmosféricas de las localidades de BK y BDLA en relación a la de los suelos desérticos del suroeste de Estados Unidos, podría indicar una posible mezcla de partículas con distinto origen (e.g., partículas de origen oceánico), lo cual podría generar un “efecto de dilución” de la concentración de Cu en las partículas depositadas (Fig. 9a y b). Por ejemplo, la concentración de Cu en los suelos del suroeste de Estados Unidos y en las partículas atmosféricas de BDLA y de BK es muy similar a la reportada para la corteza superficial ( $0.614 \mu\text{mol g}^{-1}$ ; Tabla III, Fig. 12), sin embargo, los  $\text{FE}_{\text{Cu}}$  de las partículas atmosféricas de BDLA variaron entre 0.262 y 35.0, con un promedio de 6.52 (Tabla II, Fig. 9a). De manera general se considera que los valores del  $\text{FE}_{\text{Cu}}$  entre 1/3 y 3 representan una variabilidad natural en la concentración de Cu en la corteza terrestre (Han, 2007), aunque en BDLA el promedio fue mayor a 3 debido a que la concentración de Al en las muestras de partículas atmosféricas es menor a la reportada en la corteza terrestre y esto ocasiona que el  $\text{FE}_{\text{Cu}}$  sea mayor (Fig. 12), lo cual podría sugerir que una porción de las partículas provienen del océano y se mezclan con partículas de los suelos de la PBC al cruzar hacia el GC, lo que genera un “efecto de dilución” de la concentración de Al.

En BK, se calcularon valores de  $\text{FE}_{\text{Cu}}$  entre 1.12 y 14.8, con promedio de 3.64, lo cual indica que las partículas depositadas en esta localidad muy probablemente sean de los desiertos del suroeste de Estados Unidos. En BK los vientos provenientes del NO durante la temporada fría, representan gran parte de la variabilidad del viento (60%, Fig. 5c), mientras que durante la temporada cálida

el porcentaje disminuye (<20%, Fig. 5d), por lo que es posible que las partículas sean transportadas desde el suroeste de Estados Unidos durante gran parte del periodo de estudio.

Las características químicas de las partículas (concentración de Cu, Al y el  $FE_{Cu}$ ) depositadas en BK, así como la dirección e incidencia del viento, indican que las partículas tienen una composición muy similar a los suelos desérticos del suroeste de Estados Unidos, mientras que las partículas depositadas en BDLA presentan concentraciones de Cu y Al ligeramente por debajo de lo reportado para la corteza terrestre y suelos del suroeste de Estados Unidos. Adicionalmente, se presentan  $FE_{Cu}$  elevados debido a la baja concentración de Al, lo cual podría indicar que las partículas tienen influencias oceánicas y de suelo de la PBC. Esta aseveración es parcialmente respaldada por las retrotrayectorias y la dirección predominante del viento (SO), las cuales muestran que los vientos que circulan paralelos a la PBC del lado del Océano Pacífico cruzan hacia el GC y durante su viaje podrían interactuar con los suelos y transportar partículas hacia la región central del GC. Sin embargo para confirmar esta idea, se podrían complementar los estudios con el análisis en microscopio de muestras de partículas depositadas para determinar la composición mineral (e.g., composición de silicatos, carbonatos, restos de organismos, entre otros) y así esclarecer aún más el origen de las partículas.

Anteriormente se ha mencionado que calcular el factor de enriquecimiento de algún metal con un valor de fondo global puede tener poca aplicabilidad, debido a que esta concentración no es representativa de las concentraciones regionales y se pudiese subestimar o sobreestimar los valores de enriquecimiento (Loring, 1991).

Debido a ello se compararon las concentraciones de Cu y Al en las muestras de partículas recolectadas en la región central del GC con la concentración de estos dos elementos en suelos de la PBC, suelos y polvos del suroeste de Estados Unidos (Reheis et al., 2009), polvos recolectados en Obregón Sonora (Meza-Montenegro et al., 2012), la concentración en muestras de carbón con el que se alimentan las centrales eléctricas en Turquía (Karayigit et al., 2000) debido a la ausencia de valores regionales, los cuales podrían representar emisiones de quema de biomasa o emisiones de centrales eléctricas y la razón reportada por Li y Schoonmaker (2003) con la que se realizó el cálculo de los  $FE_{Cu}$  (Figs. 10 y 12).

Otra razón por la cual se decidió utilizar concentraciones en suelos adyacentes es debido a que la mayoría de los estudios que evalúan aportes atmosféricos de metales reportan concentraciones en unidades de  $mg\ m^{-3}$  debido al método de muestreo, y a que es poco frecuente encontrar concentraciones de metales en partículas atmosféricas que se puedan utilizar para compararlas con las reportadas en este estudio.

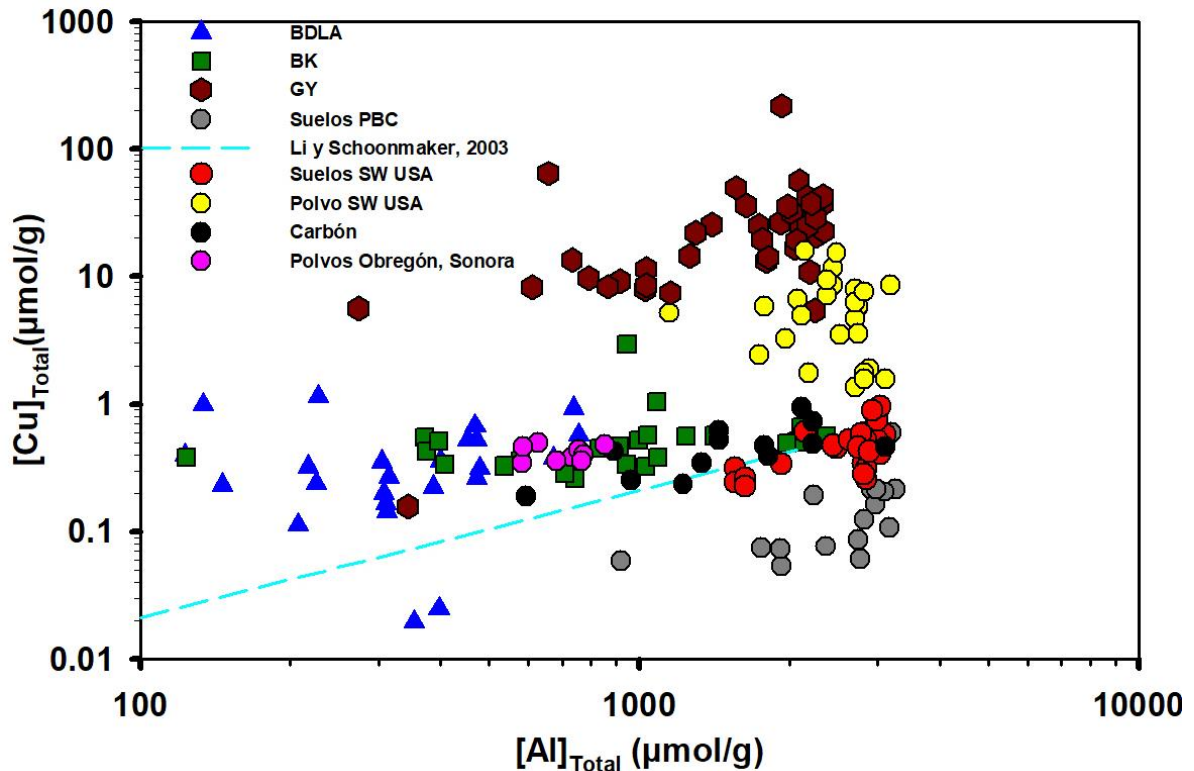
Al comparar los valores de concentración de Cu de distintas fuentes adyacentes al GC, se observa que los suelos de la PBC tienden a presentar una menor concentración en relación a otros valores (Figs. 10 y 12), mientras que la mayoría de los suelos del suroeste de Estados Unidos (Reheis et al., 2009) tienden a ser similares a lo reportado anteriormente por Li y Schoonmaker (2003). Debido a esto se podría considerar que el uso de la razón molar Cu/Al reportada por Li y Schoonmaker (2003) para realizar el cálculo de los  $FE_{Cu}$  representa una buena aproximación, ya que si se hace el cálculo con las concentraciones de los suelos de

la PBC los  $FE_{Cu}$  serían representativos de un mayor enriquecimiento de Cu en las muestras.

Las muestras de aerosoles de BDLA y BK presentan una concentración similar de Cu, sin embargo observamos que la concentración de Al en las muestras de BDLA tiende a ser menor en relación a las muestras de BK y debido a ello, el  $FE_{Cu}$  incrementa en BDLA (Figs. 9 y 12). Las concentraciones de Cu y Al en las muestras de polvos de BK tienden a ser similares a los valores de polvos reportados anteriormente por Meza-Montenegro y colaboradores (2012) en los valles agrícolas de Sonora (Valle Yaqui y Mayo, Tabla III, Fig. 12) ubicados al sur de la estación de GY, también presentan una relación Cu/Al similar a la del carbón (Karayigit et al., 2000) que a su vez no difiere mucho de la razón Cu/Al en la corteza superficial (Li y Schoonmaker, 2003).

