

Universidad Autónoma de Baja California

Facultad de Ciencias Marinas

Instituto de Investigaciones Oceanológicas

**Variabilidad espacial y temporal de metales pesados en la costa
noroccidental de Baja California mediante el uso de *Mytilus californianus*
como bioindicador.**

TESIS

**que para obtener el grado de
Maestro en Ciencias en Oceanografía Costera
presenta:**

Albino Muñoz Barbosa

Ensenada, Baja California.

Junio de 1997

UNIVERSIDAD AUTONOMA DE BAJA CALIFORNIA
Facultad de Ciencias Marinas
Instituto de Investigaciones Oceanológicas

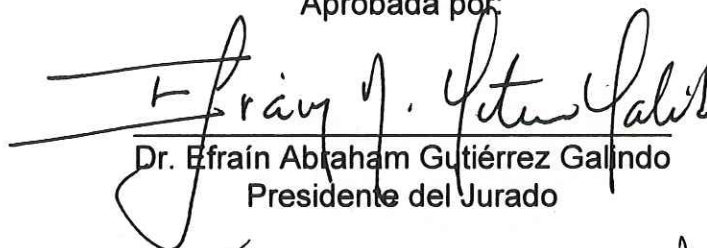
**Variabilidad espacial y temporal de metales pesados en la costa
noroccidental de Baja California mediante el uso de *Mytilus californianus*
como bioindicador.**

TESIS

Que para obtener el grado de
Maestro en Ciencias en Oceanografía Costera
presenta:

Albino Muñoz Barbosa

Aprobada por:



Dr. Efraín Abraham Gutiérrez Galindo
Presidente del Jurado



M.C. José Antonio Segovia Zavala
Sinodal



M.C. Francisco Delgadillo Hinojosa
Sinodal

Ensenada, Baja California

Junio de 1997

RESUMEN

Para conocer y explicar la distribución espacial y la variación temporal de los metales pesados Ag, Al, Cd, Cr, Cu, Mn, Pb y Zn en la costa noroccidental de Baja California, se colectaron muestras de *Mytilus californianus* en 8 estaciones distribuidas desde la frontera México-E.U.A. hasta San Quintín, B.C. durante los meses de febrero y julio de 1982 y 1994. Además, se realizaron 11 muestreos de *Mytilus californianus* (uno cada tercer día) del 24 de agosto al 23 de septiembre de 1995, simultáneamente en dos estaciones: Punta Banda (estación limpia) y Rada del Puerto (estación contaminada). En general, tanto en 1982 como en 1994 se presentaron gradientes norte-sur de la concentración Ag y Pb, con valores mayores en la frontera México-E.U.A. (Ag=0.60-1.54 y Pb=0.21-2.89 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y menores en el sur de la zona de estudio (Ag=0.05-0.10 y Pb=No detectable-0.03 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). Los gradientes de Ag y Pb sugieren que su distribuciones están influenciadas antropogénicamente en la frontera. Esto es consistente con las distribuciones de concentración de Ag y Pb en agua reportadas para la zona. Se encontraron correlaciones significativas entre Ag y Pb en la mayoría de las distribuciones espaciales, lo cual indica que estos metales tienen un origen común y procesos de remoción similares. Las correlaciones negativas encontradas entre Cd y Pb y entre Cd y Ag, indican que los procesos que controlan al Cd son diferentes a los de la Ag y Pb. Se sugiere que la surgencia es el proceso que controla al Cd. Las distribuciones espaciales de Ag, Pb y Cd en 1982 son similares a las presentadas por los mismos metales en 1994. Estos resultados sugieren que los procesos que controlan las distribuciones estos metales son los mismos en ambos años. En base a análisis de agrupamiento se definieron al menos tres zonas geográficas tanto en 1982 como en 1994; en general, las concentraciones más altas de Ag y Pb y las más bajas de Cd se presentaron en la zona geográfica del norte, las más bajas de Ag y Pb y las más altas de Cd en la del sur y concentraciones intermedias de Ag, Pb y Cd se observaron en la zona geográfica del centro. La estación Punta Banda se identificó como la de menor influencia terrígena en base a las bajas concentraciones y mínima variabilidad de Al y Mn (18-68 y 1.7-3.3 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.s., respectivamente), por lo que se considera como una zona que podría ser usada como referencia para evaluar efectos terrígenos en otras localidades. Las concentraciones encontradas de Cu (4.04-9.17 $\mu\text{g.g}^{-1}$ p.s.) y Zn (60-218 $\mu\text{g.g}^{-1}$ p.s.) son del mismo orden de magnitud que las estimaciones teóricas de los requerimientos metabólicos para moluscos marinos, por lo que se podrían considerar naturales. En la variación de corto periodo se encontró que el estado nutricional de *Mytilus californianus* no influye considerablemente en la concentración de Ag y Cd; sin embargo, si afecta en forma importante la concentración de Cu.

DEDICATORIA

A la memoria de mis amadísimos padres
MARTHA Y DANIEL
Siempre los recordaré!

A la memoria de mi querida tía
ANITA
Gracias por todo tía!

A mi esposa **LOLY** y a mis hijos **PAOLA** y **DANIEL** con todo mi amor. Sin
ustedes esto no hubiera sido ni remotamente posible.

A mi querida hermana **LILIANA**, por ser un ejemplo de amor y sacrificio como
hija. Estoy en deuda contigo.

A mi querida hermana **BERTHA**, por haber estado siempre muy cerca de mi.

A mi querida hermana **MARILU**, a mi prima **LILITA** y sus familias.

A la familia **SANTANA VALLE**
Gracias a todos!

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Autónoma de Baja California por el financiamiento del proyecto y principalmente por permitir e impulsar mi superación.

Al Instituto de Investigaciones Oceanológicas por todas las facilidades prestadas.

Al Dr. Efraín Abraham Gutiérrez Galindo por haberme tendido la mano cuando más lo necesitaba.

A los sinodales M.C. José Antonio Segovia Zavala y M.C. Francisco Delgadillo Hinojosa por su amistad, confianza, apoyo, consejos y gran disposición para evaluar y enriquecer este trabajo.

Un agradecimiento muy especial mi estimado Profesor Gilberto Flores Muñoz por compartir sus brillantes ideas.

Al M.C. Julio Villaescusa Celaya por su invaluable asesoría en el análisis de las muestras.

Al Dr. Miguel Angel Huerta Díaz por hacerme un espacio en su tiempo cada vez que le solicité ayuda.

Al Oc. Arturo Siqueiros por su desinteresado apoyo en las maratónicas sesiones con el absorción atómica.

A Juan Carlos Tarazona y Alfredo Santana Valle por su ayuda en los muestreos de la serie de tiempo

A todos quienes de una u otra manera ayudaron en la realización de este trabajo.

CONTENIDO

1. INTRODUCCION	1
1.1. Objetivos	6
2. DESCRIPCION DEL AREA DE ESTUDIO	8
3. MATERIALES Y METODOS	12
3.1 Colecta de Muestras	12
3.1.1. Variación espacio-temporal (1982-1994)	12
3.1.2. Variación temporal de corto periodo en Bahía de Todos Santos	13
3.2 . Análisis de Muestras	14
3.2.1. Limpieza de Material	14
3.2.2. Disección medición y pesado de organismos	14
3.2.3. Cuantificación de metales en organismos	15
3.2.4 Cálculo del Indice de Condición	16
3.2.5. Cálculo del Indice Gonadal	17
3.2.6. Cálculo del Factor de Enriquecimiento	18
3.3. Análisis Estadístico	19
4. RESULTADOS	20
4.1. Variación Espacio-Temporal (1982-1994)	20
4.1.1. Metales	20
4.1.1.1. Plata	20
4.1.1.2. Aluminio	20
4.1.1.3. Cadmio	23
4.1.1.4. Cromo	25
4.1.1.5. Cobre	27
4.1.1.6. Manganeso	29
4.1.1.7. Plomo	31
4.1.1.8. Zinc	33
4.1.2. Características Biológicas	35
4.1.2.1. Talla	35
4.1.2.2. Peso Húmedo	35
4.1.2.3. Indice de Condición	37
4.1.3. Asociación entre metales pesados y variables biológicas	38
4.1.4. Similitud entre estaciones de muestreo	43
4.1.5. Similitud entre distribuciones espaciales de metales pesados	46

4.2. Variación Temporal de Corto Periodo en Bahía de Todos Santos	49
4.2.1. Metales	49
4.2.1.1. Plata	49
4.2.1.2. Aluminio	49
4.2.1.3. Cadmio	52
4.2.1.4. Cromo	52
4.2.1.5. Cobre	55
4.2.1.6. Manganeseo	55
4.2.1.7. Zinc	55
4.2.2. Características Biológicas	58
4.2.2.1. Talla	58
4.2.2.2. Peso Húmedo	58
4.2.2.3. Indice de Condición	62
4.2.2.4. Indice Gonadal	62
5. DISCUSION	65
6. CONCLUSIONES	94
7. LITERATURA CITADA	96
ANEXO	

LISTA DE TABLAS

Tabla		Página
I	Matriz de correlación Producto-Momento de Pearson entre el contenido de metales en tejido blando de <i>Mytilus californianus</i> , variables biométricas y distancia a una zona de influencia antropogénica considerable (Punta Bandera) en febrero de 1982. El análisis se realizó con los datos transformados ($\log_{10}$). Las correlaciones marcadas son significativas a $p < 0.05$. (n=8).	39
II	Matriz de correlación Producto-Momento de Pearson entre el contenido de metales en tejido blando de <i>Mytilus californianus</i> , variables biométricas y distancia a una zona de influencia antropogénica considerable (Punta Bandera) en julio de 1982. El análisis se realizó con los datos transformados ($\log_{10}$). Las correlaciones marcadas son significativas a $p < 0.05$. (n=8).	40
III	Matriz de correlación Producto-Momento de Pearson entre el contenido de metales en tejido blando de <i>Mytilus californianus</i> , variables biométricas y distancia a una zona de influencia antropogénica considerable (Punta Bandera) en febrero de 1994. El análisis se realizó con los datos transformados ($\log_{10}$). Las correlaciones marcadas son significativas a $p < 0.05$. (n=8).	41
IV	Matriz de correlación Producto-Momento de Pearson entre el contenido de metales en tejido blando de <i>Mytilus californianus</i> , variables biométricas y distancia a una zona de influencia antropogénica considerable (Punta Bandera) en julio de 1994. El análisis se realizó con los datos transformados ($\log_{10}$). Las correlaciones marcadas son significativas a $p < 0.05$. (n=8).	42

LISTA DE FIGURAS

Figura		Página
1	Area de estudio y localización de estaciones de muestreo.	9
2	Localización de las estaciones de muestreo en Bahía de Todos Santos. En el recuadro se observa la figura 1.	11
3	Variación espacio-temporal de Ag en <i>M. californianus</i> durante (a) 1982 y (b) 1994. Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 y 6 réplicas (de 15 organismos cada una) para 1982 y 1994, respectivamente. (Símbolo lleno=febrero; símbolo vacío=julio).	21
4	Variación espacio-temporal de Al en <i>M. californianus</i> durante (a) 1982 y (b) 1994. Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 y 6 réplicas (de 15 organismos cada una) para 1982 y 1994, respectivamente. (Símbolo lleno=febrero; símbolo vacío=julio).	22
5	Variación espacio-temporal de Cd en <i>M. californianus</i> durante (a) 1982 y (b) 1994. Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 y 6 réplicas (de 15 organismos cada una) para 1982 y 1994, respectivamente. (Símbolo lleno=febrero; símbolo vacío=julio).	24
6	Variación espacio-temporal de Cr en <i>M. californianus</i> durante (a) 1982 y (b) 1994. Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 y 6 réplicas (de 15 organismos cada una) para 1982 y 1994, respectivamente. (Símbolo lleno=febrero; símbolo vacío=julio).	26
7	Variación espacio-temporal de Cu en <i>M. californianus</i> durante (a) 1982 y (b) 1994. Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 y 6 réplicas (de 15 organismos cada una) para 1982 y 1994, respectivamente. (Símbolo lleno=febrero; símbolo vacío=julio).	28
8	Variación espacio-temporal de Mn en <i>M. californianus</i> durante (a) 1982 y (b) 1994. Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 y 6 réplicas (de 15 organismos cada una) para 1982 y 1994, respectivamente. (Símbolo lleno=febrero; símbolo vacío=julio).	30

9	Variación espacio-temporal de Pb en <i>M. californianus</i> durante (a) 1982 y (b) 1994. Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 y 6 réplicas (de 15 organismos cada una) para 1982 y 1994, respectivamente. (Símbolo lleno=febrero; símbolo vacío=julio). Notar que las escalas verticales son diferentes.	32
10	Variación espacio-temporal de Zn en <i>M. californianus</i> durante (a) 1982 y (b) 1994. Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 y 6 réplicas (de 15 organismos cada una) para 1982 y 1994, respectivamente. (Símbolo lleno=febrero; símbolo vacío=julio).	34
11	Variación espacio-temporal de Talla (a y b), Peso Húmedo (c y d) e Índice de Condición (e y f) en <i>M. californianus</i> durante (a, c y e) 1982 y (b, d y f) 1994. Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 y 6 réplicas (de 15 organismos cada una) para 1982 y 1994, respectivamente. (Símbolo lleno=febrero; símbolo vacío=julio).	36
12	Dendograma del análisis de agrupamiento entre estaciones de muestreo de febrero (a) y julio (b) de 1982. En el análisis se usó el $\log_{10}$ del factor de enriquecimiento (F) de Ag, Cd, Cr, Cu, Mn, Pb y Zn en tejido blando de <i>M. californianus</i> .	44
13	Dendograma del análisis de agrupamiento entre estaciones de muestreo de febrero (a) y julio (b) de 1994. En el análisis se usó el $\log_{10}$ del factor de enriquecimiento (F) de Ag, Cd, Cr, Cu, Mn, Pb y Zn en tejido blando de <i>M. californianus</i> . En febrero de 1994 no se muestreó Eréndira	45
14	Dendograma del análisis de agrupamiento entre metales de febrero (a) y julio (b) de 1982. En el análisis se usó la transformación $\log_{10}$ de la concentración de metales en tejido blando de <i>M. californianus</i> .	47
15	Dendograma del análisis de agrupamiento entre metales de febrero (a) y julio (b) de 1994. En el análisis se usó la transformación $\log_{10}$ de la concentración de metales en tejido blando de <i>M. californianus</i> .	48
16	Variación temporal de la concentración de Ag en <i>M. californianus</i> en Punta Banda (símbolo lleno) y Rada del Puerto de Ensenada, B.C. (símbolo vacío). Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 réplicas de 15 organismos cada una.	50
17	Variación temporal de la concentración de Al en <i>M. californianus</i> en Punta Banda (símbolo lleno) y Rada del Puerto de Ensenada, B.C. (símbolo vacío). Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 réplicas de 15 organismos cada una.	51

18	Variación temporal de la concentración de Cd en <i>M.californianus</i> en Punta Banda (símbolo lleno) y Rada del Puerto de Ensenada, B.C. (símbolo vacío). Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 réplicas de 15 organismos cada una.	53
19	Variación temporal de la concentración de Cr en <i>M.californianus</i> en Punta Banda (símbolo lleno) y Rada del Puerto de Ensenada, B.C. (símbolo vacío). Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 réplicas de 15 organismos cada una.	54
20	Variación temporal de la concentración de Cu en <i>M.californianus</i> en Punta Banda (símbolo lleno) y Rada del Puerto de Ensenada, B.C. (símbolo vacío). Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 réplicas de 15 organismos cada una.	56
21	Variación temporal de la concentración de Mn en <i>M.californianus</i> en Punta Banda (símbolo lleno) y Rada del Puerto de Ensenada, B.C. (símbolo vacío). Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 réplicas de 15 organismos cada una.	57
22	Variación temporal de la concentración de Zn en <i>M.californianus</i> en Punta Banda (símbolo lleno) y Rada del Puerto de Ensenada, B.C. (símbolo vacío). Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 réplicas de 15 organismos cada una.	59
23	Variación temporal de la Talla de <i>M.californianus</i> en Punta Banda (símbolo lleno) y Rada del Puerto de Ensenada, B.C. (símbolo vacío). Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 réplicas de 15 organismos cada una.	60
24	Variación temporal del Peso Húmedo de <i>M.californianus</i> en Punta Banda (símbolo lleno) y Rada del Puerto de Ensenada, B.C. (símbolo vacío). Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 réplicas de 15 organismos cada una.	61
25	Variación temporal del Índice de Condición de <i>M.californianus</i> en Punta Banda (símbolo lleno) y Rada del Puerto de Ensenada, B.C. (símbolo vacío). Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 réplicas de 15 organismos cada una.	63

26	Variación temporal del Índice Gonadal de <i>M. californianus</i> en Punta Banda (símbolo lleno) y Rada del Puerto de Ensenada, B.C. (símbolo vacío). Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 réplicas de 15 organismos cada una.	64
27	Índice de Bakun. a) Promedios mensuales de 1982 (círculo lleno) y 1994 (círculo vacío). b) Variación de largo periodo de febrero (cuadro lleno) y julio (cuadro vacío). (Tomado de Pacific Fisheries Environmental Group, http://www.pfeg.noaa.gov , 1997).	73
28	Relación entre la concentración de Ag, Cd y Cu en <i>M. californianus</i> y su normalización por el Índice de Condición en la serie de tiempo realizada en las estaciones de Punta Banda (a, c y e) y la Rada Portuaria (b, d y f). Las correlaciones de Ag y Cd son significativas ($p < 0.05$). Las de Cu no son significativas.	78
29	Asociación de la concentración de Plata en <i>M. californianus</i> entre meses iguales (febrero vs. febrero y julio vs. julio) de 1982 y 1994. Ambas correlaciones son significativas ($p < 0.05$).	90
30	Asociación de la concentración de Cadmio en <i>M. californianus</i> entre meses iguales (febrero vs. febrero y julio vs. julio) de 1982 y 1994. Ambas correlaciones son significativas ($p < 0.05$). En la correlación de febrero se excluyó el valor de Piedra Blanca de 1994.	91
31	Asociación de la concentración de Aluminio en <i>M. californianus</i> entre meses iguales (febrero vs. febrero y julio vs. julio) de 1982 y 1994. La correlación de febrero no es significativa la de julio si lo es ($p < 0.05$). Se excluyeron los valores de Punta China y San Quintín de febrero de 1994 y julio de 1982, respectivamente.	92
32	Asociación de la concentración de Manganeso en <i>M. californianus</i> entre meses iguales (febrero vs. febrero y julio vs. julio) de 1982 y 1994. La correlación de julio es significativa ($p < 0.05$), de esta se excluyó el valor de Punta China de 1994.	93

1. INTRODUCCION

En algún tiempo se pensó que el océano era lo suficientemente grande para recibir desechos antropogénicos sin sufrir cambios significativos. Este razonamiento se basó en la suposición de que cualquier desperdicio potencialmente tóxico se diluiría hasta niveles inócuos y sería transportado por las corrientes lejos de las costas. Aunque esto pudo haber sido verdad, actualmente la capacidad asimilativa del océano costero parece haber sido excedida en algunos casos (Libes, 1992).

Cada año grandes cantidades de metales pesados potencialmente tóxicos son introducidos a los océanos del mundo a partir de fuentes naturales y antropogénicas. Se cree que la mayor parte de estos metales son removidos hacia los sedimentos, por procesos sedimentarios naturales, poco después de haber entrado al ambiente marino. Sin embargo, en algunos casos una fracción soluble significativa y parte de la particulada permanecen disponibles para su transporte vertical y horizontal (Martin *et al.*, 1976)

Las fuentes de los metales son los procesos naturales de intemperismo, erosión y la actividad volcánica. Sin embargo, es necesario considerar la gran influencia que tiene el hombre con la extracción, a gran escala, de minerales de la corteza terrestre. En particular, la emisión de metales pesados a la atmósfera ha sido insignificante debido a su baja volatilidad. Sin embargo, con la implementación de procesos de alta temperatura como la fundición y el uso de combustibles fósiles, la emisión de metales pesados se ha incrementado substancialmente. Este cambio del control natural al control antropogénico representa una perturbación significativa del ciclo de los metales (Prosi y Goldberg, 1981).

La influencia del hombre en el ciclo de los metales pesados no está restringida al incremento de los flujos. La deforestación, el dragado de puertos y otros procesos afectan la razón de transporte de los metales. Asimismo, la acidificación de las aguas

continentales y suelos, la introducción de agentes acomplejantes en los sistemas naturales y la eutrofización afectan el comportamiento de los metales pesados y causan perturbaciones en las rutas naturales de los ríos a los océanos (Salomons y Forstner, 1984).

Para evaluar temporal y espacialmente la contaminación en los ambientes costeros se realizan análisis de agua, sedimentos o de algún miembro de la biota. El análisis de agua es caro, laborioso y proporciona sólo estimaciones instantáneas de la concentración de los metales en el medio (Phillips, 1977). El uso de sedimentos está también sujeto a ciertos errores de acuerdo a la razón de sedimentación de material particulado y la cantidad de materia orgánica presente; además, proporciona poca información acerca de la cantidad de metal biodisponible (Phillips, 1977). La utilización de indicadores biológicos para definir áreas contaminadas por metales pesados parece ser más atractiva. Los organismos no sólo concentran los metales del agua, sino que representan un valor promedio, con respecto al tiempo, de la disponibilidad biológica relativa de los metales en cada lugar estudiado.

Desde hace ya más de dos décadas y hasta la actualidad se ha propuesto el uso de mejillones del género *Mytilus* para evaluar las tendencias espaciales y temporales de algunos contaminantes en los ambientes costeros (Goldberg, 1975; Boalch *et al.*, 1981; Gault *et al.*, 1983; Borchard *et al.*, 1988; Lauesntein *et al.*, 1990; Stephenson y Leonard, 1994; Beliaeff *et al.*, 1997). En general, se argumenta que estos organismos pueden acumular los metales a partir de su alimento y del agua de mar en concentraciones que exceden considerablemente a aquellas encontradas en el ambiente; además lo hacen proporcionalmente a las concentraciones encontradas en su alrededor (Phillips, 1976 a,b).

A partir de que los mejillones se comenzaron a utilizar como bioindicadores también se han realizado investigaciones para conocer los factores o procesos que afectan la variabilidad en la concentración de metales en estos organismos. La talla (Latouche y Mix, 1982), razón de filtración (Boyden, 1977), sexo (Latouche y Mix, 1982; Orren *et al.*, 1980) época del año (Orren *et al.*, 1980; Boalch *et al.*,

1981;Ouelluette, 1981), pueden ser importantes fuentes de variación en este tipo de estudios y aparte de todas ellas, también existe la variabilidad no identificada con ningún proceso, también conocida como residual (Lobel *et al.*, 1989). Toda esta información ha probado su utilidad en la planeación de estudios de contaminación costera a gran escala en espacio y tiempo, pues permite minimizar los efectos de los procesos que se sabe tienen influencia (a pequeña escala en espacio y tiempo) en la variabilidad de la concentración de metales en mejillones (Gault *et al.*, 1983).

Algunos de los trabajos previamente mencionados, pertenecen a programas que fueron diseñados para determinar la variabilidad espacial de los contaminantes. Desafortunadamente, la mayoría han sido efímeros y no han proporcionado mucha información acerca de las tendencias de largo periodo de los mismos contaminantes (Stephenson y Leonard, 1994). México se ha integrado a este tipo de programas (Martin *et al.*, 1988), sin embargo los trabajos al sur de la frontera y particularmente en Baja California han sido escasos; por lo que es necesario realizar estudios para investigar los procesos que determinan la distribución espacial de la concentración de metales en mejillones además de generar datos que en un momento dado nos permitan identificar tendencias temporales de largo periodo, las cuales son muy importantes para implementar y apoyar políticas en relación a la protección del ambiente costero.

La costa noroccidental de Baja California se encuentra localizada al sur de una de las zonas más industrializadas del mundo (el sur de California, EUA). De manera particular, las descargas de aguas residuales de Point Loma en San Diego y la de Punta Bandera en Tijuana impactan de manera determinante el medio ambiente costero de la zona fronteriza. La de Point Loma es una planta de tratamiento avanzado que libera sus aguas de desecho a través de un emisor submarino que descarga a 4.0 km de la costa y a una profundidad de 60 m. Desde 1992 libera 2675×10^6 litros.día⁻¹ y un promedio de sólidos totales de 17,870 toneladas. De 1978 a 1992 esta planta descargó un promedio anual de 1.6, 1.1, 4.3, 15.8, 10.4 y 30.4 toneladas de Ag, Cd, Cr, Cu, Pb y Zn, respectivamente (Schafer, 1980, 1982, 1984; SCCWRP, 1986, 1987, 1989a, 1992, 1994). La planta de tratamiento de Punta Bandera cuenta con sistema de

tratamiento secundario. Libera, a cielo abierto y sobre la línea de costa, un flujo promedio de 130×10^6 litros día^{-1} y una cantidad aproximada de 6,000 toneladas de sólidos suspendidos anualmente (SCCWRP, 1989b). La información existente señala que por la planta de Punta Bandera se vierten aproximadamente 8.4, 13.6, 7.0, 6.6, 0.07 y 0.75 t año^{-1} de Cu, Zn, Cr, Pb, Cd, y Ag, respectivamente (comunicación personal, José de J. Meléndez M., jefe de la planta de tratamiento de Punta Bandera, CESPT)

Para evaluar el impacto ambiental que las descargas antropogénicas tienen en la distribución espacial de metales pesados e identificar otros procesos que determinen su variabilidad en el ambiente costero de Baja California, se han realizado estudios de metales en agua (Sañudo-Wilhelmy y Flegal, 1991, 1992, 1994, 1996; Segovia-Zavala, 1994), sedimentos (Gutiérrez-Galindo *et al.*, 1994; Villaescusa-Celaya *et al.*, 1997) y organismos (Chow *et al.*, 1976; Gutiérrez-Galindo y Flores-Muñoz, 1986; Martin *et al.*, 1988; Reynoso-Nuño y Jorajuria, 1988; Lares-Reyes, 1988; Gutiérrez-Galindo *et al.*, 1991; Gutiérrez-Galindo *et al.*, 1994; Revuelta-Cortés, 1995). Sin embargo, con respecto a los trabajos en organismos, no ha existido consistencia en cuanto al tipo de trabajo, los metales que se estudian y la continuidad con que se realizan. Lo mismo se han estudiado variaciones espaciales de Pb (Chow *et al.*, 1976), Ag (Martin *et al.*, 1988), Hg (Gutiérrez-Galindo y Flores-Muñoz, 1986) y metales varios (Reynoso-Nuño y Jorajuria, 1988) que variaciones temporales de corto periodo de Cd y Hg (Lares-Reyes, 1988) y experimentos de trasplante (Revueltas-Cortés, 1995). En general, se ha encontrado que las distribuciones espaciales de Ag y Pb se encuentran estrechamente ligadas a las actividades del hombre y presentan concentraciones altas (en agua, sedimentos y organismos) en la frontera México- E.U.A. (Tijuana-San Diego) y concentraciones bajas conforme aumenta la distancia a la frontera, el Hg en organismos y el Cd en organismos y agua han sido asociados al fenómeno de surgencia, el Cu en agua de la zona de rompientes se ha vinculado a flujos bentónicos y el Al, Mn y Cr en organismos se han ligado a aportes terrígenos.

El presente trabajo pretende describir la distribución de metales pesados en la región fronteriza en Baja California bajo dos perspectivas. La primera es identificar y

explicar las diferencias (si existen) en la concentración de metales en *Mytilus californianus* bajo condiciones climatológicas y oceanográficas diferentes (condiciones de surgencia y no-surgencia o surgencia débil) y la segunda es identificar y explicar las diferencias (si existen) de la concentración de metales en *M. californianus* entre 1982 y 1994.

1.1 OBJETIVOS

Caracterizar e identificar los procesos que generan la variabilidad espacial de la concentración de los metales pesados Ag, Al, Cd, Cr, Cu, Mn, Pb y Zn en mejillones *Mytilus californianus* de la región noroccidental de Baja California.

Caracterizar e identificar los procesos que generan la variabilidad temporal de la concentración de los metales pesados Ag, Al, Cd, Cr, Cu, Mn, Pb y Zn en mejillones *Mytilus californianus* de la región noroccidental de Baja California.

HIPOTESIS

De acuerdo a las distribuciones geográficas de la densidad poblacional y la producción de desechos, los metales pesados influenciados antropogénicamente presentarán concentraciones mayores en las estaciones cercanas a la frontera México-Estados Unidos (Tijuana-San Diego) y menores en la parte sur de la zona de estudio. Como consecuencia de esto se definirán al menos dos áreas geográficas: una influenciada antropogénicamente y otra no influenciada. En el mejor de los casos se subdividirá a la zona de estudio en tres áreas geográficas.

Si en los últimos 15 años, la disposición geográfica de la densidad poblacional en la zona de estudio ha sido similar cualitativamente hablando, la distribución espacial de los metales influenciados antropogénicamente también lo será.

Se ha publicado que la eliminación del Pb en las gasolinas de Estados Unidos se refleja en una disminución de ese metal en mejillones del mismo país. A causa de la cercanía de Baja California con E.U.A. y de la disminución en el uso de Pb en gasolinas mexicanas se espera que en la concentración de Pb en mejillones de la zona de estudio refleje una situación similar.

El Cd en el medio marino ha sido asociado a la surgencia, por lo que se espera que presente distribuciones diferentes a la de los metales asociados con las actividades del hombre.

2. DESCRIPCION DEL AREA DE ESTUDIO

El área de estudio es la zona costera desde la frontera México-Estados Unidos (Tijuana-San Diego) hasta la Bahía San Quintín (300 km al sur de la frontera) (Fig. 1). Esta zona se encuentra dentro de la parte sur del área conocida como la Cuenca del Sur de California, misma que se extiende, de este a oeste, desde la línea de costa hasta el sistema de la Corriente de California y de norte a sur desde Punta Concepción, California hasta Cabo Colonet, Baja California (Mearns, 1973).

En esta área las surgencias se presentan durante todo el año y las más intensas ocurren de abril a julio. Las aguas advectadas provienen de profundidades inferiores a los 100 metros y la extensión hacia el mar de la estructura horizontal superficial típica de surgencias, se observa hasta 50 km mar adentro, aproximadamente (Gómez-Valdez, 1983). Los vientos, que son los principales responsables de que se desarrollen los eventos de surgencia, tienen en una fuerte componente hacia el ecuador la mayor parte del año, con los valores promedio máximos durante mayo y junio (Bakun, 1975; Pavía y Reyes, 1983), esto genera un surgimiento de aguas durante todo el año el cual se intensifica en primavera y verano (González-Morales y Gaxiola-Castro, 1991).

La hidrodinámica de la zona de estudio es compleja, el patrón de corrientes se encuentra constituido por un sistema en el cual la Corriente de California predomina transportando agua hacia el sur (Lynn et al., 1982). Dorman y Palmer (1981), afirman que frente a las costas de Baja California se presenta un giro que divide al Sistema de la Corriente de California en dos partes, una que fluye hacia el norte o contracorriente y otra que fluye hacia el sur a lo largo de la costa. En general, las corrientes son variables, con inversiones estacionales en la dirección del flujo, pero orientadas principalmente a lo largo de la costa y con una velocidad promedio anual de 19 cm s^{-1} (Alvarez et al., 1990). La región costera presenta un clima mediterráneo con veranos secos y cálidos e inviernos fríos y húmedos. Los mayores aportes de agua dulce a la

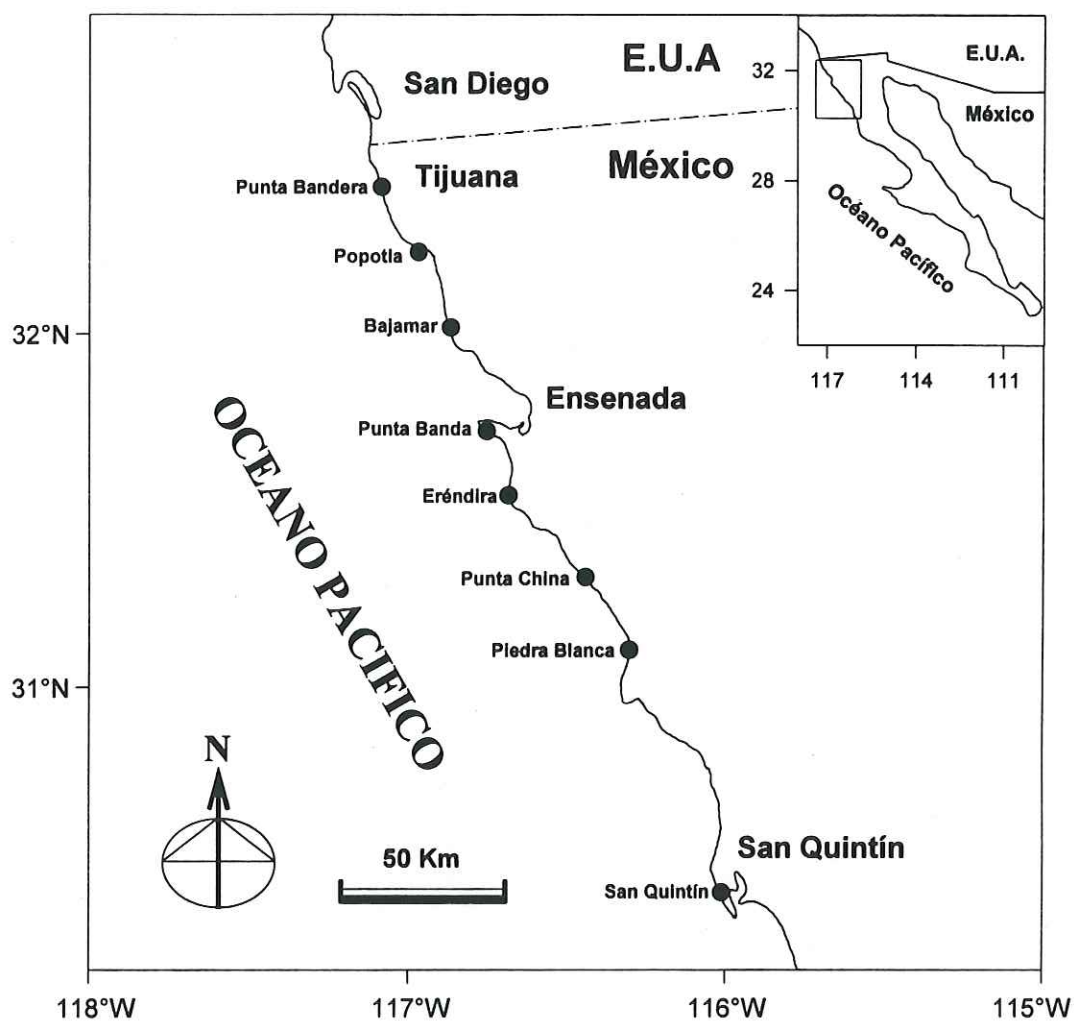


Figura 1. Area de estudio y localización de estaciones de muestreo.

zona costera son las descargas de aguas residuales de las metrópolis de San Diego y Tijuana (Segovia-Zavala, 1994).

