



**ESTUDIO LEVANTAMIENTO DE INFORMACIÓN PARA EL CONTROL  
AMBIENTAL DE LA BAHÍA DE SAN JORGE**

BIP 30059576

**INFORME FINAL**

**EQUIPO DE TRABAJO**

Investigadores

JORGE VALDÉS SAAVEDRA

RUBÉN ARAYA VALENCIA

MARCO ORTIZ HINOJOSA

PAOLA DÁVILA

Profesionales

MARCOS GUIÑEZ ARAYA

GABRIEL CASTRO

FERNANDO BERRIOS

LEONARDO CAMPOS

SUE ELLEN VEGA



## LISTA DE ABREVIACIONES

ADCP= Acoustic Doppler Current Profiler

ADN: Acido Desoxiribonucleico

AESS= Agua Ecuatorial Subsuperficial

ANDEVA= Análisis de Varianza

ARN: Acido Ribonucleico

BSJ= Bahía San Jorge

CESS= Corriente Ecuatorial SubSuperficial

CCPCh= Contra Corriente Perú-Chile

CONAMA= Comisión Nacional de Medio Ambiente

CP= corriente de Perú

CCCP= Contracorriente Chile-Perú

CSSP= Corriente Subsuperficial de Perú

CCC= Corriente Costera de Chile

Chl<sub>sup</sub>= clorofila superficial

Chl<sub>max</sub>= clorofila máxima

Z<sub>m insitu</sub>= profundidad de la máxima clorofila

CTD= Conductivity, Temperature, Depth

DAPI: 4'-6'-diamidino-2-phenylidone fluorocromo para recuento de bacterias totales

DGGE: Gel de Gradiente Denaturante

EAA= Espectrofotometría de Absorción Atómica

EDTA: Buffer reactivo para electroforesis

ENOS= El Niño Oscilación del Sur

ERL= Efecto de Rango Bajo

ERM= Efecto de Rango Medio

EST= espesor de la capa estratificada

FONTEC= Fondo Tecnológico

FONDEF

GC: Bases nitrogenadas Guanina y Citosina

$I_{geo}$ = Índice de Geoacumulación

LDPE= polietileno de baja densidad

MESS-3

MO= Materia Orgánica

MODIS= Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer

MPN: Número Más Probable para el recuento de coliformes presuntivos, totales y fecales

PCM= profundidad de la capa de mezcla

PCR: Reacción en Cadena de la Polimerasa

PG= promedio gráfico del tamaño de grano

SQG= Sediment Quality Guideline

SEREMI\_ Secretaría Regional Ministerial

SEA= Servicio de Evaluación Ambiente

SERNAPESCA= Servicio Nacional de Pesca

SHOA= Servicio Hidrográfico de la Armada de Chile

TAE: Buffer en base a Tris HCl, ácido acético y EDTA

T\_S= Diagrama Temperatura\_Salinidad

TSM= temperatura superficial del mar

US EPA= Environmental Protection Agency of United States

VNC= Viable No Cultivable

$Z_{m\ insitu}$ = profundidad de la máxima clorofila

ZMO= Zona de Mínimo Oxígeno

2D-ACM= 2-Dimensional Acoustic Current Meter

## LISTA DE TABLAS

Tabla I.1: Coordenadas geográficas y UTM (Datum WGS-84), y características de los sitios de estudio en la bahía San Jorge.

Tabla I.2: Fechas de las campañas de muestreo realizadas en la bahía San Jorge. Se consideran 3 días de trabajo en terreno a partir de la fecha indicada en cada caso.

Tabla II.1.1: Coordenada geográfica y UTM (DATUM WGS 84) para cada estación de las transectas realizadas, de acuerdo a la Fig. II.1.1 para el día 23-04-2008, estación 1 a la 6, y estaciones mostradas en la Fig. II.1.2

Tabla II.1.2: Posición geográfica de las 20 estaciones en coordenadas geográficas y en coordenadas UTM.

Tabla II.2.1: Indica la fecha de medición de cada una de las transectas realizadas y los instrumentos empleados en cada una de ellas, de acuerdo a la posición de las estaciones indicadas en la Tabla II.1.1

Tabla II.3.2.1.1: Estadística básica para la componente zonal (u) y meridional (v) de la corriente para cuatro períodos consecutivos de diez días y para el período total comprendido entre el 12 de Agosto al 23 de Septiembre de 2008.

Tabla II.3.2.2.1: Estadística básica para la componente zonal (u) y meridional (v) de la corriente de cuatro períodos consecutivos de diez días y para el período total comprendido entre el 12 de Agosto al 22 de Septiembre de 2008.

Tabla II.3.2.2.2: (a) Estadística básica para la componente zonal (u) y meridional (v) de la corriente. (b) Intensidad y dirección media de la corriente obtenida de las componentes zonal y meridional promedio. Los valores mínimos y máximos se obtienen de la serie de tiempo de la intensidad. Ambas tablas estadísticas corresponden a cuatro períodos consecutivos de diez días y para el período total comprendido entre el 15 de Noviembre al 6 de Diciembre de 2008.

Tabla II.3.3.3.1: Parámetros Gaussianos, sus valores promedio y desviación estándar obtenidos de los ajustes realizados a los 20 perfiles de fluimetría obtenidos en el mes de Enero y para el set de datos ampliado de 34 perfiles.

Tabla II.3.3.3.2: Estadística descriptiva de los parámetros Gaussianos de las curvas ajustadas a los perfiles de fluimetría ( $\sigma$ , h, Clorofila superficial (Chlo) y profundidad del máximo de clorofila observado ( $Z_m$ )), Temperatura superficial ( $T_{sup}$ ), Clorofila Máxima (Chlo\_max), profundidad del máximo de clorofila in situ ( $Z_{max\_in\_situ}$ ), parámetro de estratificación ( $\Phi_s$ , Phi), y profundidad de la capa de estratificación ( $Z_{est}$ ), en base a datos de las 34 estaciones seleccionadas.

Tabla II. 3.3.3.3: Correlaciones de Pearson entre las variables que describen la distribución fitoplanctónica en la columna de agua y que presentan una distribución normal. El valor superior corresponde al coeficiente de correlación (c ) y el valor inferior corresponde al valor p (p), para un nivel de confianza del 95 %.

Tabla II.3.3.3.4: Regresiones lineales entre las variables que presentaron correlaciones de Pearson significativas con un nivel de confianza superior al 95 %.

Tabla II.3.3.3.5: Cálculo del valor de la profundidad ( $Z_{max\_est}$ ) donde se ubica la concentración máxima de clorofila ( $mg\ m^{-3}$ ), en función de distintos valores de concentración de clorofila superficial representativas de datos extraídos de una imagen satelital de clorofila \_a.

Tabla III.1: Técnicas de análisis de parámetros químicos en agua de mar.

Tabla III.2. Norma de Calidad Primaria para aguas marinas y estuarinas.

Tabla III.3. Guía para la elaboración de Normas Secundarias para Aguas Marinas y Estuarinas, Departamento de Control de la Contaminación de la ex CONAMA.

Tabla III.4. Estadística descriptiva de los parámetros medidos en las aguas costeras de la bahía San Jorge

Tabla III.5: Rango y/o promedio de concentraciones de algunos metales disueltos medidos en diferentes sistemas costeros. Concentración en  $\mu g\ L^{-1}$ .

Tabla III.6. Análisis de varianza para los años de muestreo. Se indican en negrita los valores significativos ( $< 0,05$ ).

Tabla III.7. Análisis de varianza para los períodos de muestreo cálido y frío. Se indican en negrita los valores significativos ( $< 0,05$ ).

Tabla III.8. Análisis de varianza para los sectores de muestreo. Se indican en negrita los valores significativos ( $< 0,05$ ).

Tabla IV.1: Estadística descriptiva de las variables medidas en sedimentos la bahía San Jorge. Metales expresados en  $\text{mg kg}^{-1}$ , MO es Materia Orgánica (en %), PG es promedio gráfico del tamaño de grano.

Tabla IV.2: Comparación de niveles medios de metales en sedimentos superficiales de diversos ambientes costeros de Chile. Concentración en  $\text{mg kg}^{-1}$  excepto para Al que está en %.

Tabla IV.3: Promedio gráfico y su significado.

Tabla IV.4: Clasificación del Índice de Geoacumulación de acuerdo a Müller (1979).

Tabla IV.5: Análisis de Varianza para los 4 años de muestreo (2008-2011) de sedimentos en la bahía San Jorge. MO es Materia Orgánica y PG es Promedio Gráfico.

Tabla IV.6: Análisis de Varianza para los sitios de muestreo de sedimentos en la bahía San Jorge. MO es Materia Orgánica y PG es Promedio Gráfico.

Tabla IV.2.1: Coordenadas de los puntos de muestreo de cada uno de los estudios comparados en este capítulo. Datum WGS-84.

Tabla IV.2.2: Contenido de Cu, Zn y Pb en sedimentos, reportados en cada uno de los estudios utilizados en este capítulo de comparación.

Tabla V.1.- Diversidad bacteriana a través del índice de Shannon-Weaver a partir de los patrones de DGGE generados desde muestras de sedimentos marinos en el año 2009.

Tabla V.2.- Diversidad bacteriana a través del índice de Shannon-Weaver a partir de los patrones de DGGE generados desde muestras de sedimentos marinos en el año 2010.

Tabla V.3.- Diversidad bacteriana a través del índice de Shannon-Weaver a partir de los patrones de DGGE generados desde muestras de sedimentos marinos en el año 2011.



Tabla V.4.- Diversidad bacteriana a través del índice de Shannon-Weaver a partir de los patrones de DGGE generados desde muestras de sedimentos marinos en el año 2011.

Tabla V.5.- Coliformes fecales obtenidos a partir de muestras de agua superficial durante las distintas campañas de muestreo mediante la técnica del Número Más Probable. Donde T: Coliformes Totales, F: Coliformes Fecales

Tabla V.6.- Clasificación de las aguas de acuerdo a los parámetros de coliformes totales y fecales de acuerdo a la técnica del Número más Probable.

Tabla VI.1. Resume las pendientes promedio de las series de logaritmo y el valor de W promedio (curvas ABC) en cada uno de los sectores del sistema intermareal y submareal estudiados durante la 1ª Campaña (1C), 2ª Campaña (2C), 3ª Campaña (3C), 4ª Campaña (4C), 5ª Campaña (5C), 6ª Campaña (6C), 7ª Campaña (7C) y 8ª Campaña de estudio.

Tabla VI.2. Análisis de similaridad (ANOSIM)

Tabla VI.3. Parámetros entrados (en negritas) y estimados por la modelación ECOPATH para cada uno de los modelos construidos. TL=nivel trófico; C= capturas pesqueras; B=biomasa  $\text{g m}^{-2}$ ; P/B= productividad  $\text{g m}^{-2}\text{año}^{-1}$ ; Q/B=tasa de consumo  $\text{g m}^{-2}\text{año}^{-1}$ ; EE=eficiencia ecotrófica.

Tabla VI.4. Matrices cuantitativas de dieta (%) para cada uno de los modelos construidos.

Tabla VI.5. Propiedades ecosistémicas de cada uno de los modelos construidos. \* = muestran los parámetros más relevantes y aplicados.

Tabla VI.6. Estimaciones de resiliencia (SRT) (años) de cada modelo construido como consecuencia de perturbaciones en todas las variables.

Tabla VI.7. Parámetros de dispersión, preferencia de hábitats y vulnerabilidad de depredación para la modelación espacial ECOSPACE, usando el modelo global de Bahía San Jorge.

Tabla VI.8. Matrices de interacción cualitativa entre depredador-presa y otras interacciones ecológicas para la modelación cualitativa Loop Analysis.. +1 =efecto positivo; -1 = efecto negativo; 0 = efecto neutro. Diagonal principal (en negrita)

corresponde a la dinámica de auto-retroacción de cada una de las variables consideradas en los modelos.

Tabla VI.9. Predicciones cualitativas de cambios en la estabilidad local holística de los sistemas como consecuencia de cambios en las auto-retracciones de cada una de las variables consideradas en los modelos.

Tabla VII.1: Estadística descriptiva del contenido de metales en comunidades submareales de la bahía San Jorge. Valores en  $\text{mg kg}^{-1}$ .

Tabla VII.2: Análisis de varianza para el contenido de metales por año de muestreo.

Tabla VII.3: Análisis de varianza para el contenido de metales por año de muestreo.

Tabla VII. 4: Estadística descriptiva del contenido de metales en organismos intermareales de la bahía San Jorge. Período 2008-2011. Concentraciones en  $\text{mg kg}^{-1}$ .

Tabla VII.5: ANDEVA para el contenido de metales por año de muestreo en la bahía San Jorge. Nivel de significancia  $p < 0,05$ .

Tabla VII. 6: ANDEVA para el contenido de metales por sector de muestreo en la bahía San Jorge. Nivel de significancia  $p < 0,05$ .

Tabla VIII.1: Coordenadas de boyas oceanográficas y las zonas propuestas en el Plan de Gestión Ambiental de la bahía San Jorge. En el segundo caso se dan las coordenadas de latitud sur, sobre la línea de costa.

## LISTA DE FIGURAS

Fig. I.1: Modelo de circulación de la bahía San Jorge, en el contexto de la hidrodinámica regional. La segunda imagen desde la derecha representa la situación regional: CP es corriente de Perú, CCCP es contracorriente Chile-Perú, CSSP es Corriente subsuperficial de Perú y CCC es Corriente Costera de Chile (Strub et al, 1998). En la imagen de la izquierda se observa la bahía San Jorge. Se destaca la batimetría hasta los 100 m de profundidad y la localización esquemática del frente térmico (línea de puntos rojos). Las flechas corresponden a la circulación superficial (Escribano & Hidalgo, 2001; Marín et al., 2003).

Fig. I.2: Localización de los sitios de muestreo en la bahía San Jorge. Los círculos negros indican los puntos de muestreo. Los cuadros amarillos indican, de sur a norte, puerto de embarque de Minera Escondida, Puerto Antofagasta, depósitos de almacenamiento de combustibles.

Fig. II.1.1: Posición de las estaciones (1, 2, 3, 4, 5 y 6) asociadas a la transecta de CTD Sea Bird plus SBE-19 plus para el día 05-04-2008 y posición de las estaciones (2, 3, 4, 5, y 6) asociadas a la transecta del correntómetro acústico para el día 23-04-2008.

Fig. II.1.2: I) Posición de las estaciones (1, 2, 3, 4, 5, 6 y 8) asociadas a la transecta de CTD Sea Bird -19 plus y estaciones (2, 3, 4, 5 y 6) del correntómetro acústico doppler para los días 16-10-2008 y 27-03-2009 y II) Posición de las estaciones (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 y 8) asociadas a la transecta de CTD Sea Bird -19 plus y estaciones (2, 3, 4, 5 y 6) del correntómetro acústico doppler para los días: 28-09-2009, 06-04-2010, 10-08-2010, 25-03-2011, y 22-27-29/03/2012.

Fig. II.1.3: Posición de las estaciones muestreadas con CTD SeaBird SBE-19 plus durante el 20 de Enero y 6 de Abril de 2011.

Fig. II.3.1.1.1: Sección transversal para la distribución de la temperatura entre el Faro del Puerto de Antofagasta y Punta Jorge (a) 05/04/2008 (b) 16/10/2008 (c), 27/03/2009, (d) 28/09/2009.

Fig. II.3.1.1.2: Sección transversal para la distribución de la temperatura entre el Faro del Puerto de Antofagasta y Punta Jorge (a) 06/04/2010 (b) 10/08/2010 (c), 25/03/2011, y (d) 22, 27 y 28/06/2012.

Fig. II.3.1.1.3: Sección transversal para la distribución de la salinidad (psu) entre el Faro del Puerto de Antofagasta y Punta Jorge (a) 05/04/2008 (b) 16/10/2008 (c), 27/03/2009, (d) 28/09/2009.

Fig. II.3.1.1.4: Sección transversal para la distribución de la salinidad (psu) entre el Faro del Puerto de Antofagasta y Punta Jorge (a) 06/04/20010 (b) 10/08/2010 (c), 25/03/2011 y (d) 22, 27 y28/06/2012.

Fig. II.3.1.1.5: Sección transversal para la distribución de la densidad ( $\text{kg m}^{-3}$ ) entre el Faro del Puerto de Antofagasta y Punta Jorge (a) 05/04/2008 (b) 16/10/2008 (c), 27/03/2009, (d) 28/09/2009.

Fig. II.3.1.1.6: Sección transversal para la distribución de la densidad ( $\text{kg m}^{-3}$ ) entre el Faro del Puerto de Antofagasta y Punta Jorge (a) 06/04/20010 (b) 10/08/2010 (c), 25/03/2011, y (d) 22, 27 y28/06/2012.

Fig. II.3.1.1.7: Diagrama T-S de los datos hidrográficos obtenidos el (a) 5 de Abril de 2008, (b) 16 de Octubre de 2008, (c) el 27 de Marzo de 2009, y (d) 28 de Agosto de 2009.

Fig. II.3.1.1.8: Diagrama T-S de los datos hidrográficos obtenidos el (a) 6 de Abril de 2010, (b) 10 de Agosto de 2010, (c) el 25 de Marzo de 2011 y (d) 22, 27 y28 Junio de 2012.

Fig. II.3.1.2.1: Características del viento del mes de Abril de 2008: (a) Promedio horario mensual de la componente zonal (línea gruesa) con su respectiva desviación estándar y componente zonal horaria para tres días consecutivos (línea fina), correspondiendo el último día, al de medición de las corrientes instantáneas. (b) Promedio horario mensual de la componente meridional con su respectiva desviación estándar horaria (línea gruesa) y componente meridional del viento horaria para tres días consecutivos (línea fina), correspondiendo el último día, al de medición. (Fecha de medición 23 /04/2008).

Fig. II.3.1.2.2: Características del viento del mes de Octubre de 2008: (a) Promedio horario mensual de la componente zonal (línea gruesa) con su respectiva desviación estándar y componente zonal horaria para tres días consecutivos (línea fina), correspondiendo el último día, al de medición de las corrientes instantáneas. (b) Promedio horario mensual de la componente meridional con su respectiva desviación

estándar horaria (línea gruesa) y componente meridional del viento horaria para tres días consecutivos (línea fina), correspondiendo el último día, al de medición. (Fecha de medición 16/10/2008).

Fig. II.3.1.2.3: Características del viento del mes de Marzo de 2009: (a) Promedio horario mensual de la componente zonal (línea gruesa) con su respectiva desviación estándar y componente zonal horaria para tres días consecutivos (línea fina), correspondiendo el último día, al de medición de las corrientes instantáneas. (b) Promedio horario mensual de la componente meridional con su respectiva desviación estándar horaria (línea gruesa) y componente meridional del viento horaria para tres días consecutivos (línea fina), correspondiendo el último día, al de medición. (Fecha de medición 27/03/2009).

Fig. II.3.1.2.4: Características del viento del mes de Agosto de 2009: (a) Promedio horario mensual de la componente zonal (línea gruesa) con su respectiva desviación estándar y componente zonal horaria para tres días consecutivos (línea fina), correspondiendo el último día, al de medición de las corrientes instantáneas. (b) Promedio horario mensual de la componente meridional con su respectiva desviación estándar horaria (línea gruesa) y componente meridional del viento horaria para tres días consecutivos (línea fina), correspondiendo el último día, al de medición. (Fecha de medición 28/08/2009).

Fig. II.3.1.2.5: Características del viento del mes de Abril de 2010: (a) Promedio horario mensual de la componente zonal (línea gruesa) con su respectiva desviación estándar y componente zonal horaria para tres días consecutivos (línea fina), correspondiendo el último día, al de medición de las corrientes instantáneas. (b) Promedio horario mensual de la componente meridional con su respectiva desviación estándar horaria (línea gruesa) y componente meridional del viento horaria para tres días consecutivos (línea fina), correspondiendo el último día, al de medición. (Fecha de medición 06/04/2010).

Fig. II.3.1.2.6: Características del viento del mes de Agosto de 2010: (a) Promedio horario mensual de la componente zonal (línea gruesa) con su respectiva desviación estándar y componente zonal horaria para tres días consecutivos (línea fina), correspondiendo el último día, al de medición de las corrientes instantáneas. (b) Promedio horario mensual de la componente meridional con su respectiva desviación

estándar horaria (línea gruesa) y componente meridional del viento horaria para tres días consecutivos (línea fina), correspondiendo el último día, al de medición. (Fecha de medición 10/08/2010).

Fig. II.3.1.2.7: Características del viento del mes de Marzo de 2011: (a) Promedio horario mensual de la componente zonal (línea gruesa) con su respectiva desviación estándar y componente zonal horaria para tres días consecutivos (línea fina), correspondiendo el último día, al de medición de las corrientes instantáneas. (b) Promedio horario mensual de la componente meridional con su respectiva desviación estándar horaria (línea gruesa) y componente meridional del viento horaria para tres días consecutivos (línea fina), correspondiendo el último día, al de medición. (Fecha de medición 25/03/2011).

Fig. II.3.1.2.8: Características del viento del mes de Junio de 2012: (a) Promedio horario mensual de la componente zonal (línea gruesa) con su respectiva desviación estándar y componente zonal horaria para tres días consecutivos (línea fina), correspondiendo el último día, al de medición de las corrientes instantánea para el día 29/06/2012. (b) Promedio horario mensual de la componente meridional con su respectiva desviación estándar horaria (línea gruesa) y componente meridional del viento horaria para tres días consecutivos (línea fina), correspondiendo el último día, al de medición. (Fecha de medición 29/06/2012).

Fig. II.3.1.2.9: Índice de Bakun para el mes de Abril de 2008: (a) Promedio Horario para cada día del mes, (b) Promedio diario para cada día del mes, (c) Promedio del período de mayor actividad (considerado entre las 12:00 y 20:00 horas) para cada día del mes. La línea continua representa el valor del Índice de Bakun crítico ( $58,21 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ).

Fig. II.3.1.2.10: Índice de Bakun para el mes de Octubre de 2008: (a) Promedio Horario para cada día del mes, (b) Promedio diario para cada día del mes, (c) Promedio del período de mayor actividad (considerado entre las 12:00 y 20:00 horas) para cada día del mes. La línea continua representa el valor del Índice de Bakun crítico ( $58,21 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ).

Fig. II.3.1.2.11: Índice de Bakun para el mes de Marzo de 2009: (a) Promedio Horario para cada día del mes, (b) Promedio diario para cada día del mes, (c) Promedio del

período de mayor actividad (considerado entre las 12:00 y 20:00 horas) para cada día del mes. La línea continua representa el valor del Índice de Bakun crítico ( $58,21 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ).

Fig. II.3.1.2.12: Índice de Bakun para el mes de Agosto de 2009: (a) Promedio Horario para cada día del mes, (b) Promedio diario para cada día del mes, (c) Promedio del período de mayor actividad (considerado entre las 12:00 y 20:00 horas) para cada día del mes. La línea continua representa el valor del Índice de Bakun crítico ( $58,21 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ).

Fig. II.3.1.2.13: Índice de Bakun para el mes de Abril de 2010: (a) Promedio Horario para cada día del mes, (b) Promedio diario para cada día del mes, (c) Promedio del período de mayor actividad (considerado entre las 12:00 y 20:00 horas) para cada día del mes. La línea continua representa el valor del Índice de Bakun crítico ( $58,21 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ).

Fig. II.3.1.2.14: Índice de Bakun para el mes de Agosto de 2010: (a) Promedio Horario para cada día del mes, (b) Promedio diario para cada día del mes, (c) Promedio del período de mayor actividad (considerado entre las 12:00 y 20:00 horas) para cada día del mes. La línea continua representa el valor del Índice de Bakun crítico ( $58,21 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ).

Fig. II.3.1.2.15: Índice de Bakun para el mes de Marzo de 2011: (a) Promedio Horario para cada día el mes, (b) Promedio diario para cada día del mes, (c) Promedio del período de mayor actividad (considerado entre las 12:00 y 20:00 horas) para cada día del mes. La línea continua representa el valor del Índice de Bakun crítico ( $58,21 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ).

Fig. II.3.1.2.16: Índice de Bakun para el mes de Junio de 2012: (a) Promedio Horario para cada día el mes, (b) Promedio diario para cada día del mes, (c) Promedio del período de mayor actividad (considerado entre las 12:00 y 20:00 horas) para cada día del mes. La línea continua representa el valor del Índice de Bakun crítico ( $58,21 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ).

Fig. II.3.1.3.1: Distribución de los vectores promedios de velocidad de corriente, medidos en períodos aproximados de diez minutos, con correntómetro acústico doppler en 5 estaciones a lo largo de la transecta entre el Faro del Puerto de Antofagasta – Punta Jorge y en tres niveles de profundidad (a) y (c), y gráfica de la altura de marea correspondiente a los días de medición 23 de Abril de 2008 (b) y 16 de Octubre de 2008. (d).

Fig. II.3.1.3.2: Distribución de los vectores promedios de velocidad de corriente, medidos en períodos aproximados de diez minutos con correntómetro acústico doppler

en 5 estaciones a lo largo de la transecta entre el Faro del Puerto de Antofagasta – Punta Jorge y en tres niveles de profundidad (a) y (c), y gráfica de la altura de marea correspondiente a los días de medición 27 de Marzo de 2009 (b) y 28 de Agosto de 2009 (d).

Fig. II.3.1.3.3: Distribución de los vectores promedios de velocidad de corriente, medidos en períodos aproximados de diez minutos con correntómetro acústico doppler en 5 estaciones a lo largo de la transecta entre el Faro del Puerto de Antofagasta – Punta Jorge y en cuatro niveles de profundidad (a) y (c), y gráfica de la altura de marea correspondiente a los días de medición 6 de Abril de 2010 (b) y (d) para 10 de Agosto de 2010.

Fig. II.3.1.3.4: Distribución de los vectores promedios de velocidad de corriente, medidos en períodos aproximados de diez minutos con correntómetro acústico doppler en 5 estaciones a lo largo de la transecta entre el Faro del Puerto de Antofagasta – Punta Jorge y en cuatro (a) y tres niveles de profundidad (c), y gráfica de la altura de marea correspondiente al día de medición 25 de Marzo de 2011 (b) 27 de Junio de 2012 (c).

Fig. II.3.1.3.5: Diagramas de vectores progresivos asociados a los vectores de velocidad de corriente para las distintas fechas de medición: a) 23 de Abril de 2008, b) 16 de Octubre de 2008, c) 27 de Marzo de 2009 y d) 28 de Agosto de 2009.

Fig. II.3.1.3.6: Diagramas de vectores progresivos asociados a los vectores de velocidad de corriente para las distintas fechas de medición: a) 6 de Abril de 2010, b) 10 de Agosto de 2010, c) 25 de Marzo de 2011, d) 22,27 y 29 de Junio de 2012.

Fig. II.3.1.4.1: Imágenes satelitales de TSM MODIS AQUA del área frente a la Península de Mejillones para el período del 23 al 27 de Marzo de 2009.

Fig. II.3.1.4.2: Imágenes satelitales de TSM MODIS AQUA del área frente a la Península de Mejillones para los días 26, 27, 30 y 31 de Agosto de 2009.

Fig. II.3.1.4.3: Imágenes satelitales de TSM MODIS AQUA del área frente a la Península de Mejillones para los días 17, 21, 23 y 26 de Abril de 2008.

Fig. II.3.1.4.4: Imágenes satelitales de TSM MODIS AQUA del área frente a la Península de Mejillones para los días 21, y 25 de Octubre de 2008.



Fig. II.3.1.4.5: Imágenes satelitales de TSM MODIS AQUA del área frente a la Península de Mejillones para los días 2, 7, 13 y 25 de Abril de 2010.

Fig. II.3.1.4.6: Imágenes satelitales de TSM MODIS AQUA del área frente a la Península de Mejillones para los días 8 y 10 de Agosto de 2010.

Fig. II.3.1.4.7: Imágenes satelitales de TSM MODIS AQUA del área frente a la Península de Mejillones para los días 18, 22, 25 y 27 de Marzo de 2011.

Fig. II.3.2.1.1: (a) Componente Zonal del Viento (b) Componente Meridional del Viento, e (c) Intensidad del viento horario para el período comprendido entre 12 de Agosto al 23 de Septiembre.

Fig. II.3.2.1.2: Diagrama de Vector Progresivo para el registro del viento promedio horario durante el período comprendido entre el 12 de Agosto al 23 de Septiembre de 2008.

Fig. II.3.3.1.3: Transecta 2 comprendida entre la estación 7 y 11 de (ver Fig. 2.3.3.1.1) de las variables bio-oceanográficas de temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) (a), salinidad (b) y  $\sigma_t$  ( $\text{kg m}^{-3}$ ) (c), contenido de oxígeno disuelto ( $\text{ml L}^{-1}$ ) (d), biomasa fitoplanctónica ( $\text{mg m}^{-3}$ ) efectuada el 20 de Enero de 2011.

Fig. II.3.2.1.3: (a) Componente Zonal del Viento (b) Componente Meridional del Viento, e (c) Intensidad del viento horario para el período comprendido entre el 15 de Noviembre hasta el 6 de Diciembre de 2008.

Fig. II.3.2.1.4: Diagrama de Vector Progresivo para el registro del viento promedio horario durante el período comprendido entre el 15 de Noviembre hasta el 6 de Diciembre de 2008.

Fig. II.3.2.2.1: Componente meridional y zonal de velocidades de corrientes promedio horario a 3 m de profundidad para el intervalo completo de medición del correntómetro acústico para el período del 11 de Agosto al 23 de Septiembre de 2008.

Fig. II.3.2.2.2: Diagrama de Vector Progresivo para la velocidad de corriente en el período comprendido entre el 12 de Agosto al 23 de Septiembre de 2008 a 3 m de profundidad. Diagrama realizado con los datos horarios de las componentes del vector velocidad de corriente integrados cada 3600 segundos.

Fig. II.3.2.2.3: Componente meridional, zonal e intensidad del vector velocidad de corriente promedio horario a 14 m de profundidad para el intervalo completo de medición para el período del 15 de Noviembre al 6 de Diciembre de 2008.

Fig. II.3.2.2.4: Diagrama de Vector Progresivo a partir del vector de corriente en el período comprendido entre el 15 de Noviembre al 6 de Diciembre de 2008 representativo de los 17 m de profundidad. Diagrama realizado a partir de los datos promedio horarios de las componentes del vector velocidad de corriente integrados cada 3600 segundos

Fig. II.3.3.1.1: Disposición de las 4 transectas analizadas dispuestas desde la costa hasta la boca de la bahía San Jorge, cuya posición geográfica y en coordenada UTM se ubica en la Tabla II.1.2.

Fig. II.3.3.1.2: Transecta 1 comprendida entre la estación 2 y 6 de (ver Fig. 2.3.3.1.1) de las variables bio-oceanográficas de temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) (a), salinidad (b) y  $\sigma_t$  ( $\text{kg m}^{-3}$ ) (c), contenido de oxígeno disuelto ( $\text{ml L}^{-1}$ ) (d), biomasa fitoplanctónica ( $\text{mg m}^{-3}$ ) efectuada el 20 de Enero de 2011.

Fig. II.3.3.1.4: Transecta 3 comprendida entre la estación 12 y 16 de (ver Fig. 2.3.3.1.1) de las variables bio-oceanográficas de temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) (a), salinidad (b) y  $\sigma_t$  ( $\text{kg m}^{-3}$ ) (c), contenido de oxígeno disuelto ( $\text{ml L}^{-1}$ ) (d), biomasa fitoplanctónica ( $\text{mg m}^{-3}$ ) efectuada el 20 de Enero de 2011.

Fig. II.3.3.1.5: Transecta 4 comprendida entre la estación 17 y 20 de (ver Fig. 2.3.3.1.1) de las variables bio-oceanográficas de temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) (a), salinidad (b) y  $\sigma_t$  ( $\text{kg m}^{-3}$ ) (c), contenido de oxígeno disuelto ( $\text{ml L}^{-1}$ ) (d), biomasa fitoplanctónica ( $\text{mg m}^{-3}$ ) efectuada el 20 de Enero de 2011.

Fig. II.3.3.1.6: Perfiles de contenido de oxígeno disuelto ( $\text{ml L}^{-1}$ ) y clorofila\_a ( $\text{mg m}^{-3}$ ) de las estaciones contenidas en la transecta 1 (a), transecta 2 (b), transecta 3 (c) y transecta 4 (d).

Fig. II.3.3.1.7: Diagrama T\_S de los datos de las 20 estaciones realizadas en la Bahía San Jorge, el 20 de Enero de 2011.

Fig. II.3.3.2.1: Transecta 1 comprendida entre la estación 2 y 6 de (ver Fig. 2.3.3.1.1) de las variables bio-oceanográficas de temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) (a), salinidad (b) y  $\sigma_t$  ( $\text{kg m}^{-3}$ ) (c), contenido de oxígeno disuelto ( $\text{ml L}^{-1}$ ) (d), biomasa fitoplanctónica ( $\text{mg m}^{-3}$ ) efectuada el 6 de Abril de 2011.

Fig. II.3.3.2.2: Transecta 2 comprendida entre la estación 7 y 10 de (ver Fig. 2.3.3.1.1) de las variables bio-oceanográficas de temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) (a), salinidad (b) y  $\sigma_t$  ( $\text{kg m}^{-3}$ ) (c), contenido de oxígeno disuelto ( $\text{ml L}^{-1}$ ) (d), biomasa fitoplanctónica ( $\text{mg m}^{-3}$ ) efectuada el 6 de Abril de 2011.

Fig. II.3.3.2.3: Transecta 3 comprendida entre la estación 12 y 16 de (ver Fig. 2.3.3.1.1) de las variables bio-oceanográficas de temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) (a), salinidad (b) y  $\sigma_t$  ( $\text{kg m}^{-3}$ ) (c), contenido de oxígeno disuelto ( $\text{ml L}^{-1}$ ) (d), biomasa fitoplanctónica ( $\text{mg m}^{-3}$ ) efectuada el 6 de Abril de 2011.

Fig. II.3.3.2.4: Transecta 4 comprendida entre la estación 17 y 20 de (ver Fig. 2.3.3.1.1) de las variables bio-oceanográficas de temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) (a), salinidad (b) y  $\sigma_t$  ( $\text{kg m}^{-3}$ ) (c), contenido de oxígeno disuelto ( $\text{ml L}^{-1}$ ) (d), biomasa fitoplanctónica ( $\text{mg m}^{-3}$ ) efectuada el 6 de Abril de 2011.

Fig. II.3.3.2.5: Perfiles de contenido de oxígeno disuelto ( $\text{ml L}^{-1}$ ) y clorofila\_a ( $\text{mg m}^{-3}$ ) de las estaciones contenidas en la transecta 1 (a), transecta 2 (b), transecta 3 (c) y transecta 4 (d).

Fig. II.3.3.2.6: Diagrama T\_S de los datos de las mediciones realizadas en la Bahía San Jorge, el 6 de Abril de 2011.

Fig. II.3.3.2.7: Diagrama del contenido del contenido de oxígeno disuelto versus salinidad de los datos obtenidos en la Bahía San Jorge, el 6 de Abril de 2011.

Fig. II.3.3.3.1: Perfiles de fluimetría in situ, del algoritmo Gaussiano ajustado y del promedio del algoritmo ajustado obtenido del total de 34 estaciones, para el caso particular de las estación 3 (a) y estación 4 (b), de acuerdo al mapa (Fig. 2.1.2), durante el muestreo del 20 de Enero de 2011.

Fig. II.3.3.3.2: Perfiles de fluimetría in situ, del algoritmo Gaussiano ajustado y del promedio del algoritmo ajustado obtenido del total de 34 estaciones, para el caso

particular de las estación 7 (a) y estación 8 (b), de acuerdo al mapa (Fig. 2.1.2), durante el muestreo del 6 de Abril de 2011.

Fig. II.3.3.3: Perfiles de fluimetría del algoritmo Gaussiano promedio (modelo) obtenido del total de las 34 estaciones, y el modelo estimado a partir de distintos valores de clorofila superficial, representativas de las concentraciones obtenidas a partir de una imagen satelital, con las cuales se obtiene la profundidad del valor del máximo de clorofila.

Fig. II.3.3.4: Perfiles de fluimetría del algoritmo Gaussiano promedio (modelo) del obtenido para las 20 estaciones de Enero de 2011, y el modelo estimado a partir de distintos valores de clorofila superficial, representativo de las concentraciones obtenidas por una imagen satelital

Fig. II.3.3.5: Imágenes satelitales de TSM (a) y Clorofila\_a (b) MODIS AQUA del área frente a la Península de Mejillones, del 20 de Enero de 2011.

Fig. II.3.3.6: Imagen satelital de Clorofila\_a MODIS AQUA del área de la Bahía San Jorge, del 20 de Enero de 2011.

Fig. III.3: Box-plot de contenido de Cu y Cd en las aguas de la bahía San Jorge en las 8 campañas realizadas..

Fig. III.4: Box-plot de contenido de Pb y Ni en las aguas de la bahía San Jorge, en las 8 campañas realizadas.

Fig. III.5: Box-plot de contenido de Zn y Hg en las aguas de la bahía San Jorge en las 8 campañas realizadas.

Fig. III.6: Box-plot de contenido de  $Cr_{total}$  y Cr (VI) en las aguas de la bahía San Jorge en las 8 campañas realizadas.

Fig. III.7: Box-plot de contenido de Se y As en las aguas de la bahía San Jorge en las 8 campañas realizadas.

Fig. III.8: Box-plot de contenido de Al y Sn en las aguas de la bahía San Jorge en las 8 campañas realizadas.

Fig. III.9: Box-plot de contenido de  $\text{Cl}_2$  y  $\text{CN}^-$  en las aguas de la bahía San Jorge en las 8 campañas realizadas. En el segundo caso, los valores están por debajo del límite de detección.

Fig. III.10: Box-plot de contenido de  $\text{F}^-$  y  $\text{S}^{2-}$  en las aguas de la bahía San Jorge en las 8 campañas realizadas. En el segundo caso, hay valores que están por debajo del límite de detección.

Fig. III.11: Box-plot de contenido de  $\text{NH}_4^+$  en las aguas de la bahía San Jorge en las 8 campañas realizadas.

Fig. III.12: Box-plot de contenido de Fenol y SAAM en las aguas de la bahía San Jorge en las 8 campañas realizadas.

Fig. III.13: Box-plot de contenido de SST y Halif T en las aguas de la bahía San Jorge en las 8 campañas realizadas.

Fig. III.14: Box-plot de contenido de HarP T y Aceites y Grasas en las aguas de la bahía San Jorge en las 8 campañas realizadas.

Fig. III.15: Distribución de Cu y Cd en aguas de la bahía San Jorge, durante los períodos cálido y frío del 2008 al 2011.

Fig. III.16: Distribución de Pb y Ni en aguas de la bahía San Jorge, durante los períodos cálido y frío del 2008 al 2011.

Fig. III.17: Distribución de Zn y Hg en aguas de la bahía San Jorge, durante los períodos cálido y frío del 2008 al 2011.

Fig. III.18: Distribución de  $\text{Cr}_{\text{total}}$  y  $\text{Cr(VI)}$  en aguas de la bahía San Jorge, durante los períodos cálido y frío del 2008 al 2011.

Fig. III.19: Distribución de Se y As en aguas de la bahía San Jorge, durante los períodos cálido y frío del 2008 al 2011.

Fig. III.20: Distribución de Al y Sn en aguas de la bahía San Jorge, durante los períodos cálido y frío del 2008 al 2011.

Fig. III.21: Distribución de  $\text{Cl}_2$  y  $\text{CN}^-$  en aguas de la bahía San Jorge, durante los períodos cálido y frío del 2008 al 2011. Las barras sin desviación estándar indican mediciones por debajo del límite de detección.

Fig. III.22: Distribución de  $\text{F}^-$  y  $\text{S}^{2-}$  en aguas de la bahía San Jorge, durante los períodos cálido y frío del 2008 al 2011.

Fig. III.23: Distribución de  $\text{NH}_4^+$  en aguas de la bahía San Jorge, durante los períodos cálido y frío del 2008 al 2011.

Fig. III.24: Distribución de Fenol y SAAM en aguas de la bahía San Jorge, durante los períodos cálido y frío del 2008 al 2011.

Fig. III.25: Distribución de SST y Halif en aguas de la bahía San Jorge, durante los períodos cálido y frío del 2008 al 2011.

Fig. III.26: Distribución de HarP T y Aceites y Grasas en aguas de la bahía San Jorge, durante los períodos cálido y frío del 2008 al 2011.

Fig. III.27: Distribución de Cu y Cd en agua en diferentes sectores de la bahía San Jorge durante el período 2008-2011. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).

Fig. III.28: Distribución de Pb y Ni en agua en diferentes sectores de la bahía San Jorge durante el período 2008-2011. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).

Fig. III.29: Distribución de Zn y Hg en agua en diferentes sectores de la bahía San Jorge durante el período 2008-2011. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).

Fig. III.30: Distribución de  $\text{Cr}_{\text{total}}$  y Cr (VI) en agua en diferentes sectores de la bahía San Jorge durante el período 2008-2011. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).

Fig. III.31: Distribución de Se y As en agua en diferentes sectores de la bahía San Jorge durante el período 2008-2011. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).

Fig. III.32: Distribución de Al y Sn en agua en diferentes sectores de la bahía San Jorge durante el período 2008-2011. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).

Fig. III.33: Distribución de  $Cl_2$  y  $CN^-$  en agua en diferentes sectores de la bahía San Jorge durante el período 2008-2011. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2). Los valores que no presentan variación ni desviación estándar corresponden a resultados inferiores al límite de detección del equipo utilizado.

Fig. III.34: Distribución de  $F^-$  y  $S^{2-}$  en agua en diferentes sectores de la bahía San Jorge durante el período 2008-2011. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).

Fig. III.35: Distribución de  $NH_4^+$  en agua en diferentes sectores de la bahía San Jorge durante el período 2008-2011. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).

Fig. III.36: Distribución de Fenol y SAAM en agua en diferentes sectores de la bahía San Jorge durante el período 2008-2011. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).

Fig. III.37: Distribución de SST y Halif T en agua en diferentes sectores de la bahía San Jorge durante el período 2008-2011. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).

Fig. III.38: Distribución de HarP T y Aceites y Grasas en agua en diferentes sectores de la bahía San Jorge durante el período 2008-2011. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).

Fig. III.39: Distribución de datos de los parámetros medidos en la bahía San Jorge contemplados en la Norma Primaria de Calidad de Agua (Decreto 144). Se indica el percentil 95 en cada caso.

Fig. III.40: Dendrograma de similitud entre los sectores estudiados. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es Rinconada, JL es Juan López y Pue75 es Puerto 75 m

Fig. IV.1: Variabilidad interanual del contenido de materia orgánica de los sedimentos de la bahía San Jorge.

Fig. IV.2: Variabilidad interanual del promedio gráfico (PG) de los sedimentos de la bahía San Jorge. Ver Tabla VIV.2 para mayor detalle.

Fig. IV.3: Box-plot de contenido de Cu y Zn en los sedimentos de la bahía San Jorge en las 7 campañas realizadas.

Fig. IV.4: Box-plot de contenido de Pb y Cd en los sedimentos de la bahía San Jorge en las 7 campañas realizadas.

Fig. IV.5: Box-plot de contenido de Ni y Fe en los sedimentos de la bahía San Jorge en las 5 campañas realizadas en donde hay mediciones de estos metales.

Fig. IV.6: Box-plot de contenido de Al y V en los sedimentos de la bahía San Jorge en las 5 campañas realizadas en donde hay mediciones de estos metales.

Fig. IV.7: Box-plot de contenido de As y Mo en los sedimentos de la bahía San Jorge en las 5 campañas realizadas en donde hay mediciones de estos metales.

Fig. IV.8: Contenido medio por período (2008 a 2012) de Cu y Zn en los sedimentos de la bahía San Jorge. Los valores a la izquierda y derecha corresponden a ERL y ERM indicados por Long et al. (1995) y Universidad de Playa Ancha (2002). Ver detalles en el texto.

Fig. IV.9: Contenido medio por período (2008 a 2012) de Pb y Cd en los sedimentos de la bahía San Jorge. Los valores a la izquierda y derecha corresponden a ERL y ERM



indicados por Long et al. (1995) y Universidad de Playa Ancha (2002). Ver detalles en el texto.

Fig. IV.10: Contenido medio por período (2009 a 2012) de Ni y Fe en los sedimentos de la bahía San Jorge. Los valores a la izquierda y derecha corresponden a ERL y ERM indicados por Long et al. (1995) y Universidad de Playa Ancha (2002). Ver detalles en el texto.

Fig. IV.11: Contenido medio por período (2009 a 2012) de Al y V en los sedimentos de la bahía San Jorge. El valor de ERL para el Al, en el caso de Chile es  $17.000 \text{ mg kg}^{-1}$ . ND es No Determinado.

Fig. IV.12: Contenido medio por período (2009 a 2012) de As y Mo en los sedimentos de la bahía San Jorge.

Fig. IV.13: Índice de Geoacumulación para la bahía San Jorge, calculado con dos niveles de referencia (background). Ver detalles en el texto.

Fig. IV.14: Dendrograma de similitud entre los sectores estudiados. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es Rinconada, JL es Juan López y Pue75 es Puerto 75 m.

Fig. IV.15: Distribución de puntos de muestreo de sedimentos en el sector de Coloso. UA es Universidad de Antofagasta (este proyecto) y PVA es Programa de Vigilancia Ambiental de Coloso.

Fig. IV.16: Distribución de puntos de muestreo de sedimentos en el sector del Puerto de Antofagasta. UA es Universidad de Antofagasta (este proyecto), ATI es Antofagasta Terminal Internacional y EPA es Empresa Portuaria Antofagasta.

Fig. IV.17: Distribución de puntos de muestreo de sedimentos en el sector de Coloso. UA es Universidad de Antofagasta (este proyecto) y POAL es Programa de Observación del Ambiente Litoral.

Fig. IV.18: Comparación de resultados entre datos obtenidos en el presente proyecto los obtenidos por un estudio ambiental en Colosos. PVA es Plan de Vigilancia Ambiental de Coloso y UA es Universidad de Antofagasta.

Fig. IV.19: Comparación de resultados entre datos obtenidos en el presente proyecto los obtenidos por un estudio ambiental en el sector Puerto. EPA es Empresa Portuaria Antofagasta, POAL es Programa de Observación del Ambiente Litoral, ATI es Antofagasta Terminal Internacional y UA es Universidad de Antofagasta.

Fig. IV.20: Comparación de resultados entre datos obtenidos en el presente proyecto los obtenidos por un estudio ambiental en el sector Petroleras. POAL es Programa de Observación del Ambiente Litoral y UA es Universidad de Antofagasta.

Fig. V.1.- Recuento de bacterias totales mediante microscopía de epifluorescencia (DAPI) para muestras de agua superficie. Los datos corresponden al promedio de tres réplicas y su desviación estándar.

Fig. V.2.- Recuento de bacterias totales mediante microscopía de epifluorescencia (DAPI) para muestras de agua fondo. Los datos corresponden al promedio de tres réplicas y su desviación estándar.

Fig. V.3.- Recuento de bacterias heterótrofas totales mediante siembra en agar soya tripton para muestras de agua superficie. Los datos corresponden al promedio de tres réplicas y su desviación estándar.

Fig. V.4.- Recuento de bacterias heterótrofas totales mediante siembra en agar soya tripton para muestras de agua de fondo. Los datos corresponden al promedio de tres réplicas y su desviación estándar.

Fig. V.5.- Recuento de bacterias totales mediante microscopía de epifluorescencia (DAPI) para muestras de sedimentos. Los datos corresponden al promedio de tres réplicas y su desviación estándar.

Fig. V.6.- Recuento de bacterias heterótrofas totales mediante siembra en agar soya tripton para muestras de sedimentos. Los datos corresponden al promedio de tres réplicas y su desviación estándar.

Fig. V.7.- DGGE análisis a partir de los productos de PCR a partir de ADN genómico extraído para sedimentos del 2009.

1) Puerto Camp. II  $10^{-1}$ , 2) Vacío, 3) Puerto 25 Camp. II  $10^{-1}$ , 4) Puerto 25 Camp. II  $10^{-1}$ , 5) Puerto 25  $10^{-1}$ , 6) Vacío, 7) Vacío, 8) Carrizo  $10^{-1}$ , 9) Chimba  $10^{-1}$ , 10) Acapulco, 11) Vacío, 12) Coloso Camp. II y 13) Rinconada.

Fig. V.8.- DGGE análisis a partir de los productos de PCR a partir de ADN genómico extraído para sedimentos del 2010.

1) Puerto Afta. 1 23/04/10, 2) Carrizo 3 23/04/10, 3) Carrizo 1 23/04/10, 4) Vacío, 5) Puerto 3  $10^{-1}$  23/04/10, 6) Vacío, 7) Coloso 10 m. Camp. VI  $10^{-1}$ , 8) Vacío, 9) Chimba A 05/08/10, 10) Carrizo 2  $10^{-1}$  23/04/10.

Fig. V.9.- DGGE análisis a partir de los productos de PCR a partir de ADN genómico extraído para sedimentos del 2011.

1) Puerto 2  $10^{-1}$ , 2) Chimba 3  $10^{-1}$ , 3) Acapulco B  $10^{-1}$ , 4) Chimba 1  $10^{-1}$ , 5) Rinconada C  $10^{-1}$ , 6) Vacío, 7) Rinconada B  $10^{-1}$ , 8) Acapulco A  $10^{-1}$ , 9) Acapulco B, 10) Chimba 3, 11) Rinconada B, 12) Acapulco C.

Fig. V.10.- DGGE análisis a partir de los productos de PCR a partir de ADN genómico extraído para sedimentos del 2011.

1) Puerto A 10m, 2) Rinconada A 10m, 3) Rinconada A 10m, 4) Chimba A 10m, 5) Chimba A, 10m, 6) Petroleras A 10m, 7) Puerto B 10m, 8) Chimba B 10m, 9) Rinconada B 10m, 10) Rinconada B 10m, 11) Carrizo A 10m, 12) Juan López B 10m, 13) Juan López A 10m, 14) Petroleras B 10m, 15) Carrizo B 10m.

Fig. V.11.- Dendrograma para la distribución de coliformes totales para la Bahía San Jorge.

Fig. V.12.- Dendrograma para la distribución de coliformes fecales para la Bahía San Jorge.

Fig. VI.1. Distribución de series de logaritmo para abundancia de especies en cada una de los sectores del intermareal y submareal de Bahía San Jorge, durante la 1ª Campaña, 2ª Campaña, 3ª Campaña, 4ª Campaña, 5ª Campaña, 6ª Campaña, 7ª Campaña y 8ª Campaña de estudio.

Fig. VI.2. Curvas ABC-dominancia en cada uno de los sectores del sistema submareal estudiados en Bahía San Jorge, durante la 1ª Campaña, 2ª Campaña, 3ª Campaña, 4ª Campaña, 5ª Campaña, 6ª Campaña, 7ª Campaña y 8ª Campaña de estudio.

Fig. VI.3. Índices de diversidad biológica de Shannon-Wiener ( $H'$ ) y regularidad de ( $J'$ ) en cada uno de los sectores estudiados del sistema submareal de Bahía San Jorge durante la 1ª Campaña, 2ª Campaña, 3ª Campaña, 4ª Campaña, 5ª Campaña, 6ª Campaña, 7ª Campaña y 8ª Campaña de estudio.

Fig. VI.4. Análisis multivariado (n-MDS) incluyendo todos los sectores de estudio del sistema submareal estudiados en Bahía San Jorge durante la 1ª Campaña, 2ª Campaña, 3ª Campaña, 4ª Campaña, 5ª Campaña, 6ª Campaña, 7ª Campaña y 8ª Campaña de estudio.

Fig. VI.5. Análisis de dendrograma incluyendo todos los sectores del sistema submareal estudiados en Bahía San Jorge durante la 1ª Campaña, 2ª Campaña, 3ª Campaña, 4ª Campaña, 5ª Campaña, 6ª Campaña, 7ª y 8ª Campaña de estudio.

Fig. VI.6. Modelos tróficos de interacciones. La escala en la izquierda representa el nivel trófico de las diferentes variables del sistema. El tamaño de los círculos es una aproximación relativa de la biomasa de las variables.

Fig. VI.7. Propagación de efectos directos e indirectos mediante MTI basados en la modelación ECOPATH.

Fig. VI.8. Propagación de efectos directos e indirectos basados en simulaciones dinámicas usando la modelación ECOSIM.

Fig. VI.9. Dispersión espacial de los modelos construidos en la Bahía San Jorge. Escenarios de extracción pesquera evaluados por modelo separado y global.

Fig. VI.10. Propagación de efectos directos e indirectos espacialmente en Bahía San Jorge basados en el modelo global usando la modelación dinámica ECOSPACE.

Fig. VII.1: Box-plot del contenido de Zn y Cu en comunidades submareales registrado durante las diferentes campañas de muestreo realizadas en la bahía San Jorge.

Fig. VII.2: Box-plot del contenido de Cd y Ni en comunidades submareales registrado durante las diferentes campañas de muestreo realizadas en la bahía San Jorge.

Fig. VII.3: Box-plot del contenido de Fe y Al en comunidades submareales registrado durante las diferentes campañas de muestreo realizadas en la bahía San Jorge.

Fig. VII.4: Box-plot del contenido de V y As en comunidades submareales registrado durante las diferentes campañas de muestreo realizadas en la bahía San Jorge.

Fig. VII.5: Box-plot del contenido de Mo y Pb en comunidades submareales registrado durante las diferentes campañas de muestreo realizadas en la bahía San Jorge.

Fig. VII.6: Media anual del contenido de Zn y Cu, por sectores en comunidades submareales de la bahía San Jorge. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).

Fig. VII.7: Media anual del contenido de Ni y Cd, por sectores en comunidades submareales de la bahía San Jorge. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto

Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).

Fig. VII.8: Media anual del contenido de Fe y Al, por sectores en comunidades submareales de la bahía San Jorge. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).

Fig. VII.9: Media anual del contenido de V y As, por sectores en comunidades submareales de la bahía San Jorge. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).

Fig. VII.10: Media anual del contenido de Mo y Pb, por sectores en comunidades submareales de la bahía San Jorge. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).

Fig. VII.11: Dendrograma de similitud (Complete Linkage and Euclidean distance) para los sectores de estudio, basado en el contenido de metales en organismos submareales de la bahía San Jorge. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).

Fig. VII.12: Box-plot del contenido de Zn y Cu en comunidades intermareales registrado durante las diferentes campañas de muestreo realizadas en la bahía San Jorge.

Fig. VII.13: Box-plot del contenido de Cd y Pb en comunidades intermareales registrado durante las diferentes campañas de muestreo realizadas en la bahía San Jorge.

Fig. VII.14: Box-plot del contenido de Fe y Al en comunidades intermareales registrado durante las diferentes campañas de muestreo realizadas en la bahía San Jorge.

Fig. VII.15: Box-plot del contenido de Ni y V en comunidades intermareales registrado durante las diferentes campañas de muestreo realizadas en la bahía San Jorge.

Fig. VII.16: Media anual por sector del contenido de Zn y Cu en comunidades intermareales de la bahía San Jorge. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto

Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).

Fig. VII.17: Media anual por sector del contenido de Cd y Pb en comunidades intermareales de la bahía San Jorge. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).

Fig. VII.18: Media anual por sector del contenido de Fe y Al en comunidades intermareales de la bahía San Jorge. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).

Fig. VII.19: Media anual por sector del contenido de Ni y V en comunidades intermareales de la bahía San Jorge. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).

Fig. VII.20: Dendrograma de similitud entre los sectores estudiados en la bahía San Jorge, sobre la base del contenido de metales en organismos intermareales. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).

Fig. VIII.1: Esquema de funcionamiento del Plan de Gestión Ambiental de la bahía San Jorge.

Fig. VIII.2: Superposición esquemática de las agrupaciones espaciales identificadas en cada una de las matrices ambientales estudiadas en la bahía San Jorge. Dentro de cada mapa los colores identifican los sectores con propiedades y características similares. Esquemas desprendidos del análisis multivariado descrito en cada capítulo.

Fig. VIII.3: Propuesta de zonificación ambiental para la bahía San Jorge. Los puntos rojos indican la localización sugerida de las boyas oceanográficas.

## ÍNDICE

	<b>RESUMEN</b>	<b>32</b>
<b>I</b>	<b>INTRODUCCIÓN</b>	<b>36</b>
<b>I.1</b>	<b>Principales patrones oceanográficos en el norte de Chile</b>	<b>36</b>
<b>I.2</b>	<b>Características oceanográficas locales.</b>	<b>37</b>
<b>I.3</b>	<b>Relación hombre-ambiente en el contexto de la geografía</b>	<b>40</b>
<b>I.4</b>	<b>Metodología general de trabajo</b>	<b>44</b>
<b>II</b>	<b>CARACTERÍSTICAS OCEANOGRÁFICAS DE LA BAHÍA SAN JORGE.</b>	<b>48</b>
<b>II.1</b>	<b>Introducción</b>	<b>48</b>
<b>II.2</b>	<b>Metodología</b>	<b>54</b>
<b>II.2.1</b>	<b>Hidrografía y Correntometría en Bahía San Jorge</b>	<b>54</b>
<b>II.2.1.1</b>	<b>Datos Hidrográficos</b>	<b>54</b>
<b>II.2.1.2</b>	<b>Corrientes Instantáneas</b>	<b>54</b>
<b>II.2.1.3.</b>	<b>Vientos</b>	<b>55</b>
<b>II.2.1.4</b>	<b>Imágenes Satelitales</b>	<b>59</b>
<b>II.2.2</b>	<b>Estudio complementario I: Foco de surgencia en Punta Coloso</b>	<b>59</b>
<b>II.2.3</b>	<b>Estudio complementario II: Estudio hidrográfico ampliado de</b>	<b>60</b>
<b>II.3</b>	<b>Resultados</b>	<b>63</b>
<b>II.3.1</b>	<b>Hidrografía y Correntometría en Bahía San Jorge</b>	<b>63</b>
<b>II.3.1.1</b>	<b>Datos Hidrográficos</b>	<b>63</b>
<b>II.3.1.2</b>	<b>Análisis de registros de vientos</b>	<b>72</b>
<b>II.3.1.3</b>	<b>Análisis de Corrientes</b>	<b>89</b>
<b>II.3.1.4</b>	<b>Análisis de Imágenes Satelitales</b>	<b>99</b>
<b>II.3.2</b>	<b>Foco de surgencia en Punta Coloso</b>	<b>106</b>
<b>II.3.2.1</b>	<b>Análisis de los vientos</b>	<b>106</b>
<b>II.3.2.2</b>	<b>Análisis de velocidad de corrientes</b>	<b>111</b>
<b>II.3.3</b>	<b>Estudio hidrográfico ampliado de la Bahía San Jorge</b>	<b>118</b>
<b>II.3.3.1</b>	<b>Análisis Hidrográfico 20 de Enero de 2011</b>	<b>118</b>
<b>II.3.3.2</b>	<b>Análisis Hidrográfico 6 de Abril de 2011</b>	<b>128</b>
<b>II.3.3.3</b>	<b>Aplicación: Estimación de la distribución vertical de la biomasa f fitoplanctónica en función de la clorofila superficial</b>	<b>136</b>
<b>II.4</b>	<b>Discusión</b>	<b>152</b>
<b>II.5</b>	<b>Conclusiones</b>	<b>162</b>
<b>III</b>	<b>PROPIEDADES FÍSICO QUÍMICAS DE LA COLUMNA DE</b>	<b>164</b>
<b>IV</b>	<b>PROPIEDADES FÍSICO QUÍMICAS DE LOS SEDIMENTOS DE LA BAHÍA SAN JORGE</b>	<b>222</b>
<b>IV.1</b>	<b>Resultados del presente proyecto</b>	<b>222</b>

<b>IV.2</b>	<b>Análisis comparativo con otros estudios</b>	<b>243</b>
<b>V</b>	<b>ECOLOGÍA MICROBIANA DE LA BAHÍA SAN JORGE</b>	<b>254</b>
<b>V.1</b>	<b>INTRODUCCIÓN</b>	<b>254</b>
<b>V.2</b>	<b>METODOLOGIA</b>	<b>255</b>
<b>V.2.1</b>	<b>Recolección de muestras para análisis bacteriológico</b>	<b>255</b>
<b>V.2.2</b>	<b>Recuento de bacterias de vida libre y asociadas a sedimentos</b>	<b>256</b>
<b>V.2.3</b>	<b>Recuento de bacterias totales</b>	<b>256</b>
<b>V.2.4</b>	<b>Recuento de bacterias heterótrofas totales.</b>	<b>256</b>
<b>V.2.5</b>	<b>Recuento de coliformes Totales y Fecales</b>	<b>257</b>
<b>V.2.6</b>	<b>Extracción de ADN y purificación</b>	<b>257</b>
<b>V.2.7</b>	<b>Partidores y amplificación por PCR</b>	<b>258</b>
<b>V.2.8</b>	<b>Análisis por Electroforesis en Gel de Gradiente Desnaturalizante (DGGE)</b>	<b>258</b>
<b>V.3</b>	<b>Análisis de resultados</b>	<b>258</b>
<b>V.3.1</b>	<b>Recuento de bacterias totales y cultivables en agua y sedimentos</b>	<b>258</b>
<b>V.3.2</b>	<b>Análisis molecular de ADN genómico asociado a sedimentos</b>	<b>267</b>
<b>V.4</b>	<b>Conclusiones</b>	<b>280</b>
<b>VI</b>	<b>MODELACION ECOSISTEMICA DE LA BAHIA SAN</b>	<b>282</b>
<b>VI.1</b>	<b>Metodología General</b>	<b>282</b>
<b>VI.2</b>	<b>Resultados &amp; Discusión</b>	<b>297</b>
<b>VI.2.1</b>	<b>Sistema intermareal</b>	<b>297</b>
<b>VI.2.2</b>	<b>Sistema Submareal</b>	<b>314</b>
<b>VI.2.3</b>	<b>Modelación Ecosistémica</b>	<b>333</b>
<b>VI.2.3.1</b>	<b>Modelación trófica cuantitativa (ECOPATH-ECOSIM- ECOSPACE)</b>	<b>334</b>
<b>VI.2.3.2</b>	<b>Modelación cualitativa (LOOP ANALYSIS)</b>	<b>350</b>
<b>VI.3</b>	<b>Conclusiones</b>	<b>353</b>
<b>VI.A</b>	<b>Apéndice. Lista especies muestreadas en los diferentes sectores</b>	<b>356</b>
<b>VII</b>	<b>CONTENIDO DE METALES EN ORGANISMOS BENTÓNICOS DE LA BAHÍA SAN JORGE</b>	<b>364</b>
<b>VII.1</b>	<b>Comunidades submareales</b>	<b>365</b>
<b>VII.2</b>	<b>Comunidades intermareales</b>	<b>378</b>
<b>VIII</b>	<b>PLAN DE GESTIÓN AMBIENTAL INTEGRAL DE LA BAHÍA SAN JORGE</b>	<b>391</b>
<b>IX</b>	<b>CONCLUSIONES GENERALES DEL PROYECTO</b>	<b>402</b>
<b>X</b>	<b>BIBLIOGRAFÍA</b>	<b>406</b>
<b>XI</b>	<b>ANEXOS. Manuscritos científicos</b>	<b>435</b>



## RESUMEN

**El proyecto ESTUDIO LEVANTAMIENTO DE INFORMACIÓN PARA EL CONTROL AMBIENTAL DE LA BAHÍA DE SAN JORGE código BIP 30059576,** constituye un esfuerzo impulsado y financiado desde el Gobierno Regional, coordinado por la SEREMI de Medio Ambiente y ejecutado por la Universidad de Antofagasta.

Este informe reúne el análisis integrado de toda la información obtenida en 4 años de trabajo en el marco del Proyecto San Jorge. Por tal motivo no es una recopilación de los antecedentes entregados en los informes de campaña, sino que más bien constituye un estudio detallado de las propiedades y procesos identificados en la bahía San Jorge y que permiten entender su funcionamiento y el efecto que sobre este sistema ha tenido el desarrollo socio-económico e industrial de la ciudad de Antofagasta. El análisis de la información se ha realizado en función de 4 componentes ambientales de relevancia en esta bahía cuales son: hidrodinámica, físico-química de columna de agua, química de sedimentos, y comunidades biológicas (micro y macro organismos). Estos cuatro componentes ambientales fueron analizados en 7 sectores localizados en la línea de costa más un sector localizado en el centro de la bahía San Jorge.

Las condiciones hidrográficas de la bahía, medidas en 8 campañas oceanográficas dieron como resultado un patrón de circulación para la bahía San Jorge que estaría regido por un flujo en la capa superficial de intensidad variable de dirección entrante en dirección al norte, noreste y flujos salientes en la capa comprendida entre los 10 y 60 m o hasta una mayor profundidad, en dirección al sur y/o suroeste especialmente durante el día, el cual se relajaría durante la noche. Este patrón de circulación diaria, podría estar dentro de otro de mayor variabilidad temporal que obedezca a la variación estacional de la intensidad y direcciones predominantes de los vientos, como así también al efecto de la variabilidad de la intensidad de la corriente Ecuatorial SubSuperficial CESS, de dirección neta hacia el sur, y de una corriente costera de dirección reversible, que circulan frente a la Península de Mejillones (Contra Corriente de Chile). Sin embargo para verificar esto se requieren de mayores estudios.