La concentración promedio de Cu en polvos atmosféricos de GY ( $27.7 \pm 5.17 \mu\text{mol g}^{-1}$ , Tabla II, Fig. 7b) es aproximadamente 60 veces la concentración promedio de BDLA y BK. Dentro de los valores medidos en las muestras de polvos atmosféricos de GY se encontraron desde valores ( $0.158 \mu\text{mol g}^{-1}$ , Tabla III, Fig. 10) similares a la concentración de Cu en suelos de la PBC ( $0.182 \pm 0.040 \mu\text{mol g}^{-1}$ ; Tabla III), hasta concentraciones de  $217.88 \mu\text{mol g}^{-1}$  (Tabla II, Figs. 7b y 9c). Estas concentraciones elevadas, indican que las partículas depositadas tienen un origen distinto al de las fuentes naturales adyacentes como los suelos desérticos del suroeste de Estados Unidos o de los suelos de la PBC y que muy probablemente representen flujos de origen antropogénico.

Las actividades antropogénicas que pueden emitir partículas a la atmósfera incluyen emisiones generadas por el tráfico de vehículos (e.g., partículas de escape



**Figura 12.** Comparación de las concentraciones de Cu y Al, representadas en escala logarítmica, en muestras de polvos atmosféricos recolectados entre agosto 2011 y julio 2012 en Bahía de los Ángeles (BDLA), Bahía Kino (BK) y Guaymas (GY). Se incluyen otras posibles fuentes de partículas como los suelos de la Península de Baja California (●, PBC), así como suelos y polvos del suroeste de Estados Unidos, (● - ●, Reheis et al., 2009), carbón (●, Karayigit et al., 2000), polvos de Obregón, Sonora (●, Meza-Montenegro et al., 2012) y con la concentración reportada para la corteza superficial (---, Li y Schoonmaker, 2003).

de vehículos, partículas de desgaste de neumáticos, partículas de desgaste del revestimiento de frenos), partículas desprendidas al generar energía o materiales (e.g., en plantas termoeléctricas) o la quema de biomasa son fuentes potenciales que aportan este elemento a través de flujos atmosféricos (Karayigit et al., 2000; Ahmed et al, 2007; Denier van der Gon et al., 2007; Dongarrà, 2008).

Entre las actividades antropogénicas que pudiesen influenciar en la concentración de Cu, encontramos que la región noroeste de México y parte del

suroeste de Estados Unidos representan una gran región minera de donde se solían extraer elementos como cobre, cobalto, zinc y manganeso, debido a esto los suelos deberían presentar un enriquecimiento en relación a estos elementos (Romero-Gil, 1991; Goldhaber et al., 2009). En estas regiones mineras se han reportado concentraciones de Cu en residuos mineros que varían entre  $2.36 \mu\text{mol g}^{-1}$  en partículas de lechos de arroyos, hasta  $522 \mu\text{mol g}^{-1}$  en partículas de desechos mineros en la localidad de Santa Rosalía, Baja California Sur (Tabla III; Shumilin et al., 2000). Sin embargo, debido a que estas regiones rodean a las tres localidades (BDLA, BK y GY) donde se recolectaron las partículas, y con la suposición de que las partículas son transportadas por los vientos regionales, se deberían observar concentraciones similares en las localidades de BDLA y BK, sin embargo no es así por lo que las elevadas concentraciones de Cu en GY pueden tener como origen una actividad local.

De manera general se ha considerado que las poblaciones que se encuentran adyacentes al GC son pequeñas en comparación con ciudades densamente pobladas (e.g., Ciudad de México con ~9 millones de habitantes en 2010; INEGI, 2010). La localidad de GY es la que presenta mayor población (113 083 habitantes en 2010, INEGI, 2010), por lo que el aporte de partículas de origen antropogénico se consideraba muy poco probable. Sin embargo, se compararon las concentraciones de Cu en aerosoles de GY con otras fuentes de partículas que aportan Cu mediante la vía atmosférica al océano, como lo son las partículas emitidas por la quema de combustibles fósiles (Denier van der Gon et al., 2007), las partículas emitidas por el desgaste de frenos automotrices (Dongarrà 2008;

Grigoratos y Martini, 2015) y las emitidas al generar energía (plantas termoeléctricas, Karayigit et al., 2000).

Al comparar la concentración de Cu en combustibles fósiles (i.e., gasolina, diésel y aceite de motor, Tabla III) se observa que estos contienen bajas concentraciones de Cu ( $<0.6 \mu\text{mol g}^{-1}$ ), sin embargo han sido considerados dentro de las fuentes de Cu a la atmósfera debido a que la cantidad que se emite en ciudades densamente pobladas es elevada (Denier van der Gon et al., 2007). Las partículas generadas por el desgaste de frenos automotrices tienden a presentar concentraciones elevadas ( $1.10 - 7.7 \times 10^3 \mu\text{mol g}^{-1}$ , Tabla III) debido a que estas partes automotrices contienen entre 1% y 14% de Cu en peso (Denier van der Gon et al., 2007) y, han sido consideradas como una fuente de emisión de Cu importante en Europa.

En ciudades densamente pobladas como la Ciudad de México, se han reportado concentraciones de Cu en suelos superficiales entre  $0.236 \mu\text{mol g}^{-1}$  y  $6.26 \mu\text{mol g}^{-1}$  (Tabla III, Morton-Bermea et al., 2009), donde las altas concentraciones se asociaron a las emisiones de partículas relacionadas con las industrias adyacentes. Esto también se observó en un estudio realizado en Dhaka, Bangladesh donde las mayores concentraciones de Cu ( $1.65 \pm 1.73 \mu\text{mol g}^{-1}$ ) se observaron en regiones con elevada actividad industrial (Ahmed et al., 2007), sin embargo, estas concentraciones aún se encuentran por debajo de las observadas en la estación de GY.

Las actividades relacionadas a la generación de energía eléctrica (i.e., plantas termoeléctricas) han sido reportadas como potenciales fuentes de Cu a la atmósfera (Karayigit et al., 2000), debido a que para la generación de energía se

tiende a usar combustibles (i.e., carbón u otros combustibles fósiles) y en el caso de GY se ubica una planta termoeléctrica (Central térmica de ciclo combinado Empalme I, SENER). Aunque dentro de las especificaciones se menciona que dicha central térmica integra turbinas de gas y vapor, lo cual optimiza las emisiones de gases resultados de la combustión, por lo que la emisión de partículas debe ser mínima. Aunado a ello, la concentración de Cu en el carbón usado para alimentar centrales eléctricas en Turquía reportaron que contenía en promedio  $0.466 \pm 0.058 \mu\text{mol g}^{-1}$  (Karayigit et al., 2000) y debido a esto, es poco probable que se emitan partículas con una elevada concentración de Cu a la atmósfera.

En un estudio previo realizado por Cruz-Campas y colaboradores (2013, 2014 y 2017) cuya finalidad fue evaluar la calidad del aire en 6 ciudades de Sonora (Agua Prieta, Nogales, Puerto Peñasco, Hermosillo, Guaymas y Obregón), se menciona que frecuentemente existen reportes de la población de contaminación por polvo posiblemente relacionado con actividades industriales (i.e., maquilas), con las tormentas de polvo, a las emisiones visibles de las centrales eléctricas, al transponte de polvo de los campos agrícolas, a la quema de gravilla, a las actividades relacionadas con el mantenimiento de embarcaciones y, por último, al transporte de carga y descarga de materiales mineros en el muelle.

De todas las posibles actividades relacionadas con la emisión de partículas a la atmósfera en Sonora, Cruz-Campas y colaboradores (2013, 2014 y 2017) atribuyeron elevadas concentraciones de Cu a la resuspensión de partículas de suelo rico en Cu, debido al tráfico vehicular en vías sin pavimentar, a la descarga y embarque de minerales con elevadas concentraciones de Cu y a las emisiones de la planta termoeléctrica. Sin embargo, las emisiones de partículas emitidas por el

mantenimiento de embarcaciones (i.e., pinturas antivegetativas de hasta 65% de óxido cúprico en peso; Earley et al., 2014) y la resuspensión de material minero enriquecido con Cu podrían ser fuentes de partículas con concentraciones similares a las encontradas en este estudio.

Una vez revisadas las posibles fuentes de partículas en la región, podemos decir que la presencia de elevadas concentraciones de Cu en los polvos atmosféricos de GY se pueden generar debido a la manipulación de material minero proveniente de regiones mineras adyacentes y que son transportados y embarcados en el puerto de Guaymas, como resultado del transporte de este material, se resuspenden partículas enriquecidas con Cu las cuales pueden ser transportadas a la región central del Golfo de California.