La Bahía de Todos Santos se encuentra localizada aproximadamente a 110 km al sur de la Frontera México-Estados Unidos (Tijuana-San Diego), entre los paralelos 31°55' y 31°40' latitud norte y 116°45' y 116°37' longitud oeste (Fig. 2). Es una bahía somera cuya profundidad promedio es menos a 50 m (Secretara de Marina, 1974). En la parte sur se encuentra Punta Banda cuya costa externa es una zona expuesta en la que se presentan surgencias de débiles a intensas durante primavera y verano (González-Morales y Gaxiola-Castro, 1991). La parte interna de la bahía, particularmente la Rada Portuaria, se encuentra influenciada por la actividad portuaria y la descarga de aguas residuales de la CESPE la cual aporta 19.9, 533 y 454 Kg año⁻¹ de Cd, Cu y Pb, respectivamente (Muñoz-Arriola, 1994).

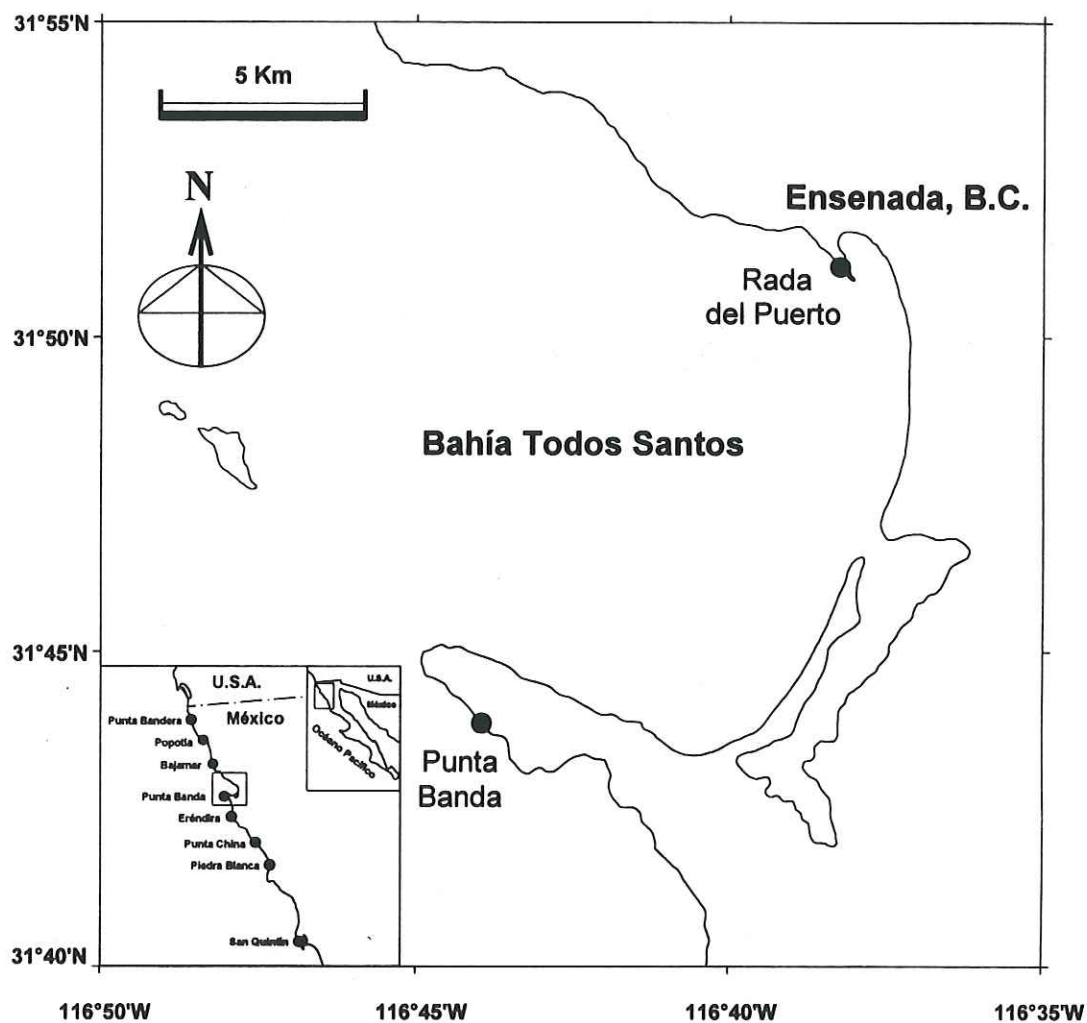


Figura 2. Localización de las estaciones de muestreo en la Bahía de Todos Santos. En el recuadro se observa la Figura 1.

3. MATERIALES Y METODOS

3.1. COLECTA DE MUESTRAS

3.1.1. Variación espacio-temporal (1982 y 1994).

Se realizaron cuatro muestreos, dos durante febrero y julio de 1982 y dos en los mismos meses durante 1994. En todos se efectuaron colectas de *M. californianus* en 8 estaciones distribuidas a lo largo de 300 km de costa, desde Punta Bandera (10 km al sur de la frontera México-EUA) hasta San Quintín, B.C. (300 km al sur de la frontera México-EUA) (Fig. 1).

En cada una de las estaciones se colectaron 45 y 90 organismos para los muestreos de 1982 y 1994, respectivamente. Las colectas se efectuaron de un mismo manto y se trató de muestrear organismos de tamaño similar (40-60 mm) para minimizar la variación en la concentración de metales debida a la talla (Boyden, 1977; Latouche y Mix, 1982) y a un mismo nivel de marea para evitar las diferencias debidas al tiempo de exposición (Coleman, 1980).

Las colectas se realizaron con guantes de plástico (sin talco) y un cuchillo de buzo de acero inoxidable, material que ha mostrado no contaminar significativamente (Groves, 1977). Inmediatamente después de la colecta los organismos fueron transferidos a bolsas de polietileno de cierre hermético previamente lavadas con agua deionizada. Enseguida se colocaron en hieleras y se transportaron al laboratorio donde fueron congeladas a -20.0 °C hasta su análisis posterior.

3.1.2. Variación temporal de corto periodo en Bahía de Todos Santos

Se realizaron 11 muestreos de *M. californianus* (uno cada tercer día) del 24 agosto al 23 de septiembre de 1995. Los muestreos se efectuaron simultáneamente en dos estaciones de Bahía Todos Santos: Punta Banda (estación limpia) y Rada del Puerto de Ensenada, B.C. (estación contaminada) (Fig. 2).

En cada uno de los muestreos se colectaron 50 organismos teniendo los mismos cuidados descritos en los muestreos de la variación espacio-temporal.

Inmediatamente después de colectados, los organismos se colocaron en bolsas de polietileno de cierre hermético previamente lavadas con agua deionizada y se transportaron en hieleras al laboratorio donde se congelaron a -20.0°C hasta su análisis posterior.

3.2. ANALISIS DE MUESTRAS.

3.2.1 Limpieza de material

Todo el material de plástico utilizado en los análisis se sometió al siguiente proceso de limpieza. Se mantuvo por una semana en una solución al 2% de jabón Micro. Posteriormente, se enjuagó 5 veces con agua deionizada (DI) (18.1 megohm-cm) e inmediatamente después se transfirió a una solución al 50% (v/v) de HCl donde permaneció por espacio de una semana. Al término de lo anterior, el material se enjuagó 5 veces con agua (DI), se secó y se guardó en bolsas de plástico de cierre hermético, previamente enjuagadas con agua (DI), hasta su uso.

Todo el material de vidrio utilizado en los análisis se sometió al mismo proceso de limpieza que el material de plástico con la única diferencia de que en lugar de HCL al 50% (v/v) se usó HNO_3 al 50% (v/v).

3.2.2. Disección, medición y pesado de organismos

Para su disección, los mejillones se descongelaron y se lavaron con agua (DI) para remover la arena y epibiota presente. Se separaron en 3 (variación espacio-temporal de 1982 y variación temporal en Bahía de Todos Santos) y 6 (variación espacio temporal de 1994) submuestras de 15 organismos cada una. El uso de submuestras de varios organismos esta de acuerdo con Gordon *et al.* (1980), quien afirma que el uso de muestras que contengan varios organismos producirán una excelente estimación de la media de la población, además de que la varianza de la población estimada de esta forma es menor que la varianza de la población estimada a partir de muestras individuales.

Ya separados en submuestras, los organismos de la variación espacio-temporal fueron medidos (longitud) y utilizando una navaja de acero inoxidable se abrieron y se disectaron separando la gónada y el músculo. Las gónadas se separaron con el

objeto de minimizar la variaciones estacionales de peso del tejido blando debido al estado reproductivo del organismo (Phillips, 1976a; Ouellette, 1978). Durante la disección, el músculo de cada uno de los organismos fue transferido a frascos de plástico de boca ancha de 250 mL donde se registró su peso individualmente.

Los procesos de disección y medición de los organismos de la variación temporal de corto periodo en Bahía de Todos Santos se realizaron en forma similar a los de la variación espacio-temporal. Las diferencias consistieron en que a los organismos de la variación temporal de corto periodo, en adición a la longitud, también se les midió el ancho y el alto y además de registrar individualmente el peso del tejido blando de cada organismo también se registró el peso de la gónada.

Las submuestras, con el tejido de los 15 organismos, contenida en los frascos fue homogenizada a 45 r.p.m. utilizando un homogenizador Vitris 45 equipado con aspas de titanio. Las muestras homogenizadas se almacenaron a -20 °C hasta la siguiente etapa del análisis.

3.2.3 Cuantificación de metales en organismos

La cuantificación de los metales en los organismos se realizó de acuerdo al método modificado de Stephenson *et al* (1979). De las submuestras homogenizadas se tomaron 5 g de tejido blando húmedo y se transfirieron a vasos de precipitado de vidrio de 25 mL, se les adicionó 5 mL de HNO₃ concentrado (grado metal traza), se taparon con vidrios de reloj y se dejaron a temperatura ambiente toda la noche. A la mañana siguiente se subió la temperatura a 50°C y se mantuvo así por aproximadamente 2 horas. Enseguida se pusieron a reflujo a 100°C durante 4 horas. Posteriormente se les retiró el vidrio de reloj y se llevaron a sequedad, se les adicionó 1 mL de agua (DI) y se evaporaron. Finalmente, se les adicionaron 20 mL de HNO₃ al 1% (v/v) y se transfirieron cuantitativamente a fracos de polipropileno de 30 mL.

Para evaluar la calidad de los procedimientos analíticos empleados, por cada 15 muestras se analizó una de tejido de ostión SRM-1566a (Anexo I) de la National Institute of Standards and Technology-E.U.A. (NIST) y un blanco de procedimiento.

La concentración de los metales pesados en mejillones fue determinada mediante un espectrofotómetro de absorción atómica (AA) marca Thermo Jarrel Ash, modelo Smith Hietje 12 equipado con horno de grafito (GFAAS) modelo CTF 188. Para los metales Cd, Cu, Mn y Zn se utilizó llama aire-acetileno, para el Al se utilizó llama acetileno-óxido nítrico y Ag, Cr y Pb se midieron en horno de grafito.

Para determinar el porcentaje de humedad de las muestras se tomó 1 g (aprox.) de cada una de ellas y se pusieron a secar a 70°C durante 72 horas.

3.2.4. Cálculo del Índice de Condición

Como ya se mencionó anteriormente, para las variaciones espaciales en 1982 y 1994 sólo se cuenta con la información de longitud de los organismos, mientras que en la variación espacial realizada en 1995 se registró largo, ancho y alto. Por lo anterior, el índice de condición para cada uno de los casos se calculó de forma diferente.

Para las variaciones espacio-temporales de 1982 y 1994 el cálculo se realizó como sigue:

$$I.C. = \frac{\text{Peso seco del tejido blando sin gónada (mg)}}{\text{Largo de la concha (cm)}}$$

Para la variación temporal de corto periodo en Bahía de Todos Santos el cálculo se realizó de la siguiente manera:

$$I.C. = \frac{\text{Peso seco de tejido blando sin gónada (mg)}}{\text{Largo*Ancho*Alto (cm}^3\text{)}}$$

Esta última forma de cálculo del Índice de Condición es propuesta por Lobel *et al.*, (1991).

El índice de condición se puede considerar como un indicador del estado fisiológico del individuo ya que refleja la cantidad de energía almacenada. Los mejillones en buenas condiciones tienen una mayor proporción de tejido blando a una longitud o a un volumen dado y por ende un mayor índice (Lares-Reyes, 1988). Asimismo, el índice de condición también refleja los cambios en el estado nutricional de los organismos. Un aumento en esta relación refleja un incremento en los constituyentes orgánicos asociados con el crecimiento los cuales dependen del balance entre la disponibilidad de alimento, la velocidad de filtración y el catabolismo. Una reducción del índice está asociado a periodos de utilización de las reservas o de desove (Bayne, *et al.*, 1985)

3.2.5. Cálculo del Índice Gonadal

El índice Gonadal se determinó de la siguiente manera:

$$I.G. = \frac{\text{Peso de la gónada (g)}}{\text{Peso total del tejido(g)}}$$

El índice gonadal determina el estado reproductivo de los organismos y por lo tanto la condición al momento del muestreo. Ouellette (1978), señala que el volumen de las gónadas fluctúa estacionalmente, pudiendo afectar el peso del organismo adulto hasta en un 25%, lo cual contribuye a la variación de los metales pesados en el tejido blando del individuo.

3.2.6. Cálculo del Factor de Enriquecimiento

Con la finalidad de agrupar los lugares de muestreo de las variaciones espaciales de 1982 y 1994 en base a una fuente común de metales pesados, se calculó un factor de enriquecimiento referido a la corteza terrestre.

El factor se define como:

$$F = \left\{ \frac{(i)/(Al)_{\text{Organismo}}}{(i)/(Al)_{\text{Corteza, Taylor, S.R. (1964)}}} \right\}$$

Donde:

(i)= Concentración del metal

(Al)= Concentración del Aluminio

F= Factor de Enriquecimiento

3.3. Análisis Estadístico

Para detectar diferencias estadísticamente significativas entre lugares y año de muestreo en las variaciones espaciales de 1982 y 1994, se usó la prueba paramétrica de análisis de varianza de dos vías (ANOVA), seguida de la prueba a posteriori Student-Newman-Keuls para detectar donde se encontraban las diferencias.

Previamente, para cubrir los requisitos necesarios del análisis de varianza paramétrico se aplicaron pruebas de homogeneidad de varianzas (Prueba de Bartlett) y de normalidad (Kolmogorov-Smirnov) a los datos transformados por Log_{10} . Todas las variables cumplieron con las pruebas de homogeneidad de varianzas y normalidad.

Para detectar las posibles asociaciones entre las diferentes variables (concentración de metales, talla, peso húmedo, índice de condición e índice gonadal) se realizaron análisis de correlación Producto-Momento de Pearson para cada uno de los muestreos.

Para identificar grados de similitud entre estaciones de muestreo y entre distribuciones espaciales de metales se realizaron análisis de agrupamiento jerárquico (Hierarchical Clustering). En el análisis de agrupamiento entre estaciones se usaron los factores de enriquecimiento (F) y para el agrupamiento entre metales se utilizaron los datos estandarizados con Log_{10} . El análisis de agrupamiento jerárquico divide al universo de variables en grupos con características similares. De esta forma se pueden identificar estaciones de muestreo semejantes, en cuanto concentración de metales en *M. californianus* de refiere, o metales que tienen un patrón de distribución parecido. El análisis de agrupamiento entre estaciones se utilizó para clasificar el área de estudio en zonas geográficas.

Para detectar diferencias estadísticamente significativas entre la Rada del Puerto y Punta Banda en la variación de corto periodo, se aplicaron pruebas "t" a los datos normalizados (Log_{10}) de metales y variables biológicas.

4. RESULTADOS

4.1. VARIACION ESPACIO-TEMPORAL (1982-1994)

4.1.1. Metales

4.1.1.1 Plata

En febrero y julio de 1982 y 1994 (Fig. 3 a y b) la plata en *M. californianus* presentó un gradiente de norte a sur bien definido. La máxima concentración en 1982 se dio en Punta Bandera tanto en febrero como en julio (0.82 y $0.60 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s., respectivamente) y la mínima en Punta China durante febrero ($0.05 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y en San Quintín en julio ($0.08 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). En 1994 las concentraciones máximas se presentaron nuevamente en Punta Bandera tanto en febrero como en julio (1.54 y $1.63 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s., respectivamente) y las mínimas en San Quintín en febrero ($0.1 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y en Piedra Blanca durante julio ($0.09 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). En general, para los cuatro muestreos, se encontró que las concentraciones de plata de las estaciones ubicadas más al norte fueron significativamente mayores que las registradas en las estaciones más al sur ($p < 0.01$). Se detectaron diferencias significativas entre febrero de 1982 y febrero de 1994 y entre julio de 1982 y julio de 1994 ($p < 0.05$).

4.1.1.2. Aluminio

En 1982, con excepción de Bajamar en febrero, la tendencia general de la distribución de Aluminio en *M. californianus* fue la de presentar concentraciones relativamente bajas en el centro del área de estudio y concentraciones mayores en el norte y en el sur (Fig. 4 a). Las concentraciones mínimas en este año se dieron en Punta Banda tanto en febrero como en julio (142 y $26 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s., respectivamente) y las máximas en Bajamar en febrero ($478 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y en San Quintín en julio ($420 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). El análisis de varianza detectó que en febrero de 1982 el valor mínimo registrado en Punta Banda y el valor máximo en Bajamar son significativamente diferentes a todos los demás de ese mismo muestreo ($p < 0.05$). En julio de 1982 también se detectó que el máximo en San Quintín y el mínimo registrado en Punta

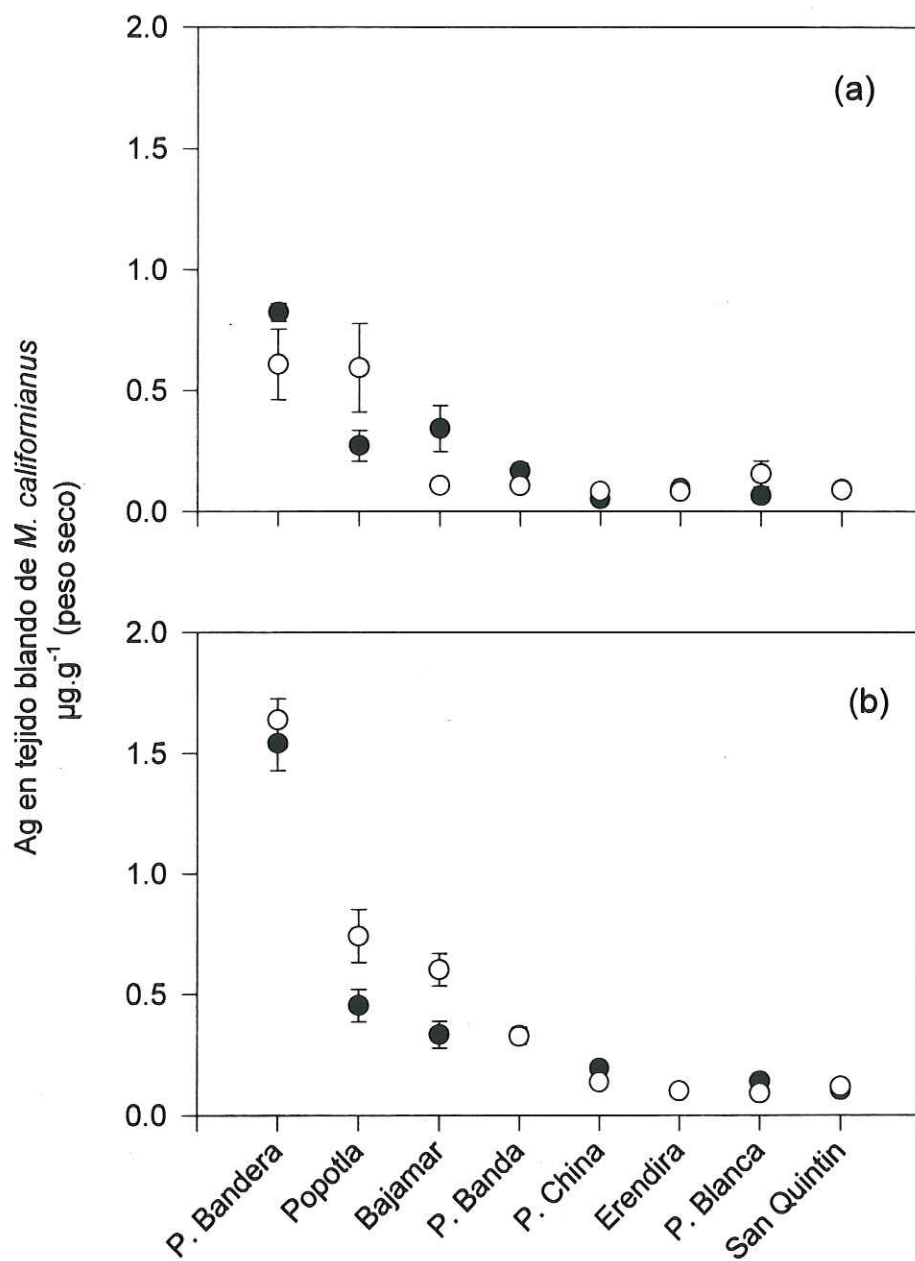


Figura 3. Variación espacio-temporal de Ag en *M. californianus* durante (a) 1982 y (b) 1994. Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 y 6 réplicas (de 15 organismos cada una) para 1982 y 1994, respectivamente. (Símbolo lleno=febrero; símbolo vacío=julio)

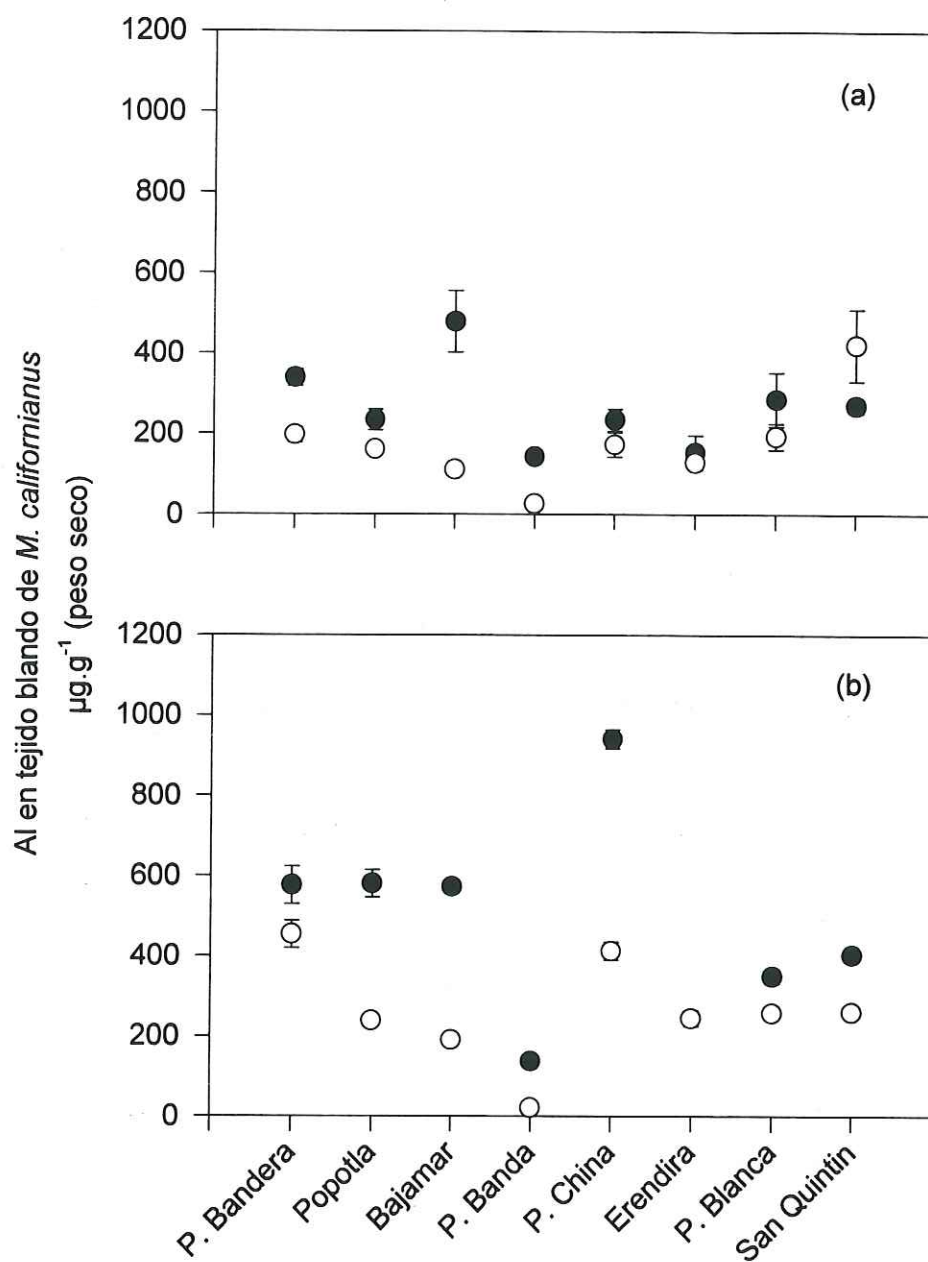


Figura 4. Variación espacio-temporal de Al en *M. californianus* durante (a) 1982 y (b) 1994. Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 y 6 réplicas (de 15 organismos cada una) para 1982 y 1994, respectivamente. (Símbolo lleno=febrero; símbolo vacío=julio)

Banda son significativamente diferentes a las concentraciones registradas en todos los demás lugares ($p < 0.01$).

En 1994 (Fig. 4 b) se presentó una mayor variabilidad que en 1982 y aunque se repiten los valores más bajos en Punta Banda, en febrero y en julio (136 y $20 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s), la tendencia observada en 1982 no es tan evidente en este caso. Las concentraciones máximas de 1994 se presentaron en Punta China durante febrero ($940 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s) y Punta Bandera en julio ($454 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s). El análisis de varianza detectó algunas diferencias significativas ($p < 0.01$) entre lugares de colecta en febrero y en julio. Como características importantes sobresalen que el valor máximo registrado en Punta China en el muestreo de febrero es casi dos veces la media ($508 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s) del mismo periodo de colecta. Por otro lado, la media del muestreo de julio ($259 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s) es más de 12 veces el valor mínimo detectado en Punta Banda.

El análisis de varianza detectó diferencias significativas ($p < 0.01$) entre febrero de 1982 y febrero de 1994 y entre julio de 1982 y julio de 1994.

4.1.1.3. Cadmio

En general el cadmio en *M. californianus* presentó un gradiente sur a norte tanto en febrero como en julio de 1982 y 1994 (Fig. 5 a y b). El gradiente registrado en febrero de 1982 fue el menos definido.

En 1982 los valores máximos se presentaron en Eréndira tanto en febrero como en julio (7.3 y $12.9 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s., respectivamente) y los mínimos en Punta Bandera también en febrero y julio (2.1 y $1.7 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s., respectivamente). El análisis de varianza detectó diferencias significativas entre lugares de colecta en ambos muestreos de 1982. En términos generales, con excepción de Piedra Blanca y San Quintín cuyas concentraciones son bajas en febrero, tanto en febrero como en julio las estaciones del sur presentan concentraciones significativamente mayores ($p < 0.05$) que las estaciones del norte.

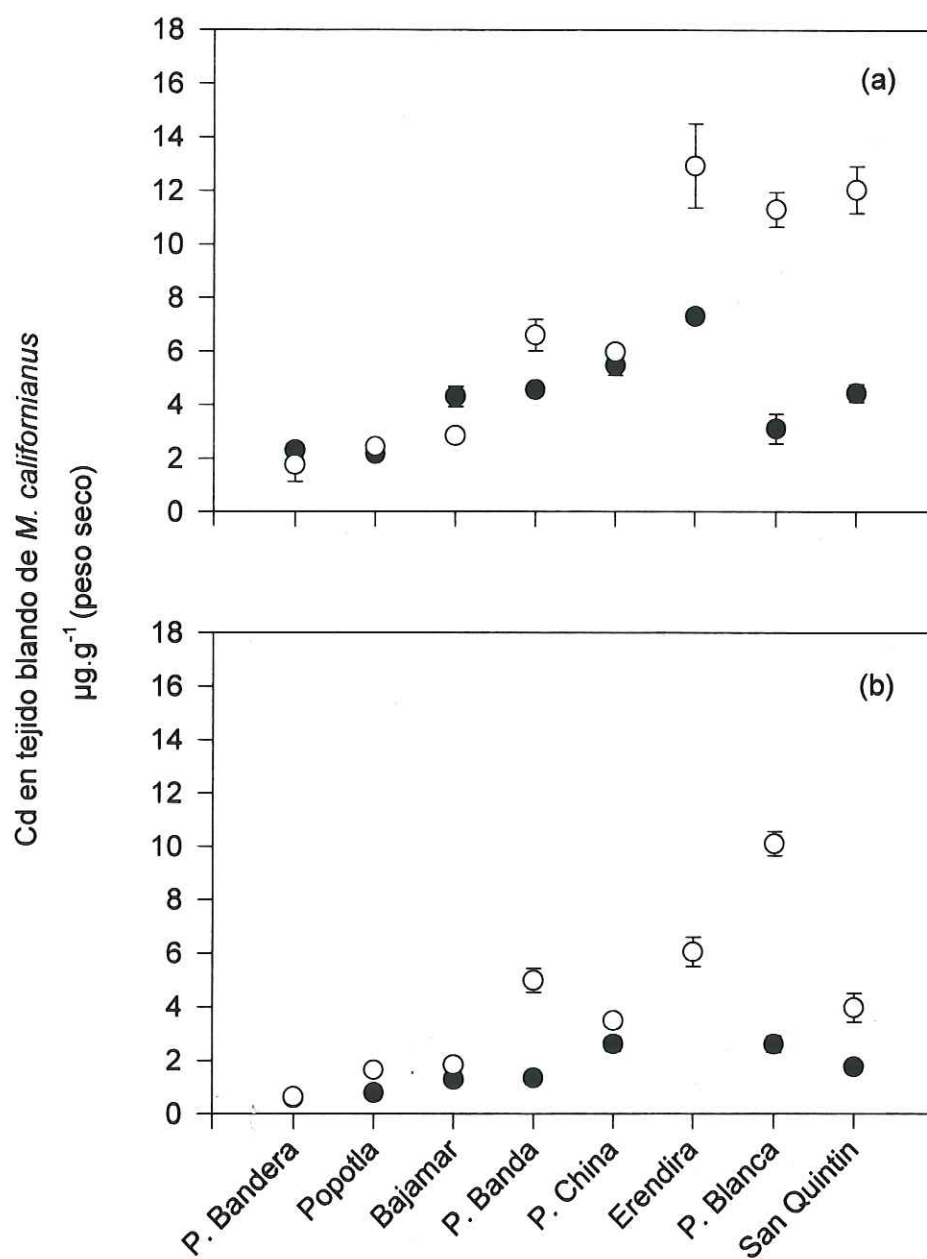


Figura 5. Variación espacio-temporal de Cd en *M. californianus* durante (a) 1982 y (b) 1994. Las barras verticales representa ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 y 6 réplicas (de 15 organismos cada una) para 1982 y 1994, respectivamente (Símbolo lleno=febrero; símbolo vacío=julio).

En 1994 el gradiente sur a norte se observa en febrero y no es muy evidente en julio. Los máximos en este año se presentaron en Piedra Blanca (2.6 y $10.1 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s. para febrero y julio, respectivamente) y los mínimos en Punta Bandera (0.5 y 0.6 para febrero y julio, respectivamente). El análisis de varianza detecta diferencias significativas entre lugares de colecta en ambos muestreos ($p < 0.05$). En el muestreo de febrero se observa, de manera general, que el cadmio en *M. californianus* en Punta China y Piedra Blanca (centro-sur de la zona de estudio) es significativamente más alto ($p < 0.01$) al registrado en las estaciones del norte. De la misma forma, en julio la concentración de cadmio en algunas estaciones del sur de la zona de estudio es significativamente más alta que la que se observa en las estaciones del norte ($p < 0.01$).

Se observan diferencias significativas entre febrero de 1982 y febrero de 1994 ($p < 0.001$) y entre julio de 1982 y julio de 1994 ($p < 0.01$).

4.1.1.4. Cromo

Tanto en 1982 como en 1994 el cromo en *M. californianus* presenta muy poca variabilidad y no se observa tendencia alguna en la distribución geográfica (Fig. 6 a y b).

En febrero de 1982 se presenta un valor alto en Bajamar ($2.8 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) el cual es más de dos veces la media del mismo muestreo ($1.2 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). Sin embargo, la concentración de cromo en las demás estaciones se mantiene dentro de un rango de variación estrecho (desviación estandar = 0.66). El valor máximo en este muestreo se registró en Bajamar ($2.8 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y el mínimo en Punta Banda ($0.7 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). En julio de 1982 se presentó algo muy similar a febrero con la excepción de que en este caso no se registró ningún valor excesivamente alto o bajo. El valor máximo se presentó en San Quintín ($1.6 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y el mínimo en Punta Bandera ($0.28 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). El análisis de varianza identificó algunas diferencias significativas ($p < 0.05$) entre estaciones de muestreo tanto en febrero como en julio de 1982, sin embargo ninguna de estas diferencias muestra alguna tendencia sobresaliente en ambas distribuciones.