En la columna de agua fueron medidos todos los parámetros indicados en la Norma de Calidad Primaria para aguas marinas y estuarinas, contenidos en el D.S N° 144 del Ministerio Secretaría General de la Presidencia y en la Guía CONAMA para la

elaboración de Normas Secundarias para Aguas Marinas y Estuarinas. Luego de 4 años de muestreo y 8 campañas de recolección de muestras en 8 sectores de la bahía San Jorge, los resultados generales indican que la bahía presenta aguas de buena calidad, aptas para el uso recreativo con contacto directo. Por consiguiente, estas aguas pueden ser clasificadas en clase 1, es decir de Muy buena Calidad y apta para la conservación de comunidades acuáticas. Sin embargo un análisis más detallado de esta matriz ambiental muestra evidencias del impacto de la actividad industrial sobre el entorno marino. Puntualmente, la distribución de metales pesados en las aguas de la bahía, tales como Cu, Pb y Zn, evidencia un notorio efecto de la actividad industrial sobre la composición química de sus aguas, ya que los sectores en donde existe actividad portuaria (Coloso y Puerto Antofagsta) generalmente presentaron concentraciones mas elevadas. Esta situación, aparentemente contradictoria, sugiere que los niveles establecidos en la normativa ambiental no corresponderían a valores representativos de ambientes libres de contaminación.

Los sedimentos acumulados a lo largo de la línea de costa de la bahía San Jorge corresponden a arena fina a muy gruesa, material típico de ambientes de alta energía. La distribución de metales pesados en esta matriz evidenció zonas con alto contenido de Cu, Pb y Zn, principalmente en los sectores en donde se localizan los puertos de embarque de mineral. La aplicación de normas internacionales de calidad de sedimentos (no vigentes en Chile), y los cálculos de enriquecimiento de metales, indica que existen evidencias de un incremento significativo de metales como Cu, Pb y Zn en áreas de actividad portuaria dentro de la bahía. Este nivel de impacto, si bien incipiente, eventualmente puede llegar a producir efectos adversos en las comunidades biológicas que habitan los fondos de la bahía San Jorge, situación que debe ser evaluada.

El análisis químico de las matrices agua y sedimento, indican que si bien hay evidencias puntuales de impacto dentro de la bahía, en general este sistema puede ser considerado como saludable. Sin embargo, se hace necesario avanzar en mecanismos de control de la actividad portuaria, pues existen aportes de ciertos metales (e.g. Cu, Pb, Zn) hacia el medio marino, que son el resultado de mecanismos de acopio y embarque de minerales no del todo eficientes. Por tal motivo se debe trabajar en la búsqueda de soluciones técnicas que permitan alcanzar, en lo posible, un 0 % de impacto ambiental en las actividades portuarias, lo que permitiría, por una parte, una mayor ganancia para la

empresa y por otra, una mejor protección del medio marino. Estas soluciones deben estar acompañadas de permanentes actividades de generación de información de las propiedades y procesos propios de la bahía San Jorge a fin de evaluar el impacto de dichas soluciones técnicas sobre el medio marino.

El estudio de las comunidades bacterianas de vida libre y las asociadas a los sedimentos de fondo de la bahía San Jorge mostró que, si bien hay una alta variabilidad, la abundancia de bacterias se encuentra dentro de los parámetros habituales reportados para sistemas marinos. Desde el punto de vista microbiológico, en general es posible indicar que las aguas de la bahía son de buena calidad, dado que la abundancia de coliformes totales y fecales registrados en la bahía son menores a los valores de referencia establecidos en la Norma de Calidad de Aguas Marinas y Estuarinas, contenidos en el D.S N° 144 del Ministerio Secretaría General de la Presidencia, vigente en nuestro territorio.

El estudio ecosistémico de las comunidades de organismos bentónicos evidenció un gradiente espacial en el estado de salud de dichas comunidades, dado principalmente por el grado de intervención antrópica dentro de la bahía. En general todos los sectores estudiados presentan evidencia de intervención humana (portuaria, pesquera artesanal, recreacional, etc.), mientras que las diferencias podrían ser consecuencia de la heterogeneidad natural de las comunidades, así como también de una intervención permanente representada por la pesquería artesanal. De este análisis es posible identificar tres grandes sistemas ecológicos dentro de la bahía, cada uno de los cuales presenta diferentes atributos comunitarios, estado de madurez y capacidad para enfrentar perturbaciones de orden natural o antrópica. Adicionalmente cada uno de estos sistemas presenta especies claves con una función muy relevante en el mantenimiento de la estabilidad holística, lo que genera argumentos científicos para aplicar medidas de manejo pesquero adecuadas que permiten dar viabilidad temporal a los sistemas intervenidos por el hombre dentro de la bahía San Jorge.

El análisis integrado de los resultados obtenidos en la bahía San Jorge permiten proponer un Plan de Gestión Ambiental de este sistema costero, el cual considera como base el reconocimiento de la heterogeneidad espacial de la bahía, dada, principalmente por la superposición de diferentes tipos de intervención antrópica de la zona costera,

sobre una condición natural que se ha modificado en el curso del tiempo debido a la ocupación humana de este territorio por más de 100 años. Este Plan propone una división espacial que identifica zonas con intervención industrial, zonas de reserva natural, y zonas de uso turístico. Sobre esta división, se propone que los Servicios Públicos responsables de temas ambientales, las Universidades y la Industria trabajen de manera coordinada en una estructura organizacional que considere una Unidad de Gestión Ambiental y una Unidad de Operación. Esta última representada por un Observatorio Ambiental de la bahía San Jorge que tenga a cargo la generación de información científica mediante instrumentos y programas de análisis de diferentes matrices y parámetros ambientales necesarios para evaluar permanentemente el estado de salud ambiental de la bahía. De manera inmediata, se sugiere avanzar en una segunda etapa de estudio que incorpore el análisis de riesgo ecológico para las comunidades que habitan en la bahía San Jorge y en el análisis de riesgo para la salud humana. Para ambos enfoques, los resultados de este proyecto constituyen la base de análisis que permitirá focalizar el esfuerzo en aquellos sectores en donde se evidencia cierto impacto de la actividad humana sobre el medio marino. Con esto se busca dar continuidad al trabajo realizado estos 4 años, enfocando el esfuerzo, por ejemplo, en la generación de la Norma Secundaria de Calidad de Agua, estudios de toxicidad con organismos autóctonos, y el monitoreo permanente de las condiciones ecológicas de la bahía San Jorge.

## I. INTRODUCCIÓN

### I.1. Principales patrones oceanográficos en el norte de Chile

La circulación oceánica superficial en el norte de Chile presenta una rama costera y otra oceánica de dirección norte, correspondientes a la Corriente de Humboldt, separadas por un flujo hacia el sur correspondiente a la Contracorriente de Perú-Chile (Silva & Sievers, 1981; Strub, et al., 1998). Bajo las aguas superficiales, existe un flujo hacia el sur llamado Corriente Subsuperficial Perú-Chile, que transporta aguas Ecuatoriales Subsuperficiales (AESS) entre los 10° S y 48° S, y entre los 50 m y 400 m de profundidad. Esta agua se caracteriza por temperaturas de entre 7 ° C y 13° C, una salinidad de 34,4 a 34,8 psu, y una concentración de oxígeno disuelto de entre 0,1 ml l<sup>-1</sup> a 2 ml l<sup>-1</sup> (Silva & Sievers, 1981).

La corriente de Humboldt es uno de los ecosistemas marinos de mayor productividad biológica del mundo, sustentada por los eventos de surgencia que ocurren en forma periódica en la zona costera (Shaffer et al., 1997). A lo largo de la costa de Chile y Perú, se registran biomásas fitoplanctónicas del orden de los 10 mg m<sup>-3</sup> de clorofila, asociadas a una intensa productividad primaria de entre 3 y 19 g C m<sup>-2</sup> día<sup>-1</sup> (Ulloa et al., 2001). Estos centros de surgencia juegan un rol fundamental en los ciclos geoquímicos y biológicos (Lange et al., 1993), además de sustentar la mayor actividad pesquera desarrollada en el océano (Summerhayes et al., 1995; González et al., 1998; Iriarte et al., 2000).

El ecosistema de Humboldt presenta una Zona de Mínimo Oxígeno (ZMO), generada, principalmente, por la circulación oceánica de gran escala, la geomorfología submarina, y la productividad primaria (Anderson & Gardner, 1989; Dean et al., 1994; Ingall & Jahnke, 1994; Bernhard & Sen Gupta, 1999). En el norte de Chile, esta ZMO se localiza entre los 50 m y 500 m de profundidad (Silva & Neshiba, 1979; Silva & Sievers, 1981; Silva 1983), y es reforzada por la degradación de la abundante materia orgánica que ocurre en las áreas surgencia que se encuentran distribuidas a lo largo de la costa.

A escala interanual, el ecosistema de Humboldt se ve afectado por el evento El Niño Oscilación del Sur (ENOS) (Ortlieb, 2000). Este fenómeno, con sus dos fases conocidas como La Niña y El Niño, presenta anomalías centradas en el Pacífico

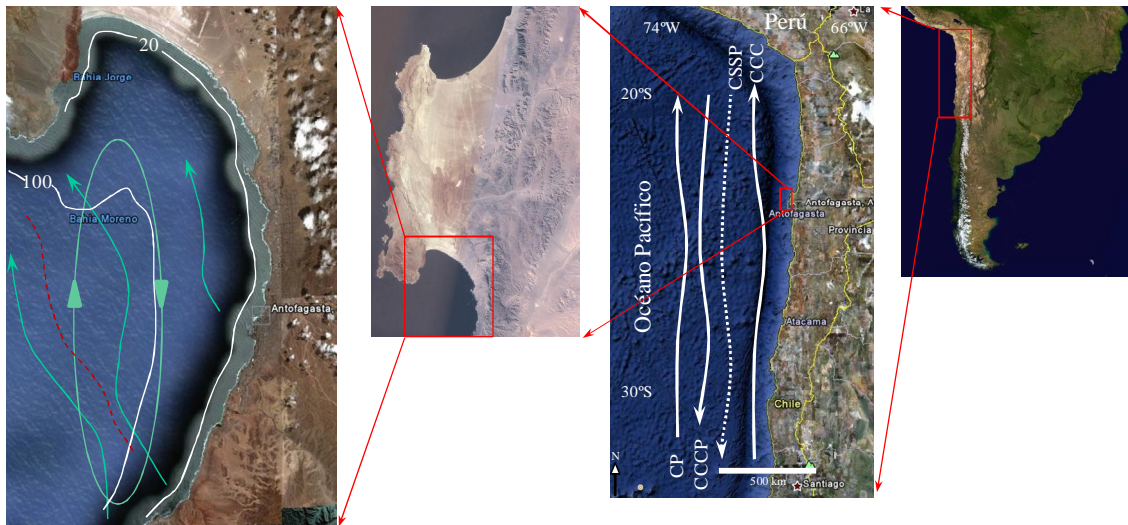
Ecuatorial, pero que provocan una perturbación climática global, mediante la alteración de los patrones de circulación atmosférica (Escribano et al, 2004). En el Pacífico Sur Este, El Niño se caracteriza por aguas superficiales más oxigenadas y de mayor temperatura. Particularmente, en la zona costera del norte de Chile se caracteriza por un flujo de aguas superficiales de dirección sur, profundización de la termoclina, cambio en la dirección de los vientos favorables a la surgencia, disminución de la productividad primaria, anomalías positivas de temperatura superficial de agua de mar, incremento de la precipitación y cambio en el gradiente de temperatura entre el continente y el mar (Shaffer et al., 1997; Strub et al., 1998; Escribano et al., 2004)

## **I.2. Características oceanográficas locales.**

La Península Mejillones (23,5° S) constituye el más notable accidente geográfico de la costa norte de Chile. Esta península de origen tectónico y de 50 km de largo por 20 km de ancho, presenta tres unidades morfológicas correspondientes a dos cordones montañosos de dirección norte-sur, separados por una planicie litoral (Vargas, 2002). El brusco quiebre en la linealidad de la costa generado por esta península, da origen a dos bahías de orientación contraria: la bahía Mejillones orientada al norte, y la bahía San Jorge orientada al sur (Fig. I.1).

La bahía San Jorge (Fig. I.1) se encuentra bajo la acción directa del sistema de corrientes de Humboldt. En esta bahía se ubica Antofagasta, el asentamiento humano más importante del norte de Chile. Esta ciudad, de 346.126 habitantes (Fuente: Resultados Preliminares CENSO 2012) tiene como principal actividad económica la carga de productos minerales (principalmente cobre) y el intercambio de otras mercaderías generadas en Chile y los países vecinos. Dos puertos se localizan en esta bahía: el puerto Coloso (al sur de la ciudad), en donde Minera Escondida Limitada almacena y carga concentrado de cobre, disponiendo de un sistema de tratamiento industrial de aguas antes de evacuarlas al mar, y el puerto Antofagasta (en el centro de la ciudad) en donde hay un intercambio más heterogéneo de productos, destacándose la carga de barras de cobre. En la zona costera se localizan, también, terminales de almacenamiento de combustibles descargados desde buques tanque. Los residuos domésticos son descargados por un único emisario, previo tratamiento de eliminación de contaminantes (Fig. I.2).

Estudios realizados por Escribano & Hidalgo (2001) mostraron que el modelo hidrológico interno está modulado por un frente térmico generado por la presencia de un foco de surgencia en la parte sur que regula el llenado y vaciado de la bahía. Este modelo destaca el ingreso de aguas por el sector de la península y la salida por el sector sureste, situación que genera un giro ciclónico en el centro de la bahía (Fig. 1.1) (Escribano et al., 2002).



**Fig. 1.1: Modelo de circulación de la bahía San Jorge, en el contexto de la hidrodinámica regional. La segunda imagen desde la derecha representa la situación regional: CP es corriente de Perú, CCCP es contracorriente Chile-Perú, CSSP es Corriente subsuperficial de Perú y CCC es Corriente Costera de Chile (Strub et al, 1998). En la imagen de la izquierda se observa la bahía San Jorge. Se destaca la batimetría hasta los 100 m de profundidad y la localización esquemática del frente térmico (línea de puntos rojos). Las flechas corresponden a la circulación superficial (Escribano & Hidalgo, 2001; Marín et al., 2003).**

El desarrollo de frentes térmicos en la bahía San Jorge ha sido descrito como barreras físicas propias de zonas de surgencia que provocan una retención de masas de agua hacia la costa (efecto denominado como “sombra de surgencia”), siendo muy eficientes en la retención de partículas orgánicas e inorgánicas dentro de estos sistemas (Graham & Largier, 1997), así como de organismos planctónicos (Escribano & Hidalgo, 2000). El límite superior de la Zona de Mínimo Oxígeno (isolínea de los  $0,5 \text{ ml l}^{-1}$ ) en la bahía San Jorge se ubica entre los 40 y 60 m de profundidad. Esta situación tiene una fuerte influencia en la composición de los sedimentos y procesos geoquímicos, así como en las comunidades bentónicas que se encuentran en cada bahía.

Las condiciones hidrodinámicas de la bahía San Jorge presenta como característica fundamental una menor intensidad de las corrientes de superficie, respecto de la zona oceánica (Escribano et al., 2004), con valores de velocidades medias de corrientes superficiales de  $30 \text{ cm s}^{-1}$  (Escribano & Hidalgo, 2001). Durante el verano el flujo principal genera un ingreso de agua hacia la bahía San Jorge, mientras que durante el invierno, por la ausencia de vientos, se generaría una situación contraria (Escribano & Hidalgo, 2001).

En esta bahía, se ha realizado un limitado esfuerzo por conocer su funcionamiento. Los pocos trabajos desarrollados han estado enfocados principalmente en aspectos oceanográficos como patrones de variabilidad de la temperatura (Escribano et al., 1995a), crecimiento estacional de copépodos (Escribano et al., 1995b), ecología del fitoplancton (Rodríguez et al., 1986), interacciones físicas y biológicas (Escribano et al., 2002), y la hidrodinámica interna (Escribano & Hidalgo, 2001). Las temáticas ambientales han sido mucho menos abordadas, con algunos trabajos relacionados principalmente con la distribución de metales en sedimentos, agua y organismos intermareales. Alonso et al. (1988) realizaron un estudio de la distribución de Fe, Zn, Cu y Mn en sedimentos superficiales identificando dos zonas anómalas en su distribución, relacionada con descargas de relaves de plantas mineras y con un antiguo puerto de embarque de minerales de plata. Salamanca et al (2000) realizaron un estudio de distribución de Cu, Pb y Zn en aguas intermareales entre Coloso y el límite norte de



la ciudad de Antofagasta, concluyendo que la distribución espacial el resultado de los diferentes aportes locales y del sistema de corrientes litorales que diluyen dichos aportes. Finalmente, López et al. (2001) midieron concentraciones de Cu en *Emerita analoga* (decápodo anomuro) en dos playas situadas una en el extremo sur y otra en el extremo norte de la bahía, encontrando diferencias en el contenido de Cu de los sedimentos, sin que esto último influya en la acumulación de este metal en el tejido de los organismos. Más recientemente, Valdés et al. (2010) estudiaron la distribución de Cu, Pb y As en sedimentos submareales de Coloso, Puerto Antofagasta y La Chimba, encontrando una clara relación entre la actividad portuaria y el aumento de estos metales en los sedimentos marinos. Estos trabajos ponen de manifiesto la necesidad de generar un esfuerzo sostenido que permita conocer el real estado de salud ambiental de este sistema costero, y proponer planes de gestión que permitan armonizar el crecimiento económico de la región con el manejo sostenible del entorno natural.

### **I.3. Relación hombre-ambiente en el contexto de la geografía costera de Chile**

Los ecosistemas marino-costeros están bajo la influencia de una fuerte presión antrópica debido la localización de los asentamientos humanos. En Chile, debido a su geografía, esto es particularmente evidente no solo por la ubicación de sus ciudades sino que también porque el océano constituye la principal vía de intercambio económico con otras naciones.

En estos ambientes marinos los desechos domésticos, industriales y portuarios son la principal vía de ingreso de contaminantes a los océanos. Como resultado de esto, una gran extensión de áreas costeras del mundo está contaminada, situación que afecta no sólo a los recursos marinos sino que también a la calidad de vida de la población humana. Las estrategias de conservación, manejo y recuperación de las áreas costeras necesitan de un acabado conocimiento del funcionamiento de estos ecosistemas. Desafortunadamente, los problemas ambientales se caracterizan por sus complicadas interacciones naturales, incertezas sociales, conflictos de interés y contradicciones administrativas. Por otra parte, los vacíos de conocimiento científico respecto de la respuesta de los ecosistemas a la intervención humana, constituyen uno de los mayores

problemas para introducir estrategias de manejo efectivas para el control de la contaminación (Shahidul & Tanaka, 2004).

A esta falta de conocimiento se suma la heterogeneidad propia de los sistemas naturales, situación que genera incertezas respecto de la efectividad de diversos planes ambientales y, especialmente, de la generación y aplicación de normas legales destinadas a regular las actividades antrópicas con el cuidado del entorno. Chile no es ajeno a esta problemática. Su configuración geográfica, con más de 4.700 km de costa le confiere una condición de alta heterogeneidad natural, además de una distribución poblacional principalmente concentrada en la zona central de país. Esta gran extensión latitudinal de la costa chilena genera un marcado gradiente de variabilidad en los forzantes físicos presentes a lo largo de la zona costera. Por ejemplo, la combinación de variabilidad espacial y estacional de los vientos, flujo de calor superficial, aporte de aguas continentales, diferencias topográficas, y aún la ocurrencia irregular de los eventos El Niño y La Niña generan una alta diversidad de ambientes costeros, que hasta la fecha han sido poco estudiados. Estos vacíos de conocimiento disminuyen la eficacia de cualquier programa y normativa legal tendiente a la conservación de los ecosistemas naturales.

En Chile, la legislación ambiental es muy reciente. El marco legal en el que se consagraron todos los derechos ambientales y se estipularon los procedimientos para la dictación de nuevas normativas fue promulgado recién en el año 1994, en la forma de Ley 19.300. En los últimos años se ha trabajado decididamente en la generación de los reglamentos ambientales y, especialmente, en la configuración de las normas de calidad ambiental. Por lo general esta normativa, en su primera etapa, no incorpora el concepto de heterogeneidad espacial y por lo tanto difícilmente pueden resultar eficientes en aquellos ambientes en donde las condiciones y factores ambientales escapan a la situación promedio sobre las cuales se sustentaron dichas regulaciones.

Generalmente los estudios desarrollados en el ambiente marino tienden a dividir dichos ambientes con el propósito de describirlos y explicarlos sin considerar las diferentes conexiones existentes entre los componentes de dichos sistemas. Esto genera un conocimiento parcelado que no permite identificar los procesos y propiedades emergentes de los sistemas naturales, necesarios para diseñar estrategias adecuadas de

utilización en un marco de desarrollo sustentable. En este sentido, la formulación de un Plan de Manejo efectivo para la bahía San Jorge requiere de una visión holística que permita integrar, mediante la aplicación de metodologías científicas comprobadas, todo el conocimiento derivado de los estudios de los subsistemas definidos por los Términos de Referencia de esta licitación. El proyecto técnico que a continuación se detalla plantea como uno de los elementos adicionales generar un conjunto de información científica necesaria para modelar el funcionamiento ecológico de la bahía San Jorge desde una perspectiva holística. Esta etapa es de vital importancia para proponer un Plan de Manejo Integral que considere todos los elementos necesarios para evaluar la salud ambiental de la bahía, y los eventuales escenarios derivados de las futuras actividades de ocupación del borde costero. Para ello, se plantearon los siguientes objetivos:

#### Objetivo general

*Generar una línea base que permita el control ambiental de la Bahía de San Jorge, conteniendo un estudio de circulación e hidrográfico de la Bahía de modo que permita contar con un plan de manejo integral de la misma.*

#### Objetivos específicos

*Efectuar la recopilación y sistematización de la información existente del ecosistema marino a través de proyectos que hayan sido ingresados al Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental, monitoreos realizados por la autoridad, entre otros.*

*Desarrollar un monitoreo de columna de agua considerando los parámetros establecidos en la futura norma primaria y en la Guía CONAMA para el establecimiento de normas secundarias de calidad.*

*Desarrollar un monitoreo de sedimentos, considerando la determinación de materia seca, contenido orgánico, nitrógeno total, fósforo total, granulometría y análisis de al menos 10 elementos químicos consensuados con la autoridad.*

*Realizar un muestreo de biota, considerando la determinación de especies, número de biomasa y análisis de al menos 10 elementos químicos consensuados con la autoridad.*

*Elaborar un estudio de la circulación y condiciones hidrográficas de la Bahía San Jorge.*

*Elaborar un Plan de Manejo Integral de acuerdo a las características de esta Bahía, que permita prevenir y/o controlar futuros impactos ambientales.*

*Elaborar material de difusión audiovisual del estudio realizado, como un aporte al conocimiento regional, con el propósito de que sea de utilidad para los entes de toma de decisión, como son los integrantes de la COREMA, los Consejeros Regionales, los Servicios Públicos regionales, entre otros.*

#### **I.4. Metodología general de trabajo**

Dentro de la bahía San Jorge se identificaron 7 sitios costeros representativos de la diversidad de ambientes naturales y del grado de intervención antrópica. Adicionalmente, se estableció un punto de muestreo en el centro de la bahía con el propósito de contar con una referencia de un ambiente con otras características (profundidad, circulación, comunidades de organismos bentónicos), pero que eventualmente pudiese ser influenciado por la actividad industrial desarrollada en la zona costera (Fig. I.2) (Tabla I.1). En los 7 sectores costeros se realizó el estudio de las propiedades de la columna de agua, sedimento y comunidades biológicas, en dos épocas del año (período cálido y frío) entre los años 2008 y 2011 (Tabla I.2), mientras que el sector centro de la bahía se analizó la columna de agua y sedimentos. Luego de un primer año en que se colectaron muestras de agua y sedimentos en tres diferentes profundidades en cada uno de los sectores costeros estudiados, se decidió concentrar el esfuerzo en la isobata de los 10 m dado que alrededor de ella se circunscribe el eventual impacto directo de las actividades humanas desarrolladas en la línea de costa de la bahía.

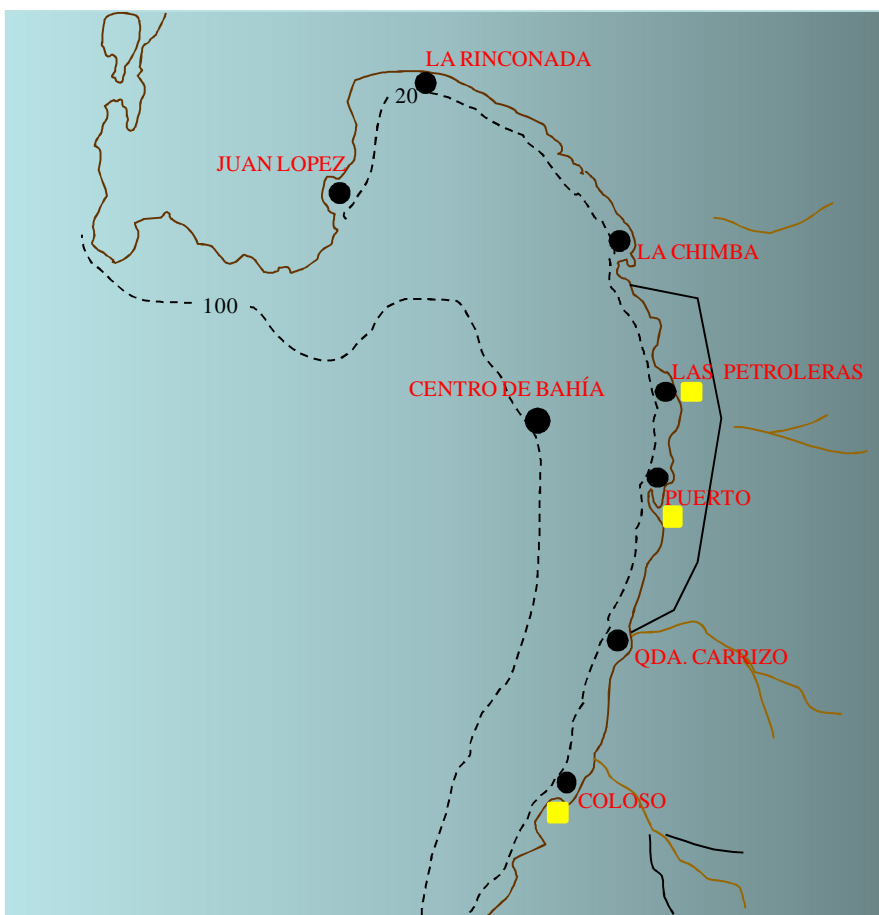
**Tabla I.1: Coordenadas geográficas y UTM (DatumWGS-84) y características de los sitios de estudio en la bahía San Jorge.**

SITIO DE ESTUDIO	CÓDIGO	Coordenadas geográficas	Coordenadas UTM	CARACTERÍSTICA
Coloso	Col	23°45'26.4"; 70°27' 41.6"	351072 7371887	Caleta de pescadores y puerto de embarque de concentrado de cobre
Quebrada Carrizo	Car	23°41'50.1"; 70°25' 36.2"	354544 7378567	Zona de influencia aluvional
Puerto Antofagasta	Pue	23°38'38.7"; 70°24' 22.1"	356583 7384462	Actividad de embarque de mineral (cobre, plomo, zinc, Etc.), y otros productos
Petroleras	Pet	23°36'45.2"; 70°23' 59.4"	357200 7387975	Zona de influencia de terminal de descarga y almacenaje de petróleo
La Chimba	Chi	23°33'12.7"; 70°24' 17.8"	356597 7394491	Caleta de pescadores, planta desaladora
La Rinconada	Rin	23°28'12.3"; 70°29' 53.2"	347002 7403653	Reserva marina
Juan López	JL	23°32'21.4"; 70°32' 51.6"	341892 7395939	Zona de turismo. Eventualmente zona de pesca artesanal
Centro bahía	Pue75	23°38'33.4"; 70°25' 03.5"	355405 7384622	Zona libre de influencia directa de actividad antrópica.

**Tabla I.2: Fechas de las campañas de muestreo realizadas en la bahía san Jorge. Se consideran 3 días de trabajo en terreno a partir de la fecha indicada en cada caso. Las campañas consideraron estudio oceanográfico, circulación, calidad de agua, comunidades biológicas y sedimentos (en los casos que indica la nota al pie de tabla).**

Campaña	Fecha
1	19-03-2008
2	01-09-2008
3	20-03-2009
4	02-10-2009
5	19-03-2010
6	22-09-2010
7	19-01-2011
8	10-09-2011
9	02-03-2012

Nota: Se colectaron sedimentos en las campañas 1, 2, 3, 4, 5, 7 y 9 (esta última fue exclusivamente de sedimento)



**Fig. I.2: Localización de los sitios de muestreo en la bahía San Jorge. Los círculos negros indican los puntos de muestreo. Los cuadros amarillos indican, de sur a norte, puerto de embarque de Minera Escondida, Puerto Antofagasta, depósitos de almacenamiento de combustibles.**



## II. CARACTERÍSTICAS OCANOGRÁFICAS DE LA BAHÍA SAN JORGE

*Paola M. Dávila*

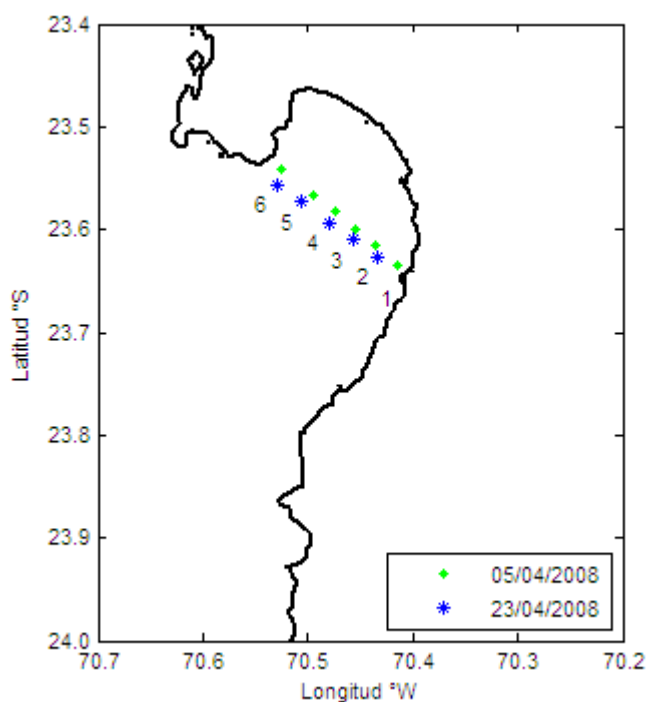
### II.1 Introducción

A continuación se presenta el informe integrado del estudio oceanográfico realizado en la Bahía San Jorge, durante el período 2008 – 2011, consistente en mediciones de variables hidrográficas (Temperatura, Salinidad y Presión) con CTD SeaBird SBE-19 plus y mediciones de corrientes instantáneas con correntómetro acústico, en una transecta comprendida entre el Puerto de Antofagasta y Punta Jorge (Fig. II.1.1 y II.1.2). Se realizaron un total de 8 transectas básicamente en dos períodos del año, verano e invierno. Los estudios realizados consistieron en análisis hidrográficos sobre la distribución vertical de la temperatura, salinidad y densidad, en principio, dado que a partir de la transecta realizada en el mes de Agosto de 2010, se incorporó el uso de un nuevo CTD que contaba con sensor para las mediciones de contenido de oxígeno disuelto y fluimetría, el cual se considera representativo de la concentración de clorofila\_a ( $\text{mg m}^{-3}$ ) al mismo tiempo que esta es representativa de la biomasa fitoplanctónica. Es por ello que también se pudo realizar un análisis de estas dos nuevas variables. Con los datos de temperatura y salinidad registrados en las diferentes estaciones se identificaron las masas de agua a través de los diagramas T\_S. A partir de las mediciones de corrientes instantáneas se obtuvieron vectores promedio de velocidad. Las corrientes instantáneas se midieron en tres niveles en las primeras dos oportunidades y en la transita final, mientras que en el resto de las transectas realizadas se midieron en cuatro profundidades, agregando en este último caso un nivel cercano a la superficie. Cabe agregar que para tener un análisis integrado tanto de la hidrografía como de la dinámica se incorporaron al estudio análisis de altura de marea obtenidas del Puerto de Antofagasta a través del Servicio Hidrográfico de la Armada de Chile (SHOA) como así también del análisis de registros de viento de la estación Cerro Moreno.

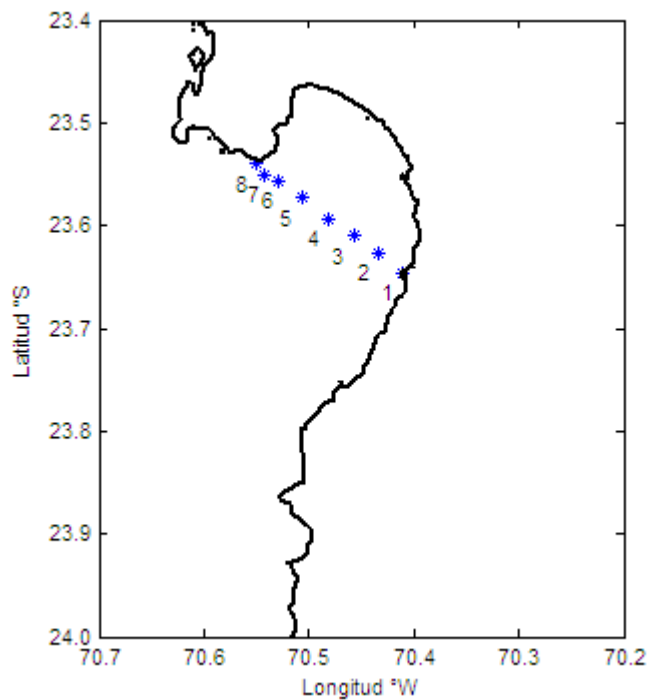
En este informe se incorporan también el análisis de dos estudios complementarios que servirán para profundizar los estudios propuestos. En el primero se realizó un estudio de corrientes a través de la instalación de un correntómetro acústico fijo durante más de 25 días en sector de Punta Coloso ( $23^{\circ} 42' 15.52'' \text{ S}$  y  $70^{\circ} 25' 14.08''$ ) tanto a 3 m como a 14 m de

profundidad. Sin embargo estos fueron instalados en períodos de tiempo diferentes durante el año 2008. Dicho sector es reconocido por ser un centro de surgencia y tal vez uno de los sectores de mayor influencia en la circulación al interior de esta Bahía (Escribano & Hidalgo, 2001). Se analizó también el viento característico de esta zona para así poder explicar la variabilidad de los vectores de velocidad de corriente.

El segundo estudio complementario consistió en un estudio hidrográfico, donde se realizó un muestreo en 20 estaciones con CTD (Fig. II.1.3). Aquí se pudieron medir las variables oceanográficas tradicionales en una zona más extendida de la bahía. Esto se realizó en dos oportunidades tanto el 20 de Enero como el 6 de Abril de 2011 pudiéndose caracterizar la bahía a partir de sus variables hidrográficas, incluyendo contenido de oxígeno disuelto y flurometría, entendida como concentración de clorofila\_a.



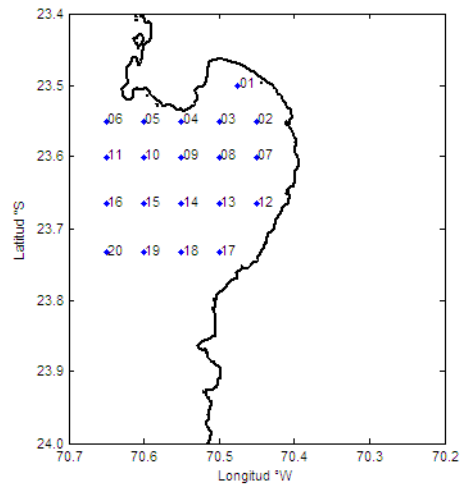
**Fig. II.1.1: Posición de las estaciones (1, 2, 3, 4, 5 y 6) asociadas a la transecta de CTD Sea Bird plus SBE-19 plus para el día 05-04-2008 y posición de las estaciones (2, 3, 4, 5, y 6) asociadas a la transecta del correntómetro acústico para el día 23-04-2008.**



**Fig. II.1.2: I) Posición de las estaciones (1, 2, 3, 4, 5, 6 y 8) asociadas a la transecta de CTD Sea Bird -19 plus y estaciones (2, 3, 4, 5 y 6) del correntómetro acústico doppler para los días 16-10-2008 y 27-03-2009 y II) Posición de las estaciones (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 y 8) asociadas a la transecta de CTD Sea Bird -19 plus y estaciones (2, 3, 4, 5 y 6) del correntómetro acústico doppler para los días: 28-09-2009, 06-04-2010, 10-08-2010, 25-03-2011, y 22-27-29/03/2012.**

**Tabla II.1.1: Coordenada geográfica y UTM (DATUM WGS 84) para cada estación de las transectas realizadas, de acuerdo a la Fig. II.1.1 para el día 23-04-2008, estación 1 a la 6, y estaciones mostradas en la Fig. II.1.2**

<b>N° de Estación</b>	<b>Latitud</b>	<b>Longitud</b>	<b>UTM Este</b>	<b>UTM Norte</b>
1	23° 38' 45.6"	70° 24' 36"	356.188	7.384.255
2	23° 37' 37.2"	70° 25' 58.8"	353.821	7.386.336
3	23° 36' 36'	70° 27' 25.2"	351.353	7.388.194
4	23° 35' 34.8"	70° 28' 51.6"	348.884	7.390.051
5	23° 34' 22.8"	70° 30' 25.2"	346.208	7.392.238
6	23° 33' 21.6"	70° 31' 48"	343.840	7.394.096
7	23° 33' 0"	70° 32' 31.2"	342.608	7.394.747
8	23° 32' 24"	70° 33' 0.0"	341.779	7.395.845



**Fig. II.1.3: Posición de las estaciones muestreadas con CTD SeaBird SBE-19 plus durante el 20 de Enero y 6 de Abril de 2011.**

**Tabla II.1.2: Posición geográfica de las 20 estaciones en coordenadas geográficas y en coordenadas UTM.**

N° de Estación	Latitud Sur	Longitud Oeste	UTM este	UTM norte
1	23° 30' 0"	70° 28' 30"	350.242	7.400.364
2	23° 33' 0"	70° 27' 0"	352.000	7.394.845
3	23° 33' 0"	70° 30' 0"	346.896	7.394.792
4	23° 33' 0"	70° 33' 0"	341.791	7.394.738
5	23° 33' 0"	70° 36' 0"	336.687	7.394.682
6	23° 33' 0"	70° 39' 0"	352.000	7.394.845
7	23° 36' 0"	70° 27' 0"	352.056	7.389.308
8	23° 36' 0"	70° 30' 0"	346.954	7.389.256
9	23 36' 0	70° 33' 0"	341.851	7.389.201
10	23° 36' 0"	70° 36' 0"	336.749	7.389.145
11	23° 36'' 0"	70° 39' 0"	352.056	7.389.087
12	23° 39' 57.6"	70° 27' 0"	352.130	7.382.000
13	23° 39' 57.6"	70° 30' 0"	347.030	7.381.947
14	23° 39' 57.6"	70° 33' 0"	341.930	7.381.893
15	23° 39' 57.6"	70° 36' 0"	336.831	7.381.836
16	23° 39' 57.6"	70° 39' 0"	331.731	7.381.778
17	23° 43' 58.8"	70° 30' 0"	347.108	7.374.528
18	23° 43' 58.8"	70° 33' 0"	342.011	7.374.473
19	23° 43' 58.8"	70° 36' 0"	336.914	7.374.417
20	23° 43' 58.8"	70° 39' 0"	331.816	7.374.359

## **II.2 Metodología.**

### **II.2.1 Hidrografía y Correntimetría en Bahía San Jorge.**

#### **II.2.1.1 Transectas frente al Puerto de la Ciudad de Antofagasta y Punta Jorge.**

Se realizaron ocho transectas comprendidas entre el Faro frente al Puerto de la Ciudad de Antofagasta y Punta Jorge (Tabla II.1.1) con el objeto de registrar la hidrografía y mediciones instantáneas de corrientes. Dichos estudios se efectuaron en una Patrullera de la Armada de Chile, dependiente de la Capitanía del Puerto de Antofagasta a excepción a la salida del 5 de abril de 2008, que se realizó en una embarcación pesquera y de la transecta de Junio de 2012 que se realizó en tres etapas en una embarcación menor durante los días 22, 27 y 29 de Junio de 2012. Las mediciones hidrográficas se realizaron con CTD SeaBird SBE-19 plus a intervalos regulares según siete u ocho estaciones cuyas posiciones se pueden verificar en la Fig. II.1.1 y Fig. II.1.2. Cabe recalcar que a partir de la transecta IV se incorporó una nueva medición entre las estaciones 6 y 8, obteniéndose un total de ocho mediciones con CTD. Con estos datos se pudo analizar la distribución de la temperatura, salinidad y  $\sigma_t$ . Por otra parte es necesario mencionar que a partir de la transecta seis se incorporaron el uso de un nuevo CTD el cual incluye sensores para la medición de contenido de oxígeno disuelto y flurometría.

#### **II.2.1.2 Corrientes Instantáneas.**

Las mediciones instantáneas de corriente se registraron a partir de un correntómetro acústico. Para ello se utilizaron dos tipos de correntómetros según la disponibilidad al momento de medición (Tabla II.2.1). Estos correspondieron a Falmouth Scientific 2 Dimensional Acoustic Current Meter, 2D-ACM y a un correntómetro acústico doppler Aanderaa RCM 9 MkII. Se registraron velocidades instantáneas de un minuto de intervalo de medición durante períodos 10 minutos aproximadamente a niveles de profundidad que fluctuaban alrededor de los 10, 30 y 60 m. Dichas mediciones de velocidad se efectuaron, en las cinco estaciones internas de cada transecta (Est. 2 – Est. 6). Se obtuvieron las componentes zonales y meridionales promedios de velocidad de acuerdo al par de ecuaciones (1) para cada nivel de profundidad y

estación. Con esta información se graficaron los vectores velocidad promedio (Fig. II.3.1.3.1 – Fig. II.3.1.3.4). También se graficaron los diagramas de vector progresivo para cada una de las estaciones y en los tres niveles de profundidad. Para ello se grafica cada uno de los vectores de corriente multiplicado por el intervalo de la medición en este caso un minuto (60 s) dividiendo por 100 cm para que el desplazamiento de la partícula quede expresado en metros. La representación gráfica de los diagramas de vector progresivo no está en escala, sin embargo esto permite visualizar la dirección que hubiese tomado una parcela de agua en el intervalo de medición total efectuado en cada estación y nivel de profundidad en la sección considerada, es decir aproximadamente durante los 10 minutos de medición (Fig. II.3.1.20 y Fig. II.3.1.21). Se analiza la altura de la marea para cada día de estudio realizado.

### II.2.1.3 Vientos.

Para complementar el estudio de las corrientes instantáneas se analizó el registro del viento de la estación meteorológica del aeropuerto de Cerro Moreno ubicada a 23° 26' S, 70° 26' W y a 135 m sobre el nivel del mar. Se analiza los registros de intensidad ( $\text{m s}^{-1}$ ) y dirección del viento horarios de los días de realización de las transectas como así también del mes de medición característico.

El análisis de los datos de viento consistió en la realización de histogramas de frecuencia de dirección e intervalos de velocidad ( $\text{m s}^{-1}$ ), con el fin de apreciar las direcciones e intervalos de intensidad predominantes para los días particulares de medición. A partir de los datos de intensidad y dirección de viento se obtuvieron las componentes zonal y meridional del viento de acuerdo a las ecuaciones (1)

$$\left. \begin{aligned} u_w &= -|\vec{W}| \sin(\varphi) \\ v_w &= -|\vec{W}| \cos(\varphi) \end{aligned} \right\} (1)$$

Las variables  $u_w$  y  $v_w$  representan la componente zonal y meridional del viento, mientras que  $|\vec{W}|$  representa el módulo de la intensidad del viento en  $\text{m s}^{-1}$  y  $\varphi$  la dirección de donde viene el viento en grados sexadecimales.



También se analizó el índice de Bakun horario de acuerdo a la ecuación (1), con el propósito de caracterizar si el viento presentó indicios de surgencia costera. Para el cálculo del índice de Bakun se debió calcular el transporte de Ekman y a su vez el esfuerzo del viento de la componente meridional. Por lo tanto a partir de las componentes zonales y meridionales del viento dadas por la formulación (1) se obtuvieron las componentes zonales y meridionales del esfuerzo del viento, es decir  $\tau_y$  y  $\tau_x$  las cuales se calculan de acuerdo a las ecuaciones (2):

$$\left. \begin{aligned} \vec{\tau}_x &= \rho_a \cdot C_D \cdot u \cdot |\vec{W}| \\ \vec{\tau}_y &= \rho_a \cdot C_D \cdot v \cdot |\vec{W}| \end{aligned} \right\} (2)$$

Donde  $\rho_a$  representa la densidad del aire,  $1,2 \text{ kg m}^{-3}$ .  $C_D$  es el coeficiente de arrastre o de intercambio de momento, definido por Wu (1982) en función del módulo de la velocidad del viento como

$$C_D = (0,8 + 0,065 |\vec{W}|) \cdot 10^{-3} \quad (3)$$

Dicha expresión se ajusta a los coeficientes obtenidos por diferentes autores, métodos y rangos de velocidad del viento ( $5 \text{ m s}^{-1}$  hasta  $50 \text{ m s}^{-1}$ , aproximadamente). El esfuerzo del viento se obtiene en Pascales si la densidad del aire se utiliza en  $\text{kg m}^{-3}$  y la velocidad del viento en  $\text{m s}^{-1}$ . A su vez  $|\vec{W}|$  representa el módulo de intensidad del viento en  $\text{m s}^{-1}$ .

Del esfuerzo del viento se calcula el transporte de Ekman ( $M$ ) en  $\text{m}^2 \text{ s}^{-1}$ , dado por la siguiente ecuación:

$$M = \frac{\tau_y}{\rho |f|} \quad (4)$$

$$f = 2 \cdot \Omega \cdot \text{sen } \varphi \quad (5)$$

Donde la densidad del agua está dada por la expresión  $\rho$  aquí se considera sencillamente  $1000 \text{ kg m}^{-3}$ ,  $f$  es el parámetro de Coriolis,  $\Omega$  la velocidad angular de rotación de la Tierra

( $\Omega = 7.29 \times 10^{-5} \text{ s}^{-1}$ ) y  $\varphi$  la latitud. En este caso particular se considera la latitud de localización del instrumental para el registro de los vientos.

El Índice de Bakun (Bakun, 1975) se obtiene a partir del cálculo del transporte de Ekman según la ecuación (6).

$$I = M l \quad (6)$$

Donde  $l$  es un factor de normalización, en unidades de metros de costa, en este caso 100 m. En general un transporte de Ekman negativo indica advección de las aguas superficiales hacia el oeste, el cual es indicativo de surgencia y en este caso la componente meridional del esfuerzo del viento sería favorable a la surgencia, es decir en dirección al norte, mientras que el parámetro de Coriolis siempre resultará negativo para el Hemisferio Sur. Sin embargo en este caso se trabajará con el valor absoluto de parámetro de Coriolis, de forma tal que el transporte positivo ahora indica que es debido a un viento favorable a la surgencia, mientras que el negativo indicaría apilamiento del agua en dirección a la costa.

**Tabla II.2.1: Indica la fecha de medición de cada una de las transectas realizadas y los instrumentos empleados en cada una de ellas, de acuerdo a la posición de las estaciones indicadas en la Tabla II.1.1**

N° Transecta	Fecha	Variables Hidrográficas	Correntómetro	Niveles de medición de corrientes	Estación de
I	05/04/2008	CTD-SBE-19 plus (T,S,P)		10, 30, 60	1al 6
	23/04/2008	—————	RCM9		2 al 6 (Fig.II.1.1)
II	16/10/2008	CTD-SBE-19		10, 30, 60	1, 2,3,4,5,6 y

		plus (T,S,P)		8
			FSI	2 al 6 (Fig. II.1.2)
III	27/03/2009	CTD-SBE-19 plus (T,S,P)		5, 10, 30, 60
			FSI	1, 2,3,4,5,6, 8 2 al 6 (Fig. II.1.2)
IV	28/09/2009	CTD-SBE-19 plus (T,S,P)		5 ,10 ,30 ,60
			RCM9	1 al 8 2 al 6 (Fig. II.1.2)
V	06/04/2010	CTD-SBE-19 plus (T,S,P)		5 ,10 ,30 ,60
			RCM9	1 al 8 2 al 6 (Fig. II.1.2)
VI	10/08/2010	CTD-SBE-19 plus *(T,S,P,O2,F)		5 ,10 ,30 ,60
			RCM9	1 al 8 2 al 6 (Fig. II.1.2)
VII	25/03/2011	CTD-SBE-19 plus *(T,S,P,O2,F)		5 ,10 ,30 ,60
			FSI	1 al 8 2 al 6 (Fig. II.1.2)
VIII	22, 27 y	CTD-SBE-19		10, 30,60
				1, 2,3,4,5,6 y

---

29/06/2012	plus	8
	*(T,S,P,O2,F) FSI	2 al 6 (Fig. II.1.2)

---

#### **II.2.1.4. Imágenes Satelitales**

Se analizan imágenes de TSM del sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) y del satélite AQUA de la NASA, las cuales tienen 1 km de resolución, en el sector que incluye a la península de Mejillones y sistema de bahías asociadas (22 – 24,5 °S y 70-72° W), con el fin de visualizar de manera generalizada las características que presenta la temperatura superficial del área de estudio en los períodos próximos a los de medición in situ. Permitiendo además visualizar posibles procesos de surgencia en los focos de ocurrencia característicos. Las imágenes satelitales fueron extraídas de la página web <http://oceancolor.gsfc.nasa.gov>.

#### **II.2.2. Estudio complementario I: Foco de surgencia en Punta Coloso**

Se instaló un correntómetro acústico doppler Falmouth Scientific 2-Dimensional Acoustic Current Meter (2D-ACM), a 3 m y 14 de profundidad, en el sector de Punta Coloso de coordenadas 23° 42' 15.52" S y 70° 25' 14.08" O. El período de permanencia en el agua de este instrumento se realizó para el primer nivel entre el 11 de Agosto al 25 de Septiembre de 2008, mientras que para el segundo nivel entre el 14 de Noviembre al 11 de Diciembre de 2008. En este último caso el correntómetro registró datos hasta el día 6 de Diciembre. Durante el período de medición se registraron la intensidad y dirección de corriente representativa de un minuto de duración durante 10 minutos consecutivos por intervalos de 20 minutos de medición, el período de datos analizado fue del 15 de Noviembre hasta el 6 de Diciembre de 2008, es decir, 21 días.

Se calculó la componente zonal (este-oeste) y meridional (norte-sur) a partir de la intensidad y dirección del vector de velocidad de corriente, teniendo en cuenta la corrección en la dirección

según la declinación magnética de la zona, que para esta localidad es de  $\delta=1^{\circ} 40'$  W de acuerdo a las ecuaciones (2.2.2.1). Se calcularon las velocidades medias en cada componente, desviación estándar, valores máximos y mínimos en períodos de 10 días y durante todo el intervalo de estudio

$$\left. \begin{aligned} u &= vel \sin(\alpha - \delta) \\ v &= vel \cos(\alpha - \delta) \end{aligned} \right\} (2.2.2.1)$$

Donde  $vel$  y  $\alpha$ , representan la intensidad en  $cm\ s^{-1}$  y la dirección de la corriente en grados, respectivamente, mientras que  $\delta$  representa corrección existente entre el norte geográfico y el norte magnético. Se realizó un histograma de frecuencias para determinar las direcciones predominantes de la corriente subsuperficial durante el período de estudio.

Se graficaron las velocidades de corriente para cada componente de velocidad teniendo en cuenta las ecuaciones y de todos los registros obtenidos en el intervalo de medición como así también los registros promedio horarios. A su vez se construyó un diagrama de vector progresivo a partir de los datos de velocidad promedio horarios. Para ello se multiplica cada componente del vector velocidad por el intervalo de medición, es decir una hora (3600 s), dividido en  $1 \times 10^5$ , para que el desplazamiento de la partícula quede expresado en km.

También se analizaron datos de viento de los periodos de medición de corrientes. Los datos de viento pertenecen a la estación meteorológica ubicada dentro de la concesión MEL, en el sector de Punta Coloso. A partir de los datos de intensidad y dirección de viento registradas cada cinco minutos se obtuvieron las componentes zonal y meridional del viento de los cuales también se calcularon los registros horarios correspondientes. Se analiza el diagrama de vector progresivo correspondiente para el período considerado en estas mediciones.

### **II.2.3 Estudio complementario II: Estudio hidrográfico ampliado de la Bahía San Jorge.**

El estudio complementario consistente en un muestreo de 20 estaciones con CTD SeaBird SBE-19 plus, el cual permitió caracterizar la distribución de la temperatura, salinidad,  $\sigma_t$ , contenido de oxígeno disuelto y fluimetría. Además se realizó un diagrama T\_S y un

diagrama O<sub>2</sub>\_S con el fin de identificar las masas de agua presentes en la zona. Dicho estudio se efectuó en dos oportunidades el 20 de Enero y 6 de Abril de 2011.

Por otra parte y con el fin de obtener la distribución vertical típica de la biomasa fitoplanctónica representativa de la Bahía San Jorge en un período de verano se realizó un estudio consistente en un muestreo de 20 estaciones con CTD SeaBird SBE-19 plus, de acuerdo a la Fig. II.1.3.y Tabla II.1.2. Para ello se utilizaron las mediciones de fluometría obtenidas el 20 de Enero y 6 de Abril de 2011. También se utilizaron otras mediciones de CTD SeaBird SBE-19 plus, consistentes en 8 estaciones en la BSJ, realizadas el 25 de Marzo de 2011. (Tabla II.1.1)

Para estimar la biomasa fitoplanctónica en la columna de agua a partir de imágenes satelitales de clorofila, se seleccionan los perfiles de fluometría obtenidos in-situ, que presentan preferentemente un máximo subsuperficial. A cada perfil se le ajusta un algoritmo Gaussiano que describe la distribución de la clorofila en la columna de agua de acuerdo a la metodología propuesta por Platt (1988), Ulloa et al (1995) y utilizada por Hidalgo-González & Alvarez-Borgoño (2008), según la siguiente ecuación (2.2.3.1).

$$Chl_z = Chl_o + \left[ \frac{h}{\sigma(2\pi)^{0,5}} \right] e^{\left[ -\frac{(z-z_m)^2}{2\sigma^2} \right]} \quad (2.2.3.1)$$

Donde  $Chl_z$  ( $mg\ m^{-3}$ ) representa la distribución de la clorofila en la columna de agua,  $Chl_o$  ( $mg\ m^{-3}$ ), representa la clorofila superficial,  $h$  representa la integral de la clorofila bajo la curva ( $mg\ m^{-2}$ ) por arriba de  $Chl_o$ ,  $\sigma$  (m) es la variable que controla el grosor de la capa de la profundidad del máximo de clorofila,  $Z_m$  (m) representa la profundidad donde se ubica el máximo de clorofila, y  $Z$  (m) corresponde a la variable profundidad.

A partir del total de las curvas Gaussianas ajustadas se obtiene un modelo Gaussiano promedio representativo de todos los perfiles. Esto se realiza calculando los valores promedios de todos los parámetros Gaussianos definidos en la ecuación 2.2.3.1 ( $chl_0$ ,  $Z_m$ ,  $\sigma$ ,  $h$ ). Finalmente a partir de los datos de clorofila superficial extraídos de la imagen satelital del día en el cual se realizaron las mediciones in situ se calcula el valor de la profundidad del máximo de clorofila de acuerdo a la ecuación 2.2.3.2 y teniendo en cuenta los valores de los parámetros Gaussianos representativos.

$$Z_m = \sigma \sqrt{2 \ln \left( \frac{h}{\sigma \sqrt{2\pi} (chl_{sat} - chl_0)} \right)} \quad (2.2.3.2)$$

Por lo tanto con la ecuación 2.2.3.2 se obtienen varios valores de  $Z_m$  (m) según el valor de clorofila observado en las distintas imágenes satelitales de los días que se quiera obtener información. Con esto se podrá estimar la biomasa fitoplanctónica integrada en la columna de agua a partir de los valores de  $Z_m$  estimados y aplicados en la ecuación 2.2.3.2 teniendo en cuenta los parámetros Gaussianos promedios representativos del área de estudio.

Con el fin de caracterizar otros parámetros que influyen en la distribución vertical de la biomasa fitoplanctónica, se determina el espesor de la capa estratificada, el parámetro de estratificación  $\Phi_s$ , y la profundidad de la capa de mezcla (PCM) en cada una de las estaciones analizadas. La capa de mezcla se ubica entre la superficie hasta la profundidad donde el gradiente vertical de temperatura se mantiene  $\leq 0,07 \text{ }^\circ\text{C m}^{-1}$ , el cual se corresponde con la capa con características homogéneas de temperatura y densidad. A su vez, la capa estratificada queda definida desde la base de la capa de mezcla hasta donde el gradiente de temperatura se mantiene  $\geq 0,07 \text{ }^\circ\text{C m}^{-1}$ . Por otra parte  $\Phi_s$  representa la cantidad de energía mecánica requerida para llevar a cabo la mezcla vertical ( $\text{J m}^{-3}$ ) Hidalgo-González & Alvarez-Borgoño (2008). El rango de este parámetro podrá variar entre 0 (indicando una capa bien mezclada) y valores positivos, los cuales indican que se requiere una mayor cantidad de energía para romper la estratificación. Por lo tanto, el valor de  $\Phi_s$  es indicativo del grado de estratificación.

$$\phi_s = \left( \frac{1}{k} \right) \sum_k^0 (\rho - \bar{\rho}) \frac{gZ}{\Delta Z} \quad (2.2.3.3)$$

La ecuación (2.2.3.3) representa el parámetro de estratificación, donde  $k$  (m) representa la profundidad de integración de la columna de agua de la zona estratificada de la misma,  $Z$  (m) la coordenada vertical,  $\rho$  y  $\bar{\rho}$  (la densidad y densidad media de la columna de agua de la capa estratificada, ambas en  $\text{kg m}^{-3}$ ),  $g$  la aceleración de la gravedad ( $\text{m s}^{-2}$ ), y  $\Delta Z$  el intervalo de profundidad entre dos niveles consecutivos (1 m).

Dado que se busca determinar cómo las variables hidrográficas y/o parámetros de la columna de agua influyen en la distribución vertical de la biomasa fitoplanctónica, se realiza un análisis estadístico, y ajuste de regresiones lineales entre los 4 parámetros Gaussianos de las curvas ajustadas ( $\text{Chl}_o$ ,  $Z_m$ ,  $\sigma$ ,  $h$ ), la temperatura superficial (TSM), clorofila superficial ( $\text{Chl}_{\text{sup}}$ ), clorofila máxima ( $\text{Chl}_{\text{max}}$ ), profundidad de la máxima clorofila ( $Z_m \text{ insitu}$ ), PCM,  $\Phi_s$  y el espesor de la capa estratificada (EST).

- Validación del modelo Gaussiano

Para validar que el modelo Gaussiano obtenido es representativo del área de estudio se comparan las variables in situ con aquellas obtenidas a través del modelo Gaussiano promedio el cual ha tomando en cuenta los valores de la clorofila satelital. Para ello es necesario que los datos de clorofila in situ y de la imagen satelital correspondan a la misma fecha.

## **II.3 Resultados**

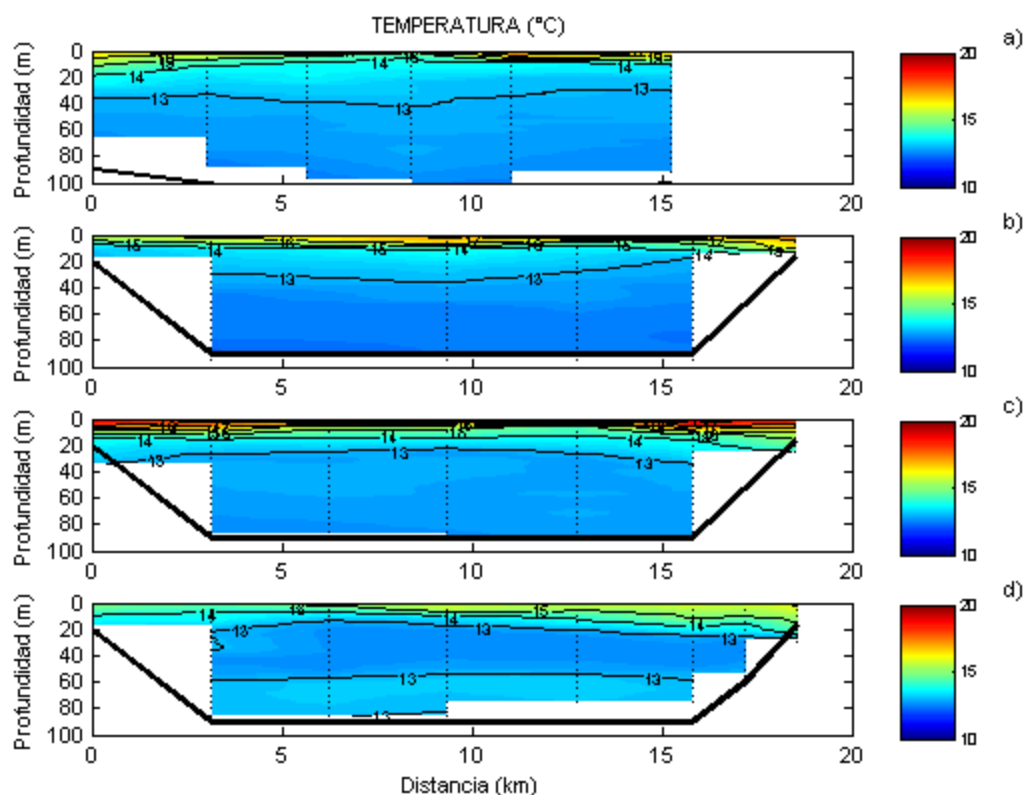
### **II.3.1 Hidrografía y Correntometría en Bahía San Jorge.**

#### **II.3.1.1 Datos Hidrográficos**

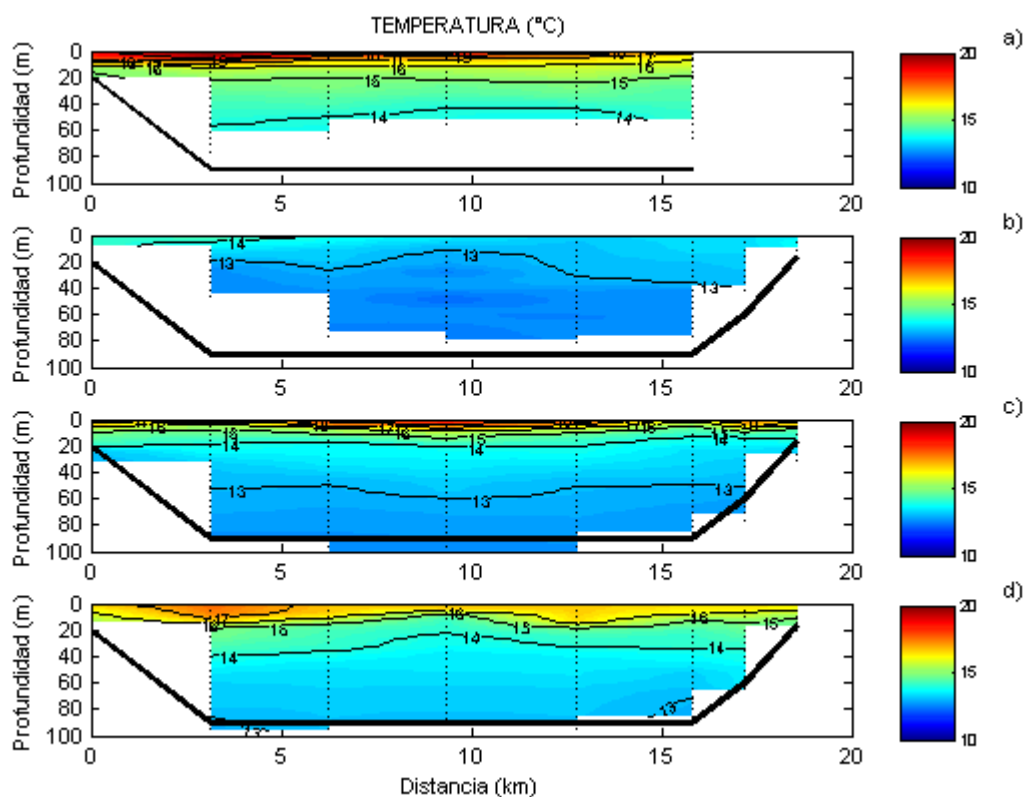
Los datos de temperatura, salinidad y  $\sigma_t$  (Fig. II.3.1.1.1 – Fig. II.3.1.1.6) de los ocho muestreos mostraron una capa estratificada desde la superficie hasta los 18 y 20 m de profundidad producto de una termoclina bien marcada. Se observan temperatura máximas y mínimas en superficie entre 20 y 13,6 °C en promedio en las fechas de verano o próximas a él. Entre los 20 y 90 m de profundidad, la distribución de la temperatura es de mayor



homogeneidad en todos los períodos, variando entre 12,0 y 14 °C, con gradientes de temperatura entre 0,011 y 0,012 °C m<sup>-1</sup> a excepción de la fechas de verano del 6 de Abril de 2010 y 25 de marzo de 2011, que mostraron gradientes de temperatura entre 0,023 y 0,03 °C m<sup>-1</sup>, respectivamente y entre la capa de 20 y 70 m. Por otra parte las características de temperatura en la fecha representativa de invierno del 28 de Septiembre mostró condiciones de mayor homogeneidad (gradiente de temperatura de  $4,4 \times 10^{-3}$  °C m<sup>-1</sup>).