La concentración de Cu en las partículas atmosféricas en BDLA y en BK durante el periodo de estudio presentó una mínima variación en estas dos localidades, mientras que en GY el intervalo de variación tiende a ser mayor debido a que las concentraciones son mucho mayores (~60 veces mayores). Sin embargo, algo que tienen en común las tres localidades es que no se observa una variación estacional en la concentración de Cu que pueda relacionarse al cambio en la dirección de los vientos o a un cambio en la fuente de partículas (Fig. 9). Las grandes variaciones observadas en la concentración de Cu en las 3 localidades (e.g., febrero 2012 en BK o diciembre 2011 en GY, Figs. 9b y 9c), parecen representar flujos esporádicos de partículas que responden a eventos intensos y de corta duración (e.g., vendavales, vientos Santa Ana o tormentas de polvo) que no presentan un comportamiento estacional (Roden, 1964; Félix-Bermúdez et al., 2017).

#### **8.4 FLUJO ATMOSFÉRICO DE COBRE TOTAL EN LA REGIÓN CENTRAL DEL GC.**

El flujo atmosférico de Cu presentó valores característicos de emisiones naturales en BDLA ( $9.03 \pm 1.54 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) y BK ( $10.9 \pm 1.95 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ), mientras que los flujos registrados en GY ( $718 \pm 197 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) son representativos de regiones con influencia antropogénica (Tabla II, Fig.11). El flujo eólico de Cu en BDLA no presentó diferencias estadísticas entre la temporada cálida y fría debido a su elevada variabilidad (Tabla II, Figs. 7c y 11a), de igual forma que sucedió con el flujo de polvo y la concentración de Cu.

Una comparación de la región central del GC con los reportes de otras regiones (Tabla IV) muestra que los valores de BDLA son ~4 veces mayores a los reportados para el Océano Pacífico Norte y ~70 veces mayores a los reportados para la región sur del Océano Pacífico (Arimoto et al., 1990). Igualmente al comparar con los flujos de las regiones aledañas a grandes desiertos como el Sahara o el Sahel, se observa que el flujo de Cu en la región noroeste de África ( $9.48 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  Isla Gran Canaria; Gelado-Caballero et al., 2012;  $16.5 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ; Chen et al., 2008) es ~1.5 veces mayor en comparación con el promedio de BDLA.

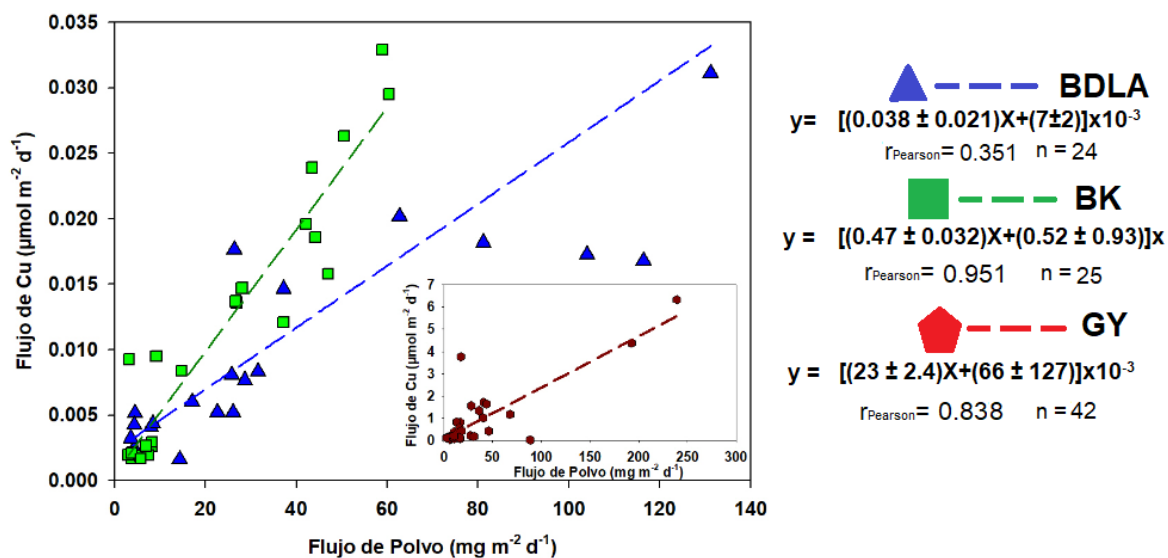
En contraste, el Mar Mediterráneo, que es una región influenciada tanto por flujos antropogénicos de Europa como por flujos de las regiones desérticas de África, recibe entre 6 y 20 veces más Cu (Guerzoni et al., 1999) que el registrado en la costa peninsular de Baja California. Estos resultados sugieren que el flujo de BDLA podría considerarse representativo de partículas derivadas de suelos desérticos.

El flujo atmosférico de Cu en BK presentó diferencias estadísticas entre la temporada fría ( $3.75 \pm 0.97 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , Tabla II) y la temporada cálida ( $14.9 \pm 2.49 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , Tabla II, Fig. 7c) de aproximadamente 4 veces el flujo de Cu durante la temporada cálida y con un promedio anual de  $10.9 \pm 1.95 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . En un contexto global, estos valores representan aproximadamente entre 4 y 70 veces el flujo de Cu que recibe el OP (norte y sur respectivamente; Arimoto et al., 1990). Sin embargo, cuando se comparan con zonas costeras adyacentes a ambientes desérticos, los flujos atmosféricos de Cu en BK se encuentran entre los reportados para la región norte de África (Chen et al., 2008; Gelado-Caballero et al., 2012) y los del Mar Mediterráneo (Chester et al., 1999; Guerzoni et al., 1999; Tabla IV).

Por último, los valores obtenidos en GY solo pueden ser comparables con valores influenciados por actividades antropogénicas, como el flujo de Cu reportado para la costa de Los Ángeles, California, entre 173 y 535  $\text{nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (Sabin et al., 2006), los cuales comparados con el promedio de GY representan flujos entre 1.3 y 4 veces menores, debido a la influencia de sitios urbanos. Otra región que es influenciada por partículas antropogénicas es el Mar Mediterráneo donde se han reportado flujos entre 19.8 y 192  $\text{nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (Tabla IV, Guerzoni et al., 1999; Chester et al., 1999) los cuales se asociaron a partículas transportadas desde Europa con flujos esporádicos de polvos del Sahara los cuales representan entre 5 y 50 veces el flujo transportado por ríos hacia el Mediterráneo y, aunque representan flujos elevados, el promedio de GY es aproximadamente 3.7 veces mayor en comparación con el flujo máximo en el Mar Mediterráneo.

Al correlacionar el flujo atmosférico de partículas con el flujo de Cu total se obtuvieron valores positivos elevados de  $r = 0.95$  y  $r = 0.83$  para BK y GY,

respectivamente, mientras que en BDLA la correlación es menor ( $r = 0.35$ ) (Fig. 13), lo que sugiere que entre mayor sea el flujo de partículas mayor será el flujo de Cu total. Debido a esto, el aporte atmosférico de Cu total dependerá principalmente de la masa de las partículas depositadas, ya que la concentración de Cu se mantiene relativamente constante a través del tiempo en cada localidad. Esto tendría implicaciones importantes en un escenario donde incrementen las zonas áridas y el aporte atmosférico de partículas debido a que el aporte atmosférico de Cu hacia la capa superficial de la región central del GC incrementaría, lo que podría llegar a generar niveles tóxicos de Cu en la capa superficial de esta cuenca principalmente durante la temporada cálida.



**Figura 13.** Regresión lineal entre el flujo de polvo y el flujo de Cu para Bahía de los Ángeles (BDLA,  $\blacktriangle$ ), Bahía Kino (BK,  $\blacksquare$ ) y Guaymas (GY,  $\bullet$ , gráfica inferior derecha). Se incluye la ecuación de la regresión, el número de observaciones ( $n$ ) y el coeficiente de correlación de Pearson ( $r_{\text{Pearson}}$ ).

## 8.5 SOLUBILIDAD DEL COBRE ASOCIADO A LAS PARTÍCULAS DE POLVO.

Una vez depositadas las partículas sobre la capa superficial de la región central del GC, el impacto que genere el flujo de Cu sobre la productividad primaria de la región dependerá en gran medida de la fracción que se encuentre biodisponible para los organismos. Para que esto suceda, el Cu asociado a las partículas debe ser parcial o totalmente solubilizado en su forma química como ion cúprico libre [Cu<sup>2+</sup>] (Hsu et al., 2005; Twining y Baines, 2013; Mackey et al., 2015; Mahowald et al., 2018; López et al., 2019).

La solubilidad de las partículas dependerá de factores como las características de las partículas (e.g., fuente de emisión, composición mineral, carga de partículas y tamaño de partículas; Mahowald et al 2018), del procesamiento atmosférico (e.g., fotoquímica, presencia de sustancias orgánicas, ácidas o carbonatadas; Hsu et al., 2015) y de las características de la columna de agua (e.g., concentración de ligandos, temperatura, mezcla o pH del agua; Mackey et al., 2015).

Debido a que los factores que intervienen en la solubilidad de las partículas son muchos, evaluar el impacto del flujo atmosférico de Cu y considerar todos estos factores no es tarea fácil; sin embargo, se puede realizar una aproximación del flujo de Cu soluble mediante valores previamente reportados. Los valores de solubilidad para partículas atmosféricas presentan un amplio intervalo que va desde 1% en partículas de polvos minerales, hasta 100% en partículas de origen antropogénico.