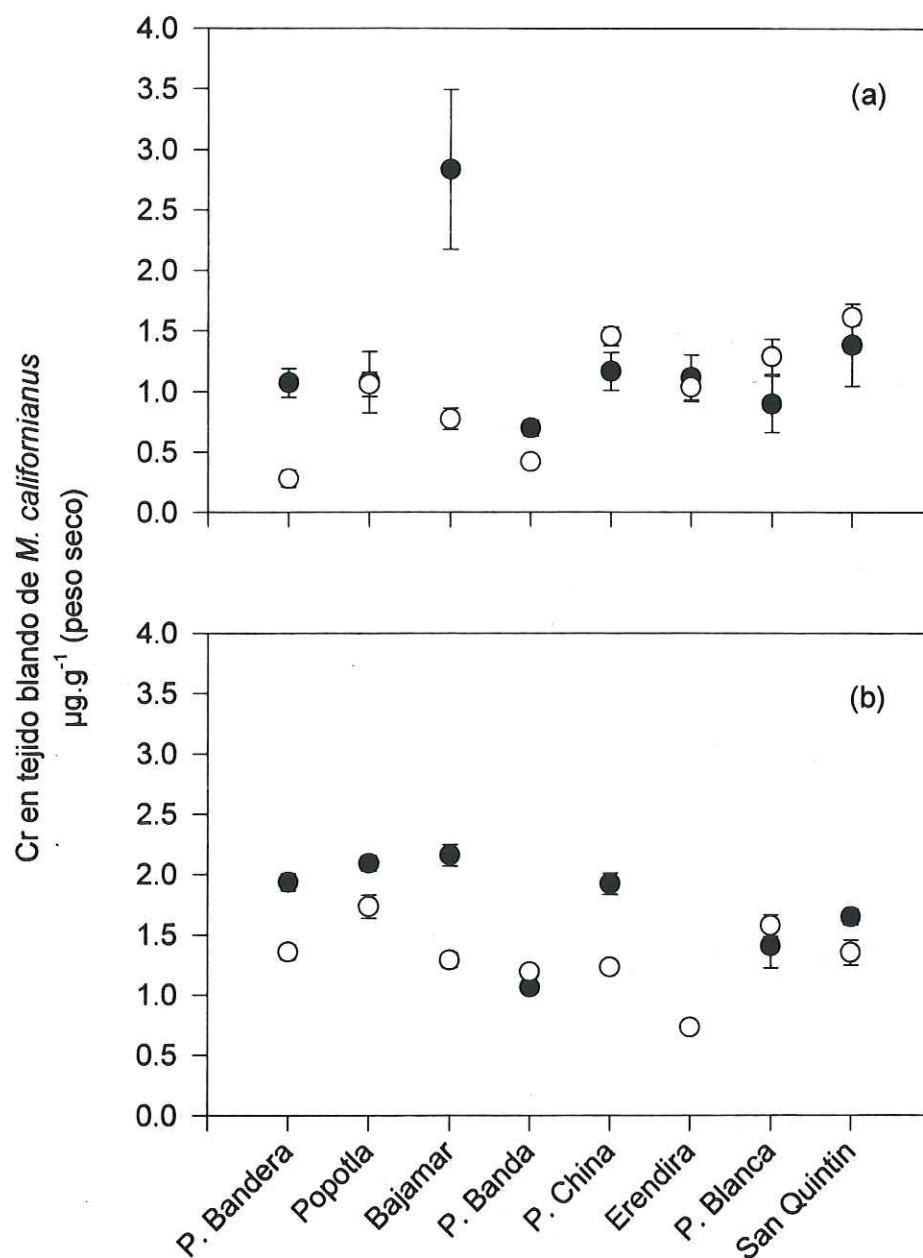


Figura 6. Variación espacio-temporal de Cr en *M. californianus* durante (a) 1982 y (b) 1994. Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 y 6 réplicas (de 15 organismos cada una) para 1982 y 1994, respectivamente. (Símbolo lleno=febrero; símbolo vacío=julio)

En 1994 se observa algo muy similar a 1982, muy poca variabilidad tanto en febrero como en julio y ninguna tendencia fuerte en ambos muestreos. En febrero el valor máximo se presentó en Bajamar ($2.1 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y el mínimo en Punta Banda ($1.06 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y en julio el máximo en Popotla y el mínimo en Eréndira (1.7 y $0.7 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s., respectivamente). En febrero y en julio el análisis de varianza identificó algunas diferencias significativas entre lugares de colecta de un mismo muestreo ($p < 0.05$), sin embargo ninguna de estas diferencias muestra alguna característica sobresaliente de la distribución geográfica.

El análisis de varianza detectó diferencias significativas ($p < 0.01$) entre febrero de 1982 y febrero de 1994 y entre julio de 1982 y julio de 1994.

4.1.1.5. Cobre

La distribución geográfica de cobre en *M. californianus* en febrero y julio de 1982 es muy irregular y no presenta ninguna tendencia clara (Fig. 7 a). El máximo en febrero se presenta en Bajamar ($9.1 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y en julio en Punta Banda ($7.47 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y los mínimos se presentan en Popotla en febrero ($5.9 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y en San Quintín en Julio ($5.6 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). La prueba a posteriori del análisis de varianza detecta muy pocas diferencias significativas ($p < 0.05$) entre lugares de colecta en ambos muestreos de este año y éstas no ayudan a identificar ninguna característica o tendencia clara en las distribuciones geográficas.

En febrero de 1994, al igual que en febrero y julio de 1982, el cobre presenta una distribución geográfica irregular y no muestra ningún patrón definido (Fig. 7 b). El máximo se presenta en Punta Bandera ($8.7 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y el mínimo en Punta Banda ($6.1 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). Las pruebas a posteriori del análisis de varianza detectan algunas diferencias significativas aisladas sin que éstas identifiquen rasgos o patrones de distribución importantes. En julio del mismo año (Fig. 7 b) se presenta un gradiente de norte a sur desde Punta Bandera hasta Eréndira el cual se invierte de Eréndira a San Quintín. El máximo en esta distribución se presenta en Punta Bandera ($8.0 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.)

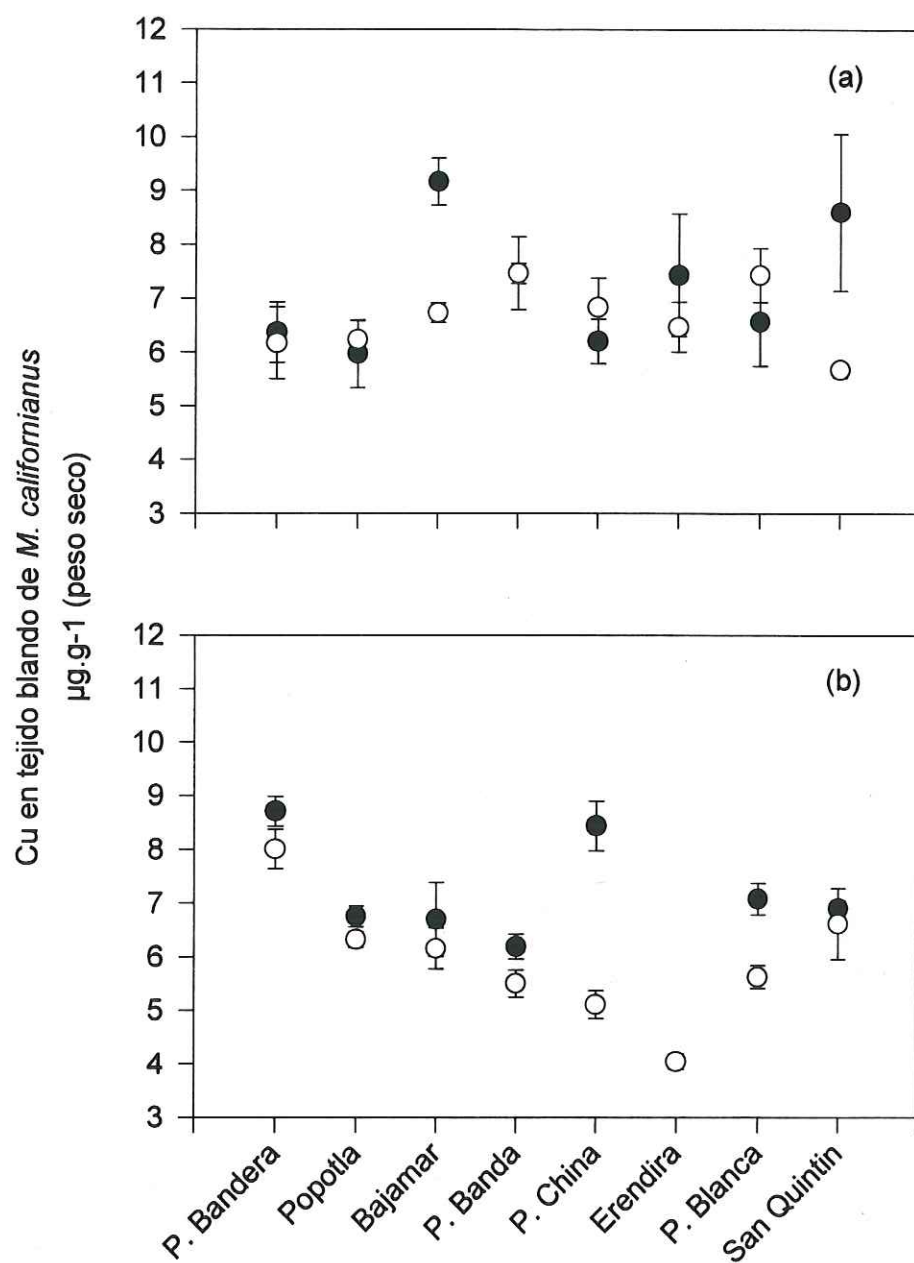


Figura 7. Variación espacio-temporal de Cu en *M. californianus* durante (a) 1982 y (b) 1994. Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 y 6 réplicas (de 15 organismos cada una) para 1982 y 1994, respectivamente. (Símbolo lleno=febrero; símbolo vacío=julio)

y el mínimo en Eréndira ($4.0 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). El análisis de varianza identifica diferencias significativas ($p < 0.01$) entre los valores extremos del gradiente antes mencionado.

Se identificaron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre julio de 1982 y julio de 1994, sin embargo entre febrero de 1982 y febrero de 1994 no hubo diferencias.

4.1.1.6. Manganeso

En febrero de 1982 el manganeso en *M. californianus* presentó un gradiente norte sur muy tenue (Fig. 8 a). La máxima concentración se registró en Punta Bandera ($15.0 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y la mínima en Eréndira ($9.4 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). Sin embargo, debido a que el gradiente no es muy fuerte, el análisis de varianza no identificó diferencias significativas entre estaciones de colecta en este muestreo. En julio del mismo año se presenta un gradiente inverso al de febrero, Sin embargo este último sólo se presentó de San Quintín a Bajamar. La máxima concentración en julio se observó en San Quintín ($14.6 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y la mínima en Bajamar ($5.6 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). El análisis de varianza identifica diferencias significativas ($p < 0.05$) entre Bajamar y Punta Banda y las estaciones de la parte sur de la zona de estudio, lo que confirma el gradiente antes mencionado.

En 1994 la variabilidad es muy poca y no se observa una tendencia bien definida tanto en febrero como en julio (Fig. 8 b). Una característica sobresaliente es que en ambos muestreos de este año los máximos se observaron en Punta China (24.9 y $14.7 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s. para febrero y julio, respectivamente) y los mínimos en Punta Banda (5.2 y $2.8 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s. para febrero y julio, respectivamente). El análisis de varianza identifica algunas diferencias significativas ($p < 0.01$), con lo que se confirma que los máximos de febrero y julio en Punta China son significativamente mayores a cada uno de los demás lugares de colecta de sus respectivas distribuciones geográficas.

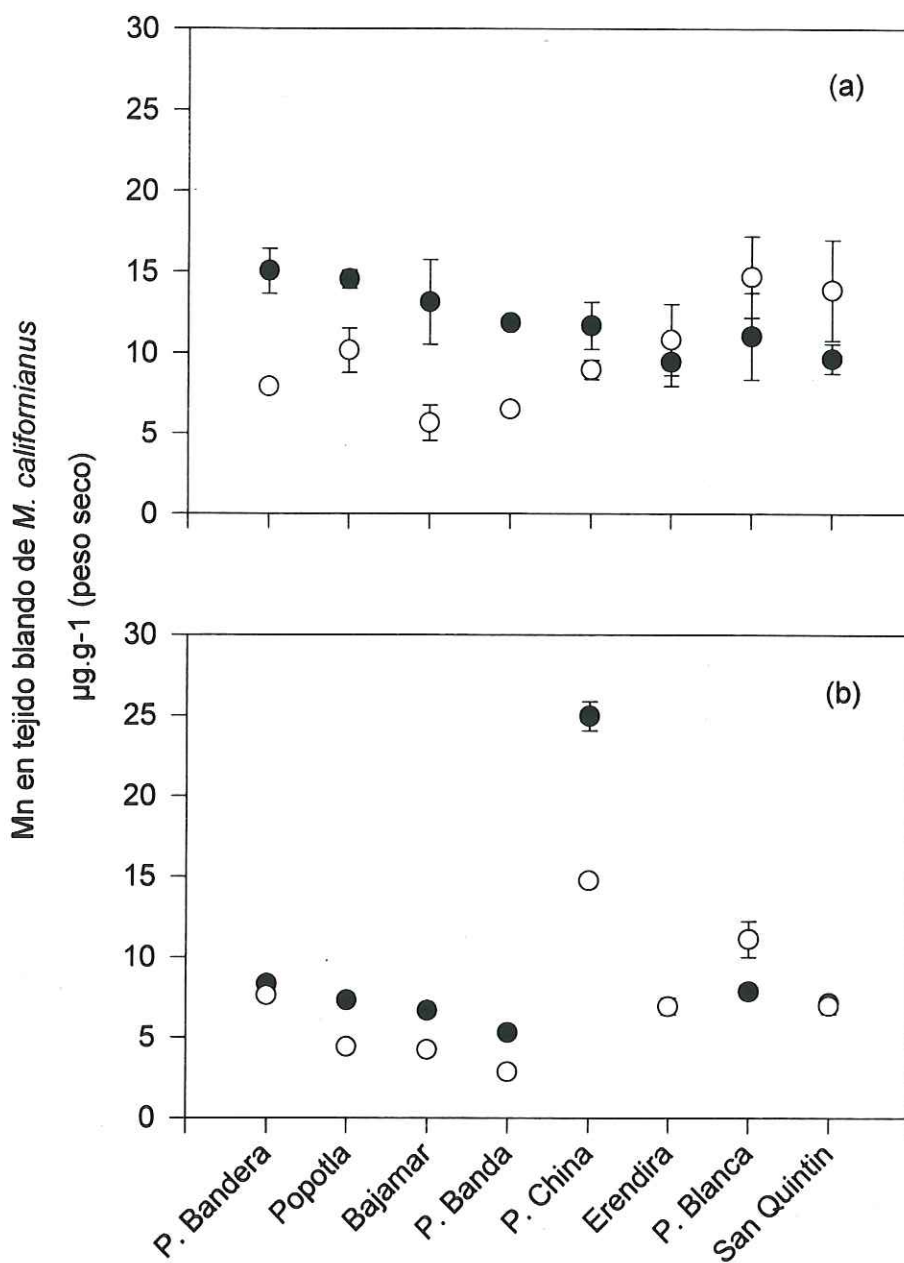


Figura 8. Variación espacio-temporal de Mn en *M. californianus* durante (a) 1982 y (b) 1994. Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 y 6 réplicas (de 15 organismos cada una) para 1982 y 1994, respectivamente. (Símbolo lleno=febrero; símbolo vacío=julio)

4.1.1.7. Plomo

El plomo en *M. californianus* presentó un gradiente de norte a sur en febrero y julio de 1982 (Fig. 9 a). Este gradiente se observa relativamente mejor definido en febrero que en julio.

En febrero de 1982 la concentración máxima se registró en Bajamar ($2.8 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y en julio en Popotla ($1.2 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) la concentración mínima se observó en Piedra Blanca en ambos muestreos (0.27 y $0.41 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s. para febrero y julio, respectivamente). A pesar de que el promedio de la concentración de las tres estaciones más al norte ($2.5 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) es poco más de 4 veces el promedio de concentración de las estaciones restantes ($0.6 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.), el análisis de varianza no detecta diferencias significativas entre las estaciones del norte y las del sur salvo por la encontrada entre Punta Banda y Piedra Blanca ($p < 0.01$). En julio del mismo año la diferencia de concentración entre las estaciones del norte y del sur es menor a la medida en febrero. El análisis de varianza no detecta una sola diferencia significativa entre estaciones de colecta en este último mes.

En febrero de 1994 se advierte una ligera tendencia a presentar un gradiente norte sur (Fig. 9 b). La concentración máxima se registró en Punta Bandera ($0.5 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y la mínima en San Quintín ($0.03 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). Como característica sobresaliente se observa que la concentración registrada en Punta Bandera es casi 4.5 veces la media del muestreo ($0.12 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). El análisis de varianza indicó que la concentración encontrada en Punta Bandera es significativamente mayor ($p < 0.01$) a todas las observadas en las demás estaciones y la de Popotla es significativamente mayor ($p < 0.05$) sólo a algunas de las estaciones más al sur.

En julio de 1994 no se observa un gradiente definido. La máxima concentración se presentó en Punta Banda ($0.21 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y la mínima en San Quintín (no detectable). El análisis de varianza registra algunas diferencias significativas sin que éstas indiquen algún rasgo o patrón importante en distribución.

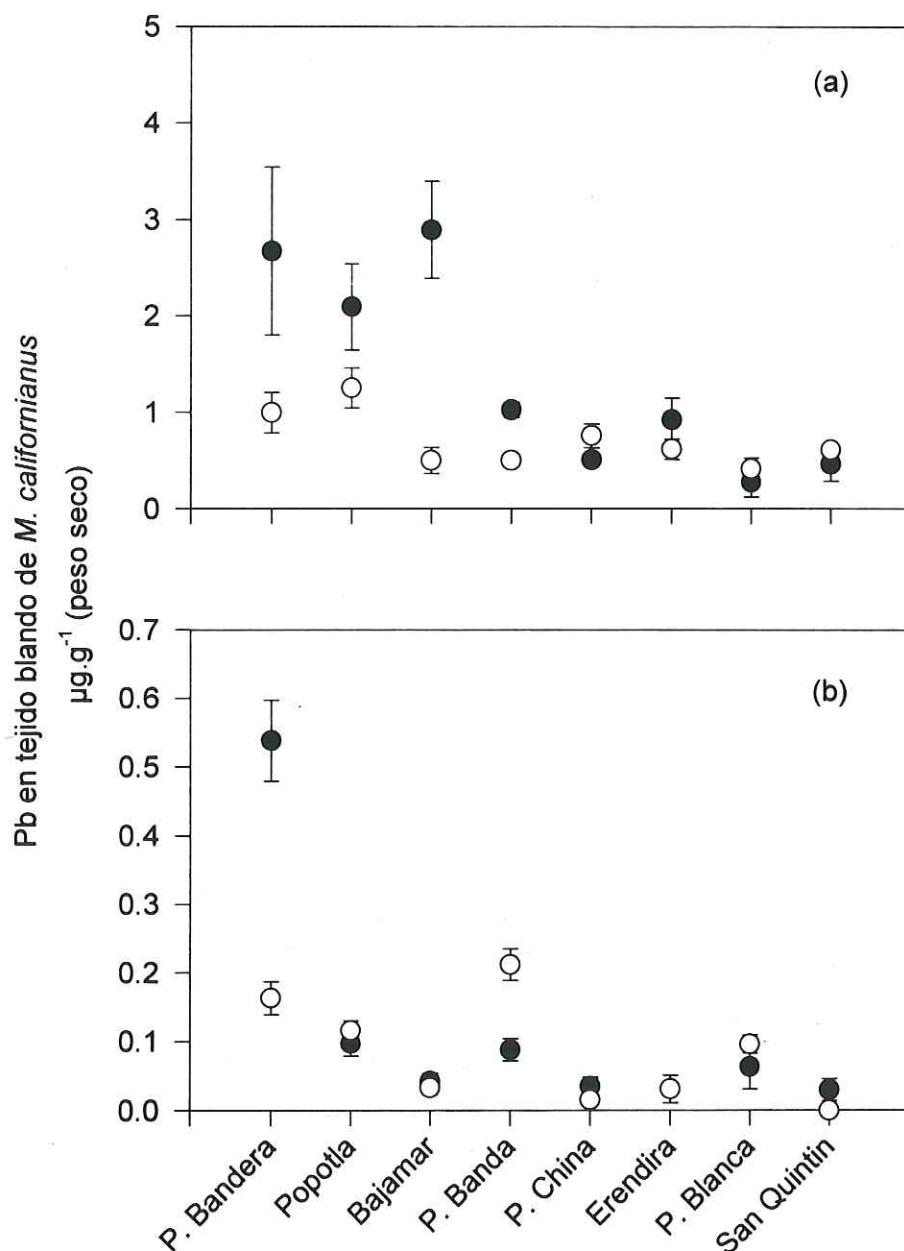


Figura 9. Variación espacio-temporal de Pb en *M. californianus* durante (a) 1982 y (b) 1994. Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 y 6 réplicas (de 15 organismos cada una) para 1982 y 1994, respectivamente. (Símbolo lleno=febrero; símbolo vacío=julio). Notar que las escalas verticales son diferentes.

Las concentraciones de plomo en *M. californianus* tanto en febrero como en julio de 1982 son significativamente mayores ($p < 0.01$) a su contraparte en 1994.

4.1.1.8. Zinc

La concentración de zinc en *M. californianus* en febrero y julio de 1982 tiende a presentar una distribución similar (Fig. 10 a). Se observan valores de intermedios a bajos en el centro de la zona de estudio (Punta Banda) y en los extremos norte y sur. Por otro lado, se advierten valores relativamente altos en las demás estaciones incluyendo la estación más al sur (San Quintín). Los valores máximos se midieron en Bajamar en febrero ($218 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y en Eréndira en julio ($150 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y los mínimos en Punta Bandera en febrero y julio (65 y $60 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s., respectivamente). Como característica sobresaliente se observa que los mínimos de ambos muestreos de este año son un orden de magnitud menores a las medias (135 y $114 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s. para febrero y julio, respectivamente) de sus respectivas distribuciones. Las pruebas a posteriori del análisis de varianza identifican algunas diferencias significativas ($p < 0.05$), sin embargo estas diferencias no indican ninguna característica importante aparte de las ya mencionadas.

Las distribuciones observadas en febrero y julio de 1994 no presentan tendencias definidas (Fig. 10 b). Los valores máximos se presentaron en Punta Bandera en febrero ($181 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y en Popotla en julio ($138 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y los mínimos en San Quintín en febrero ($116 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y en Eréndira en julio ($61 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). Tanto en febrero como en julio el análisis de varianza detecta diferencias significativas ($p < 0.05$) entre localidades de muestreo, sin embargo esto no ayuda a identificar características importantes en la distribución.

Se observaron diferencias significativas entre febrero de 1982 y febrero de 1994 y no se observaron diferencias entre julio de 1982 y julio de 1994.

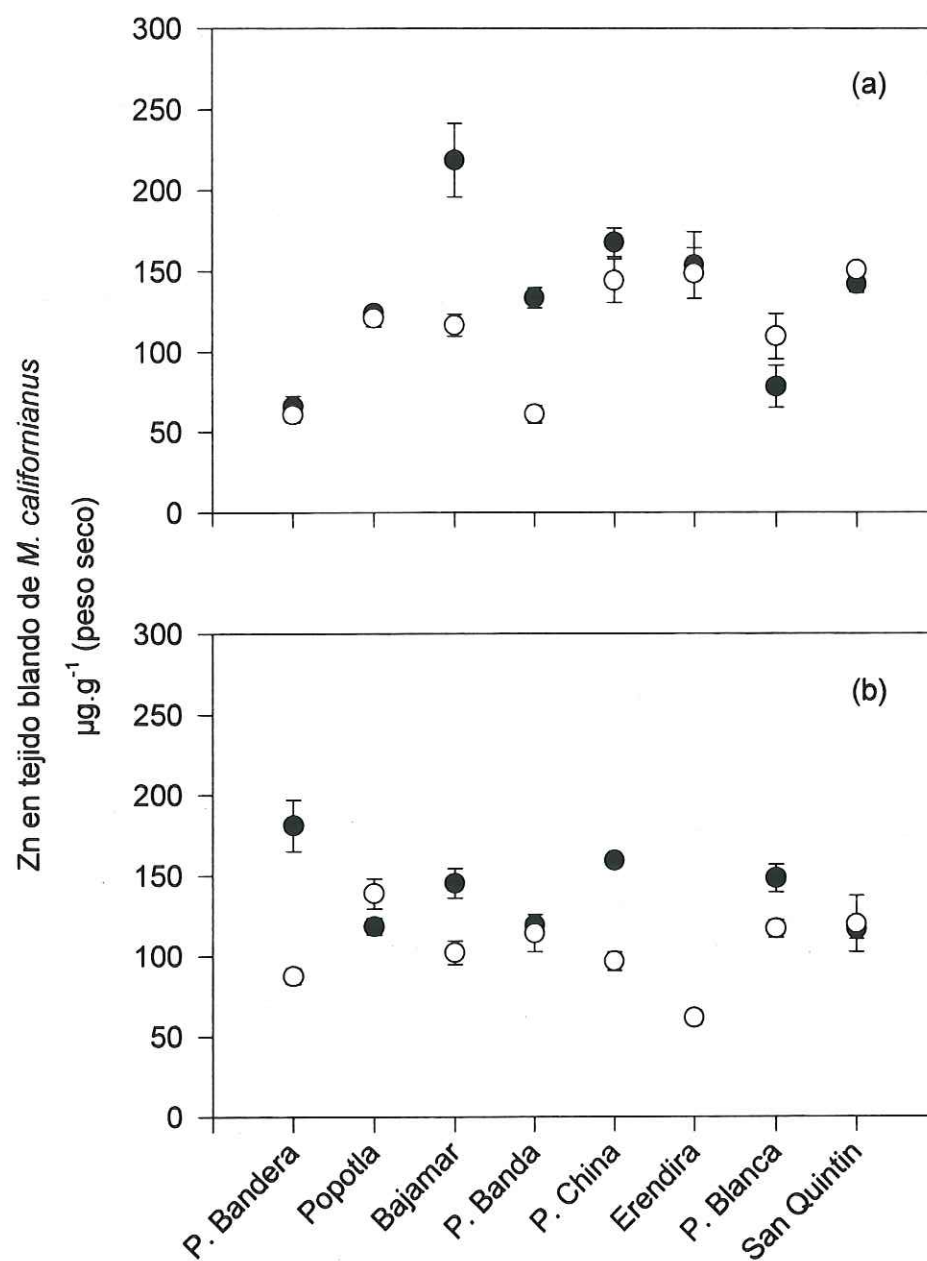


Figura 10. Variación espacio-temporal de Zn en *M. californianus* durante (a) 1982 y (b) 1994. Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 y 6 réplicas (de 15 organismos cada una) para 1982 y 1994, respectivamente. (Símbolo lleno=febrero; símbolo vacío=julio)

4.1.2. Características Biológicas

4.1.2.1. Talla

La distribución espacial de la talla en febrero y julio de 1982 es similar (Fig. 11a). En febrero se presentaron tallas pequeñas en el extremo norte y en el centro de la zona de estudio, y tallas de medianas a grandes en las demás estaciones. En julio de registraron valores significativamente menores a los de febrero ($p < 0.01$). Los tallas máximas se presentaron en Popotla y Bajamar en febrero (58 mm) y en Piedra Blanca en julio (53 mm) y las mínimas en Punta China en febrero (50 mm) y en Punta Banda en julio (40 mm). El intervalo de variación de la talla en febrero fue 50-58 mm y en julio 40-53 mm.

En los muestreos de febrero y julio de 1994 no se observa una tendencia definida en la distribución de la talla (Fig. 11 b). Los máximos se registraron en Popotla en febrero (55.6 mm) y en Punta China en julio (54.7 mm) y los mínimos en Punta Banda en febrero y julio (45.9 y 49.7 mm, respectivamente). El análisis de varianza identifica que en el muestreo de febrero Punta Banda es significativamente menor ($p < 0.01$) a todas las demás estaciones del mismo muestreo y en julio ninguna de las diferencias significativas observadas identifica alguna tendencia o característica importante de la distribución. El intervalo de variación en febrero fue 45.9-55.6 mm y en julio 49.7-54.7 mm.

4.1.2.2. Peso Húmedo

En febrero de 1982 la distribución geográfica del peso húmedo de *M. californianus* es irregular y con poca variabilidad (Fig 11 c). El valor máximo se registró en San Quintín (3.23 g) y el mínima en Bajamar (2.18 g). En julio de 1982 el peso húmedo disminuye de Punta Bandera hasta Punta Banda en donde se presenta el valor mínimo (1.55 g), posteriormente se incrementa hasta llegar a Piedra Blanca en

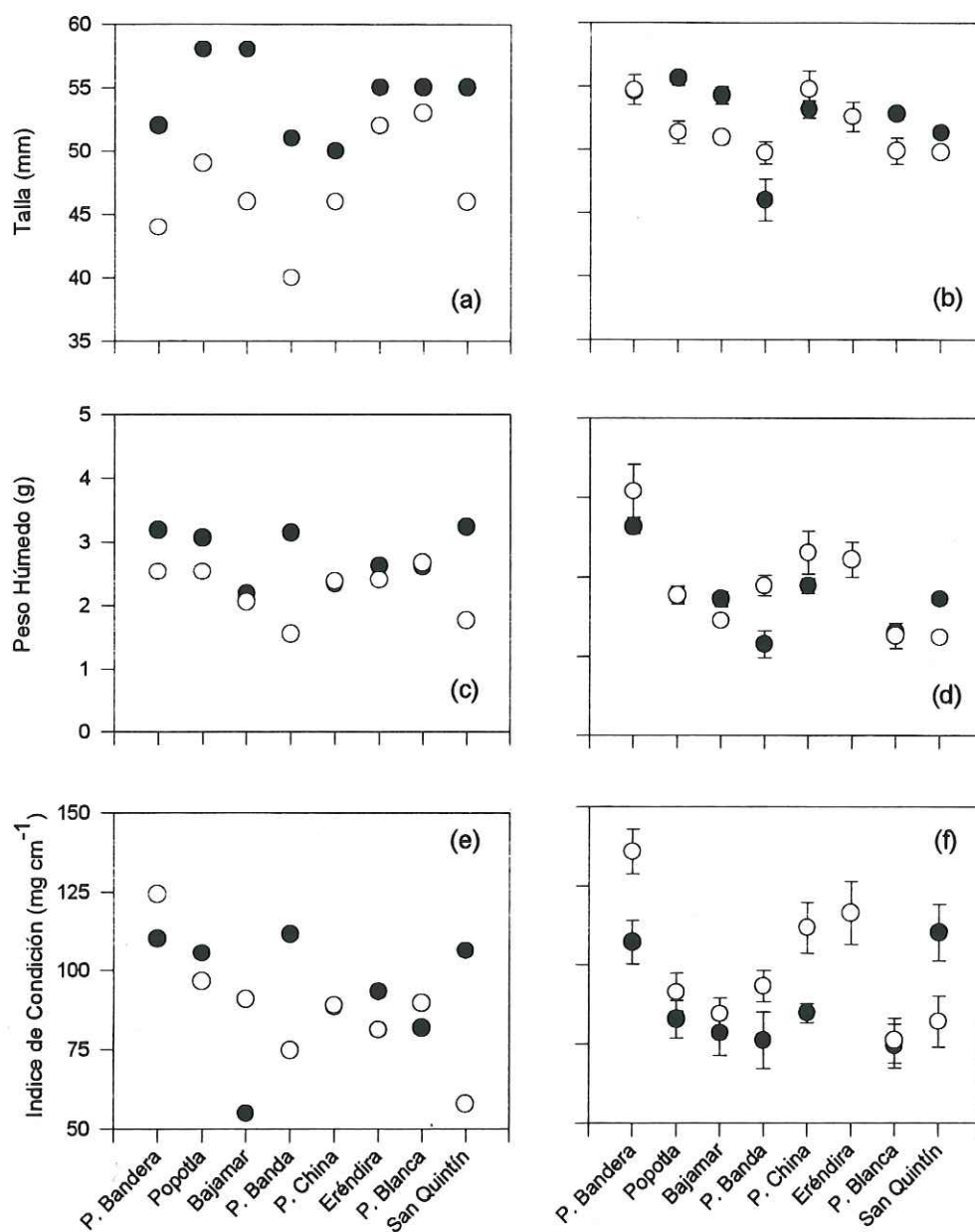


Figura 11. Variación espacio-temporal de Talla (a y b), Peso Húmedo (c y d) e Índice de Condición (e y f) en *M. californianus* durante (a, c y e) 1982 y (b, d y f) 1994. Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 y 6 réplicas (de 15 organismos cada una) para 1982 y 1994, respectivamente. (Símbolo lleno=febrero; símbolo vacío=julio)

donde se registró el máximo (2.67 g), inmediatamente después baja nuevamente en San Quintín.

En febrero de 1994 el peso húmedo presenta un gradiente, un tanto irregular, de norte a sur (Fig. 11 d). El valor máximo se registró en Punta Bandera (3.63 g) y el mínimo en Punta Banda (2.15 g). El peso húmedo medido en Punta Bandera es significativamente mayor al de todas las demás estaciones ($p < 0.01$). En julio del mismo año el valor máximo se presenta en Punta Bandera (4.08 g) y disminuye hasta llegar a Bajamar, posteriormente aumenta hasta Punta China a partir donde disminuye hasta llegar a su mínimo en San Quintín (2.23 g). El análisis de varianza detecta algunas diferencias significativas ($p < 0.05$), en general el peso húmedo en Punta Bandera es significativamente superior al de Piedra Blanca y San Quintín.