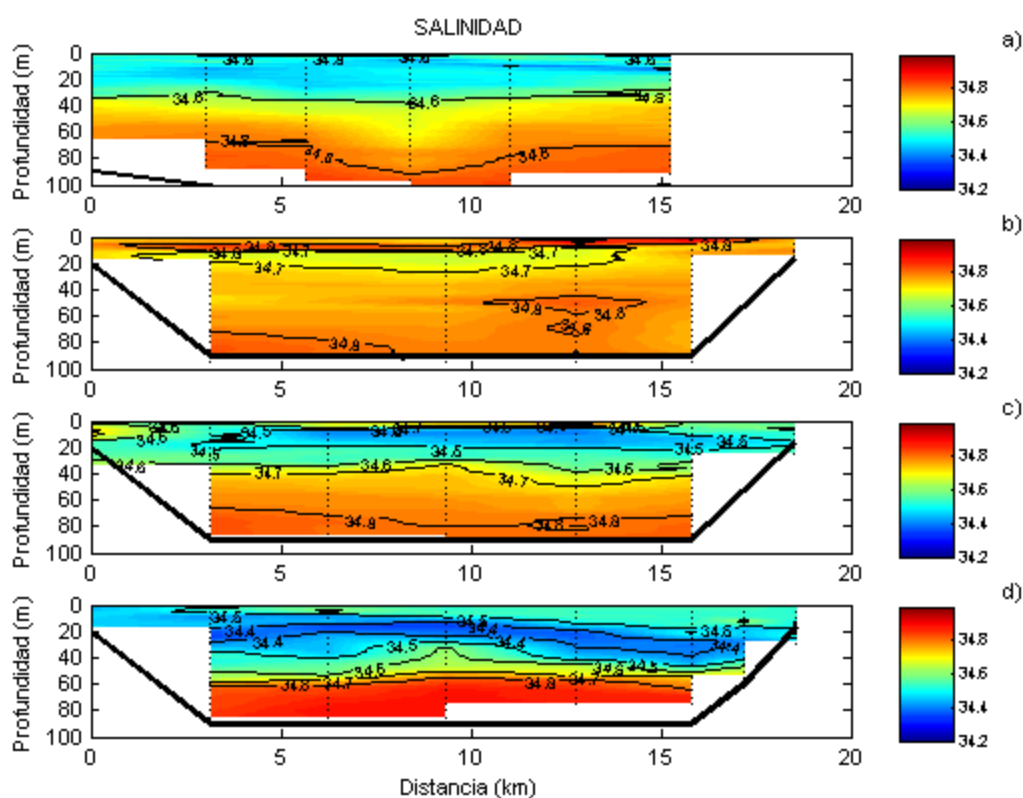
**Fig. II.3.1.1.1: Sección transversal para la distribución de la temperatura entre el Faro del Puerto de Antofagasta y Punta Jorge (a) 05/04/2008 (b) 16/10/2008 (c), 27/03/2009, (d) 28/09/2009.**



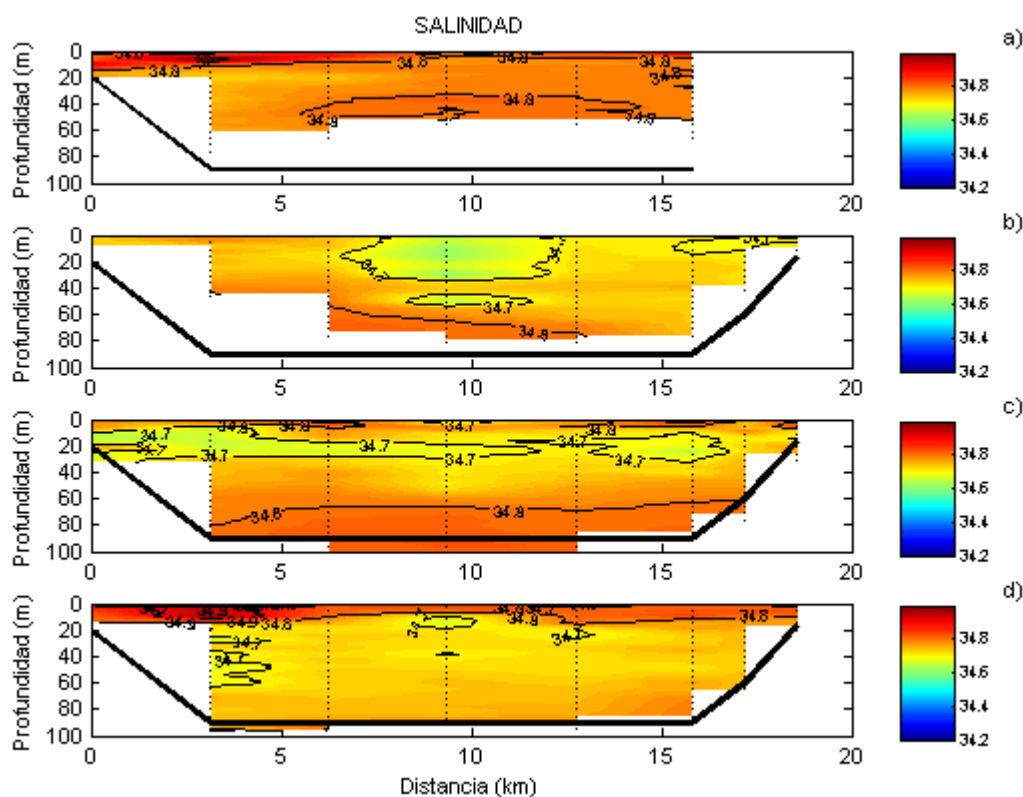
**Fig. II.3.1.1.2: Sección transversal para la distribución de la temperatura entre el Faro del Puerto de Antofagasta y Punta Jorge (a) 06/04/2010 (b) 10/08/2010 (c), 25/03/2011, y (d) 22, 27 y 28/06/2012.**

La distribución vertical de la salinidad muestra por un lado, esencialmente dos capas homogéneas separadas por la isohalina de 34,6 psu la cual varía su ubicación según la fecha de estudio, mientras que por el otro lado presenta una distribución de mayor homogeneidad en toda la columna de agua. En el caso I, la isohalina de 34,6 psu se ubica entre los 35 a 38 m durante el 5 de Abril de 2008 y 27 de Marzo de 2009 y profundizándose (40 - 50 m) durante la medición del 28 de Agosto de 2009. En la capa superficial predomina una salinidad casi homogénea (~34,5 psu), a pesar que en la transecta del 5 de Abril, se aprecia una estrecha capa cercana a la superficie de mayor salinidad que en la zona central, con valores  $\geq 34,6$  psu. Esta lengua de alta salinidad amplifica su extensión y profundidad durante el mes de Marzo de 2009, alcanzando valores entre 34,7 y 34,8 psu. A su vez, la capa profunda presenta una

salinidad elevada, con valores mayores a 34,6 hasta 34,8 psu inclusive. El segundo caso se aprecia en las distribuciones de salinidad del 16 de Octubre de 2008, 6 de Abril de 2010, 10 de Agosto de 2010 y 25 de Marzo de 2011, donde las características de la salinidad son de mayor homogeneidad en toda la columna de agua con valores variando entre 34,7 y 34,8 psu. Incluso llegando a 34,9 psu el 6 de Abril de 2009 y con valores < 34,7 psu en la zona central de la bahía y/o en los niveles subsuperficiales, alrededor de los 15 m.

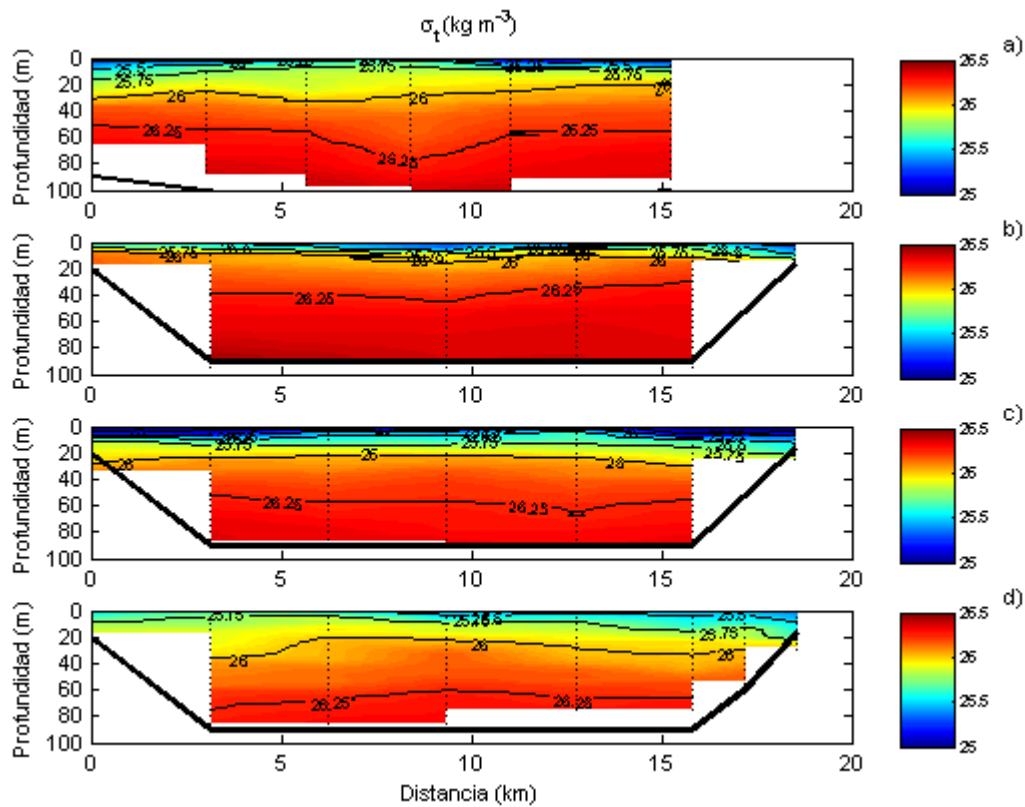


**Fig. II.3.1.1.3: Sección transversal para la distribución de la salinidad (psu) entre el Faro del Puerto de Antofagasta y Punta Jorge (a) 05/04/2008 (b) 16/10/2008 (c), 27/03/2009, (d) 28/09/2009.**

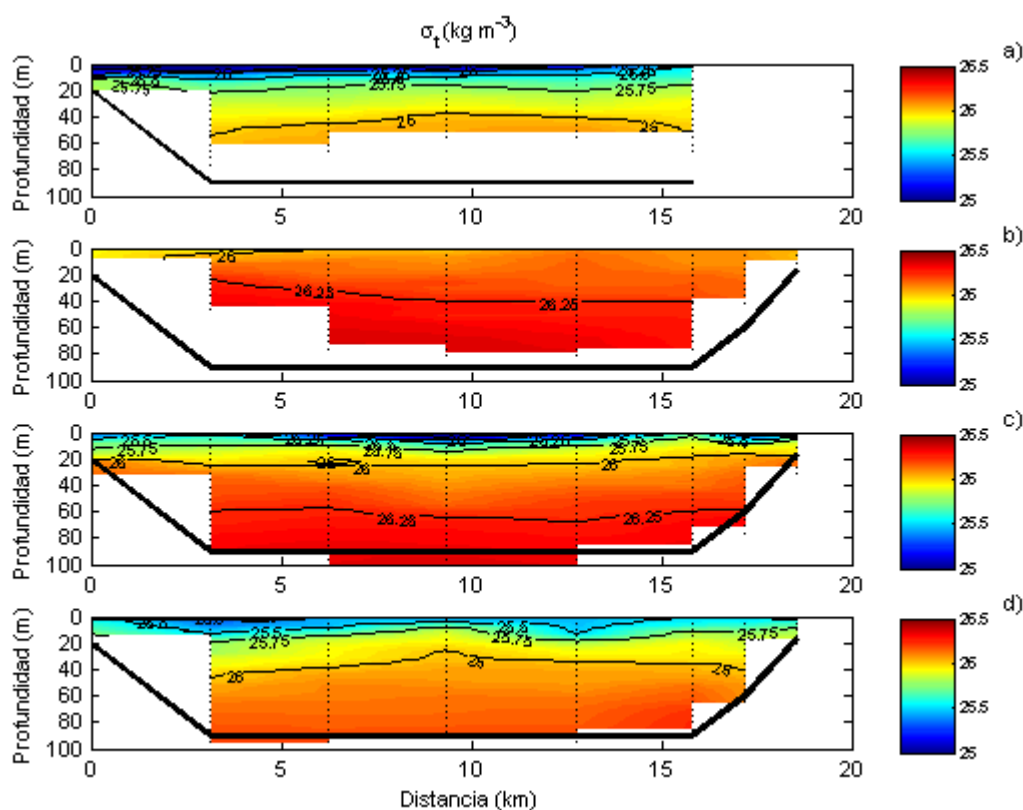


**Fig. II.3.1.1.4: Sección transversal para la distribución de la salinidad (psu) entre el Faro del Puerto de Antofagasta y Punta Jorge (a) 06/04/20010 (b) 10/08/2010 (c), 25/03/2011 y (d) 22, 27 y28/06/2012.**

La distribución de la densidad ( $\sigma_t$ ) presenta una columna de agua estratificada, especialmente en los primeros 20 m en la mayoría de los muestreos a excepción del 10 de Agosto de 2010. Esta se debe principalmente a la distribución estratificada de la temperatura, a pesar de que la salinidad también ejerce su influencia especialmente durante las mediciones representativas del período de verano (5 de Abril de 2008, 27 de Marzo de 2009, 6 de Abril de 2010 y 25 de Marzo de 2011).



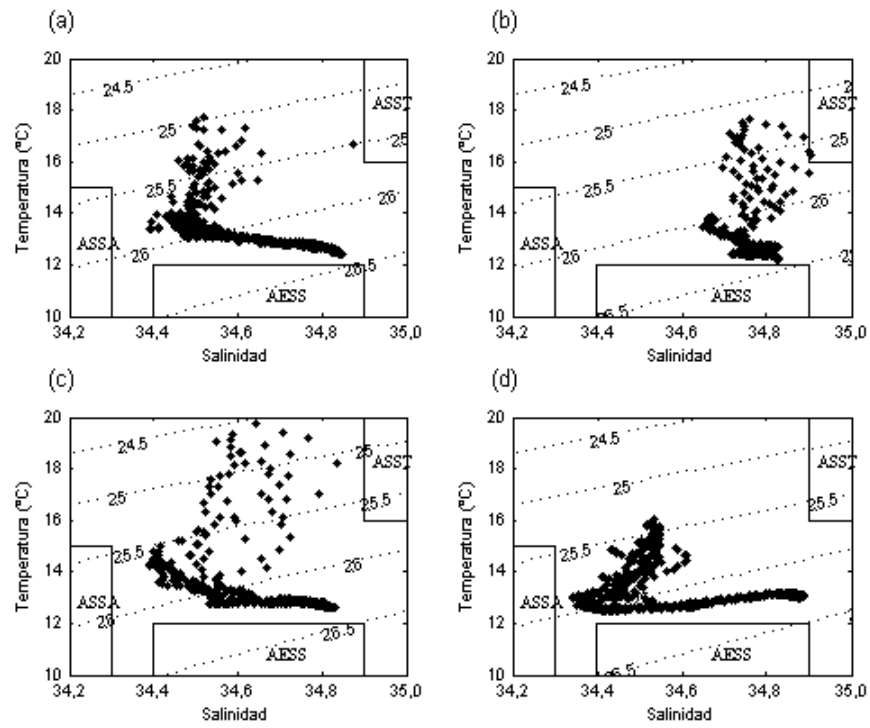
**Fig. II.3.1.1.5:** Sección transversal para la distribución de la densidad ( $\text{kg m}^{-3}$ ) entre el Faro del Puerto de Antofagasta y Punta Jorge (a) 05/04/2008 (b) 16/10/2008 (c), 27/03/2009, (d) 28/09/2009.



**Fig. II.3.1.1.6: Sección transversal para la distribución de la densidad ( $\text{kg m}^{-3}$ ) entre el Faro del Puerto de Antofagasta y Punta Jorge (a) 06/04/20010 (b) 10/08/2010 (c), 25/03/2011, y (d) 22, 27 y28/06/2012.**

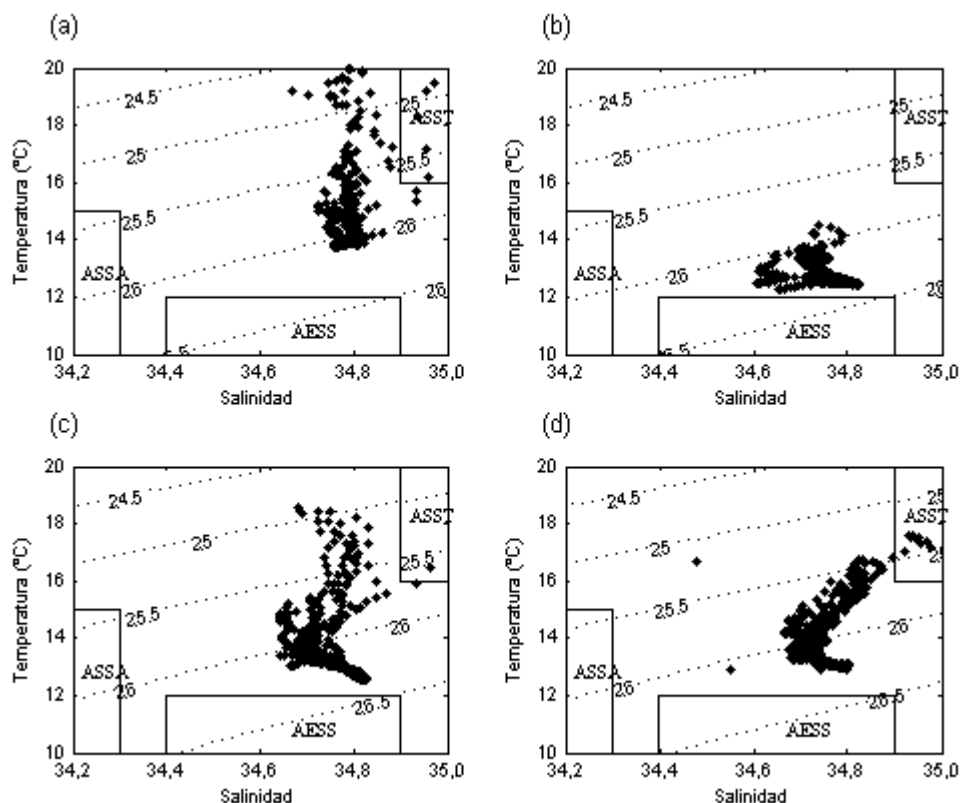
Los diagramas T\_S (Fig. II.3.1.1.7 y II.3.1.1.8), de los ocho períodos estudiados, sugieren presencia e interacción de Agua Superficial Subantártica (ASSA), Agua Superficial Subtropical (ASST) y Agua Ecuatorial Subsuperficial (AESS), con un predominio permanente de esta última masa de agua en la capa inferior. Esto debido a que los puntos del diagrama T\_S están cercanos a los núcleos de las masas de agua ASSA ( $9 - 15\text{ }^{\circ}\text{C}$  y  $33 - 34,3\text{ psu}$ ) ASST ( $16 - 24\text{ }^{\circ}\text{C}$  y  $34,9 - 35,3\text{ psu}$ ) y AESS ( $8 - 12\text{ }^{\circ}\text{C}$  y  $34,4 - 34,9\text{ psu}$ ), constituyendo modificaciones de las mismas al ser la bahía un cuerpo semicerrado predispuesto a una mayor mezcla. El ASST se observa en el extremo derecho del diagrama T\_S y podría estar afectando levemente la capa superficial, especialmente en el período de verano (Marzo 2009, Abril 2010 y Marzo 2011). En los diagramas T\_S del 5 de Abril, 27 de Marzo, 6 de Abril de 2010 y 25 de Marzo de 2011, se detecta la influencia de ASSA y AESS. Mientras que en aquel del 16 de

Octubre de 2008, hay una mayor influencia de aguas de mayor salinidad ( $S > 34,6$  psu) lo cual podría tratarse una mayor influencia el AEES en toda la columna de agua. El diagrama T\_S del mes de Marzo de 2009 alcanza temperaturas de  $2\text{ }^{\circ}\text{C}$  superiores a lo observado en el mes de Abril de 2008, esto puede evidenciar presencia de ASST o ser consecuencia de una mayor intensidad de la radiación solar, propia de dicha época del año. Condiciones similares se observan para el 6 de Abril de 2010, donde se aprecia la influencia de ASST, y no tanto la influencia de AEES, debido a que los datos sólo se midieron hasta los 60-70 m en dicha ocasión. Por otro lado el diagrama T\_S del 27 de Agosto de 2009, evidencia influencia de ASST y AEES, mostrando una notoria disminución de la temperatura en superficie, esto también se detecta en Agosto de 2010, donde prácticamente se observa la influencia del AEES en toda la columna de agua, dado las características de mayor homogeneidad observadas tanto en temperatura como en la salinidad propias de dicha masa de agua. Finalmente el diagrama T\_S de Junio de 2012, muestra la influencia de dos masas de agua, el Agua Superficial Subtropical (ASST) y el Agua Ecuatorial Subsuperficial (AEES) tanto en la capa superior como en la inferior respectivamente de la columna de agua.



**Fig. II.3.1.1.7: Diagrama T-S de los datos hidrográficos obtenidos el (a) 5 de Abril de 2008, (b) 16 de Octubre de 2008, (c) el 27 de Marzo de 2009, y (d) 28 de Agosto de 2009.**





**Fig. II.3.1.1.8: Diagrama T-S de los datos hidrográficos obtenidos el (a) 6 de Abril de 2010, (b) 10 de Agosto de 2010, (c) el 25 de Marzo de 2011 y (d) 22, 27 y 28 Junio de 2012.**

### II.3.1.2. Análisis de registros de vientos.

La distribución promedio horaria del viento para el mes de Abril de 2008 muestra el predominio de la componente meridional sobre la zonal, además de que dicha componente del viento incrementa su intensidad entre las 10:00 y 20:00 hrs., alcanzando intensidades promedio mayores a  $5 \text{ m s}^{-1}$ , entre las 13:00 y 18:00 hrs., observándose una variación diaria pulsátil. Un análisis similar se realiza para los meses de Octubre de 2008, Marzo y Agosto de 2009, Abril y Agosto de 2010, Marzo de 2011 y Junio de 2012, como así también para las fechas exactas de medición de corrientes instantáneas y de dos días previos a dichas fechas (Fig.II.3.1.2.1 - II.3.1.2.7). Las tablas II.3.1.2.1 y II.3.1.2.2 muestran las intensidades de la componente meridional superiores a  $5 \text{ m s}^{-1}$  y el intervalo de duración promedio diario y, del mes y fecha exacta de medición, respectivamente. Se observa claramente que las

características del viento pueden ser agrupadas en dos. En el primer grupo se distinguen aquellos meses que presenta un alto porcentaje de predominio de las direcciones S y SW, con altos porcentajes de intensidades superiores a  $5 \text{ m s}^{-1}$ , además de presentar esta velocidad durante un período extenso del día, es decir entre las 12:00 y 18:00 horas o incluso de mayor extensión horaria. A este grupo pertenecerían los meses de verano, primavera y otoño. Dentro de este grupo se destaca el mes de Octubre de 2008, dado que muestra un claro predominio de las direcciones S y SW del viento. Las intensidades del viento registraron valores  $> 5 \text{ m s}^{-1}$  durante un intervalo extendido en el día (12:00 – 19:00 horas). El comportamiento del viento en el caso particular del 16 de Octubre de 2008 es similar a las del propio mes con una forzante del viento favorable a la surgencia costera mayoritariamente durante el período diurno. Los días previos también presentaron un comportamiento similar (Fig. II.3.1.2.2). Los meses de Abril 2010 y Marzo 2011 son un ejemplo más de este grupo representando condiciones de un verano tardío. En dichos meses se destaca el porcentaje de frecuencia S del viento en un 60,13 % y 57,36 %, en cada mes, respectivamente. La intensidad de la componente meridional superior a  $5 \text{ m s}^{-1}$  se registra en un 27,91 % y 25,00 % (Tabla II.3.1.2.2).

Por otra parte el segundo grupo se caracteriza por presentar la frecuencia S del viento disminuida en relación al grupo anterior, a pesar que continúa siendo la dirección del viento predominante, le sigue la dirección N y NW. Además se observa una disminución del porcentaje de la intensidad de la componente meridional superior a  $5 \text{ m s}^{-1}$  como así también el intervalo de tiempo promedio diario donde esta tendría lugar. Esto tendría lugar preferentemente en los meses de invierno y en este estudio se observa con claridad en los meses de Agosto. En efecto el mes de Agosto de 2009 se caracteriza por el predominio de las direcciones S (47,98 %), SW (14,91%), N (10,62%) y calmas (10,62%). Las intensidades fueron superiores a  $5 \text{ m s}^{-1}$  en un 23,11 % sólo a las 15:00 horas. En particular el 28 de Agosto de 2009, se caracterizó por un predominio de la dirección S (41,66%) y N (27,91 %), con intensidades mayores a  $5 \text{ m s}^{-1}$  en un 25 %, durante las 13:00 y 16:00 horas presentando una mayor variabilidad durante las horas de madrugada y mañana. Al mismo tiempo el mes de Agosto de 2010 se caracterizó por el predominio de las direcciones S (55,11 %) y N (10,21 %), con intensidades superiores a  $5 \text{ m s}^{-1}$  de la componente meridional en un 20,16 %, no

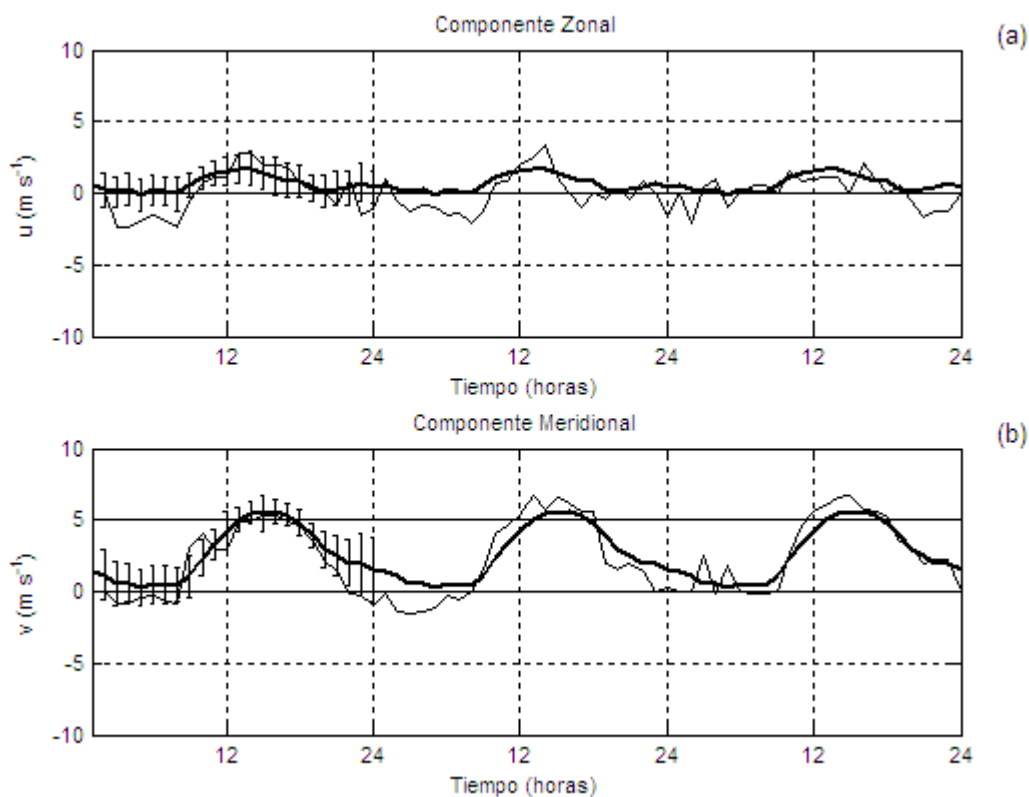
observándose un intervalo de duración en su promedio horario mensual. En el caso particular de medición del 10 de Agosto de 2010 destaca la frecuencia S (41,66 %), NW (20,83 %), W (12,50%), N (8,33%) y dirección variable (8,33 %). Mientras que en Junio de 2012 destaca la frecuencia S (64,91 %) seguida del viento N (8,47%), sin embargo para este mes no se observan intensidades superiores a  $5 \text{ m s}^{-1}$ .

**Tabla II.3.1.2.1: Características del viento para los meses de medición de variables oceanográficas. Porcentaje de la intensidad del viento  $> 5 \text{ m s}^{-1}$  e intervalo de duración promedio mensual donde la componente meridional del viento alcanza intensidades mayores a dicho valor crítico.**

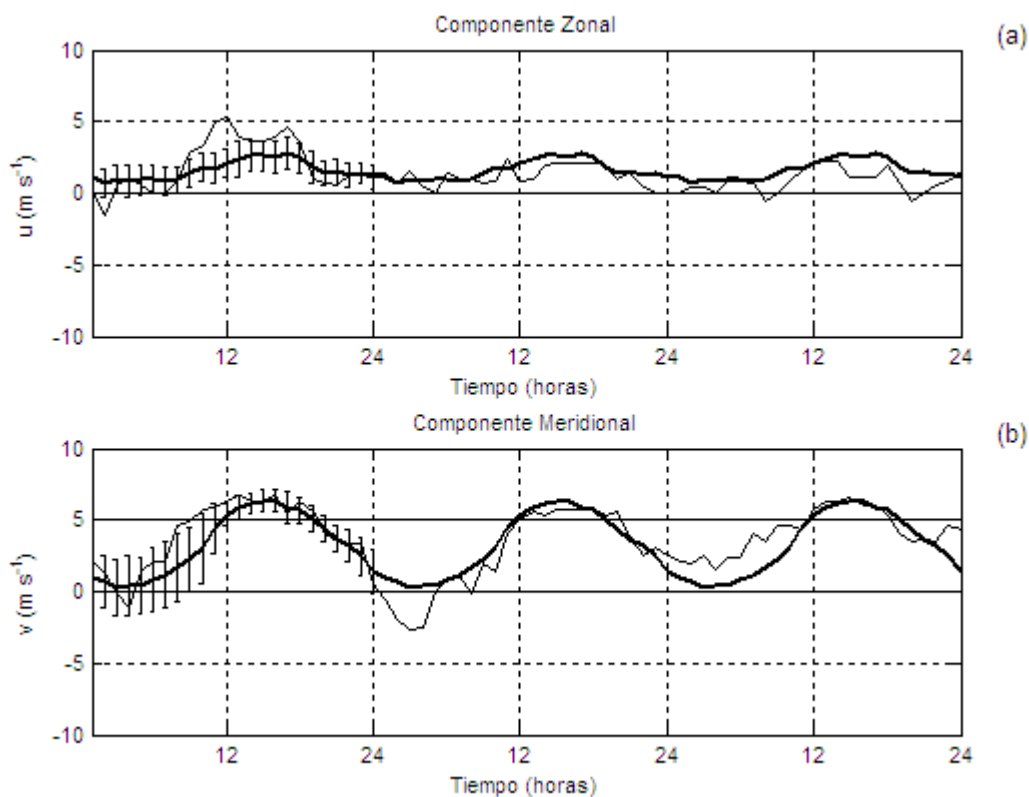
FECHA	% Int. $> 5 \text{ m s}^{-1}$	Intervalo de Duración (hr)
Abril-2008	24,44	13:00-17:00
Octubre -2008	39,78	12:00-19:00
Marzo- 2009	31,18	14:00-19:00
Agosto-2009	23,11	15:00
Abril-2010	27,91	13:00-17:00
Agosto-2010	20,16	11:00
Marzo-2011	25,00	14:00-18:00
Junio-2012	0	-

**Tabla II.3.1.2.2: Características del viento para las fechas de medición de corrientes y/o CTD. Porcentaje de la intensidad del viento  $> 5 \text{ m s}^{-1}$  e intervalo de duración en el día de medición donde la componente meridional del viento alcanza intensidades mayores a dicho valor crítico.**

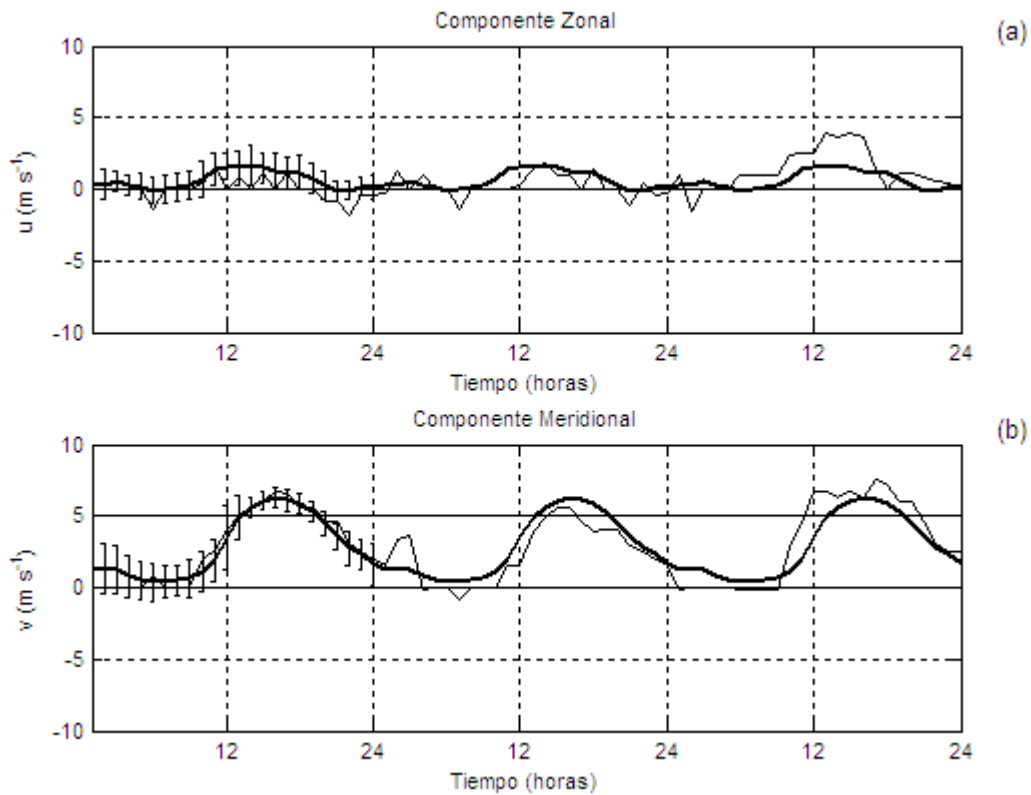
FECHA	% Int. $> 5 \text{ m s}^{-1}$	Intervalo de Duración (hr)
05/04/08	33,33	13:00-20:00
23/04/08	29,17	12:00-18:00
16/10/08	29,17	12:00-18:00
27/03/09	41,67	12:00-20:00
28/08/09	25,01	13:00-16:00
06/04/10	45,83	11:00-21:00
10/08/10	8,33	9:00
25/03/11	41,66	14:00-19:00; 24:00
22/06/12	0	-
27/06/12	29,16	14:00-15:00 y 17:00 -20:00
29/06/12	16,66	16:00-19:00



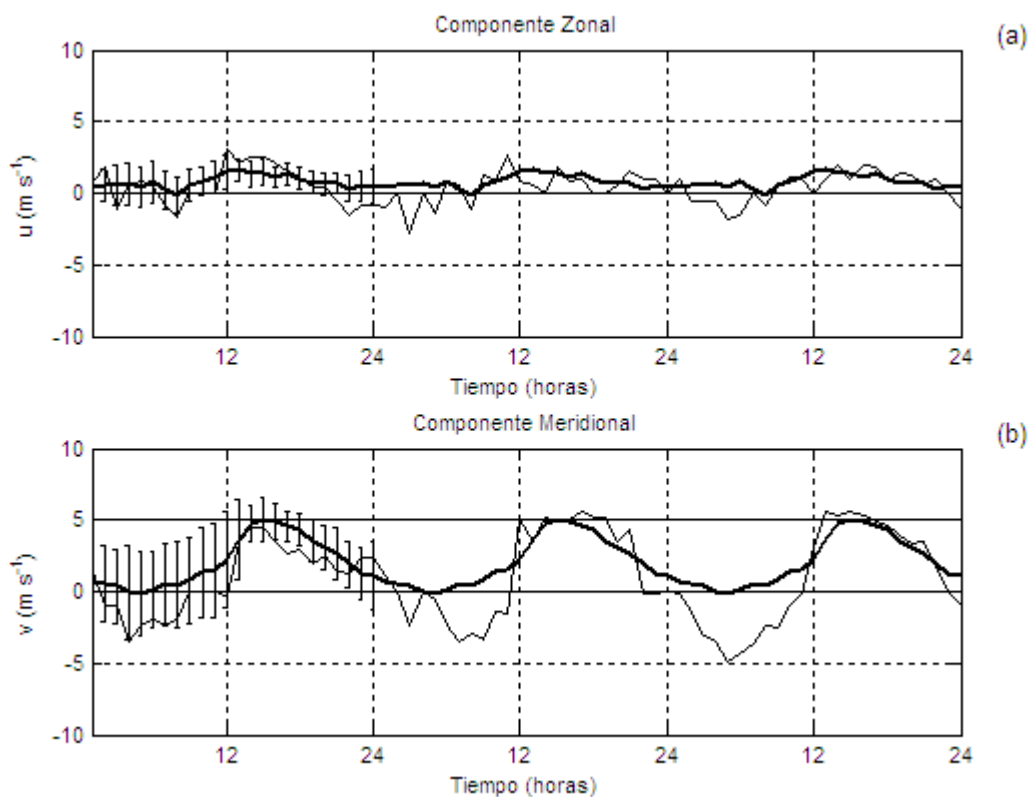
**Fig. II.3.1.2.1: Características del viento del mes de Abril de 2008: (a) Promedio horario mensual de la componente zonal (línea gruesa) con su respectiva desviación estándar y componente zonal horaria para tres días consecutivos (línea fina), correspondiendo el último día, al de medición de las corrientes instantáneas. (b) Promedio horario mensual de la componente meridional con su respectiva desviación estándar horaria (línea gruesa) y componente meridional del viento horaria para tres días consecutivos (línea fina), correspondiendo el último día, al de medición. (Fecha de medición 23 /04/2008).**



**Fig. II.3.1.2.2: Características del viento del mes de Octubre de 2008: (a) Promedio horario mensual de la componente zonal (línea gruesa) con su respectiva desviación estándar y componente zonal horaria para tres días consecutivos (línea fina), correspondiendo el último día, al de medición de las corrientes instantáneas. (b) Promedio horario mensual de la componente meridional con su respectiva desviación estándar horaria (línea gruesa) y componente meridional del viento horaria para tres días consecutivos (línea fina), correspondiendo el último día, al de medición. (Fecha de medición 16/10/2008).**

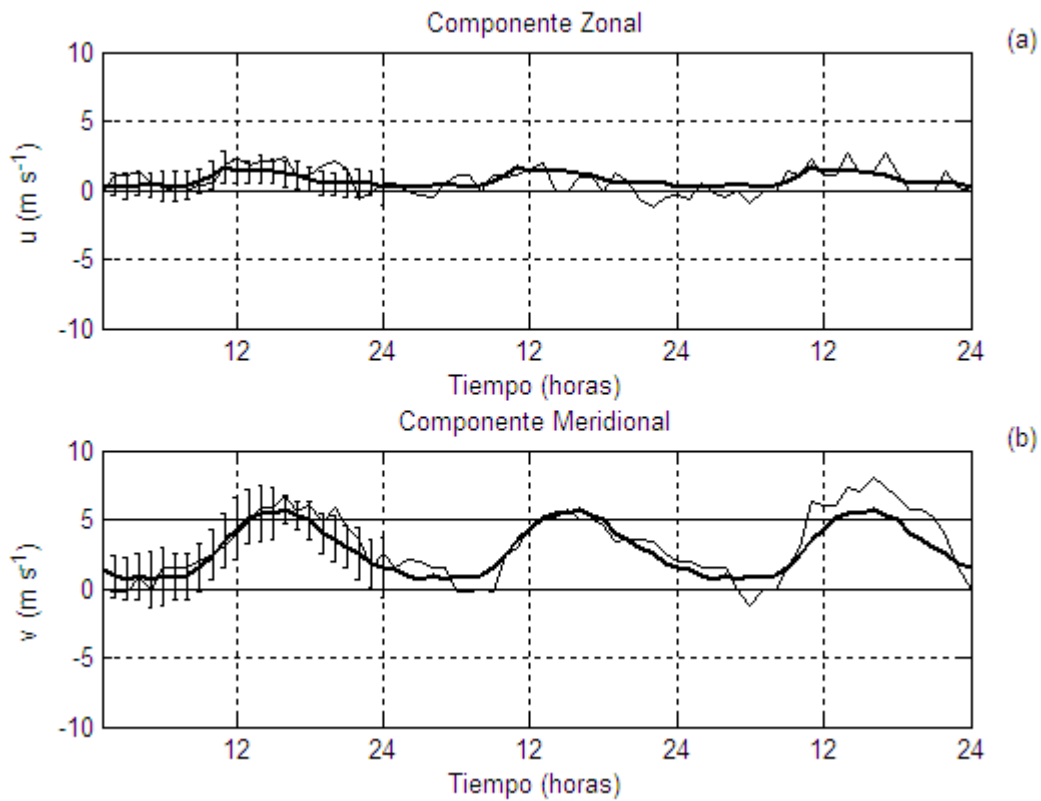


**Fig. II.3.1.2.3: Características del viento del mes de Marzo de 2009: (a) Promedio horario mensual de la componente zonal (línea gruesa) con su respectiva desviación estándar y componente zonal horaria para tres días consecutivos (línea fina), correspondiendo el último día, al de medición de las corrientes instantáneas. (b) Promedio horario mensual de la componente meridional con su respectiva desviación estándar horaria (línea gruesa) y componente meridional del viento horaria para tres días consecutivos (línea fina), correspondiendo el último día, al de medición. (Fecha de medición 27/03/2009).**

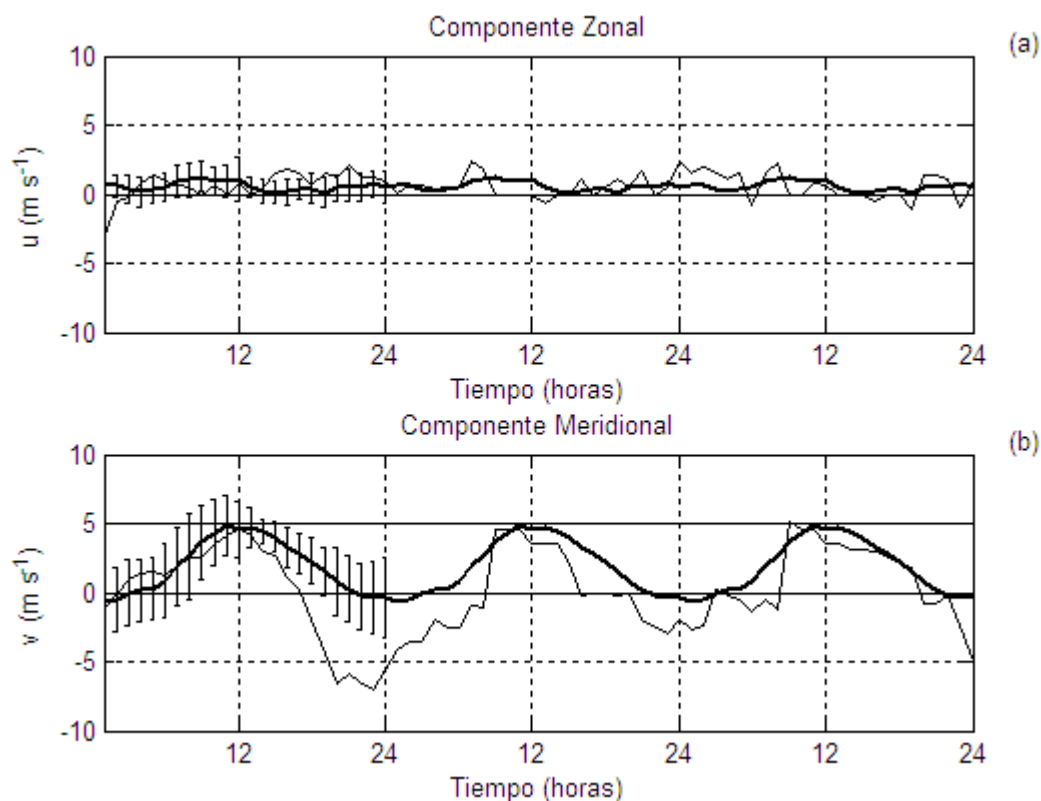


**Fig. II.3.1.2.4: Características del viento del mes de Agosto de 2009: (a) Promedio horario mensual de la componente zonal (línea gruesa) con su respectiva desviación estándar y componente zonal horaria para tres días consecutivos (línea fina), correspondiendo el último día, al de medición de las corrientes instantáneas. (b) Promedio horario mensual de la componente meridional con su respectiva desviación estándar horaria (línea gruesa) y componente meridional del viento horaria para tres días consecutivos (línea fina), correspondiendo el último día, al de medición. (Fecha de medición 28/08/2009).**

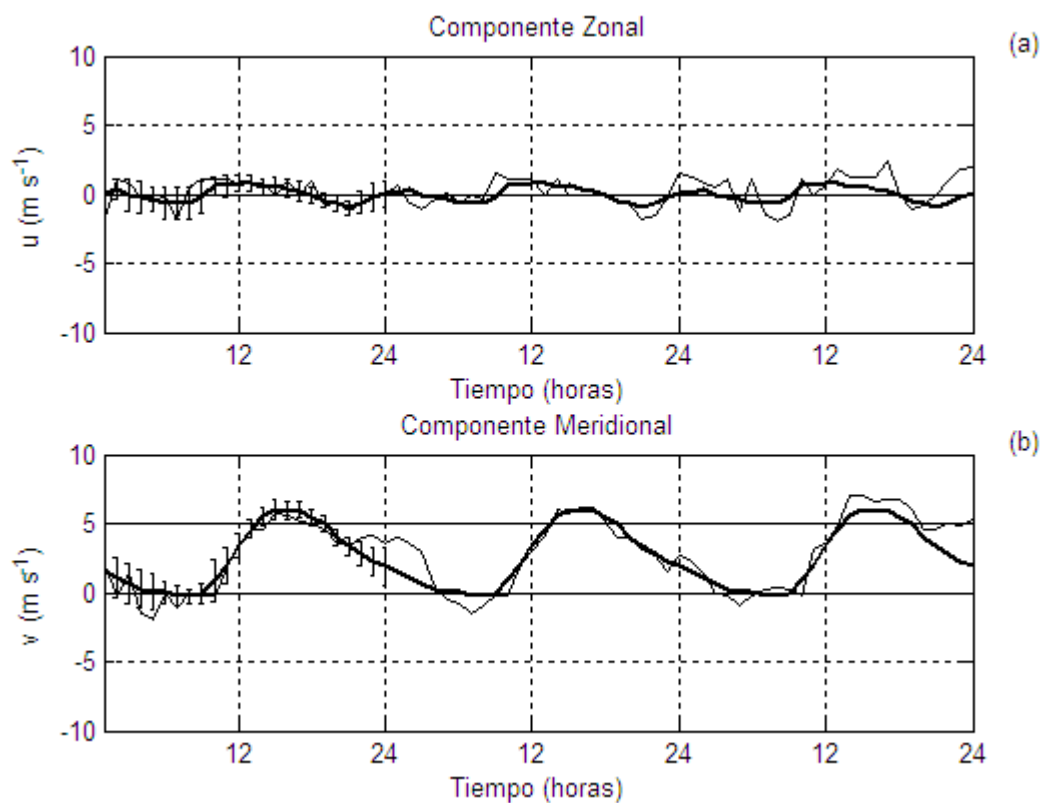




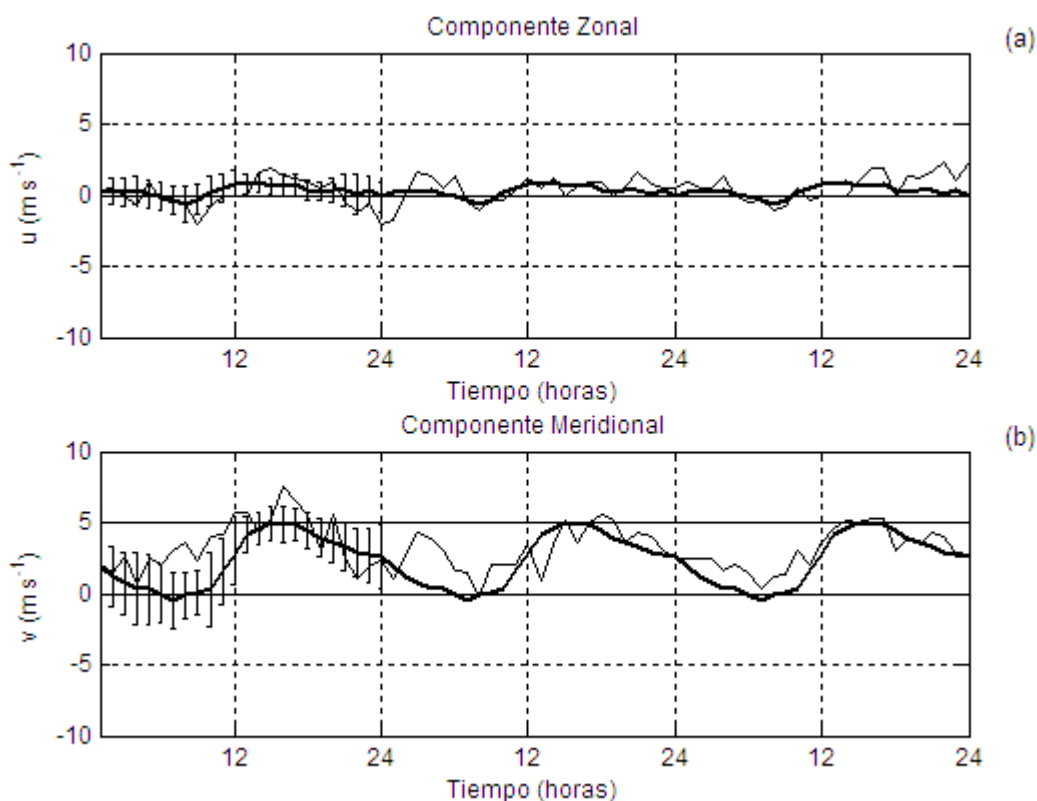
**Fig. II.3.1.2.5: Características del viento del mes de Abril de 2010: (a) Promedio horario mensual de la componente zonal (línea gruesa) con su respectiva desviación estándar y componente zonal horaria para tres días consecutivos (línea fina), correspondiendo el último día, al de medición de las corrientes instantáneas. (b) Promedio horario mensual de la componente meridional con su respectiva desviación estándar horaria (línea gruesa) y componente meridional del viento horaria para tres días consecutivos (línea fina), correspondiendo el último día, al de medición. (Fecha de medición 06/04/2010).**



**Fig. II.3.1.2.6: Características del viento del mes de Agosto de 2010: (a) Promedio horario mensual de la componente zonal (línea gruesa) con su respectiva desviación estándar y componente zonal horaria para tres días consecutivos (línea fina), correspondiendo el último día, al de medición de las corrientes instantáneas. (b) Promedio horario mensual de la componente meridional con su respectiva desviación estándar horaria (línea gruesa) y componente meridional del viento horaria para tres días consecutivos (línea fina), correspondiendo el último día, al de medición. (Fecha de medición 10/08/2010).**



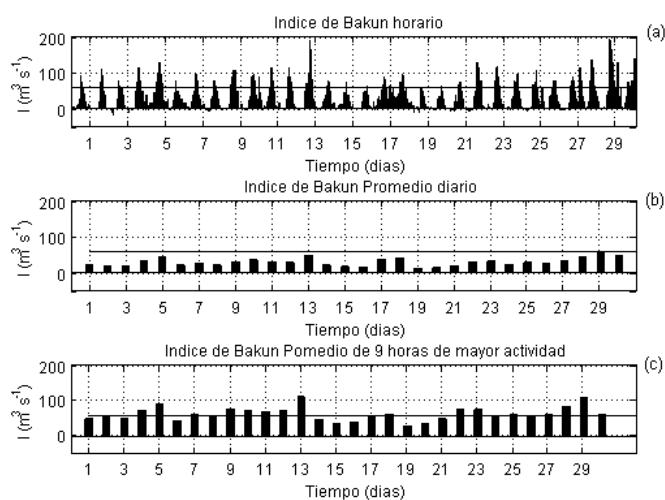
**Fig. II.3.1.2.7: Características del viento del mes de Marzo de 2011: (a) Promedio horario mensual de la componente zonal (línea gruesa) con su respectiva desviación estándar y componente zonal horaria para tres días consecutivos (línea fina), correspondiendo el último día, al de medición de las corrientes instantáneas. (b) Promedio horario mensual de la componente meridional con su respectiva desviación estándar horaria (línea gruesa) y componente meridional del viento horaria para tres días consecutivos (línea fina), correspondiendo el último día, al de medición. (Fecha de medición 25/03/2011).**



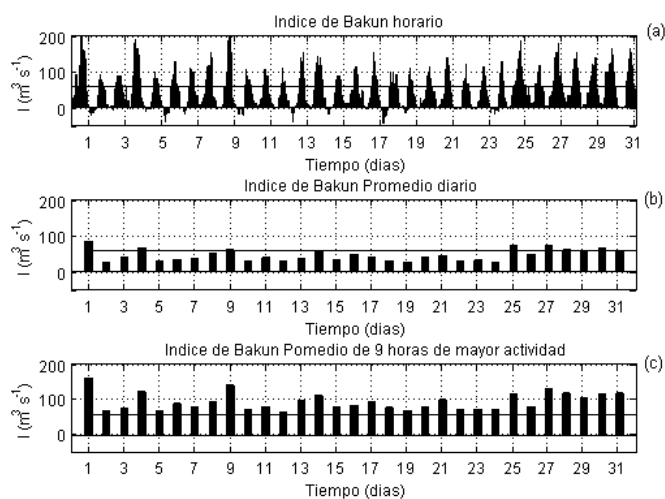
**Fig. II.3.1.2.8: Características del viento del mes de Junio de 2012: (a) Promedio horario mensual de la componente zonal (línea gruesa) con su respectiva desviación estándar y componente zonal horaria para tres días consecutivos (línea fina), correspondiendo el último día, al de medición de las corrientes instantánea para el día 29/06/2012. (b) Promedio horario mensual de la componente meridional con su respectiva desviación estándar horaria (línea gruesa) y componente meridional del viento horaria para tres días consecutivos (línea fina), correspondiendo el último día, al de medición. (Fecha de medición 29/06/2012).**

Las Figs. II.3.1.2.9 a II.3.1.2.14, muestran el índice de Bakun, calculado como un promedio horario para cada día del mes, un promedio diario, y un promedio para las horas de mayor intensidad del viento de cada día. Dada la característica pulsátil que presenta la variación diaria de la intensidad del viento, en este caso se eligió el intervalo entre 12:00 y 20:00 horas como período de mayor intensidad. De esta forma es factible observar aquellos índices que

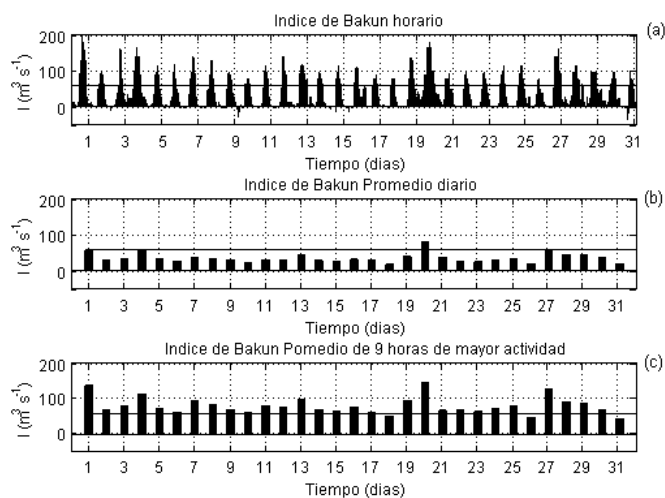
son superiores a  $58,21 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , el cual en este trabajo dicho valor ha sido considerado como el límite a partir del cual se puede considerar que la intensidad del viento de la componente meridional es suficiente para generar un mecanismo de ascenso de aguas subsuperficiales en los focos de surgencia. Sin embargo hay que considerar que este mecanismo tendría lugar eventualmente cada 12 horas. El índice de surgencia crítico fue calculado para una intensidad de la componente meridional del viento de  $5 \text{ m s}^{-1}$ . Para cada uno de los meses estudiados se observa aquellos donde el índice de Bakun promedio en las horas de mayor intensidad del viento (Índice de Bakun activo) supera el valor crítico en todos los días del mes, como en el caso de Octubre de 2008, indicando que existiría una mayor probabilidad de eventos de surgencia, por los efectos de la componente meridional del viento. A su vez, destacan aquellos meses donde el Índice de Bakun activo supera la valor crítico entre 17 a 25 oportunidades en el mes, tales como los observados para los meses de Abril de 2008 y 2010, y Marzo de 2009 y 2011. Por otro lado los meses del período de invierno tales como Agosto de 2009 y 2010, y Junio de 2012 muestran un menor número de ocasiones donde el Índice de Surgencia Activa supera al valor crítico, es decir se contabilizan entre 2 a 10 ocasiones en los distintos meses de Agosto. Cabe destacar que los Índices de Bakun promedios diarios para cada día del mes posee sus valores disminuidos debido al carácter diario de variación del viento, dada la notoria disminución de la intensidad del viento durante el período noche-madrugada.



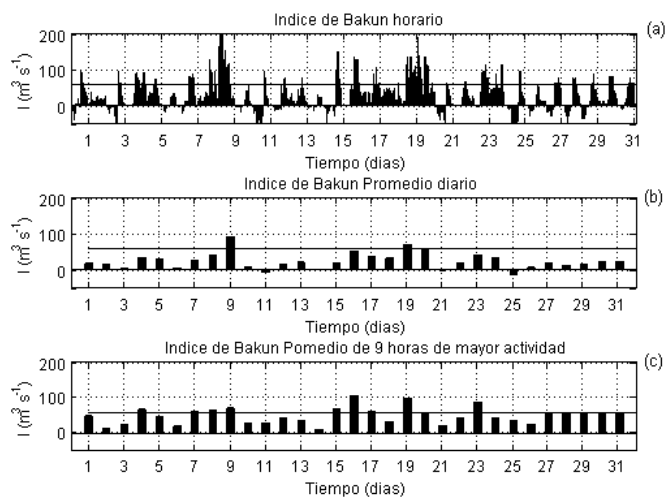
**Fig. II.3.1.2.9: Índice de Bakun para el mes de Abril de 2008: (a) Promedio Horario para cada día del mes, (b) Promedio diario para cada día del mes, (c) Promedio del período de mayor actividad (considerado entre las 12:00 y 20:00 horas) para cada día del mes. La línea continua representa el valor del Índice de Bakun crítico ( $58,21 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ).**



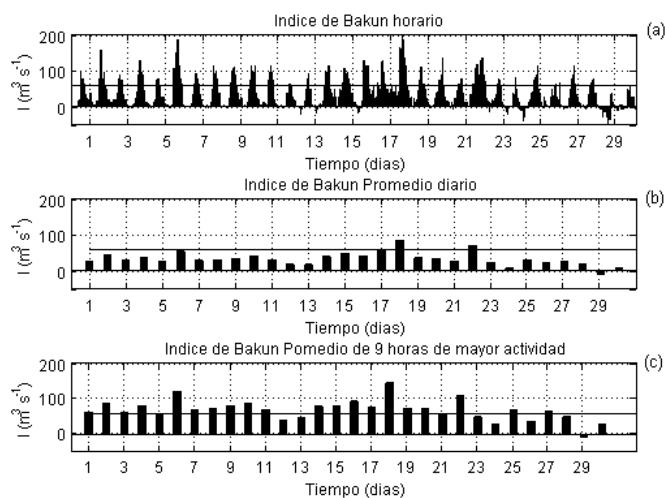
**Fig. II.3.1.2.10: Índice de Bakun para el mes de Octubre de 2008: (a) Promedio Horario para cada día del mes, (b) Promedio diario para cada día del mes, (c) Promedio del período de mayor actividad (considerado entre las 12:00 y 20:00 horas) para cada día del mes. La línea continua representa el valor del Índice de Bakun crítico ( $58,21 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ).**



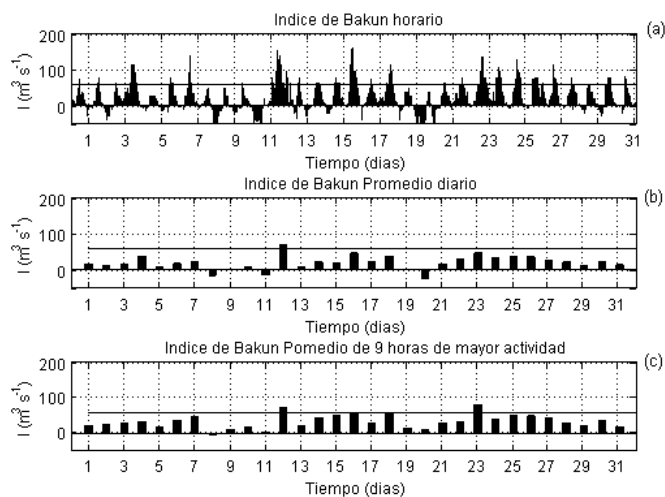
**Fig. II.3.1.2.11: Índice de Bakun para el mes de Marzo de 2009: (a) Promedio Horario para cada día del mes, (b) Promedio diario para cada día del mes, (c) Promedio del período de mayor actividad (considerado entre las 12:00 y 20:00 horas) para cada día del mes. La línea continua representa el valor del Índice de Bakun crítico ( $58,21 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ).**



**Fig. II.3.1.2.12: Índice de Bakun para el mes de Agosto de 2009: (a) Promedio Horario para cada día del mes, (b) Promedio diario para cada día del mes, (c) Promedio del período de mayor actividad (considerado entre las 12:00 y 20:00 horas) para cada día del mes. La línea continua representa el valor del Índice de Bakun crítico ( $58,21 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ).**

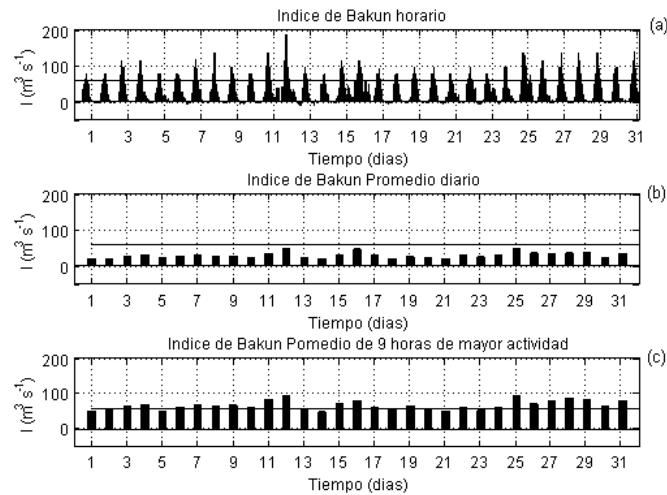


**Fig. II.3.1.2.13: Índice de Bakun para el mes de Abril de 2010: (a) Promedio Horario para cada día del mes, (b) Promedio diario para cada día del mes, (c) Promedio del período de mayor actividad (considerado entre las 12:00 y 20:00 horas) para cada día del mes. La línea continua representa el valor del Índice de Bakun crítico ( $58,21 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ).**

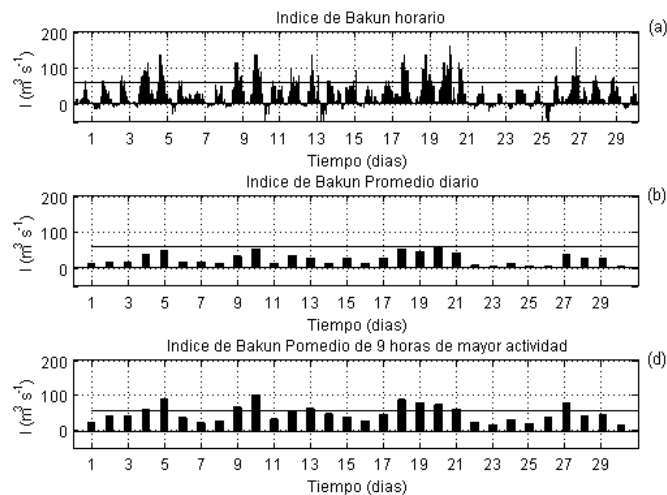


**Fig. II.3.1.2.14: Índice de Bakun para el mes de Agosto de 2010: (a) Promedio Horario para cada día del mes, (b) Promedio diario para cada día del mes, (c) Promedio del período de mayor actividad (considerado entre las 12:00 y 20:00 horas) para cada día del mes. La línea continua representa el valor del Índice de Bakun crítico ( $58,21 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ).**





**Fig. II.3.1.2.15: Índice de Bakun para el mes de Marzo de 2011: (a) Promedio Horario para cada día el mes, (b) Promedio diario para cada día del mes, (c) Promedio del período de mayor actividad (considerado entre las 12:00 y 20:00 horas) para cada día del mes. La línea continua representa el valor del Índice de Bakun crítico ( $58,21 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ).**



**Fig. II.3.1.2.16: Índice de Bakun para el mes de Junio de 2012: (a) Promedio Horario para cada día el mes, (b) Promedio diario para cada día del mes, (c) Promedio del período de mayor actividad (considerado entre las 12:00 y 20:00 horas) para cada día del mes. La línea continua representa el valor del Índice de Bakun crítico ( $58,21 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ).**

### II.3.1.3 Análisis de Corrientes

En casi la totalidad de los períodos de estudio las corrientes instantáneas revelaron una alta variabilidad tanto en la componente zonal como meridional a excepción de las mediciones del mes de invierno Agosto 2009 y 2010 (Fig. II.3.1.3.1 – Fig. II.3.1.3.2). En general las mediciones de corriente se efectuaron entre una pleamar y una bajamar (Abril 2008, Octubre 2008, Marzo 2009 y Agosto 2010), y entre una bajamar y una pleamar (Agosto 2009, Abril 2010 y Marzo de 2011). En el caso particular de Agosto de 2009 las mediciones de corriente se efectuaron entre una bajamar y una pleamar secundaria. Al mismo tiempo las condiciones de intensidad de viento promedio durante el período de muestreo fueron variables entre 3,6 y 6,4 m s<sup>-1</sup> y dirección variando entre el S-SW (Fig. II.3.1.3.1 y II.3.1.3.2). La alta variabilidad en las mediciones de corriente puede ser explicada por la metodología usada, que involucra mediciones de corriente a intervalos de un minuto de duración por períodos cortos (10 minutos) en una plataforma que no está fija. En efecto la deriva de la embarcación por causa del viento y/o marea, como así también las oscilaciones ascendentes y descendentes del nivel del mar pueden ser generadoras de ruido en mediciones a intervalos de pequeña duración como en este estudio. A pesar de ello, esta metodología tiene la ventaja de poder visualizar el campo de velocidad de corrientes *in situ* en una extensión espacial amplia, sin embargo tiene la desventaja de no poder filtrar la marea al trabajar con períodos tan cortos de medición.