López-García y colaboradores (2017) presentaron la solubilidad de muestras de polvo recolectadas en la región Canaria con un promedio de  $49.8 \pm 23.9\%$  y valores entre 17.3% en muestras de polvo mineral del desierto Sahel y 75.8% en muestras con influencia antropogénica de Europa, con flujos de Cu soluble de 10

$\text{nmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  que fueron menores que los reportados por Patey (2010) de entre 40 y 50  $\text{nmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  para el Atlántico Norte.

En un estudio de solubilidad en agua de mar de aerosoles recolectados en las costas de Taiwan (Hsu et al., 2005), reportaron una solubilidad promedio del 27%, con valores entre 9% y 54% e informaron que los aerosoles recolectados en Santiaolun presentaron mayor solubilidad (promedio 42%, rango de 29 a 54%), debido a los diferentes grados de influencia antropogénica generados por industrias relacionadas con la quema de combustibles fósiles, mientras que en Santiaolun la solubilidad fue en promedio 42% (29% – 54%), con la conclusión de que la solubilidad de los metales contenidos en aerosoles esta predominantemente influenciada por el origen de las partículas (antropogénicos o derivados de la corteza continental) y por el comportamiento del metal en el agua de mar (disolución/adsorción a las partículas).

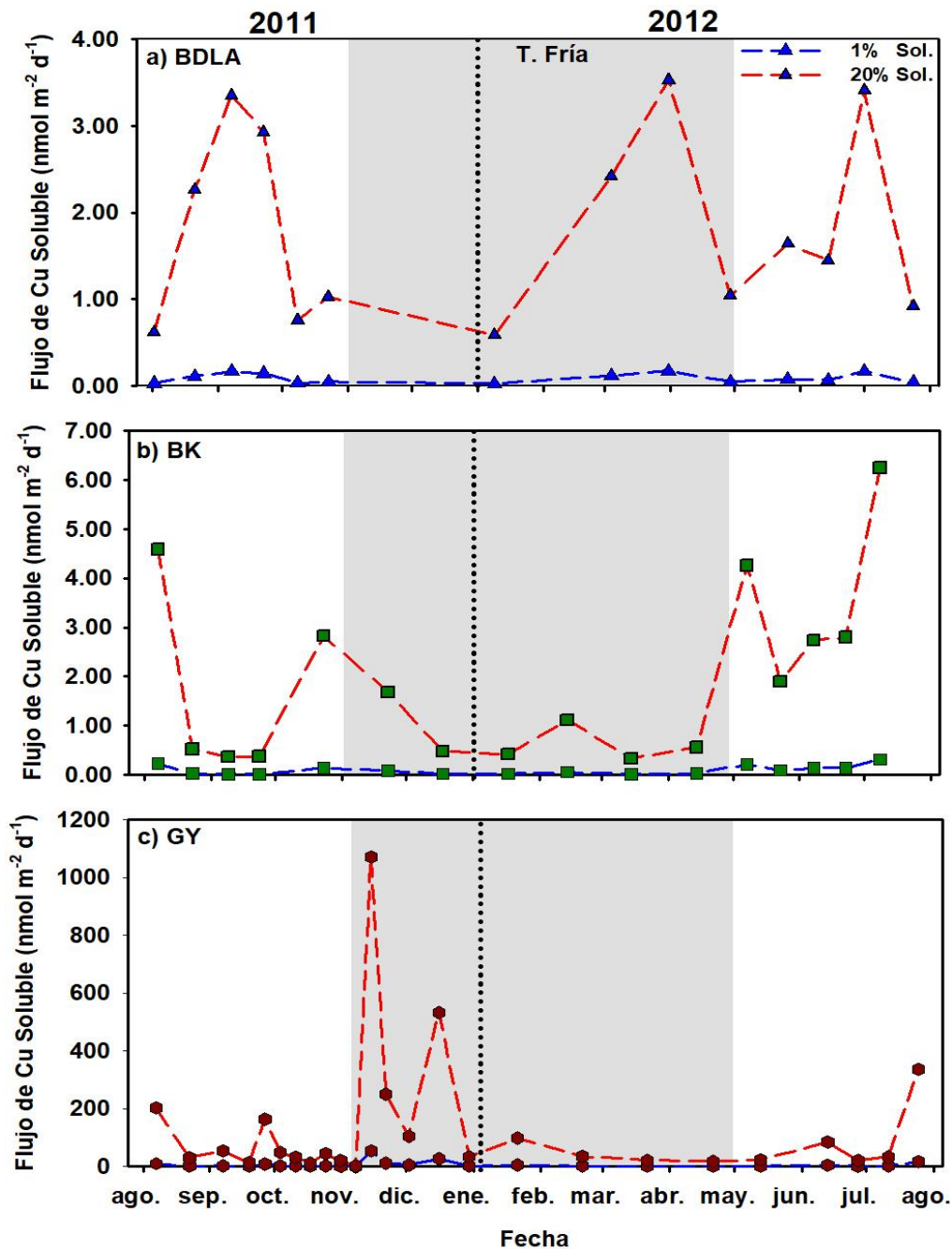
Mackey y colaboradores (2015) reportaron una solubilidad media de 65% (41% - 83%) después de 7 días de la adición con un patrón de disolución progresiva para el Cu. Por último, Sholkovitz et al., (2010) mostraron solubilidades bajas (1% - 7%) en muestras de polvos del Sahara recolectadas sobre el mar de los Sargazos y las Bermudas, mientras que en aerosoles antropogénicos la solubilidad presentó valores desde 10% hasta 100%.

De manera general, las partículas de polvo mineral tienden a presentar porcentajes de solubilidad bajos (<20%) y debido a ello, consideramos que un intervalo entre el 1% y el 20% de solubilidad en el flujo de Cu representaría una buena aproximación con la suposición de que el material depositado consiste principalmente en material terrígeno.

Bajo estas condiciones, BDLA (Fig. 14a) tendría flujos de Cu soluble entre 0.0293 nmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (enero 2012) y 3.53 nmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (marzo 2012) con las mayores contribuciones durante septiembre 2011, abril y julio 2012 y con un promedio de 0.0926 ± 0.0153 nmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (1% de solubilidad) y 1.85 ± 0.306 nmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (20% de solubilidad), lo cual es prácticamente despreciable comparado con regiones como el Mar Mediterráneo (14.2 nmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>; Chester et al., 1999) o el Atlántico Norte (40 - 50 nmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>; Patey 2010; Tabla IV).

BK recibiría flujos de Cu desde 0.0166 nmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (marzo 2012) a 6.24 nmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (julio 2012) con las mayores contribuciones durante la temporada cálida (agosto 2011 y julio 2012; Fig. 14b), con promedios de 0.0975 ± 0.0227 nmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (1% de solubilidad) y 1.95 ± 0.455 nmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (20% de solubilidad), las cuales son ligeramente mayores que BDLA pero aún se encuentran por debajo de los reportados anteriormente (Tabla IV).

Por último, GY (Fig. 14c) sería la localidad que presentaría los mayores flujos de Cu soluble con un intervalo entre 0.140 nmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (noviembre 2011) y 1.1x10<sup>3</sup> nmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (noviembre 2011) con las mayores contribuciones durante otoño 2011, promedios de 6.58 ± 2.31 nmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (1% de solubilidad) comparable con lo reportado para el Mar Mediterráneo, y 132 ± 46.2 nmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (20% de solubilidad) el cual es mayor al reportado para el Atlántico Norte. Se ha reportado que flujos de Cu soluble de 8 nmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (Chase et al., 2011) en el Golfo de Aqaba, con características similares al GC, podría estar cerca del umbral de toxicidad en esa región, por lo que un flujo de Cu soluble mayor podría ser nocivo para los productores primarios de la región central del GC durante la temporada cálida.



**Figura 14.** Variación temporal (agosto de 2011 a julio de 2012) del flujo de Cu soluble en a) Bahía de los Ángeles (BDLA), b) Bahía Kino (BK) y c) Guaymas (GY). Se toman como referencia porcentajes de solubilidad del 1% (----) y 20% (----) reportados para aerosoles minerales, se indica con una región sombreada los meses considerados parte de la temporada fría y se señala la transición entre el 2011 y 2012 (-----).

## 8.6 IMPLICACIONES DEL CAMBIO GLOBAL EN EL DEL FLUJO ATMOSFÉRICO DE POLVO Y COBRE EN MARES MARGINALES.

En el contexto de cambio global, el estudio de flujos atmosféricos de polvo mineral hacia mares semicerrados ha sido importante debido a que se sabe que la productividad primaria en los océanos se distribuye en función de la disponibilidad de luz y nutrientes, los cuales a su vez estarán regulados por procesos físicos como la circulación oceánica, la mezcla vertical, el ciclo solar y la deposición de polvo. Adicionalmente, se espera que la aridez incremente y con ello los flujos de polvo hacia los océanos, lo que modificaría significativamente la química del agua de mar. Debido a esto, las cuencas semicerradas que se ubican adyacentes a grandes regiones áridas o semiáridas podrían representar futuros escenarios de sistemas dominados por flujos atmosféricos (Behrenfeld et al., 2006; Chen et al 2008; Theodosi et al 2013; Al-Taani et al., 2015).