4.1.2.3. Índice de Condición

El índice de condición de febrero y julio de 1982 (Fig. 11 e), presenta una distribución geográfica muy similar a la del peso húmedo de febrero y julio, respectivamente, del mismo año. Los valores máximos se presentan en Punta Banda en febrero (111.4 mg cm^{-1}) y en Punta Bandera en julio (124.2 mg cm^{-1}) y los mínimos en Bajamar en febrero (54.8 mg cm^{-1}) y San Quintín en julio (57.77 mg cm^{-1}).

La distribución geográfica del índice de condición en febrero de 1994 (Fig. 11 f), presenta muy poca variabilidad salvo por el valor máximo que se presenta en Punta Bandera (110 mg cm^{-1}) el cual es significativamente diferente a todos los registrados en las demás estaciones ($p < 0.01$). Entre las demás estaciones existen diferencias significativas ($p < 0.05$), pero ninguna indica algún rasgo o característica importante en la distribución. El mínimo en febrero de 1994 se presenta en Piedra Blanca (74.2 mg cm^{-1}) y el máximo en Punta Bandera (110 mg cm^{-1}). En julio de 1994 la distribución del índice de condición es muy parecida a la distribución de peso húmedo del mismo mes y año. El valor máximo se presenta en Punta Bandera (135.8 mg cm^{-1}) y el mínimo en San Quintín (75.9 mg cm^{-1}). El análisis de varianza indica que el índice de condición

registrado en Punta Bandera es significativamente mayor a los de las demás estaciones ($p < 0.01$).

4.1.3 Asociación entre Metales Pesados y Variables Biológicas

En febrero de 1982 la talla y el peso húmedo de *M. californianus* no correlacionaron significativamente con ninguno de los metales y sólo el peso húmedo coorrelacionó con el índice de condición (Tabla I). La Ag correlacionó significativamente ($p < 0.05$) con Mn y Pb, Al con Cr, Cd correlacionó inversamente con Mn y Pb lo hizo directamente con Mn. En este análisis se incluyó como una variable extra la Distancia a una Zona de Influencia Antropogénica Considerable (DAZIAC), esta variable correlacionó significativamente, en forma inversa, con Ag, Mn y Pb.

En julio de 1982 la talla y el peso húmedo no presentaron correlación alguna con los metales (Tabla II). El índice de condición presentó una correlación significativa ($p < 0.05$) directa con Ag e inversa con Cd. Entre metales sólo se presentaron correlaciones significativas entre Ag y Pb y entre Cr y Zn. Se observó una correlación inversa entre Ag y Cd.

En febrero de 1994 la talla correlacionó significativamente ($p < 0.05$) con Al y Cr (Tabla III). El peso húmedo y el índice de condición correlacionaron con Cu. Entre metales se presentaron correlaciones significativas ($p < 0.05$) directas entre Ag y Pb, entre Al y Cr y entre Cu y Zn y correlaciones inversas entre Ag y Cd y entre Cd y Pb. La distancia a zona de influencia antropogénica considerable (DAZIAC) correlacionó directamente con Cd e inversamente con Ag y Pb.

En julio de 1994 la talla y el índice de condición no correlacionaron significativamente con ningún metal (Tabla IV), el peso húmedo correlacionó inversamente con el Cd. Entre metales se observaron correlaciones significativas ($p < 0.05$) directas entre Al y Mn, entre Cr y Cu y entre Cr y Zn y correlaciones inversas

Tabla I. Matriz de correlación Producto-Momento de Pearson entre la concentración de metales en tejido blando de *Mytilus californianus*, variables biométricas y distancia a una zona de influencia antropogénica considerable (Punta Bandera) en febrero de 1982. El análisis se realizó con los datos transformados ($\log_{10}$). Las correlaciones marcadas son significativas a $p < 0.05$. (n=8).

	Ag	Al	Cd	Cr	Cu	Mn	Pb	Zn	Talla	P.H.	DAZIAC	I.C.
Ag	1											
Al	0.421	1										
Cd	-0.603	-0.425	1									
Cr	0.238	*0.746	0.127	1								
Cu	0.016	0.246	0.472	0.613	1							
Mn	*0.785	0.439	*-0.774	0.094	-0.411	1						
Pb	*0.904	0.322	-0.362	0.4	0.082	*0.732	1					
Zn	-0.274	-0.037	0.656	0.578	0.57	-0.297	0.102	1				
Talla	0.215	0.402	-0.247	0.55	0.33	0.067	0.303	0.223	1			
P.H.	0.294	-0.352	-0.433	-0.577	-0.19	0.092	0.047	-0.541	-0.141	1		
DAZIAC	*-0.877	-0.348	0.674	0.001	0.392	*-0.833	*-0.73	0.529	0.084	-0.302	1	
I.C.	0.026	-0.621	-0.221	*-0.783	-0.473	-0.021	-0.139	-0.501	-0.446	*0.879	-0.215	1

Talla= Talla de *Mytilus californianus*.

P.H.= Peso Húmedo

DAZIAC= Distancia a zona de influencia antropogénica considerable (Punta Bandera)

I.C.= Índice de Condición de *Mytilus californianus*.

Tabla II. Matriz de correlación Producto-Momento de Pearson entre la concentración de metales en tejido blando de *Mytilus californianus*, variables biométricas y distancia a una zona de influencia antropogénica considerable (Punta Bandera) en julio de 1982. El análisis se realizó con los datos transformados ($\log_{10}$). Las correlaciones marcadas son significativas a $p < 0.05$. (n=8).

	Ag	Al	Cd	Cr	Cu	Mn	Pb	Zn	Talla	P.H.	DAZIAC	I.C.
Ag	1											
Al	0.144	1										
Cd	-0.752*	0.089	1									
Cr	-0.474	0.52	0.596	1								
Cu	-0.26	-0.695	0.163	-0.143	1							
Mn	-0.042	0.662	0.618	0.647	-0.263	1						
Pb	0.735*	0.269	-0.635	-0.175	-0.57	-0.039	1					
Zn	-0.458	0.566	0.476	0.924*	-0.332	0.506	-0.046	1				
Talla	-0.006	0.519	0.361	0.614	-0.058	0.673	-0.057	0.648	1			
P.H.	0.481	0.46	-0.228	0.147	-0.032	0.344	0.384	0.214	0.72*	1		
DAZIAC	-0.835*	-0.016	0.861*	0.763*	0.248	0.402	-0.649	0.63	0.291	-0.347	1	
I.C.	0.714*	-0.041	-0.751*	-0.548	0.14	-0.342	0.472	-0.445	0.065	0.691	-0.824*	1

Talla= Talla de *Mytilus californianus*.

P.H.= Peso Húmedo

DAZIAC= Distancia a zona de influencia antropogénica considerable (Punta Bandera)

I.C.= Índice de Condición de *Mytilus californianus*.

Tabla III. Matriz de correlación Producto-Momento de Pearson entre la concentración de metales en tejido blando de *Mytilus californianus*, variables biométricas y distancia a una zona de influencia antropogénica considerable (Punta Bandera) en febrero de 1994. El análisis se realizó con los datos transformados ($\log_{10}$). Las correlaciones marcadas son significativas a $p < 0.05$. (n=7).

	Ag	Al	Cd	Cr	Cu	Mn	Pb	Zn	Talla	P.H.	DAZIAC	I.C.
Ag	1											
Al	0.147	1										
Cd	-0.877*	-0.031	1									
Cr	0.295	0.901*	-0.324	1								
Cu	0.373	0.699	-0.078	0.461	1							
Mn	-0.147	0.731	0.432	0.371	0.724	1						
Pb	0.901*	-0.05	-0.78*	0.041	0.4	-0.226	1					
Zn	0.48	0.519	-0.083	0.358	0.841*	0.491	0.479	1				
Talla	0.277	0.842*	-0.272	0.91*	0.505	0.327	0.167	0.447	1			
P.H.	0.622	0.721	-0.553	0.742	0.794*	0.356	0.524	0.619	0.678	1		
DAZIAC	-0.969*	-0.274	0.861*	-0.403	-0.518	0.071	-0.918*	-0.562	-0.425	-0.76*	1	
I.C.	0.68	0.49	-0.59	0.49	0.77*	0.27	0.62	0.601	0.39	0.94*	-0.79*	1

Talla= Talla de *Mytilus californianus*.

P.H.= Peso Húmedo

DAZIAC= Distancia a zona de influencia antropogénica considerable (Punta Bandera)

I.C.= Índice de Condición de *Mytilus californianus*.

Tabla IV. Matriz de correlación Producto-Momento de Pearson entre la concentración de metales en tejido blando de *Mytilus californianus*, variables biométricas y distancia a una zona de influencia antropogénica considerable (Punta Bandera) en julio de 1994. El análisis se realizó con los datos transformados ($\log_{10}$). Las correlaciones marcadas son significativas a $p < 0.05$. (n=7).

	Ag	Al	Cd	Cr	Cu	Mn	Pb	Zn	Talla	P.H.	DAZIAC	I.C.
Ag	1											
Al	0.001	1										
Cd	-0.915*	-0.318	1									
Cr	0.365	0.108	-0.281	1								
Cu	0.704	0.189	-0.72*	0.712*	1							
Mn	-0.46	0.748*	0.189	-0.007	-0.133	1						
Pb	0.51	-0.333	-0.206	0.141	0.062	-0.32	1					
Zn	0.162	-0.233	-0.024	0.89*	0.504	-0.246	0.001	1				
Talla	0.31	0.579	-0.544	-0.251	0.03	0.484	0.108	-0.542	1			
P.H.	0.671	0.139	-0.715*	0.204	0.492	0.105	0.428	-0.042	0.72*	1		
DAZIAC.	-0.895*	-0.262	0.892*	-0.254	-0.667	0.112	-0.526	0.079	-0.562	-0.799*	1	
I.C.	0.41	0.08	-0.472	-0.431	0.043	0.142	0.394	-0.631	0.79*	0.77*	-0.64	1

Talla= Talla de *Mytilus californianus*.

P.H.= Peso Húmedo

DAZIAC.= Distancia a zona de influencia antropogénica considerable (Punta Bandera)

I.C.= Índice de Condición de *Mytilus californianus*.

entre Ag y Cd y entre Cd y Cu. La distancia a zona de influencia antropogénica considerable correlacionó directamente con el Cd e inversamente con Ag.

4.1.4. Similitud entre Estaciones de Muestreo

En los análisis de agrupamiento que a continuación se explican se usó el $\log_{10}$ del factor de enriquecimiento F.

En 1982 los dendogramas de los análisis de agrupamiento muestran 3 grupos tanto en febrero como en julio (Fig 12 a y b, respectivamente). En el primer grupo de febrero se asocian Punta Bandera, Popotla y Bajamar, en el segundo grupo está conformado sólo por Punta Banda y en el tercero se agrupan Punta China, Eréndira, Piedra Blanca y San Quintín. En julio el primer grupo está formado por Punta Bandera y Popotla, el segundo por Bajamar y Punta Banda y el tercero por Punta China, Eréndira, San Quintín y Piedra Blanca. En general, tanto en febrero como en julio de 1982, las estaciones se agruparon de acuerdo a su posición relativa en la zona de estudio. En un grupo se asociaron las estaciones del norte, en otro las del centro y en otro las del sur de la zona de estudio.

En 1994 se observó algo muy similar a lo encontrado en 1982. También se encontraron tres grupos tanto en febrero como en julio (Fig. 13 a y b). En febrero el primer grupo está conformado sólo por Punta Bandera, en el segundo se agruparon Popotla, Punta Banda y Bajamar y en el tercer grupo se asociaron Punta China, Piedra Blanca y San Quintín. En julio del mismo año el primer grupo se constituyó por Punta Bandera, Popotla y Bajamar, el segundo grupo se conformó sólo por Punta Banda y en el tercero se agruparon Punta China, San Quintín, Eréndira y Piedra Blanca. En general, las estaciones se asociaron, al igual que en 1982, de acuerdo a su posición relativa en la zona de estudio. En un grupo se encuentran las estaciones del norte, en otro las del centro y en otro las del sur del área de estudio.

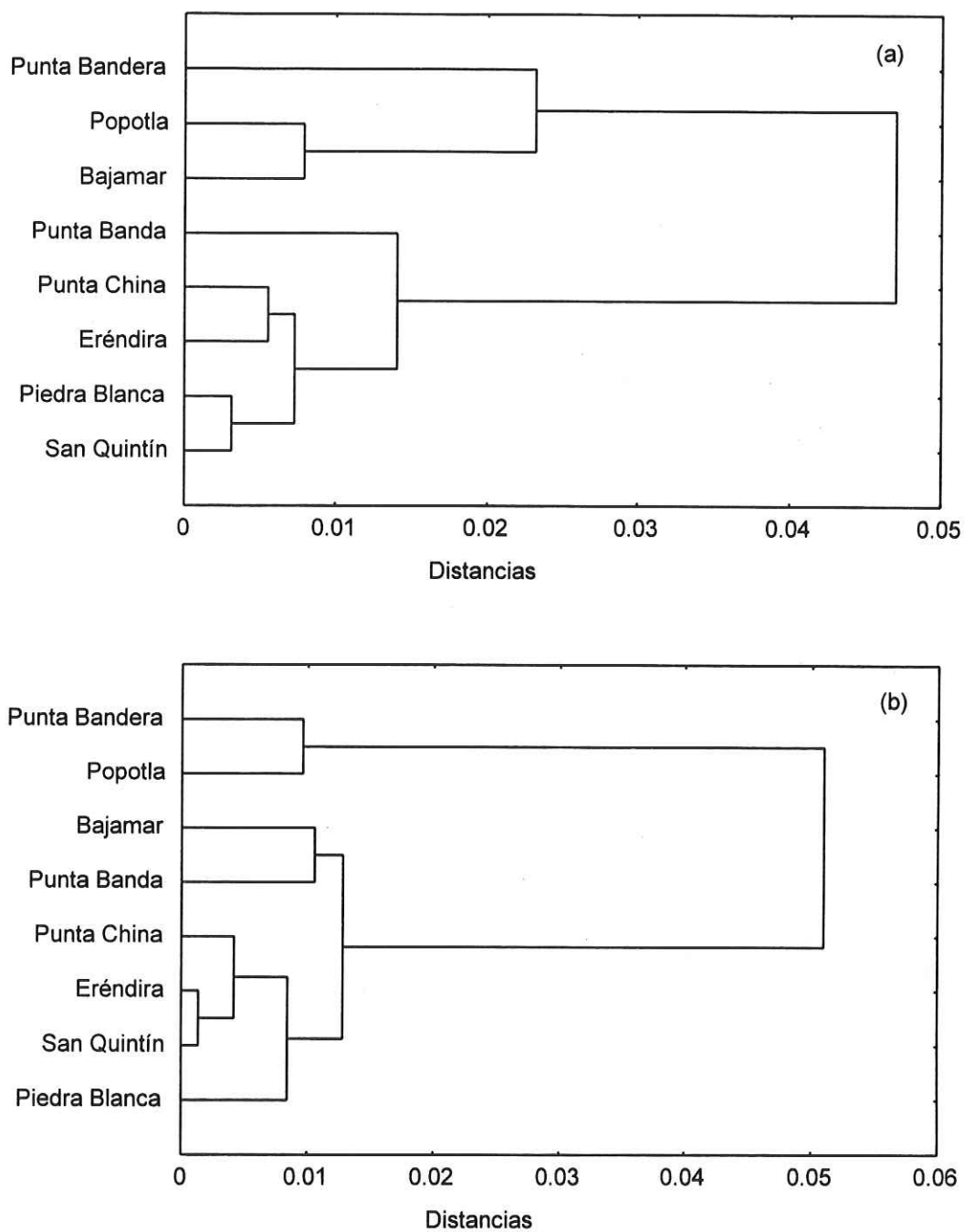


Figura 12. Dendrograma del análisis de agrupamiento entre estaciones de muestreo de febrero (a) y julio (b) de 1982. En el análisis se usó el $\log_{10}$ del factor de enriquecimiento (F) de Ag, Cd, Cr, Cu, Mn, Pb y Zn en tejido blando de *M. californianus*.

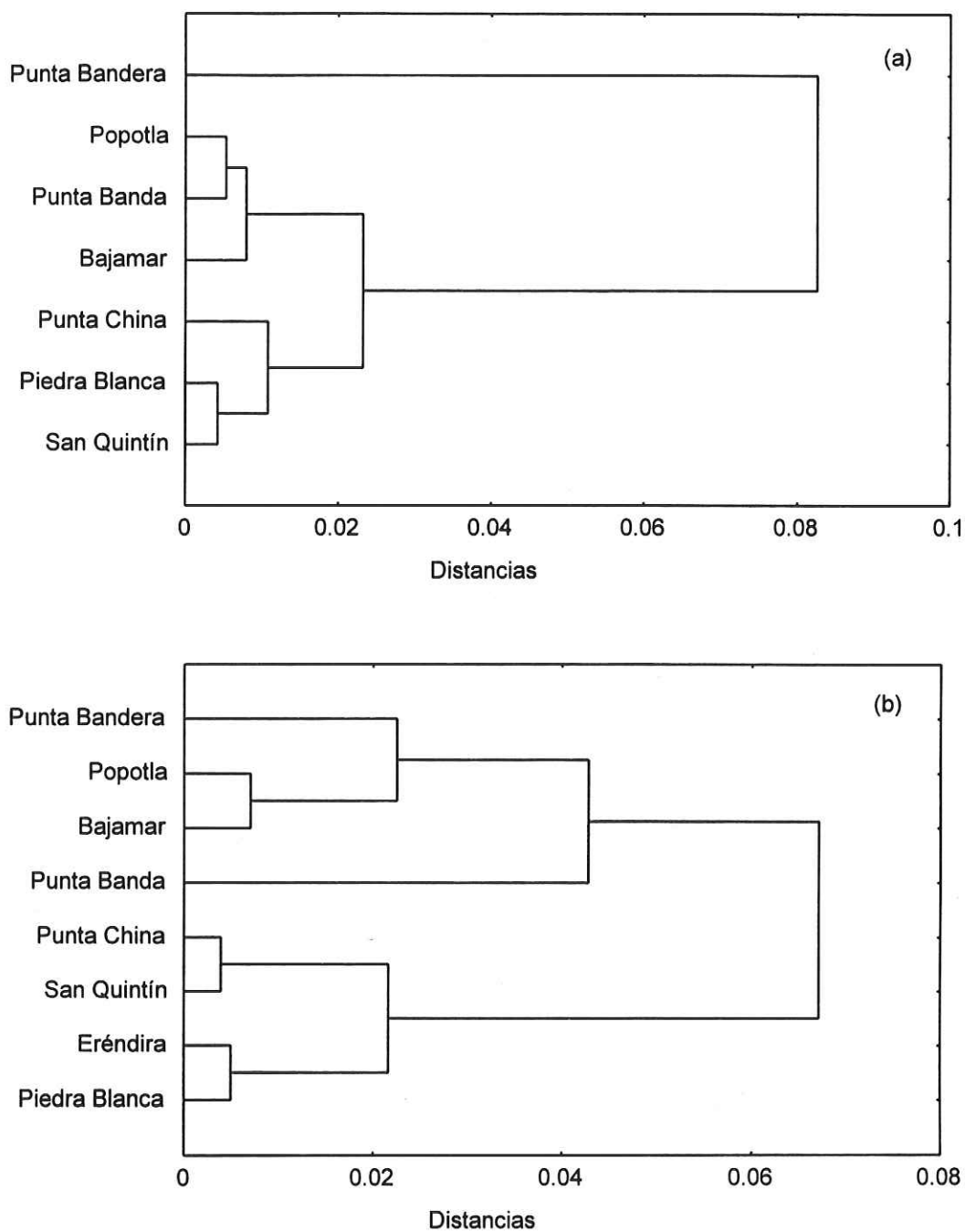


Figura 13. Dendrograma del análisis de agrupamiento entre estaciones de muestreo de febrero (a) y julio (b) de 1994. En el análisis se usó el $\log_{10}$ del factor de enriquecimiento (F) de Ag, Cd, Cr, Cu, Mn, Pb y Zn en tejido blando de *M. californianus*. En febrero de 1994 no se muestreó Eréndira.

4.1.5. Similitud entre distribuciones espaciales de Metales Pesados

En los análisis de agrupamiento que a continuación se explican se usó el logaritmo base 10 de la concentración de metales pesados en el tejido blando de *M. californianus*.

En febrero de 1982 (Fig. 14 a), el análisis de agrupamiento separó a los metales en 3 grupos. Uno de los grupos incluyó a Ag, Pb y Mn, otro a Al y Cr y el restante a Cd, Zn y Cu. En julio del mismo año se formaron 5 grupos (Fig. 14 b). El primero se constituyó por Ag y Pb, el segundo por Al y Mn, el tercero por Cr y Zn y los grupos cuarto y quinto por Cd y Cu respectivamente.

En febrero de 1994 (Fig. 15 a), el análisis de agrupamiento separó a los metales en 4 grupos. El primero se formó con Ag y Pb, el segundo con Al y Cr, el tercero con Cu, Zn y Mn y el cuarto grupo se constituyó sólo por Cd. En julio del mismo año se formaron también 4 grupos (Fig. 15 b). El primero incluyó a Ag y Cu, el segundo a Cr y Zn, el tercero sólo a Pb y el cuarto se formó por Al, Mn y Cd.

Con excepción del dendograma de julio de 1994, donde Ag se agrupa con Cu, se presenta como una característica común en los demás muestreos el que Ag y Pb se asocien en un mismo grupo. Por otro lado, en febrero de 1982 y febrero de 1994 se observa como rasgo característico el que Al y Cr formen un grupo y que Zn y Cu se presenten en otro. En los dendogramas de julio de 1982 y julio de 1994 también se presentan particularidades comunes, Cr y Zn forman un grupo y Al y Mn se incluyen en otro en ambos muestreos.

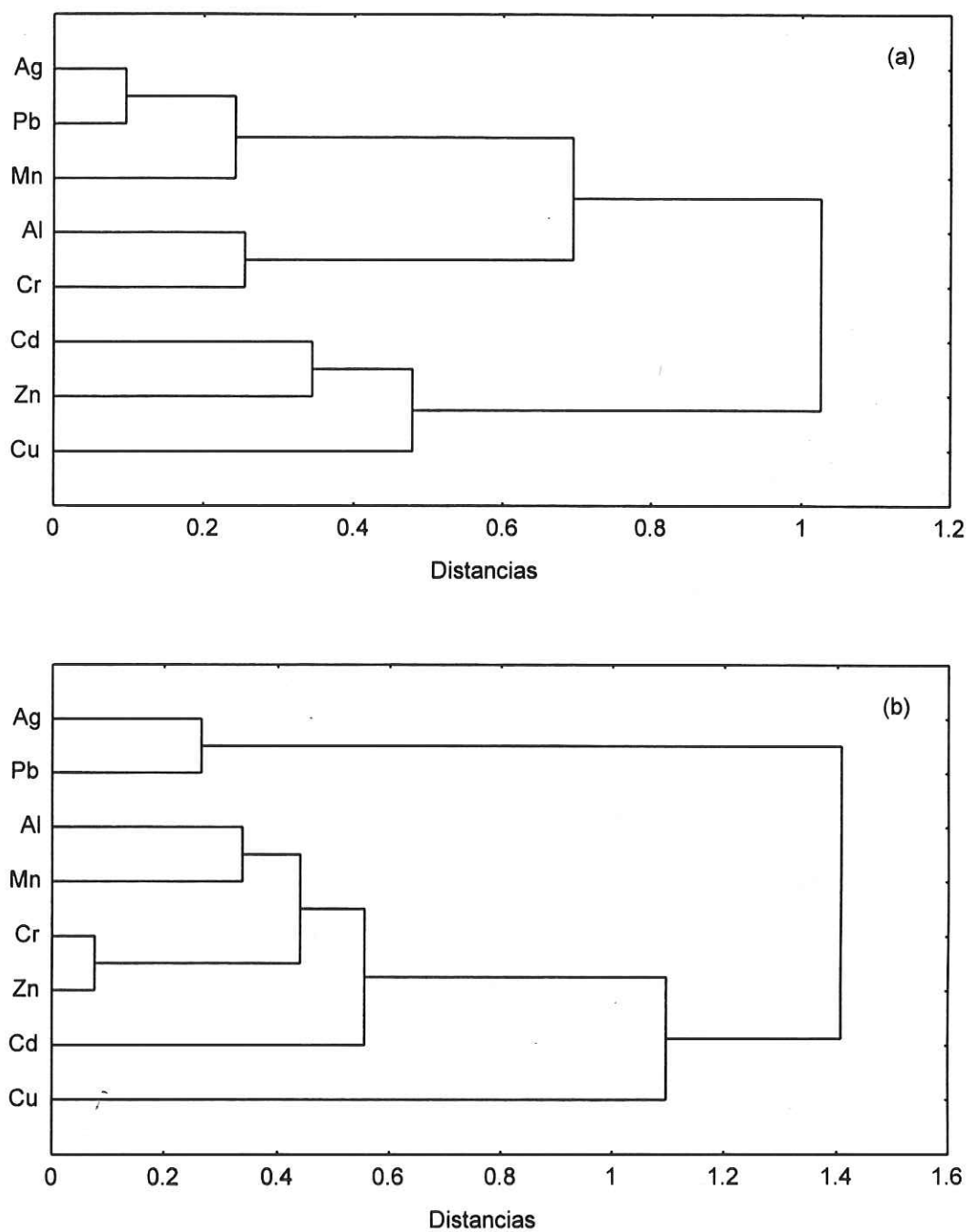


Figura 14. Dendrograma del análisis de agrupamiento entre metales de febrero (a) y julio (b) de 1982. En el análisis se usó la transformación $\log_{10}$ de la concentración de metales en tejido blando de *M. californianus*.

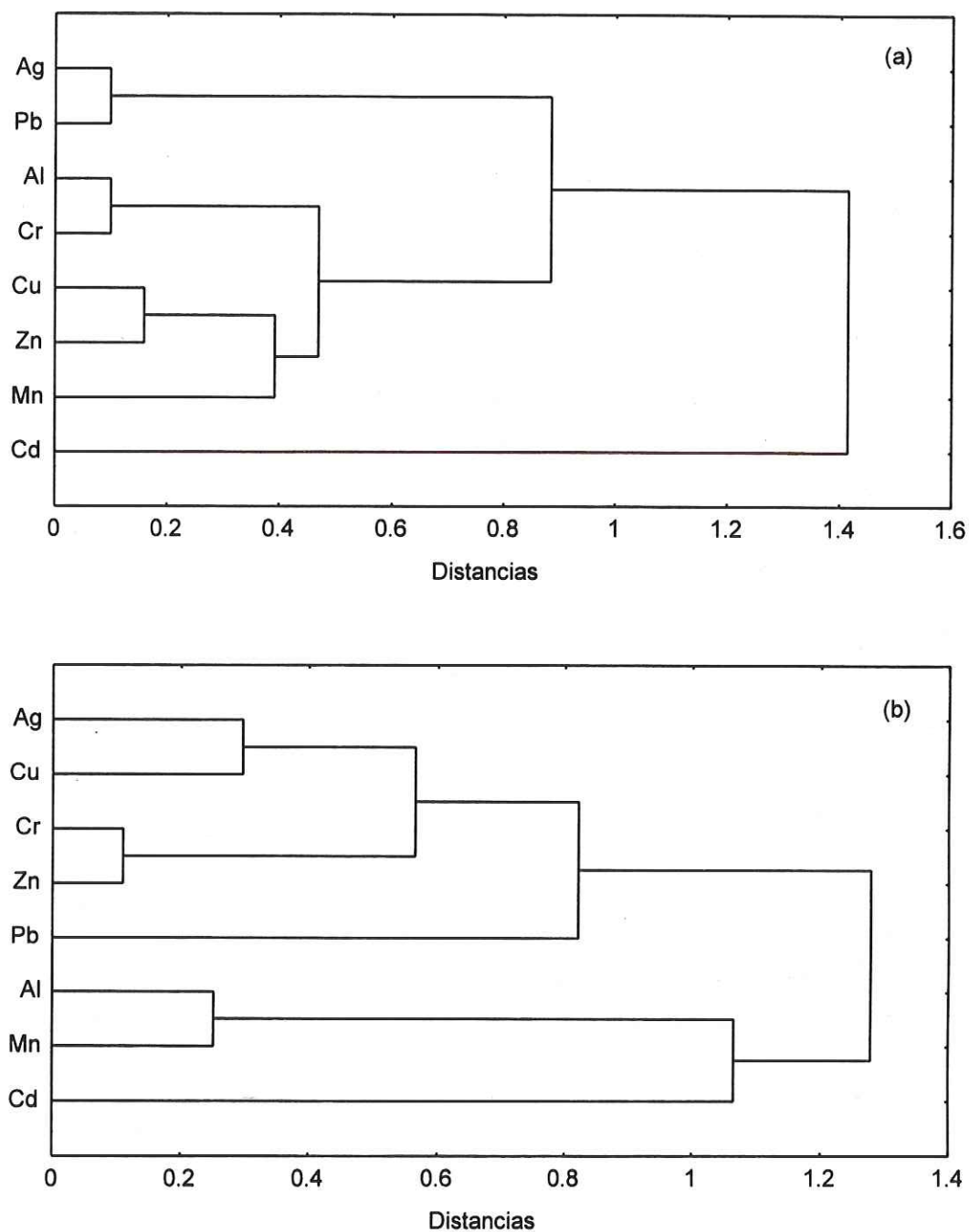


Figura 15. Dendrograma del análisis de agrupamiento entre metales de febrero (a) y julio (b) de 1994. En el análisis se usó la transformación $\log_{10}$ de la concentración de metales en tejido blando de *M. californianus*.

4.2. VARIACION TEMPORAL DE CORTO PERIODO EN BAHIA DE TODOS SANTOS

4.2.1. Metales

4.2.1.1. Plata

La concentración de plata en *M. californianus* en Punta Banda presenta muy poca variabilidad y no se observa ninguna tendencia definida (Fig. 16). El valor mínimo se registró el 24 de agosto ($0.05 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y el máximo el 27 del mismo mes ($0.27 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). En la rada del Puerto de Ensenada la plata observa una tendencia al incremento conforme se avanza en la serie de tiempo. La concentración mínima se observó el 24 de agosto ($0.64 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y la máxima el 23 de septiembre ($1.69 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). La "prueba t" confirma que las concentraciones registradas en la rada del Puerto de Ensenada son significativamente mayores (7.5 veces, en promedio) a las de Punta Banda ($p < 0.001$).

4.2.1.2 Aluminio

En Punta Banda la concentración de aluminio en el tejido blando de *M. californianus* presenta una distribución muy irregular a lo largo de la serie de tiempo y no presenta ninguna tendencia definida (Fig. 17). El valor mínimo se observa el 27 de agosto ($18.9 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y el máximo el 2 de septiembre ($68.0 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). Por otro lado, en la rada del puerto se presentan concentraciones relativamente bajas al inicio del muestreo (de 24 al 30 de agosto), posteriormente se incrementan del 2 al 8 de septiembre y al final del muestreo (del 14 al 23 de septiembre) se observan concentraciones intermedias. El valor mínimo se registró el 27 de agosto ($34.7 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y el máximo el 8 de septiembre ($105.7 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). La concentración de aluminio en los mejillones de la rada es significativamente mayor a la de Punta Banda ($p < 0.05$).

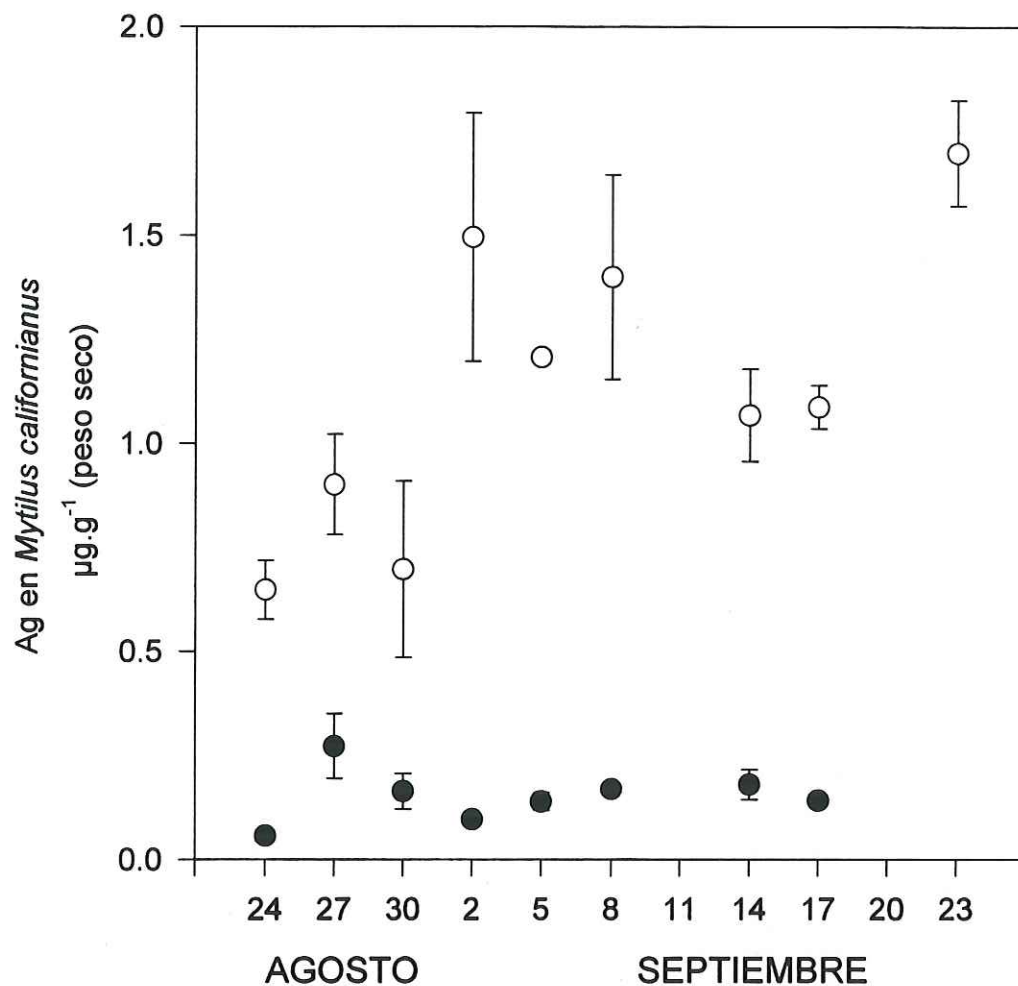


Figura 16. Variación temporal de la concentración de Ag en *M. californianus* en Punta Banda (símbolo lleno) y Rada del Puerto de Ensenada, B.C. (símbolo vacío). Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 réplicas de 15 organismos cada una.