Las mediciones de corrientes obtenidas el 23 de Abril de 2008 (Fig. II.3.1.3.1a), fluctúan entre 5,48 a 36,34 cm s<sup>-1</sup>. Se distinguen flujos netos hacia el S, SW y SE, en casi toda la sección a excepción de la estación central (est. 4) donde el flujo neto de corriente experimenta direcciones entre el E y NE en toda la columna de agua. El DVP (Fig. II.3.1.3.5 a) muestra las mayores variabilidades en cuanto a dirección en el nivel de 10 m (estaciones 4 y 5).

Las velocidades de corriente instantáneas del 16 de Octubre de 2008 variaron entre 4,69 a 49,86 cm s<sup>-1</sup>. En el nivel de 10 m se distinguen flujos netos hacia el SW en casi toda la transecta a excepción de la estación 3 que muestra un flujo hacia el NW (Fig. II.3.1.3.1 c). Los vectores de velocidad de corriente promedio resultaron variables en dirección a los 30 m, con flujos al NW (est. 2 y 3), y SW (est. 4 y 5), mientras que aquellos del nivel de 60 m presentaron tres direcciones predominantes, NW (est. 3, 5 y 6), SW (est. 4) y S (est. 2). El

DVP (Fig. II.3.1.3.5 b), muestra las mayores variabilidades en cuanto a dirección, preferentemente en el nivel de 30 m entre estaciones, y entre las diferentes profundidades se destacan las estaciones 2, 5 y 6.

En la tercera fecha de estudio (27 de marzo de 2009), se agregó un cuarto nivel de medición (Fig. II.3.1.3.2 a). Las intensidades promedio en general variaron entre  $0,66$  y  $30,04 \text{ cm s}^{-1}$ . En el nivel superficial se pudo observar un flujo hacia el N y NW, en las estaciones 4 y, en las estaciones 2 y 5, respectivamente. Esto concuerda con lo esperado, es decir que probablemente el flujo neto hacia el N y NW debiera observarse en una capa muy superficial de espesor no mayor a 5 - 6 m, es decir en un nivel que tuviera un contacto más directo con la forzante del viento. Las velocidades instantáneas registradas en esta ocasión presentaron una variabilidad mayor que en los casos anteriores. Se distinguen direcciones hacia SW en los 10 y 30 m. Esto sugiere un movimiento neto hacia el N por la zona central de la transecta y un flujo saliente hacia el SW en los niveles subsuperficiales.

Las mediciones de corrientes de la cuarta fecha de medición (28 de Agosto 2009) resultaron ser más estables en dirección e intensidad en relación con los otros estudios (Fig. II.3.1.3.2 c). Las velocidades de corriente variaron entre  $9,52 \text{ cm s}^{-1}$  y  $59,01 \text{ cm s}^{-1}$ , constituyendo las máximas intensidades encontradas en todo el estudio. La velocidad promedio a lo largo de la transecta fue persistente en dirección especialmente entre las estaciones 3 y 6, como así también entre los distintos niveles de la columna de agua, predominando la dirección WSW. Mientras que la estación 2 mostró un predominio de la dirección NW de las corrientes. Los DVP (Fig. II.3.1.3.5 d), son consistentes con lo observado con los vectores promedios de velocidad. Predomina el flujo WSW en el sector oeste y un flujo hacia el NW en la estación cercana al faro del Puerto de Antofagasta. Por lo tanto, esto concuerda con los estudios previos de un predominio de flujos en dirección SW de la corriente, a pesar de que no se encontró un flujo superficial en dirección N o NE.

En la quinta fecha de medición de corrientes (6 de Abril 2010) se midieron corrientes instantáneas en cuatro niveles de profundidad, incluyendo un nivel cercano a la superficie (2 - 5 m de profundidad). Sin embargo sólo quedaron registrados los datos en las primeras dos estaciones de medición. En general las mediciones fueron estables sin presentar variabilidades

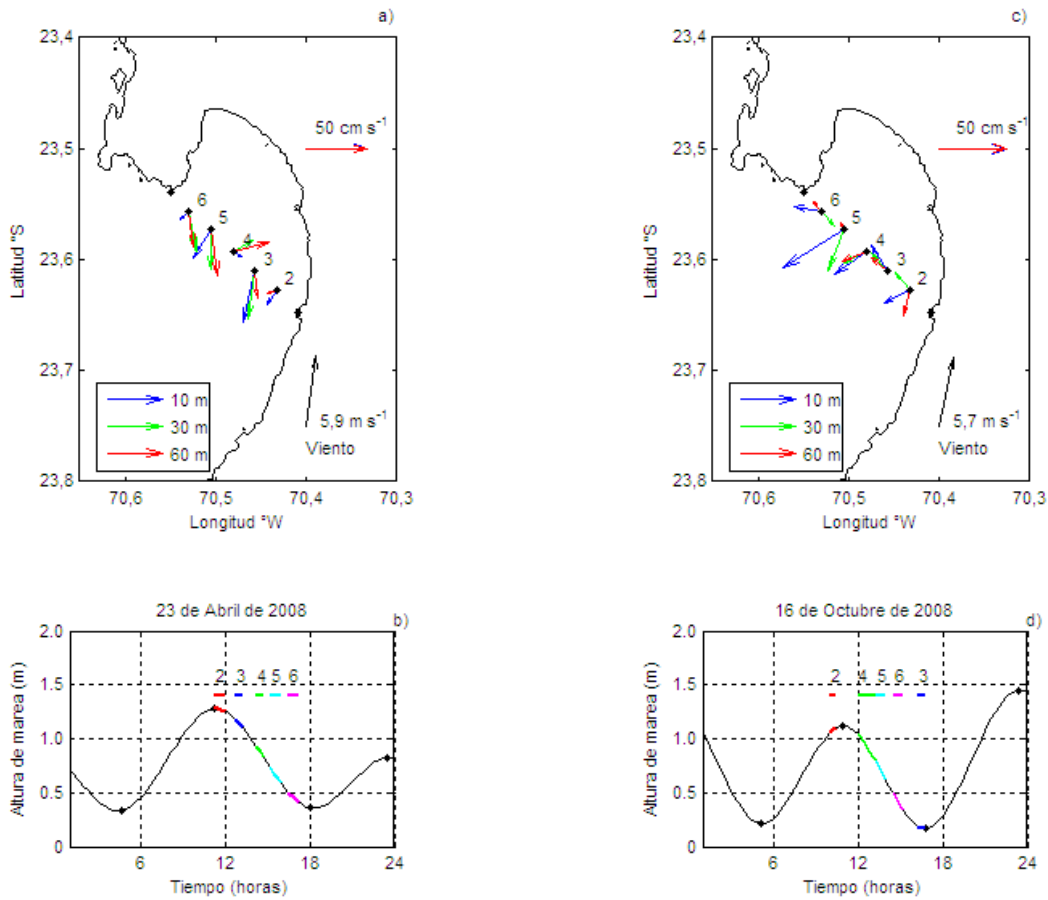
notorias tanto en su componente zonal como en la meridional. Mostraron intensidades entre 18,14 y 57,07  $\text{cm s}^{-1}$ . La velocidad promedio a lo largo de la transecta fue persistente en la dirección, predominando la dirección SW (Fig. II.3.1.3.3 a). Los DVP son consistentes con los vectores promedios de velocidad mostrando que a lo largo del período de medición no han manifestado una variabilidad en cuanto a la dirección, destacándose el flujo neto en dirección SW (Fig. II.3.1.3.6 a). Cabe mencionar que los registros de velocidad se tomaron entre una bajamar y pleamar de acuerdo a lo mostrado en la Fig. II.3.1.3.6 b, lo cual permite que el barco derive hacia el norte, generando perturbaciones en las mediciones (Fig. II.3.1.3.3 b).

En la sexta fecha de medición de corrientes (10 de Agosto 2010) se midieron corrientes instantáneas en cuatro niveles de profundidad, incluyendo un nivel cercano a la superficie (2 - 5 m de profundidad). En general las mediciones de corriente fueron estables sin presentar variabilidades notorias tanto en su componente zonal como en la meridional sólo entre las estaciones 4 y 6, mientras que las estaciones 2 y 3 presentaron una mayor variabilidad. La intensidad observada varió entre 8,81 y 40,57  $\text{cm s}^{-1}$ . Las estaciones 4, 5 y 6 presentaron una dirección persistente predominando la dirección SW, mientras que las estaciones 2 y 3 resultaron con direcciones variables, variando entre WSW y N (Fig. II.3.1.3.3 c). Los DVP son consistentes con los vectores promedios de velocidad mostrando que a lo largo del período de medición no han manifestado una variabilidad en cuanto a la dirección, destacándose el flujo neto en dirección SW, sólo entre las estaciones 4 y 6, mientras que las estaciones 2 y 3 muestran direcciones entre WSW y N (Fig. II.3.1.3.6 b). Cabe mencionar que los registros de velocidad se tomaron entre una pleamar y bajamar (Fig. 2.3.1.3.3 d), lo cual permite que el barco derive hacia el sur - suroeste, pudiendo generar perturbaciones en las mediciones.

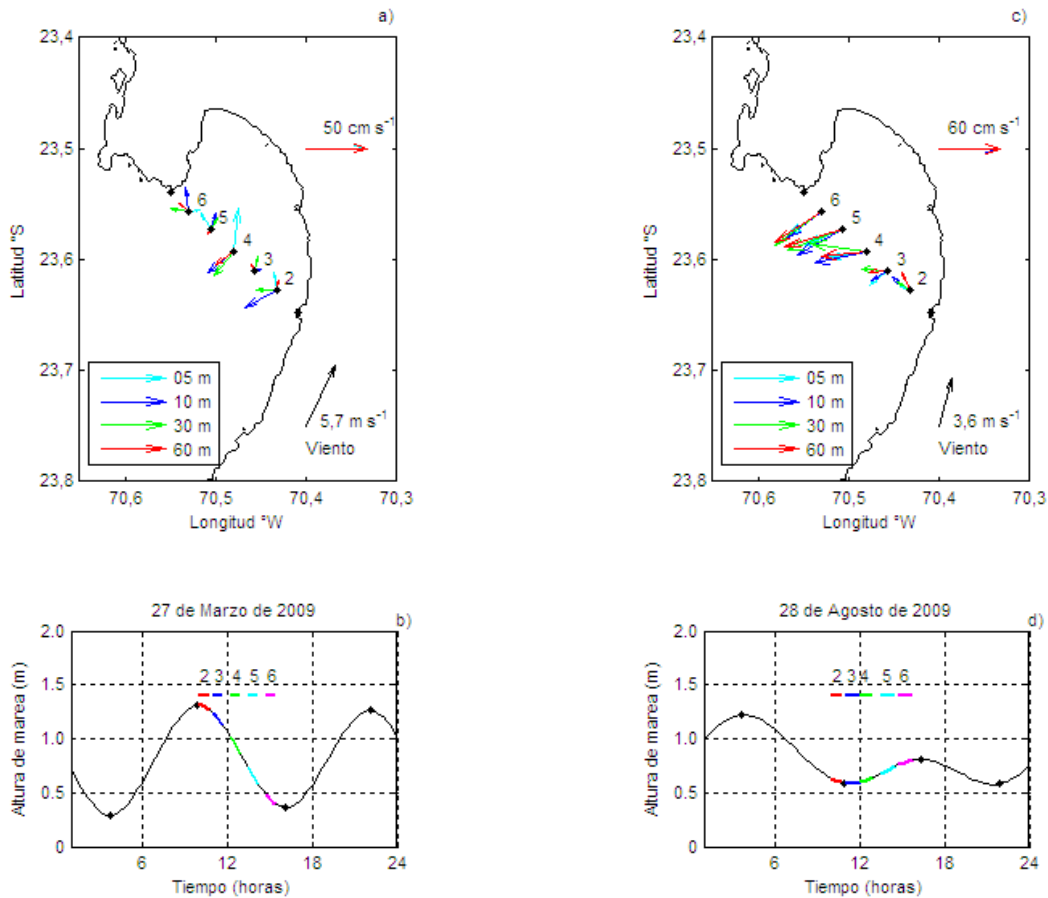
En la séptima fecha de medición de corrientes (25 de Marzo de 2011) se midieron corrientes instantáneas en cuatro niveles de profundidad, incluyendo un nivel cercano a la superficie (2 - 5 m de profundidad). En general las mediciones de corriente presentaron una alta variabilidad tanto en su componente zonal como en la meridional. La intensidad de la corriente varió entre 2,09 y 20,27  $\text{cm s}^{-1}$ . La dirección de los vectores de velocidad también resultó variable mostrando direcciones predominantes hacia el NE en la capa de 10 m de profundidad en las estaciones 2, 3 y 6. Esto también se aprecia en la capa de 5 m en las estaciones 3 y 6. Mientras que en los niveles inferiores (60 m) mostraron direcciones hacia el S (est. 4) y SW (est. 3, 5 y

6) (Fig. II.3.1.3.4 a). Características similares se pueden observar en los DVP (Fig. II.3.1.3.6 c) de las velocidades de corriente instantáneas. Estos mostraron que a lo largo del período de medición se observa una alta variabilidad en dirección, destacándose el flujo neto en dirección NE en la capa superior (10 m) y otro en la dirección SW en la capa inferior (60 m), sólo en las estaciones 3, 5 y 6. Los registros de velocidad se tomaron entre una bajamar y una pleamar (Fig. II.3.1.3.4 b), lo cual permite que el barco derive hacia el norte - noreste, generando perturbaciones en las mediciones.

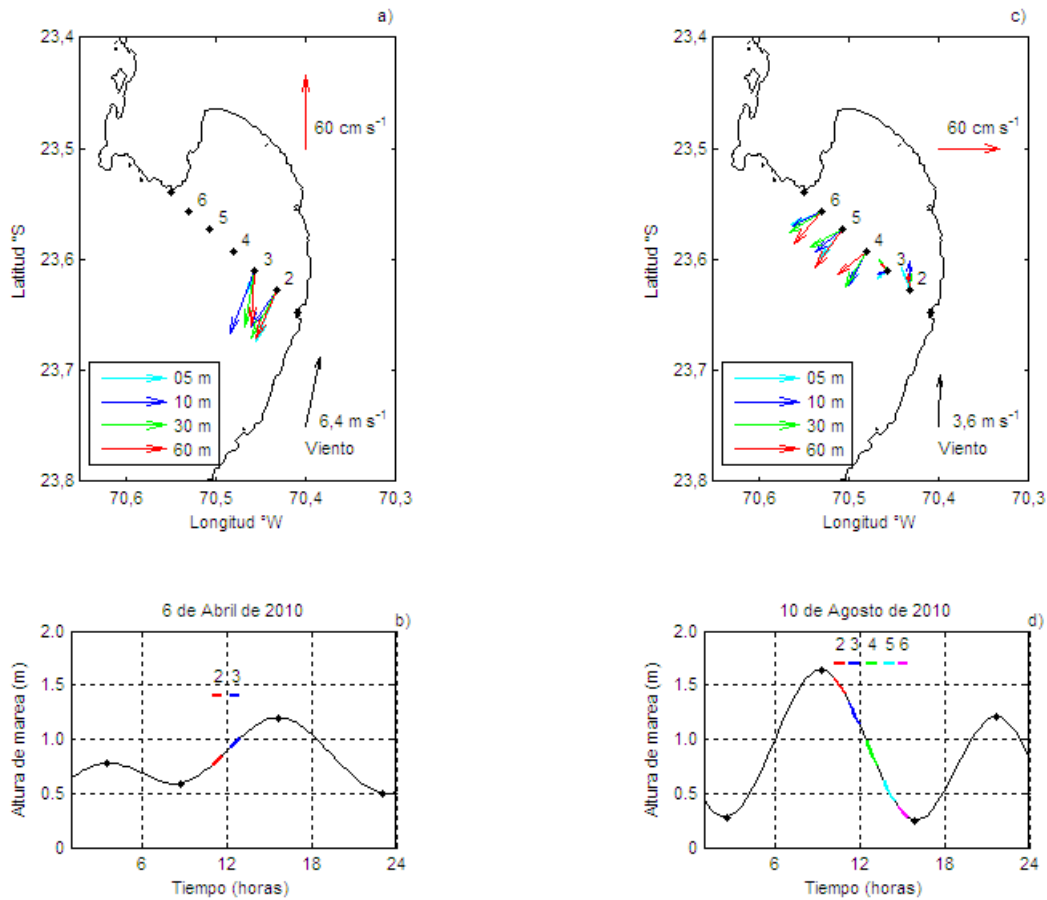
En la octava fecha de medición de corrientes (Junio de 2012) se midieron corrientes instantáneas en tres niveles de profundidad. Además por el hecho de no contar con una embarcación de mayor envergadura las mediciones se realizaron en 3 días diferentes, siendo estos el 22, 27 y 29 de Junio de 2012. La intensidad de la corriente varió entre 3,97 y 12,18  $\text{cm s}^{-1}$ . La dirección de los vectores de velocidad también resultó variable mostrando direcciones predominantes hacia el S y SW en las estaciones 4 y 5. Mientras que en las estaciones 2 y 3 predomina el flujo hacia el NW. Por otro lado la estación 6 destaca la dirección al N - NE de la corriente en el nivel de 30 m, tal como se aprecia en la Fig. II.3.1.3.4 (c). Cabe recordar que las mediciones de las estaciones 2 y 3 se efectuaron el 22 de Junio, las correspondientes a las estaciones 4 y 5, el 27 de Junio y finalmente la medición de la estación 6 se efectuó el 29 de Junio de 2012, por lo tanto esta variabilidad es indicativa de los distintos días de medición. Características similares se pueden observar en los diagramas del vector progresivo (Fig. II.3.1.3.6 (d)) de las velocidades de corriente instantáneas. Estos permiten visualizar la dirección media del flujo en el intervalo total de medición, es decir aproximadamente en 10 minutos en cada estación y nivel. Estos diagramas de vector progresivo son consistentes con los vectores promedios de velocidad. Cabe mencionar que los registros de velocidad se tomaron en condiciones de marea diferentes. Las mediciones de correntimetría durante las estaciones 2 y 3 se efectuaron durante la aproximación a una pleamar. Aquellas correspondientes a las estaciones 4 y 5 se efectuaron recién transcurrida una bajamar (Fig. II.3.1.3.4 (d)). Mientras que las mediciones de la estación 6 durante la aproximación a una bajamar.



**Fig. II.3.1.3.1: Distribución de los vectores promedios de velocidad de corriente, medidos en períodos aproximados de diez minutos, con correntómetro acústico doppler en 5 estaciones a lo largo de la transecta entre el Faro del Puerto de Antofagasta – Punta Jorge y en tres niveles de profundidad (a) y (c), y gráfica de la altura de marea correspondiente a los días de medición 23 de Abril de 2008 (b) y 16 de Octubre de 2008. (d).**

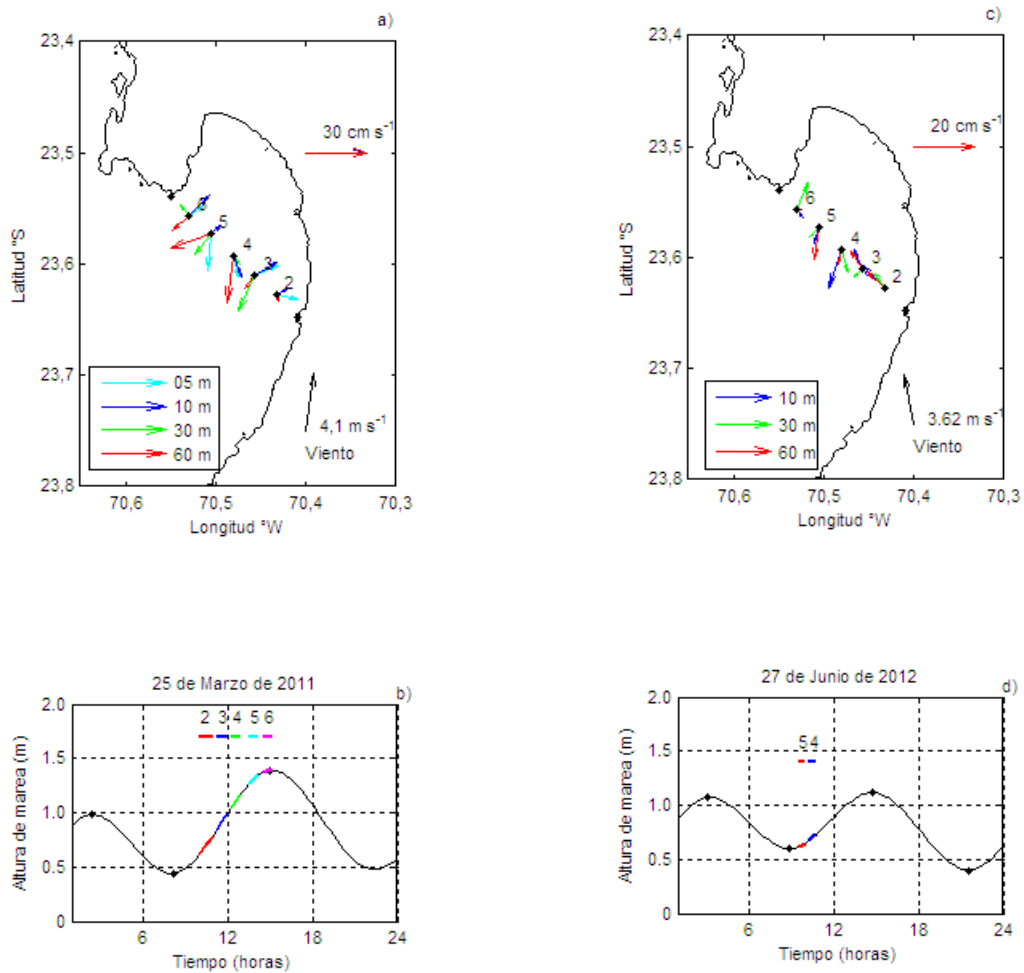


**Fig. II.3.1.3.2: Distribución de los vectores promedios de velocidad de corriente, medidos en períodos aproximados de diez minutos con correntómetro acústico doppler en 5 estaciones a lo largo de la transecta entre el Faro del Puerto de Antofagasta – Punta Jorge y en tres niveles de profundidad (a) y (c), y gráfica de la altura de marea correspondiente a los días de medición 27 de Marzo de 2009 (b) y 28 de Agosto de 2009 (d).**

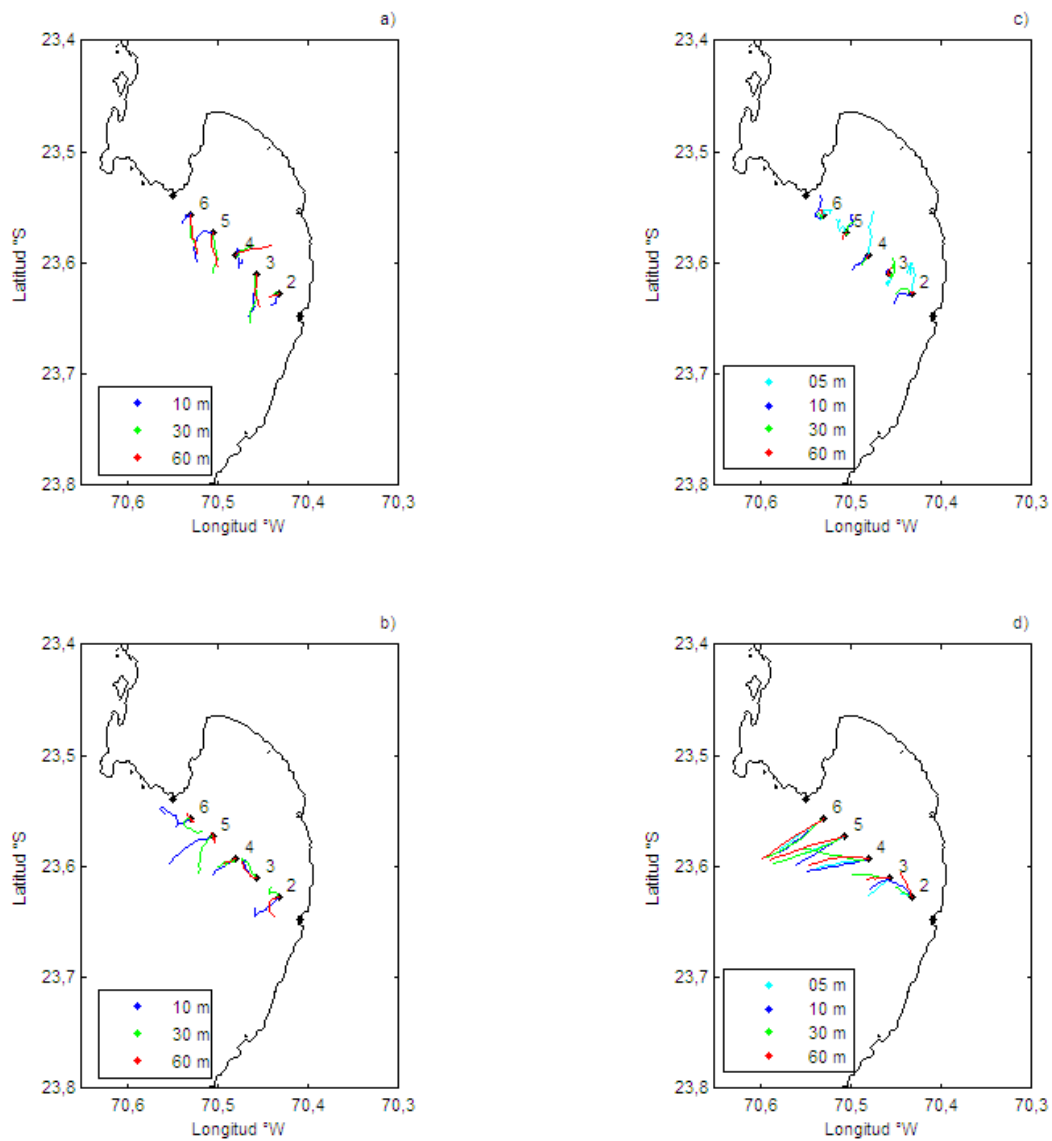


**Fig. II.3.1.3.3: Distribución de los vectores promedios de velocidad de corriente, medidos en períodos aproximados de diez minutos con correntómetro acústico doppler en 5 estaciones a lo largo de la transecta entre el Faro del Puerto de Antofagasta – Punta Jorge y en cuatro niveles de profundidad (a) y (c), y gráfica de la altura de marea correspondiente a los días de medición 6 de Abril de 2010 (b) y (d) para 10 de Agosto de 2010.**

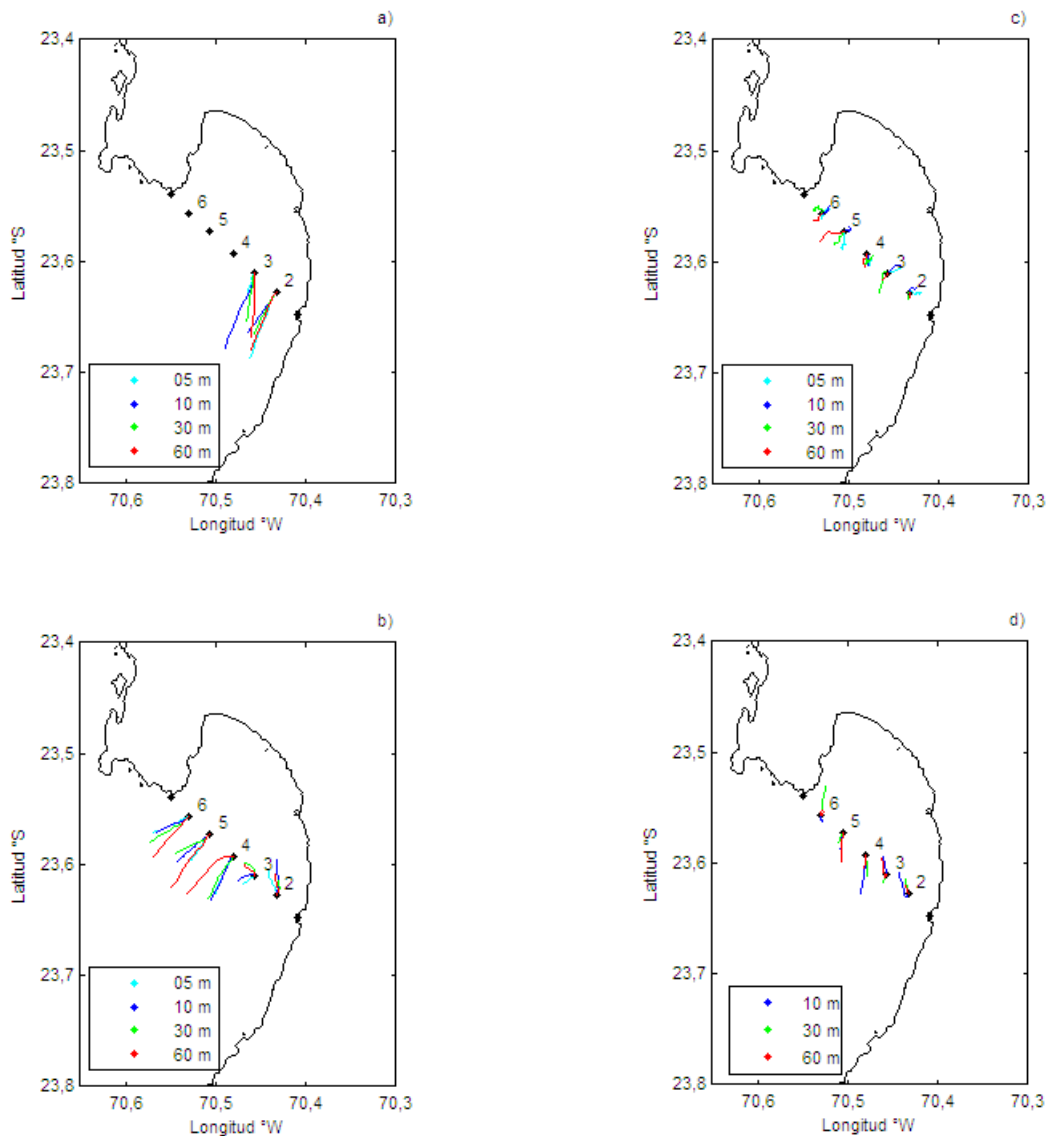




**Fig. II.3.1.3.4: Distribución de los vectores promedios de velocidad de corriente, medidos en períodos aproximados de diez minutos con correntómetro acústico doppler en 5 estaciones a lo largo de la transecta entre el Faro del Puerto de Antofagasta – Punta Jorge y en cuatro (a) y tres niveles de profundidad (c), y gráfica de la altura de marea correspondiente al día de medición 25 de Marzo de 2011 (b) 27 de Junio de 2012 (c).**



**Fig. II.3.1.3.5: Diagramas de vectores progresivos asociados a los vectores de velocidad de corriente para las distintas fechas de medición: a) 23 de Abril de 2008, b) 16 de Octubre de 2008, c) 27 de Marzo de 2009 y d) 28 de Agosto de 2009.**



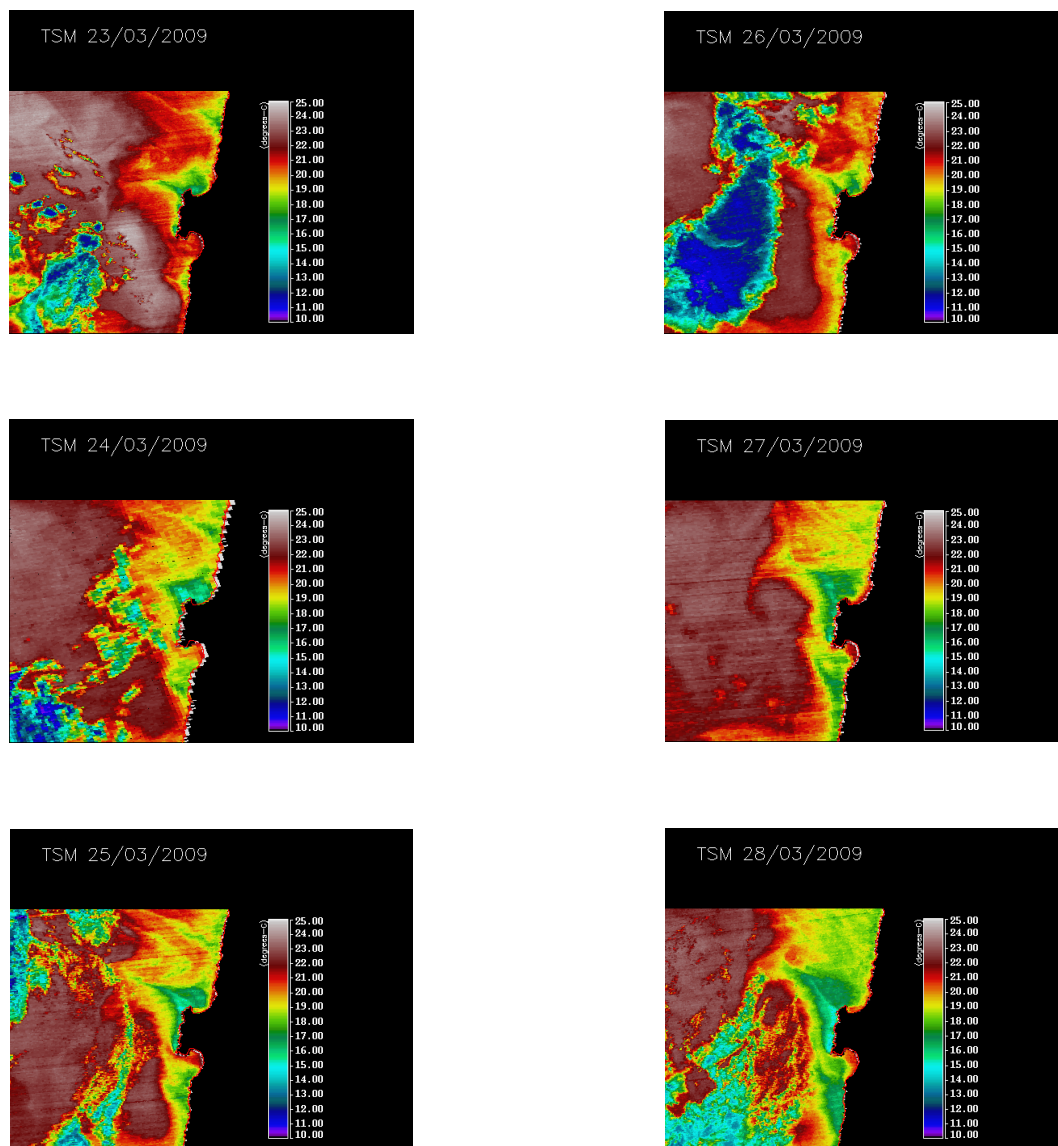
**Fig. II.3.1.3.6: Diagramas de vectores progresivos asociados a los vectores de velocidad de corriente para las distintas fechas de medición: a) 6 de Abril de 2010, b) 10 de Agosto de 2010, c) 25 de Marzo de 2011, d) 22,27 y 29 de Junio de 2012.**

#### 2.3.1.4 Análisis de Imágenes Satelitales

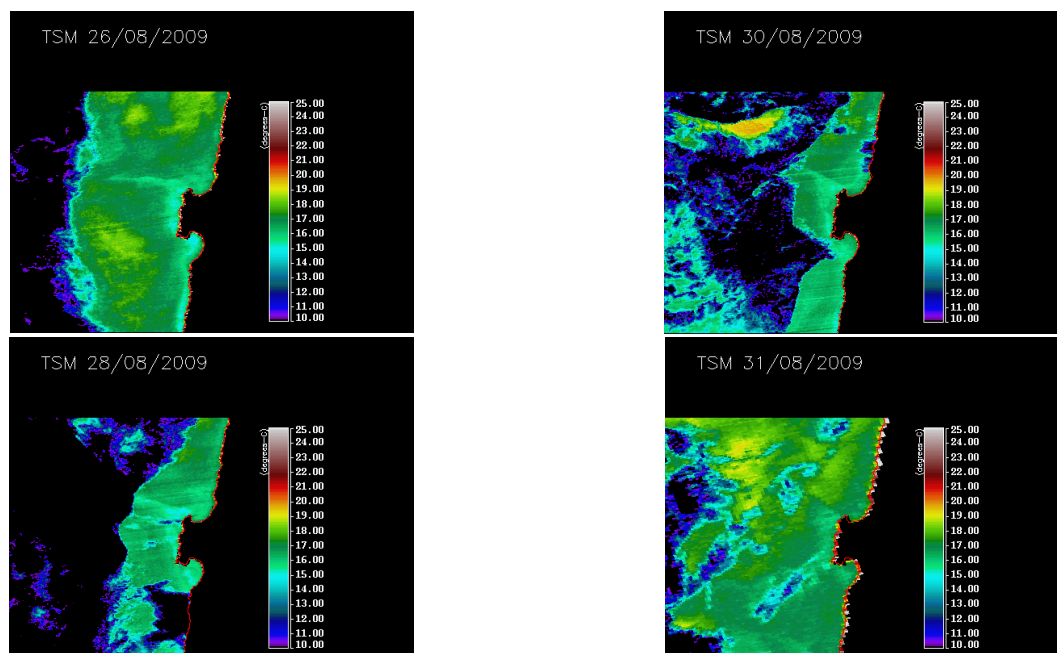
Para reforzar la presencia de las condiciones de surgencia en los focos característicos se analizan imágenes TSM del satélite MODIS AQUA. Las observaciones entre las mediciones de temperatura superficial con CTD y las imágenes satelitales en las fechas de medición y/o próximas a estas son coincidentes. En particular para el día 27 de Marzo de 2009 (Fig. II.3.1.4.1) se observan señales de procesos de surgencia tanto frente a la Península de Mejillones como en la zona sur de la bahía, al observarse estructuras de aguas frías con temperaturas de 16 – 17 ° C, mientras que al interior de la bahía esta ronda entre los 20 a 22 °C. Estudiando las imágenes previas de TSM se observa como las plumas de agua fría tanto frente a P. Angamos como frente a P. Coloso crecen entre el 23 y 25 de Marzo, se debilitan el 26 de Marzo y vuelven a desarrollarse a partir de esa fecha (26 - 28 de Marzo). En todo el período observado (23 al 28 de Marzo) la TSM al interior de BSJ permanece con aguas cálidas (20 – 22 ° C) en comparación a la zona externa a la misma. Esto refuerza la idea de que en la bahía y en el mes de Marzo hay 3 masas de agua ASST, ASSA y AESS que son consecuencia de la interacción de los procesos de surgencia y del sistema de corriente frente a la bahía dado que interacciona un flujo hacia el sur y otro hacia el norte responsable del transporte de ASST y ASSA respectivamente además del ascenso de AESS a la superficie. Para el mes de Agosto se observaron imágenes de TSM para los días 26, 28, 30 y 31 (Fig. II.3.1.4.2). En ellas se aprecia aguas de temperatura de 15 y 16 ° C en la bahía. Si bien se observan aguas de menor temperatura, frente a la Península de Mejillones y zona sur de la BSJ, estas suelen ser de menor diferencia con la temperatura del entorno a excepción del día 28 que presenta una extensión de agua fría al sur de la BSJ de mayor contraste. Cabe observar que se conservó el mismo intervalo en la escala de temperaturas que en las imágenes del mes de Marzo para fines comparativos entre ambos períodos.

No siempre fue posible encontrar imágenes de TSM para las fechas exactas de medición de las variables hidrográficas, debido que la presencia nubosa en la atmósfera impide que los sensores remotos de radiación infrarroja, registren la radiación calórica proveniente de la superficie del mar, y/o en otros caso no se logra una imagen completa en el área de observación debido a la composición heterogénea de la cubierta nubosa. A pesar de ello se presentan imágenes de TSM en ciertos casos de la fecha exacta de medición de las variables

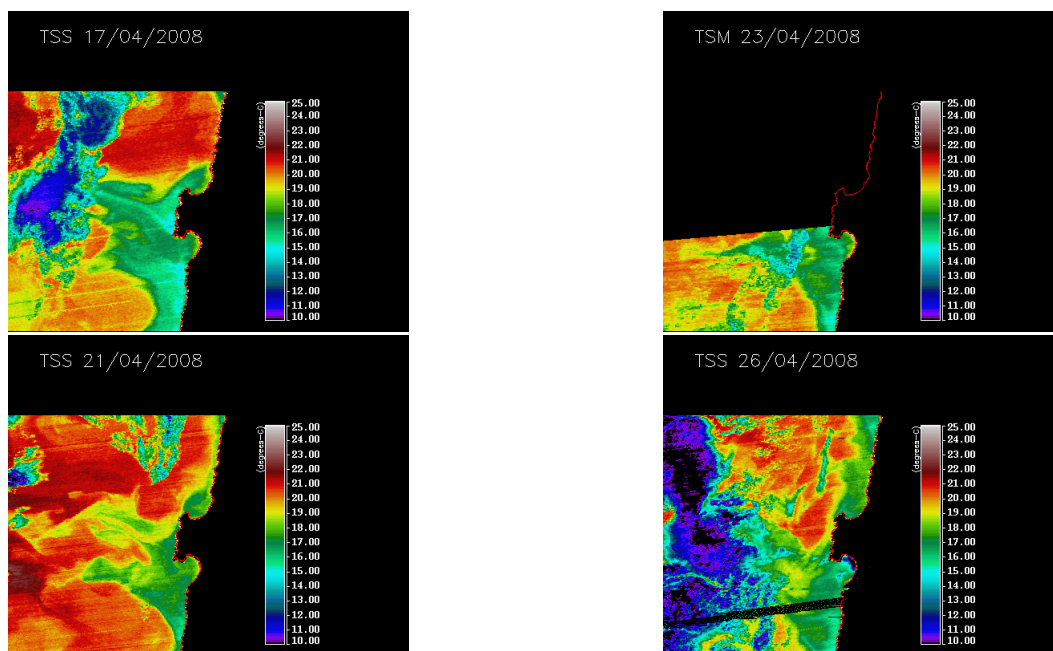
hidrográficas in situ y/o imágenes en fechas cercanas a la de medición, y/o se presentan otras imágenes de TSM que puedan caracterizar las condiciones típicas de un mes particular del año. Por ejemplo las observaciones de TSM para las fechas del mes de Abril de 2008 (Fig. II.3.1.4.3), muestran en general una temperatura superficial al interior de la bahía de 17° C en la zona central, creciendo hacia el borde interior de la Bahía San Jorge hasta llegar a los 19 °C. En el mes de Abril de 2010 (Fig. II.3.1.4.5), se destaca en general el incremento de la temperatura en la Bahía San Jorge y en toda el área de observación. El patrón de distribución de TSM es entre 2 a 3° C menor en los bordes costeros en relación a las aguas del océano interior. También aquí se destaca el decrecimiento de la TSM hacia el final de mes de Abril de 2010, indicando que este mes presentó características del período de verano, rectificando que los meses de Marzo y Abril pueden tener un comportamiento como de verano tardío. Observaciones similares se destacan para Marzo 2011 (Fig. II.3.1.4.7). Las imágenes de TSM del mes de Agosto de 2010 (Fig. II.3.1.4.7). se caracterizan por una mayor homogeneidad en toda el área de observación. Al mismo tiempo que la Bahía San Jorge presenta TSM comprendidas entre 14 y 15 ° C.



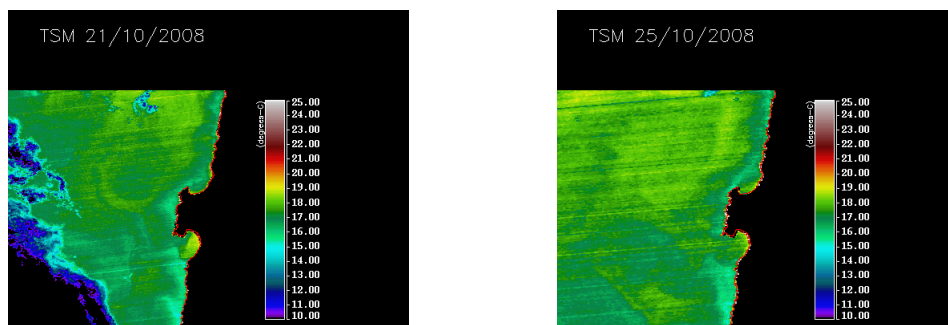
**Fig. II.3.1.4.1: Imágenes satelitales de TSM MODIS AQUA del área frente a la Península de Mejillones para el período del 23 al 27 de Marzo de 2009.**



**Fig. II.3.1.4.2: Imágenes satelitales de TSM MODIS AQUA del área frente a la Península de Mejillones para los días 26, 27, 30 y 31 de Agosto de 2009.**



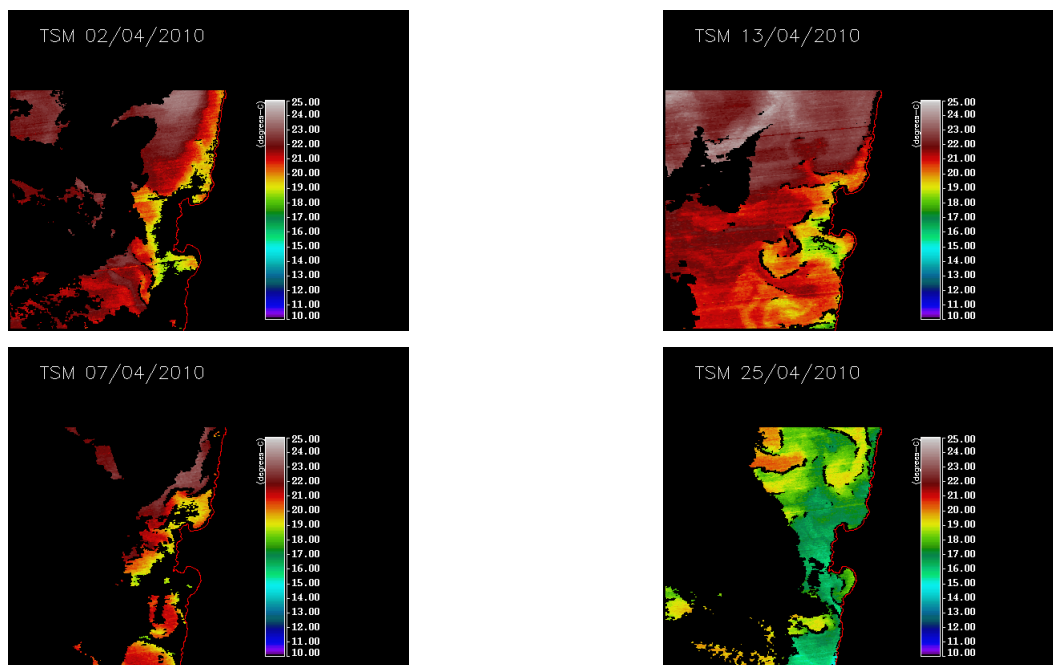
**Fig. II.3.1.4.3: Imágenes satelitales de TSM MODIS AQUA del área frente a la Península de Mejillones para los días 17, 21, 23 y 26 de Abril de 2008.**



**Fig. II.3.1.4.4: Imágenes satelitales de TSM MODIS AQUA del área frente a la**

**Península de Mejillones para los días 21, y 25 de Octubre de 2008.**

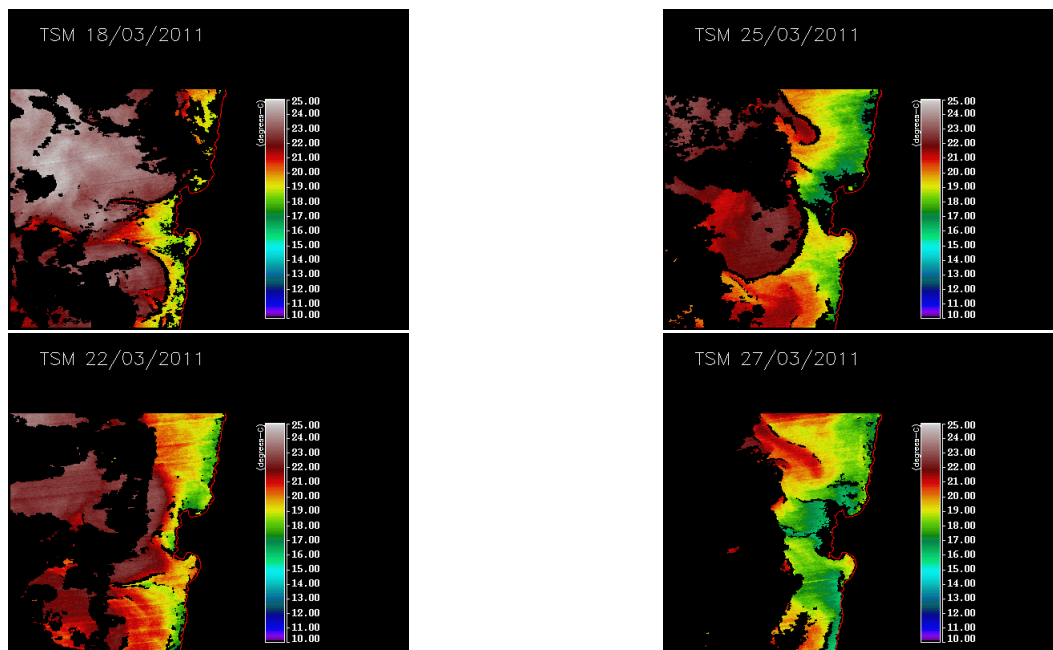




**Fig. II.3.1.4.5: Imágenes satelitales de TSM MODIS AQUA del área frente a la Península de Mejillones para los días 2, 7, 13 y 25 de Abril de 2010.**



**Fig. II.3.1.4.6: Imágenes satelitales de TSM MODIS AQUA del área frente a la Península de Mejillones para los días 8 y 10 de Agosto de 2010.**



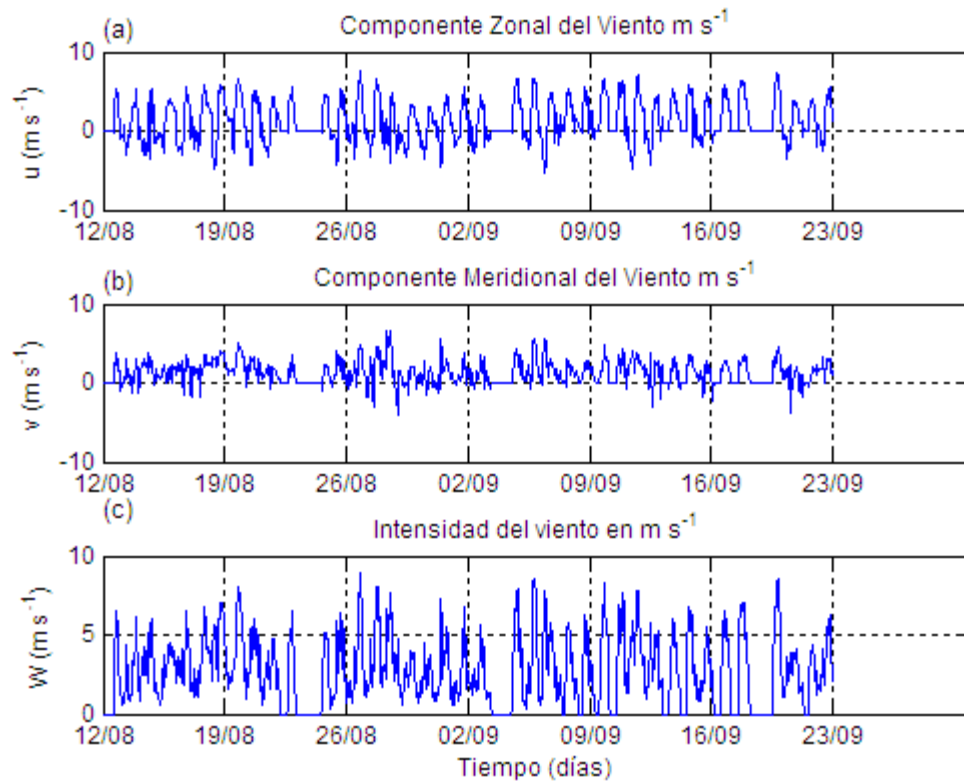
**Fig. II.3.1.4.7: Imágenes satelitales de TSM MODIS AQUA del área frente a la Península de Mejillones para los días 18, 22, 25 y 27 de Marzo de 2011.**

## **2.3.2 Foco de surgencia en Punta Coloso**

### **2.3.2.1 Análisis de los vientos.**

Se analizan dos períodos de medición de vientos asociada a las mediciones de corriente con correntómetro fijo de duración de 21 días aproximadamente. En primer lugar se analiza el período del 12 de Agosto hasta el 23 de Septiembre de 2008 y en segundo término aquel comprendido entre el 15 de Noviembre al 6 de Diciembre de 2008.

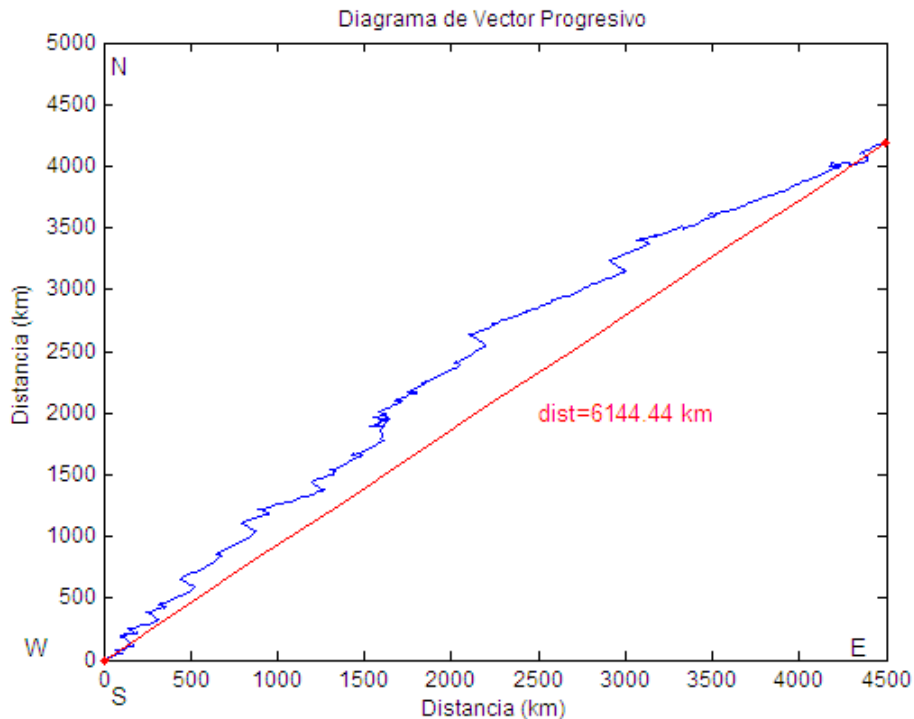
En el primer caso la Fig. 2.3.2.1.1 muestra los promedios horarios para cada una de las componentes de velocidad del viento, siendo ambas componentes de magnitudes similares, a pesar de que sobresale la componente zonal sobre la meridional (Tabla II.3.2.1.1). Predominan las direcciones SW (28,84 %), SE (18,79 %) y W (19,30 %). En relación a los intervalos de velocidad más frecuente estos mostraron un predominio de rangos de velocidad comprendidos entre 0 y 2 m s<sup>-1</sup> (29,13 %), entre 2 y 4 m s<sup>-1</sup> (24,08 %) y aquel con intensidad superior a 5 m s<sup>-1</sup> (17,54 %). También destacan los períodos de calma (18,53 %). La Fig. II.3.2.1.2, muestra el diagrama de vector progresivo indicando una dirección predominante del viento hacia el noreste.



**Fig. II.3.2.1.1: (a) Componente Zonal del Viento (b) Componente Meridional del Viento, e (c) Intensidad del viento horario para el período comprendido entre 12 de Agosto al 23 de Septiembre.**

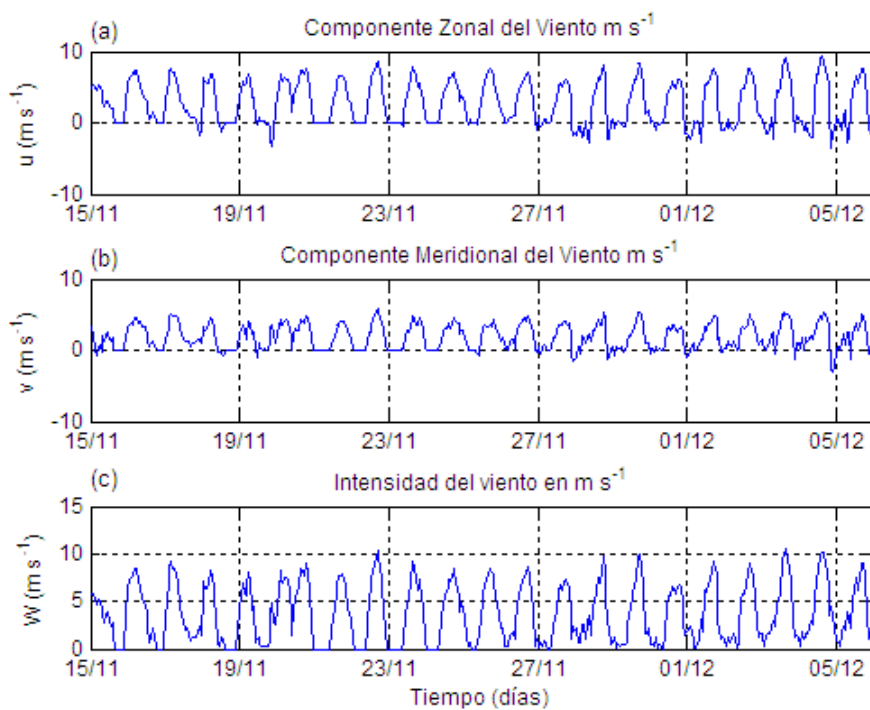
**Tabla II.3.2.1.1: Estadística básica para la componente zonal (u) y meridional (v) de la corriente para cuatro períodos consecutivos de diez días y para el período total comprendido entre el 12 de Agosto al 20 de Septiembre de 2008.**

Período	Nº de Días	U ± std (m s <sup>-1</sup> )	V ± std (m s <sup>-1</sup> )	Min U (m s <sup>-1</sup> )	Max U (m s <sup>-1</sup> )	Min V (m s <sup>-1</sup> )	Max V (m s <sup>-1</sup> )
12/08-21/08	10	1.14 ±2.81	1.45±1.56	-5.08	7.22	-4.45	5.52
22/08-31/08	10	0.83±2.54	0.96±1.86	-6.54	8.15	-4.67	8.47
01/09-10/09	10	1.49±2.64	1.22±1.61	-5.75	8.04	-2.40	6.85
11/09-20/09	10	1.48±2.64	1.03±1.61	-5.74	8.27	-4.23	5.31
<b>12/08-20/09</b>	<b>40</b>	<b>1.24±2.67</b>	<b>1.17±1.68</b>	<b>-6.54</b>	<b>8.27</b>	<b>-4.67</b>	<b>8.47</b>

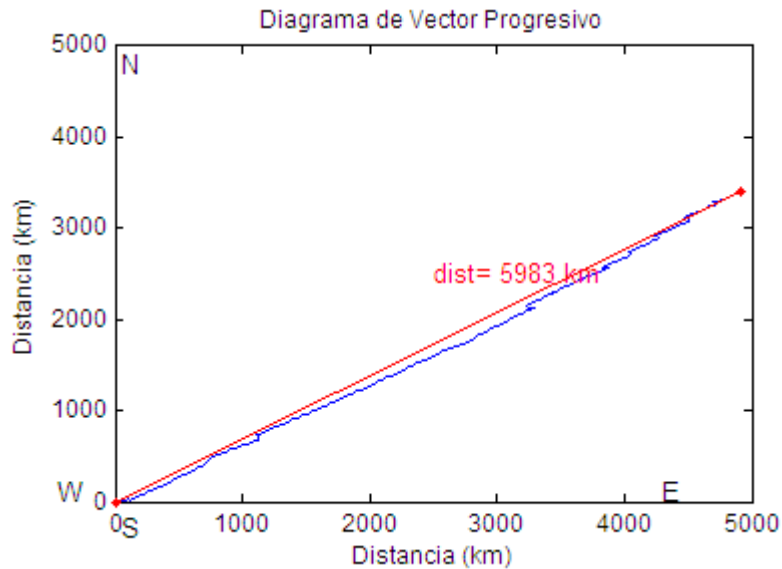


**Fig. II.3.2.1.2: Diagrama de Vector Progresivo para el registro del viento promedio horario durante el período comprendido entre el 12 de Agosto al 23 de Septiembre de 2008.**

El análisis de las componentes de velocidad de viento correspondiente al intervalo del 15 de Noviembre hasta el 6 de Diciembre de 2008 muestra que la componente zonal se destaca sobre la meridional siendo ambas componentes siempre positivas en su dirección indicando un predominio en la dirección NE. La Fig. II.3.2.1.3. muestra los promedios horarios para cada una de las componentes de velocidad del viento. Predominan las direcciones SW y W, en un 46.99 % y 20.56 %, respectivamente. Se observaron distintos intervalos de intensidad del viento sobresaliendo en porcentaje de frecuencia el intervalo de intensidad entre 0 y  $2 \text{ m s}^{-1}$  (21,54 %), mientras que intensidades  $\geq 5 \text{ m s}^{-1}$  resultaron en un 39,17. La Fig. II.3.2.1.4 muestra el diagrama de vector progresivo indicando una dirección predominante del viento hacia el noreste, mostrando a su vez el predominio de la componente zonal del viento sobre la meridional.