Los vientos superficiales en el GC se caracterizan por presentar una variación estacional definida por dos modos principales. Durante la temporada fría (noviembre - abril) se presentan fuertes vientos del NO, los cuales generan surgencias principalmente en la costa sur de Sonora y Sinaloa, las cuales transportan nutrientes a las capas superficiales y se presentan temperaturas superficiales de hasta 17°C en la región central del GC, por lo que incrementa la productividad primaria (Álvarez-Borrego y Lara Lara, 1991; Stensrud et al., 1995; Torres-Valdés, 2000; Torres-Delgado et al., 2013).

Durante la temporada cálida la circulación en la atmósfera inferior del GC cambia, se genera una inversión en el campo de vientos, se presentan principalmente vientos débiles del SE y se incrementa la temperatura (<30°C) superficial (<50 m) en la región central del GC. Como resultado de estos cambios, disminuye el aporte de nutrientes asociados a la mezcla vertical y a las surgencias

debido a la estratificación de la capa superficial de la columna de agua, con lo que se inhibe el incremento de la productividad primaria (Roden, 1964; Stensrud et al., 1995; Thunell, 1998; Badán, 2003; Parés-Sierra et al., 2003).

Bajo este escenario, podemos calcular la contribución de cobre disuelto ( $\text{Cu}_d$ ) asociado al aporte atmosférico tomando como referencia un valor promedio de flujo de Cu natural (Flujo de Cu total =  $9.0 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) obtenido con el promedio de BDLA, y un valor representativo de una señal antropogénica (Flujo de Cu total =  $718 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ; Tabla IV) obtenido con los valores promedio de GY.

**Tabla V.** Cálculo del incremento en la concentración de  $\text{Cu}_d$  en la región central del GC (Fig. 1) asociado a flujos atmosféricos obtenido mediante:

$$\text{Cu}_d (\text{nmol L}^{-1}) = \text{Flujo atmosférico} (\text{nmol m}^{-2}\text{d}^{-1}) * \% \text{ solubilidad del [Cu]} * \text{Tiempo de residencia de la caja (d)} * \text{Área superficial (m}^2) * (1/\text{Volumen (L)}).$$

Bajo estas condiciones, encontramos que un flujo de Cu natural podría

	Natural	Natural	Antropogénica	Antropogénica
<b>Flujo de Cu total (<math>\text{nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}</math>)</b>	9.0	9.0	718	718
<b>Solubilidad (%)</b>	0.01	0.20	0.01	0.20
<b>Tiempo (días)</b>	23	23	23	23
<b>Largo caja (<math>\text{m}^2</math>)</b>	$200 \times 10^3$	$200 \times 10^3$	$200 \times 10^3$	$200 \times 10^3$
<b>Ancho caja (<math>\text{m}^2</math>)</b>	$50 \times 10^3$	$50 \times 10^3$	$50 \times 10^3$	$50 \times 10^3$
<b>Profundidad (m)</b>	10	10	10	10
<b>Volumen (L)</b>	$1.0 \times 10^{14}$	$1.0 \times 10^{14}$	$1.0 \times 10^{14}$	$1.0 \times 10^{14}$
<b>Flujo de agua (<math>\text{m}^3 \text{ d}^{-1}</math>)</b>	$4.3 \times 10^9$	$4.3 \times 10^9$	$4.3 \times 10^9$	$4.3 \times 10^9$
<b>[<math>\text{Cu}_d</math>] (<math>\text{nmol L}^{-1}</math>)</b>	$0.2 \times 10^{-3}$	$4.2 \times 10^{-3}$	$16.6 \times 10^{-3}$	$332 \times 10^{-3}$

incrementar entre  $0.2 \times 10^{-3} \text{ nM}$  y  $4.2 \times 10^{-3} \text{ nM}$  la concentración de Cu disuelto

superficial; mientras que un flujo de Cu antropogénico incrementaría entre  $16.6 \times 10^{-3}$  nM y  $332 \times 10^{-3}$  nM la concentración de Cu superficial en la región central del GC.

Bajo este contexto y con base en nuestros resultados de que los mayores valores de flujo de Cu soluble se presentaron durante la temporada cálida para las localidades de BDLA y BK (Fig. 14a y b), el impacto que genere la deposición atmosférica de Cu soluble durante la temporada cálida podría promover el incremento de la productividad primaria.

Si consideramos una concentración de Cu superficial de 3 nM (similar a lo reportado por Segovia-Zavala et al., 2011), el flujo atmosférico natural de cobre total ( $9.0 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) podría incrementar esta concentración hasta 0.14%, considerando el 20% de solubilidad, por lo que el incremento en la concentración de Cu disuelto superficial asociada a flujos atmosféricos naturales de Cu podría no representar concentraciones nocivas para los productores primarios y favorecer su incremento.

Por otro lado, al considerar el flujo de Cu total promedio obtenido en GY ( $718 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ; Tabla V), durante la temporada cálida este aporte de Cu atmosférico podría modificar la concentración de Cu superficial incrementando la concentración de Cu superficial hasta 11.1%, considerando una concentración superficial inicial de 3 nM (100%), lo cual podría representar un incremento importante para los organismos y posiblemente ser potencialmente tóxico para algunas especies de fitoplancton, aunque no sobrepasa la concentración límite de Cu disuelto en aguas costeras establecida por la EPA (49 nM).

Por otro lado, durante la temporada fría el aporte atmosférico de Cu podría representar un menor impacto debido a que durante esta temporada, la mezcla vertical de la columna de agua generada por mareas se ve favorecida por la baja

estratificación, lo cual podría mezclar la capa superficial enriquecida con los aportes atmosféricos de Cu y diluir la concentración de Cu en la superficie (Roden, 1964; Lavín y Marinone, 2003).

## **9. CONCLUSIONES.**

La circulación atmosférica de bajo nivel en la región central del GC durante el periodo de enero de 2011 a diciembre 2012, presentó un comportamiento monzónico donde se distinguieron dos temporadas: una temporada cálida (mayo - octubre) y una temporada fría (noviembre - abril). La temporada fría se caracterizó por vientos intensos predominantes del NO en BK y GY (magnitudes promedio de  $4.1 \text{ m s}^{-1}$  y  $3.3 \text{ m s}^{-1}$  respectivamente), mientras que en BDLA predominaron los vientos del SO y NO. La magnitud del viento tiende a ser ligeramente mayor en la temporada fría, mientras que la temporada cálida se caracterizó por vientos de menor intensidad persistentes del S en BK y GY (magnitudes promedio de  $3.7 \text{ m s}^{-1}$  y  $3.2 \text{ m s}^{-1}$  respectivamente), y en BDLA la componente principal del viento fue del SO, con una disminución considerable de los vientos del NO en las 3 localidades durante esta temporada.

El flujo de partículas atmosféricas fue mayor durante la temporada cálida en BDLA y BK, mientras que en GY se presentó un mayor flujo durante la temporada fría. La dirección de incidencia del viento indica que en BK y GY las partículas pueden ser transportadas desde el suroeste de Estados Unidos y del sur de Sonora, mientras que en BDLA, la PBC podría ser la principal fuente de partículas.

La concentración de Cu en las partículas atmosféricas de BDLA es mayor en comparación con la de los suelos de la PBC, sin embargo se llegan a presentar

valores similares. En esta localidad se puede generar una combinación de partículas de los desiertos del suroeste de Estados Unidos, partículas de la PBC y partículas de origen oceánico, lo que resulta en una concentración de Cu y Al menor al promedio reportado para la corteza superficial. En BK las partículas presentaron concentraciones de Cu y Al similares a las reportadas para la corteza superficial y a los suelos áridos del suroeste de Estados Unidos y de Sonora, lo cual indican un origen predominantemente terrígeno y una menor contribución de partículas de origen oceánico. Por último, en GY las partículas presentaron elevadas concentraciones de Cu y concentraciones de Al similares a la corteza superficial, posiblemente debido a actividades antropogénicas como el manejo de carga y descarga de material minero en esta localidad, aunque no se descarta la influencia de otras partículas de origen antropogénico (e.g pinturas antivegetativas o partículas de emisiones automotrices).

Los flujos atmosféricos de Cu en la región central del GC presentaron valores característicos de emisiones naturales en BDLA y BK similares a los reportados en la región NO de África, y valores característicos de emisiones antropogénicas en GY comparables con los reportados para la costa de Los Ángeles, Estados Unidos y el Mar Mediterráneo. Se presentó una diferencia temporal definida al igual que el flujo de partículas atmosféricas, con valores mayores durante la temporada cálida en BDLA (no significativamente) y BK, mientras que en GY el flujo de Cu es significativamente mayor durante la temporada fría.