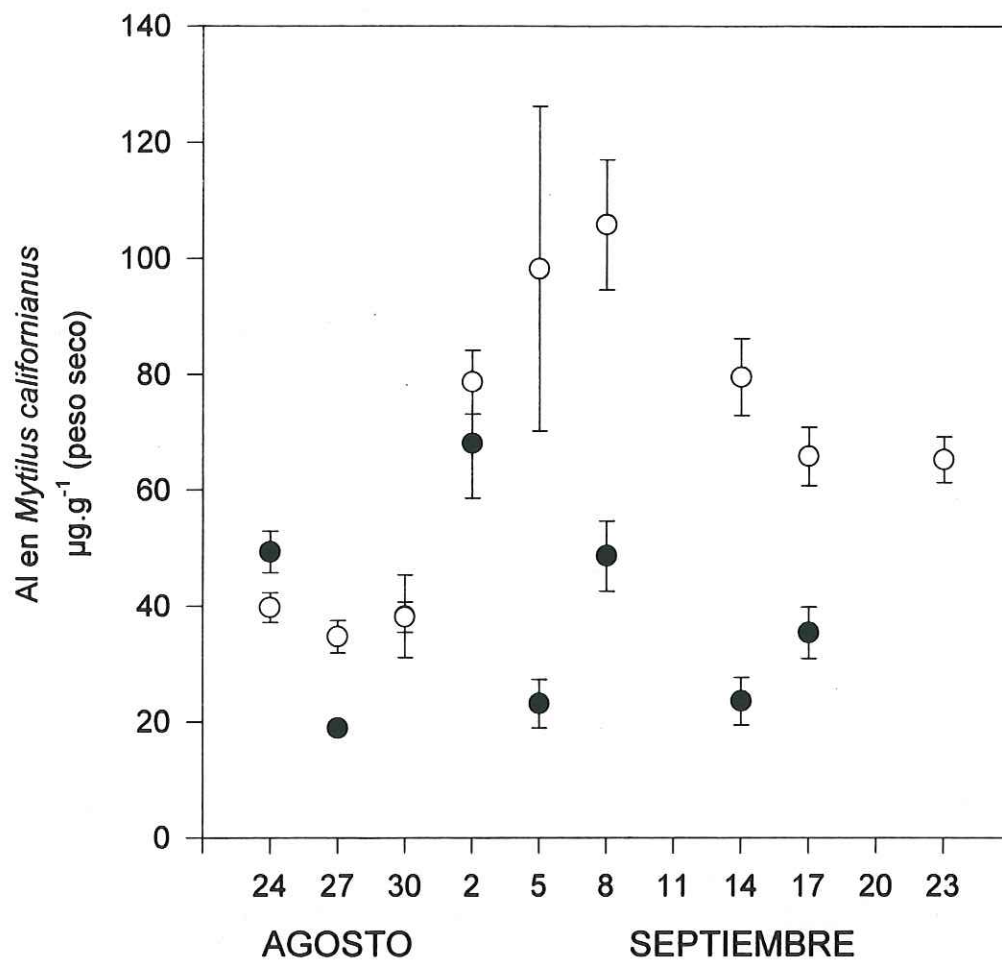


Figura 17. Variación temporal de la concentración de Al en *M. californianus* en Punta Banda (símbolo lleno) y Rada del Puerto de Ensenada, B.C. (símbolo vacío). Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 réplicas de 15 organismos cada una.

4.2.1.3 Cadmio

Con excepción del 24 de agosto, el cadmio en Punta Banda tiende a presentar valores altos al inicio y al final del muestreo y valores relativamente bajos en los días intermedios (Fig. 18). La concentración mínima se presentó el 24 de agosto ($1.37 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y la máxima el 27 de agosto ($5.25 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). Como una característica sobresaliente se observa que en tres días (del 24 al 27 de agosto) se presenta la variación máxima del muestreo ($3.88 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). En la rada del Puerto de Ensenada se presenta todo lo contrario a lo observado en Punta Banda. Con excepción del 24 de agosto, en la rada se observan concentraciones de cadmio relativamente bajas al inicio y al final del muestreo mientras que en los días intermedios se presentan concentraciones ligeramente altas. La concentración mínima se registró el 30 de agosto ($0.60 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y la máxima el 14 de septiembre ($2.13 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). La concentración de cadmio en *M. californianus* registrado en Punta Banda fue significativamente mayor (2.5 veces, en promedio) al observado en los mejillones de la rada del Puerto de Ensenada ($p < 0.001$).

4.2.1.4. Cromo

En Punta Banda, la concentración de cromo en *M. californianus* presenta poca variabilidad con cierta tendencia al aumento conforme se avanza en la serie de tiempo (Fig. 19). El valor mínimo se registró el 27 de agosto ($0.61 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y el máximo el 14 de septiembre ($1.20 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). En la rada del puerto se observa un poco más de variabilidad que en Punta Banda, sin embargo el comportamiento es muy irregular y no presenta tendencia alguna. El valor mínimo se registró el 2 de septiembre ($0.66 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y el máximo el 14 del mismo mes ($1.37 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). En el caso del cromo no se observan diferencias significativas entre las concentraciones de Punta Banda y las de la rada del Puerto de Ensenada.

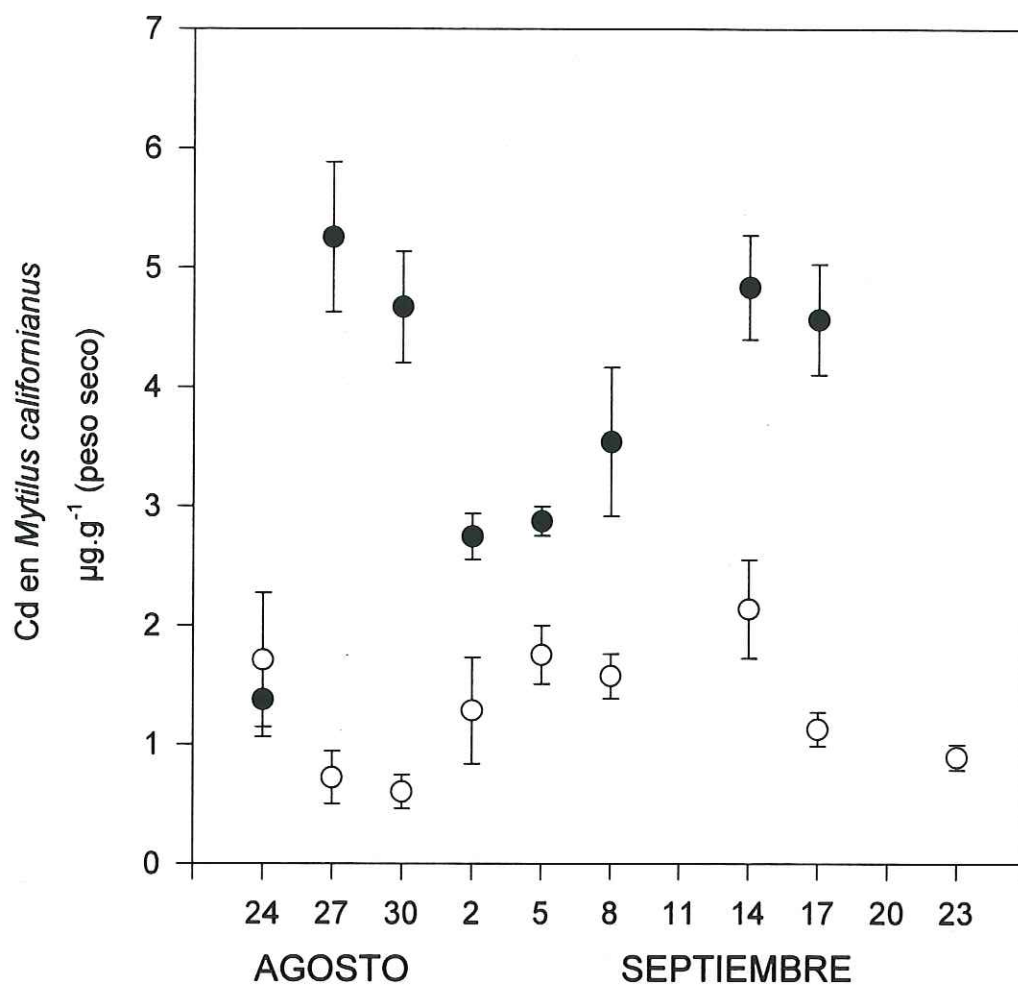


Figura 18. Variación temporal de la concentración de Cd en *M. californianus* en Punta Banda (símbolo lleno) y Rada del Puerto de Ensenada, B.C. (símbolo vacío). Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 réplicas de 15 organismos cada una.

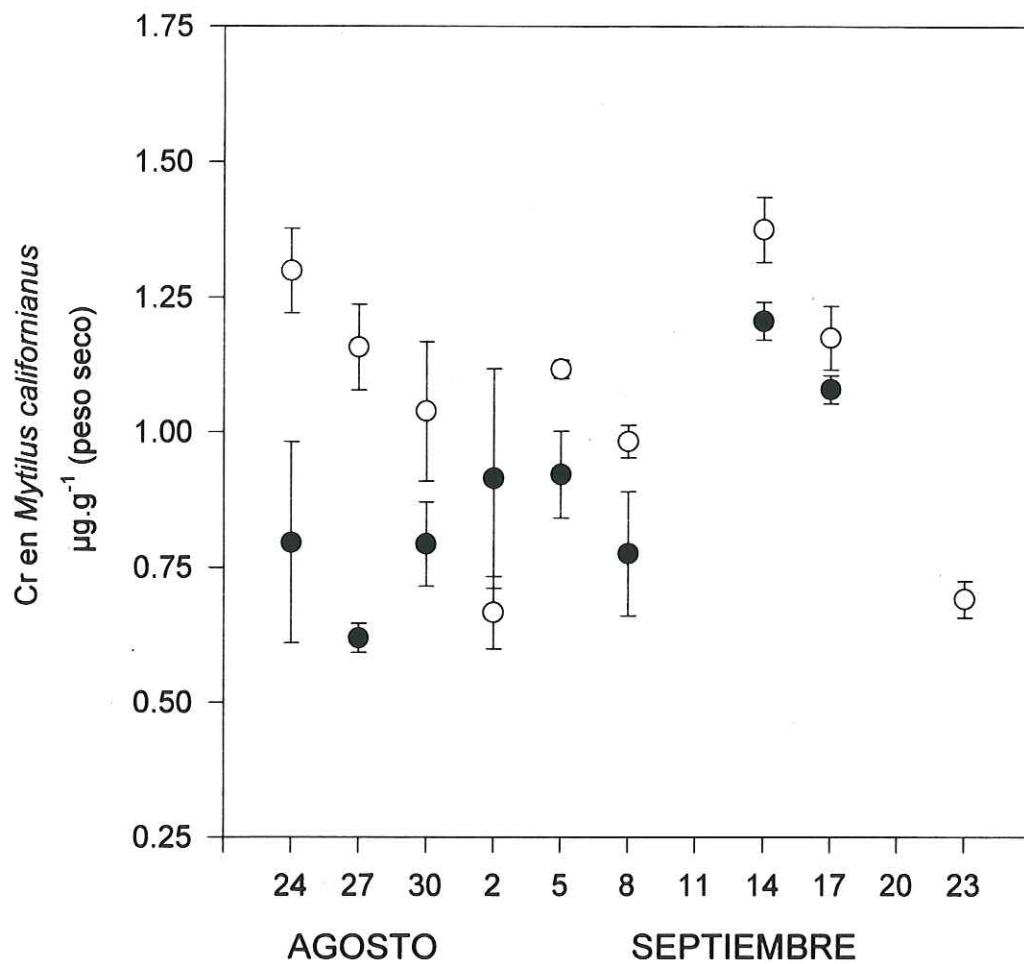


Figura 19. Variación temporal de la concentración de Cr en *M. californianus* en Punta Banda (símbolo lleno) y Rada del Puerto de Ensenada, B.C. (símbolo vacío). Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 réplicas de 15 organismos cada una.

4.2.1.5. Cobre

La concentración de cobre de *M. californianus* en Punta Banda presenta una muy ligera tendencia a disminuir del 24 de agosto al 14 de septiembre (Fig. 20). Sin embargo, todos los valores de la serie se encuentran dentro de un intervalo de variación muy estrecho ($2.19 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). La concentración mínima se registró el 14 de septiembre ($4.8 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y la máxima el 30 de agosto ($7.0 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). En la rada portuaria, al contrario de Punta Banda, se observa una ligera tendencia al aumento del 24 de agosto al 8 de septiembre, posteriormente, y también en forma muy ligera, las concentraciones disminuyen del 14 al 23 de septiembre. El valor mínimo se registró el 24 de agosto ($6.7 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y el máximo el 8 de septiembre ($9.1 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). La concentración de cobre en *Mytilus californianus* registrada en la rada del Puerto de Ensenada es significativamente mayor a la observada en Punta Banda.

4.2.1.6. Manganeseo

En general, la concentración de manganeso en *M. californianus* en Punta Banda no presenta mucha variabilidad y no se observa ninguna tendencia definida (Fig. 21). El valor mínimo se presenta el 24 de agosto ($1.7 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y el máximo el 8 de septiembre ($3.3 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). Por el contrario, en la rada del puerto se observan, de manera general, valores relativamente bajos al inicio y al final del muestreo y altos en los días intermedios. El valor mínimo se registró el 23 de septiembre ($3.5 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y el máximo el 8 de septiembre ($8.0 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). Las concentraciones de manganeso registradas en la serie de tiempo de la rada del puerto de Ensenada son significativamente ($p < 0.001$) mayores (2.8 veces, en promedio) a las de Punta Banda.

4.2.1.7. Zinc

El contenido de zinc de *Mytilus californianus* en la serie de tiempo de Punta Banda muestra la tendencia general de presentar concentraciones relativamente bajas tanto en el inicio como en el final del muestreo y niveles altos en los días intermedios

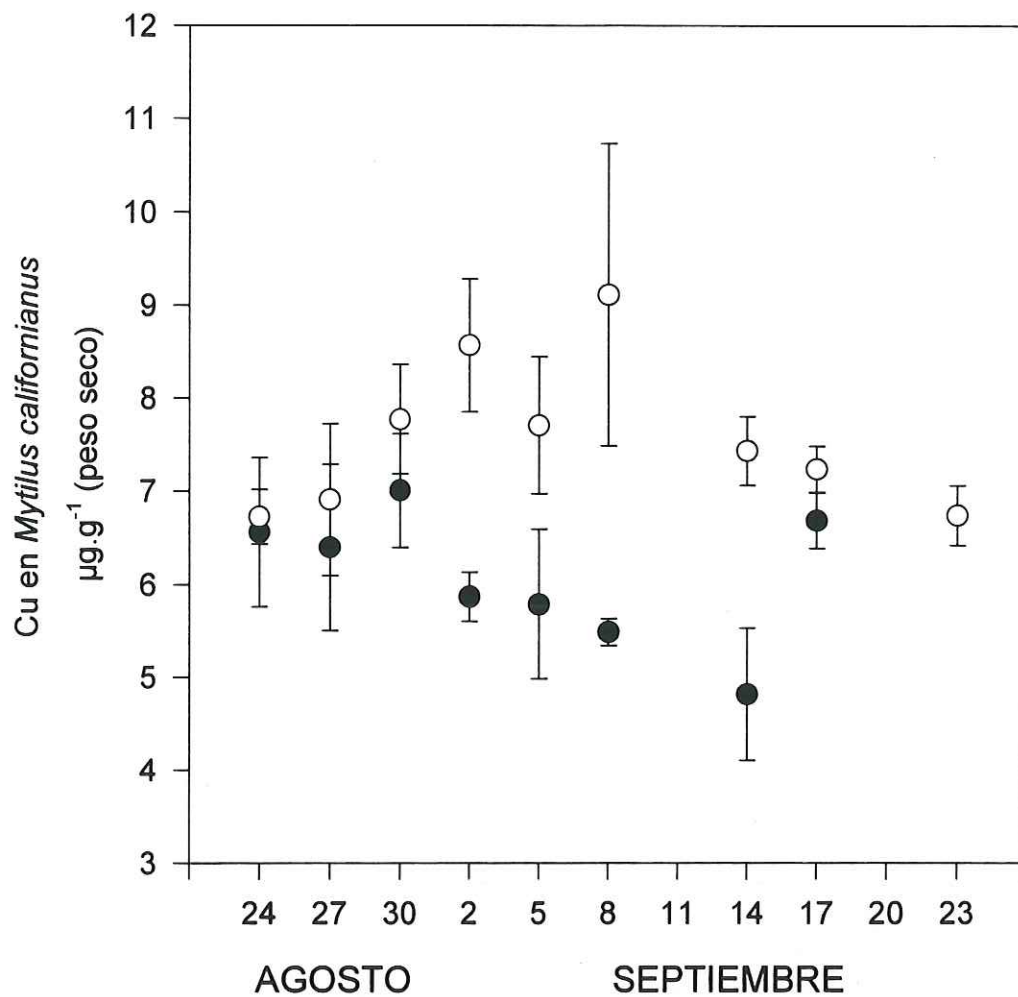


Figura 20. Variación temporal de la concentración de Cu en *M. californianus* en Punta Banda (símbolo lleno) y Rada del Puerto de Ensenada, B.C. (símbolo vacío). Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 réplicas de 15 organismos cada una.

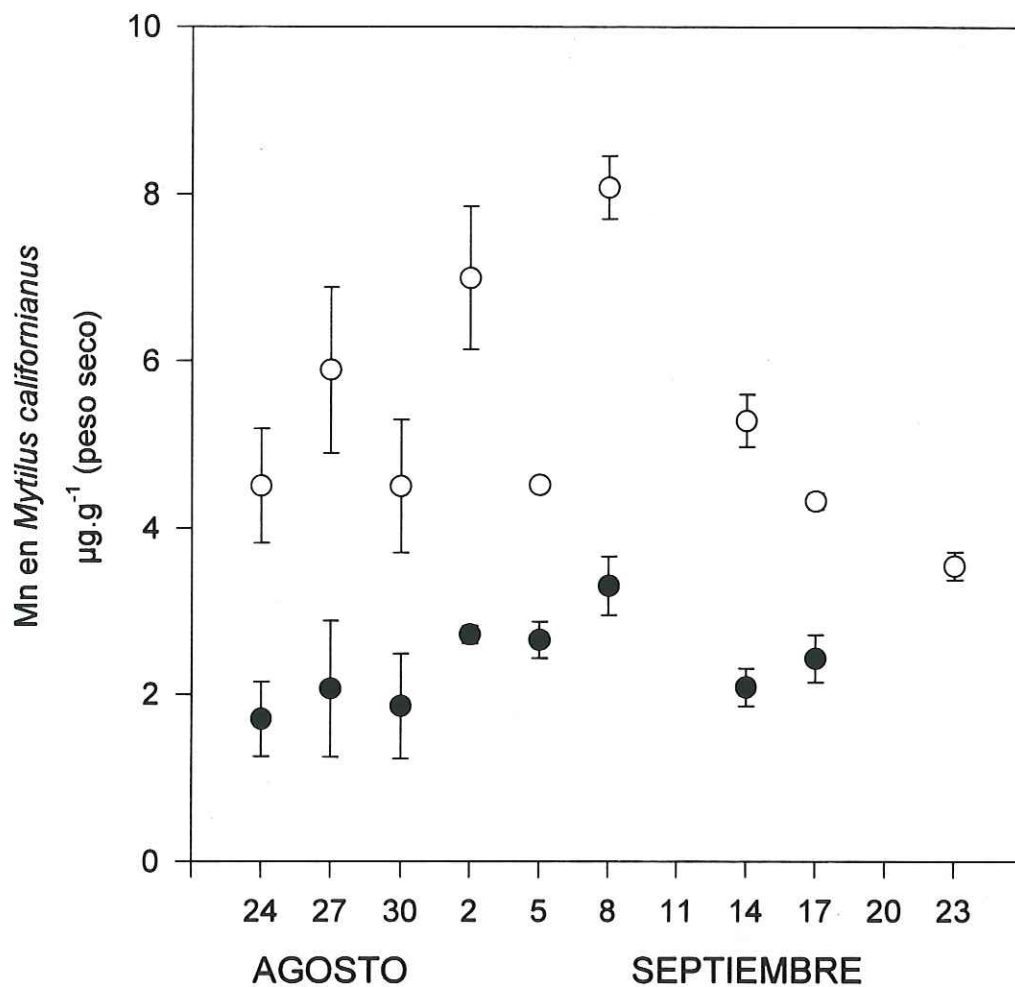


Figura 21. Variación temporal de la concentración de Mn en *M. californianus* en Punta Banda (símbolo lleno) y Rada del Puerto de Ensenada, B.C. (símbolo vacío). Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 réplicas de 15 organismos cada una.

(Fig. 22). El valor mínimo se registró el 24 de agosto ($60 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y el máximo el 8 de septiembre ($107 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). La serie de tiempo en la rada del puerto de Ensenada presenta una muy alta variabilidad y no se observa ninguna tendencia clara. El mínimo en la rada se presentó el 17 de septiembre ($66 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y el máximo el 14 de septiembre ($130 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). No hay diferencias significativas entre las concentraciones encontradas en Punta Banda y las de la rada del puerto.

4.2.2. Características Biológicas

4.2.2.1. Talla

En la serie de tiempo en Punta Banda se colectaron mejillones relativamente grandes al inicio del muestreo, más pequeños al final y de tallas intermedias en los demás días (Fig. 23). El intervalo de variación en Punta Banda fue de 48-63 mm. En la rada del puerto sucedió algo muy parecido a Punta Banda, se colectaron organismos relativamente grande al inicio del muestreo, chicos al final y de tallas medianas en los días intermedios. El intervalo de variación de la talla en la rada fue de 49-63 mm. No hay diferencias significativas entre las tallas de Punta Banda y las de la rada del Puerto de Ensenada.

4.2.2.2. Peso Húmedo

El peso húmedo de *M. californianus* en la serie de Punta Banda no muestra una tendencia clara y varía dentro de un intervalo muy estrecho, salvo por el valor que se presentó el 27 de agosto (Fig. 24). El valor mínimo se registró el 2 de septiembre (2.3 g) y el máximo el 27 de agosto (5.1 g). En la rada del puerto tampoco se observa una tendencia definida en la variación. El mínimo se presentó el 14 de septiembre (2.1 g) y el máximo el 30 de agosto (4.4 g). No hay diferencias significativas entre el peso húmedo de los organismos registrado en Punta Banda y el de la rada del puerto.

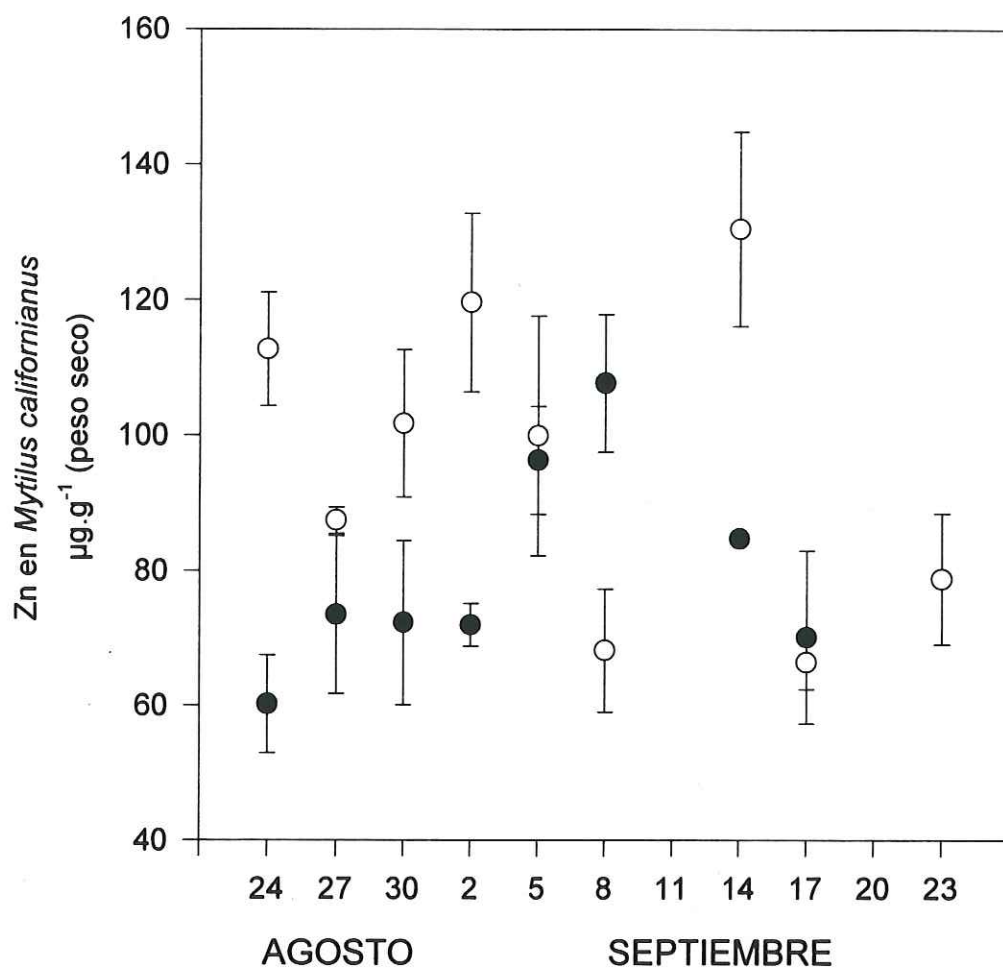


Figura 22. Variación temporal de la concentración de Zn en *M. californianus* en Punta Banda (símbolo lleno) y Rada del Puerto de Ensenada, B.C. (símbolo vacío). Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 réplicas de 15 organismos cada una.

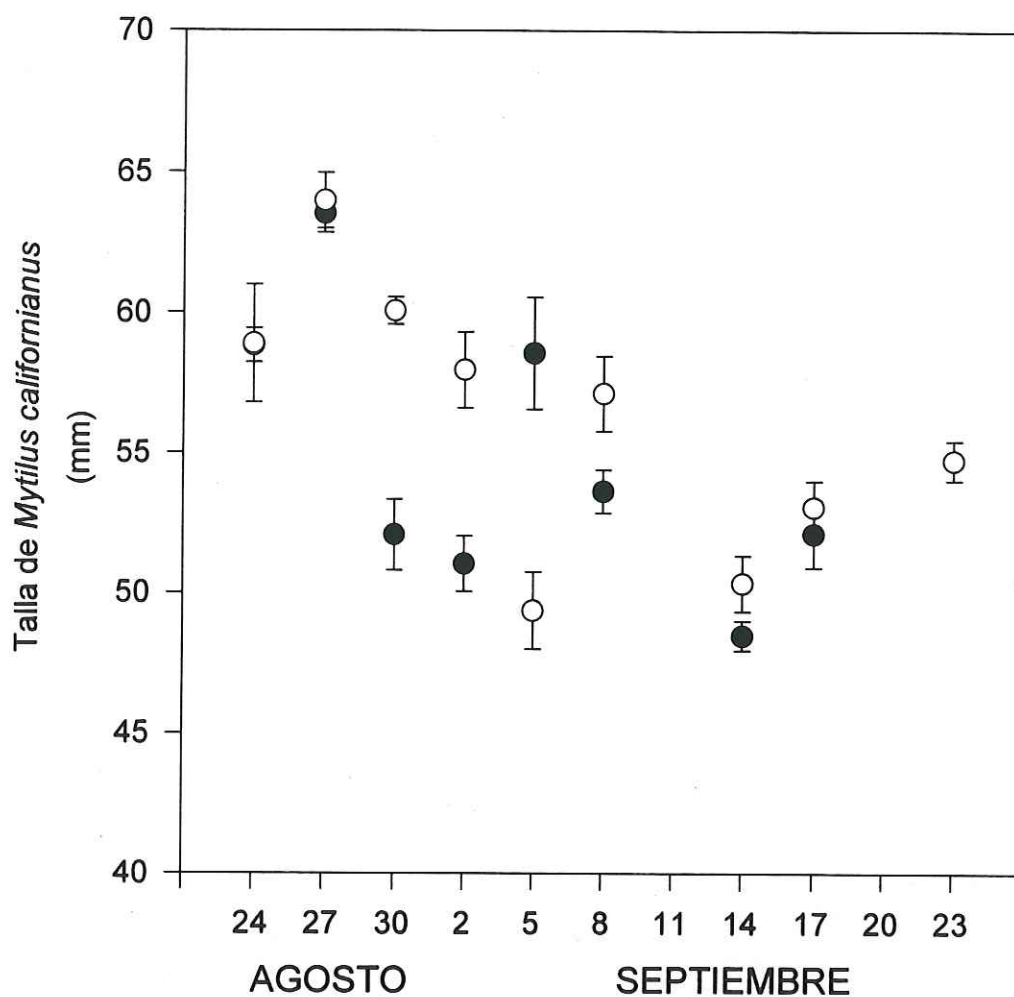


Figura 23. Variación temporal de talla de *M. californianus* en Punta Banda (símbolo lleno) y Rada del Puerto de Ensenada, B.C. (símbolo vacío). Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 réplicas de 15 organismos cada una.

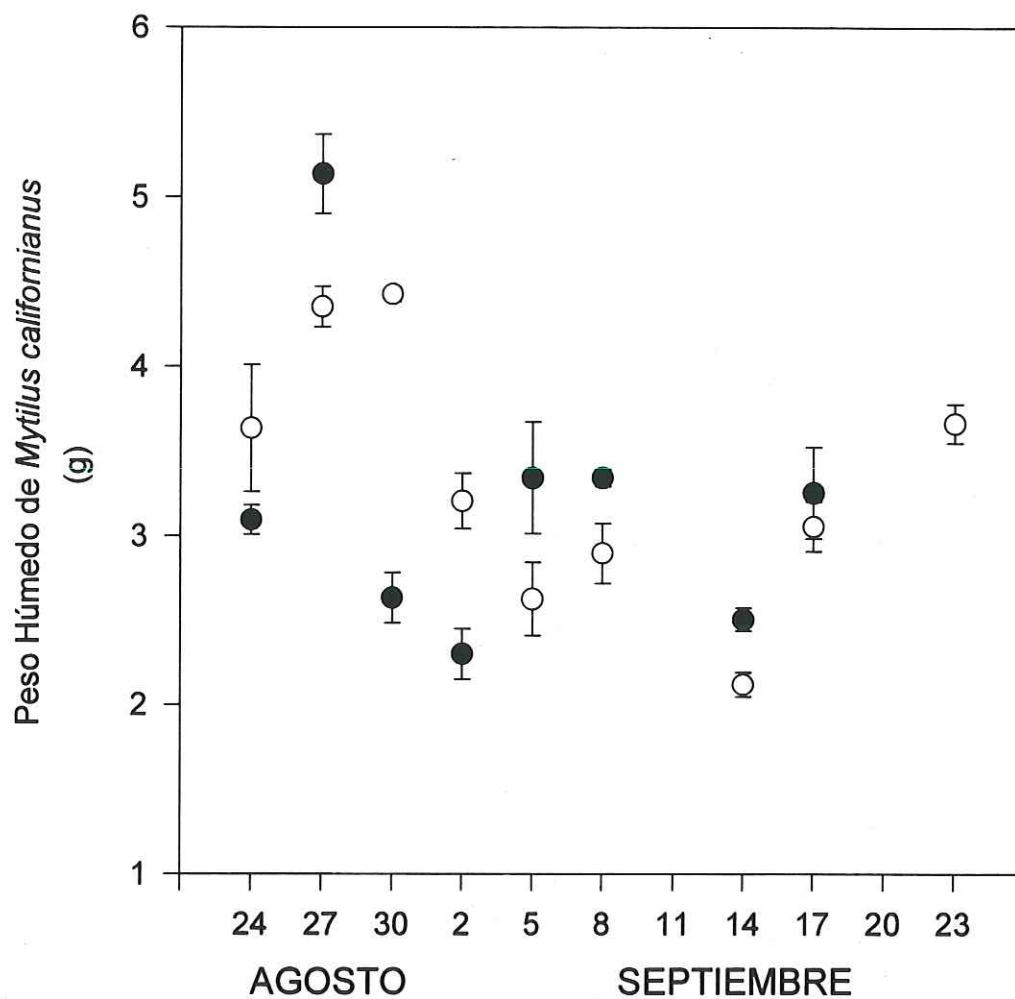


Figura 24. Variación temporal del Peso Húmedo de *M. californianus* en Punta Banda (símbolo lleno) y Rada del Puerto de Ensenada, B.C. (símbolo vacío). Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 réplicas de 15 organismos cada una.

4.2.2.3. Índice de Condición

En los organismos colectados en Punta Banda el índice de condición disminuye de 24 de agosto al 2 de septiembre a partir de donde aumenta hasta llegar al 17 de septiembre (Fig. 25). El índice de condición mínimo se registró el 2 de septiembre (17.6 mg cm^{-3}) y el máximo el 17 del mismo mes (23.0 mg cm^{-3}). En la serie de tiempo de la rada portuaria se presentó una muy alta variabilidad y no se identifica tendencia alguna. El valor máximo del índice se registró el 5 de septiembre (23.8 mg cm^{-3}) y el mínimo el 8 del mismo mes (14.2 mg cm^{-3}). No hay diferencias significativas entre el índice de condición de Punta Banda y el de la rada del Puerto de Ensenada.