**Fig. II.3.2.1.3: (a) Componente Zonal del Viento (b) Componente Meridional del Viento, e (c) Intensidad del viento horario para el período comprendido entre el 15 de Noviembre hasta el 6 de Diciembre de 2008.**



**Fig. II.3.2.1.4: Diagrama de Vector Progresivo para el registro del viento promedio horario durante el período comprendido entre el 15 de Noviembre hasta el 6 de Diciembre de 2008.**

### II.3.2.2. Análisis de Velocidad de Corrientes.

El análisis de los datos de corriente a nivel superficial (3 m) tanto en los distintos intervalos de tiempo de diez días de duración como en el intervalo total de estudio (Tabla II.3.2.2.1) mostró un predominio en el valor absoluto de la componente zonal frente a la componente meridional en casi todo el período de análisis a excepción del primer intervalo de medición de corrientes donde la componente meridional predominó sobre la zonal. Los valores negativos de la componente zonal indican una dirección predominante hacia el oeste, mientras que las velocidades positivas una dirección predominante hacia el norte. Las intensidades de velocidad de corriente fluctuaron entre 0 a  $40 \text{ cm s}^{-1}$  aproximadamente, obteniéndose una componente zonal promedio de  $4.43 \text{ cm s}^{-1}$  en dirección oeste y una componente meridional promedio en dirección norte de  $2.42 \text{ cm s}^{-1}$ . La Fig. II.3.2.2.1 representa las componentes de velocidad promedio horarias, estas han sido promediadas cada nueve lecturas. La dirección

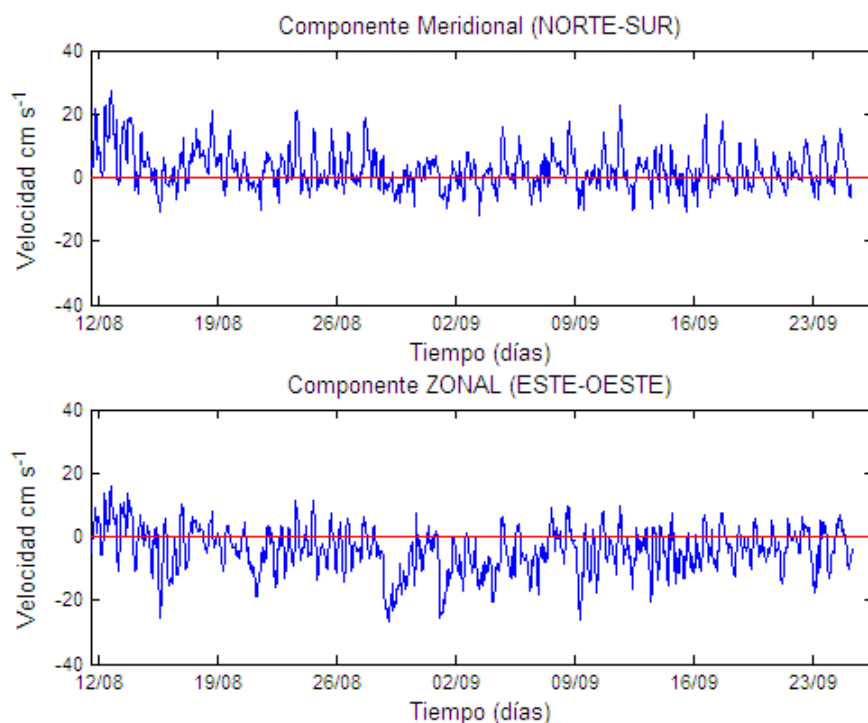


predominante de la corriente en el período analizado es hacia el oeste y hacia el norte, con un porcentaje en dichas direcciones del orden de 37.42 % y 25.12 % respectivamente.

Finalmente el diagrama de vector progresivo para el vector promedio horario de corriente (Fig. II.3.2.2.2) muestra una dirección predominante hacia el noroeste principalmente alcanzando un desplazamiento del orden de 179.68 km en los 40 días de análisis de los datos, es decir, en el período comprendido entre el 12 de Agosto al 22 de Septiembre de 2008.

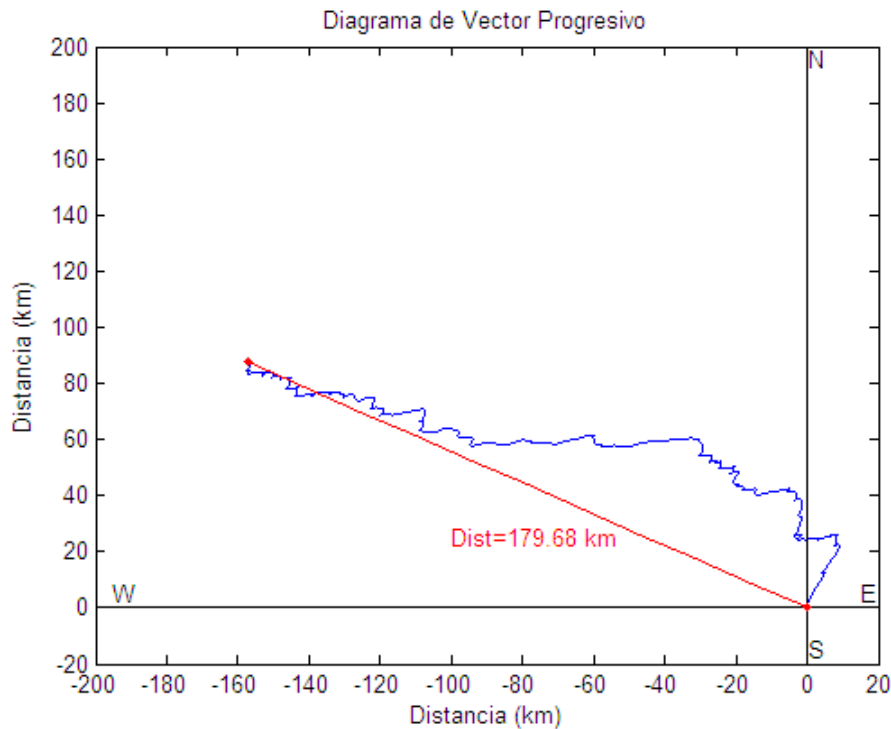
**Tabla II.3.2.2.1: Estadística básica para la componente zonal (u) y meridional (v) de la corriente de cuatro períodos consecutivos de diez días y para el período total comprendido entre el 12 de Agosto al 22 de Septiembre de 2008.**

Período	N° de Días	U $\pm$ std (cm s <sup>-1</sup> )	V $\pm$ std (cm s <sup>-1</sup> )	Min U (cm s <sup>-1</sup> )	Max U (cm s <sup>-1</sup> )	Min V (cm s <sup>-1</sup> )	Max V (cm s <sup>-1</sup> )
12/08-21/08	10	-1.67 $\pm$ 7.75	4.79 $\pm$ 7.54	-35.50	19.59	-14.14	31.00
22/08-31/08	10	-5.28 $\pm$ 7.71	2.32 $\pm$ 5.99	-29.27	14.04	-12.88	24.26
01/09-10/09	10	-6.95 $\pm$ 7.72	1.09 $\pm$ 5.74	-28.59	14.71	-16.44	19.28
11/09-21/09	10	-3.83 $\pm$ 5.62	1.51 $\pm$ 6.10	-22.36	13.58	-16.50	28.61
<b>12/08-22/09</b>	<b>40</b>	<b>-4.43<math>\pm</math>7.51</b>	<b>2.42<math>\pm</math>6.54</b>	<b>-35.50</b>	<b>19.59</b>	<b>-16.50</b>	<b>31.00</b>



**Fig. II.3.2.2.1: Componente meridional y zonal de velocidades de corrientes promedio horario a 3 m de profundidad para el intervalo completo de medición del correntómetro acústico para el período del 11 de Agosto al 23 de Septiembre de 2008.**

El análisis de los datos de corriente para el nivel subsuperficial tanto en los distintos intervalos de tiempo de diez días de duración como en el intervalo total de estudio (Tabla II.3.2.2.2) también mostró un predominio en el valor absoluto de la componente zonal frente a la componente meridional en todo el período de análisis. Los valores negativos de la componente meridional indican una dirección predominante hacia el sur, mientras que los valores positivos de la componente zonal una dirección predominante hacia el este. Las intensidades de velocidad de corriente fluctuaron entre 0 a 22 cm s<sup>-1</sup> aproximadamente, siendo la intensidad y dirección media del orden de 1,04 cm s<sup>-1</sup> y 102,86° respectivamente, es decir, con dirección neta al sureste. La componente zonal promedio fue de  $1,01 \pm 5,04$  cm s<sup>-1</sup> en dirección al este,



**Fig. II.3.2.2.2: Diagrama de Vector Progresivo para la velocidad de corriente en el período comprendido entre el 12 de Agosto al 23 de Septiembre de 2008 a 3 m de profundidad. Diagrama realizado con los datos horarios de las componentes del vector velocidad de corriente integrados cada 3600 segundos.**

mientras que la componente meridional promedio de  $-0,23 \pm 5,98 \text{ cm s}^{-1}$  en dirección al sur. La Fig. II.3.2.2.3 representa las componentes de velocidad, estas han sido promediadas cada treinta lecturas de datos obteniéndose registros horarios para cada una de las componentes de velocidad. La dirección neta resultante en el período analizado es hacia el sur este. Sin embargo en el análisis de frecuencias de las direcciones de corriente se observa con más detalle otras direcciones que presentan porcentajes significativos de frecuencia S (20,75 %), NE (17,74 %), SW (15,69 %), N (14,36 %) y E (12,72 %). Finalmente el diagrama de vector progresivo para el vector promedio horario de corriente (Fig. 2.3.2.2.4) mostró una dirección predominante hacia el sureste, con notables fluctuaciones en las direcciones noreste – sureste principalmente. Este alcanzó un desplazamiento del orden de 18,74 km en los 21 días de análisis de los datos.

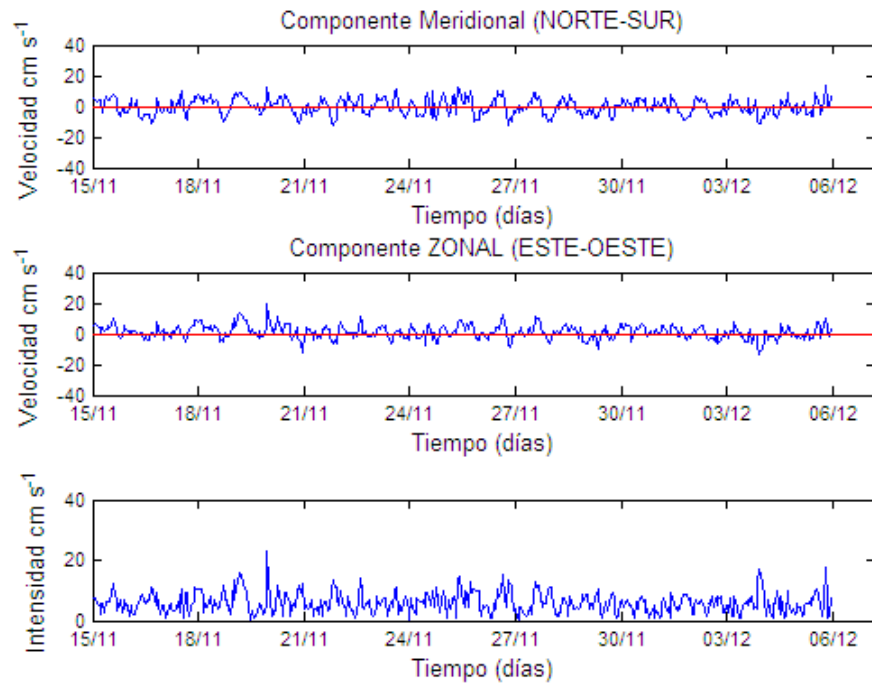
**Tabla II.3.2.2.2: (a) Estadística básica para la componente zonal (u) y meridional (v) de la corriente. (b) Intensidad y dirección media de la corriente obtenida de las componentes zonal y meridional promedio. Los valores mínimos y máximos se obtienen de la serie de tiempo de la intensidad. Ambas tablas estadísticas corresponden a cuatro períodos consecutivos de diez días y para el período total comprendido entre el 15 de Noviembre al 5 de Diciembre de 2008.**

(a)

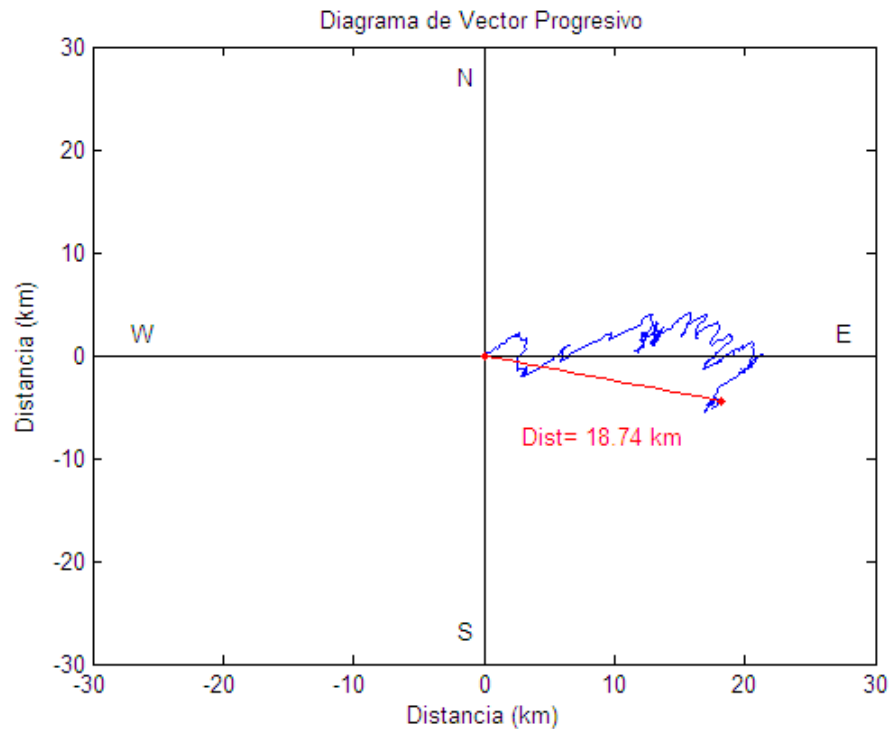
Período	N° de Días	N° de Datos	U ± d. est. (cm s <sup>-1</sup> )	V ± d. est. (cm s <sup>-1</sup> )	Min U (cm s <sup>-1</sup> )	Max U (cm s <sup>-1</sup> )	Min V (cm s <sup>-1</sup> )	Max V (cm s <sup>-1</sup> )
15/11- 24/11	10	7.199	1,53 ± 4,9	0,21 ± 5,96	-18,47	21,96	16,81	16,49
25/11- 04/12	10	7.199	0,51 ± 5,13	-0,71 ± 5,95	-18,75	20,05	-19,56	20,16
<b>15/11- 05/12</b>	<b>21</b>	<b>15.199</b>	<b>1,01 ± 5,04</b>	<b>-0,23 ± 5,98</b>	<b>-18,75</b>	<b>21,96</b>	<b>-19,56</b>	<b>20,16</b>

(b)

Período	N° de Días	N° de Datos	Intensidad ± d. est. (cm s <sup>-1</sup> )	Dirección (°)	Min intensidad (cm s <sup>-1</sup> )	Max intensidad (cm s <sup>-1</sup> )
15/11- 24/11	10	7.199	1,55 ± 7,72	82,32	0,02	26,22
25/11- 04/12	10	7.199	0,87 ± 7,85	144,05	0,13	25,75
<b>15/11- 05/12</b>	<b>21</b>	<b>15.119</b>	<b>1,04 ± 7,82</b>	<b>102,86</b>	<b>0,02</b>	<b>26,22</b>



**Fig. II.3.2.2.3: Componente meridional, zonal e intensidad del vector velocidad de corriente promedio horario a 14 m de profundidad, para el intervalo completo de medición para el período del 15 de Noviembre al 6 de Diciembre de 2008.**

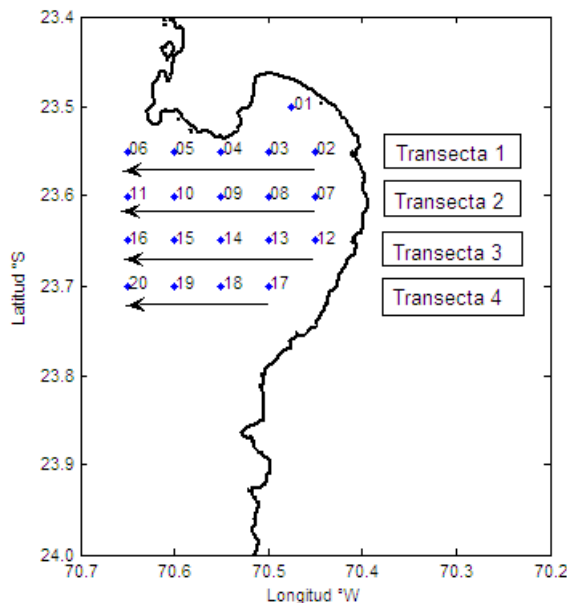


**Fig. II.3.2.2.4: Diagrama de Vector Progresivo a partir del vector de corriente en el período comprendido entre el 15 de Noviembre al 6 de Diciembre de 2008 representativo de los 17 m de profundidad. Diagrama realizado a partir de los datos promedio horarios de las componentes del vector velocidad de corriente integrados cada 3600 segundos**

### II.3.3 Estudio hidrográfico ampliado de la Bahía San Jorge

#### II.3.3.1 Análisis Hidrográfico 20 de Enero de 2011

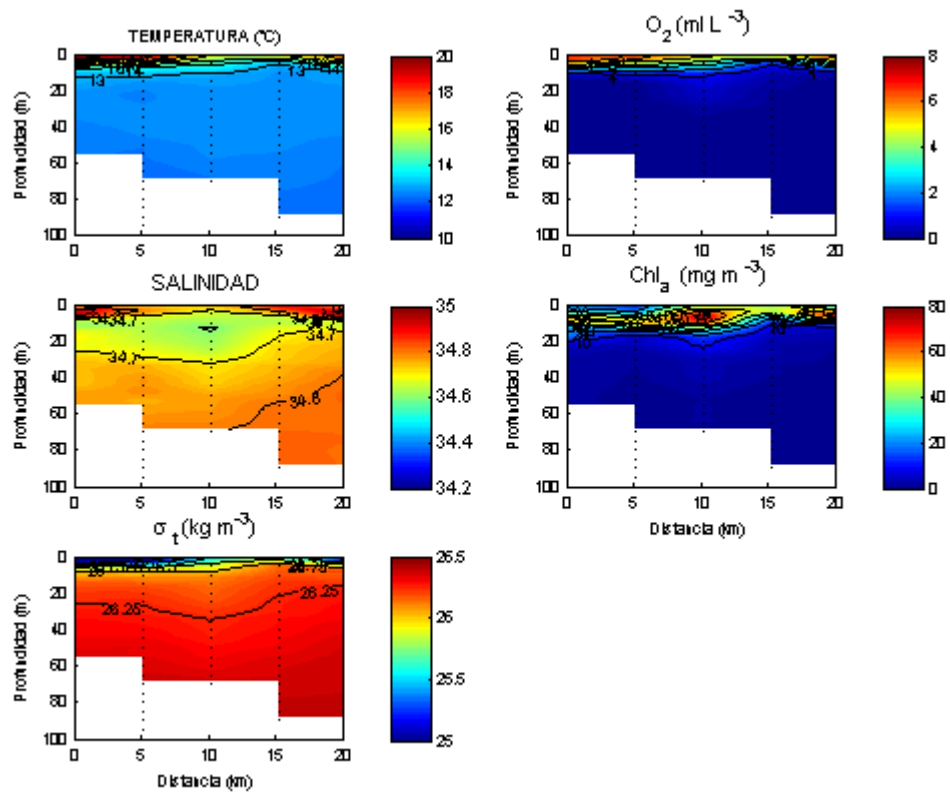
Se analizan cuatro secciones transversales de variables hidrográficas ( $T$ ,  $S$ ,  $\sigma_t$ ), incluyendo el contenido de oxígeno disuelto y clorofila<sub>a</sub> (Fig. II.3.3.1.2 - Fig. II.3.3.1.5) es decir comenzando desde la estación más cercana a la costa hasta la boca de la bahía (Fig. II.3.3.1.1).



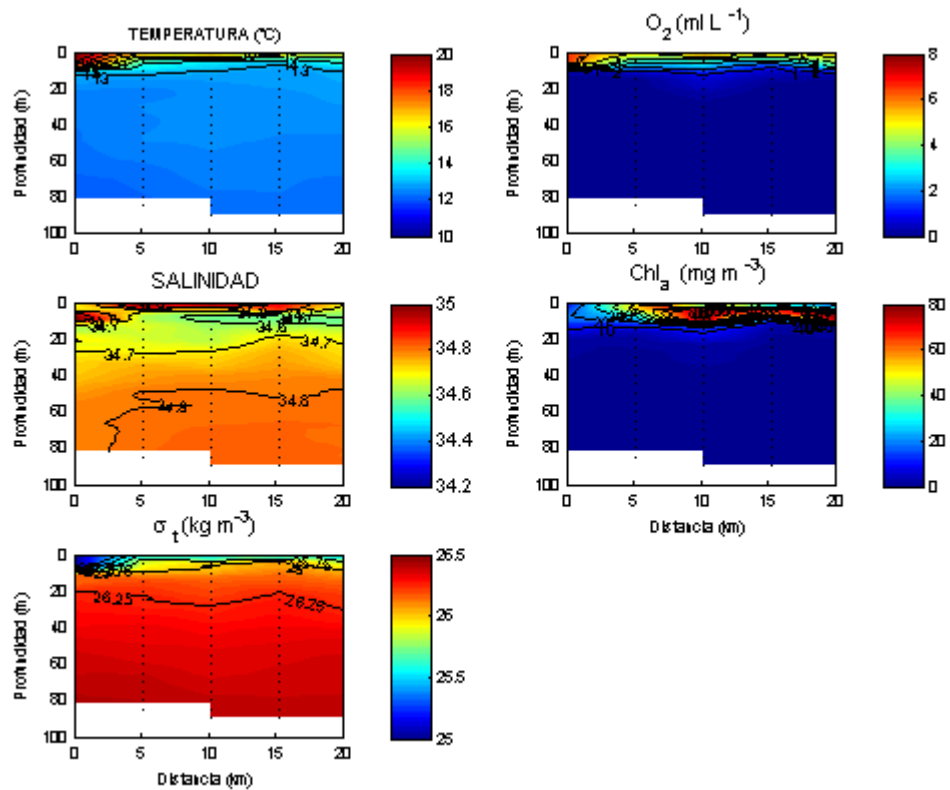
**Fig. II.3.3.1.1: Disposición de las 4 transectas analizadas dispuestas desde la costa hasta la boca de la bahía San Jorge, cuya posición geográfica y en coordenada UTM se ubica en la Tabla II.1.2.**

La distribución de la temperatura muestra una capa estratificada en los primeros 15 m aproximadamente, que se deben principalmente a la influencia de la temperatura sobre la densidad. Por debajo de los 15 m la distribución de la temperatura es homogénea alrededor de 13 °C. El rango de temperatura se encuentra entre 12 y 21°C aproximadamente. Por otra parte la distribución de la salinidad presenta un mínimo de 34.6 - 34.7 psu en una capa subsuperficial entre 10 y 25 m aproximadamente. Esta alcanza valores mayores a 34,7 psu en los niveles por arriba y por debajo de los 10 y 25 m, respectivamente.

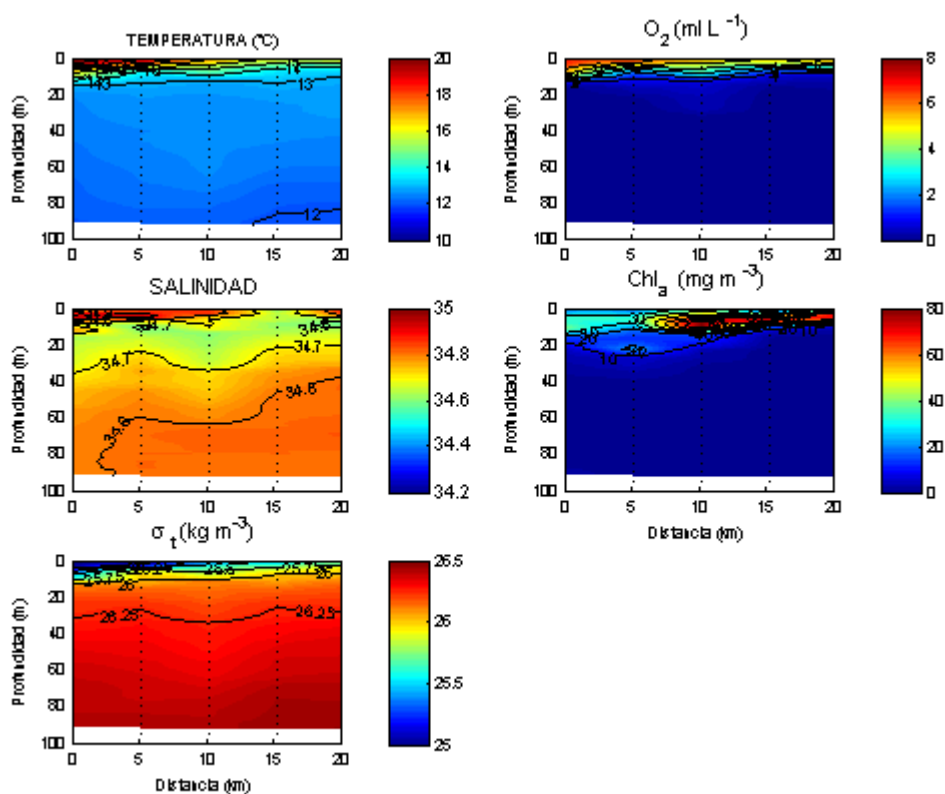




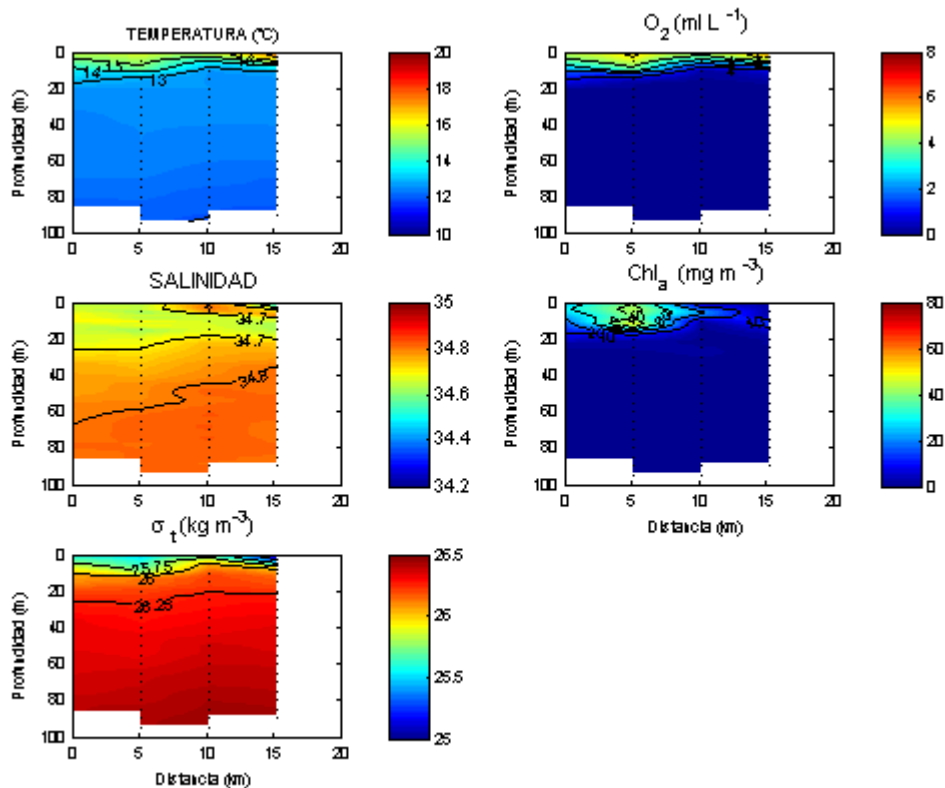
**Fig. II.3.3.1.2:** Transecta 1 comprendida entre la estación 2 y 6 de (ver Fig. 2.3.3.1.1) de las variables bio-oceanográficas de temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) (a), salinidad (b) y  $\sigma_t$  ( $\text{kg m}^{-3}$ ) (c), contenido de oxígeno disuelto ( $\text{ml L}^{-1}$ ) (d), biomasa fitoplanctónica ( $\text{mg m}^{-3}$ ) efectuada el 20 de Enero de 2011.



**Fig. II.3.3.1.3:** Transecta 2 comprendida entre la estación 7 y 11 de (ver Fig. 2.3.3.1.1) de las variables bio-oceanográficas de temperatura (°C) (a), salinidad (b) y sigma<sub>t</sub> (kg m<sup>-3</sup>) (c), contenido de oxígeno disuelto (ml L<sup>-1</sup>) (d), biomasa fitoplanctónica (mg m<sup>-3</sup>) (e) efectuada el 20 de Enero de 2011.



**Fig. II.3.3.1.4:** Transecta 3 comprendida entre la estación 12 y 16 de (ver Fig. 2.3.3.1.1) de las variables bio-oceanográficas de temperatura (°C) (a), salinidad (b) y  $\sigma_t$  (kg m<sup>-3</sup>) (c), contenido de oxígeno disuelto (ml L<sup>-1</sup>) (d), biomasa fitoplanctónica (mg m<sup>-3</sup>) efectuada el 20 de Enero de 2011.

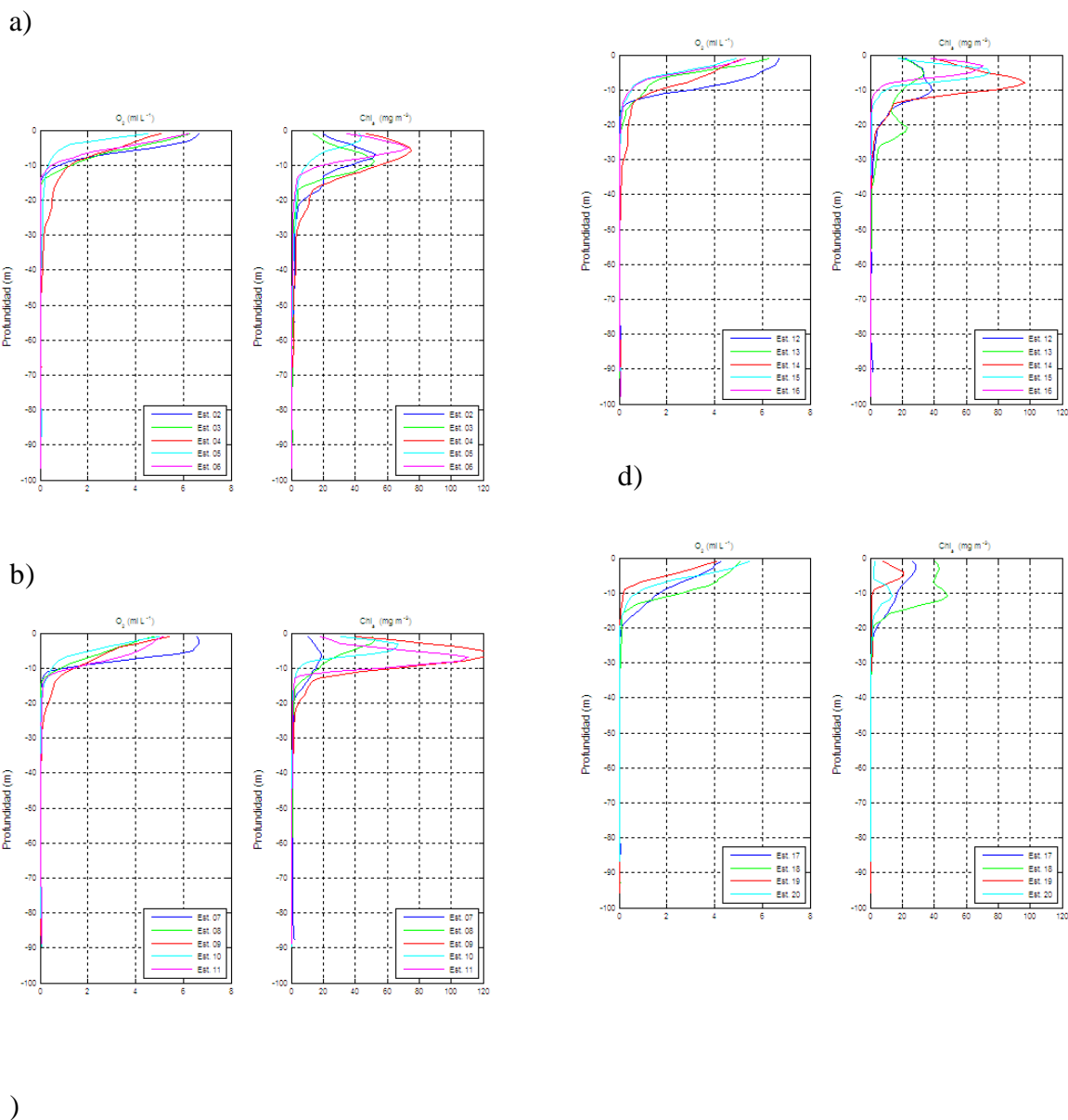


**Fig. II.3.3.1.5: Transecta 4 comprendida entre la estación 17 y 20 de (ver Fig. 2.3.3.1.1) de las variables bio-oceanográficas de temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) (a), salinidad (b) y  $\sigma_t$  ( $\text{kg m}^{-3}$ ) (c), contenido de oxígeno disuelto ( $\text{ml L}^{-1}$ ) (d), biomasa fitoplanctónica ( $\text{mg m}^{-3}$ ) efectuada el 20 de Enero de 2011.**

La distribución del contenido de oxígeno disuelto varía entre 0 y  $7 \text{ ml L}^{-1}$ . Observándose una oxiclina marcada en la capa superficial hasta los 15 m, en promedio. Por debajo de dicha profundidad el contenido de oxígeno disminuye considerablemente hasta valores menores de  $0,5 \text{ ml L}^{-1}$ , presentando condiciones anóxicas y /o de zonas de mínima de oxígeno. La distribución de la clorofila\_a ( $\text{mg m}^{-3}$ ) la cual constituye una variable para estimar la biomasa fitoplanctónica presenta un rango promedio entre 0,3 y  $125 \text{ mg m}^{-3}$ . Las concentraciones de clorofila\_a mayores a  $10 \text{ mg m}^{-3}$  se observan hasta los 15 - 20 m aproximadamente, e incluso se supera dicha profundidad en la transecta 3 (Fig. II.3.3.1.4). Los máximos de concentración de clorofila\_a se ubican en los niveles subsuperficiales entre 2 y 10 m. La transecta 4 (Fig.

II.3.3.1.5), presenta los valores de clorofila\_a más bajos en relación a las otras transectas. Por debajo de los 20 – 25 m, la concentración de biomasa fitoplanctónica es casi nula ( $\sim 0,3 \text{ mg m}^{-3}$ ).

La distribución vertical del contenido de oxígeno disuelto y de clorofila\_a puede apreciarse mejor en los perfiles verticales de dichas variables (Fig. II.3.3.1.6 a, b, c y d). En el caso del contenido de oxígeno disuelto se observa una oxiclina bien marcada, con valores de oxígeno disuelto en los primeros metros, variando entre 4 y 7  $\text{ml L}^{-1}$ . Prácticamente el contenido de oxígeno disuelto disminuye a valores  $\leq 2 \text{ ml L}^{-1}$  en los 10 m de profundidad, alcanzando condiciones anóxicas  $< 0,5 \text{ ml L}^{-1}$  con seguridad a partir de los 30 m de profundidad. Por otra parte los perfiles de clorofila \_a presentan una distribución Gaussiana en la vertical, con un máximo preferentemente a un nivel subsuperficial, entre 2 y 10 m. El máximo de clorofila puede alcanzar valores variables comprendidos entre 14 y 125  $\text{mg m}^{-3}$ .

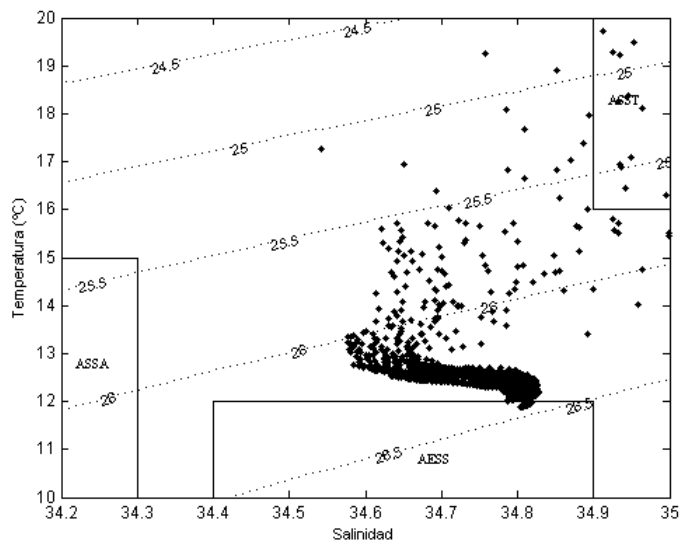


**Fig. II.3.3.1.6:** Perfiles de contenido de oxígeno disuelto ( $\text{ml L}^{-1}$ ) y clorofila\_a ( $\text{mg m}^{-3}$ ) de las estaciones contenidas en la transecta 1 (a), transecta 2 (b), transecta 3 (c) y transecta 4 (d).

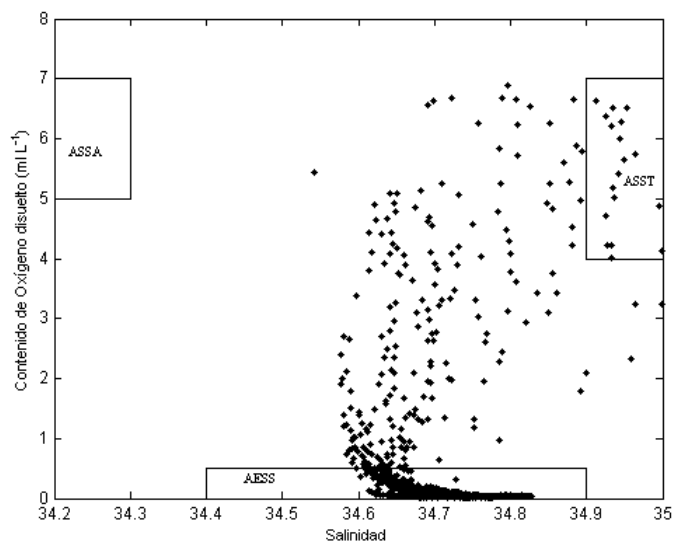
Se analizaron las masas de agua a través de un diagrama T\_S con los pares de datos de temperatura y salinidad de las 20 estaciones (Fig. II.3.3.1.7). Además se realizó un esquema de la distribución del contenido de oxígeno disuelto versus salinidad (Fig. 2.3.3.1.8). De estos dos

gráficos se aprecia la influencia de dos masas de agua la ASST y el AESS, tanto por sus índices termosalinos como por los pares de datos de salinidad y contenido de oxígeno disuelto. En efecto, esto indica por un lado aguas poco oxigenadas ( $< 0,5 \text{ ml L}^{-1}$ ) y de alta salinidad (34,6 -34,8 psu) típicas del AESS, la cual se ubica en los niveles de mayor densidad (por debajo de los 30 m). Mientras que en la capa superficial se observa una mayor influencia del ASST, dadas las características de alta salinidad y altos valores de contenido de oxígeno disuelto, típico de una masa de agua superficial y subtropical, como la mencionada.

Cabe mencionar que el AESS se reconoce mejor por los pares de datos S y  $\text{O}_2$  disuelto, dado que en el diagrama T\_S, los valores de temperatura que se observan en las capas más densas y que en consecuencia se ubican en las capas de mayor profundidad, varían entre 12 y 13 °C, siendo este rango de temperatura superior al rango típico del AESS (entre 10 y 12 °C). Sin embargo en el esquema de salinidad versus contenido de oxígeno disuelto, tanto el AESS como el ASST se intensifican con mayor claridad, al ubicarse dentro de los rangos típicos de salinidad y contenido de oxígeno disuelto típicos de cada una de estas masas de agua. (AESS  $\text{O}_2 < 0,5 \text{ ml L}^{-1}$ , Strub, *et al.*, 1998). No hay información del rango de contenido de oxígeno para ASST, pero se asume que este deberá ser superior a  $4 \text{ ml L}^{-1}$  debido a su condición de masa de agua superficial que está en contacto directo con la atmósfera.



**Fig. II.3.3.1.7: Diagrama T\_S de los datos de las 20 estaciones realizadas en la Bahía San Jorge, el 20 de Enero de 2011.**

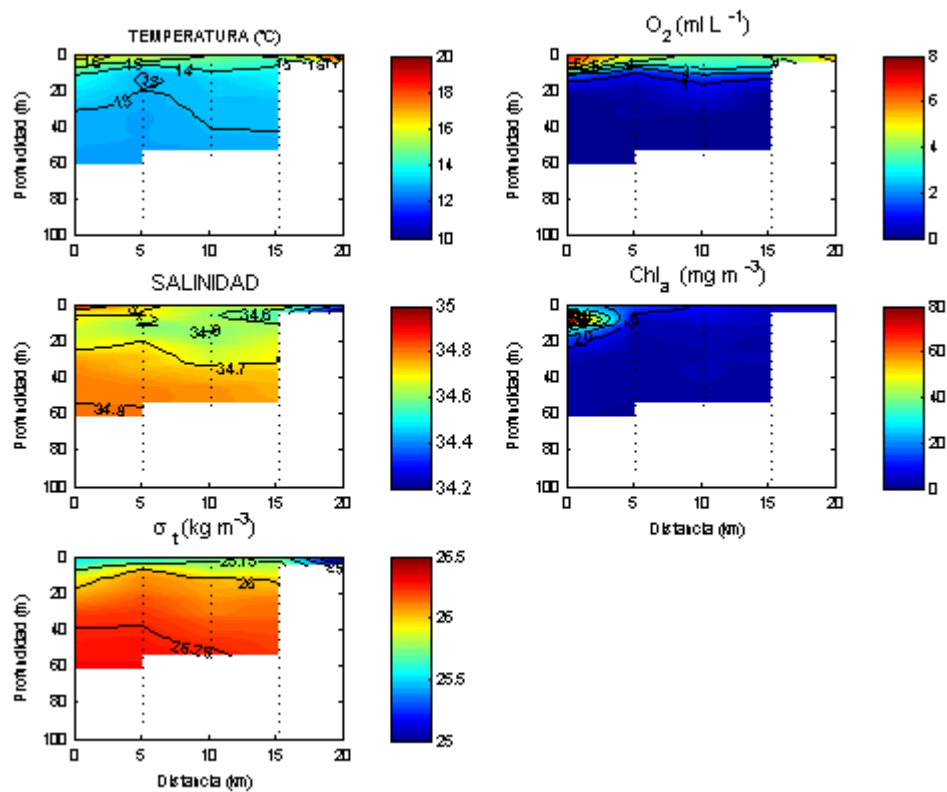


**Fig. II.3.3.1.8: Diagrama del contenido de oxígeno disuelto versus salinidad de los datos obtenidos de las 20 estaciones realizadas en la Bahía San Jorge, el 20 de Enero de 2011.**

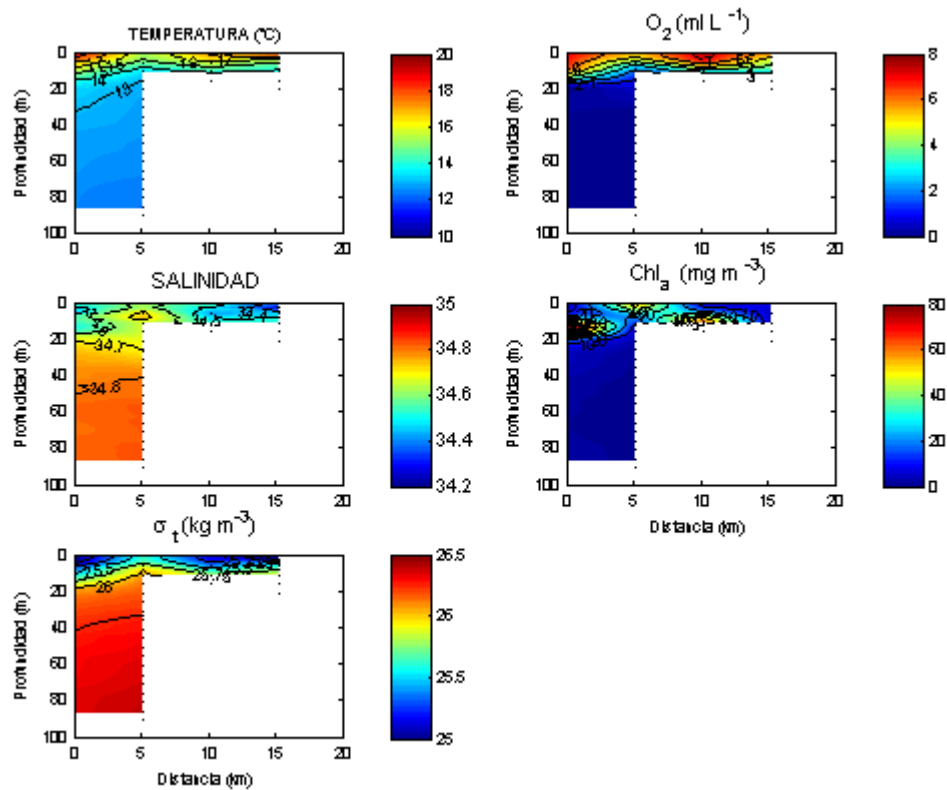


### II.3.3.2 Análisis Hidrográfico (6 de Abril de 2011).

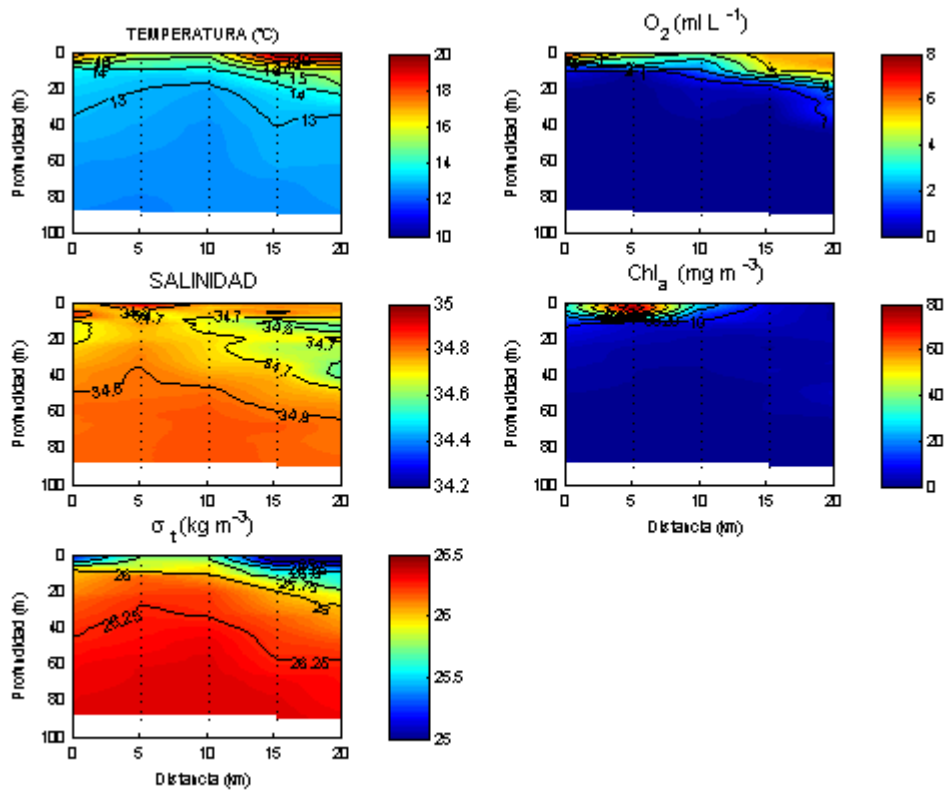
Se realiza un estudio similar al efectuado para el mes de Enero, salvo que en esta ocasión no se logra obtener información de la estación 11, y en las estaciones 6, 9 y 10 sólo se obtiene información en los niveles hasta a los 22 m como máxima profundidad. Las Fig. II.3.3.2.1 - II.3.3.2.4, muestran las transectas 1, 2, 3 y 4, respectivamente correspondiente a las distribuciones de temperatura, salinidad y densidad ( $\sigma_t$ ), contenido de oxígeno disuelto y clorofila<sub>a</sub>. En términos generales se observa una disminución en los valores de temperatura, a pesar de que el rango se mantiene entre los 12,3 y 20 °C aproximadamente. Prevalece una termoclina en la capa superior hasta los 10 - 18 m. En ciertos casos como en la transecta 3 y 4, esta se extiende más allá de dicha profundidad, llegando incluso hasta los 30 m en las estaciones cercanas a la boca de la bahía. La estratificación observada en la densidad ( $\sigma_t$ ), está regida principalmente por la distribución vertical de la temperatura. La distribución de la salinidad es prácticamente homogénea con valores comprendidos entre 34,6 y 34,8, a pesar que en las transectas 2 y 4 se observan salinidades inferiores a 34,6 y que en algunos casos llegan a 34,2, tanto en la capa superficial como alrededor de los 40 m. La distribución del contenido de oxígeno disuelto presenta una oxiclina bien notoria desde la superficie hasta los 10 y/o 20 m. Presenta condiciones anóxicas después de los 20 m. Los valores de clorofila<sub>a</sub> resultaron menores en relación a las observaciones del mes de Enero con un rango entre 0,4 y 85 mg m<sup>-3</sup>, siendo estas mayores a 10 mg m<sup>-3</sup> cerca de la costa y hasta los 20 m de profundidad, observándose concentraciones inferiores a 1 mg m<sup>-3</sup> a partir de dicho nivel.



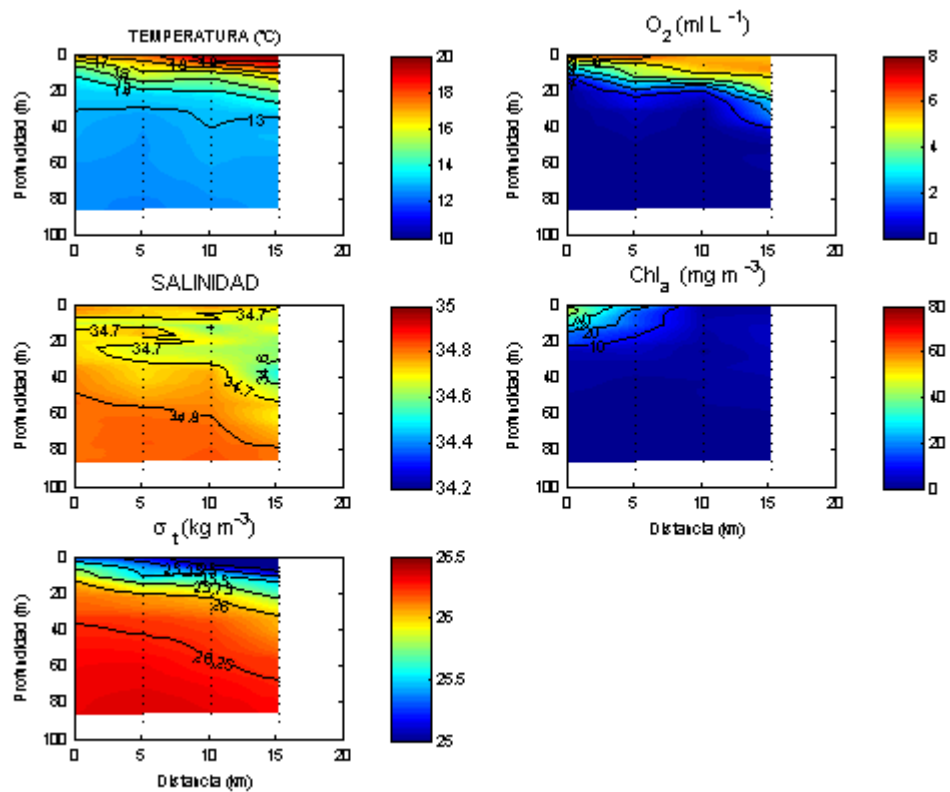
**Fig. II.3.3.2.1:** Transecta 1 comprendida entre la estación 2 y 6 de (ver Fig. 2.3.3.1.1) de las variables bio-oceanográficas de temperatura (°C) (a), salinidad (b) y  $\sigma_t$  (kg m<sup>-3</sup>) (c), contenido de oxígeno disuelto (ml L<sup>-1</sup>) (d), biomasa fitoplanctónica (mg m<sup>-3</sup>) efectuada el 6 de Abril de 2011.



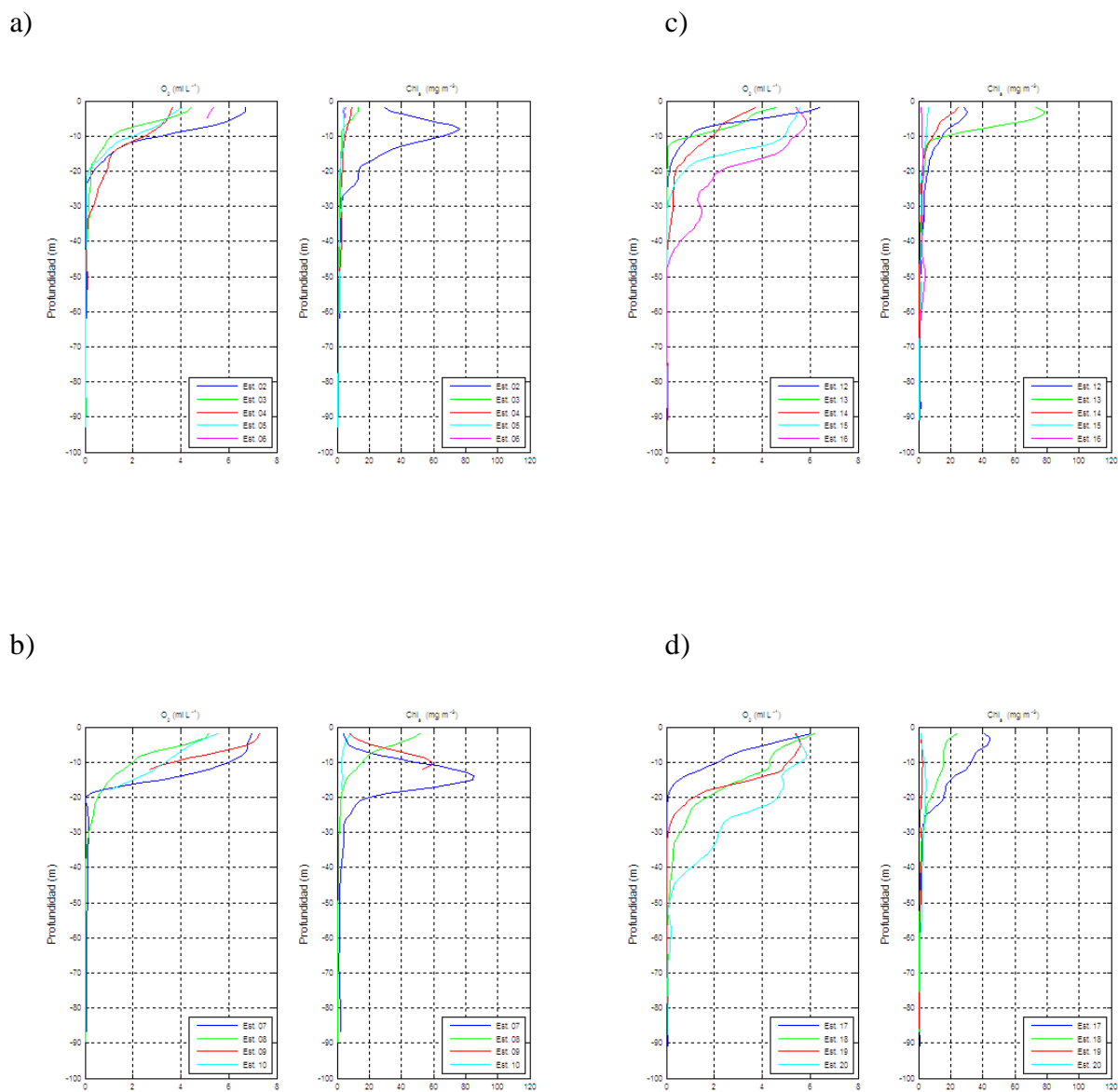
**Fig. II.3.3.2.2:** Transecta 2 comprendida entre la estación 7 y 10 de (ver Fig. 2.3.3.1.1) de las variables bio-oceanográficas de temperatura (°C) (a), salinidad (b) y sigma<sub>t</sub> (kg m<sup>-3</sup>) (c), contenido de oxígeno disuelto (ml L<sup>-1</sup>) (d), biomasa fitoplanctónica (mg m<sup>-3</sup>) efectuada el 6 de Abril de 2011.



**Fig. II.3.3.2.3:** Transecta 3 comprendida entre la estación 12 y 16 de (ver Fig. 2.3.3.1.1) de las variables bio-oceanográficas de temperatura (°C) (a), salinidad (b) y sigma<sub>t</sub> (kg m<sup>-3</sup>) (c), contenido de oxígeno disuelto (ml L<sup>-1</sup>) (d), biomasa fitoplanctónica (mg m<sup>-3</sup>) efectuada el 6 de Abril de 2011.



**Fig. II.3.3.2.4:** Transecta 4 comprendida entre la estación 17 y 20 de (ver Fig. 2.3.3.1.1) de las variables bio-oceanográficas de temperatura ( $^{\circ}C$ ) (a), salinidad (b) y sigma\_t ( $kg m^{-3}$ ) (c), contenido de oxígeno disuelto ( $ml L^{-1}$ ) (d), biomasa fitoplanctónica ( $mg m^{-3}$ ) efectuada el 6 de Abril de 2011.

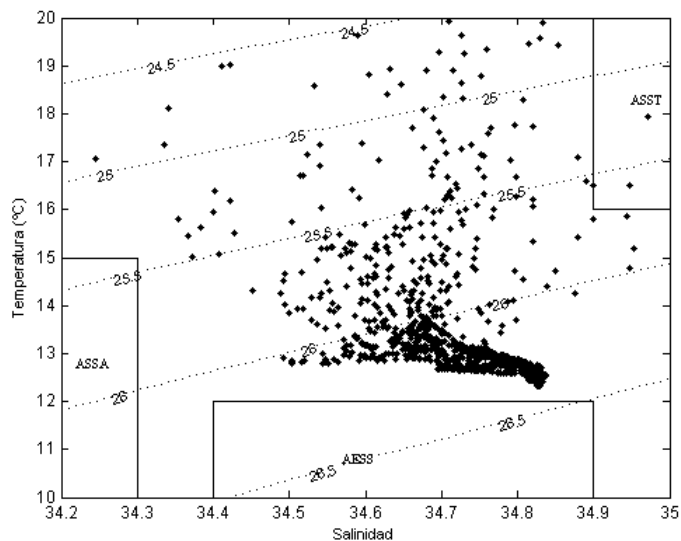


**Fig. II.3.3.2.5: Perfiles de contenido de oxígeno disuelto ( $\text{ml L}^{-1}$ ) y clorofila\_a ( $\text{mg m}^{-3}$ ) de las estaciones contenidas en la transecta 1 (a), transecta 2 (b), transecta 3 (c) y transecta 4 (d).**

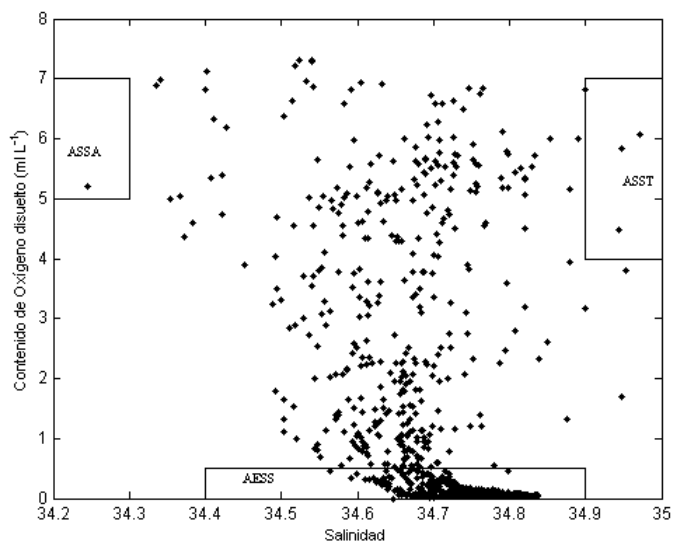
Los perfiles de contenido de oxígeno disuelto y de clorofila\_a correspondientes a las cuatro transectas se observa en la Fig. II.3.3.2.5 (a, b, c y d). En general la columna de agua se presenta más oxigenada, observándose que los valores superiores a  $2 \text{ ml L}^{-1}$  se alcanzan en

profundidades mayores a los 10 m, y en ciertas ocasiones en los 20 m. Sin embargo a partir de los 30 m, el contenido de oxígeno disuelto resulta inferior a  $0,5 \text{ ml L}^{-1}$ . Por otra parte la distribución de la clorofila\_a presenta valores más pequeños en superficie, inferiores a  $10 \text{ mg m}^{-3}$ . En algunos perfiles se observan distribuciones gaussianas bien definidas con máximos de clorofila\_a entre la superficie y los 18 m siendo todos estos valores inferiores a  $90 \text{ mg m}^{-3}$ .

La Fig. II.3.3.2.6 corresponde al diagrama T\_S de todas las estaciones registradas para el 6 de Abril de 2011. En ellas se aprecia principalmente la influencia del AESS, en las capas más densas. Sin embargo en las capas más ligeras se observa una nube de puntos correspondientes a un rango amplio de salinidades ( $34,4 - 34,8 \text{ psu}$ ) para temperaturas superiores a  $15 \text{ }^\circ\text{C}$ , lo cual denota cierta mezcla e influencia de las masas de agua ASSA (Agua Superficial Subantártica) y ASST. La Fig. II.3.3.2.7 confirma la presencia de estas tres masas de agua al mostrar pares de datos de (S,  $\text{O}_2$ ), donde prevalecen las características típicas del AESS por su condición anóxica ( $\text{O}_2$  inferior a  $0,5 \text{ ml L}^{-1}$ ) y alta salinidad. A su vez la influencia de las masas de agua superficiales se ve reflejado por los altos valores de oxígeno disuelto, además se caracteriza la masa de agua subantártica (ASSA) por las salinidades inferiores a  $34,5 \text{ psu}$  mientras que la masa de agua subtropical (ASST) por valores de salinidad superiores a  $34,8 \text{ psu}$ .