El flujo atmosférico de Cu soluble en la región central del GC calculado con porcentajes del 1% y 20% podría promover el incremento de la productividad primaria con valores característicos de emisiones naturales ( $9.0 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ )

elevando la concentración de Cu superficial entre  $0.2 \times 10^{-3}$  nM y  $4.2 \times 10^{-3}$  nM la concentración de Cu disuelto superficial. Mientras que, en caso de presentarse flujos de Cu disuelto similares a los de GY ( $718 \text{ nmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ), la concentración de Cu superficial incrementaría entre  $16.6 \times 10^{-3}$  nM y  $332 \times 10^{-3}$  nM la concentración de Cu superficial en la región central del GC, lo cual podría generar condiciones potencialmente tóxicas para los productores primarios principalmente durante la temporada cálida debido a la estratificación de la capa superficial de la columna de agua.

## 10. REFERENCIAS.

- Adams, DK, Comrie, AC. 1997. The north American monsoon. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 78(10), 2197-2214.
- Alvarez-Borrego, S, Lara-Lara, JR. 1991. The Physical Environment and Primary Productivity of the Gulf of California: Chapter 26: Part V. Physical Oceanography, Primary Productivity, Sedimentology.
- Al-Taani, AA, Rashdan, M, Khashashneh, S. 2015. Atmospheric dry deposition of mineral dust to the Gulf of Aqaba, Red Sea: Rate and trace elements. *Marine pollution bulletin*, 92(1-2), 252-258.
- Ahmed, F, Bibi, MH, Ishiga, H. 2007. Environmental assessment of Dhaka City (Bangladesh) based on trace metal contents in road dusts. *Environmental Geology*, 51(6), 975-985.
- Arimoto, R, Ray, BJ, Duce, RA, Hewitt, AD, Boldi, R, Hudson, A. 1990. Concentrations, sources, and fluxes of trace elements in the remote marine atmosphere of New Zealand. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 95(D13), 22389-22405.
- Arimoto, R. 2001. Eolian dust and climate: relationships to sources, tropospheric chemistry, transport and deposition. *Earth-Science Reviews*, 54(1-3), 29-42.
- Badán, A. 2003. The atmosphere over the Gulf of California. In *Nonlinear Processes in Geophysical Fluid Dynamics* (pp. 205-212). Springer, Dordrecht.

- Badán-Dangón A, Hendershott MC, Lavín MF. 1991. Underway Doppler current profiles in the Gulf of California. *Eos Transactions American Geophysical Union*, 72: 209–218.
- Behrenfeld, MJ, O'Malley, RT, Siegel, DA, McClain, CR, Sarmiento, JL., Feldman, GC, Milligan, AJ, Falkowski, PG, Letelier, RM, Boss, E. S. 2006. Climate-driven trends in contemporary ocean productivity. *Nature*, 444(7120), 752-755.
- Bordoni, S, Ciesielski, PE, Johnson, RH, McNoldy, BD, Stevens, B. 2004. The low-level circulation of the North American Monsoon as revealed by QuikSCAT. *Geophysical Research Letters*, 31(10).
- Brand, LE, Sunda, WG, Guillard, R R. 1986. Reduction of marine phytoplankton reproduction rates by copper and cadmium. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 96(3), 225-250.
- Bruland, KW, Franks, RP, Knauer, GA, Martin, JH. 1979. Sampling and analytical methods for the determination of copper, cadmium, zinc, and nickel at the nanogram per liter level in sea water. *Analytica Chimica Acta*, 105, 233-245.
- Bruland, KW, Donut, JR, Hutchins, DA. 1991. Interactive influences of bioactive trace metals on biological production in oceanic waters. *Limnology and oceanography*, 36(8), 1555-1577.
- Buck, KN, Bruland, KW. 2005. Copper speciation in San Francisco Bay: a novel approach using multiple analytical windows. *Marine Chemistry*, 96(1-2), 185-198.
- Buck, KN, Ross, JR, Flegal, AR, Bruland, KW. 2007. A review of total dissolved copper and its chemical speciation in San Francisco Bay, California. *Environmental Research*, 105(1), 5-19.
- Carignan, R, Tessier, A. 1988. The co-diagenesis of sulfur and iron in acid lake sediments of southwestern Quebec. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 52(5), 1179-1188.
- Castro, R, Lavín, MF, Ripa, P. 1994. Seasonal heat balance in the Gulf of California. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 99(C2), 3249-3261.
- Chase, Z, Paytan, A, Beck, A, Biller, D, Bruland, K, Measures, C, Sañudo-Wilhelmy, S. 2011. Evaluating the impact of atmospheric deposition on dissolved trace-metals in the Gulf of Aqaba, Red Sea. *Marine Chemistry*, 126(1-4), 256-268.
- Chen, Y, Paytan, A, Chase, Z, Measures, C, Beck, AJ, Sañudo-Wilhelmy, SA, Post, AF. 2008. Sources and fluxes of atmospheric trace elements to the Gulf of Aqaba, Red Sea. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 113(D5).

- Chester, R, Nimmo M, Preston, MR. 1999. The trace metal chemistry of atmospheric dry deposition samples collected at Cap Ferrat: a coastal site in the western Mediterranean. *Marine Chemistry*, 68, 15-30.
- Coale, KH, Bruland, KW. 1988. Copper complexation in the Northeast Pacific. *Limnology and Oceanography*, 33(5), 1084-1101.
- Conly, AG, Scott, SD, Bellon, H. 2011. Metalliferous manganese oxide mineralization associated with the Boleo Cu-Co-Zn district, Mexico. *Economic Geology*, 106(7), 1173-1196.
- Creamean, JM, Suski, KJ, Rosenfeld, D, Cazorla, A, DeMott, PJ, Sullivan, RC, White, BA, Ralph, FM, Minnis, P, Comtock JM, Tomlinson, JM, Prather, KA. 2013. Dust and biological aerosols from the Sahara and Asia influence precipitation in the western US. *Science*, 339(6127), 1572-1578.
- Cruz-Campas, ME, Gómez-Álvarez, A, Quintero-Núñez, M, Varela-Salazar, J. 2013. Evaluación de la calidad del aire respecto de partículas suspendidas totales (PST) y metales pesados (Pb, Cd, Ni, Cu, Cr) en la Ciudad de Hermosillo, Sonora, México, durante un periodo anual (Assessment of Air Quality Regarding Total Suspended Particles (TSP) and Heavy Metals (Pb, Cd, Ni, Cu, Cr) in the City of Hermosillo, Sonora, Mexico, during an Annual Period). *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, 29, 269-283.
- Cruz-Campas, ME, Gómez-Álvarez, A, Quintero-Núñez, M, Ramírez-Leal, R, Varela-Salazar, J, Monge-Amaya, O. 2014. Air Quality Regarding to TSP in Six Cities of Sonora, Mexico, a Criticism to the NOM-025-SSA1-1993 and a Proposed Criterion for Its Non-Compliance. *Journal of Environmental Protection*, 2014.
- Campas, MEC, Álvarez, AG, Leal, RR, Villalba, AGV, Amaya, OM, Salazar, JV, Tagles, HFD. 2017. Calidad del aire respecto de metales (Pb, Cd, Ni, Cu, Cr) y relación con salud respiratoria: caso Sonora, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33, 23-34.
- Cziczo, DJ, Froyd, KD, Hoose, C, Jensen, EJ, Diao, M, Zondlo, MA, Smith, JB, Twohy, CH, Murphy, DM. 2013. Clarifying the dominant sources and mechanisms of cirrus cloud formation. *Science*, 340(6138), 1320-1324.
- Delgadillo-Hinojosa, F, Gaxiola-Castro, G, Segovia-Zavala, JA, Muñoz-Barbosa, A, Orozco-Borbón, MV. 1997. The effect of vertical mixing on primary production in a bay of the Gulf of California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 45(1), 135-148.

- Delgadillo-Hinojosa, F. 2000. Biogeoquímica del cadmio y manganeso en el Golfo de California. Tesis Doctoral, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, México: 188 pp.
- Delgadillo-Hinojosa, F, Segovia-Zavala, JA, Huerta-Díaz, MA, Atilano-Silva, H. 2006. Influence of geochemical and physical processes on the vertical distribution of manganese in Gulf of California waters. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 53(8), 1301-1319.
- Dongarrà, G, Manno, E, Varrica, D. 2009. Possible markers of traffic-related emissions. *Environmental monitoring and assessment*, 154(1-4), 117.
- Douglas, MW, Maddox, RA, Howard, K, y Reyes, S. 1993. The mexican monsoon. *Journal of Climate*, 6(8), 1665-1677.
- Duce, RA, Liss, PS, Merrill, JT, Atlas, EL, Buat-Menard, P, Hicks, BB, Miller, JM, Prospero, JM, Arimoto, R, Church, TM, Ellis, W, Galloway, JN, Hansen, L, Jickells, TD, Knap, AH, Reinhardt, KH, Schneider, B, Soudine, A, Tokos, JJ, Tsunogai, S, Wollast, R, Zhou, M. 1991. The atmospheric input of trace species to the world ocean. *Global biogeochemical cycles*, 5(3), 193-259.
- Duce, RA, Tindale, NW. 1991. Atmospheric transport of iron and its deposition in the ocean. *Limnology and oceanography*, 36(8), 1715-1726.
- Earley, PJ, Swope, BL, Barbeau, K, Bundy, R, McDonald, JA, Rivera-Duarte, I. 2014. Life cycle contributions of copper from vessel painting and maintenance activities. *Biofouling*, 30(1), 51-68.
- Félix-Bermúdez, A, Delgadillo-Hinojosa, F, Huerta-Díaz, MA, Camacho-Ibar, V, Torres-Delgado, EV. 2017. Atmospheric inputs of iron and manganese to coastal waters of the southern California Current System: Seasonality, Santa Ana winds, and biogeochemical implications. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 122(11), 9230-9254.
- Gelado-Caballero, MD. 2015. Saharan dust inputs to the Northeast Atlantic. Oceanographic and biological features in the Canary Current Large Marine Ecosystem, (115), 53-61.
- Grigoratos, T, Martini, G. 2015. Brake wear particle emissions: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(4), 2491-2504.
- Goldhaber, MB, Morrison, JM, Holloway, JM, Wanty, RB, Helsel, DR, Smith, DB. 2009. A regional soil and sediment geochemical study in northern California. *Applied Geochemistry*, 24(8), 1482-1499.
- Guerzoni, S, Chester, R, Dulac, F, Herut, B, Loÿe-Pilot, MD, Measures, C, Migon, C, Molinaroli, E, Moulin, C, Rossini, P, Soudine, A, Ziveriy, P, Saydam, C.