4.2.2.4 Índice Gonadal

En términos generales el índice gonadal aumenta del 24 de agosto al 8 de septiembre y presenta valores relativamente bajos del 14 al 23 de septiembre (Fig. 26). El valor mínimo se registró el 24 de agosto (0.17) y el máximo el 8 de septiembre (0.40). En la rada portuaria la variabilidad del índice gonadal fue menor (con excepción del 30 de agosto) y no presenta ninguna tendencia clara. El valor mínimo se dio el 14 de septiembre (0.10) y el máximo el 30 de agosto (0.39). No hubo diferencias significativas entre el índice gonadal de Punta Banda y el de la rada del puerto.

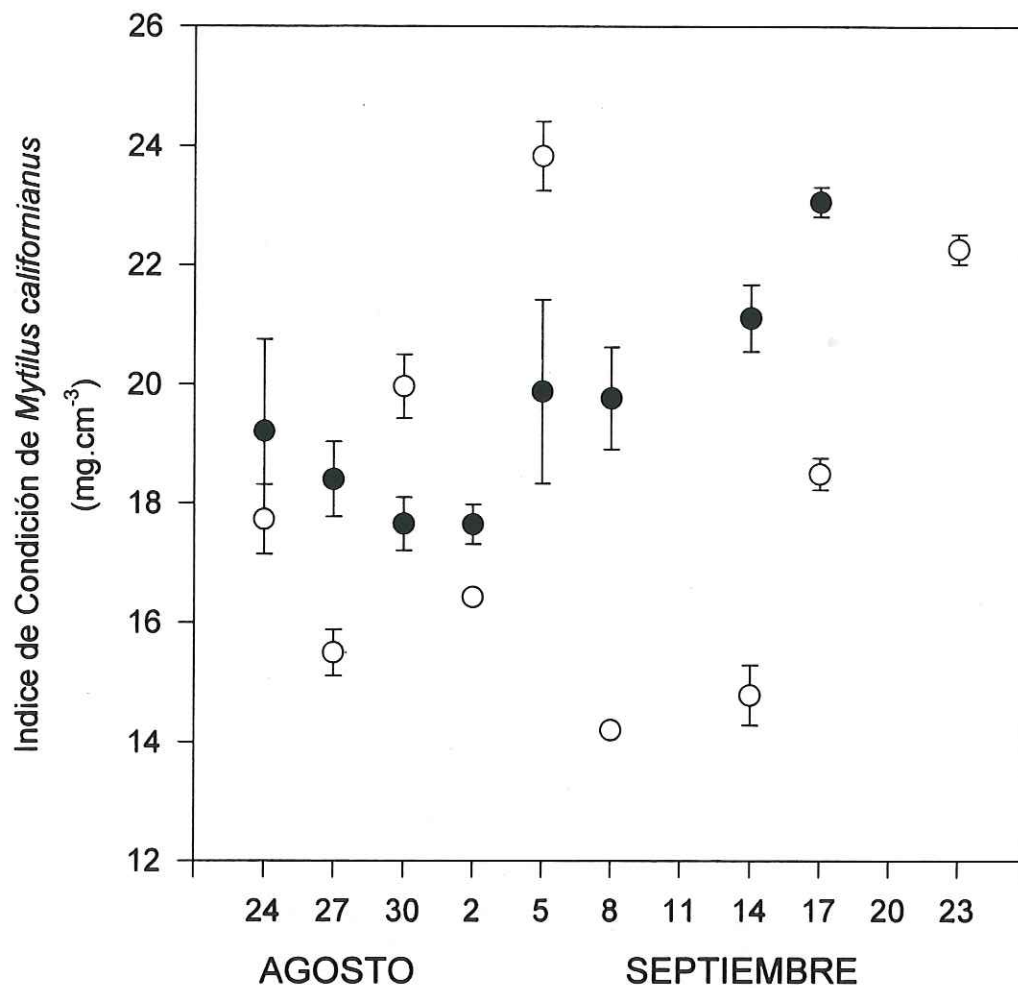


Figura 25. Variación temporal del Índice de Condición de *M. californianus* en Punta Banda (símbolo lleno) y Rada del Puerto de Ensenada, B.C. (símbolo vacío). Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 réplicas de 15 organismos cada una.

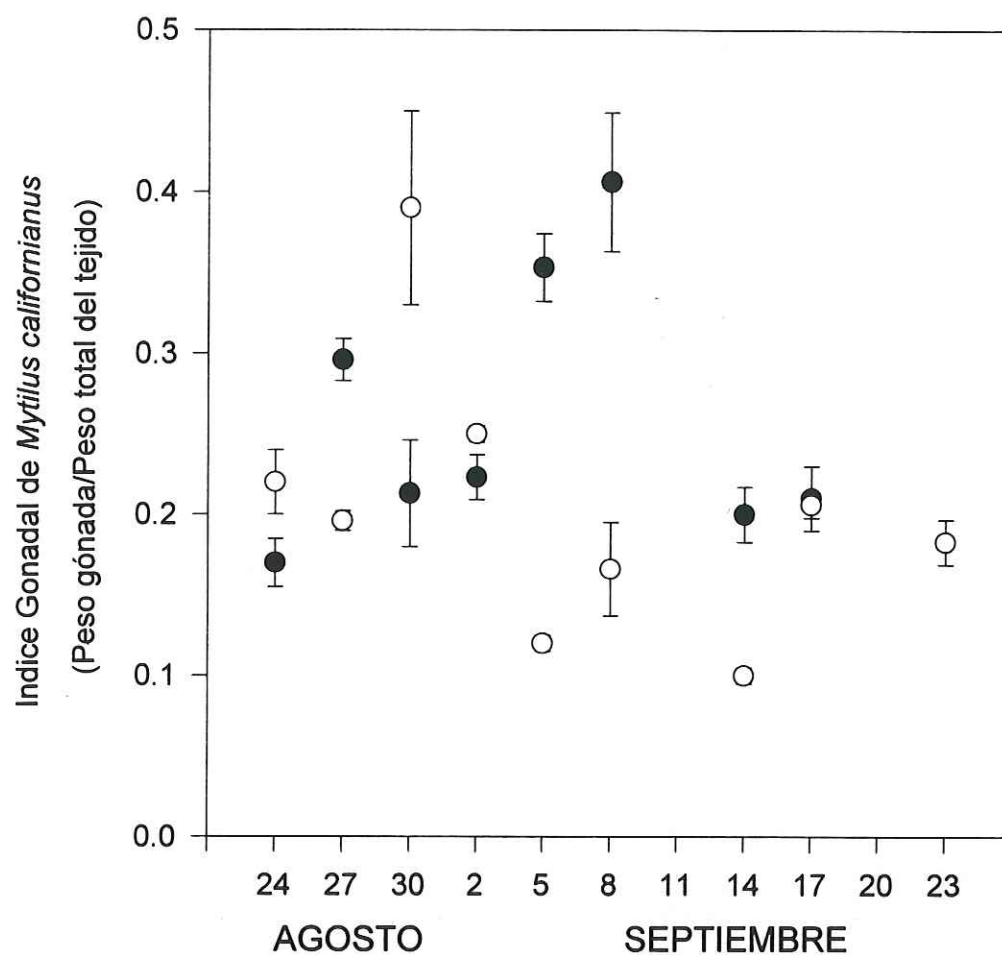


Figura 26. Variación temporal del Indice Gonadal de *M. californianus* en Punta Banda (símbolo lleno) y Rada del Puerto de Ensenada, B.C. (símbolo vacío). Las barras verticales representan ± 1 error estándar y cada punto es la media de 3 réplicas de 15 organismos cada una.

5. DISCUSION

La distribuciones espaciales de plata en *M. californianus* en febrero y julio de 1982 y febrero y julio de 1994 presentan tendencias similares (Fig. 3 a y b). Las cuatro distribuciones muestran concentraciones altas en el norte y bajas en el sur de la zona de estudio. Las concentraciones más altas se dieron invariablemente en Punta Bandera, la cual es la estación más al norte.

En estudios realizados en sedimentos (Villaescusa-Celaya, 1997), agua (Sañudo-Wilhelmy y Flegal, 1992) y organismos (Martin *et al.*, 1988; Stephenson y Leonard, 1994; Revuelta-Cortés, 1995) la plata ha sido asociada a las actividades del hombre. Por lo tanto, y a causa de la virtual ausencia de aportes naturales de plata a la zona (Sañudo y Flegal, 1992), las distribuciones obtenidas en los cuatro muestreos realizados sugieren que éstas podrían ser producto de aportes antropogénicos.

Se ha encontrado que la plata es un excelente trazador de descargas residuales. En general, la concentración decrece proporcionalmente conforme se incrementa la distancia a las descargas. Martin *et al.* (1988), reporta un gradiente de plata en *M. californianus* de norte a sur (de Imperial Beach, San Diego, USA a Punta Abreojos, Baja California Sur) y las concentraciones altas en el norte las atribuye a descargas municipales. Sañudo-Wilhelmy y Flegal (1992), en un estudio realizado de la frontera México-EUA a San Quintín, B.C., encontraron que la concentración de plata en las aguas cercanas a la costa (<100 m) presenta un gradiente norte a sur. Los mismos autores realizaron un balance de masas y sus resultados muestran que el flujo completo de plata en la zona pudo ser derivado de la descarga de aguas residuales de Punta Loma, San Diego. Además, calculan razones Pb/Ag y determinan que las características de esta razón sugieren que la mayoría de la plata encontrada en su estudio proviene, principalmente, de la descarga de aguas residuales en Punta Loma, San Diego y no de la descarga de aguas residuales de Tijuana, B.C. en Punta Bandera.

La salinidad de las aguas estuarinas y marinas afecta en mucho el comportamiento químico de la plata. Modelos de especiación muestran que fuertes complejos con el cloro (AgCl° , AgCl_2^- , AgCl_3^{2-} , AgCl_4^{3-}) son las formas químicas más abundantes. Estas especies favorecen la solubilidad de la plata por lo que en lugar de precipitar en estuarios y ambientes marinos, o permanecer en la forma en que entra, la complejación con cloro favorece la retención de al menos algo de plata en forma disuelta (Luoma *et al.*, 1995). Lo anterior, junto con el hecho de que frente a las costas de Baja California se presenta un giro que divide en dos al Sistema de la Corriente de California (Dorman y Palmer, 1981) y una de esas partes fluye hacia el sur a lo largo de las costas de Baja California, podría favorecer el transporte de la plata disuelta produciendo el gradiente de concentración observado en los organismos.

La fuente más importante de plata a la Cuenca del Sur de California son las descargas municipales (Schafer, 1976). Sañudo-Wilhelmy y Flegal (1992), indican que la descarga antropogénica de Punta Loma, San Diego, es la fuente primaria de plata en estas aguas costeras y además señalan que la influencia de la descarga se extiende hasta 250 km. al sur de la frontera. La importancia de la descarga de Punta Loma es tal que ahí es donde se han registrado, históricamente, los más altos niveles de plata en mejillones de la costa este de E.U.A. (Stephenson y Leonard, 1994).

En los cuatro muestreos la plata presentó correlaciones negativas significativas ($p < 0.05$) con la Distancia a Zona de Influencia Antropogénica Considerable (DAZIAC) (Tablas I, II, III y IV). Esto indica que las concentraciones de plata en *M. californianus* disminuyeron conforme aumentada la DAZIAC. Este tipo de correlaciones han sido reportadas en otros trabajos y se atribuyen a la dilución y remoción de la plata conforme aumenta la distancia a su fuente (Stephenson *et al.*, 1979; Martin *et al.*, 1988; Sañudo-Wilhelmy y Flegal, 1992).

En base a que las concentraciones de metales en *M. californianus* pueden presentar una alta variabilidad (Boalch *et al.*, 1981), se podría argumentar que los gradientes observados en este trabajo son características efímeras que podrían desaparecer en un intervalo de tiempo relativamente corto. La serie de tiempo de plata

en *M. californianus* (Fig. 16), presenta la variabilidad a lo largo de un mes en un lugar limpio (Punta Banda) y en otro influenciado antropogénicamente (Rada portuaria). La escasa variabilidad de plata (0.05 a $0.27 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) en Punta Banda sugiere que las concentraciones relativamente bajas encontradas en las estaciones del sur durante los cuatro muestreos espaciales, pueden ser características permanentes y propias de la variación espacial. La diferencia significativas ($p < 0.05$) entre las concentraciones de Punta Banda y la Rada Portuaria en la serie de tiempo y el hecho de que las concentraciones altas de la serie de tiempo en la Rada Portuaria sean del mismo orden de magnitud (0.64 a $1.69 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) que las de las estaciones del norte en los muestreos espaciales, sugieren que las altas concentraciones en el norte también pueden ser características permanentes de la variación espacial.

En general, las concentraciones de plata de *M. californianus* durante los muestreos de 1982 fueron significativamente menores a los de 1994 ($p < 0.05$). Sin embargo, con sólo dos puntos en el tiempo no se puede demostrar que el aumento de 1982 a 1994 fue gradual. Esta tendencia al aumento es opuesta a lo encontrado por Stephenson y Leonard (1994), quienes al analizar datos de plata en mejillones de 20 estaciones de California, encontraron que de 1977 a 1990 10 estaciones (50%) presentan tendencias a la baja, una estación registró incremento (de las más cercanas a la frontera con México) y las restantes (45%) no presentan tendencias. Argumentan que la disminución se debe al descenso de los aportes vía descargas residuales.

Las concentraciones altas de Ag en mejillones encontradas en Punta Bandera tanto en 1982 como en 1994 (0.6 - $1.6 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) son ligeramente más altas a las reportadas por Stephenson y Leonard (1994) para un lugar cercano a la bahía de San Francisco (0.5 - $0.7 \mu\text{g g}^{-1}$). Sin embargo, son mucho menores a las registradas cerca de Punta Loma en 1988 por Martin *et al* ($60 \mu\text{g g}^{-1}$). Los niveles bajos encontrados en San Quintín son similares a los reportados Stephenson y Leonard (1994) para lugares limpios de California como Bodega Head (0.10 - $0.25 \mu\text{g g}^{-1}$) y Montaña del Oro (0.05 - $0.25 \mu\text{g g}^{-1}$).

La concentración de plomo en agua de mar (Patterson *et al.*, 1976; Bruland, K.W., 1983; Boyle *et al.*, 1994), sedimentos (Villaescusa-Celaya, 1997) y organismos (Chow *et al.*, 1976; Stephenson y Leonard, 1994) se encuentra, al igual que la de la plata, estrechamente vinculada con las actividades del hombre. El plomo ingresa al ambiente marino predominantemente vía atmosférica y la plata que lo hace vía aguas residuales. Sin embargo, a pesar de sus diferentes vías de acceso, el tener una fuente común y similitudes biogeoquímicas podría producir la covariación observada en este trabajo.

Las concentraciones de plomo y plata en *M. californianus* (Fig. 3 y 9, respectivamente) presentaron correlaciones positivas significativas ($p < 0.05$) en tres de los cuatro muestreo realizados. En julio de 1994 se presentó una correlación considerable ($r = 0.510$) pero no significativa (Tablas I, II, III y IV). Sañudo y Flegal (1992), encontraron correlaciones significativas entre plata y plomo en agua de mar para la misma zona y afirman que esta covarianza es consistente con las similitudes que en cuanto a sus orígenes antropogénicos y afinidad que por el plancton tienen la plata y el plomo. Es decir, las distribuciones espaciales estuvieron reguladas por aportes antropogénicos y procesos de remoción biológica similares.

El plomo presentó correlaciones negativas significativas ($p < 0.05$) con DAZIAC. Esto significa que conforme aumentaba DAZIAC la concentración del Pb en *M. californianus* disminuía. Este tipo de correlaciones han sido reportadas en otros trabajos y se atribuyen a la dilución y remoción de la plomo conforme aumenta la distancia a su fuente. Sañudo y Flegal (1994), en un estudio realizado en la misma zona en que se realizó el presente trabajo, encontraron un gradiente de Pb en agua de mar similar al observado en los mejillones de este estudio. Este gradiente lo atribuyen, parcialmente, a un flujo neto hacia el sur de las corrientes superficiales de la Cuenca del Sur de California durante sus muestreos. En este mismo trabajo y en base a razones isotópicas, indican que el plomo en agua de mar transportado hacia el sur es una combinación de aportes locales de Pb industrial de Estados Unidos y Pb industrial mexicano. Schulz-Baldes (1974), señala que la asimilación de Pb en mejillones es una función lineal de la concentración de Pb en el medio por lo que podría ser usado

provechosamente como organismo indicador del grado de contaminación por plomo en el ambiente marino.

Todo lo anterior sugiere que los gradientes de concentración de Pb en mejillones son consecuencia de la concentración de plomo en el agua de mar la cual es a su vez consecuencia de aportes antropogénicos combinados de México y Estados Unidos.

Es importante resaltar que los gradientes norte-sur que presentan las concentraciones Ag y Pb en *M. californianus* son consistentes con gradientes de los mismos metales en agua de mar reportados por Sañudo-Wilemsky y Flegal (1992 y 1994) para la misma zona de estudio. Lo anterior sugiere que los mejillones podrían, efectivamente, estar reflejando la concentración de los metales en el medio.

Las concentraciones de plomo en *M. Californianus* registradas durante los muestreos de 1982 fueron significativamente más altas a las de 1994 ($p < 0.05$). Lo anterior está de acuerdo con lo encontrado por Stephenson y Leonard (1994) quienes analizando datos de concentración de plomo en *M. californianus* de 20 lugares de California, encontraron que de 1977 a 1990 el plomo había disminuido en 8 lugares (6 de los cuales se encuentran en el sur de California).

Históricamente, los altos niveles de plomo en estas aguas se debían a barcos y vehículos que usaban gasolina con plomo así como al escurrimiento urbano. A partir de la implementación de la gasolina sin plomo los aportes a bahías por escurrimientos y derrames ha disminuido. El escurrimiento terrestre transportaba grandes cantidades de plomo a la zona costera, este disminuyó a una sexta parte de 1971 a 1980 (Young *et al.* 1981). La carga de plomo de la descarga de Punta Loma ha disminuido en un 88% de 1977 a 1990 (Stephenson y Leonard, 1994). Todos estos factores se reflejan en la diferencia de concentraciones entre 1982 y 1994 y son muy probablemente la causa de la disminución de la concentración de plomo en *M. californianus* registrada en este trabajo. Lauenstein *et al.* (1990), detectaron tendencias de largo periodo comparando datos del "National Status and Trends Program" de 1986 a 1988 con

datos de plomo en mejillones colectados de 1976 a 1978 por un programa de monitoreo previo (Goldberg *et al.*, 1983). Cincuenta lugares de colecta fueron comunes en ambos programas, y en 39 de ellos las concentraciones fueron mayores en los años setenta. El sentido del cambio indica una tendencia a la disminución la cual fue atribuida a la eliminación del plomo en las gasolinas.

Las más alta concentración de Pb registrada en este trabajo, la cual se presentó en Punta Bandera en febrero de 1982 ($2.67 \mu\text{g g}^{-1}$), es considerablemente menor a lo reportado por Chow *et al* (1976) para el muelle de Scripps en San Diego ($6.2\text{-}11.0 \mu\text{g g}^{-1}$) y para Oceanside ($4.8\text{-}9.9 \mu\text{g g}^{-1}$) ambas localidades en California E.U.A; sin embargo, es mayor a la media ($0.6 \mu\text{g g}^{-1}$) reportada por Lares-Reyes (1995), en una serie de tiempo realizada en un lugar relativamente limpio de la costa occidental de Canada.

Para establecer límites máximos permisibles de concentración de metales traza en moluscos para consumo humano, la Administración de Alimentos y Drogas de Estados Unidos (FDA por sus siglas en inglés) establece algunas consideraciones. Se supone que el molusco es la única fuente del metal para el consumidor. Si se está expuesto a alguna otra fuente del metal se deben realizar ajustes en el límite. Se supone también (en base a estadísticas), un consumo de 15 g de molusco por persona por día. De acuerdo a la FDA (<http://www.fda.gov/>), el consumo diario tolerable de plomo por persona por día es de 25 μg . Por lo tanto, el el consumo diario tolerable de plomo por persona por día dividido entre el peso promedio de consumo de molusco por persona por día ($25 \mu\text{g}/15 \text{ g}=1.7 \mu\text{g g}^{-1}$) nos proporciona un límite máximo permisible de Pb en moluscos de $1.7 \mu\text{g g}^{-1}$ peso húmedo ($\sim 9.92 \mu\text{g g}^{-1}$ peso seco). Ninguna de las concentraciones detectadas de este trabajo excedió este límite.

La distribuciones espaciales de cadmio en *M. californianus* presentan gradientes sur a norte bien definidos en tres de los cuatro muestreos (febrero y Julio de 1982 y julio de 1994) (Fig 5 a y b). Estas distribuciones correlacionan significativamente (en algunos muestreos) en forma inversa con las observadas en plata y plomo (Tablas I, II, III, y IV). Lo anterior sugiere que los procesos que controlan

al cadmio no son los mismos involucrados en el control de la plata y el plomo. Estas desigualdades ya han sido observadas anteriormente. Sañudo-Wilhelmy (1991), indica que las diferencias entre el Pb y el Cd son debidas principalmente a que los procesos que afectan la distribución del Cd son diferentes a los del Pb. Mientras que la distribución de Pb en el océano está controlada por aportes atmosféricos la del Cd lo está por surgencia y advección.

El ciclo biogeoquímico del cadmio en los océanos está estrechamente ligado con el de la materia orgánica. La distribución oceánica del cadmio está dominada por su involucramiento en un ciclo de regeneración similar al de los fosfatos y nitratos, la concentraciones máximas del cadmio corresponden espacialmente con los máximos de estos nutrientes (Bruland, 1983). Stephenson *et al.* (1979), al medir cadmio en *M. californianus* en las costas de California, E.U., encontraron patrones de distribución que no pudieron ser atribuidos a aportes antropogénicos. Los valores más altos observados fueron de 10 a 13 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.s., en las isla San Miguel y Santa Bárbara. Los autores mencionan que a causa de que el cadmio tiene perfiles verticales tipo nutriente, las surgencias pueden llevar cantidades elevadas de este elemento a las aguas superficiales y esto resultar en altos niveles de cadmio en los mejillones. Apoyando lo anterior se puede mencionar que estos organismos pueden responder a incrementos en la concentración de Cd en el agua que les rodea con incrementos en la concentración de Cd en sus tejidos (Ouellette, 1981). También se ha demostrado que *M. edulis* puede acumular Cd linealmente con respecto al tiempo (Riisgard *et al.*, 1987).

En Baja California grandes cantidades de cadmio son llevadas a las aguas superficiales por los eventos de surgencia (Martin *et al.*, 1976). Cuando esto sucede, afirman, se presentan florecimientos fitoplanctónicos por la abundancia de nutrientes y una porción de este fitoplancton permanece en la capa de mezcla el tiempo suficiente para asimilar parte del cadmio presente. Los mejillones al alimentarse del fitoplancto podrian, indirectamente, asimilar el cadmio dispuesto por la surgencia. Algunos estudios han demostrado que la asimilación de cadmio a través de la comida es bajo (Janssen y Scholz, 1979); sin embargo, los organismos también pueden asimilar el Cd

disuelto (Lares-Reyes, 1988). Ouellette (1981), encontró altas concentraciones de Cd en *M. californianus* ($18.5 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) en Monterey, California y las relacionó con la surgencia. Asimismo, Segovia-Zavala (1994) encuentra que las aguas costeras del norte de Baja California se encuentran enriquecidas con cadmio hasta 5 veces con respecto a estaciones 50 km mar adentro. El mismo autor indica que la consistencia del comportamiento de la concentración de cadmio con las variables conservadoras y no conservadoras, sugiere que éste está controlado por procesos físicos y biológicos como son la surgencia y la fotosíntesis. Además, mediante un modelo de balance de masas afirma que de la totalidad del Cd en las aguas costeras del noroccidente de Baja California, el 56.3% es aportado por el fenómeno de surgencia.

Amador-Buenrostro (1978) indica que los índices de cartas meteorológicas (Bakun) reportados para la costa noroccidental de Baja California son apropiados como aproximación de la variabilidad de surgencias detectadas en Punta Colonet, lugar situado muy cerca de la estación de muestreo Piedra Blanca.

La variación anual de los promedios mensuales de los Índices de Bakun de 1982 y 1994 son muy similares (Fig. 27 a). Ambas distribuciones temporales nos muestran que las surgencias son más intensas en julio que en febrero. Además, la figura 27 (b) sugiere que de 1982 a 1994 (con excepción de 1984 y 1990) las surgencias han sido, consistentemente, más intensas en julio que en febrero. De acuerdo a todo lo anterior y tomando en cuenta que se han encontrado correlaciones entre la concentración de Cd en *M. californianus* y las variables indicadoras (incluyendo al Cd disuelto; Lares-Reyes, 1995) de surgencias (Lares-Reyes, 1988; Revuelta-Cortés, 1995), los niveles de cadmio en los organismos deben ser mayores en julio y menores en febrero.

En general, las concentraciones de Cd en *M. californianus* fueron significativamente ($p < 0.05$) mayores en julio en ambos años, lo cual está de acuerdo con lo anteriormente expuesto, por lo que las diferencias entre febrero y julio podrían ser atribuidas a la intensidad de la surgencia.

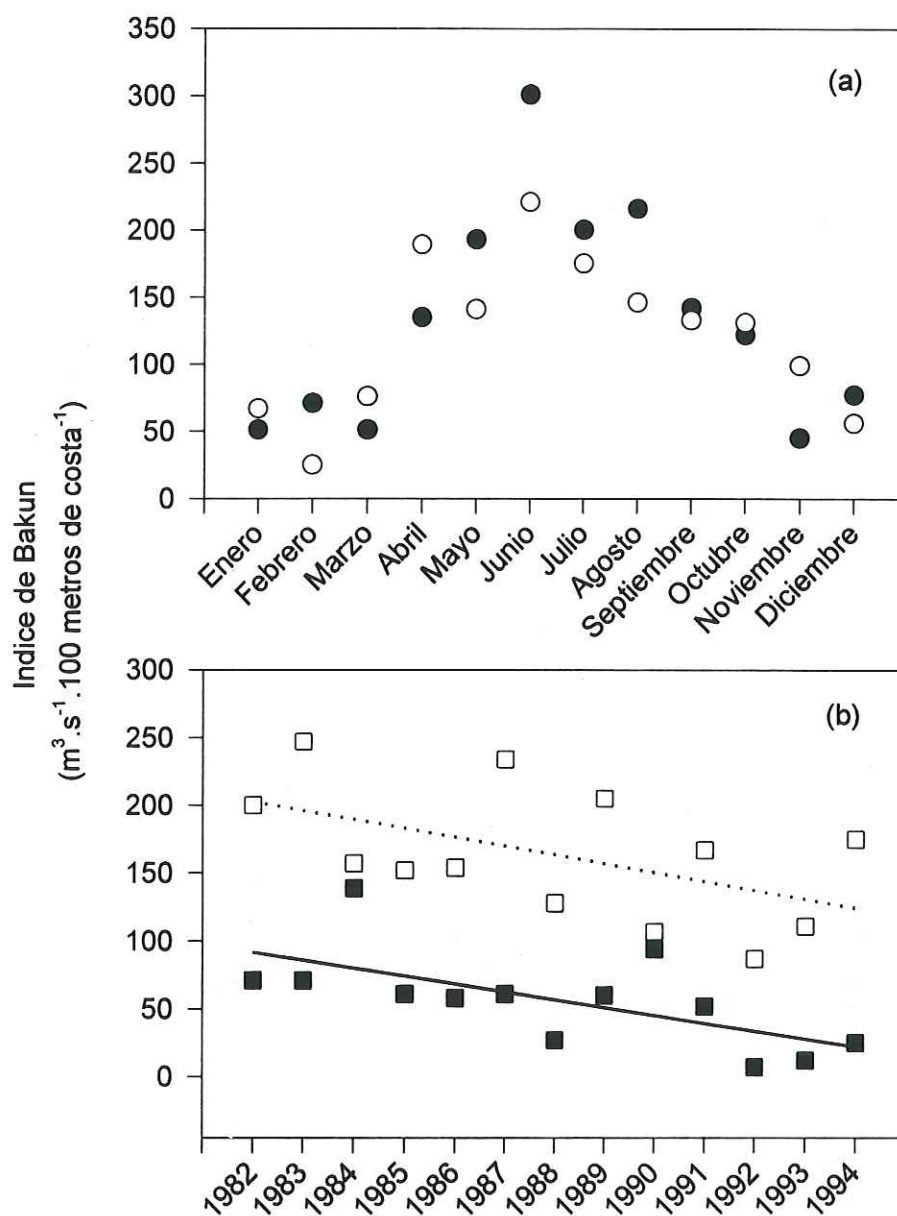


Figura 27. Índice de Bakun. a) Promedios mensuales de 1982 (círculo lleno) y 1994 (círculo vacío). b) Variación de largo periodo de febrero (cuadro lleno) y julio (cuadro vacío). (Tomado de Pacific Fisheries Environmental Group, <http://www.pfeg.noaa.gov>, 1997).

Comparando julio con julio y febrero con febrero la concentración de Cd en *M. californianus* es significativamente más alta en 1982 que en 1994. Esto coincide con lo observado en la figura 27 b, donde se puede ver que el índice de surgencia tanto en febrero como en julio muestra una tendencia a disminuir de 1982 a 1994. La tendencias no son estadísticamente significativas y algunos valores sesgan las distribuciones, sin embargo, son observables y podrían ser la causa de tales diferencias.

Explicar los gradientes espaciales de cadmio antes mencionados en base a la surgencia es imposible debido a la falta de datos que pudieran evidenciar un gradiente similar en la intensidad de ésta última. Lo que se podría argumentar es que las surgencias son más intensas en el sur de la zona de estudio, sin embargo la falta de evidencias para soportar esto no permite tal afirmación.

Las concentraciones altas de Cd en organismos en las aguas de Baja California ya se han reportado en otras ocasiones. Martin y Broenkow (1975), encontraron que diatomeas en un área de surgencia (temperatura del agua de 14.3 °C) en Baja California tuvieron concentraciones de Cd de hasta 16.5 $\mu\text{g g}^{-1}$, mientras que en muestras de 23 estaciones de la Bahía de Monterey, California (temperatura del agua de 9.8 a 13.7 °C) la concentración más alta de Cd en diatomeas fue de 4.8 $\mu\text{g g}^{-1}$. Los mismos autores encontraron que muestras de copépodos de Baja California tenían concentraciones de hasta 15.2 $\mu\text{g g}^{-1}$ mientras que en los copépodos en la bahía de Monterey la máxima concentración fue de 6.0 $\mu\text{g g}^{-1}$. Como dato aislado, Martin *et al.* (1976), reporta un valor anómalo (alto) de Cd en agua de mar en una estación 100 km mar adentro frente a San Quintín.

Los gradientes y las diferencias temporales observadas en este trabajo podrían carecer de validez debido a la variabilidad de corto periodo que se observa en la concentración de Cd en *M. californianus* (Lares-Reyes, 1988). Sin embargo, los gradientes sur a norte parecen ser una característica permanente. En tres de los cuatro muestreos analizados en este trabajo se presenta la tendencia mencionada y entre algunos de estos muestreos hay 12 años de separación en el tiempo lo cual

habla de la consistencia de los procesos que controlan el Cd en los organismos. Además, en 1982 se realizaron muestreos no solamente en febrero y julio sino también en abril y septiembre (datos no incluidos en este trabajo). En estos dos últimos meses también se presentaron los gradientes sur a norte lo cual apoya aún mas la persistencia de los procesos.

En la serie de tiempo la concentración de Cd en *M. californianus* en la Rada Portuaria varió entre 0.6 y 2.1 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.s. y en Punta Banda entre 1.3 y 5.2 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.s. (Fig. 18). El intervalo de variación (diferencia entre máximo y mínimo) más grande es el de Punta Banda (3.9 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.s.); sin embargo, no es comparable con los intervalos de variación de las distribuciones espaciales de julio de 1982 (11.23 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y julio de 1994 (9.49 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). Lo anterior sugiere que las variaciones de corto periodo en una zona de surgencias (Punta Banda) no son tan amplias como para producir características efímeras que pudieran provocar malas interpretaciones de las variaciones espaciales. Es decir, las características espaciales de la concentración de Cd en *Mytilus californianus* podrian ser propias de las variaciones espaciales y no de variaciones de corto periodo.

Lares-Reyes (1988), en una serie de tiempo en verano en San Quintín encontró durante un evento de surgencia que la concentración de Cd en *M. californianus* varió en el intervalo de 10.6 a 15.9 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.s. y en otra serie de tiempo similar en Columbia Británica, Canadá, registró un intervalo de variación de 4.3 a 9.5 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.s. (Lares-Reyes, 1995). Lo estrecho de los intervalos de variación de este trabajo sugiere que tampoco podrian provocar malas interpretaciones de las variaciones espaciales.

La variación de corto periodo de Cd en *M. californianus* presenta valores significativamente más altos ($p < 0.05$) en Punta Banda (estación limpia) que en la Rada del puerto (estación contaminada) (Fig. 18). Es conocido que Punta Banda es una zona expuesta en la que se presentan surgencias de débiles a intensas en la misma época de año del muestreo (González-Morales y Gaxiola-Castro, 1991). Las aguas de surgencia que afloran en Punta Banda tardan 5 días en llegar a las partes más

internas de Bahía Todos Santos por lo que cuando lo hacen los nutrientes ya han sido consumidos parcialmente por el fitoplancton (Millán-Núñez *et al.*, 1981). Lo mismo puede suceder con el Cd, el agua de surgencia en Punta Banda, rica en cadmio, en su camino hacia la rada del Puerto (interior de Bahía Todos Santos) puede disminuir su concentración del metal por remoción biológica por lo que cuando llega a la rada ya se encuentra empobrecida. Lo anterior, aunque es una mera conjetura, podría explicar las diferencias en la concentración de cadmio entre mejillones de Punta Banda y la Rada Portuaria.