**Fig. II.3.3.2.6: Diagrama T\_S de los datos de las mediciones realizadas en la Bahía San Jorge, el 6 de Abril de 2011.**



**Fig. II.3.3.2.7: Diagrama del contenido del contenido de oxígeno disuelto versus salinidad de los datos obtenidos en la Bahía San Jorge, el 6 de Abril de 2011.**



### **II.3.3.3 Aplicación: Estimación de la distribución vertical de la biomasa fitoplanctónica en función de la clorofila superficial.**

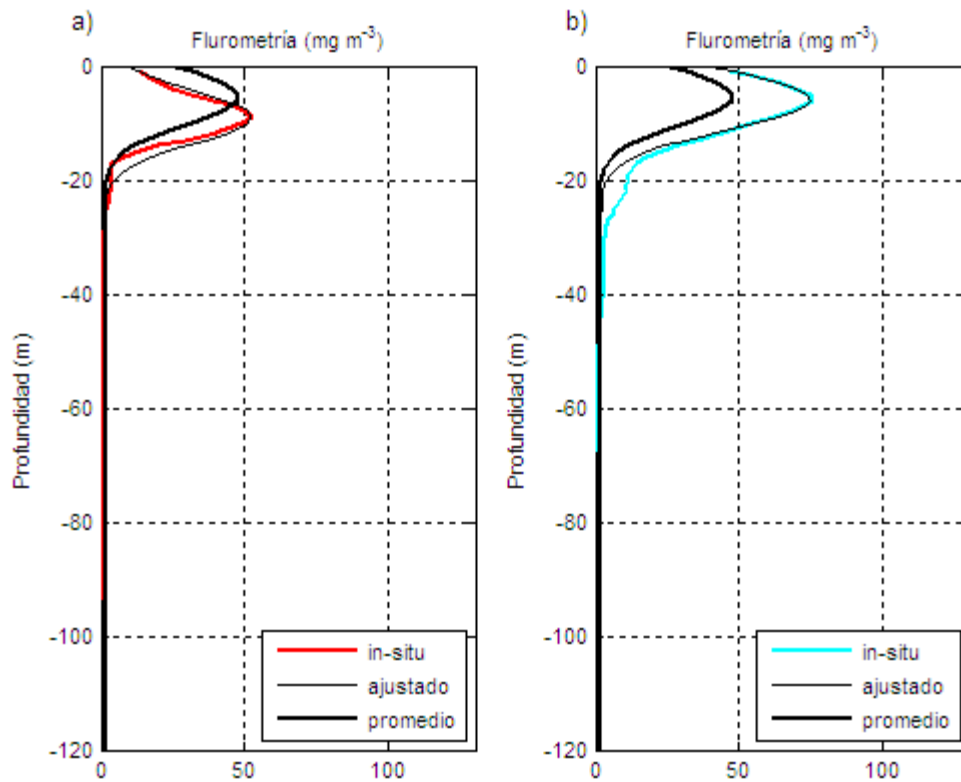
Del total de perfiles de fluimetría analizados se seleccionaron aquellos que presentaron preferentemente un máximo subsuperficial o en última instancia superficial. Esto con el fin de ajustarle el algoritmo Gaussiano. Se trabajó con el total (20) de aquellos recolectados el 20 de Enero 2011. Sin embargo con el fin de incrementar el número de observaciones se seleccionaron los perfiles de fluimetría obtenidos en las otras fechas de medición, de forma tal que se cumpliera con el requisito anterior y además presentar distribuciones semejantes a las observadas en el muestreo de Enero. Por lo tanto se seleccionaron 10 y 4 perfiles del muestreo del 6 de Abril y del 25 de Marzo 2011, respectivamente. Se asume que los 34 perfiles seleccionados representan las condiciones de verano. Cabe agregar que todas las variables hidrográficas medidas en la totalidad de las estaciones estudiadas, fueron suavizadas considerando un promedio móvil de 5 m en su distribución vertical.

En la Tabla II.3.3.3.1 se muestran los parámetros promedios Gaussianos obtenidos del set de 20 estaciones medidas en Enero de 2011 y del set de observaciones extendidos (34 perfiles). A modo de ejemplo se muestra el perfil de fluimetría de las estaciones 3 y 4 obtenidas el 20 de Enero de 2011, su algoritmo Gaussiano ajustado y el modelo promedio Gaussiano de los 34 perfiles aquí considerados (Fig. II.3.3.3.1). Del perfil in situ y algoritmo Gaussiano ajustado se puede apreciar que el máximo de clorofila se ubica en los 9 y 6 m de profundidad para la estación 3 y 4 respectivamente. Siendo los máximos de fluimetría de  $52,31 \text{ mg m}^{-3}$  y  $75,23 \text{ mg m}^{-3}$  y los valores de fluimetría en superficie de  $13,45 \text{ mg m}^{-3}$  y  $46,8 \text{ mg m}^{-3}$  para las estaciones 3 y 4. Observándose que la temperatura superficial registrada es de  $19,27 \text{ }^{\circ}\text{C}$  y  $15,72 \text{ }^{\circ}\text{C}$  en cada caso, con espesores de la capa estratificada de 14 m (est. 3) y de 10 m (est.4), al mismo tiempo que se observa un parámetro de estratificación de  $13,76 \text{ J m}^{-3}$  (est. 3) y  $4 \text{ J m}^{-3}$  (est.4). Todo esto permite observar que a mayor temperatura superficial, la capa estratificada de la columna de agua se incrementa, en general también se incrementa el parámetro de estratificación, dado que se requiere mayor energía para provocar una mezcla, por otra parte el valor de la fluimetría superficial decrece, al mismo tiempo que también decrece el valor de la concentración máxima de fluimetría, y este ubica a una mayor profundidad. Apreciaciones similares se pueden extraer de las otras Fig.s. La Fig. II.3.3.3.2

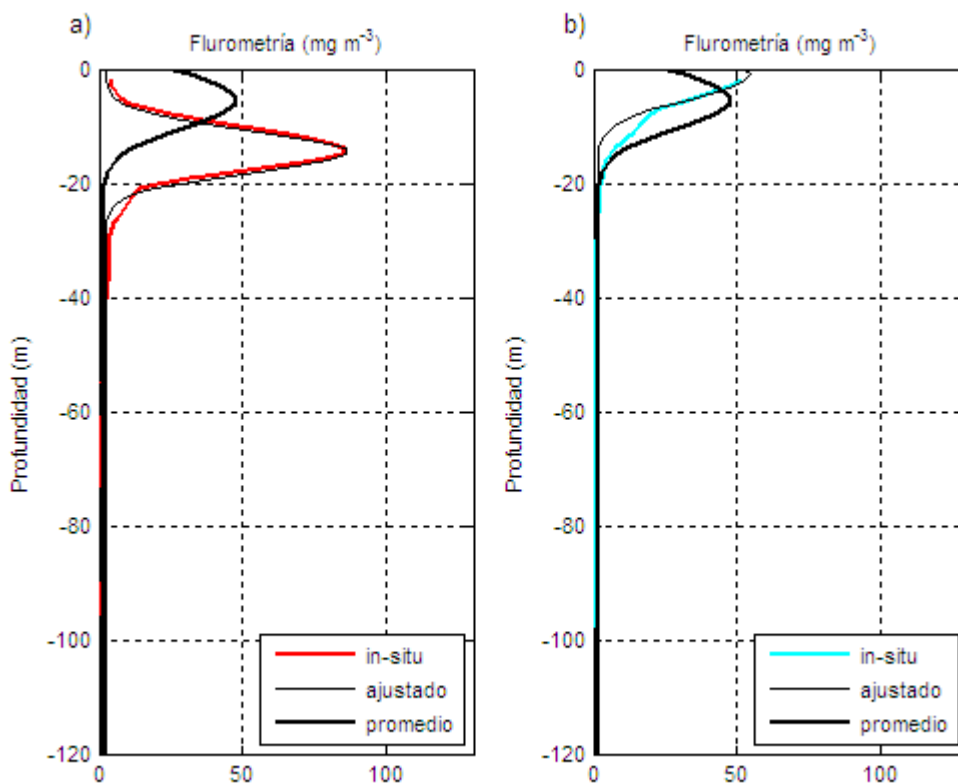
constituye un ejemplo de dos perfiles de fluimetría obtenidos el 6 de abril 2011, donde en uno de ellos el máximo de clorofila se ubica en la superficie.

**Tabla II.3.3.3.1: Parámetros Gaussianos, sus valores promedio y desviación estándar obtenidos de los ajustes realizados a los 20 perfiles de fluimetría obtenidos en el mes de Enero y para el set de datos ampliado de 34 perfiles.**

Variable	Set de datos de Enero 2011	Set de datos Ampliado
N° de perfiles	20	34
Chlo ( $\text{mg m}^{-3}$ )	$1,16 \pm 0,53$	$1,52 \pm 0,68$
$Z_m$ (m)	$5,9 \pm 2,38$	$5,48 \pm 3,04$
$\sigma$ (m)	$4,65 \pm 1,99$	$4,82 \pm 2,17$
h ( $\text{mg m}^{-2}$ )	$591,15 \pm 283,87$	$560 \pm 263,95$



**Fig. II.3.3.3.1: Perfiles de fluimetría in situ, del algoritmo Gaussiano ajustado y del promedio del algoritmo ajustado obtenido del total de 34 estaciones, para el caso particular de las estación 3 (a) y estación 4 (b), de acuerdo al mapa (Fig. 2.1.2), durante el muestreo del 20 de Enero de 2011.**



**Fig. II.3.3.3.2: Perfiles de fluimetría in situ, del algoritmo Gaussiano ajustado y del promedio del algoritmo ajustado obtenido del total de 34 estaciones, para el caso particular de las estación 7 (a) y estación 8 (b), de acuerdo al mapa (Fig. 2.1.2), durante el muestreo del 6 de Abril de 2011.**

En la Tabla II.3.3.3.2 se muestra la estadística descriptiva realizada a todas las variables y/o parámetros que determinan la distribución fitoplanctónica en la columna de agua. Cabe observar que no se pudo detectar una capa de mezcla por lo tanto esta variable no se consideró en el análisis.

**Tabla II.3.3.3.2: Estadística descriptiva de los parámetros Gaussianos de las curvas ajustadas a los perfiles de fluometría ( $\sigma$ , h, Clorofila superficial (Chlo) y profundidad del máximo de clorofila observado ( $Z_m$ )), Temperatura superficial ( $T_{sup}$ ), Clorofila Máxima (Chlo\_max), profundidad del máximo de clorofila in situ ( $Z_{max\_in\_situ}$ ), parámetro de estratificación ( $\Phi_s$ , Phi), y profundidad de la capa de estratificación ( $Z_{est}$ ), en base a datos de las 34 estaciones seleccionadas.**

Variable	N°	Valor medio	Error Estándar	Desviación Estándar	Varianza	Mínimo	Máximo	Rango
Chlo ( $\text{mg m}^{-3}$ )	34	1,52	0,118	0,69	0,47	0,50	3,00	2,50
$Z_m$ (m)	34	5,48	0,522	3,04	9,25	1,00	14,50	13,50
$\sigma$ (m)	34	4,82	0,373	2,17	4,73	2,40	11,40	9,00
h ( $\text{mg m}^{-2}$ )	34	560,0	45,3	263,9	69669,5	100,0	1200,0	1100,0
$T_{sup}$ ( $^{\circ}\text{C}$ )	34	17,24	0,298	1,74	3,025	15,17	21,29	6,12
Chlo <sub>sup</sub> ( $\text{mg m}^{-3}$ )	34	28,46	2,59	15,11	228,39	2,87	72,98	70,11
Chlo <sub>max</sub> ( $\text{mg m}^{-3}$ )	34	52,75	4,63	27,02	730,16	14,04	125,78	111,74
$Z_{max\_in\_situ}$ (m)	34	5,0	0,565	3,29	10,85	1,00	13,00	12,00
Phi ( $\text{J m}^{-3}$ )	34	7,75	0,974	5,68	32,25	0,00	23,21	23,21
$Z_{est}$ (m)	34	11,88	0,700	4,08	16,65	1,00	20,00	19,00

Se analiza la distribución normal de las variables encontrándose que 8 de las 10 variables analizadas presentan una distribución normal a través de distintos métodos de análisis de forma tal que se cumpla la condición que el valor  $p > 0,05$  con el fin de no poder rechazar la hipótesis nula que establece que los datos presentan una distribución normal. En efecto a partir del método de Anderson – Darling se encontró una distribución normal para h, Chl\_sup, Chl\_max y Z\_est. Mientras que con el test de Ryan - Joiner se agregaron al grupo anterior las variables de Chlo, Z\_m y Z\_max\_in\_situ. Finalmente con el método de Kolmogorov – Smirnov se incorpora la variable T\_sup. Las únicas variables a las cuales no fue posible encontrar una distribución normal fue al parámetro de estratificación ( $\Phi_s$ ) y al parámetro gaussiano sigma. Cabe observar que el método más y menos robusto corresponde al de Anderson Darling y al de Kolmogorov – Smirnov, respectivamente.

Con aquellas variables que presentaron una distribución normal, independiente del método utilizado, se analizó las correlaciones que dichas variables podrían presentar entre sí, de acuerdo al método de Pearson (Tabla II.3.3.3.3).

**Tabla II. 3.3.3.3: Correlaciones de Pearson entre las variables que describen la distribución fitoplanctónica en la columna de agua y que presentan una distribución normal. El valor superior corresponde al coeficiente de correlación (c) y el valor inferior corresponde al valor p (p), para un nivel de confianza del 95 %.**

		Chlo (mg m <sup>-3</sup> )	Z_m (m)	h (mg m <sup>-2</sup> )	T_sup (°C)	Chl_sup (mg m <sup>-3</sup> )	Chl_max (mg m <sup>-3</sup> )	Z_max_in_situ (m)
Z_m	c	0,195						
	p	0,268						
h	c	-0,101	0,227					
	p	0,571	0,196					
T_sup	c	0,298	<b>0,365</b>	-0,214				
	p	0,087	<b>0,034</b>	0,224				
Chl_sup	c	-0,153	<b>-0,583</b>	<b>0,437</b>	<b>-0,435</b>			
	p	0,387	<b>0,000</b>	<b>0,010</b>	<b>0,010</b>			
Chl_max	c	-0,084	0,267	<b>0,694</b>	-0,277	0,302		
	p	0,638	0,126	<b>0,000</b>	0,112	0,083		
Z_max_in_situ	c	0,031	<b>0,932</b>	0,306	0,297	<b>-0,496</b>	0,282	
	p	0,863	<b>0,000</b>	0,079	0,088	<b>0,003</b>	0,106	
Z_est	c	<b>0,341</b>	0,278	0,008	<b>0,354</b>	-0,196	-0,196	0,183
	p	<b>0,049</b>	0,111	0,964	<b>0,040</b>	0,266	0,265	0,301

La Tabla II.3.3.3.3, muestra las correlaciones de Pearson obtenidas y se resaltan aquellas que son significativas en primera instancia para un nivel de confianza del 95 % ( $p < 0,05$ ), es decir 9 correlaciones significativas de un total de 28. De ellas se puede extraer algunas

observaciones. Por una parte la correlación positiva entre la  $T_{sup}$  y  $Z_m$ , estaría indicando que a medida que la temperatura superficial se incrementa, mayor es la profundidad del máximo de clorofila del modelo Gaussiano ajustado y viceversa. Una relación similar se aprecia entre  $T_{sup}$  y  $Z_{max\_in\_situ}$ , dado que esta última variable representa la profundidad del máximo de concentración clorofila observado en los perfiles de fluimetría in situ. Sin embargo para este par de variables la correlación de Pearson fue significativa para un nivel de confianza del 91 %.

La correlación negativa entre  $Chl_{sup}$  y  $Z_m$  indica que a mayor concentración de clorofila superficial el máximo de clorofila se ubica a menor profundidad y viceversa. Una relación similar se observa también para las variables  $Chl_{Sup}$  y  $Z_{max\_in\_situ}$ . Se observó por otro lado que para una mayor extensión vertical de la capa estratificada los valores de la concentración de la clorofila base del modelo Gaussiano se incrementan.

Por otra parte la correlación entre la  $Chl_{sup}$  versus el parámetro Gaussiano  $h$ , indica que a mayor concentración de clorofila superficial el ajuste de la curva Gaussiana dado por el parámetro  $h$  deberá ser mayor. A su vez la correlación negativa observada entre la  $Chl_{sup}$  y la  $T_{sup}$ , establece una relación inversa entre ambas variables, indicando que a medida que la temperatura superficial decrece la concentración de clorofila superficial se incrementa. Se observa una relación directa entre  $Chl_{max}$  y  $h$  lo que sugiere que a medida que se incrementa el valor de máximo de clorofila observado in situ, el valor de  $h$ , que representa la concentración de clorofila bajo la curva Gaussiana, también se incrementará. Las variables  $Z_m$  y  $Z_{max\_in\_situ}$  son similares entre sí, dado que ambas representan la profundidad donde se ubica el máximo de clorofila, por lo tanto presenta una alta correlación positiva. Si bien  $Z_m$  representa la profundidad donde se ubica el valor máximo de fluimetría para cada curva ajustada a los perfiles de fluimetría in situ,  $Z_{max\_insitu}$  representa justamente la profundidad del máximo de clorofila observado in situ. Cabe recordar que se está trabajando con perfiles suavizados con un promedio móvil de 5 datos distribuidos en intervalos de un metro. Se ha observado una correlación positiva entre el espesor de la capa estratificada y la clorofila base de la curva Gaussiana ajustada  $Chl_0$ , indicado que a mayor espesor de la capa estratificada el valor de la concentración de la clorofila base para esta curva se incrementa. Por otra parte la correlación positiva entre el espesor de la capa estratificada y la temperatura



superficial del mar estarían sugiriendo que el incremento de la capa estratificada en la columna de agua se verifica cuando la temperatura superficial se incrementa. Otras correlaciones observadas pero con niveles de significancia menores al 95 %, pero superiores al 80 % de nivel de confianza se observan entre la  $T_{sup}$  y  $Chl_o$  indicando una relación directa entre ambas variables. Por otro lado la correlación positiva entre  $Chl_{sup}$  y  $Chl_{max}$ , para un nivel de significancia del 90 % aproximadamente, establece que en la medida que los valores de clorofila superficial se incrementen es factible de observar incrementos en las concentraciones del máximo de clorofila. Finalmente se detecta que a medida que se incrementa la profundidad del máximo de clorofila observado in situ ( $Z_{max\_in\_situ}$ ) el parámetro Gaussiano que indica la concentración de clorofila ( $h$ ) bajo la curva ajustada también crece.

Por otra parte se realizaron regresiones lineales entre las variables que presentaron correlaciones de Pearson significativas para un nivel de confianza en general igual o superior al 95 % a pesar de que también se consideraron casos de un nivel de confianza inferior a este pero mayor al 80 %. La Tabla II.3.3.3.4 muestra las regresiones lineales significativas obtenidas entre las variables predictoras y las variables respuestas. Del total de 13 regresiones analizadas destacan aquellas cuya variable predictoras es capaz de explicar el porcentaje de varianza de la variable respuesta en más de un 16 %. Entre ellas destaca como la temperatura superficial explica la variabilidad de la concentración de clorofila superficial en un 16,4 %, a su vez como la concentración de la clorofila superficial explica la variabilidad de la ubicación de la concentración máxima de clorofila en un 32 %, cuando se considera el valor de profundidad de la curva Gaussiana y en un 22,2 % cuando se considera el valor de profundidad de la concentración máxima de clorofila de la observación in-situ. Por otra parte, la concentración de la clorofila superficial, explica un 16,5 % de la varianza del parámetro Gaussiano  $h$ , mientras que la concentración del máximo de clorofila lo explica en un 46,5 %.

Dado que  $Z_m$  y  $Z_{max\_in\_situ}$  representan la profundidad donde se ubica el valor máximo de clorofila sólo se diferencian entre sí porque la primera variable se obtiene a partir de las curvas Gaussianas ajustadas a los perfiles de clorofila in situ mientras que la segunda variable corresponde directamente a la profundidad del máximo de clorofila in situ, por lo tanto el  $Z_{max\_in\_situ}$  explica el 86,4 % de la varianza de  $Z_m$ .

**Tabla II.3.3.4: Regresiones lineales entre las variables que presentaron correlaciones de Pearson significativas con un nivel de confianza superior al 95 %.**

N°	Predictor	Respuesta	Regresión Lineal	Valor p	R <sup>2</sup>
1	T_sup	Chlo	$\text{Chlo} = -0,511 + 0,1176 \text{ T\_sup}$	0,087	6,0%
2	T_sup	Z_m	$\text{Z\_m} = -5,519 + 0,6382 \text{ T\_sup}$	0,034	10,6%
3	T_sup	Chl_sup	$\text{Chl\_sup} = 93,67 - 3,782 \text{ T\_sup}$	0,010	<b>16,4%</b>
4	T_sup	Z_est	$\text{Z\_est} = -2,442 + 0,8307 \text{ T\_sup}$	0,040	9,8%
5	T_sup	Z_max_in_situ	$\text{Z\_max\_in\_situ} = -4,711 + 0,5632 \text{ T\_sup}$	0,088	6,0%
6	Chl_sup	Z_m	$\text{Z\_m} = 8,822 - 0,1173 \text{ Chl\_sup}$	0,000	<b>31,9%</b>
7	Chl_sup	h	$\text{h} = 342,9 + 7,628 \text{ Chl\_sup}$	0,010	<b>16,5%</b>
8	Chl_sup	Chl_max	$\text{Chl\_max} = 37,38 + 0,5397 \text{ Chl\_sup}$	0,083	6,3%
9	Chl_sup	Z_max_in_s	$\text{Z\_max\_in\_situ} = 8,075 - 0,1081$	0,003	<b>22,2%</b>

	itu	Chl_sup			
10	Chl_max	h	$h = 202,5 + 6,777 \text{ Chl\_max}$	0,000	<b>46,5%</b>
11	Z_max_in_situ	Z_m	$Z_m = 1,184 + 0,8603 \text{ Z\_max\_in\_situ}$	0,000	<b>86,4%</b>
12	Z_max_in_situ	h	$h = 437,4 + 24,51 \text{ Z\_max\_in\_situ}$	0,079	6,5%
13	Z_est	Chlo	$\text{Chlo} = 0,8350 + 0,05745 \text{ Z\_est}$	0,049	8,9%

Las concentraciones de clorofila superficial se utilizan para el cálculo de la profundidad del máximo de clorofila a según la ecuación (2.2.3.2), al cual denominamos  $Z_{\text{max\_estimado}}$ , y teniendo en cuenta los parámetros Gaussianos promedios hallados para el conjunto de 34 perfiles (Tabla II.3.3.3.1). De acuerdo a esto se determinó el rango que debe tener la concentración de la clorofila satelital para que los valores del  $Z_{\text{max\_estimado}}$  sean positivos, es decir que la concentración de la clorofila satelital podrá variar entre  $\geq 1,55$  y  $\leq 47,8 \text{ mg m}^{-3}$ . Para dicho rango de concentraciones de clorofila satelital se podrá obtener profundidades que varían entre 0,19 y 18,38 m. Sin embargo, si se consideran los parámetros Gaussianos del modelo Gaussiano promedio solo para el conjunto de las 20 estaciones de Enero, se obtiene que las concentraciones de clorofila satelital podrán variar entre  $\geq 1,17$  y  $\leq 51,8 \text{ mg m}^{-3}$ , con los cuales se podrá obtener profundidades de la ubicación del máximo de clorofila que varían entre 0,25 y 19,20 m.

La Tabla II.3.3.3.5, muestra los valores del  $Z_{\text{max\_estimado}}$  obtenidos para distintas concentraciones de clorofila superficial, tanto para el conjunto de 34 perfiles y para los 20 perfiles obtenidos en Enero de 2011. En ellos se observa la relación inversa que existe entre ambas variables, es decir que a medida que la concentración de la clorofila superficial se incrementa la profundidad del máximo de clorofila es más somera.

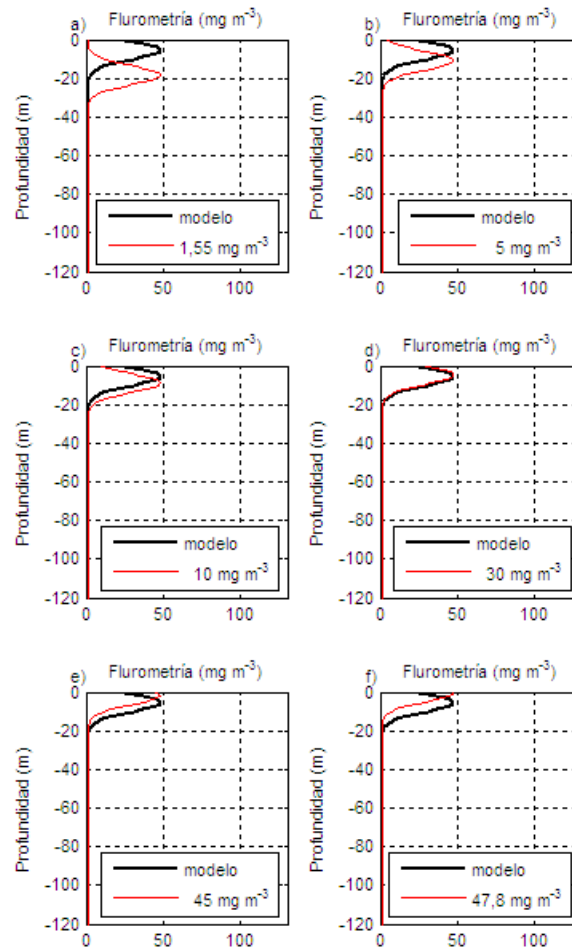
**Tabla II.3.3.3.5: Cálculo del valor de la profundidad ( $Z_{\text{max\_est}}$ ) donde se ubica la concentración máxima de clorofila ( $\text{mg m}^{-3}$ ), en función de distintos valores de concentración de clorofila superficial representativas de datos extraídos de una imagen satelital de clorofila a.**

$\text{Chl\_sat}$ ( $\text{mg m}^{-3}$ )	$Z_{\text{max\_est}}$ (m)	$\text{Chl\_sat}$ ( $\text{mg m}^{-3}$ )	$Z_{\text{max\_est}}$ (m)
Tabla Extendida	Tabla Extendida	Enero 2011	Enero 2011
1,55	18,38	1,17	19,20
5	10,97	5	10,56
10	8,88	10	8,69
30	4,75	30	4,94
45	1,71	45	2,51
47,8	0,19	51,8	0,25

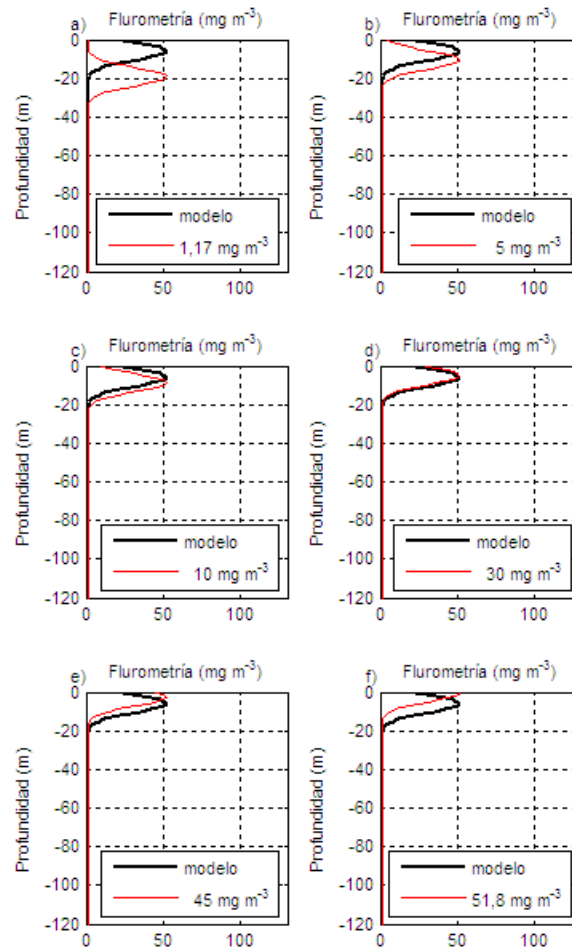
Al mismo tiempo que las Fig. II.3.3.3.3.y II.3.3.3.4, muestran el modelo Gaussiano promedio, obtenido a partir del promedio de los algoritmos ajustados a cada uno de los perfiles de fluimetría considerados tanto para la tabla extendida como para el conjunto de perfiles del mes de Enero de 2011 (Tabla II.3.3.3.1), y el modelo Gaussiano estimado para distintas concentraciones de clorofila superficial representativas de datos satelitales. En efecto se aprecia que a medida que la concentración de clorofila satelital (valor superficial), se

incrementa, el valor de la máxima concentración de clorofila resulta más somero. La forma de la curva Gaussiana se conserva, registrándose sólo un desplazamiento vertical del máximo de clorofila. El ajuste promedio Gaussiano obtenido para el mes de Enero de 2011, es aplicable para un rango más extenso de valores de concentraciones de clorofila satelital.

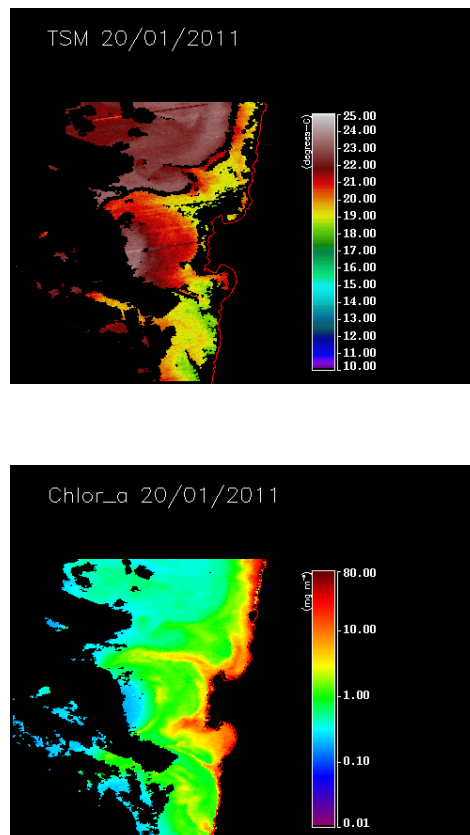
Se analiza la imagen satelital de clorofila\_a del día 20 de Enero de 2011, del satélite Aqua Modis. En efecto, la Fig. II.3.3.3.5 muestra la imagen tanto de TSM como de clorofila\_a frente a la Península de Mejillones, para rangos de temperatura de 10 a 25 °C y de concentración de clorofila\_a entre 0.01 y 80 mg m<sup>-3</sup>. De ambas imágenes se deduce temperaturas de 20 °C en superficie al interior de la Bahía San Jorge, a pesar que la presencia nubosa impide ver con claridad el patrón de distribución de temperatura. Por otra parte los valores estimados clorofila indican que estos presentarían un rango superiores a 5 mg m<sup>-3</sup> hasta 60 mg m<sup>-3</sup>, los cuales están dentro del rango de clorofila satelitales que podrían utilizarse como dato para el cálculo de la profundidad del valor máximo de clorofila, de acuerdo al algoritmo Gaussiano promedio ajustado para el mes de Enero de 2011.



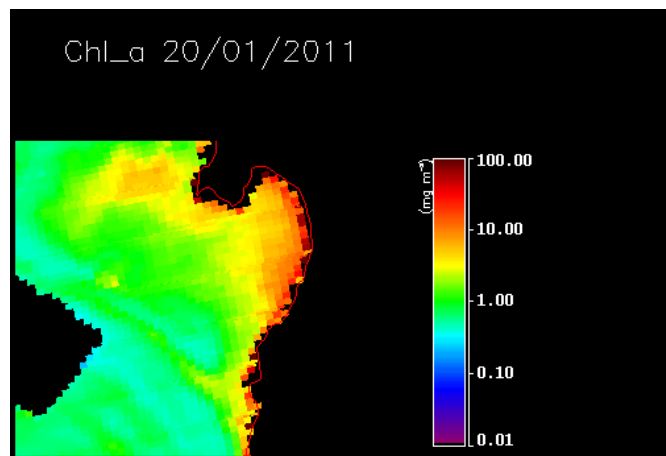
**Fig. II.3.3.3.3: Perfiles de fluimetría del algoritmo Gaussiano promedio (modelo) obtenido del total de las 34 estaciones, y el modelo estimado a partir de distintos valores de clorofila superficial, representativas de las concentraciones obtenidas a partir de una imagen satelital, con las cuales se obtiene la profundidad del valor del máximo de clorofila.**



**Fig. II.3.3.3.4: Perfiles de fluimetría del algoritmo Gaussiano promedio (modelo) del obtenido para las 20 estaciones de Enero de 2011, y el modelo estimado a partir de distintos valores de clorofila superficial, representativo de las concentraciones obtenidas por una imagen satelital**



**Fig. II.3.3.3.5:** Imágenes satelitales de TSM (a) y Clorofila\_a (b) MODIS AQUA del área frente a la Península de Mejillones, del 20 de Enero de 2011.



**Fig. II.3.3.3.6:** Imagen satelital de Clorofila\_a MODIS AQUA del área de la Bahía San Jorge, del 20 de Enero de 2011.



## II.4. Discusión

Las diferencias entre las masas de agua encontradas y en especial en el grado de influencia de ASSA y ASST, en las distintas fechas de estudio se deberían a diferencias estacionales de condiciones de viento y radiación solar. Por ejemplo en la fecha del mes de Octubre de 2008 se encontró alta salinidad en toda la columna de agua lo cual puede atribuirse a una gran influencia de AESS además de ASST. En efecto, en primavera es más factible la ocurrencia de eventos de surgencia (Saavedra y Foppiano, 1992) en los focos como en P. Angamos y sur de P. Coloso. Además la intensidad del viento puede alcanzar los valores adecuados para generar ascenso de aguas desde profundidades mayores (Sobrazo y Figueroa, 2001) como el ascenso de AESS a la superficie y por lo tanto provocar un mayor predominio de esta masa de agua al interior de la bahía y en toda la columna de agua. Hay evidencia de que esto ocurre en la medición de Octubre dado que los vientos presentan un alto porcentaje de dirección favorable a la surgencia (~ 79,17 %) y un elevado porcentaje de intensidad mayor al valor crítico (39,78 %) que ocurre durante el mayor período diario de tiempo. En el día particular de medición, 16 de Octubre de 2008, el viento presentó una dirección favorable a la surgencia en un 100 %, mientras que las características hidrográficas denotaron una mezcla gradual de AESS y ASST, en toda la columna de agua. Cabe mencionar que el ASST no es factible de identificar completamente dado que podría tratarse de AESS con un incremento de su temperatura por efecto de la radiación solar. Esto último sería como consecuencia del ingreso a la bahía de aguas de surgencia y/o ingreso de ASST por el extremo norte de la bahía como consecuencia de las corrientes de circulación frente a la misma. Ambos mecanismos estarían sujetos a una retención de las aguas por efecto de la circulación ciclónica imperante (Escribano & Hidalgo, 2001), que facilitaría el incremento de la temperatura. Los diagramas T\_S de las mediciones del Abril de 2010 y Marzo de 2011, resultaron similares a la de Octubre de 2008, donde se observa el predominio de las masas de agua AESS y ASST, en especial en Abril de 2010. Esto está de acuerdo con las características viento observadas en dichas fechas donde se apreciaron tanto una dirección y una intensidad favorable a la surgencia, siendo incluso superiores a los valores de cada uno de los meses analizados.

Los diagramas T\_S de las masas de agua de las fechas de estudio de Abril 2008, Marzo y Agosto 2009 son semejantes en cuanto al predominio de AESS y ASSA, sin embargo

se aprecian diferencias en los valores de temperatura en la capa superficial. Aquellos observados en Marzo son típicos de verano, indicando posible presencia de AESS o ASST en la capa superficial según la masa de agua que ingrese por el extremo norte. Las elevadas temperaturas encontradas concuerdan con lo observado por Piñones *et al.* (2007) quien distingue diferencias de temperatura dentro y fuera de la Bahía San Jorge, detectando aguas más cálidas al interior de la bahía. Las imágenes satelitales de TSM del mes de Marzo 2009 también concuerdan con estas observaciones. En contraste con lo anterior, el estudio realizado en la fecha de invierno sólo denota una gran influencia de ASSA y AESS, indicando agua de menor salinidad y temperatura en las capas superficiales (ASSA) y la continua presencia de AESS en la capa de fondo. Cabe destacar aquí que la intensidad y porcentaje de la dirección del vientos favorables a la surgencia disminuye, por lo tanto también la probabilidad de ascenso de AESS a la superficie (Sobarzo & Figueroa, 2001). El diagrama T\_S de Agosto de 2010 también es típico de invierno apreciándose la mayor homogeneidad en cuanto a características de temperatura, mientras que por salinidad se pueden detectar la influencia de AESS y en menor medida de ASSA. Mientras que el diagrama T\_S del mes de Abril de 2008 (otoño) presenta condiciones de transición entre las estaciones de verano e invierno. El ingreso de AESS al interior de la bahía también puede justificarse a través de pequeños parches de alta salinidad ( $> 34,6$ ) en el corte transversal de esta propiedad y por las características del viento favorables a la surgencia en Abril y Marzo.

Escribano *et al.* (2004) estudió la variabilidad del viento de la estación de Cerro Moreno para un período de 17 años (Enero de 1982 a Enero de 1999), encontrando que la componente meridional es positiva durante la mayor parte del día observando un incremento notorio de 15:00 a 24:00 horas, alcanzando valores medios de  $4 \text{ m s}^{-1}$ . Esto concuerda con lo encontrado en este trabajo, dado que en los meses estudiados la componente meridional supera el valor crítico de  $5 \text{ m s}^{-1}$  durante el período diurno, cuya extensión horaria en el día depende de la estación del año (Tabla II.3.1.2.1 y Tabla II.3.1.2.2), al mismo tiempo que el incremento del porcentaje de frecuencias de las componentes S y SW del viento. En efecto, ambas variables se incrementan durante el período de primavera - verano, tal como se hace evidente especialmente en el mes de Octubre de 2008 y en menor medida durante Marzo de 2009. Mientras que en invierno si bien predomina la dirección S y SW del viento también hay incrementos de la dirección

N, mientras que el período diario de intensidades superiores al valor crítico se reduce, de forma tal que probablemente el número de eventos de surgencia también decaiga en esta época del año. De hecho esto se observa en el Índice de Bakun en los horarios de mayor intensidad del viento, para los meses de Agosto de 2009 y 2010 y Junio 2012. Esto hace suponer una mayor probabilidad de eventos de surgencia en los focos correspondientes, como P. Angamos y sur de P. Coloso, durante el período de primavera-verano, incluso en el verano tardío representado por los meses de Marzo y Abril. Sin embargo estos serían de carácter pulsátil diario con ocurrencia diurna presentado variabilidades interdiarias además de estar sujeto a las variaciones estacionales e incluso interanuales (ENSO) del viento, tal como ya ha sido observado por Rutland *et al.* (1998), Escribano & Hidalgo (2001) y Cantillanez *et al.* (2005). Estos antecedentes hacen inferir la ocurrencia de ingreso de aguas de surgencia al interior de la bahía, como se pudo observar en los diagrama T\_S correspondientes, tanto del sector sur como también del sector norte. Mientras que el efecto del viento al interior de la bahía se caracterizaría por una activación de los vientos del S y SW durante mañana-tarde y una relajación y/o decaimiento de los mismos durante la noche- madrugada.

En relación a las mediciones de corrientes efectuadas es necesario considerar que estas se efectuaron sobre una plataforma móvil (embarcación), la cual puede sufrir derivas debido a la acción del viento predominante, que se ejerce sobre la superficie expuesta a él, y de hecho el barco registró en numerosas ocasiones desvíos hacia el norte y/o noreste. Por otra parte, una vez que el correntómetro es suspendido en el agua a partir de dicha plataforma móvil, este también puede experimentar corrimientos debido a las corrientes subsuperficiales imperantes, que podrán ser corrientes de marea y/o corrientes resultantes de una periodicidad mayor. Todo esto generaría perturbaciones en las mediciones. Los movimientos relativos de la embarcación hacia el norte y noreste serían responsables de una mayor intensificación del flujo hacia el sur y sureste. Por otra parte en varias ocasiones los motores de la embarcación no pudieron ser detenidos del todo, esto se traduce en registros de corrientes con un cierto grado de error, producto del desplazamiento de la embarcación por su propia propulsión. Todos estos puntos son fuente de error a la hora de realizar mediciones con un correntómetro suspendido desde una plataforma móvil, y son factores a tener en cuenta para hacer una interpretación adecuada de las mediciones de corrientes. A pesar de todos estos errores que pudieran

estar contenidos en las mediciones de corriente, es factible de interpretar las mediciones de corriente instantáneas efectuadas. En efecto, las mediciones de corriente de Abril y Octubre de 2008, Marzo de 2009 y Agosto de 2010 se realizaron entre una pleamar (9:18 y 11:17 horas) y una bajamar (15:57 - 18:00 horas) bien definidas. En el período de las 12:00 y 16:00 horas predominarían vectores de velocidad de corriente de dirección S – SW los cuales estarían contribuyendo con un flujo advectivo de corriente en dicha dirección coincidiendo con el flujo neto de la corriente de marea vaciante. Mientras que las mediciones de Agosto de 2009, Abril de 2010, y Marzo de 2011 se realizaron durante la transición entre una bajamar (8:14 y 10:52 horas) y una pleamar (15:01 y 16:23 horas), es decir en condición de marea llenante. La marea llenante estaría contribuyendo a un mayor apilamiento de agua en los bordes N y NE de la bahía. La intensidad máxima de velocidad de corriente resultó ser elevada durante el mes de Octubre de 2008 lo cual podría ser consecuencia del efecto del viento sobre la columna de agua, capaz de generar un apilamiento de las aguas en la zona norte y nororiental de la bahía, que contribuirían a su calentamiento y que induciría una fuerza de gradiente horizontal de presión resultante en dirección S y SW y en consecuencia un flujo neto en dicha dirección. Sin embargo las máximas intensidades de corriente ocurren en las mediciones del día de Agosto de 2009. Estas tienen la particularidad de haber sido tomadas durante un período de marea llenante, es decir entre una bajamar y una pleamar secundaria y en condiciones de intensidad del viento del SW moderado ( $\sim 3,6 \text{ m s}^{-1}$ ) durante el lapso de medición. A pesar de estas condiciones de viento y marea, la dirección de las corrientes instantáneas resultó predominantemente hacia el WSW y SW, constituyendo las máximas intensidades de corriente registradas en este estudio. Otro caso similar a este último se observa en las mediciones de Abril de 2010, las cuales se efectuaron durante una marea llenante, pero bajo condiciones de viento intenso ( $\sim 6,4 \text{ m s}^{-1}$ ), observándose también una elevada intensidad en las corrientes en dirección hacia el SW. Cabe destacar que en esta ocasión el correntómetro no registró el total de las mediciones efectuadas.

El hecho de que el flujo de corriente a lo largo de la transecta estudiada, presente direcciones netas en dirección contraria a las del viento al interior de la columna de agua, hace suponer que la configuración morfológica de la costa juega un rol fundamental en las características de circulación. Dado que esta bahía está abierta hacia

el sur, expuesta a la dirección del viento predominante y cercado por el lado norte, la forzante del viento estaría generando un apilamiento del agua en dicho sector y contribuyendo a su calentamiento siendo esto más notorio durante primavera – verano, y probablemente extendiéndose hasta los meses de Marzo y Abril como meses correspondientes a un verano tardío. En los casos que se produjera una marea llenante este efecto contribuiría también al apilamiento del agua en el sector N y NE de la bahía. Dicho apilamiento a su vez generaría una fuerza de gradiente horizontal de presión neta en dirección perpendicular a la línea de costa es decir en dirección S - SW, la cual sería, en parte responsable del flujo neto predominantemente de corriente en dichas direcciones. Esto se observaría en casi la totalidad de la columna de agua a excepción de una capa delgada (~ 5 - 6 m de espesor) que está en contacto con la acción directa del viento donde es factible de observar un flujo de corriente hacia el norte es decir en la misma dirección del viento.

En condiciones estacionarias estos flujos de corriente estarían afectados también por la fuerza de Coriolis, desviando el flujo de corriente a la izquierda de la dirección de movimiento generando un giro ciclónico al interior de la bahía al considerar periodicidades mayores a un día. Esto concuerda con lo propuesto por Escribano & Hidalgo (2001), quienes establecen que la bahía de Antofagasta, estaría afectada por un movimiento inercial de baja frecuencia.

Si bien, Escribano & Hidalgo, (2001), establecen que el efecto a las mareas es de menor importancia en la circulación de esta bahía, dado que el viento sería la forzante principal de su circulación, dicha aseveración requiere de otras mediciones de corriente durante un mayor tiempo para poder descartarla de manera definitiva. Sin embargo, hasta ahora se observa que el efecto de la marea llenante contribuiría a intensificar el flujo neto de la corriente hacia el S y SW al menos en una escala diaria. Todos estos factores, vientos del sector S y SW y la marea llenante determinan la existencia de flujos netos hacia el S - SW dentro de la bahía especialmente en una zona por debajo de una estrecha capa superficial que estaría afectada por la dirección predominante del viento.

Woodson et al. (2004) en un estudio de circulación en la Bahía de Monterrey (BM) cerrada a los vientos predominantes del NW (favorables a la surgencia) frente a la costa de California, encuentra que la brisa de mar generadora de vientos del oeste juega un rol

fundamental al producir surgencia en el lado norte de dicha bahía. Proponen que durante la relajación de estos vientos durante la noche prevalece una fuerza horizontal de gradiente de presión en dirección hacia el norte que sería responsable de transportar aguas de mayor temperatura en esa dirección, produciéndose una circulación diaria en dirección al sur (día) por efecto de la surgencia costera forzada por vientos locales y al norte (noche) como consecuencia de la fuerza de gradiente de presión. Dicho caso sería contrapuesto al aquí estudiado, por lo ya expuesto en párrafos anteriores, sin embargo, ambas bahías tienen en común el desarrollo de una fuerza horizontal de gradiente de presión sin balancear que podría explicar en parte los procesos de circulación que allí se desarrollan. Por un lado dicha fuerza neta explicaría la existencia de un flujo neto hacia el norte durante la noche en la BM, mientras que en la BSJ dicha fuerza explicaría el flujo hacia el sur como consecuencia básicamente del apilamiento de las aguas por efecto de los vientos S y SW predominantes durante el día, además de sumar el efecto del calentamiento de las aguas en el sector norte que intensificaría aún más el flujo hacia el sur, y/o el efecto de la marea llenante.

A pesar de que este estudio no incluye mediciones de corriente fuera de la BSJ que permitan relacionarlas con las características de las corrientes al interior, los resultados encontrados, podrían indicar la existencia de una corriente costera de dirección sur frente a la Península de Mejillones. Esta ingresaría por el sector norte de la BSJ generando una corriente neta hacia el S y SW, lo cual también se podría traducir en la formación de un giro ciclónico debido a un movimiento inercial conformando una corriente litoral que bordearía el sector costero de la bahía en el sentido norte sur. Este argumento coincidiría con las observaciones efectuadas por Marín et al (2001) quien detecta un flujo hacia el sur desde la superficie hasta los 200 m de profundidad, aludiendo a que se trata básicamente de la Corriente Ecuatorial Subsuperficial. También postula que esto es factible de que ocurra incluso con viento S, de acuerdo a estudios efectuados en otros lugares con una configuración similar (Wang, 1997). La factibilidad de un flujo costero en dirección al S también es detectado en la circulación obtenida frente a la Península de Mejillones a través de un estudio numérico de circulación durante el período de invierno (Escribano *et al* 2004). Para ello se utiliza como forzante, el viento climatológico de dicho período, donde las frecuencias de dirección S e intensidad del viento están disminuidas. Mientras que en verano bajo condiciones de

forzamiento semejantes (viento climatológico de verano) la corriente costera es en dirección N. Básicamente la existencia de esta corriente costera superficial de dirección S estaría forzada por un incremento de la dirección N del viento que generalmente incrementa su porcentaje de ocurrencia en invierno. Por otra parte, Escribano & Hidalgo (2001), establecen que entre Punta Tetas y Punta Coloso el flujo neto de las corrientes instantáneas entre la capa superficial hasta los 200 m es hacia el sur, durante un período de medición del mes de Agosto de 1999, coincidiendo con las propuesta de Marín et al (2001). Esto se podría interpretar como efecto del paso de la CESS a nivel subsuperficial y de la CCCh por la capa superficial. A su vez, Escribano & Hidalgo (2001), proponen un modelo conceptual de circulación de la bahía en base a tres etapas dinámicas en función de la variabilidad de la intensidad del viento, sin especificar mayor información de las duraciones de cada una de ellas. De acuerdo a dicho esquema las mediciones de corriente instantáneas efectuadas se aproximan a la fase intermedia o de transición cuando se produce un reflujos de las aguas en dirección al suroeste en la sección de estudio de este trabajo (Faro frente al Puerto de Antofagasta - Punta Jorge). Sin embargo esto tendría lugar cuando la componente meridional del viento alcanza velocidades máximas ( $\geq 5 \text{ m s}^{-1}$  con dirección hacia el norte) entre las 12:00 y 18:00 horas aproximadamente lo que no concuerda totalmente con el modelo propuesto.

En conclusión de acuerdo a este estudio se aprecia que la circulación a nivel de mediciones de velocidades instantáneas en los niveles de estudio resulta en direcciones diversas que fluctúan entre la dirección NW y S, es decir, en general, contraria a la dirección predominante del viento (S y SW). Se propone que el resultado de estas direcciones netas de velocidad, especialmente entre los 10 y 60 m, obedecen a la configuración de la bahía la cual está cerrada por el norte y noreste. La forzante del viento es de carácter pulsátil diario y de dirección S y SW preferentemente durante el medio día y la tarde, la cual estaría generando un apilamiento de agua en el sector norte y noreste de la bahía. El efecto de esta forzante sería más directo en una capa superficial estrecha de la columna de agua, la cual induciría flujos netos hacia el N y NW, siempre que este tenga al menos cierta intensidad cercana al valor límite de intensidad del viento aquí considerado. Dicho apilamiento daría como resultado, una fuerza de gradiente horizontal de presión, responsable de los flujos netos de corriente hacia el S y SW observados en general a lo largo de la transecta en las capas subsuperficiales y de mayor

profundidad (Fig. II.3.1.3.1 - Fig. II.3.1.3.4). Esta situación se relajaría y/o invertiría especialmente en la capa superficial durante el cese y/o decaimiento diario de los vientos, que en general disminuye su intensidad durante horas de la noche y madrugada. A su vez, el flujo neto hacia el sur de la capa subsuperficial y/o de mayor profundidad estaría influenciado por el efecto de la rotación terrestre induciendo una circulación horaria y/o giro ciclónico al interior de la bahía. La marea tendría una influencia menor, sin embargo en caso de una marea llenante contribuiría a un mayor apilamiento de las aguas en el sector norte y noreste de la bahía incrementando la intensidad de la fuerza horizontal de gradiente de presión y en consecuencia el flujo neto hacia el S y SW de las corrientes. La interacción de las corrientes superficiales y subsuperficiales frente a Península de Mejillones con la variabilidad estacional de la intensidad del viento favorable a la surgencia en los focos de surgencia tendría efecto en la composición de las masas de agua en la capa superficial y/o media, al interior de la BSJ, especialmente en el predominio de ASSA, ASST y AESS. Los diagramas T\_S sugieren presencia de AESS en la capa profunda de la bahía, lo cual podría estar indicando el ingreso de CESS desde el norte y su vaciado por el sur siendo la dirección de esta corriente también la responsable del flujo neto hacia el sur observado en este estudio y de la generación del giro ciclónico.

En relación al estudio efectuado en Punta Coloso, el análisis de las corrientes a nivel subsuperficial realizado en el sector de Punta Coloso, indica un flujo con dirección predominante hacia el sureste y de menor intensidad que el observado en el nivel superficial durante el período de medición del 12 de Agosto al 20 de Septiembre de 2008. Este flujo puede interpretarse como el flujo compensatorio a nivel subsuperficial en dirección a la costa que se observa teóricamente en los focos de surgencia. Estos flujos compensan los volúmenes de agua ascendente que generan los mecanismos de surgencia que más tarde son advectados hacia el oeste - noroeste una vez que llegan a la superficie (Mann & Lazier, 1991), como también ha sido observado en este estudio. La menor intensidad de la corriente a nivel subsuperficial obedecería a la mayor distancia entre la forzante atmosférica (viento) y la corriente subsuperficial. En relación al análisis de vientos de la estación Meteorológica ubicada en el sector de Punta Coloso, indica vientos predominantes del SW e intensidades mayores o iguales a  $5 \text{ m s}^{-1}$  en un 39.17 %. Esta intensidad puede considerarse como una intensidad límite para que el



viento sea capaz de generar un mecanismo favorable a la surgencia (Marín *et al.*, 1993). También destaca la dirección W del viento lo cual explicaría junto con la dirección SW el predominio de la componente zonal sobre la meridional del viento. En todo caso el predominio del viento favorable a los mecanismos de surgencia son los esperados para esta época del año dado que estos ocurren con mayor frecuencia durante la época de primavera – verano (Saavedra y Foppiano, 1992; Escribano & Hidalgo, 2001).

En relación a los estudios hidrográficos del 20 de Enero y el 6 de Abril de 2011. Ambos concuerdan con una capa estratificada superficial de 20 m de espesor aproximadamente que está básicamente determinada por la temperatura. En dicha capa también se desarrolla una oxiclina bien marcada, la cual resultó ser más angosta en Enero la cual en general se ubica hasta los 10 m, mientras que en Abril la columna de agua se ve más oxigenada. Por debajo de los 30 m la bahía San Jorge, presenta condiciones anóxicas ( $O_2 < 0,5 \text{ ml L}^{-1}$ ), típico de los bordes orientales de los océanos (Fuenzalida *et al.* 2009). Por otra parte, la distribución de la clorofila\_a registra diferencias entre los dos períodos de medición. Las mayores concentraciones se registran en Enero, debido que en dicha época predominan los procesos de surgencia (Marín *et al.*, 1993) alcanzando valores máximos de  $120 \text{ mg m}^{-3}$ . La mayoría de los perfiles de clorofila\_a muestran la típica distribución Gaussiana con máximos preferentemente en los niveles subsuperficiales (Ulloa *et al.*, 1995), preferentemente dentro de la capa estratificada. En Abril, el número de perfiles con esta distribución tan marcada, se ve disminuida, observándose en muchos casos que el máximo de clorofila se ubica en la superficie. Cabe mencionar que los valores de concentración de clorofila\_ disminuyen, dado que los eventos de surgencia, responsables de las altas concentraciones de nutrientes en la capa eufótica, como así también la disminución general en la capa superficial de la temperatura y de la intensidad de luz en esta época del año, generan una disminución de la biomasa fitoplacntónica (Mann y Lazier, 1991). Tanto los diagramas T\_S como los esquemas de  $O_2$ \_S, permiten identificar la influencia AESS y ASST en Enero y del AESS, ASST y ASSA en Abril. Esto permite establecer que en la bahía existe una variabilidad estacional de las masas de agua presentes. Cabe destacar que el contenido de oxígeno disuelto permitió identificar con mayor precisión la presencia de las distintas masas de agua encontradas, dado que la bahía al ser un cuerpo costero semicerrado está afectado por una mayor mezcla de sus masas de agua en su interior, en comparación con

las zonas oceánicas y/o costeras con línea de costa rectilínea. Esto debido al tipo de circulación que se genera por sus características geomorfológicas. Es por ello que el AESS se logra identificar con mayor precisión con bajos contenidos de oxígeno disuelto, ( $< 0,5 \text{ ml L}^{-1}$ ) y altos valores de salinidad (34,6 -34,8) pero no tanto con los valores de temperatura (Strub, et. al, 1998). Resultados similares se observan en el caso de las masas de agua superficiales (AAST y ASSA) que siempre se identifican con valores altos en contenido de  $\text{O}_2$  disuelto, por tratarse de masa de agua que están en contacto con la atmósfera, pero mientras que una tiene un origen subtropical (ASST) y presenta elevados contenidos de sales disueltas, la otra es de origen subantártico (ASSA) caracterizándose por valores de salinidad entre 34,2 y 34,3 (Tomczack, 1999; Tomczack & Godfrey, 2003, Strub *et al*, 1998y Sobarzo & Figueroa, 2001) .

En relación al estudio para estimar la distribución vertical de la biomasa fitoplanctónica en la columna de agua, a partir del dato de clorofila de imágenes satelitales, resultó en primera instancia satisfactoria, dado que el modelo Gaussiano representativo de las 20 estaciones registradas en Enero de 2011 es válido ( $\geq 1,17$  y  $\leq 51,8 \text{ mg m}^{-3}$ ), para el rango de concentraciones de clorofila satelital encontradas en el área de estudio (Bahía San Jorge) en el día de obtención de los datos fluométricos in situ ( $5 - 60 \text{ mg m}^{-3}$  ). Sin embargo se requiere continuar profundizando este estudio para obtener resultados más robustos. Por otra parte la obtención de la distribución fitoplanctónica a través de un dato superficial de clorofila satelital constituye una herramienta fundamental para estimar la productividad primaria en un determinado lugar (Platt et al. 1988). Si bien este tipo de metodología se aplica preferentemente en regiones oceánicas, existe la necesidad de aplicar este tipo de metodología en aguas costeras, dadas las características heterogéneas que presentan las costas como consecuencia de los distintos procesos oceanográficos que tienen lugar en la escala pequeña. De hecho en la actualidad se está implementando el trabajo con imágenes de clorofila de mayor resolución espacial (Gitelson *et. al.*, 2011), con lo cual se permitiría observar las diferencias de concentración espacial de concentración de clorofila a con mayor precisión.

## II.5 Conclusiones

De acuerdo a este estudio se aprecia que la circulación a nivel de mediciones de velocidades instantáneas en los niveles de estudio resulta en direcciones diversas que fluctúan entre la dirección NW y S, es decir en general contraria a la dirección predominante del viento (S y SW). Se propone que el resultado de estas direcciones netas de velocidad, especialmente entre los 10 y 60 m, obedecen a la configuración de la bahía la cual está cerrada por el norte y noreste. La forzante del viento es de carácter pulsátil diario y de dirección S y SW preferentemente durante el medio día y la tarde, la cual estaría generando un apilamiento de agua en el sector norte y noreste de la bahía. El efecto de esta forzante sería más directo en una capa superficial estrecha de la columna de agua, la cual induciría flujos netos hacia el N y NW, siempre que este tenga al menos cierta intensidad cercana al valor límite de intensidad del viento aquí considerado. Dicho apilamiento daría como resultado, una fuerza de gradiente horizontal de presión, responsable de los flujos netos de corriente hacia el S y SW observados en general a lo largo de la transecta en las capas subsuperficiales y de mayor profundidad. Esta situación se relajaría y/o invertiría especialmente en la capa superficial durante el cese y/o decaimiento diario de los vientos, que en general disminuye su intensidad durante horas de la noche y madrugada. A su vez, el flujo neto hacia el sur de la capa subsuperficial y/o de mayor profundidad estaría influenciado por el efecto de la rotación terrestre induciendo una circulación horaria y/o giro ciclónico al interior de la bahía. La marea tendría una influencia menor, sin embargo en caso de una marea llenante contribuiría a un mayor apilamiento de las aguas en el sector norte y noreste de la bahía incrementando la intensidad de la fuerza horizontal de gradiente de presión y en consecuencia el flujo neto hacia el S y SW de las corrientes. La interacción de las corrientes superficiales y subsuperficiales frente a Península de Mejillones con la variabilidad estacional de la intensidad del viento favorable a la surgencia en los focos de surgencia tendría efecto en la composición de las masas de agua en la capa superficial y/o media, al interior de la BSJ, especialmente en el predominio de ASSA, ASST y AESS. Los diagramas T\_S sugieren presencia de AESS en la capa profunda de la bahía, lo cual podría estar indicando el ingreso de CESS desde el norte y su vaciado por el sur siendo la dirección de esta corriente también la responsable del flujo neto hacia el sur observado en este estudio y de la generación del giro ciclónico.

En consecuencia los resultados de este estudio sugieren que la circulación para la BSJ, estaría regida por un flujo en la capa superficial de intensidad variable de dirección entrante en dirección al norte, noreste y flujos salientes en la capa comprendida entre los 10 y 60 m o hasta una mayor profundidad, en dirección al sur y/o suroeste especialmente durante el día el cual se relajaría durante la noche. Este patrón de circulación diaria, podría estar dentro de otro de mayor variabilidad temporal que obedezca a la variación estacional de la intensidad y direcciones predominantes de los vientos, como así también al efecto de la variabilidad de la intensidad de la CESS, de dirección neta hacia el sur, y de una corriente costera de dirección reversible, que circulan frente a la Península de Mejillones (CCCh). Sin embargo para verificar esto se requieren de mayores estudios.

### **III. PROPIEDADES FÍSICO QUÍMICAS DE LA COLUMNA DE AGUA**

*Jorge Valdés Saavedra, Domingo Román, Marcos Guiñez Araya*

Esta etapa tuvo por objetivo identificar la composición y variabilidad espacio-temporal de las aguas de la bahía mediante la colecta de muestras de agua en los puntos indicados en la Fig. I.2. Las muestras de agua fueron colectadas en triplicado, en superficie y fondo, en cada uno de los 8 sectores de estudio. Para ello, se utilizó una botella oceanográfica Niskin (General Oceanic) previamente tratada con ácido nítrico y sujeta a un cabo de acero inoxidable. Inmediatamente luego de la colecta, las muestras de agua fueron transferidas a depósitos de polietileno de baja densidad (LDPE) tratados con ácido y abundante agua desionizada, y mantenidas a 4° C hasta el inicio del proceso de análisis. La metodología de análisis de las muestras de agua se resume en la Tabla III.1. Mayores detalles sobre los aspectos metodológicos pueden encontrarse en el informe N° 1 de Octubre del 2007, y en el artículo de Valdés et al. (2011), el cual es uno de los 4 manuscritos científicos generados por este proyecto.

**Tabla III.1: Técnicas de análisis de parámetros químicos en agua de mar.**

ANALITO	TÉCNICA	METODOLOGÍA	LÍMITE DE DETECCIÓN	LÍMITE DE CUANTIFICACIÓN
Aceites y grasas	FTIR	Clean up cromatográfico y Calibración por interpolación	0,030 ppm	0,1 ppm
Hidrocarburos alifáticos	FTIR	Clean up cromatográfico y calibración por interpolación	0,030 ppm	0,060 ppm
	GC-FID		0,005 ppm	0,020
Hidrocarburos aromáticos policíclicos totales	Espectrofluorescencia	Clean up cromatográfico y calibración por interpolación	0,010 ppb	0,030 ppb
SST	Gravimetría	Directa	0,00001 mg	-
Cianuro	Espectrofotometría HACH DR 4000	Calibración propia por interpolación	0,5 ppm	1 ppm
Cloro libre	Espectrofotometría HACH DR 4000	Calibración propia por interpolación	0,05 ppm	0,1 ppm
Fenoles	Espectrofotometría HACH DR 4000	Clean up y Calibración propia por interpolación	0,001 ppm	0,002 ppm
Detergentes aniónicos	Espectrofotometría HACH DR 4000	Extracción por solvente y calibración por interpolación	0,005 ppm	0,010 ppm
Sulfuro	Espectrofotometría HACH DR 4000	Pre concentración con acetato de Zn. Calibración propia por interpolación	0,2 ppb	1 ppb
Fluoruro	Espectrofotometría HACH DR 4000	Calibración propia por interpolación	0,2 ppm	0,6 ppm
Amonio	Espectrofotometría HACH DR 4000	Calibración propia por interpolación	0,2 ppb	1,0 ppb
Cu	Análisis por potenciometría de redisolución (PSA)	Adición de patrón	0,030 ppb	0,1 ppb
Cr	AAS – HHPN con llama de óxido nitroso / acetileno	Preconcentración con APDC – DDTC / MIBK, adición de patrón.	0,060 ppb	0,10 ppb
Cr (VI)	AAS – HHPN con llama de óxido nitroso /	Preconcentración con DDTC / MIBK,	0,060 ppb	0,10 ppb

	acetileno	adición de patrón.		
Ni	AdDDP o DPCSV	Adición de patrón	0,050 ppb	0,1 ppb
Zn	Análisis por potenciometría de redisolución (PSA)	Adición de patrón	0,080 ppb	0,2 ppb
Cd	Análisis por potenciometría de redisolución (PSA)	Adición de patrón	0,005 ppb	0,01 ppb
Pb	Análisis por potenciometría de redisolución (PSA)	Adición de patrón	0,005 ppb	0,01 ppb
Al	AAS – HHPN con llama de óxido nitroso / acetileno	Preconcentración con 8 – hidroxiquinolina / Adición múltiple de patrón	5 ppb	10 ppb
Hg	CVAAS	Adición de patrón	0,005 ppb	0,010 ppb
Sn	AAS – HHPN con llama de óxido nitroso / acetileno	Adición múltiple de patrón	0,15 ppb	0,5 ppb
Se	HGAAS	Adición múltiple de patrón	0,005 ppb	0,01 ppb
As	HGAAS	Adición múltiple de patrón	0,10 ppb	0,3 ppb

FTIR: Espectrofotometría de Infrarrojo con Transformada de Fourier (Método EPA 418.1); GC – MS: Cromatografía de gases con detector de espectrometría de masas.

FAES: Espectrometría de Emisión Atómica con Llama; AAS – HHPN: Espectrofotometría de Absorción Atómica con Nebulización Hidráulica de Alta Presión.

AAS – FF – HHPN: Espectrofotometría de Absorción Atómica con Nebulización Hidráulica de Alta Presión y Horno de Llama; PSA: Potenciometría de redisolución de iones.

DPCSV: Voltametría de redisolución catódica de pulso diferencial; AdDPP. Polarografía de pulso diferencial adsortiva; CVAAS: Espectrofotometría de absorción atómica de vapor frío.

HGAAS: Espectrofotometría de absorción atómica de generación de hidruros; GFAAS: Espectrofotometría de absorción atómica con horno de grafito.