1999. The role of atmospheric deposition in the biogeochemistry of the Mediterranean Sea. *Progress in Oceanography*, 44(1-3), 147-190.
- Hales Jr, JE. 1974. Southwestern United States summer monsoon source—Gulf of Mexico or Pacific Ocean?. *Weatherwise*, 27(4), 148-155.
- Han, FX. 2007. *Biogeochemistry of trace elements in arid environments* (Vol. 13). Springer Science & Business Media.
- Heimburger, A, Losno, R, Triquet, S, Nguyen, EB. 2013. Atmospheric deposition fluxes of 26 elements over the Southern Indian Ocean: time series on Kerguelen and Crozet Islands. *Global Biogeochemical Cycles*, 27(2), 440-449.
- Ho, TY, Quigg, A, Finkel, ZV, Milligan, AJ, Wyman, K, Falkowski, PG, Morel, FM. 2003. The elemental composition of some marine phytoplankton 1. *Journal of phycology*, 39(6), 1145-1159.
- Ho, TY, Wen, LS, You, CF, Lee, DC. 2007. The trace metal composition of size-fractionated plankton in the South China Sea: Biotic versus abiotic sources. *Limnology and Oceanography*, 52(5), 1776-1788.
- Hsu, SC, Lin, FJ, Jeng, WL. 2005. Seawater solubility of natural and anthropogenic metals within ambient aerosols collected from Taiwan coastal sites. *Atmospheric Environment*, 39(22), 3989-4001.
- Huerta-Díaz, MA, Delgadillo-Hinojosa, F, Hernández-Ayón, M, Segovia-Zavala, JA, García-Esquivel, Z, López-Zárata, H, Galindo-Bect, S. 2008. Diagnosis of trace metal contamination in sediments: the example of Ensenada and El Sauzal, two harbors in Baja California, Mexico. *Marine Environmental Research*, 66(3), 345-358.
- INEGI, 2010. Censo de población y vivienda 2010. [www.inegi.org.mx](http://www.inegi.org.mx). Consultado en junio del 2020.
- Jara-Marini, ME, García-Rico, L. 2006. Distribution of arsenic in three geochemical fractions of surface sediments from coastal sites of Sonora, Gulf of California, Mexico. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 76(4), 677-683.
- Jickells, TD, An, ZS, Andersen, KK, Baker, AR, Bergametti, G, Brooks, N, Cao, JJ, Boyd, PW, Duce, RA, Hunter, KA, Kawahata, H, Kubilay, N, LaRoche, J, Liss, PS, Mahowald, NM, Prospero, JM, Ridwell, AJ, Tegen, I, Torres, R. 2005. Global iron connections between desert dust, ocean biogeochemistry, and climate. *Science*, 308(5718), 67-71.

- Jiménez, A, Marinone, SG, Parés-Sierra, A. 2005. Efecto de la variabilidad espacial y temporal del viento sobre la circulación en el Golfo de California. *Ciencias marinas*, 31(2), 357-368.
- Karayigit, AI, Gayer, RA, Querol, X, Onacak, T. 2000. Contents of major and trace elements in feed coals from Turkish coal-fired power plants. *International Journal of Coal Geology*, 44(2), 169-184.
- Kersten, M, Smedes, F. 2002. Normalization procedures for sediment contaminants in spatial and temporal trend monitoring. *Journal of Environmental Monitoring*, 4(1), 109-115.
- Landing, WM, Lewis, BL. 1991. Collection, processing, and analysis of marine particulate and colloidal material for transition metals. *Marine particles: analysis and characterization*, 263-272.
- Lavín, MF, Marinone, SG. 2003. An overview of the physical oceanography of the Gulf of California. In *Nonlinear processes in geophysical fluid dynamics*. Springer Netherlands, 173-204.
- Lavín, MF, Castro, R, Beier, E, Godínez, VM, Amador, A, Guest, P. 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: Oceans*, 114(C2).
- Lavín, MF, Castro, R, Beier, E, Cabrera, C, Godínez, VM, Amador-Buenrostro, A. 2014. Surface circulation in the Gulf of California in summer from surface drifters and satellite images (2004–2006). *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 119(7), 4278-4290.
- Li, YH, y Schoonmaker, JE. 2003. Chemical Composition and Mineralogy of Marine Sediments, in *Treatise on Geochemistry*, edited by D. H. Editors-in-Chief: Heinrich and K. T. Karl, pp. 1-35, Pergamon, Oxford, doi:10.1016/b0-08-043751-6/07088-2.
- Liang, J, Pan, WS, Yang, ZH. 2004. Characterization-based Q–Q plots for testing multinormality. *Statistics & probability letters*, 70(3), 183-190.
- Libes, S. 2009. *Introduction to marine biogeochemistry*. Academic Press, Elsevier. Second Edition. USA. 909 pp. ISBN: 978-0-12-088530-5.
- Lluch-Cota, SE. 2000. Coastal upwelling in the eastern Gulf of California. *Oceanologica Acta*, 23(6), 731-740.
- Lopez-Calderon, J, Martinez, A, Gonzalez-Silvera, A, Santamaria-del-Angel, E, Millan-Nuñez, R. 2008. Mesoscale eddies and wind variability in the northern Gulf of California. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 113(C10).

- Lopez, JS, Lee, L, Mackey, KR. 2019. The toxicity of copper to *Crocospaera watsonii* and other marine phytoplankton: a systematic review. *Frontiers in Marine Science*, 5, 511.
- Loring, DH. 1991. Normalization of heavy-metal data from estuarine and coastal sediments. *ICES Journal of Marine Science*, 48(1), 101-115.
- López-García, P, Gelado-Caballero, MD, Collado-Sánchez, C, Hernández-Brito, JJ. 2017. Solubility of aerosol trace elements: Sources and deposition fluxes in the Canary Region. *Atmospheric environment*, 148, 167-174.
- Mahowald, NM, Baker, AR, Bergametti, G, Brooks, N, Duce, RA, Jickells, TD, Kubilay, N, Prospero, JM, Tegen, I. 2005. Atmospheric global dust cycle and iron inputs to the ocean. *Global biogeochemical cycles*, 19(4).
- Mahowald, N, Ward, DS, Kloster, S, Flanner, MG, Heald, CL, Heavens, NG, Hess, PG, Lemarque, JF, Chuang, PY. 2011. Aerosol impacts on climate and biogeochemistry. *Annual review of environment and resources*, 36.
- Mahowald, NM, Albani, S, Kok, JF, Engelstaeder, S, Scanza, R, Ward, DS, Flanner, MG. 2014. The size distribution of desert dust aerosols and its impact on the Earth system. *Aeolian Research*, 15, 53-71.
- Mahowald, NM, Hamilton, DS, Mackey, KR, Moore, JK, Baker, AR, Scanza, RA, Zhang, Y. 2018. Aerosol trace metal leaching and impacts on marine microorganisms. *Nature communications*, 9(1), 2614.
- Mackey, KR, Chien, CT, Post, AF, Saito, MA, Paytan, A. 2015. Rapid and gradual modes of aerosol trace metal dissolution in seawater. *Frontiers in Microbiology*, 5, 794.
- Manahan, SE, Smith, MJ. 1973. Copper micronutrient requirement for algae. *Environmental Science & Technology*, 7(9), 829-833.
- Martínez-Díaz-de-León, A, Castro, R, Santamaría-del-Ángel, E, Pacheco-Ruíz, I, Blanco-Betancourt, R. 2013. Sea surface heat fluxes and fortnightly modulation of the surface temperature within the Ballenas Channel, Gulf of California. *Journal of Coastal Research*, 29(6), 1400-1412.
- Merrifield, MA, Winant, CD. 1989. Shelf circulation in the Gulf of California: A description of the variability. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 94(C12), 18133-18160.
- Meza-Montenegro, MM, Gandolfi, AJ, Santana-Alcántar, ME, Klimecki, WT, Aguilar-Apodaca, MG, Del Río-Salas, R, De la O-Villanueva, M, Gómez-Alvarez, A, Mendivil-Quijada, H, Valencia, M, Meza-Figueroa, D. 2012. Metals in