Haciendo las mismas suposiciones que en el caso del Pb y tomando en cuenta el consumo diario tolerable de Cd propuesto por la FDA de 55 μg por día por persona, el límite máximo permisible de concentración de Cd en moluscos para consumo humano es 3.7 $\mu\text{g g}^{-1}$ peso húmedo ($\sim 21.6 \mu\text{g g}^{-1}$ peso seco). Ninguna o de las concentraciones encontradas en este trabajo excedió este límite.

Se ha encontrado que las variaciones en la concentración de Cd en *Mytilus edulis* debidas a factores externos tales como temperatura, salinidad, posición en la columna de agua y condición del organismo pueden ser eliminadas relacionando el peso de la concha con el contenido de Cd en el mejillón. El uso de este índice (Concentración de Cd en tejido blando/peso de la concha) elimina los efectos de los factores externos mencionados los cuales no están relacionados con la concentración de Cd en el ambiente (Fisher, 1983). Cuando las conchas están muy dañadas el peso de éstas no es confiable y por lo tanto el índice tampoco. En estos casos se puede usar otro tipo de normalización. Lobel *et al.* (1991), propone una normalización que involucra el producto de la concentración de metal en el organismo por el índice de condición.

En un experimento para evaluar la capacidad de *M. californianus* como indicador de Cd y Pb en el ambiente marino, Lares-Reyes (1995) aplicó a sus datos las normalizaciones propuestas por Fisher (1983) y Lobel *et al.* (1991) y encontró una correlación significativa entre ambos índices ($r=0.915$, $p<0.001$ para Cd y $r=0.937$, $p<0.001$ para Pb). El mismo autor indica que las altas correlaciones, junto con el

hecho de que la variabilidad de sus datos disminuyó, sugieren que ambas normalizaciones (concentración de met./peso de concha y concentración de met.*índice de condición) reducen el efecto del estado nutricional de los mejillones y pueden ser usadas de forma equivalente .

En base a lo anterior, en este trabajo se propone una forma de determinar si los factores externos y la condición del organismo son importantes en la variabilidad espacial y temporal de la concentración de metales en *M. californianus*. La forma propuesta es correlacionar la concentración del metal en el mejillón con la concentración del metal normalizada por el índice de condición. De esta manera, si la correlación es alta quiere decir que los factores externos y la condición del organismo no afectan de manera importante la variabilidad del metal en cuestión. Por otro lado, si la correlación es baja quiere decir que los factores externos y la condición del organismo si afectan de manera determinante la variabilidad del metal.

En la figura 28 se presentan correlaciones entre la concentración de metal en tejido blando y la concentración de metal en tejido blando normalizado por índice de condición (conc. met. * I.C.) para Ag, Cd y Cu en la serie de tiempo realizada en Bahía Todos Santos. Las correlaciones de Ag y Cd tanto en Punta Banda como en la Rada Portuaria son significativas ($p < 0.05$), lo cual indica que los factores externos y la condición del organismo no son importantes en la variabilidad espacial y temporal de la concentración de estos dos metales en la Bahía de Todos Santos. Sin embargo, las correlaciones de Cu no son significativas lo que indica que los factores externos y la condición del organismo resultan importantes en la variabilidad de la concentración de Cu en el mejillón.

En la serie de tiempo de corto periodo la concentración de Ag y Cu en *M. californianus* de la Rada portuaria fue significativamente ($p < 0.05$) mayor al de Punta Banda y la concentración de Cd en Punta Banda fue significativamente ($p < 0.05$) mayor al de la Rada Portuaria (Fig. 16, 18 y 20). Después de la normalización por el índice de condición las diferencias encontradas para Ag y Cd se mantuvieron, mientras que la del Cu desapareció.

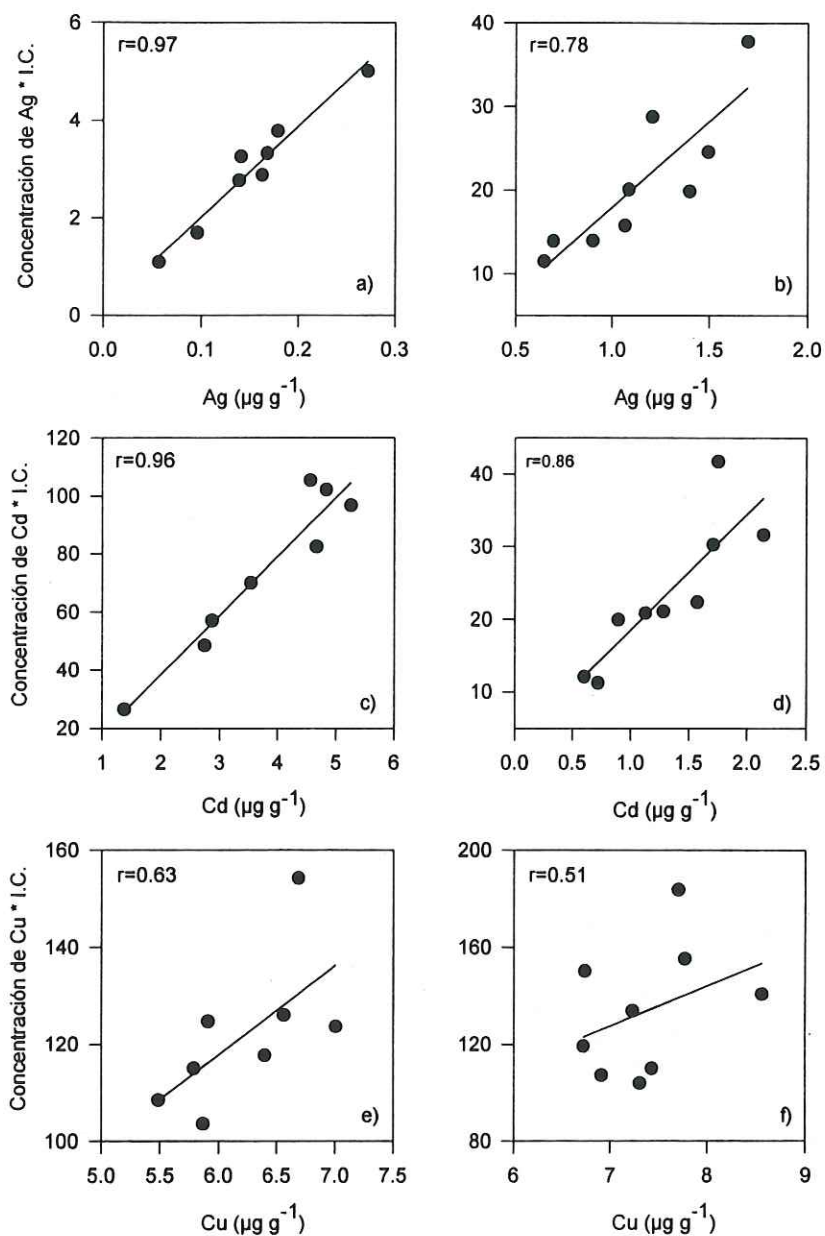


Figura 28. Relación entre la concentración de Ag, Cd y Cu en *M. californianus* y su normalización por el Índice de Condición en la serie de tiempo realizada en las estaciones de Punta Banda (a, c y e) y la Rada Portuaria (b, d y f). Las correlaciones de Ag y Cd son significativas ($p < 0.05$). Las de Cu no son significativas.

De acuerdo a lo anterior, la variabilidad de la concentración de los metales Ag y Cd en el mejillón introducida por el estado nutricional del organismo y los factores externos mencionados resulta de magnitud pequeña. En contraste, la condición del organismo y los factores externos pueden afectar de forma determinante la variabilidad del Cu en *M. Californianus* por lo que cuando sus distribuciones temporales de corto periodo o espaciales muestren tendencias, éstas deben ser analizadas con cuidado.

Estos resultados sugieren que los gradientes espaciales de Ag y Cd encontrados en este trabajo son consistentes y no producto de la variación de corto periodo. De la misma forma, indican que *M. californianus* no es un buen bioindicador de Cu.

En general, la concentración de Cu en *M. californianus* no presenta tendencias espaciales claras en ninguno de los cuatro muestreos realizados (Fig. 7 a y b). Sólo en julio de 1994 se observa una gradiente de Punta Bandera a Eréndira a partir de donde aumenta hasta San Quintín. En 1982 no presentó ninguna correlación significativa (Tablas I y II) y en 1994 presentó correlaciones significativas ($p < 0.05$) con Zn, peso húmedo e índice de condición en febrero (Tabla III) y con Cd y Cr en Julio (Tabla IV). No se observa consistencia en cuanto a las pocas correlaciones que presenta en los cuatro muestreos.

Algunos autores mencionan que los mejillones no son buenos bioindicadores de Cu. Phillips (1976a) mostró que la asimilación neta del cobre por *Mytilus edulis* es afectada por la presencia y cambio en las concentraciones de zinc, cadmio y plomo. En contraste, la asimilación neta de zinc, cadmio o plomo parece no ser afectada por la presencia de otros metales. La presencia de este efecto en *Mytilus edulis* sugiere que el organismo no sea usado como indicador de contaminación de cobre (Phillips, 1976b). En otros estudios se ha encontrado que no hay una correlación obvia entre el contenido de cobre en mejillones y áreas industriales contaminadas por el mismo metal (Phillips, 1977). Parece que el cobre es manejado atípicamente por el mejillón lo cual puede ser un reflejo de su extrema toxicidad.

En un experimento de trasplantes de mejillones, Roesijadi *et al.* (1984) encontró que de todos los metales examinados el cobre fue uno de los que más rápido disminuyeron de concentraciones provocadas por aguas contaminadas a concentraciones encontradas en aguas limpias. Lo anterior puede contribuir a la incapacidad de los mejillones como indicadores de cobre. Da Costa-Gómez-Bueno y Valle-Díaz (1989), en un estudio de variación espacial en el Golfo de California, encontraron que la concentración de cobre en *Modiolus capax* se distribuye homogéneamente en toda el área, con excepción del máximo presente en Santa Rosalía ($103 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). Esta localidad es conocida por la explotación minera de este metal, actividad que se desarrolló de una manera intensiva desde principios de siglo hasta 1983 (CRM, 1983). En base a esto, los autores mencionan que, muy probablemente, el Cu a bajos niveles de concentración sea regulado metabólicamente por los organismos y que sólo a niveles altos en el medio presente una bioacumulación considerable. El valor encontrado por Da Costa-Gómez-Bueno y Valle-Díaz (1989) en Santa Rosalía ($103 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.), es más de dos veces el valor más alto encontrado por Stephenson y Leonard (1994), en mejillones de lugares contaminados de California, E.U.A. ($42 \mu\text{g g}^{-1}$) y un orden de magnitud superior al valor más alto registrado en este trabajo ($12.1 \mu\text{g g}^{-1}$, en la serie de tiempo).

Al analizar datos de concentración de cobre en *M. californianus* del "California State Mussel Watch Programme" de 1977 a 1990, Stephenson y Leonard (1994) encontraron que el 25% de las estaciones analizadas mostraban tendencia al aumento. De los tres metales en los que se encontraron tendencias temporales de largo periodo el Cu fue el único que presentó un porcentaje importante de estaciones con incrementos. En una comparación similar pero esta vez con datos de 1970 a 1980 de todo E.U.A., Lauenstein *et al.* (1990), encontró que el cobre se había incrementado en los mejillones. Los mismos autores comentan que aunque el consumo anual de metal no implica su liberación al ambiente, de los seis metales que compararon, el cobre es el único en el que se incrementó el consumo en E.U.A. en ese mismo periodo.

La concentración de Cu en *M. californianus* en julio de 1994 fue significativamente ($p < 0.05$) menor al de julio de 1982; es decir, se presentó una tendencia a disminuir, lo contrario a lo encontrado por los autores mencionados anteriormente. Sin embargo, entre febrero de 1982 y febrero de 1994 no hubo diferencias significativas. Esta discrepancia puede deberse a que, como ya se explicó anteriormente, los mejillones no son muy buenos indicadores de cobre.

En un experimento de trasplante en la misma zona, se encontró que la variación temporal de la concentración de Cu en *M. californianus* estuvo determinada por el índice de condición, índice gonadal y peso seco (Revuelta-Cortés, 1995). En el presente trabajo, en febrero de 1994, el Cu correlacionó con el peso húmedo e índice de condición. Los factores biológicos tienen periodos de variación cortos y algunas veces efectos amplios en la concentración de algunos metales por lo que pueden causar malas interpretaciones o enmascarar las variaciones de largo periodo.

En la serie de tiempo, la concentración de Cu en la Rada Portuaria es significativamente ($p < 0.05$) mayor a la de Punta Banda, lo que puede ser resultado de la influencia antropogénica del muelle (Fig. 20). En la Rada Portuaria el Cu varió de 6.7 a 9.1 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.s. y en Punta Banda de 4.8 a 7.0 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.s. Los intervalos de variación de la serie de tiempo son muy similares a los de las variaciones espaciales en 1982 (febrero 5.9-9.1 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.s. y julio 5.6-7.4 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y 1994 (febrero 6.1-8.7 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.s. y julio 4.0-8.0 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). Esto invalida cualquier tendencia espacial o temporal de largo periodo pues en cuestión de días se pueden dar variaciones tan o más amplias que las que se dan entre dos lugares muy lejanos o entre puntos en el tiempo separados por años.

Las concentraciones encontradas en las variaciones espaciales y en la serie de tiempo (4.0-9.1 y 4.8-9.1 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.s., respectivamente) son menores que las estimaciones teóricas de los requerimientos metabólicos de Cu (26.3 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) para moluscos marinos (White y Raibow, 1985) por lo que podrían considerarse como naturales.

Salvo algunas características sobresalientes, las distribuciones de Al y Mn presentan, en general, poca variabilidad y no se observa ninguna tendencia clara (Fig. 4 a y b y 8 a y b). En los cuatro muestreos espaciales realizados en este trabajo el Al presentó consistentemente las concentraciones mínimas en Punta Banda, esto sugiere que podría ser considerada como la estación que menor influencia terrígena presenta en esta zona lo cual es muy importante pues los valores encontrados podrían ser usados como referencia para evaluar el efecto de los materiales terrígenos en otros sitios. El argumento anterior es apoyado por el hecho de que en los dos muestreos de 1994 el Mn presentó los valores mínimos también Punta Banda. Es importante resaltar que las distribuciones espaciales de Al y Mn en febrero y julio de 1994 presentan como característica sobresaliente el que sus valores máximos coinciden en la estación Punta China. En este lugar se explota la piedra caliza para la fabricación de cemento lo que podría ser la causa de dichos rasgos en las distribuciones.

La concentración de aluminio y manganeso en *M. californianus* presentaron una correlación significativa ($p < 0.05$) en julio de 1994 (Tabla IV). En febrero y julio de 1982 y febrero de 1994 las correlaciones no fueron significativas pero si considerables (Tablas I, II y III). La concentración de aluminio y manganeso en mejillones indican la presencia de partículas de sedimento en su sistema digestivo. Por lo tanto, si correlacionan con otros metales (Ag, Pb y Zn) podría pensarse que la fracción particulada de esos metales es determinante en el contenido de los mismo en mejillones (Stephenson *et al.*, 1979).

El Al correlacionó significativamente ($p < 0.05$) con Ag en febrero de 1982 (Tabla I), esto sugiere que las partículas pudieron ser importantes en la distribución espacial de la concentración de Ag en los organismos. En este mismo muestreo, el contenido de Cd observó una correlación significativa ($p < 0.05$) inversa con Al por lo que se puede argumentar que el Cd en la fase particulada no fue un factor importante en la distribución espacial del contenido de Cd, lo cual está de acuerdo con Lares-Reyes (1988), quien afirma que la fase disuelta del Cd determina la asimilación de éste por los mejillones.

Las posibles fuentes de Al y Mn a un sistema costero son: aportes atmosféricos, aportes riverinos y difusión a partir de los sedimentos (Bruland, 1983; Hydes y Liss, 1976) . El hecho de que no haya grandes rios en la zona y el que la plataforma continental de Baja California sea relativamente pequeña provoca que los aportes riverinos y la difusión a partir de los sedimentos sean nulos o muy pequeños (Sañudo-Wilhelmy y Flegal, 1996). La precipitación es muy poca (250 a 400 mm a⁻¹) y de afectar lo haría sólo en la epoca de lluvias (noviembre a febrero). De acuerdo a lo anterior, quedarían como procesos importantes el aporte atmosférico y el escurrimiento provocado por las lluvias (parcialmente). Se obtuvieron datos de precipitación de febrero y julio 1982 de 6 de los 8 lugares de muestreo. En julio no hubo precipitación en todos los lugares por lo que no fue posible ningun análisis de correlación y en febrero no se obtuvieron correlaciones significativas con ningún metal incluidos Al y Mn. Esto sugiere (con las debidas reservas por la falta de datos de precipitación), que el aporte atmosférico podría ser el factor más importante en el control de la distribución espacial de Al y Mn en la zona.

Las concentraciones de Al encontradas en este trabajo son del mismo orden de magnitud que los reportados para el Golfo de California en *Modiolus capax* por Da Costa Gómez Bueno y Valle Diaz (1989). También son del mismo orden de magnitud que los encontrados en varia localidades de California por Stephenson et al (1979) y a los reportados para la Laguna San Rafael (zona prístina), en el sur de Chile por Manly, et al. (1996). Sin embargo, el promedio de concentración de Mn encontrado en este trabajo es tres órdenes de magnitud menor a los reportados para el norte del Golfo de California por Costa Gómez Bueno y Valle Diaz en *Modiolus capax* (1989). Estas diferencias evidencian que la influencia terrígena en el norte del Golfo de California, debida a resuspensión y esporádicos aportes del Rio Colorado, es considerablemente más alta a la que se presenta en la costa noroccidental de Baja california.

En la serie de tiempo la concentración de Al en la Rada Portuaria fue significativamente ($p < 0.05$) mayor a la de Punta Banda (Fig. 17). Esto está de acuerdo con lo anteriormente discutido de que Punta Banda es un lugar que experimenta muy poca influencia terrígena, mientras que la Rada Portuaria esta sujeta a la influencia de

la actividad portuaria, descargas antropogénicas y el arroyo El Gallo. En la serie de tiempo de Mn la diferencia entre las concentraciones de Punta Banda y la Rada Portuaria se ve más clara (Fig. 21). Nuevamente, las concentraciones en la Rada Portuaria son significativamente mayores a las de Punta Banda ($p < 0.05$).

La serie de tiempo se realizó en agosto y septiembre meses en los cuales no se registró precipitación en la ciudad de Ensenada. El Al y Mn de Punta Banda variaron de 18 a 68 y de 1.7 a 3.3 mg g⁻¹ p.s., respectivamente. La estación Punta Banda en la variación espacial de julio en 1982 presentó valores de Al y Mn de 26 y 6 µg g⁻¹ p.s., respectivamente y en la de julio de 1994 presentó valores de Al y Mn de 24 y 2.8 µg g⁻¹ p.s., respectivamente. Como se puede observar la concentración de Al y Mn en mejillones de la serie de tiempo en Punta Banda es del mismo orden de magnitud que el contenido de los mismos metales en mejillones de las variaciones espaciales (en época de no precipitación) de la misma estación. Esto sugiere que los valores bajos de aluminio y manganeso en Punta Banda podrían ser una característica propia del lugar, la cual podría ser usada como referencia para evaluar la influencia terrígena en el contenido de metales pesados en mejillones.

Los intervalos de variación de la concentración de Zn en *M. californianus* en las variaciones espaciales de 1982 (febrero 65-218 µg g⁻¹ p.s. y julio 60-150 µg g⁻¹ p.s.) y 1994 (febrero 116-181 µg g⁻¹ p.s. y julio 61-138 µg g⁻¹ p.s.) (Fig. 10 a y b), son muy parecidos a los de la serie de tiempo (Punta Banda 60-107 µg g⁻¹ p.s. y Rada Portuaria 66-130 µg g⁻¹ p.s.) (Fig. 22). Esto invalidaría cualquier tendencia espacial o temporal de largo periodo por las mismas razones que ya se explicaron en el caso del cobre.

En la serie de tiempo no se encontraron diferencias significativas entre Punta Banda y la Rada Portuaria, lo que podría interpretarse como que la influencia antropogénica no afecta la concentración de Zn mejillones de la Rada Portuaria. Manly *et al.* (1996), evaluaron el contenido de varios metales en *Mytilus edulis* en la Laguna San Rafael en el sur de Chile, lugar que consideran como una zona prístina. El intervalo de variación que encontraron para Zn fue de 61 a 130 µg g⁻¹ p.s., éste es muy similar a los intervalos de variación encontrados en la serie de tiempo y en las

variaciones espaciales de este trabajo (60-218 y 60-130 $\mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente). Aunque el mejillon en que ellos miden es *Mytilus edulis*, lo anterior sugiere que las concentraciones de Zn en *M. californianus* encontradas en la presente investigación podrian considerarse como naturales.

La concentración de Zn en agua de mar está positivamente correlacionada con las de los nutrientes limitantes en aguas oceánicas (Bruland, 1983). A causa de la consistencia oceanográfica de tales covariaciones, las desviaciones de este patrón podrian interpretarse como enriquecimiento antropogénico si se encuentran cerca de una posible fuente de contaminación. Sañudo-Wilhelmy (1991), encontró que sus relaciones Zn-Silicatos correlacionaban bien con lo establecido para el pacífico noroccidental (Martin, *et al.*, 1976; Bruland, 1980). En base a esto, indica que las concentraciones de Zn en aguas costeras de Baja California están principalmente controladas por la producción y destrucción de partículas orgánicas, proceso que es característico de las áreas oceánicas. El mismo autor detectó pequeños excesos de Zn en la relación metal-nutriente en la frontera México-E.U.A. y en Punta Banda; sin embargo, afirma, esos excesos fueron relativamente pequeños.

El contenido alto de Zn en *M. californianus* se ha relacionado a centros urbanos (Stephenson *et al.*, 1979; Martin *et al.*, 1976); así como, concentraciones altas de Zn en agua de mar a lo largo de la costa de California han sido atribuidas a la surgencia costera provocada por el viento (Bruland, 1980). Sin embargo, en este trabajo no se observa ninguna tendencia en las distribuciones espaciales que sugieran que la concentración de Zn está controlada por aportes antropogénicos o por la surgencia costera. Hay que recordar que el Zn es un micronutriente para los organismos marinos, por lo que su concentración puede depender, en un momento dado, de los requerimientos del organismo o de la ruta metabólica que siga al ser asimilado. Es decir, los organismos pueden bioregular el metal, de tal forma que la concentración del mismo dependa más de variables fisiológicas que de ambientales.

En general, las distribuciones espaciales de la concentración de cromo en *M. californianus* fueron un tanto irregulares (Fig. 6). Sin embargo, en febrero de 1982 y

1984 presenta correlaciones significativas con aluminio. Febrero es uno de los meses en que más precipitación se produce en la zona por lo que los escurrimientos pueden ser la causa de esta covariación. Precisamente la concentración más alta de Cr de las cuatro variaciones espaciales se presenta en Bajamar en febrero de 1982 ($2.83 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y de acuerdo con los datos de lluvia disponibles fue ahí donde se observó la más alta precipitación en ese mes. La más alta concentración de aluminio ($478 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) en ese año también se presentó en Bajamar en febrero de 1982.

Algunos autores consideran al Cr como un metal de origen terrígeno (Reynoso-Nuño y Jorajuria, 1988), de acuerdo con esto la covariación de Cr con Al es de esperarse. En épocas de no precipitación, julio de 1982 y 1984, el Cr no correlaciona con Al sino con Zn. Esto sugiere que durante épocas de precipitación la distribución espacial del Cr podría ser afectada por ciertos factores y en épocas de no precipitación podría ser influenciada por otros muy diferentes.

En un trabajo en las costa de California se encontró que las concentraciones de Cr y Cu fueron muy consistentes y no mostraron ninguna tendencia clara (Stephenson *et al.*, 1979). El mismo autor comenta que o los mejillones no son buenos indicadores de estos elementos o los aportes antropogénicos de los mismos no han llegado a ser un problema generalizado en la zona.

En la serie de tiempo no se observan diferencias entre las concentraciones de Cr en mejillones de Punta Banda y mejillones de la Rada Portuaria (Fig. 19). La concentración de Cr en *M. californianus* encontrada en las variaciones espaciales y la serie de tiempo de este trabajo es muy similar a la encontrada en zonas prístinas (Manly *et al.*, 1996), por lo que se puede pensar que los procesos que afectan la distribución tanto temporal como espacial del Cr en *Mytilus californianus* pueden ser naturales.

Las variables biológicas correlacionaron consistentemente entre ellas pero no con la concentración de los diferentes metales en *M. californianus* (Tablas I, II, III y IV). El peso húmedo y el índice de condición presentaron correlaciones significativas

($p < 0.05$) positivas en febrero de 1982 y en febrero y julio de 1994. Por otro lado, la talla y el peso húmedo correlacionaron significativamente ($p < 0.05$) en julio de 1982 y julio de 1994.

Las correlaciones entre variables biológicas y la concentración de metales en mejillones fueron muy diversas e inconsistentes. El índice de condición correlacionó con Cr ($r = -0.783$; $p < 0.05$) en febrero de 1982, con Ag ($r = 0.714$; $p < 0.05$) y Cd ($r = -0.751$; $p < 0.05$) en julio de 1982, con Cu ($r = 0.770$; $p < 0.05$) en febrero de 1994 y con ningún metal en julio de 1994.

La talla no correlacionó significativamente con ningún metal en febrero y julio de 1982 y julio de 1994, solo correlacionó con Al ($r = 0.842$; $p < 0.05$) y Cr ($r = 0.910$; $p < 0.05$) en febrero de 1994.

El peso húmedo no correlacionó significativamente con nada en febrero y julio de 1982, solamente correlacionó con Cu ($r = 0.794$; $p < 0.05$) en febrero de 1994 y con Cd ($r = -0.715$; $p < 0.05$) en julio de 1994.

Como se puede observar, no hay consistencia en las correlaciones entre variables biológicas y concentración de metales en *M. californianus* en los cuatro muestreos realizados. Sin embargo, como ya se discutió anteriormente, si hay consistencia en las correlaciones entre algunos metales (Ag, Pb, Cd y en menor grado Al y Mn). Esto sugiere que en las distribuciones espaciales de esos metales tienen poco o nada que ver las variables biológicas, por lo que los factores externos (ambientales) podrían ser los responsables de las mismas.

Las variables biológicas presentaron algunas diferencias significativas ($p < 0.05$) entre 1982 y 1984. Sin embargo, no es recomendable usar estas diferencias en la discusión porque en los dos muestreos de 1982 no se contó con el valor de las tres réplicas y sólo se usaron las medias de cada una de las estaciones.

Los dendogramas del análisis de similitud entre estaciones de muestreo elaborados usando el $\log_{10}$ del factor de enriquecimiento (F) muestran relativa consistencia en cuanto a los lugares de colecta que clasifican (Fig. 12 a y b y 13 a y b). En general, las estaciones son agrupadas de acuerdo a su posición relativa en la zona de estudio. En cada uno de los muestreos se forman tres grupos. Uno de ellos incluye a la(s) estación(es) del norte, otro a la(s) estación(es) del centro y otro incluye a la(s) estación(es) del sur de la zona de estudio. De esta forma, a partir del área de estudio completa se integran 3 zonas geográficas, flexibles en cuanto a las estaciones de muestreo que incluyen pero, claramente definidas.

La integración de esta tres zonas geográficas se debe principalmente a los metales que mostraron gradientes espaciales de concentración en *M. californianus* (Ag, Pb, y Cd) o características sobresalientes consistentes en la mayoría de los muestreos realizados (Al y Mn).

Lo más importante es que la relativa constancia en las características de agrupamiento en estos dendogramas sugiere que los procesos que determinan la variabilidad espacial de la concentración de algunos metales también son relativamente constantes. El hecho de que en algunos casos se observen disminuciones o aumentos significativos en el contenido de metales en *M. californianus* con respecto al tiempo, probablemente se deba a disminuciones o aumentos en la intensidad de los mismos procesos, también con respecto al tiempo. Es decir, cuantitativamente se observan variaciones en algunos casos pero cualitativamente el panorama general permanece relativamente constante.

Los dendogramas del análisis de similitud entre distribuciones espaciales de metales muestran que la plata y el plomo se agrupan en 3 de los cuatro muestreos realizados (Fig. 14 a y b y 15 a y b). Lo anterior está de acuerdo con lo discutido anteriormente acerca de la relación existente entre estos dos metales. En resumen, aun cuando las formas de entrar al océano de la plata y el plomo son diferentes (aguas residuales y flujos atmosféricos), la similitud entre las variaciones de estos dos metales puede deberse a que los aportes elevados de ambos metales están asociados a zonas

altamente urbanizadas como las que se presentan en el norte de la zona de estudio. Es decir, geográficamente tienen una fuente común y esto puede producir las variaciones espaciales similares.

El Cd no presenta similitudes de distribución claras con ningún otro metal, mas que con Zn en febrero de 1982. Esto es normal, pues si se ve la distribución espacial del Cd en los diferentes muestreos se podrá observar que presentó un gradiente completamente opuesto a los exhibidos por Ag y Pb. Además, fue el único metal que presentó este sentido en sus gradientes. Esto separa al Cd y lo ubica como un metal que individualmente, y en forma muy particular, fue afectado por uno o varios procesos. Se ha discutido en forma amplia anteriormente que este proceso pudo ser la surgencia. De acuerdo a Sañudo-Wilhelmy (1991), las similitudes biogeoquímicas de Cd y Zn en agua de mar pueden provocar que el Zn, al igual que el Cd, sea afectado por las surgencias. Esto explicaría la asociación de ambos metales en febrero de 1982.

El Al y Mn se agrupan en julio de 1982 y julio de 1994. Estos dos metales son de origen terrígeno por lo que su asociación no es rara. Sin embargo, en febrero de 1982 y 1994 no se observan ninguna similitud. Los escurrimientos provocados por al lluvia en febrero podrian ser la causa de que la covariación Al-Mn se pierda.

En la figuras 29, 30, 31 y 32 se pueden observar las correlaciones entre febrero de 1982 y febrero de 1994 y entre julio de 1982 y julio de 1994 de la concentración de Ag, Cd, Al y Mn en *M. californianus*, respectivamente. Las correlaciones de plata y cadmio son significativas lo cual apoya lo discutido en cuanto a que el componente cualitativo del proceso que controla las distribuciones espaciales de estos dos metales es consistente. Referente al aluminio y manganeso, las correlaciones son significativas sólo en julio. Algo sucede en febrero (época de lluvias) que hace que la relación se pierda. Probablemente sean los escurrimientos provocados por la precipitación.

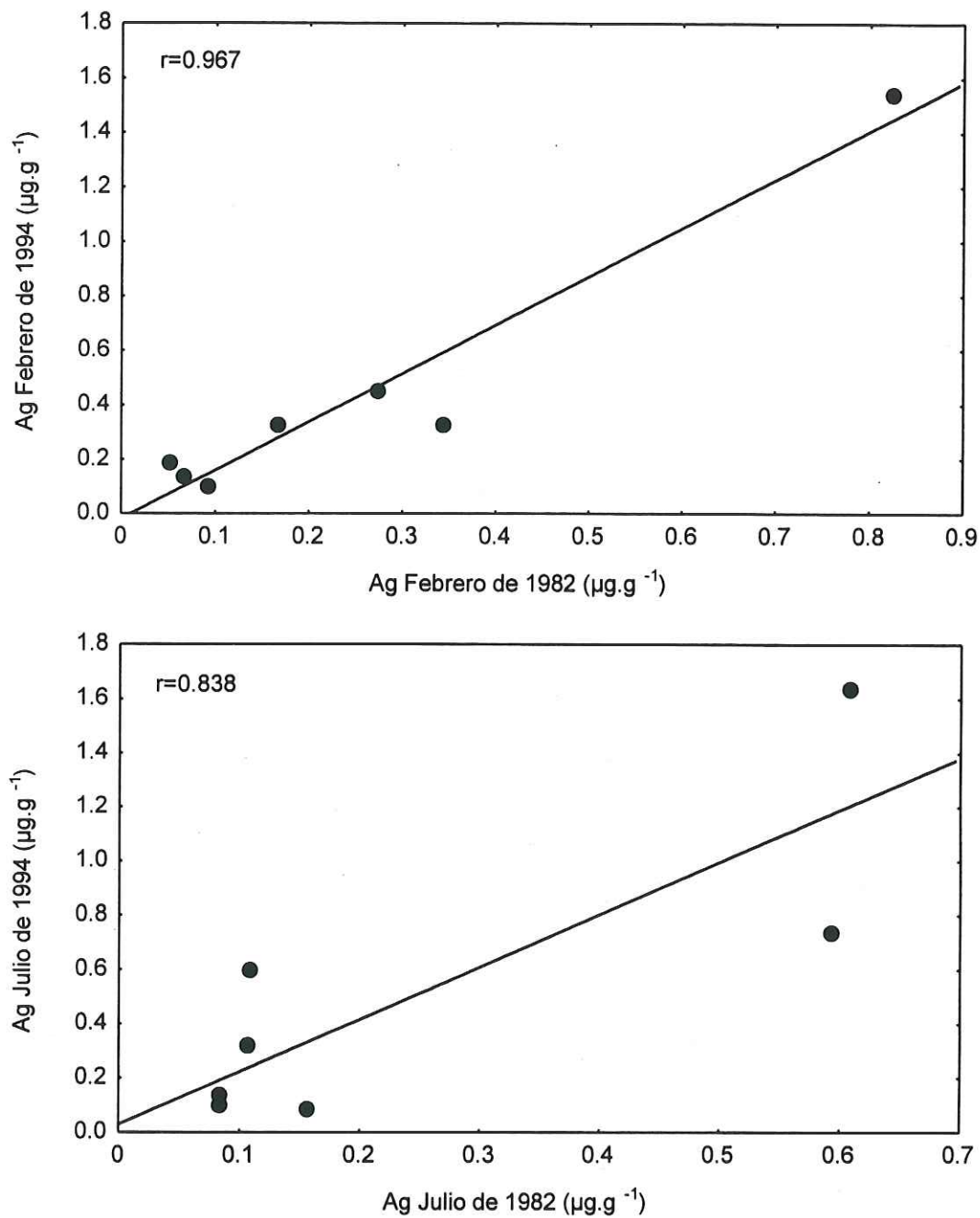


Figura 29. Asociación de la concentración de Plata en *M. californianus* entre meses iguales (febrero vs. febrero y julio vs. julio) de 1982 y 1994. Ambas correlaciones son significativas ($p < 0.05$).