ICP – OES: Espectrometría de emisión atómica de plasma inductivamente acoplado con detección óptica; GC – FID Cromatografía de gases con detector de ionización con llama

La interpretación de los resultados y las respectivas características de las aguas costeras de la bahía San Jorge se realizó sobre la base de la aplicación de las Normas de Calidad de Aguas Marinas y Estuarinas indicadas en el Decreto Supremo 144 (Ministerio Secretaría General de la Presidencia, 2009) el cual establece las normas primarias de calidad ambiental de las aguas marinas y estuarinas, aptas para las actividades de recreación con contacto directo. Las normas de calidad contenidas en dicho decreto tienen por objetivo general proteger, conservar, recuperar o preservar la calidad de las aguas marinas y estuarinas de manera de salvaguardar la salud de las personas.

Las normas primarias de calidad ambiental para cada uno de los compuestos o elementos se indican en la Tabla III.2. Los valores totales anuales aquí expresados están referidos a concentraciones o unidades totales en los compuestos o elementos que corresponda. Adicionalmente, las aguas destinadas a las actividades de recreación con contacto directo deberán estar exentas de sustancias que produzcan olor, espumas persistentes no naturales y sólidos flotantes.

En el caso de la utilización de la Norma Primaria, los resultados del presente proyecto, referidos al período 2008-2011, cuyas medias de los parámetros indicados en la Norma Primaria se observan en la tabla III.3, demuestran que las aguas de la bahía San Jorge pueden ser presentadas valores de metales muy inferiores a los indicados en dicha normativa, de manera que pueden ser consideradas de muy buena calidad y aptas para actividades humanas que involucren contacto directo. Sin embargo, este es un análisis global válido para el período y frecuencia de muestreo del proyecto desarrollado, lo que no descarta eventuales condiciones particulares en otras épocas y/o sectores no cubiertos por este proyecto.



**Tabla III.2: Norma de Calidad Primaria para aguas marinas y estuarinas.**

Compuestos o Elementos	Unidad	Percentil	Valor máximo Permitido
Color	Escala Pt-Co	80	100
pH	Unidad de pH	95	6,0 – 8,5(*)
Cianuro	mg/L	95	0,77
Arsénico	mg/L	95	0,11
Cadmio	mg/L	95	0,033
Cromo	mg/L	95	0,55
Mercurio	mg/L	95	0,011
Plomo	mg/L	95	0,11
Coliformes fecales	(NMP) NMP/100 ml	100	1000

(\*): El pH está expresado en términos de valor mínimo y máximo.

Adicionalmente, se utilizaron los valores de referencia contenidos en la **Guía CONAMA Para el Establecimiento de las Normas Secundarias de Calidad Ambiental Para Aguas Continentales Superficiales y Marinas** diseñada por el Departamento de Control de la Contaminación de la ex Comisión Nacional de Medio Ambiente. Los valores a considerar para la elaboración de estas normas tienen por objetivo general proteger, conservar, recuperar o preservar la calidad de las aguas marinas y estuarinas de manera de salvaguardar el uso del recurso y la protección o conservación de las comunidades acuáticas y recursos hidrobiológicos. Los valores máximos y mínimos que considera la GUIA CONAMA para la elaboración de dicha normativa se entregan en la tabla III.3.

**Tabla III.3: Guía para la elaboración de Normas Secundarias para Aguas Marinas y Estuarinas, Departamento de Control de la Contaminación de la ex CONAMA.**

GRUPO DE						
ELEMENTOS O	UNIDAD	EXPRESION	CLASE 1	CLASE 2	CLASE 3	
COMPUESTOS						
<b>FISICOS Y QUIMICOS</b>						
1	Oxigeno disuelto	% sat	OD	> 90	70- 89	40 – 69
2	Temperatura	°C	T°	D2	D3	D5
3	pH	Rango	pH	7,5 – 8,5	6,5 – 9,5	6,0 – 9,5
4	Sólidos suspendidos	mg/L	SS	< 25	25 –80	80-400
5	Aceites y Grasas emulsificadas	mg/L	A y G	5	5	10
6	Hidrocarburos totales	mg/L	HCT	< 0,02	0,02 – 0,05	0,05 – 1
7	Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos	mg/L	HAP	< 0,0002	< 0,0002	0,0002-0,001
8	Detergentes	mg/L	SAAM	< 0,2	0,2 – 1	1- 10
<b>TOXICOS NO ACUMULATIVOS</b>						
9	Amonio	µmol/L	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	< 5	5 – 10	10 – 15
10	Cianuro	mg/L	CN <sup>-</sup>	< 0,005	0,005-0,01	0,005 – 0,01
11	Cloro libre residual	mg/L		< 0,002	0,002- 0,01	0,01- 0,1
12	Fenoles	mg/L	Fenoles	< 0,001	0,001 – 0,01	0,01 – 1

13	Fluoruro <sup>2</sup>	mg/L	F <sup>-</sup>	< 0,0369×S 0,0369×S	0,0369×S – 0,0443×S	0,0443×S – 2,3
14	Sulfuro	mg/L	S <sup>2-</sup>	< 0,002	0,002- 0,005	0,005- 0,01
<b>TOXICOS ACUMULATIVOS Y PERSISTENTES</b>						
15	Bifenilos policlorados	µg/L	PCB's	<0,001	0,001	0,001
<b>PLAGUICIDAS</b>						
16	Aldrin	µg/L	Aldrin	< 0,01	< 0,01	< 0,01
17	Clordano	µg/L	Clordano	< 0,006	< 0,006	< 0,006
18	Malatión	µg/L	Malatión	< 0,01	< 0,01	< 0,01
19	Pentaclorofenol	µg/L	PCP	< 0,5	< 0,5	< 0,5
20	DDT	µg/L	DDT	< 0,001	< 0,001	< 0,001
21	Demetón	µg/L	Demetón	< 0,1	< 0,1	< 0,1
22	Dieldrin	µg/L	Dieldrin	< 0,002	< 0,002	< 0,002
23	Heptaclor	µg/L	Heptaclor	< 0,01	< 0,01	< 0,01
24	Lindano	µg/L	Lindano	< 0,003	< 0,003	< 0,003
25	Paratión	µg/L	Paratión	< 0,04	< 0,04	< 0,04
<b>METALES ESENCIALES DISUELTOS</b>						
26	Cobre	µg/L	Cu	< 10	10- 50	50
27	Cromo total	µg/L	Cr total	< 10	10 – 50	50 – 100

28	Níquel	µg/L	Ni	< 2	2- 100	100
29	Selenio	µg/L	Se	< 5	5 – 10	10
30	Zinc	µg/L	Zn	< 30	30 – 100	100
<b>METALES NO ESENCIALES DISUELTOS</b>						
31	Aluminio	µg/L	Al	< 200	200 – 1.500	1.500
32	Arsénico	µg/L	As	< 10	10 – 50	50
33	Cadmio	µg/L	Cd	< 5	5 – 10	10
34	Cromo VI	µg/L	Cr VI	< 10	50	50
35	Estaño	µg/L	Sn	< 20	20 – 100	100
36	Mercurio	µg/L	Hg	< 0,2	0,2 – 0,5	0,5
37	Plomo	µg/L	Pb	< 3	3 – 50	50
<b>MICROBIOLÓGICOS</b>						
38	Coliformes fecales	NMP/ 100 mL	Coli.fec./ 100 mL	< 2	< 43	< 1.000
39	Coliformes totales	NMP/ 100 mL	Coli.tot./ 100 mL	< 70	70 – 1.000	< 1.000

Las normas secundarias de calidad para la protección de las aguas marinas y estuarinas deberán considerar las clases de calidad que a continuación se indican:

- a) Clase 1: Muy buena calidad. Indica agua apta para la conservación de comunidades acuáticas, para la desalinización de agua para consumo humano y demás usos definidos, cuyos requerimientos de calidad sean inferiores a esta clase.
- b) Clase 2: Buena calidad. Indica un agua apta para el desarrollo de la acuicultura y actividades pesqueras extractivas y para los usos comprendidos en la Clase 3.
- c) Clase 3: Regular calidad. Indica un agua apta para actividades portuarias, navegación u otros usos de menor requerimiento en calidad de agua.

Luego de 4 años de análisis de parámetros de calidad de agua en la bahía San Jorge, en 8 sectores, dos profundidades y dos períodos anuales, los resultados indican que las medias totales para la bahía, salvo 3 parámetros, están por debajo de los valores establecidos en la Guía CONAMA para el Establecimiento de Normas Secundarias de Calidad de Agua (Tabla III.3). Esto indica que las aguas de marinas de San Jorge pueden ser consideradas de clase 1, es decir de Muy buena Calidad y apta para la conservación de comunidades acuáticas. Los parámetros que se clasifican en otras categorías son el Cloro (Clase 3), el Sulfuro y el Fenol (Clase 2).

**Tabla III.4. Estadística descriptiva de los parámetros medidos en las aguas costeras de la bahía San Jorge.**

Metal	Unidades	Promedio	Desviacion	Mínimo	Máximo
Cu	µg/L	1,25	0,30	0,52	2,77
Cd	µg/L	0,03	0,01	0,01	0,09
Pb	µg/L	0,03	0,01	0,01	0,09
Ni	µg/L	1,90	0,80	0,59	5,79
Zn	µg/L	2,60	1,11	1,01	8,99
Hg	µg/L	0,04	0,01	0,02	0,07
Cr T	µg/L	1,29	0,13	1,01	1,96
Cr(VI)	µg/L	0,38	0,09	0,03	0,83
Se	µg/L	0,03	0,01	0,01	0,06
As	µg/L	2,17	0,23	1,32	3,30
Al	µg/L	100,10	19,64	63,30	182,60
Sn	µg/L	1,51	0,27	1,04	2,16
Cl <sub>2</sub> libre	mg/L	0,03	0,01	0,01	0,12
CN <sup>-</sup>	mg/L	0,001	0,0004	0,001	0,01
F <sup>-</sup>	mg/L	1,67	0,26	0,15	2,79
S <sup>2-</sup>	mg/L	0,003	0,001	0,001	0,02
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg/L	0,03	0,03	0,00	0,29
Fenol	mg/L	0,00	0,00	0,00	0,03
SAAM	mg/L	0,03	0,02	0,00	0,20
SST	mg/L	6,01	1,86	2,05	10,90
Halif T	mg/L	0,16	0,05	0,05	0,37
HArP T	mg/L	0,00	0,00	0,00	0,00
Aceites y Grasas	mg/L	0,28	0,13	0,11	2,78

Dada la naturaleza de las actividades desarrolladas en la bahía (principalmente de embarque de minerales) y como una forma de comparar esta realidad con otras áreas geográficas, se tomo como punto de comparación el contenido de metales medidos en las aguas de la bahía San Jorge. El orden de abundancia de estos metales fue Al>Zn>As>Ni>Sn>Cr<sub>total</sub>>Cu>Cr(VI)>Hg>Pb>Se>Cd (Tabla III.4). De estos metales, el Cu, Ni, Zn, Cd y Pb presentaron concentraciones similares a las reportadas en estudios anteriores realizados en esta misma bahía y en diferentes ambientes costeros con similar nivel de intervención antrópica, mientras que el Cr registró valores superiores (Tabla III.5). En la Tabla IV se observa que lo niveles de Cu y Zn reportados por Stuber et al. (2005), para el

sector norte de Chañaral, son significativamente más altos que en la bahía San Jorge. Sin embargo, esta diferencia se explica debido a que Chañaral corresponde a una de las áreas costeras de Chile más impactadas por la actividad minera (Lee et al., 2002; Medina et al., 2005).

**Tabla III.5: Rango y/o promedio de concentraciones de algunos metales disueltos medidos en diferentes sistemas costeros. Concentración en  $\mu\text{g L}^{-1}$ .**

	Cu	Cr	Ni	Zn	Cd	Pb
San Jorge <sup>1</sup>	2.03			2.86		0.04
Mejillones (23° S), Chile <sup>2</sup>			0.57		0.04	
			0.20-0.88		0.01-0.11	
San Jorge <sup>3</sup>	0.67-1.65			1.7-2.0		0.02-0.03
Coliumo (32° S), Chile <sup>4</sup>	0.57-2.55					
Caleta Guanillo (25° 53') a caleta Zenteno (26° 51'), norte de Chile <sup>4</sup>	< 1.0 – 32.0.			<1 – 6.7.		
Canari, Francia <sup>5</sup>		0.152	1.38		0.016	0.048
Livorno, Italia <sup>5</sup>		0.616	0.197		0.006	0.038
Porto-Torres, Italia <sup>5</sup>		0.282	0.378		0.009	0.075
Annavisos, Grecia <sup>6</sup>	1.08-7.26		0.6-3.63	1.96-8.45	0.08-0.28	1.45-10.49
Mar Báltico, frente a Polonia (estación costera N° 11) <sup>7</sup>	0.21-0.69		0.66-1.63	0.3-0.86	0.003-0.015	0.004-0.019
San Jorge <sup>8</sup>	1,20	1,3	1,91	2,6	0,03	0,03

<sup>1</sup>Salamanca et al., 2004; <sup>2</sup>Valdés et al. (2008); <sup>3</sup>Salamanca et al. (2000); <sup>4</sup>Stuiber et al. (2005);

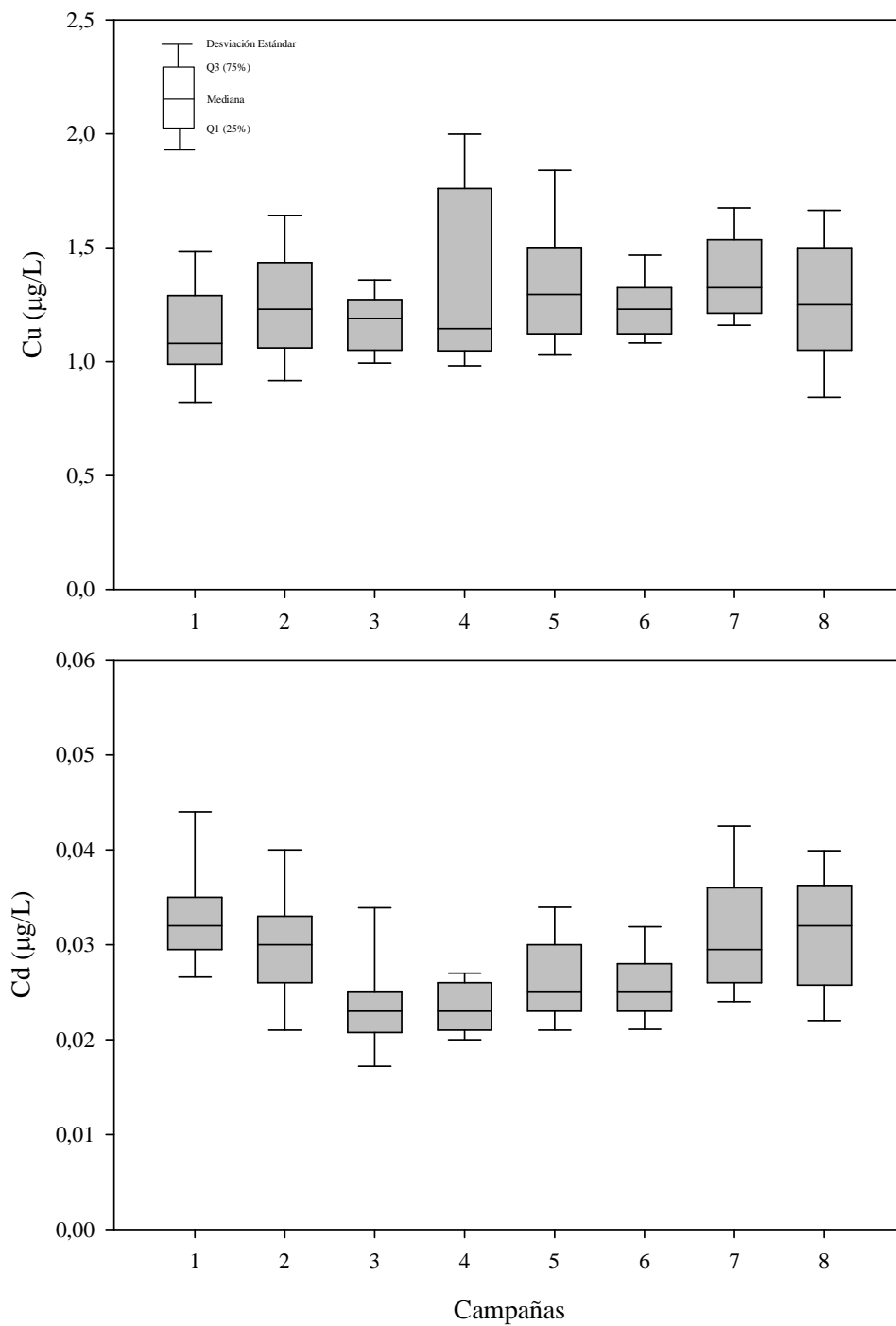
<sup>5</sup>Lafabrie et al. (2007); <sup>6</sup>Ladakakis et al. (2007); <sup>7</sup>Pempkoviak et al. (2000); <sup>8</sup>Este estudio

Sin embargo, los valores registrados en la bahía San Jorge durante el período 2008-2011 no constituyen concentraciones representativas de ambientes libres de contaminación, ya que esta es una bahía con una fuerte actividad industrial y con la ciudad con mayor número de habitantes del norte de Chile, de manera que estos resultados deben tomarse como referencia

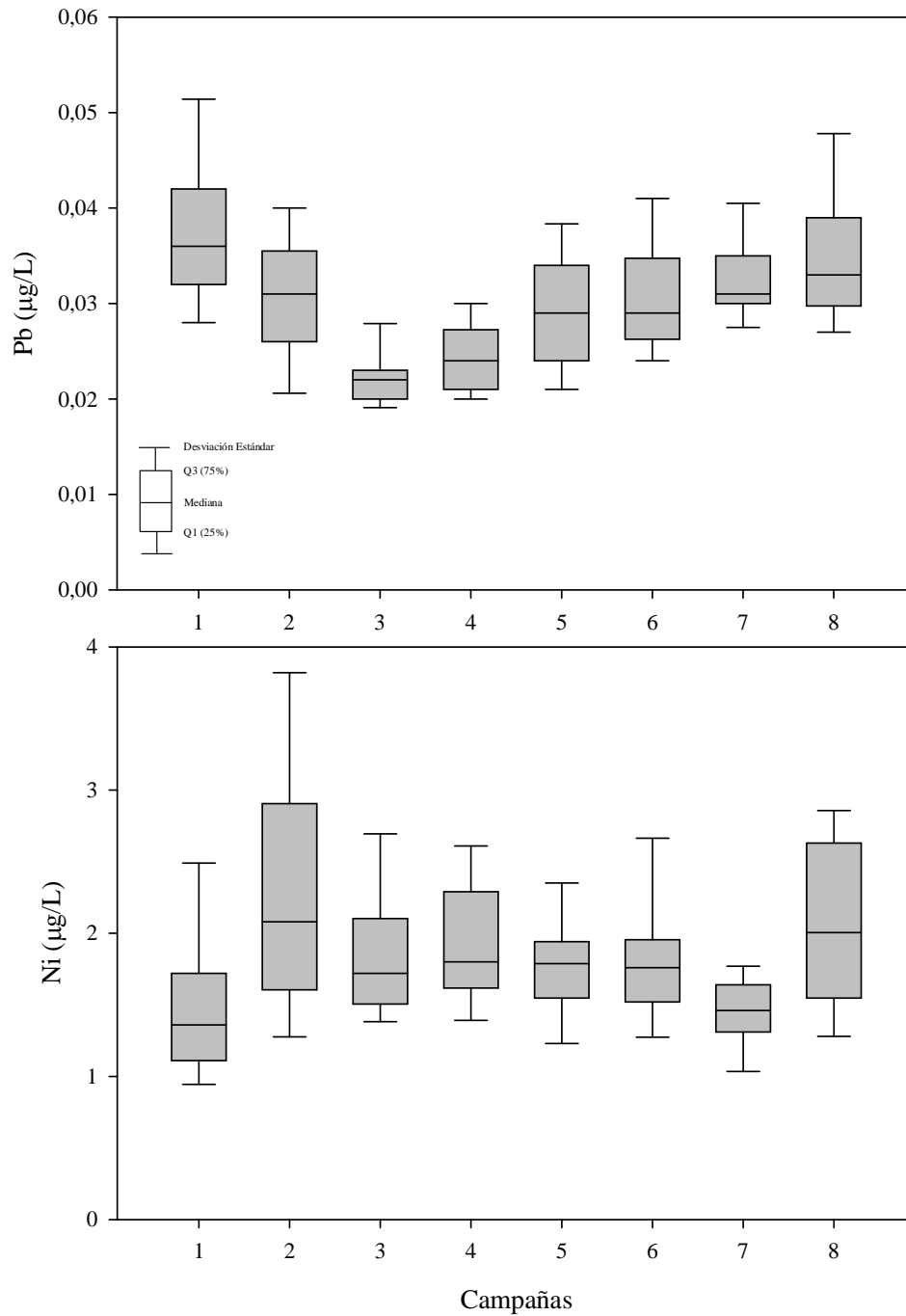


generada a partir de un ambiente ya intervenido. Aún así, los resultados son alentadores en cuanto a la calidad de las aguas, a la luz de las normas propuestas para el territorio nacional.

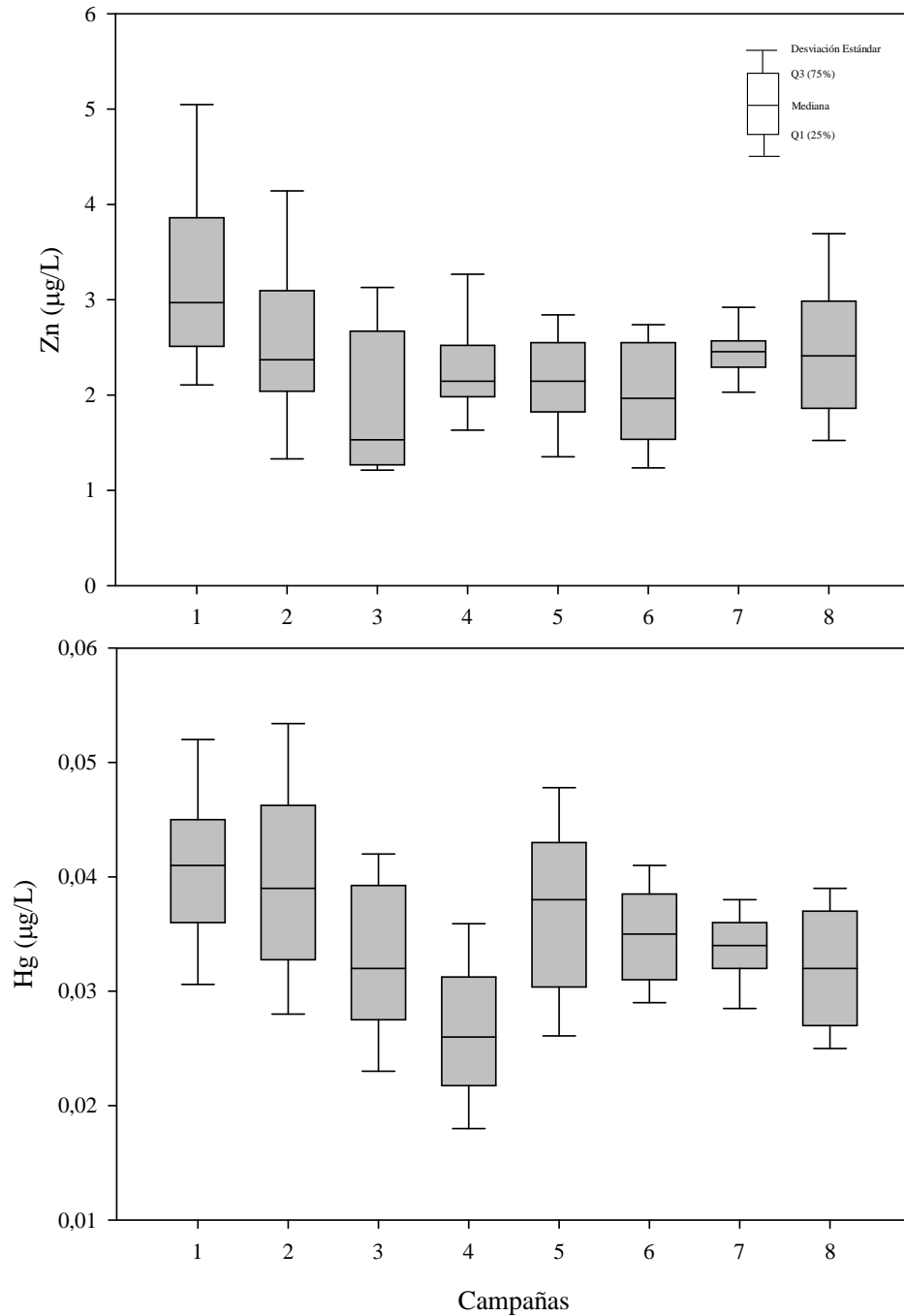
Los resultados globales obtenidos en la bahía San Jorge, permiten realizar un análisis interanual de las propiedades químicas de la bahía, cuyos resultados para cada parámetro medido son entregados en las Figs. III.3 a III.14. Se observa en estas gráficas 5 tipos de tendencias que predominaron durante el período 2008-2011. La primera tendencia muestra un aumento de las concentraciones de Al, Cl<sub>2</sub>, Cu y Fenol en las aguas de la bahía (Figs. III.3, 8, 9, 12). La segunda tendencia interanual muestra una variabilidad dominada por valores altos al inicio y al final de período y valores bajos dentro del mismo, correspondiente a los parámetros Pb, Cd, Aceites y Grasas (Figs. III.3, 4, 14). La tercera tendencia muestra una disminución de la concentración de Zn, Hg, Ni, Sn, F<sup>-</sup>, Halif T, Har PT, durante el período de muestreo (Figs. III.5, 4, 8, 10, 13, 14). El grupo de parámetros compuesto por Cr<sub>total</sub>, Cr (VI), Se, As, CN<sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, no mostraron un cambio notorio de las concentraciones durante el período de muestreo (Figs. III.6, 7, 9, 11). Finalmente los parámetros S<sub>2</sub><sup>-</sup>, SAAM y SST mostraron valores bajos al inicio y al final del período de estudio y valores altos dentro del mismo (Figs. III.10, 12, 13).



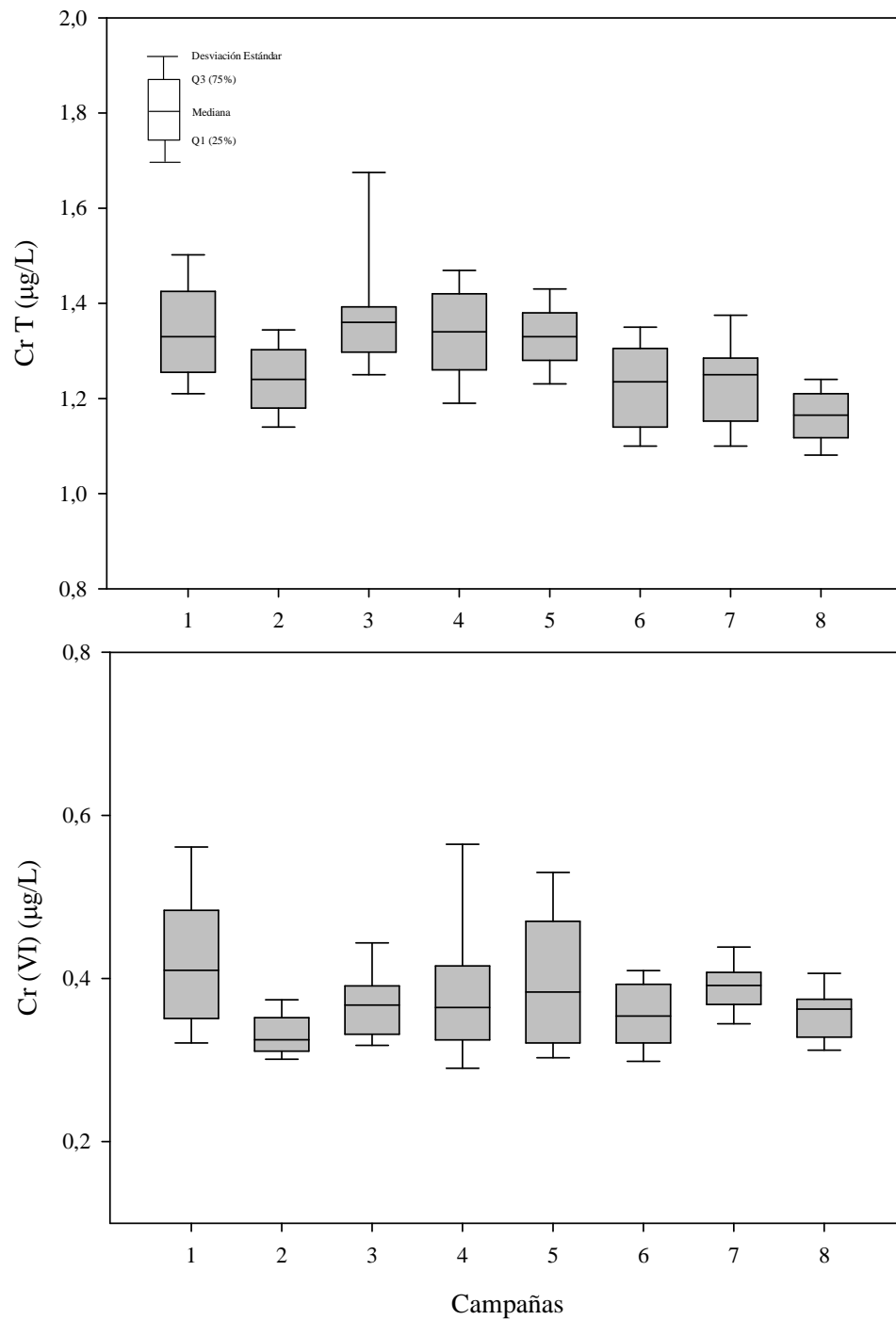
**Fig. III.3: Box-plot de contenido de Cu y Cd en las aguas de la bahía San Jorge en las 8 campañas realizadas.**



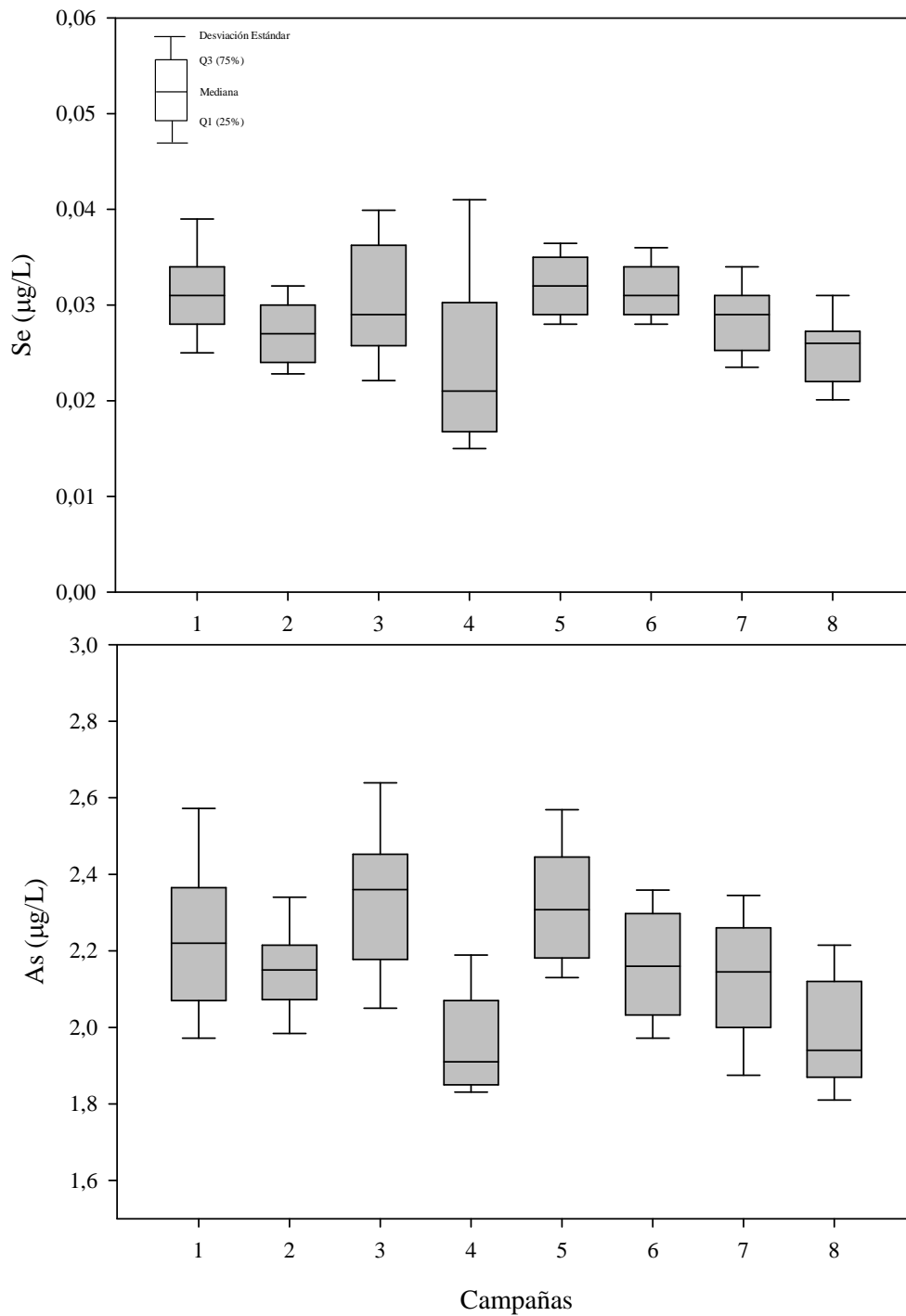
**Fig. III.4: Box-plot de contenido de Pb y Ni en las aguas de la bahía San Jorge, en las 8 campañas realizadas.**



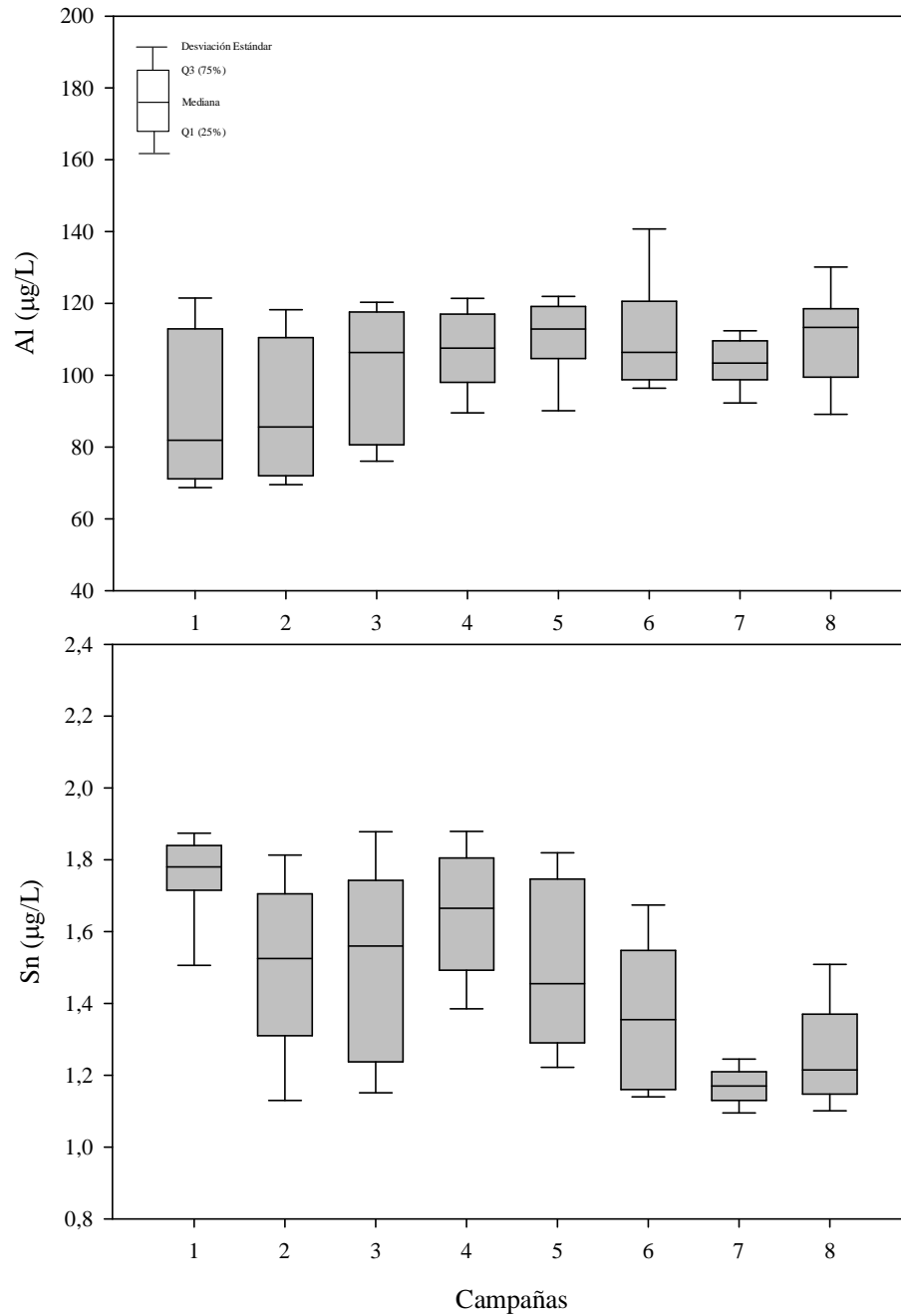
**Fig. III.5: Box-plot de contenido de Zn y Hg en las aguas de la bahía San Jorge en las 8 campañas realizadas.**



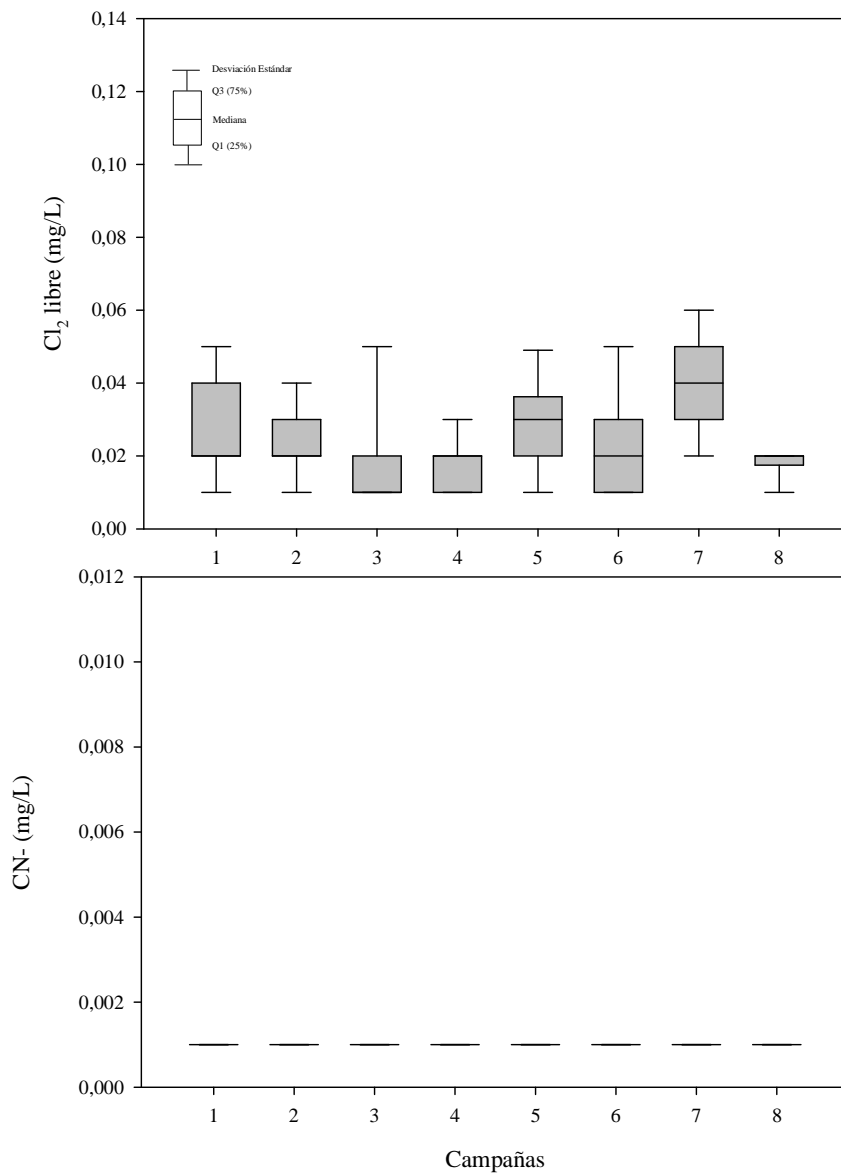
**Fig. III.6: Box-plot de contenido de  $Cr_{total}$  y  $Cr(VI)$  en las aguas de la bahía San Jorge en las 8 campañas realizadas.**



**Fig. III.7: Box-plot de contenido de Se y As en las aguas de la bahía San Jorge en las 8 campañas realizadas.**

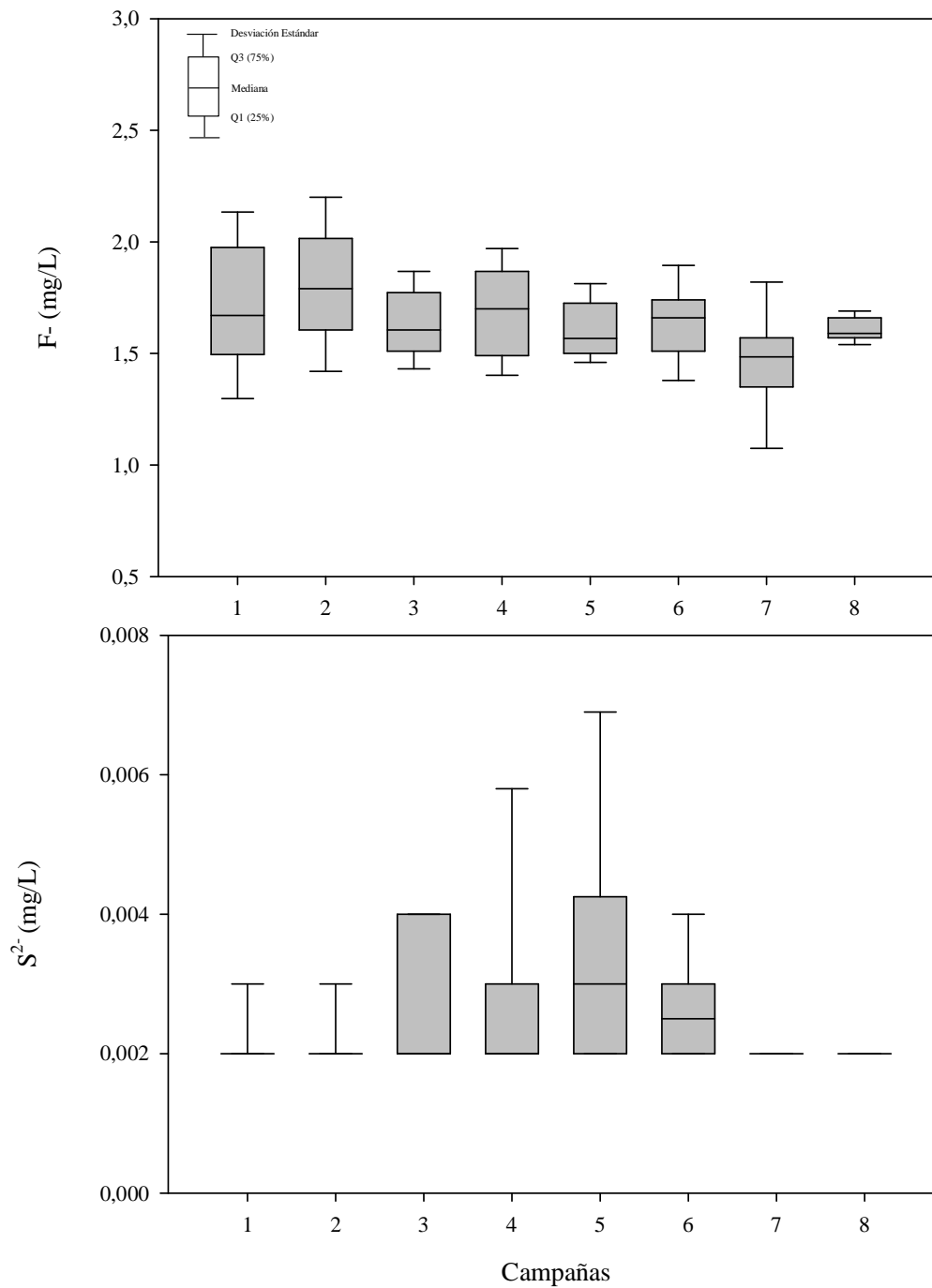


**Fig. III.8: Box-plot de contenido de Al y Sn en las aguas de la bahía San Jorge en las 8 campañas realizadas.**

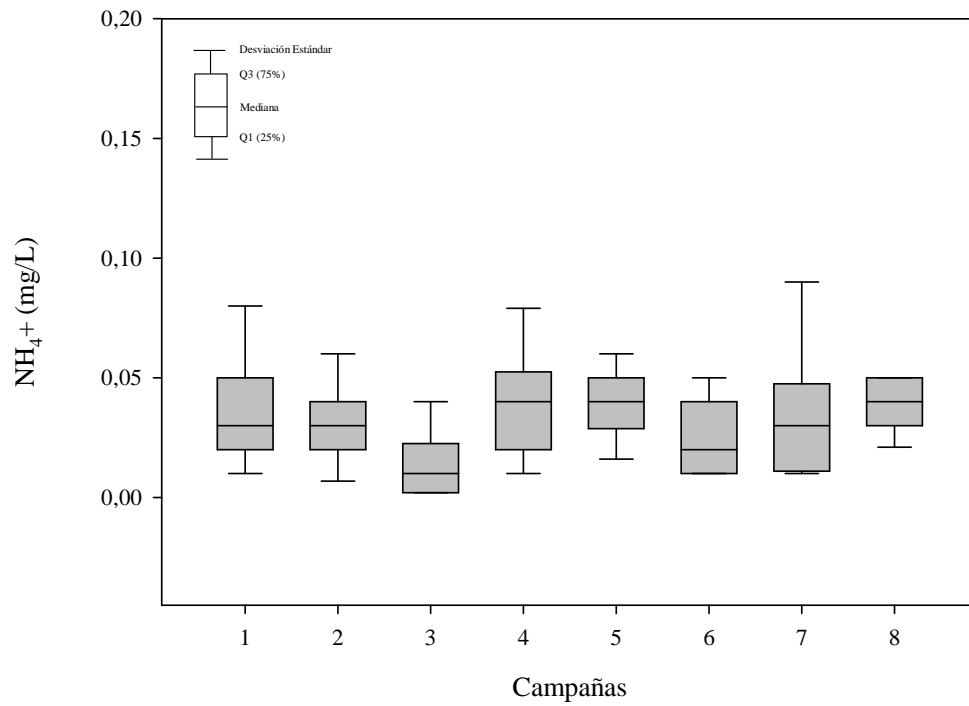


**Fig. III.9: Box-plot de contenido de  $\text{Cl}_2$  y  $\text{CN}^-$  en las aguas de la bahía San Jorge en las 8 campañas realizadas. En el segundo caso, los valores están por debajo del límite de detección.**

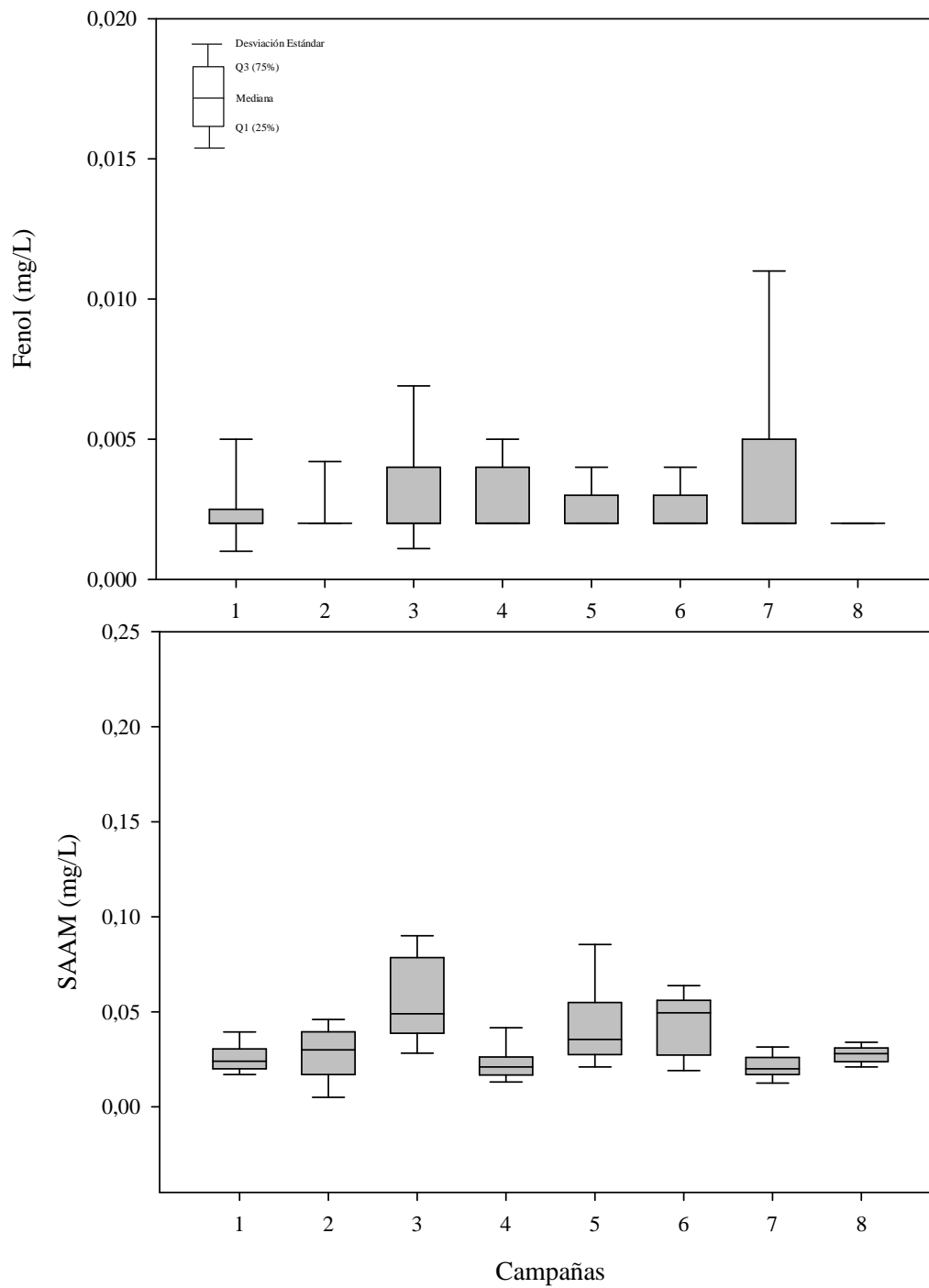




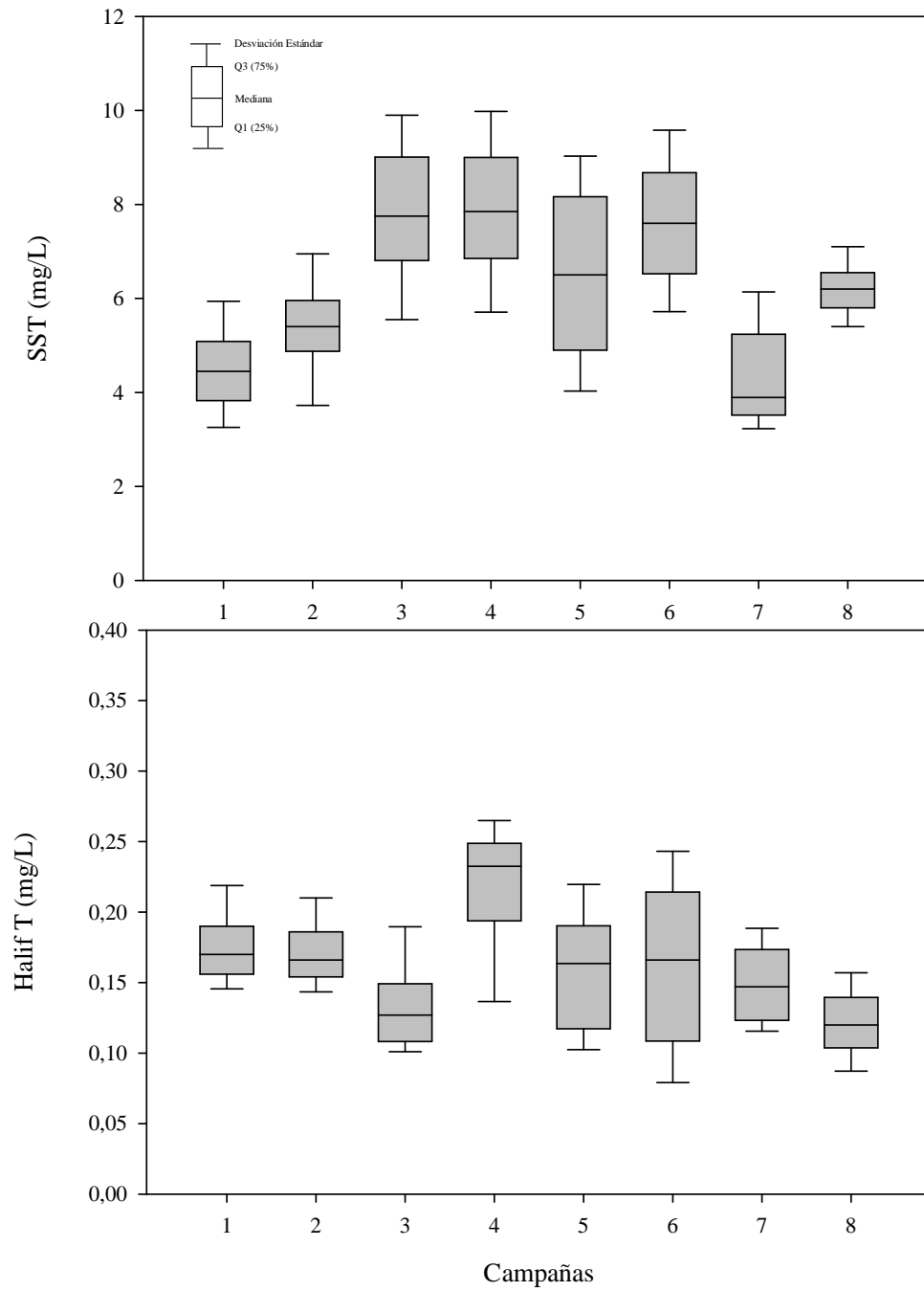
**Fig. III.10: Box-plot de contenido de  $F^-$  y  $S^{2-}$  en las aguas de la bahía San Jorge en las 8 campañas realizadas. En el segundo caso, hay valores que están por debajo del límite de detección.**



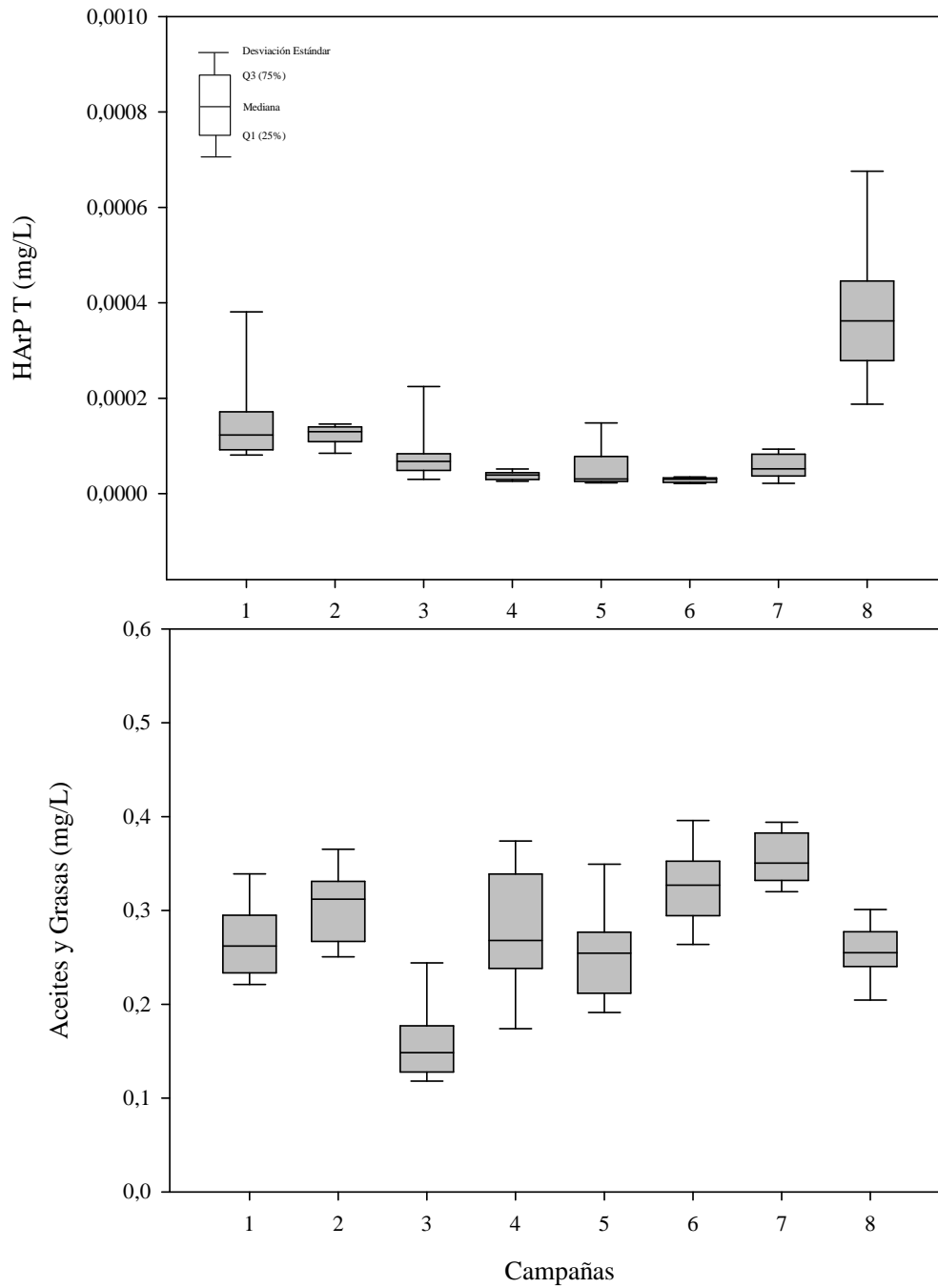
**Fig. III.11: Box-plot de contenido de  $\text{NH}_4^+$  en las aguas de la bahía San Jorge en las 8 campañas realizadas.**



**Fig. III.12: Box-plot de contenido de Fenol y SAAM en las aguas de la bahía San Jorge en las 8 campañas realizadas.**

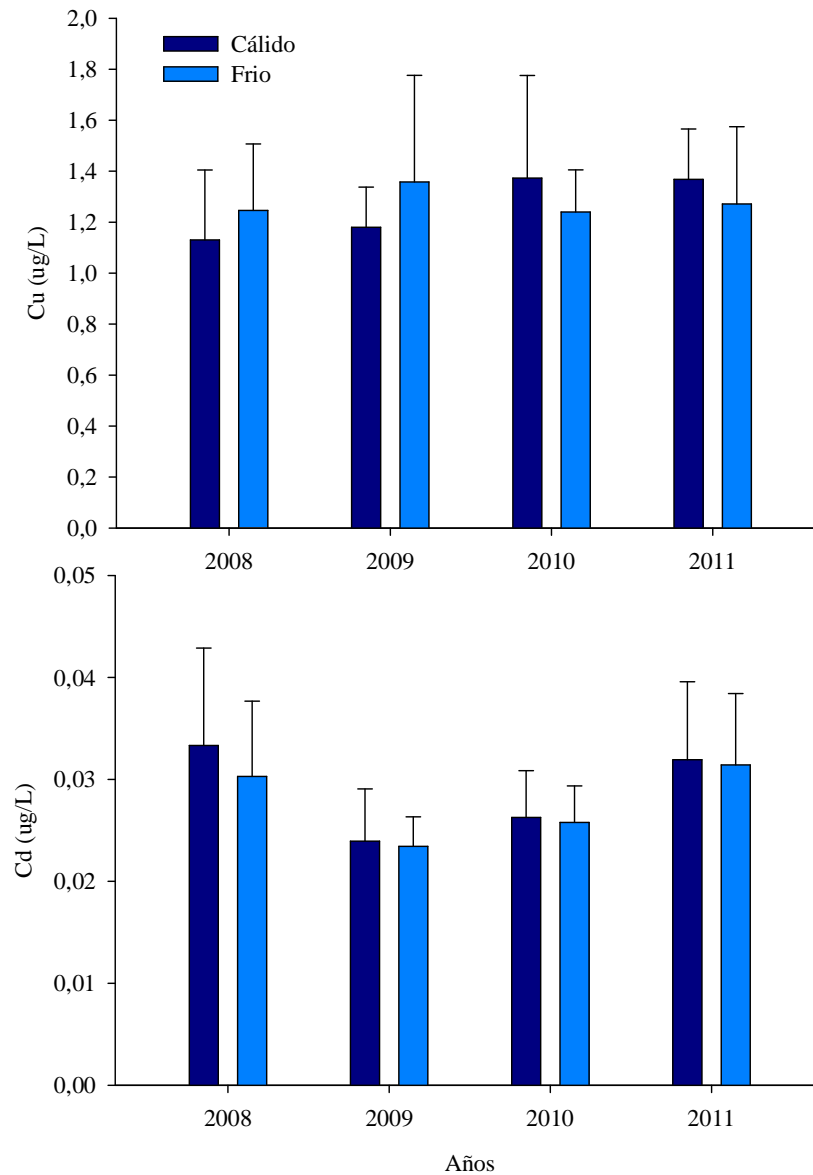


**Fig. III.13: Box-plot de contenido de SST y Halif T en las aguas de la bahía San Jorge en las 8 campañas realizadas.**

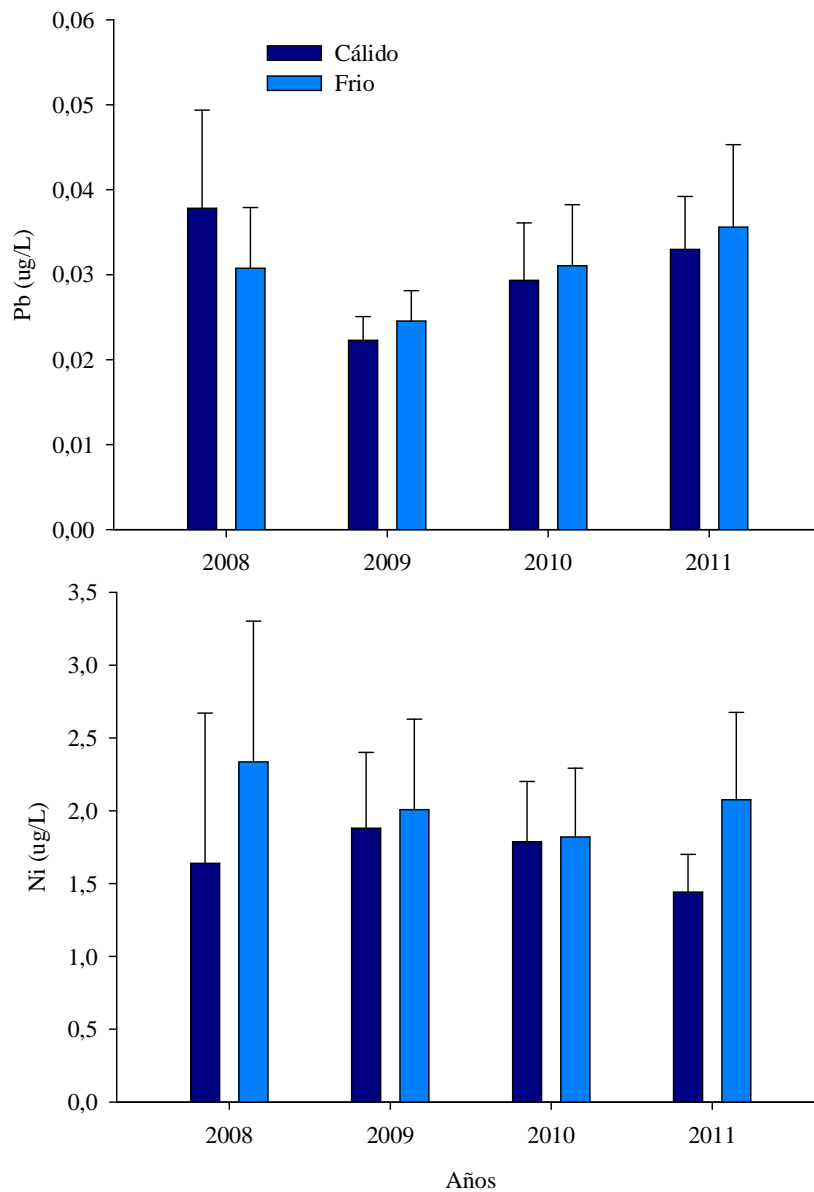


**Fig. III.14: Box-plot de contenido de HarP T y Aceites y Grasas en las aguas de la bahía San Jorge en las 8 campañas realizadas.**

Dada la metodología de muestreo aplicada en el proyecto, resulta interesante evaluar el efecto de la estacionalidad sobre las propiedades químicas de la columna de agua. De esta forma, del total de parámetros medidos en las aguas de la bahía, tan solo 12 presentaron un patrón que se repitió cada año de muestreo. Así, el  $\text{Cr}_{\text{total}}$ , Cd, Hg, Se, As,  $\text{Cl}_2$  y HarPT, presentaron concentraciones más altas durante el período cálido que durante el período frío (Figs. III.18, 15, 17, 19, 21, 26). Por su parte el Ni, Al,  $\text{F}^-$  y Aceites y Grasas presentaron una tendencia contraria con valores mas bajos durante el período cálido (Figs. III.16, 20, 22, 26; Tabla III.7). El resto de los parámetros presentó un comportamiento más irregular sin un patrón repetitivo anualmente.