- residential soils and cumulative risk assessment in Yaqui and Mayo agricultural valleys, northern Mexico. *Science of the total environment*, 433, 472-481.
- Morales-Acuña, E, Torres, CR, Linero-Cueto, JR. 2019. Surface wind characteristics over Baja California Peninsula during summer. *Regional Studies in Marine Science*, 29, 100654.
- Morel, FM, Price, NM. 2003. The biogeochemical cycles of trace metals in the oceans. *Science*, 300(5621), 944-947.
- Morton-Bermea, O, Hernández-Álvarez, E, González-Hernández, G, Romero, F, Lozano, R, Beramendi-Orosco, LE. 2009. Assessment of heavy metal pollution in urban topsoils from the metropolitan area of Mexico City. *Journal of Geochemical Exploration*, 101(3), 218-224.
- Muñoz-Barbosa, A, Huerta-Diaz, MA. 2013. Trace metal enrichments in nearshore sediments and accumulation in mussels (*Modiolus capax*) along the eastern coast of Baja California, Mexico: Environmental status in 1995. *Marine pollution bulletin*, 77(1-2), 71-81.
- Muñoz-Barbosa, A, Segovia-Zavala, JA, Huerta-Diaz, MA, Delgadillo-Hinojosa, F, Torres-Delgado, EV, Lares, ML, Marinone, SG, Gutiérrez-Galindo, EA. 2017. Atmospheric iron fluxes in the northern region of the Gulf of California: implications for primary production and potential Fe limitation. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 129, 69-79.
- Muñoz-Barbosa, A, Delgadillo-Hinojosa, F, Torres-Delgado, EV, Félix-Bermúdez, A, Castro, R. 2020. Bajacalifornian dust deposition and atmospheric input of iron to the Gulf of California during the summer. *Marine Chemistry*, 103850.
- Okin, GS, Mahowald, NM, Chadwick, OA, Artaxo, P. 2004. Impact of desert dust on the biogeochemistry of phosphorus in terrestrial ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles*, 18(2).
- Parés-Sierra, A, Mascarenhas, A, Marinone, SG, Castro, R. 2003. Temporal and spatial variation of the surface winds in the Gulf of California. *Geophysical Research Letters*. 30 (6), 1312.
- Patey, MD. 2010. Trace metals and nutrients in aerosols over the tropical and subtropical North Atlantic Ocean (Doctoral dissertation, University of Southampton).
- Paytan, A, Mackey, KR, Chen, Y, Lima, ID, Doney, SC, Mahowald, N, Post, AF. 2009. Toxicity of atmospheric aerosols on marine phytoplankton. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(12), 4601-4605.

- Peers, G, Price, NM. 2006. Copper-containing plastocyanin used for electron transport by an oceanic diatom. *Nature*, 441(7091), 341.
- Prospero, JM. 1999. Long-term measurements of the transport of African mineral dust to the southeastern United States: Implications for regional air quality. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 104(D13), 15917-15927.
- Reheis, MC, Budahn, JR, Lamothe, PJ, Reynolds, RL. 2009. Compositions of modern dust and surface sediments in the Desert Southwest, United States. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 114(F1).
- Reyes, AC, Lavín, MF. 1997. Effects of the autumn-winter meteorology upon the surface heat loss in the Northern Gulf of California. *Atmósfera*, 10(2), 101-123.
- Roden, GI. 1964. Oceanographic aspects of Gulf of California, p. 30-58. En: Tj.H. Van Andel and G.G. Shor, Jr. (Eds.). *Marine Geology of the Gulf of California: a symposium*. American Association Of Petroleum Geologist, Memoir 3. 530 pp.
- Rolph, G, Stein, A, Stunder, B. 2017. Real-time environmental applications and display system: READY. *Environmental Modelling & Software*, 95, 210-228.
- Romero-Gil, JM. 1991. El Boleo, Santa Rosalía Baja California Sur: un pueblo que se negó a morir 1885-1954. Universidad de Sonora. México.
- Rosenfeld, D, Rudich, Y, Lahav, R. 2001. Desert dust suppressing precipitation: A possible desertification feedback loop. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 98(11), 5975-5980.
- Sabin, LD, Lim, JH, Stolzenbach, KD, Schiff, KC. 2006. Atmospheric dry deposition of trace metals in the coastal region of Los Angeles, California, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 25(9), 2334-2341.
- Schiff, KC, Weisberg, SB. 1999. Iron as a reference element for determining trace metal enrichment in Southern California coastal shelf sediments. *Marine Environmental Research*, 48(2), 161-176.
- Schropp, SJ, Lewis, FG, Windom, HL, Ryan, JD, Calder, FD, Burney, LC. 1990. Interpretation of metal concentrations in estuarine sediments of Florida using aluminum as a reference element. *Estuaries*, 13(3), 227-235.
- Schulz, M, Prospero, JM, Baker, AR, Dentener, F, Ickes, L, Liss, PS, Mahowald, NM, Nickovic, S, García-Pando, CP, Rodríguez, S, Sarin, M, Tegen, I, Duce, RA. 2012. Atmospheric transport and deposition of mineral dust to the ocean:

- implications for research needs. *Environmental science & technology*, 46(19), 10390-10404.
- Segovia-Zavala, JA, Delgadillo-Hinojosa, F, Lares-Reyes, ML, Huerta-Díaz, MA, Muñoz-Barbosa, A, Torres-Delgado, EV. 2009. Atmospheric input and concentration of dissolved iron in the surface layer of the Gulf of California. *Ciencias Marinas*, 35(1), 75-90.
- Segovia-Zavala, JA, Delgadillo-Hinojosa, F, Lares-Reyes, ML, Huerta-Díaz, MA, Muñoz-Barbosa, A, del Angel, ESM, Torres-Delgado, EV, Sañudo-Wilhelmy, SA. 2011. Vertical distribution of dissolved iron, copper, and cadmium in Ballenas Channel, Gulf of California. *Ciencias marinas*, 37(4A), 457-469.
- SENER. [www.energy.sener.es/proyecto/central-termica-de-ciclo-combinado-empalme-i](http://www.energy.sener.es/proyecto/central-termica-de-ciclo-combinado-empalme-i). Consultado en junio del 2020.
- Shao, Y. (2008). *Physics and modelling of wind erosion* (Vol. 37). Springer Science & Business Media.
- Sholkovitz, ER, Sedwick, PN, Church, TM. 2010. On the fractional solubility of copper in marine aerosols: Toxicity of aeolian copper revisited. *Geophysical Research Letters*, 37(20).
- Shumilin, EN, Rodríguez-Figueroa, G, Bermea, OM, Baturina, EL, Hernández, E, Meza, GDR. 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), 261-268.
- Stein, AF, Draxler, RR, Rolph, GD, Stunder, BJ, Cohen, MD, Ngan, F. 2015. NOAA's HYSPLIT atmospheric transport and dispersion modeling system. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 96(12), 2059-2077.
- Stensrud, DJ, Gall, RL, Mullen, SL, Howard, KW. 1995. Model climatology of the Mexican monsoon. *Journal of Climate*, 8(7), 1775-1794.
- Sunda, WG, Lewis, JAM. 1978. Effect of complexation by natural organic ligands on the toxicity of copper to a unicellular alga, *Monochrysis lutheri* 1. *Limnology and Oceanography*, 23(5), 870-876.
- Theodosi, C, Stavrakakis, S, Koulaki, F, Stavrakaki, I, Moncheva, S, Papathanasiou, E, Sanchez-Vidal A, Koçak, M, Mihalopoulos, N. 2013. The significance of atmospheric inputs of major and trace metals to the Black Sea. *Journal of Marine Systems*, 109, 94-102.

- Thunell, RC. 1998. Seasonal and annual variability in particle fluxes in the Gulf of California: A response to climate forcing. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 45(12), 2059-2083.
- Torres-Delgado, EV, Delgadillo-Hinojosa, F, Camacho-Ibar, VF, Huerta-Díaz, MA, Segovia-Zavala, JA, Hernández-Ayón, JM, Galindo-Bect, S. 2013. Wintertime enrichment of inorganic nutrients in the Ballenas Channel, Gulf of California. *Ciencias Marinas*, 39(2), 165-182.
- Torres-Valdés, S. 2000. Distribución espacial y variabilidad temporal de nutrientes en el golfo de California. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Marinas - UABC, Ensenada, México. 62 pp.
- Twining, BS, Baines, SB. 2013. The trace metal composition of marine phytoplankton. *Annual review of marine science*, 5, 191-215.
- van der Gon, HD, Hulskotte, JHJ, Visschedijk, AJH, Schaap, M. 2007. A revised estimate of copper emissions from road transport in UNECE-Europe and its impact on predicted copper concentrations. *Atmospheric Environment*, 41(38), 8697-8710.