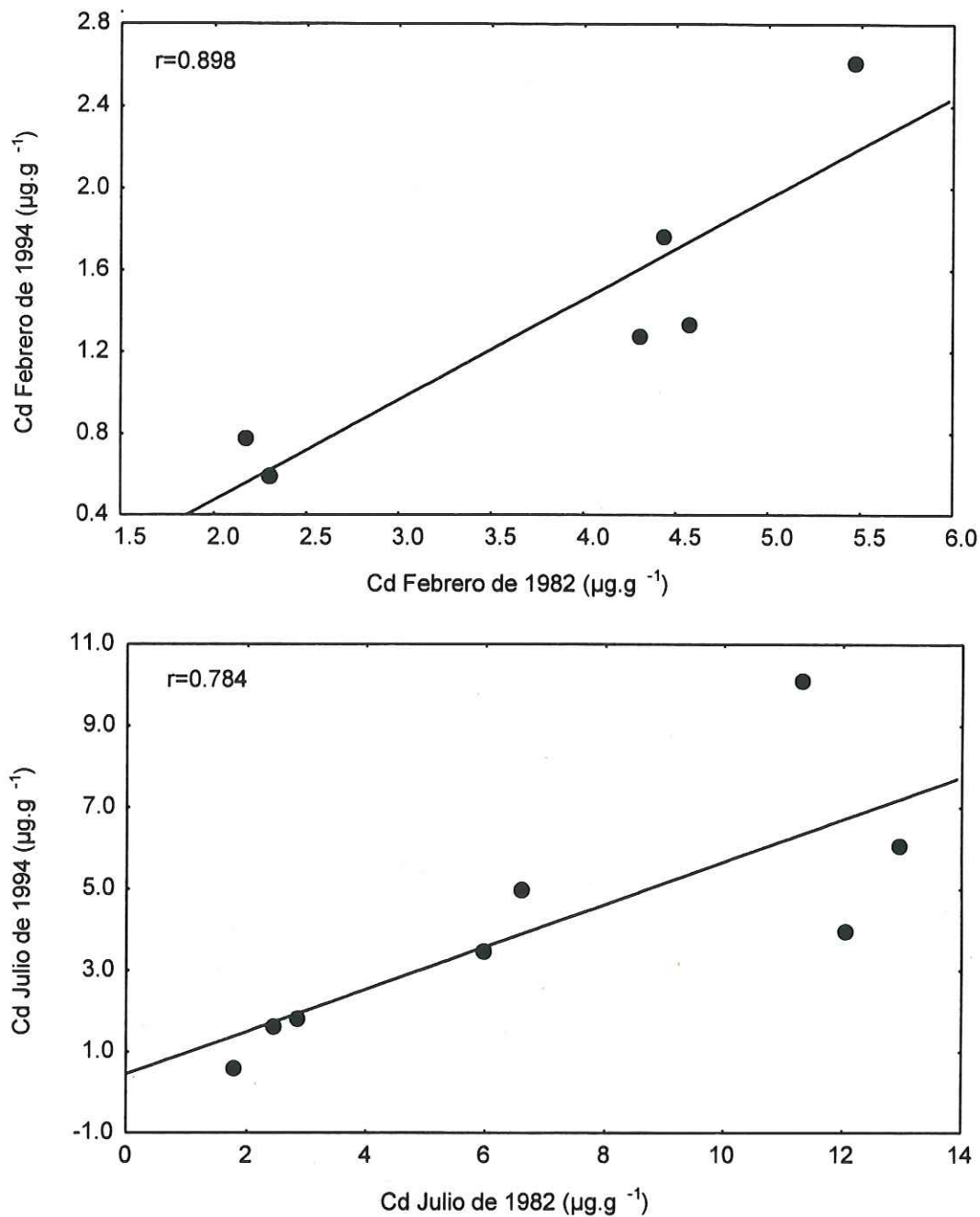


Figura 30. Asociación de la concentración de Cadmio en *M. californianus* entre meses iguales (febrero vs. febrero y julio vs. julio) de 1982 y 1994. Ambas correlaciones son significativas ($p < 0.05$). En la correlación de febrero se excluyó el valor de Piedra Blanca de 1994.

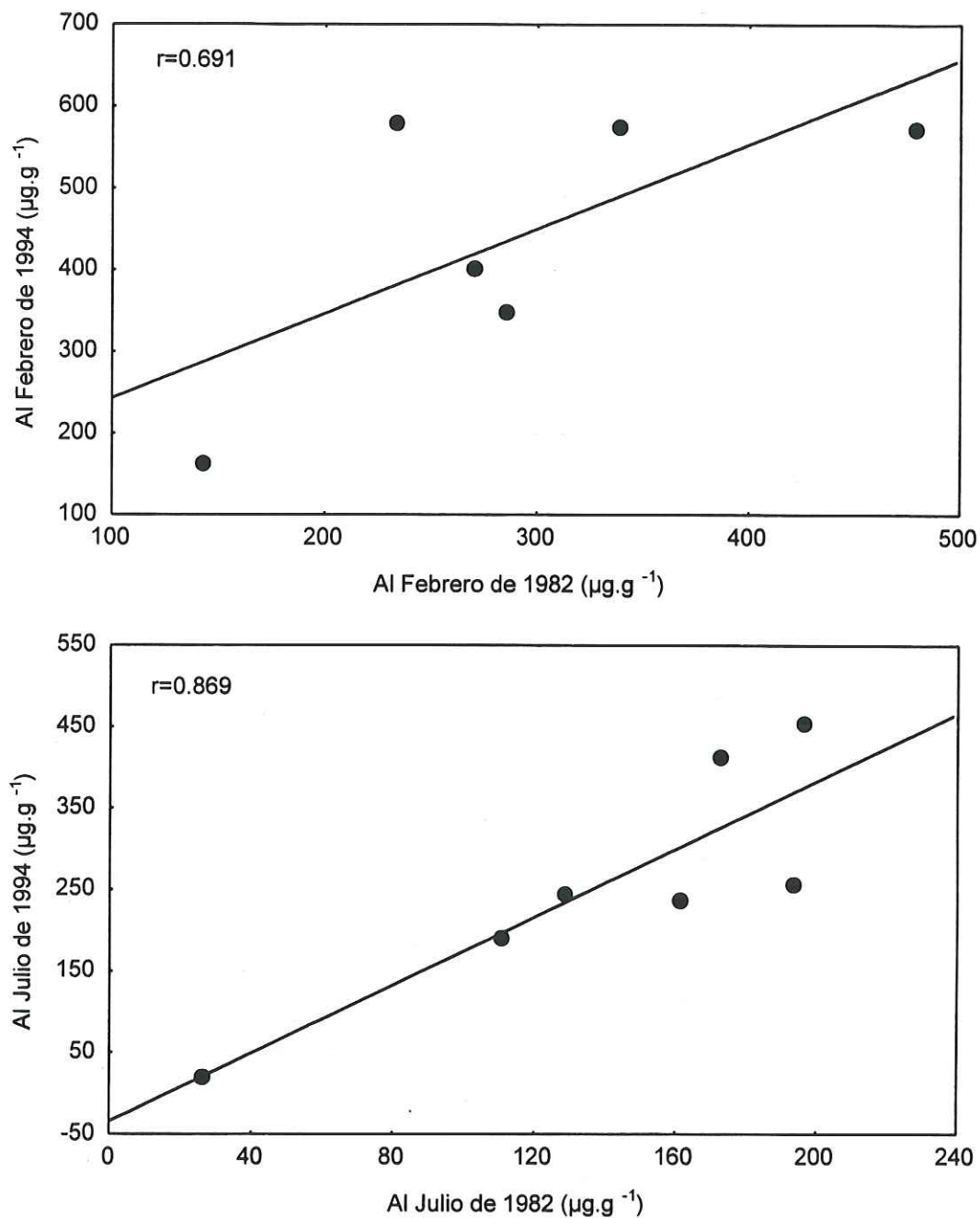


Figura 31. Asociación de la concentración de Aluminio en *M. californianus* entre meses iguales (febrero vs. febrero y julio vs. julio) de 1982 y 1994. La correlación de febrero no es significativa la de julio si lo es ($p<0.05$). Se excluyeron los valores de Punta China y San Quintín de febrero de 1994 y julio de 1982, respectivamente.

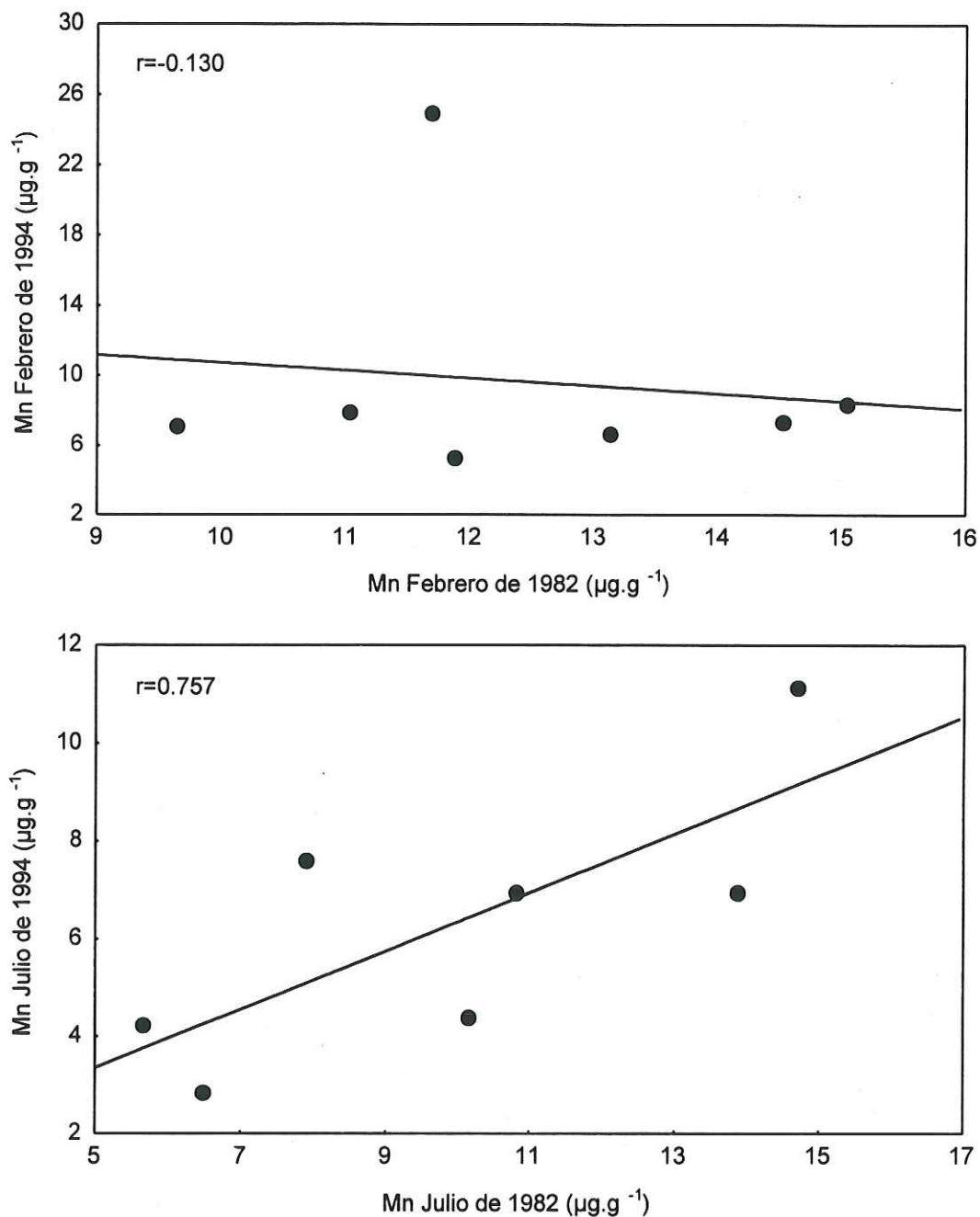


Figura 32. Asociación de la concentración de Manganeso en *M. californianus* entre meses iguales (febrero vs. febrero y julio vs. julio) de 1982 y 1994. La correlación de julio es significativa ($p < 0.05$), de esta se excluyó el valor de Punta China de 1994.

6. CONCLUSIONES

En los muestreos de 1982 y 1994 se presentaron gradientes norte-sur de la concentración Ag y Pb, con valores mayores en la frontera México-E.U.A. ($\text{Ag}=0.60\text{-}1.54 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s. ; $\text{Pb}=0.21\text{-}2.89 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) y menores en el sur de la zona de estudio ($\text{Ag}=0.05\text{-}0.10 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.; $\text{Pb}=\text{N.D.}-0.03 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.). Estos gradientes indican influencia antropogénica en la frontera y son consistentes con las distribuciones de Ag y Pb en agua reportadas para la zona.

Las asociaciones entre Ag y Pb en la mayoría de las distribuciones espaciales, indican que estos metales tienen un origen común y procesos de remoción similares.

Las concentraciones de Pb en 1982 fueron significativamente mayores a las de 1994, lo cual podría ser atribuido a que el Pb en las gasolinas de México y Estados Unidos fue eliminado en forma parcial y total, respectivamente.

El Cd presenta gradientes inversos a los encontrados para Ag y Pb con concentraciones mayores ($2.61\text{-}12.0 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) en el sur de la zona de estudio y menores ($0.59\text{-}2.17 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) en el norte. Las asociaciones negativas entre Cd y Pb y entre Cd y Ag, indican que los procesos que controlan al Cd son diferentes a los que controlan a Ag y Pb. Se sugiere que el Cd es controlado por la surgencia.

Los análisis de agrupamiento definieron tres zonas geográficas tanto en 1982 como en 1994. La zona norte presentó las concentraciones más altas de Ag y Pb y las más bajas de Cd. La zona sur presentó las concentraciones más bajas de Ag y Pb y las más altas de Cd. La zona del centro presentó concentraciones intermedias de Ag, Pb y Cd. Esto indica que los procesos que controlan las distribuciones espaciales de Ag, Cd y Pb, aunque variaron en magnitud, son los mismos en 1982 y 1994.

La estación Punta Banda se identificó como la de menor influencia terrígena en base a las bajas concentraciones y mínima variabilidad de Al y Mn, por lo que se considera como una zona que pudiera ser usada como referencia para evaluar efectos terrígenos en otras localidades.

En la variación de corto periodo se encontró que el estado nutricional de *Mytilus californianus* no influye considerablemente en la concentración de Ag y Cd; sin embargo, si afecta en forma importante la concentración de Cu.

7. LITERATURA CITADA

- Alvarez, L.G., V.M. Godínez y M.F. Lavín (1990). Dispersión en la franja costera de Tijuana, Baja California. *Ciencias Marinas*. Vol. 16, No. 4, pp. 87-109.
- Amador-Buenrostro, A. (1978). Análisis de vientos corrientes y nivel del mar en una zona de surgencias cerca de Punta Colonet. Tesis de Maestría. CICESE. Ensenada, B.C., México. 32 pp.
- Bakun, A. (1975). Daily and weekly upwelling indices, west coast of North America, 1967-73. NOAA Technical Reports, NMFS SSRF-693.
- Bayne, B., L. Thompson and J. Widdows (1985). Physiology. In: *Marine mussel: their ecology and physiology*. Bayne, B.L. (ed). Cambridge University Press. pp. 191-291.
- Beliaeff, B., T.P. O'Connor, D.K. Daskalakis and P.J. Smith (1997). U.S. mussel watch data from 1986 to 1994: Temporal trend detection at large spatial scales. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 37, pp. 1411-1415.
- Boalch, R. S. Chan and D. Taylor (1981). Seasonal variation in the trace metal content of *Mytilus edulis*. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 12, No. 8, pp. 276-280.
- Borchardt, T., S. Burchert, H. Hablizel, L. Karbe and R. Zeitner (1988). Trace metal concentrations in mussels: comparison between estuarine, coastal and offshore regions in the southeastern North Sea from 1983 to 1986. *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 42, pp. 17-31.
- Boyden, C.R. (1977). Effect of size upon metal content of shellfish. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, Vol. 57, pp. 675-714.

- Boyle, E.A., R.M. Sherrel y M.P. Bacon (1994). Lead variability in the western North Atlantic Ocean and central Greenland ice: Implications for the search for decadal trends in anthropogenic emissions. *Geochim. Cosmochim. Acta*. Vol. 58, No. 11, pp. 3227-3238.
- Bruland, K.W. (1980). Oceanographic distribution of cadmium, nickel and copper in the North Pacific. *Earth. Planet. Sci. Lett.* Vol. 47, pp. 176-198.
- Bruland, K.W. (1983). Trace Elements in Sea-water. In: J.P. Riley and R. Chester. (Eds.). *Chemical Oceanography*. Academic Press. London. Vol. 5, pp. 157-220.
- Chow, T.J., H.G. Snyder and C.B. Snyder (1976). Mussels (*Mytilus sp.*) as an indicator of lead pollution. *The Science of Total Environment*. Vol. 6, pp. 55-63.
- Coleman, N. (1980). The effect of emersion on cadmium accumulation by *Mytilus edulis*. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 11. No. 12, pp. 359-362.
- Consejo de Recursos Minerales (1983). *Anuario Estadístico de la Minería Mexicana*.
- Da Costa-Gomez-Bueno, C.E. y N.A. Valle-Diaz (1989). Disponibilidad Biológica de Metales Traza en el Mejillón *Modiolus capax* del Mar de Cortés. Tesis de Licenciatura en Oceanología. Facultad de Ciencias Marinas, UABC. Ensenada, B.C. México. 77 pp.
- Dorman, E.C. and D.P. Palmer (1981). Southern California summer coastal upwelling. In: P.H. Richards (Ed.), *Coastal Upwelling*. Amer. Geoph. Union. Washington, D.C., pp. 49-55.
- Fisher, H. (1983). Shell weight as an independent variable in relation to cadmium content of molluscs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* Vol. 12, pp 59-75

- Gault, N.F.S., E.L.C. Tolland and J.G. Parker (1983). Spatial and temporal trends in heavy metal concentrations in mussels from Northern Ireland coastal waters. *Marine Biology*. Vol. 77, pp. 307-316.
- Goldberg, E.D. (1975). The mussel watch - a first step in the global marine monitoring. *Marine Pollution*. Vol. 6, pp. 111.
- Goldberg, E.D., M. Koide, V. Hodge, A.R. Felgal and J. Martin (1983). U.S. Mussel Watch: 1977-1978 results on trace metals and radionuclides. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. Vol. 16, pp. 69-93.
- Gómez-Valdez, J. (1983). Estructura hidrográfica promedio frente a Baja California. *Ciencias Marinas*. Vol. 9, No. 2, pp. 75-86.
- González-Morales, A.T. y Gaxiola-Castro, G. (1991). Variación día a día de características fisicoquímicas, biomasa y productividad primaria del fitoplancton en una zona de surgencia costera de Baja California. *Ciencias Marinas*. Vol. 17, No. 3, pp. 21-37.
- Grooves, R.D. (1977). Environmental studies. South Texas outer continental shelf biology and chemistry. Final Report to BLM.
- Gordon, M., G.A. Knauer and J.H. Martin (1980). *Mytilus californianus* as a bioindicator of trace metal pollution: variability and statistical considerations. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 11, No. 17, pp. 195-198.
- Gutiérrez-Galindo, E.A. y G. Flores-Muñoz (1986). Disponibilidad biológica de mercurio en las aguas de la costa norte de Baja California. *Ciencias Marinas*. Vol. 12, No. 2, pp. 85-89.

- Gutierrez-Galindo, E.A., G. Flores-Muñoz, R. Pro-García, J.A. Villaescusa-Celaya y J.A. Gonzáles-Armenteros (1991). Metales pesados en tejido y en biodepositos sedimentarios del ostión *Crassostrea gigas* de la zona de cultivo de Bahía San Quintín, B.C. México. Revista de Investigaciones Marinas CICIMAR. Vol. 16, No.1, pp. 175-186.
- Gutiérrez-Galindo, E.A., G. Flores-Muñoz, V. Ortega-Lara y J.A. Villaescusa-Celaya (1994). Metales pesados en sedimentos de la costa fronteriza de Baja California, (México)-California, E.U.A. Ciencias Marinas. Vol. 20, No. 1, pp. 105-124.
- Gutiérrez-Galindo, E.A., G. Flores-Muñoz, J.A. Villaescusa-Celaya y A. Arreola-Chimal (1994). Spatial and temporal variations of arsenic and selenium in a biomonitor (*Modiolus capax*) from the Gulf of California. Marine Pollution Bulletin. Vol. 28, No. 5, pp. 330-333.
- Hydes, D.J. and P.S. Liss (1976). A fluorimetric method for the determination of low concentrations of dissolved aluminium in natural waters. The analyst. Vol. 101, pp. 922-931.
- Janssen, H.H. and N. Scholz (1979). Uptake and cellular distribution of cadmium in *Mytilus edulis*. Marine Biology. Vol. 55, pp.133-141.
- Lares-Reyes, Ma. L.C. (1988). Variación temporal de cadmio y mercurio biodisponibles en una zona de surgencias costera. Tesis de Maestría en Oceanología. CICESE. pp. 99
- Lares-Reyes, Ma. L.C. (1995). Mussels as Bioindicators of Cadmium and Lead in the Marine Environment. Doctor of Philosophy Tesis. The University of British Columbia. 153 pp.
- Latouche, Y.D. and M.C. Mix (1982). The effects of depuration, size and sex on trace metal levels in bay mussels. Marine Pollution Bulletin. Vol. 13, No. 1, pp. 27-29.

- Lauenstein, G.G., A. Robertson and T.P. O'Connor (1990). Comparision of trace metal data in mussels and oysters from a Mussel Watch Program of the 1970's with those from 1980's program. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 21, No. 9, pp. 440-447.
- Libes, S.M. (1992). *An Introduction to Marine Biogeochemistry*. John Wiley & Sons, Inc. New York. 734 pp.
- Lobel, P.B., S.P. Belkhole, S.E. Jackson and H.P. Longerich (1989). A universal method for quantifying and comparing the residual variability of element concentrations in biological tissues using 25 elements in the mussel *Mytilus edulis* as a model. *Marine Biology*. Vol. 102, pp. 513-518.
- Lobel, P.B., C.D. Bajdik, S.P. Belkhole, S.E. Jackson and H.P. Longerich (1991). Improved protocol for collectin mussel watch specimens taking into account sex, size, condition, shell shape and chronological age. *Arch. Environ. Contam Toxicol*. Vol. 21, pp409-414.
- Luoma, S.N., Y.B. Ho and G.W. Bryan (1995). Fate, bioavailability and toxicity of silver in estuarine environments. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 31, No. 1-3, pp. 44-54.
- Lynn, R.J., A. Bliss and L.E. Eber (1982). Vertical and horizontal distributiosn of seasonal mean temperature, salinity, sigma-t, stability, dinamic height, oxigen and oxigen saturation in the California Current, 1950-1978. *CalCOFI Atlas* 30, 513 pp.
- Manly, R., S.P. Blundell, F.W. Fifield and P.J. McCabe (1996). Trace metals concentrations in *Mytilus edulis* L. from the Laguna San Rafael, Southern Chile. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 32, No. 5, pp. 444-448.
- Martin, J.H. and W.W. Broenkow (1975). Cadmium in plankton: Elevated concentrations off Baja California. *Science*. Vol. 190. pp. 884-885.

- Martin, J.H., K.W. Bruland and W.W. Broenkow (1976). Cadmium transport in the California Current . In: H.L. Windom and R.A. Duce (Eds.). Marine Pollution Transfer. Heath Lexington, M.A. pp. 159-184.
- Martin, M., M.D. Stephenson, D.R. Smith, E.A. Gutierrez-Galindo and G. Flores-Muñoz (1988). Use of silver in mussels as a tracer of domestic wastewater discharge. Marine Pollution Bulletin. Vol 9, No. 10, pp. 512-520.
- Mearns, A.J. (1973). Southern California inshore demersal fishes: diversity, distribution and disease as response to environmental quality. CalCOFI Rep., Vol. XVII: pp. 141-148
- Millán-Nuñez, E., F.J. Ortiz-Cortéz y S. Alvarez-Borrego (1981). Variabilidad temporal y espacial de nutrientes y fitoplancton en una laguna costera, a finales de verano. Ciencias Marinas. Vol 7, No. 1, pp. 103-126.
- Muñoz-Arriola, F. (1994). Variabilidad de Cd, Cu y Pb en los aportes de aguas residuales del Arroyo El Gallo a la Bahía de Todos Santos durante el periodo mayo-diciembre de 1991. Tesis de Licenciatura en Oceanología. Facultad de Ciencias Marinas, UABC. 69 pp.
- Orren, M.J., G. Eagle, H.F.K-O. Henning and A. Green (1980). Variations in trace metals content of the mussel *Choromytilus meridionalis* (Kr) with season and sex. Marine Pollution Bulletin. Vol. 11, pp. 253-257.
- Ouellette, T.R. (1978). Seasonal variations of trace metals and the major inorganics ions in *Mytilus californianus*. Master of Arts in Biological Science Thesis. California State University. Hayward, California. 74 pp.
- Ouellette, T.R. (1981). Seasonal variations of trace metals in the mussel *Mytilus californianus*. Environmental Conservation. Vol. 8, No. 1, pp. 53-58.

- Patterson, C.C., D.M. Settle and B. Glover (1976). Analisis of lead in polluted coastal seawater. *Marine Chemistry*. Vol 4, pp. 305-319.
- Pavía, E. y S. Reyes (1983). Variaciones espaciales y estacionales del viento superficial en la Bahía de Todos Santos, B.C. *Ciencias Marinas*. Vol. 9, No. 1, pp. 151-167
- Phillips, D.J.H. (1976a). The common mussel *Mytilus edulis* as an indicator of pollution by zinc, cadmium, lead and copper. I Effects of environmental variables on uptake of metals. *Marine Biology*. Vol. 38, pp. 59-69.
- Phillips, D.J.H. (1976b). The common mussel *Mytilus edulis* as an indicator of pollution by zinc, cadmium, lead and copper. II Relationship of metals in the mussel to those discharged by industry. *Marine Biology*. Vol. 38, pp. 71-80.
- Phillips, D.J.H. (1977). The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments - a review. *Environmental Pollution*. Vol. 13, pp. 281-317.
- Prosi, F. and E.D. Goldgerg (1981). *Metal Pollution in the Acuatic Environment* . Springer-Verlag. New York. 475 pp.
- Revuelta-Cortés, A. (1995). Biodisponibilidad espacio-temporal de metales traza (Ag, Cd, Cu y Mn) en zonas de surgencia costera. Tesis de Licenciatura en Oceanología. Facultad de Ciencias Marinas. Universidad Autónoma de Baja California. 52 pp.
- Reynoso-Nuño, H.E. y A. Jorajuria (1988). Distribución de metales pesados en la costa occidental de la Península de Baja California, usando *Mytilus californianus* como organismos centinelas. *Ciencias Marinas*. Vol. 14, No. 4, pp. 101-116

- Riisgard, H.U., E. Bjornestad and F. Mohlenberg (1987). Accumulation of cadmium in the mussel *Mytilus edulis*: kinetics and importance of uptake via food and seawater. *Marine Biology*. Vol. 96, pp. 349-353.
- Roesijadi, G., J.S. Young, A.S. Drum and J.M. Gurtisen (1984). Behavior of trace metals in *Mytilus edulis* during a reciprocal transplant field experiment. *Marine Ecology - Progress Series*. Vol. 18, pp. 155-170.
- Salomons, W. and U. Förstner (1984). *Metals in the Hydrocycle*. Springer-Verlag (Ed). New York. 349 pp.
- Sañudo-Wilhelmy, S.A. and A.R. Flegal (1991). Trace element distributions in coastal waters along the US-Mexican boundary: relative contributions of natural processes vs. anthropogenic inputs. *Marine Chemistry*. Vol. 33, pp. 371-392.
- Sañudo-Wilhelmy, S.A. and A.R. Flegal (1992). Anthropogenic silver in the Southern California Bight: A new tracer of sewage in coastal waters. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 26, No. 11, pp. 2147-2151.
- Sañudo-Wilhelmy, S.A. and A.R. Flegal (1994). Temporal variations in lead concentrations and isotopic compositions in the Southern California Bight. *Geochim. Cosmochim. Acta*. Vol. 58, No. 15, pp. 3315-3320.
- Sañudo-Wilhelmy, S.A. and A.R. Flegal (1996). Trace metal concentrations in the surf zone in coastal waters off Baja California. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 30, No. 5, pp. 1575-1580.
- SCCWRP (1986). Characteristics of municipal wastewater. In: Southern California Coastal Water Research Project. Annual Report, 1986. Long Beach, California. pp. 1-5.

SCCWRP (1987). Coastal Water Research Project: Annual Report, 1987. Southern California Coastal Water Research Project. El segundo, California. 101 pp.

SCCWRP (1989a). Recent changes and long term trends in the combined mass emission discharged into the Southern California Bight. In: Southern California Coastal Water Research Project. Annual Report, 1988. Long Beach, California. pp. 20-28.

SCCWRP (1989b). Marine outfall: 1987 inputs from wastewater treatment plants, power plants and industrial facilities. In: Southern California Coastal Water Research Project. Annual Report, 1988. Long Beach, California. pp. 30-37.

SCCWRP (1992). Characteristics of effluents from large municipal wastewater treatment facilities in 1990 and 1991. In: Southern California Coastal Water Research Project. Annual Report, 1990-91 and 1991-92. Long Beach, California. pp. 8-18.

SCCWRP (1994). Characteristics of effluents from large municipal wastewater treatment facilities in 1992 . In: Southern California Coastal Water Research Project. Annual Report, 1992-93. Long Beach, California. pp. 10-19.

Schafer, H.A. (1976). Characteristics of municipal wastewater discharges, In: Southern California Coastal Water Research Project, Annual Report, 1976, pp.57-60. El Segundo, California.

Schafer, H.A. (1980). Characteristics of municipal wastewater. In: Southern California Coastal Water Research Project , Biennial Report, 1979-1980, pp.57-60. Long Beach, California. pp. 235-240.

Schafer, H.A. (1982). Characteristics of municipal wastewater. In: Southern California Coastal Water Research Project , Biennial Report, 1981-1982, pp.57-60. Long Beach, California. pp. 11-16.

- Schafer, H.A. (1984). Characteristics of municipal wastewater. In: Southern California Coastal Water Research Project , Biennial Report, 1983-1984, pp.57-60. Long Beach, California. pp. 11-20.
- Schultz-Baldes, M. (1974). Lead uptake from seawater and food, and lead loss in the common mussel *Mytilus edulis*. Marine Biology. Vol. 25, pp. 117-193.
- Secretaría de Marina (1974). Estudio oceanográfico de la región de Ensenada, B.C. Dirección General de Oceanografía y Señalamiento Marítimo. México.
- Segovia-Zavala, J.A. (1994). Variación de cadmio en zona de surgencias de la costa noroccidental de Baja California. Tesis de Maestría en Oceanografía. CICESE. pp. 48.
- Stephenson, M.D., M. Martin, S.E. Lange, A.R. Flegal and J.H. Martin (1979). Trace Metal Concentration in the California Mussel *Mytilus californianus*. Water Quality Monitoring Report. Vol. III, No. 70-22, 102 pp.
- Stephenson, M.D. and G.H. Leonard (1994). Evidence for the decline of silver and lead and the increase of copper from 1977 to 1990 in the coastal marine waters of California. Marine Pollution Bulletin. Vol. 28, No. 3, pp. 148-153.
- Taylor, S.R. (1964). Abundance of chemical elements in the continental crust: A new table. Geochim. Cosmochim. Acta. Vol. 28, pp. 1273-1285.
- Villaescusa-Celaya, J.A., E.A. Gutiérrez-Galindo y G. Flores-Muñoz (1997). Metales pesados en fracciones geoquímicas de sedimentos de la región fronteriza de Baja California, México, y California, EUA. Ciencias Marinas. Vol. 23, No. 1, pp. 43-70.

White, S.L. and P.S. Rainbow (1985). On the metabolic requirements for copper and zinc in molluscs and crustaceans. *Marine Environmental Research*. Vol. 16, pp. 215-229.

Young, D.R., T. Jan and R. Gossett. (1981). Trace pollutants in surface runoff. In: *Coastal Water Research Project Biennial Report for the years 1979-1980*. (Willard Bascom, ed), pp. 163-169. Long Beach, California.

ANEXO

Anexo I. Comparación de concentraciones promedio de metales traza ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) $\pm$ su intervalo de confianza (95%) entre muestras de control certificadas* por el National Institute of Standar & Technology (NIST), E.U.A. y lo obtenido en este trabajo.

	ESTE TRABAJO	NIST
Ag	1.61 $\pm$ 0.29	1.68 $\pm$ 0.15
Al	157 $\pm$ 10.9	202.5 $\pm$ 12.5
Cd	3.90 $\pm$ 0.18	4.15 $\pm$ 0.38
Cr	1.58 $\pm$ 0.50	1.43 $\pm$ 0.46
Cu	58.8 $\pm$ 4.01	66.3 $\pm$ 4.3
Mn	11.15 $\pm$ 0.47	12.3 $\pm$ 1.5
Pb	0.352 $\pm$ 0.015	0.371 $\pm$ 0.014
Zn	771 $\pm$ 19.4	830 $\pm$ 57

* Estandar de Ostión del NIST (Oyster Tissue SRM 1566a)