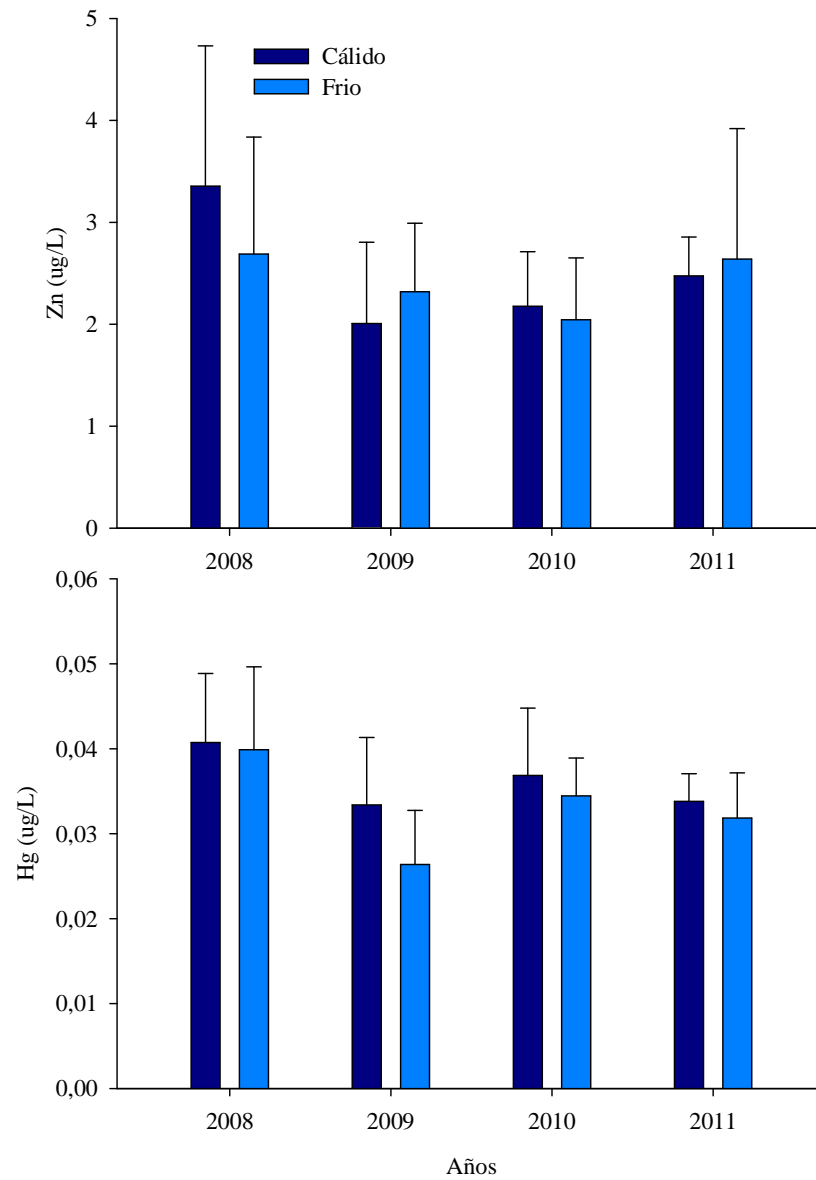


**Fig. III.15: Distribución de Cu y Cd en aguas de la bahía San Jorge, durante los períodos cálido y frío del 2008 al 2011.**

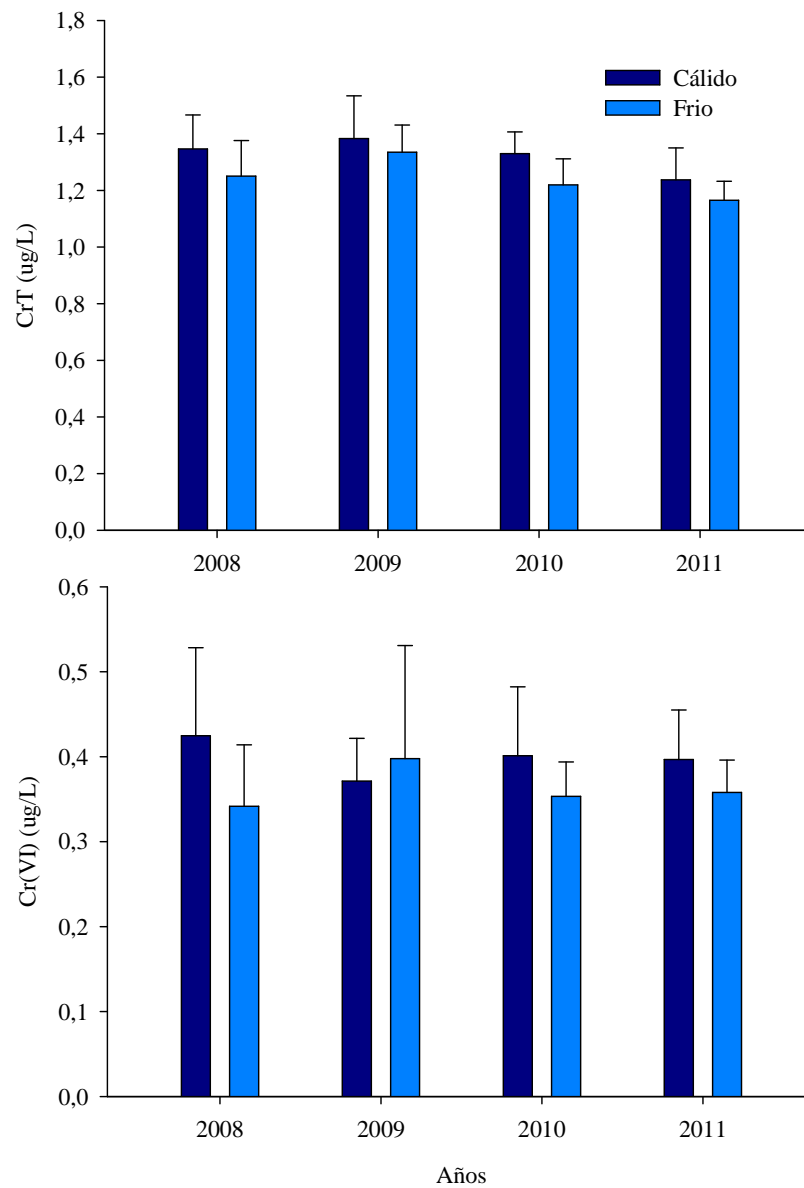


**Fig. III.16: Distribución de Pb y Ni en aguas de la bahía San Jorge, durante los períodos cálido y frío del 2008 al 2011.**

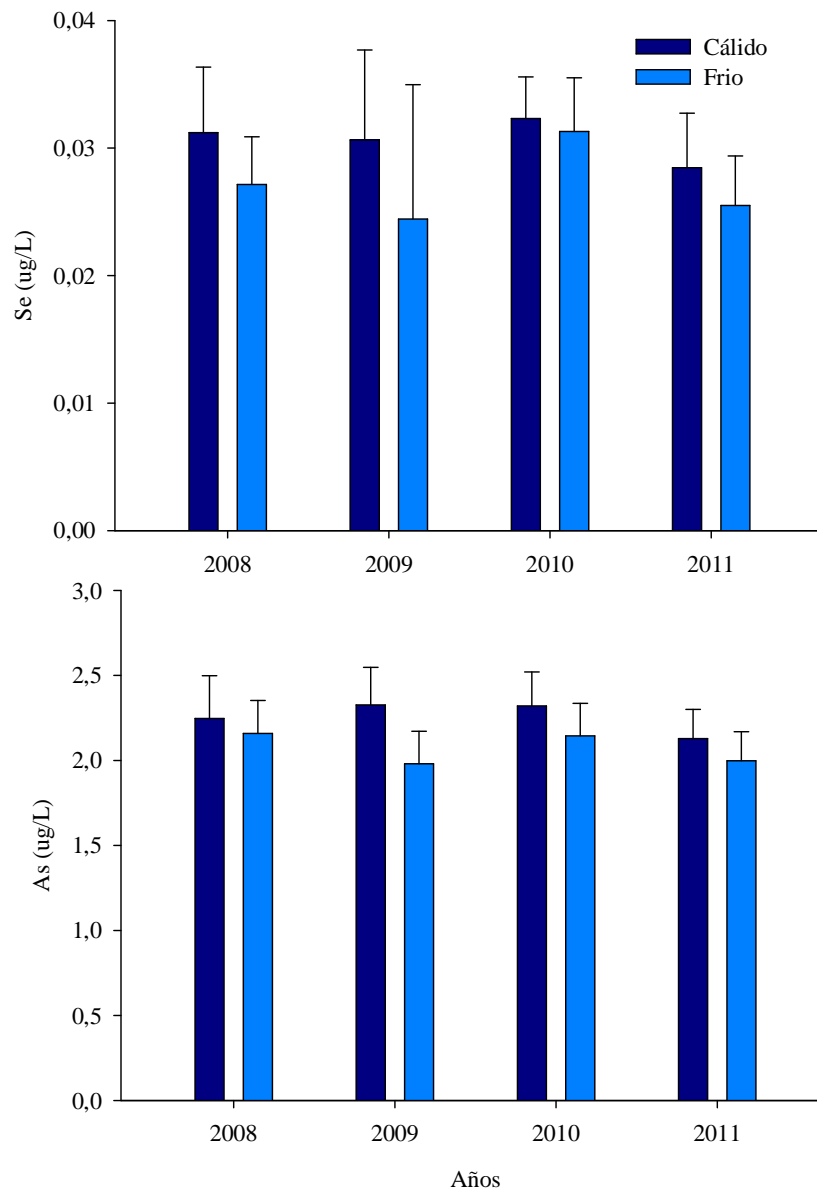




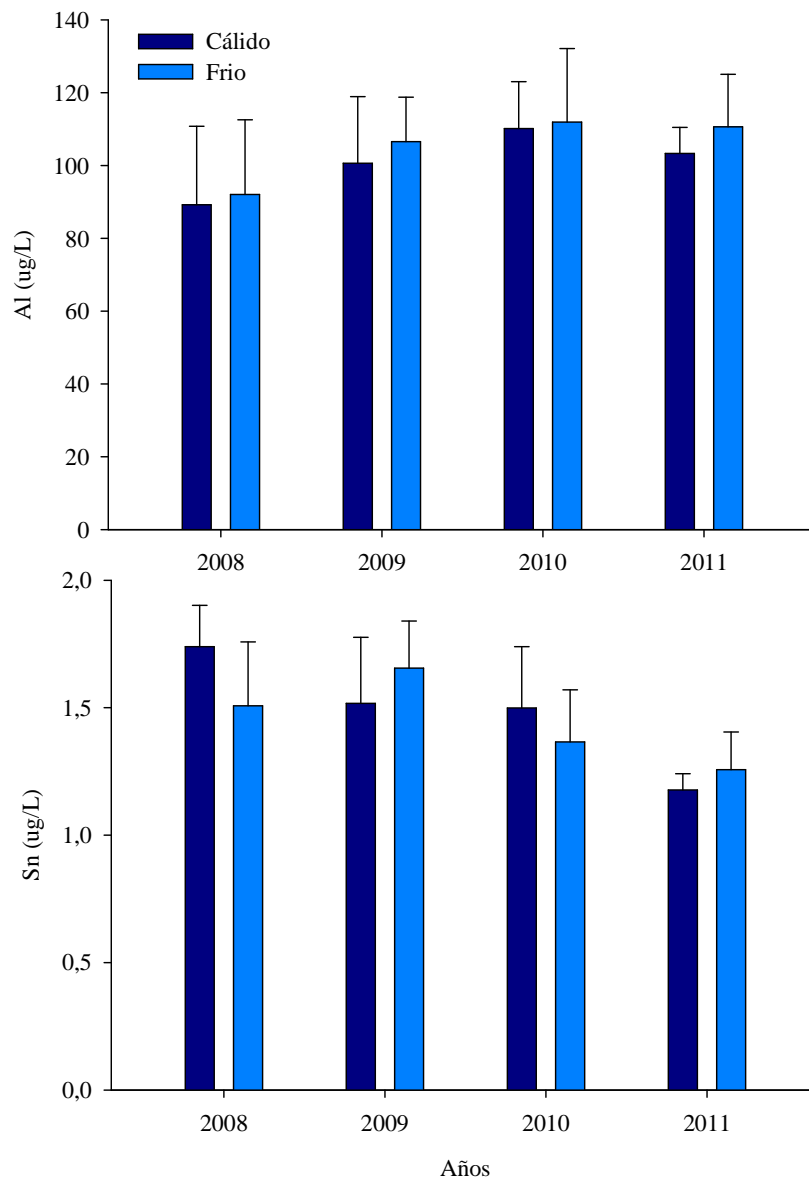
**Fig. III.17: Distribución de Zn y Hg en aguas de la bahía San Jorge, durante los períodos cálido y frío del 2008 al 2011.**



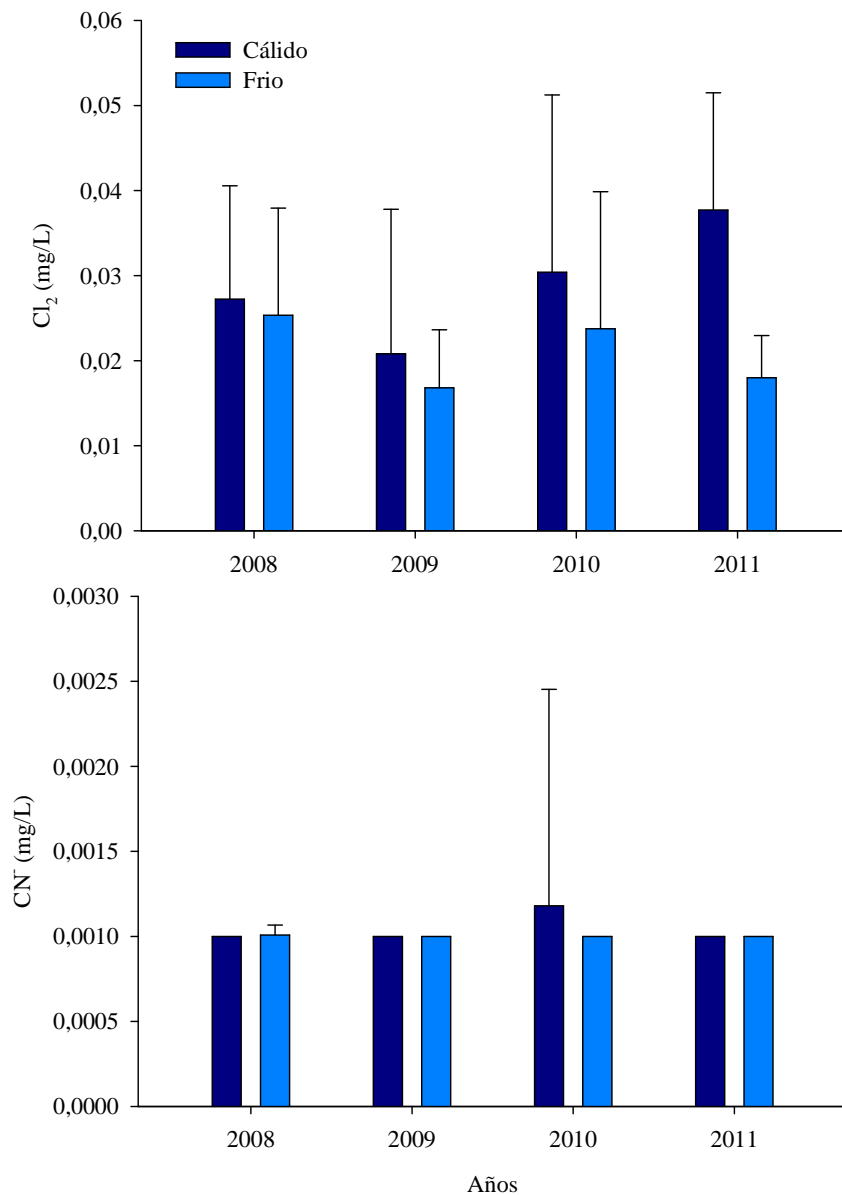
**Fig. III.18: Distribución de Cr<sub>total</sub> y Cr(VI) en aguas de la bahía San Jorge, durante los períodos cálido y frío del 2008 al 2011.**



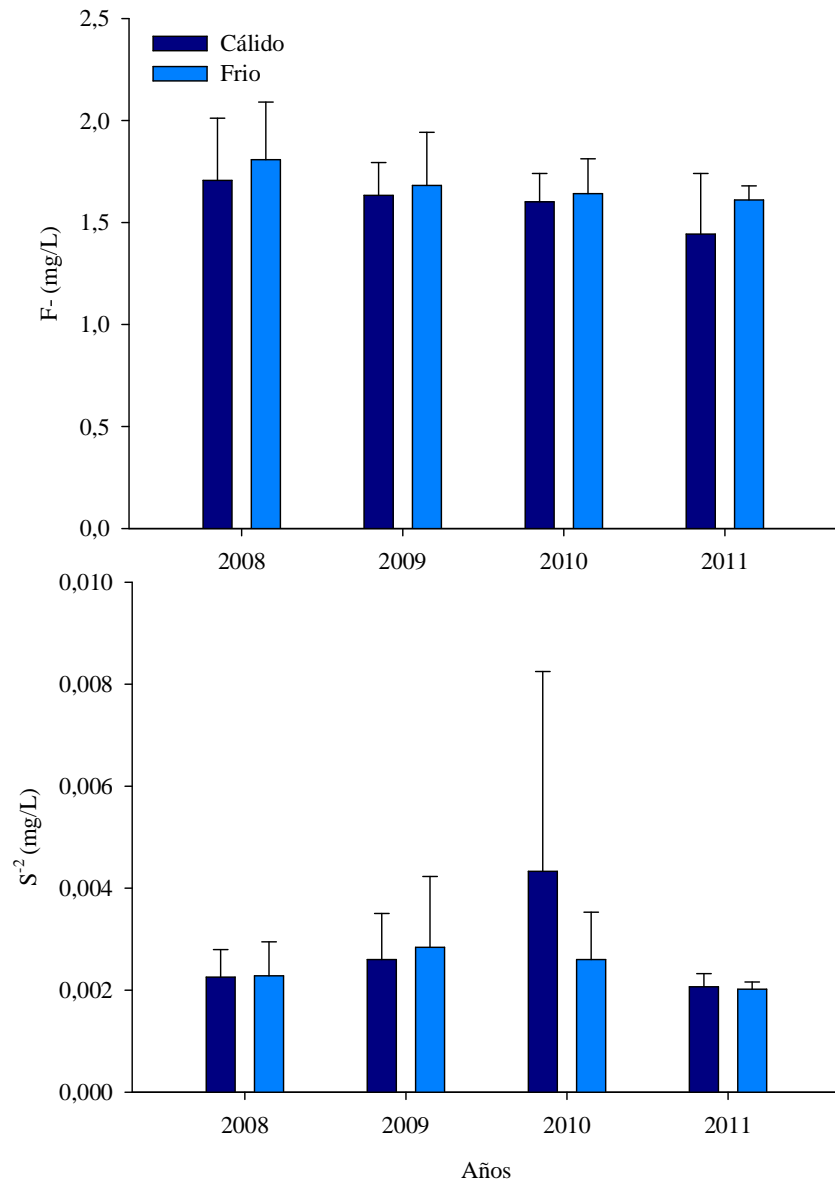
**Fig. III.19: Distribución de Se y As en aguas de la bahía San Jorge, durante los períodos cálido y frío del 2008 al 2011.**



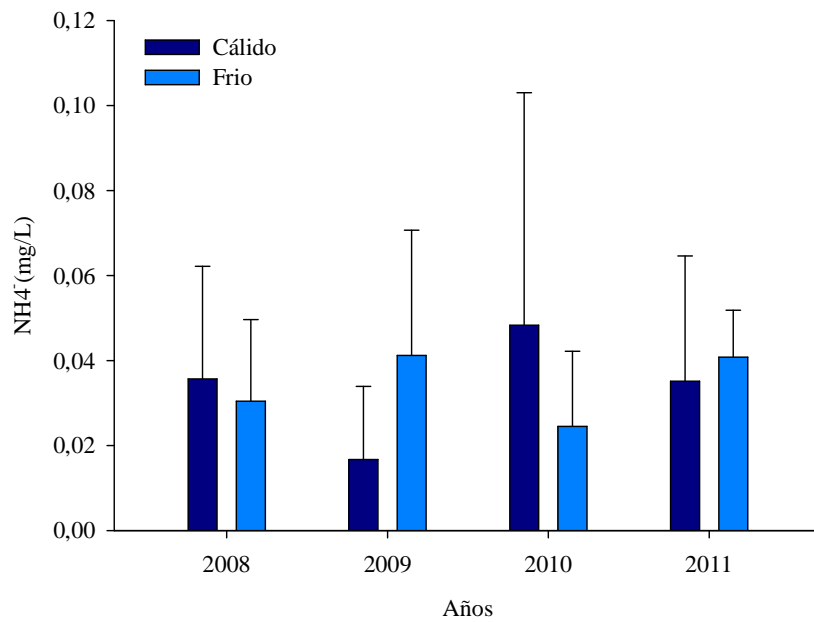
**Fig. III.20: Distribución de Al y Sn en aguas de la bahía San Jorge, durante los períodos cálido y frío del 2008 al 2011.**



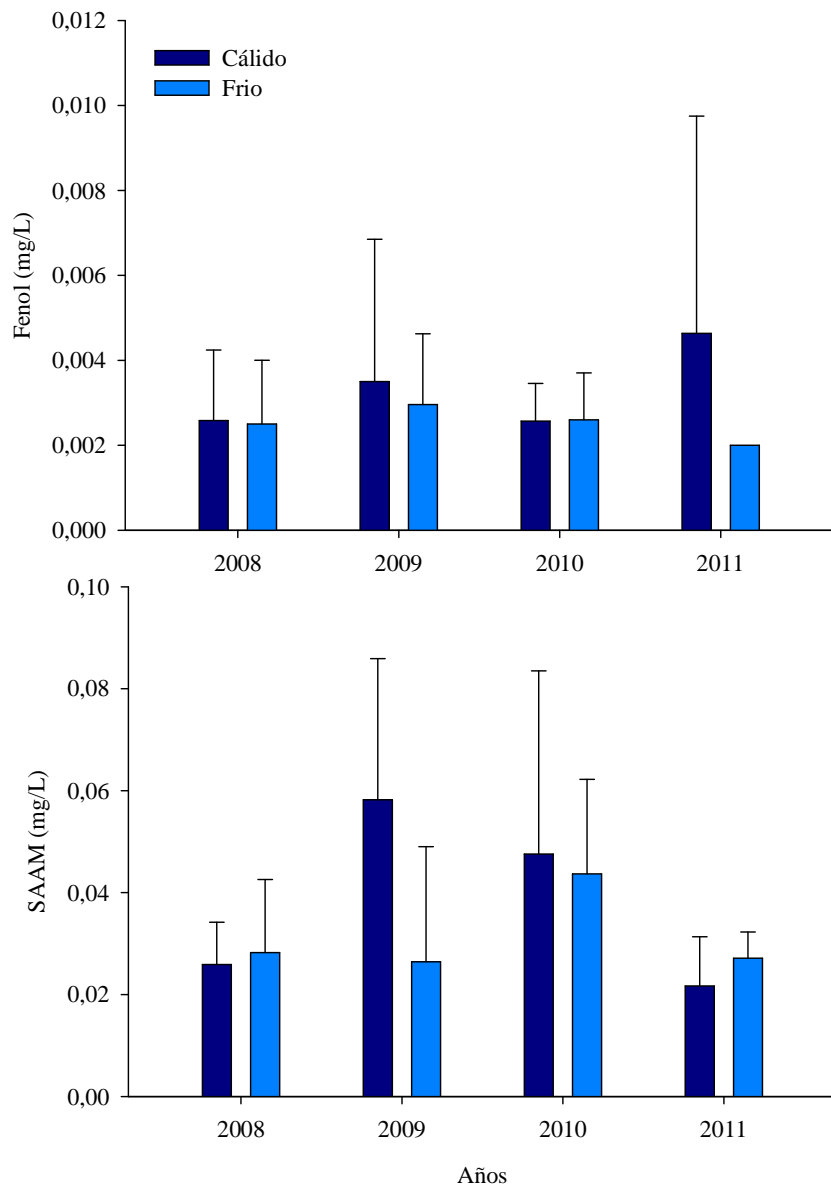
**Fig. III.21: Distribución de  $\text{Cl}_2$  y  $\text{CN}^-$  en aguas de la bahía San Jorge, durante los períodos cálido y frío del 2008 al 2011. Las barras sin desviación estándar indican mediciones por debajo del límite de detección.**



**Fig. III.22: Distribución de  $F^-$  y  $S^{2-}$  en aguas de la bahía San Jorge, durante los períodos cálido y frío del 2008 al 2011.**

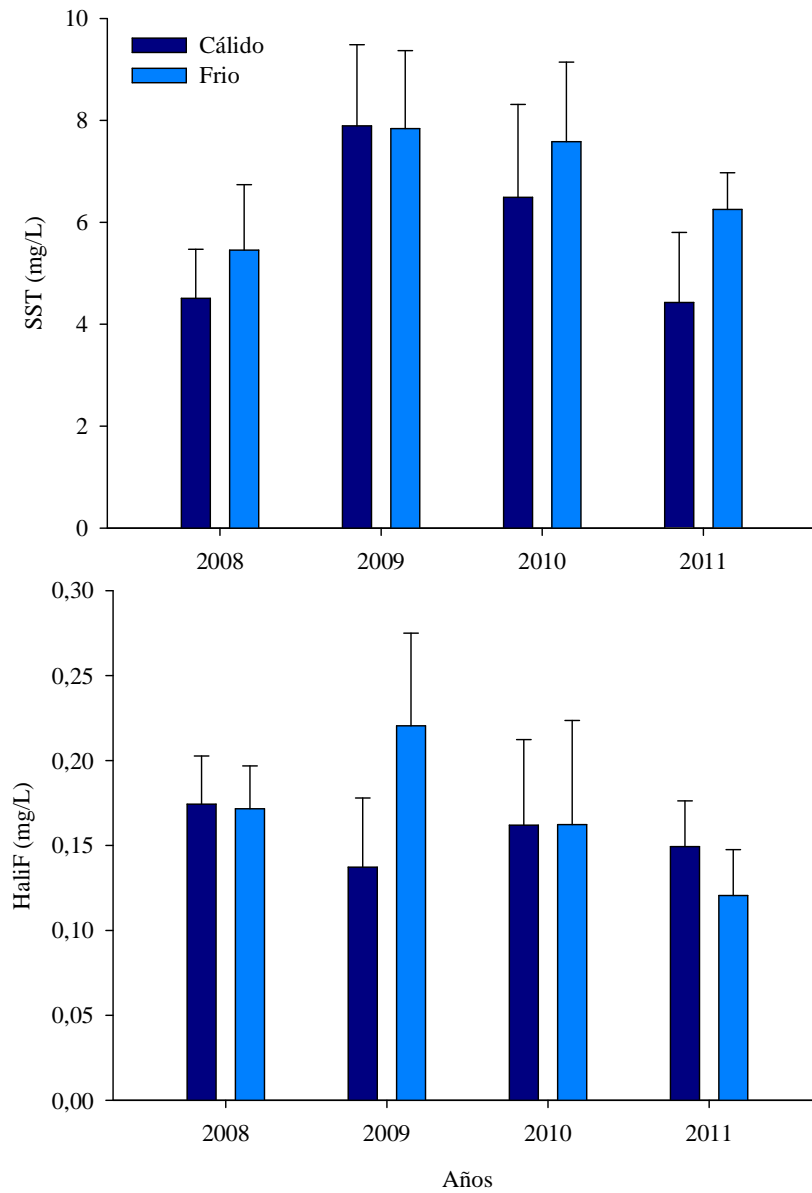


**Fig. III.23: Distribución de  $\text{NH}_4^+$  en aguas de la bahía San Jorge, durante los períodos cálido y frío del 2008 al 2011.**

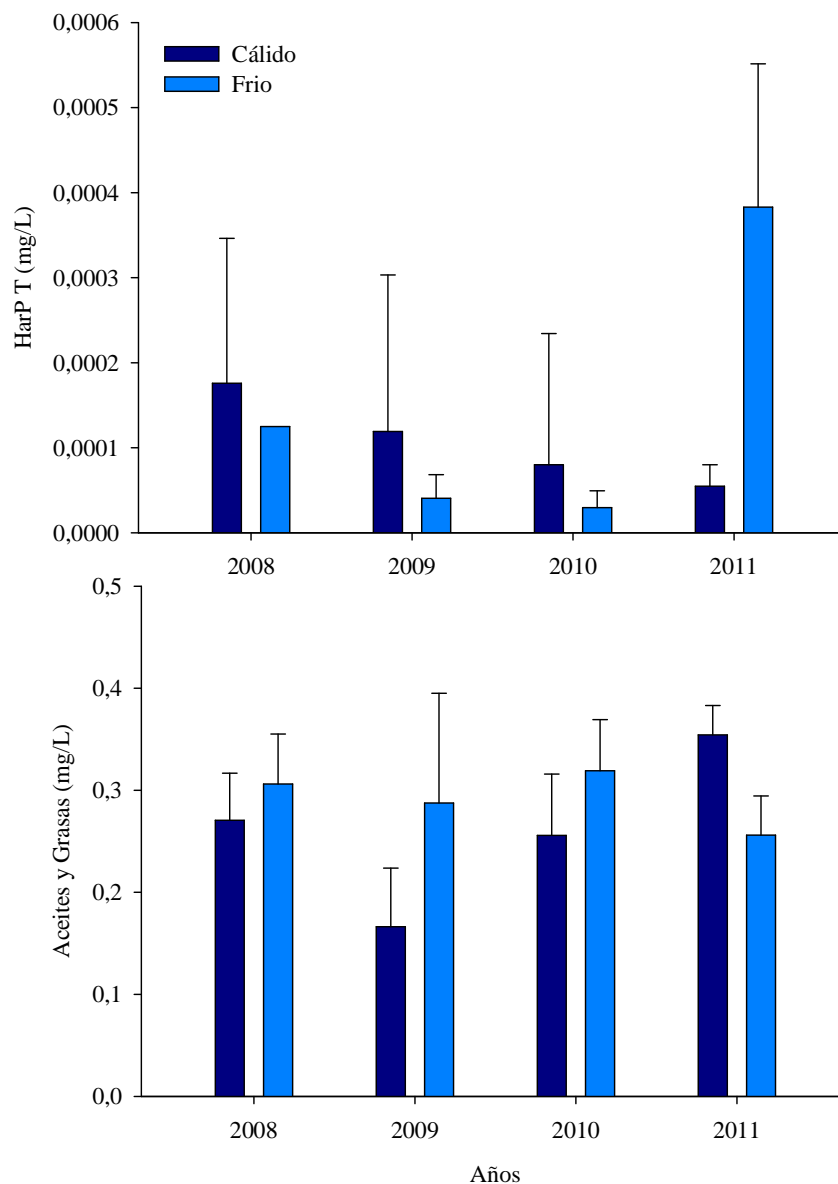


**Fig. III.24: Distribución de Fenol y SAAM en aguas de la bahía San Jorge, durante los períodos cálido y frío del 2008 al 2011.**





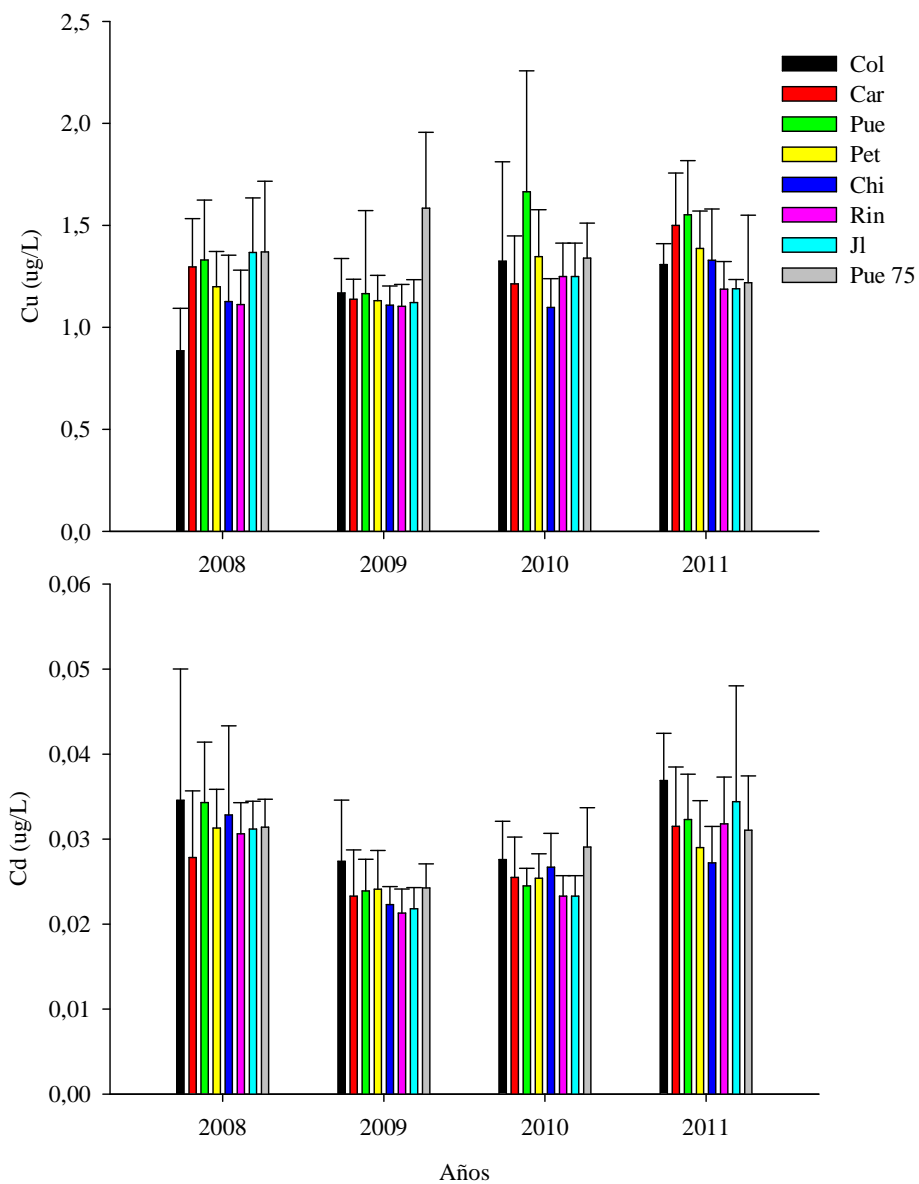
**Fig. III.25: Distribución de SST y Halif en aguas de la bahía San Jorge, durante los períodos cálido y frío del 2008 al 2011.**



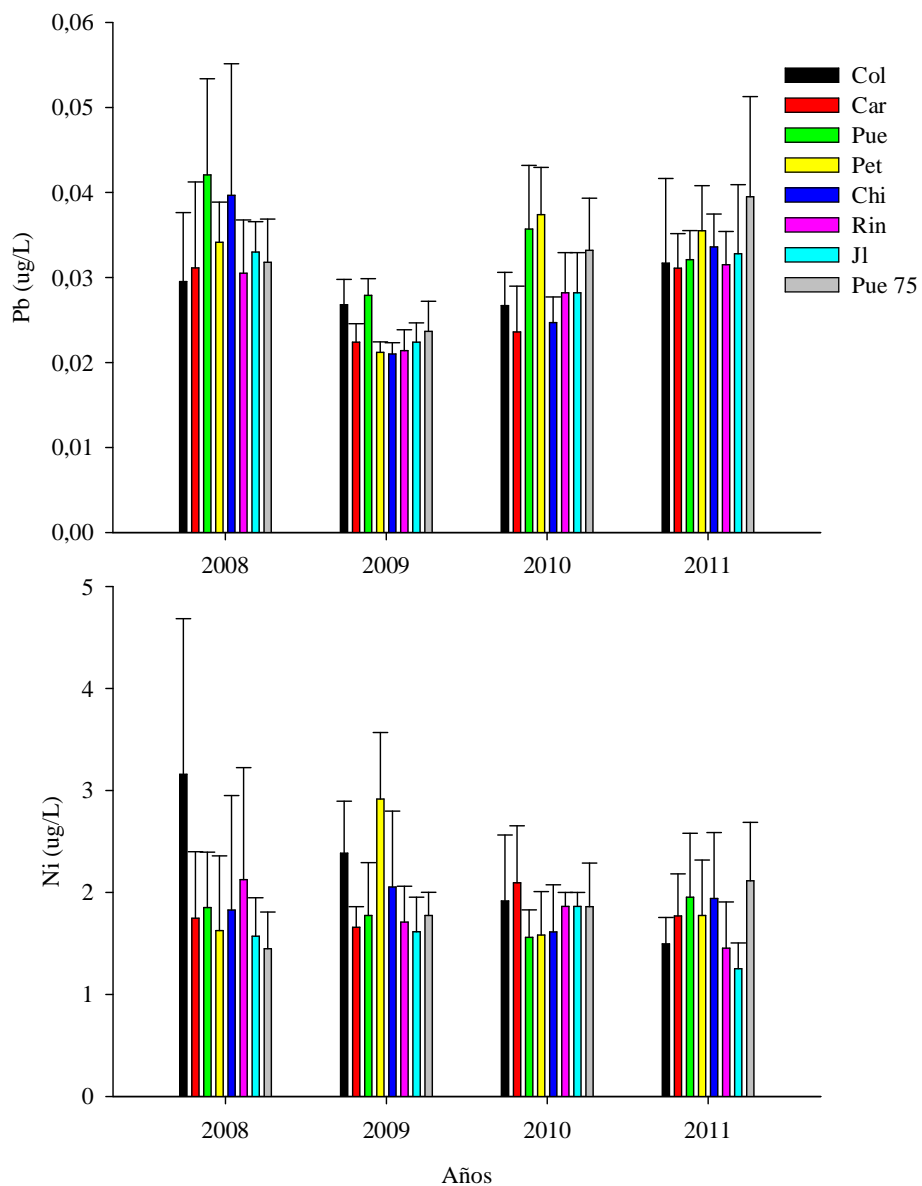
**Fig. III.26: Distribución de HarP T y Aceites y Grasas en aguas de la bahía San Jorge, durante los períodos cálido y frío del 2008 al 2011.**

A pesar de que las aguas de la bahía San Jorge presentan niveles aceptables de metales disueltos, esto no indica una ausencia de ingresos de metales producto de la actividad antrópica realizada en esta bahía. En general, la distribución de metales a lo largo de la línea de costa de la bahía mostró diferentes patrones, dependiendo del metal analizado. El Ni mostró una disminución hacia la zona norte de la bahía, mientras que el Cu y Pb mostraron un

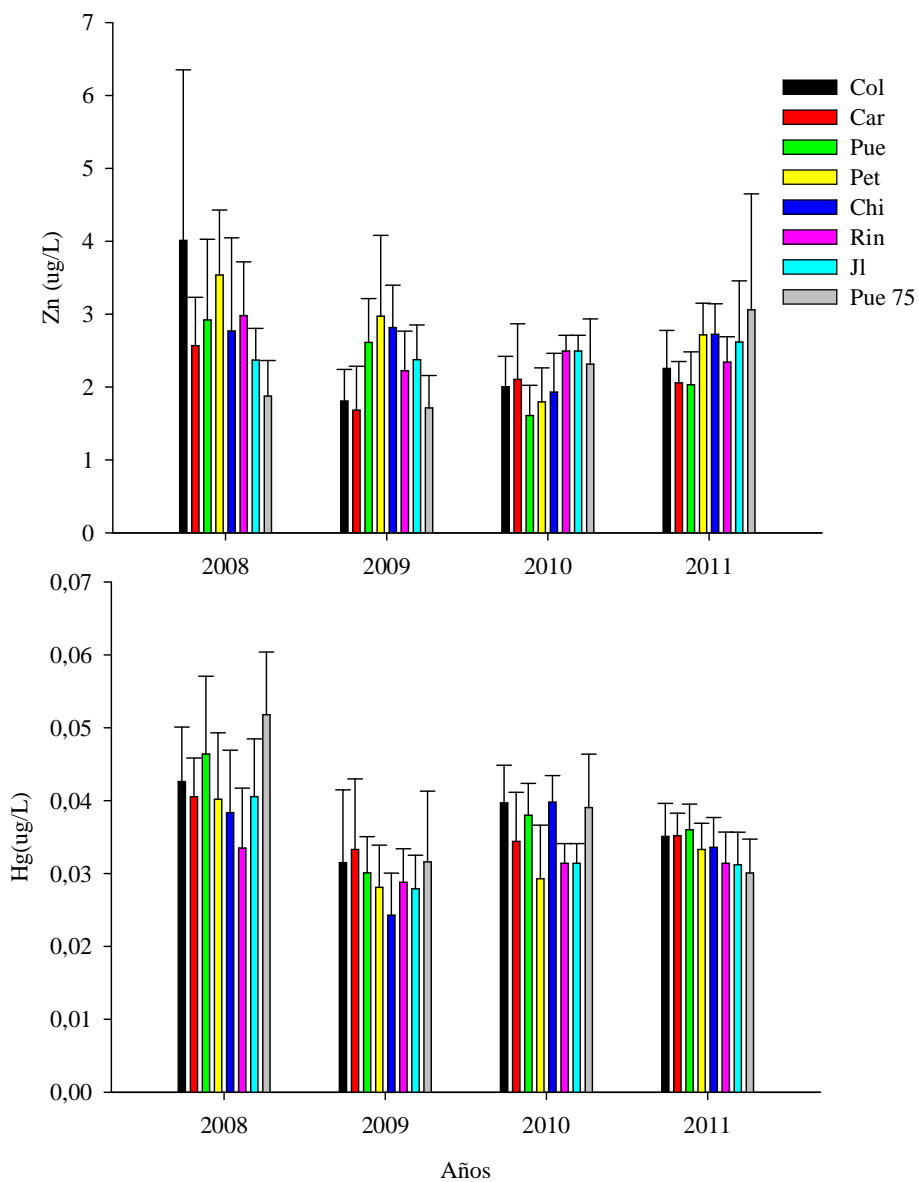
aumento en la zona media, principalmente en el sector Puerto (Figs III.28, 27). Particularmente los gradientes de Cu y Pb reportados en este trabajo fueron diferentes a los encontrados por Salamanca et al. (2004), quienes indican que el Cu tiende a aumentar hacia el norte de la bahía, mientras que la distribución de Pb fue muy uniforme a lo largo de la línea de costa. De todos los metales analizados el Cu y el Pb presentan una distribución claramente asociada a efectos de la actividad industrial desarrollada en la línea de costa. El aumento de Cu y Pb registrado en la localidad Puerto sugiere un efecto directo de la actividad portuaria desarrollada en esa zona, en donde por mas de 50 años se ha embarcado mineral de cobre. El efecto del Cu y el Pb sobre el ambiente costero del Puerto de Antofagasta (Localidad C) también fue registrado en sedimentos marinos colectados en esta localidad, los cuales presentaron valores muy superiores a los registrados en otros sectores de la bahía (Valdés et al., 2010, ver anexo XI.4). El  $Cr_{total}$  presentó un patrón de variabilidad espacial muy uniforme durante los 4 años de muestreo (Fig. III.30). El Halif T, con excepción del año 2008, presentó un notorio aumento de sus concentraciones en el sector de las Petroleras (Fig. III.37), lo que sugiere una evidencia de las continuas actividades de descarga y almacenaje de combustibles en esta zona.



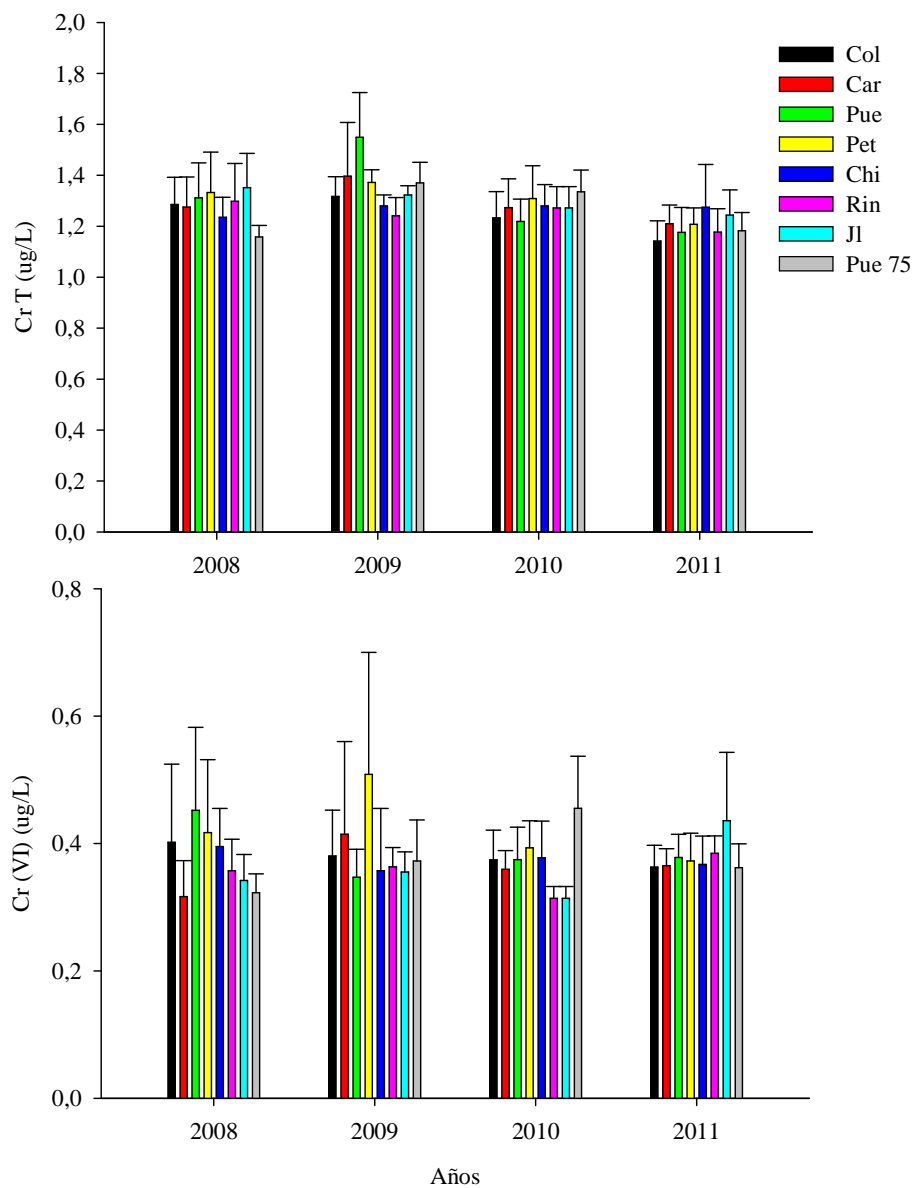
**Fig. III.27:** Distribución de Cu y Cd en agua en diferentes sectores de la bahía San Jorge durante el período 2008-2011. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).



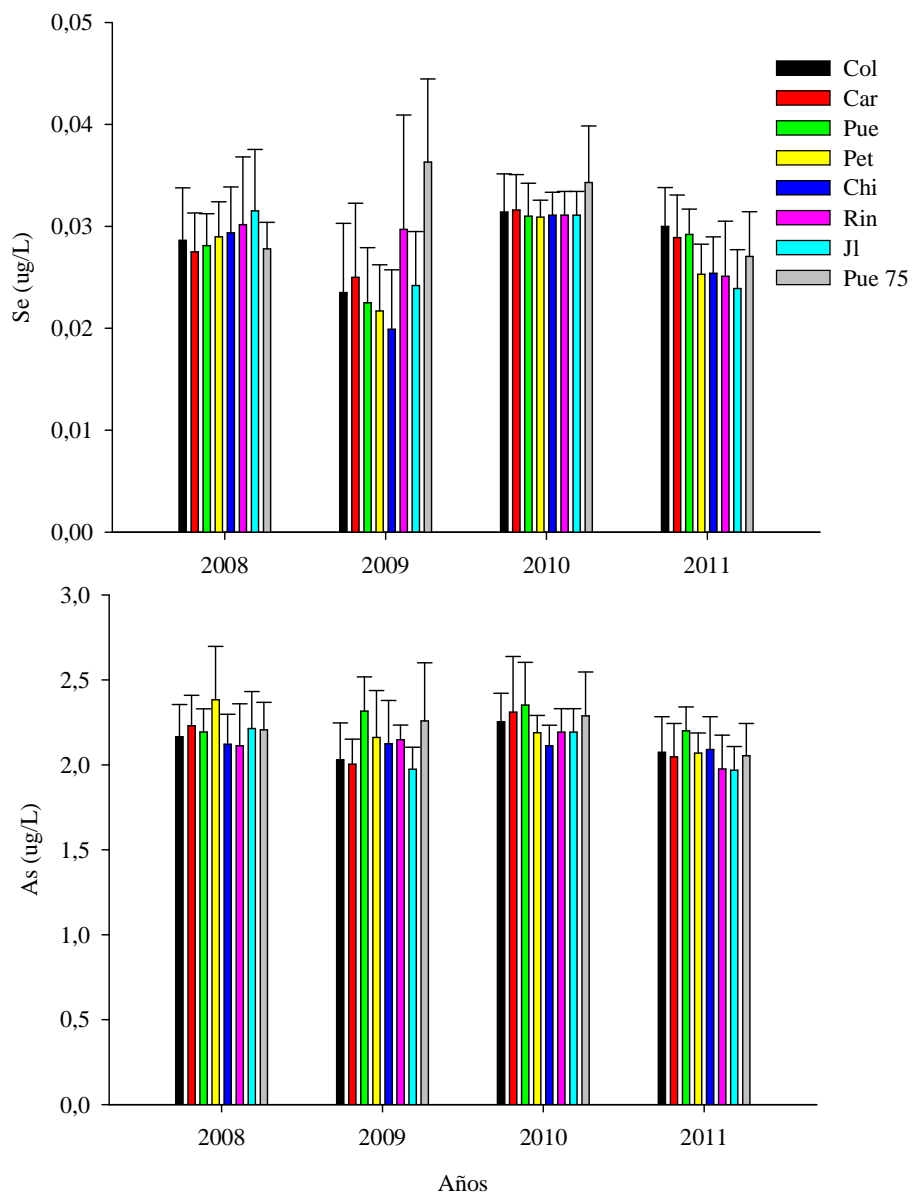
**Fig. III.28: Distribución de Pb y Ni en agua en diferentes sectores de la bahía San Jorge durante el período 2008-2011. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).**



**Fig. III.29:** Distribución de Zn y Hg en agua en diferentes sectores de la bahía San Jorge durante el período 2008-2011. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).

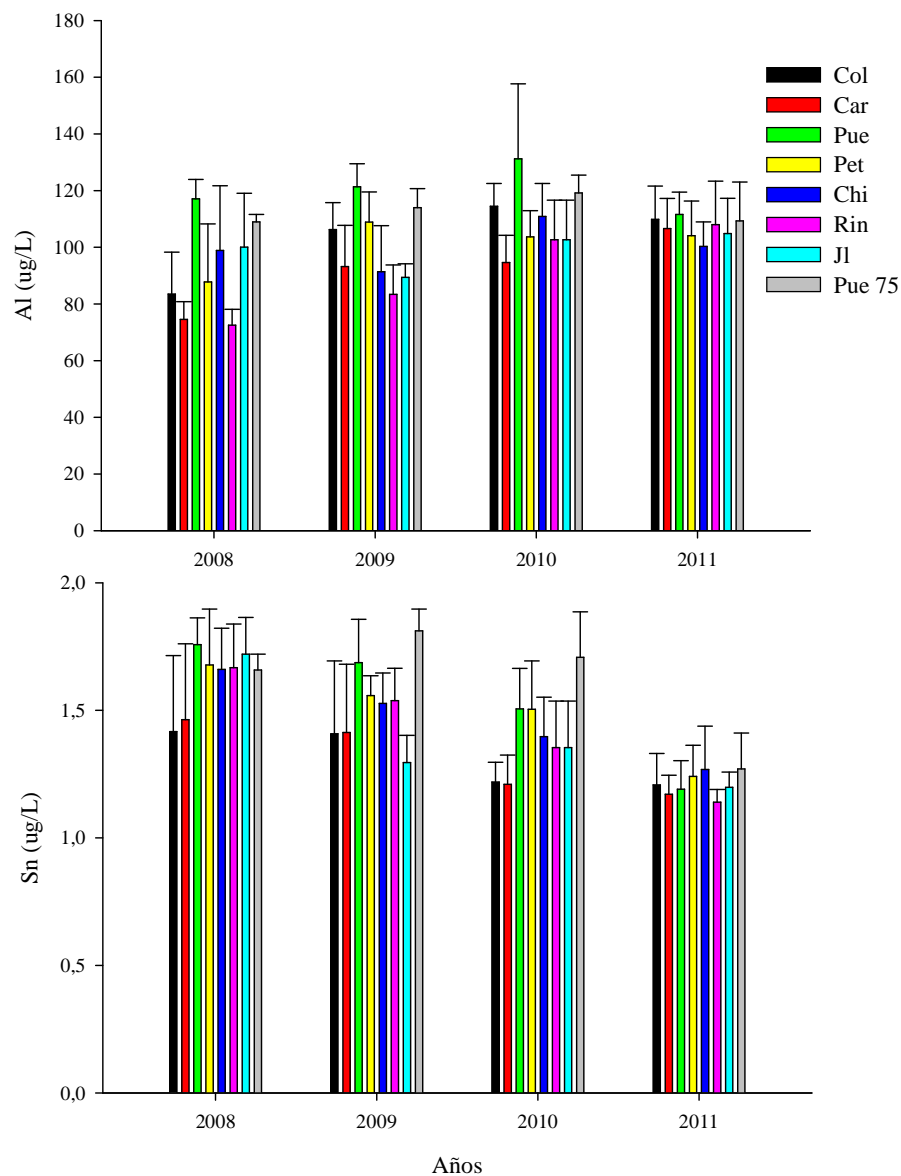


**Fig. III.30: Distribución de  $Cr_{total}$  y  $Cr(VI)$  en agua en diferentes sectores de la bahía San Jorge durante el período 2008-2011. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).**

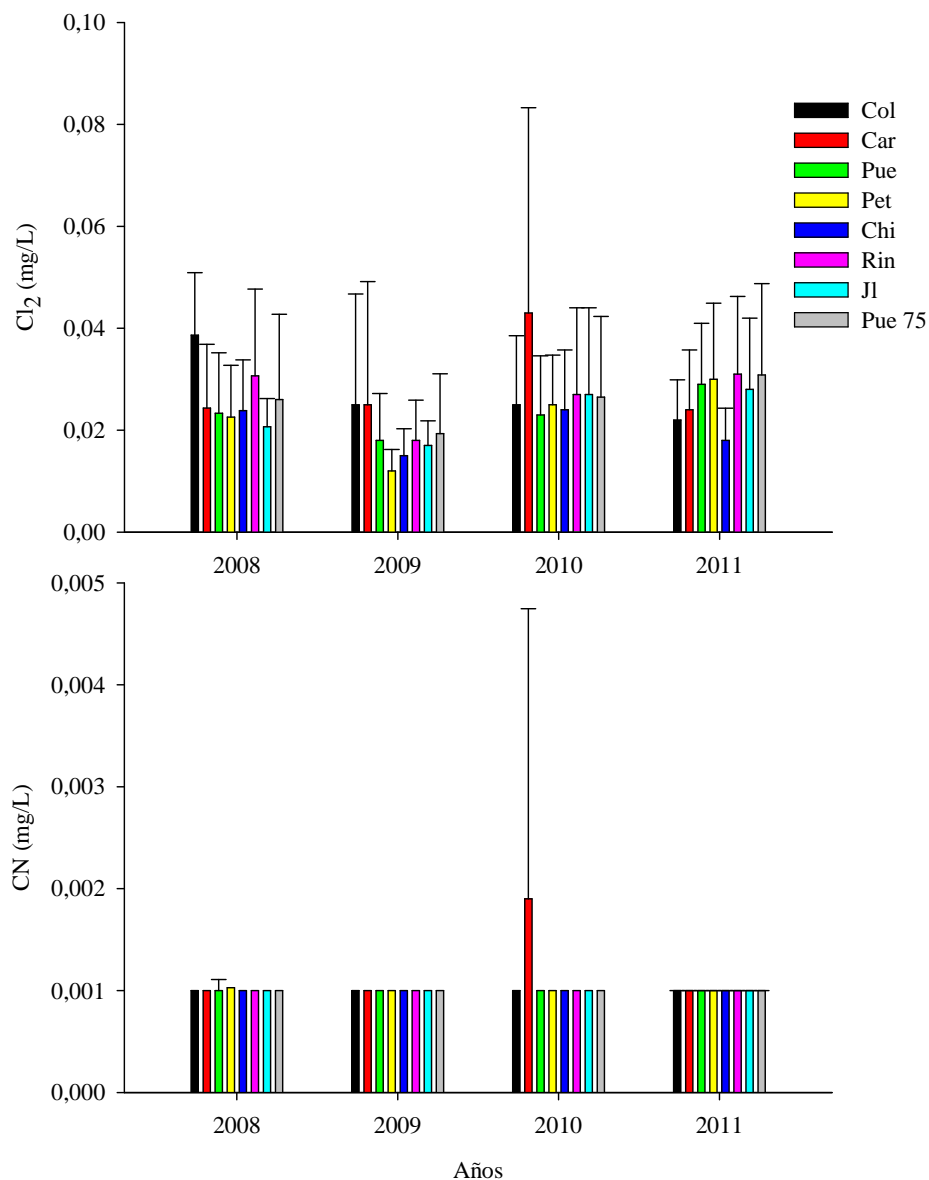


**Fig. III.31: Distribución de Se y As en agua en diferentes sectores de la bahía San Jorge durante el período 2008-2011. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).**

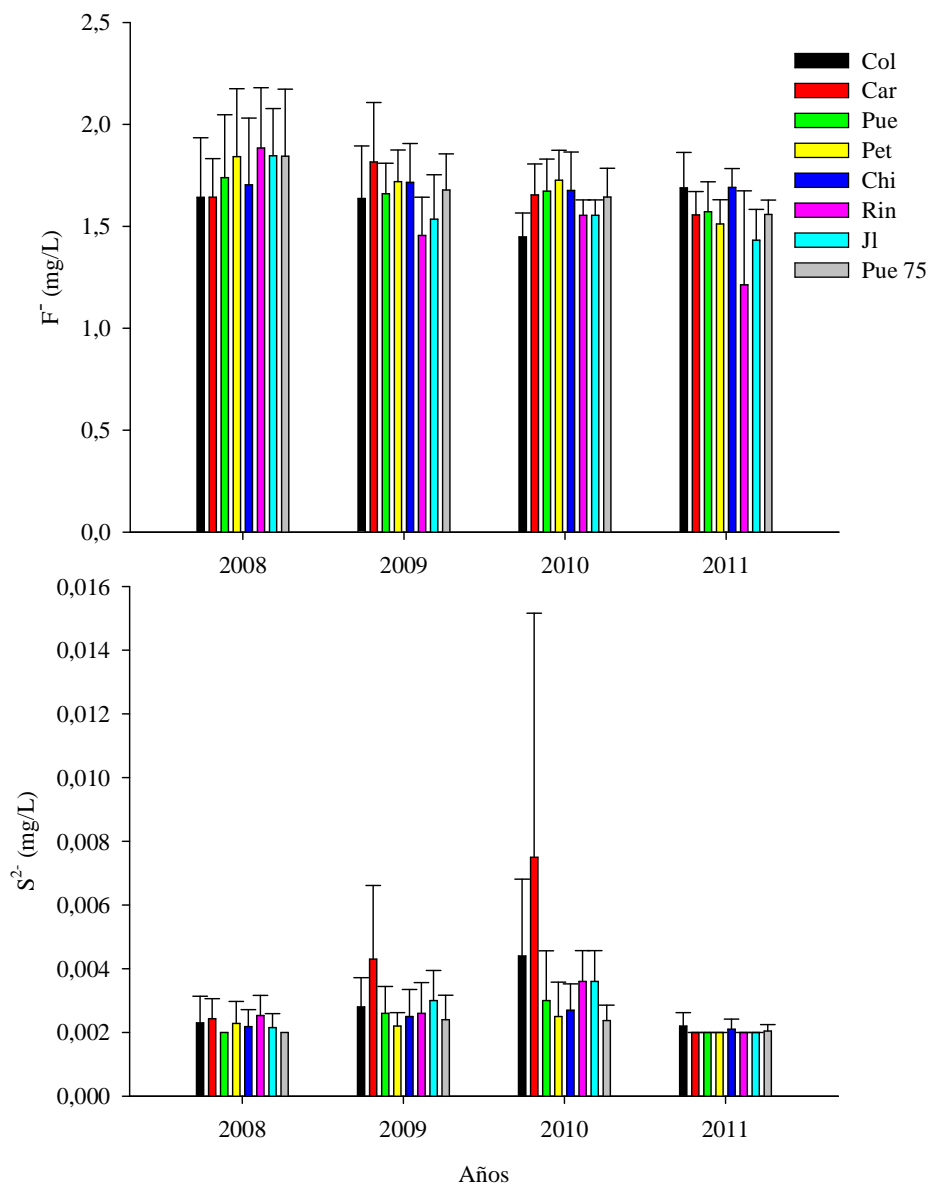




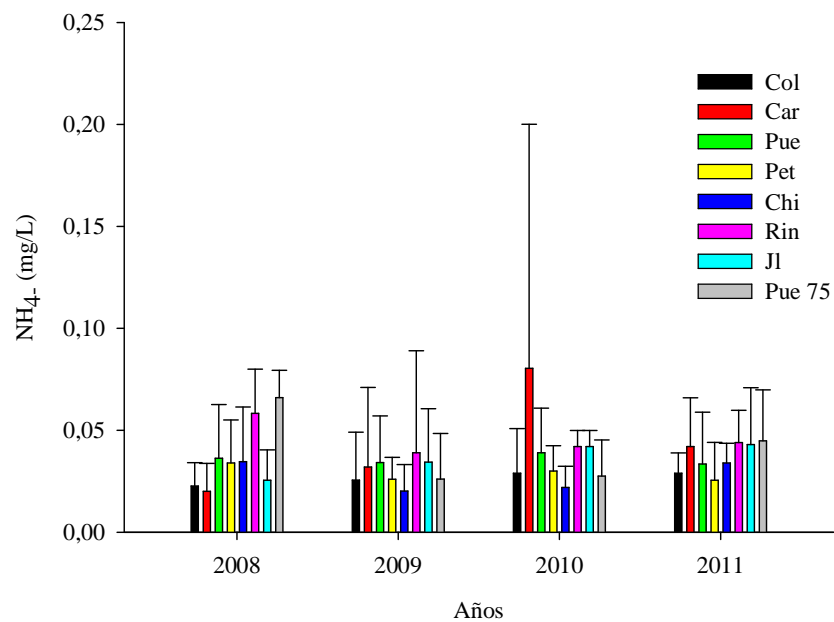
**Fig. III.32: Distribución de Al y Sn en agua en diferentes sectores de la bahía San Jorge durante el período 2008-2011. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).**



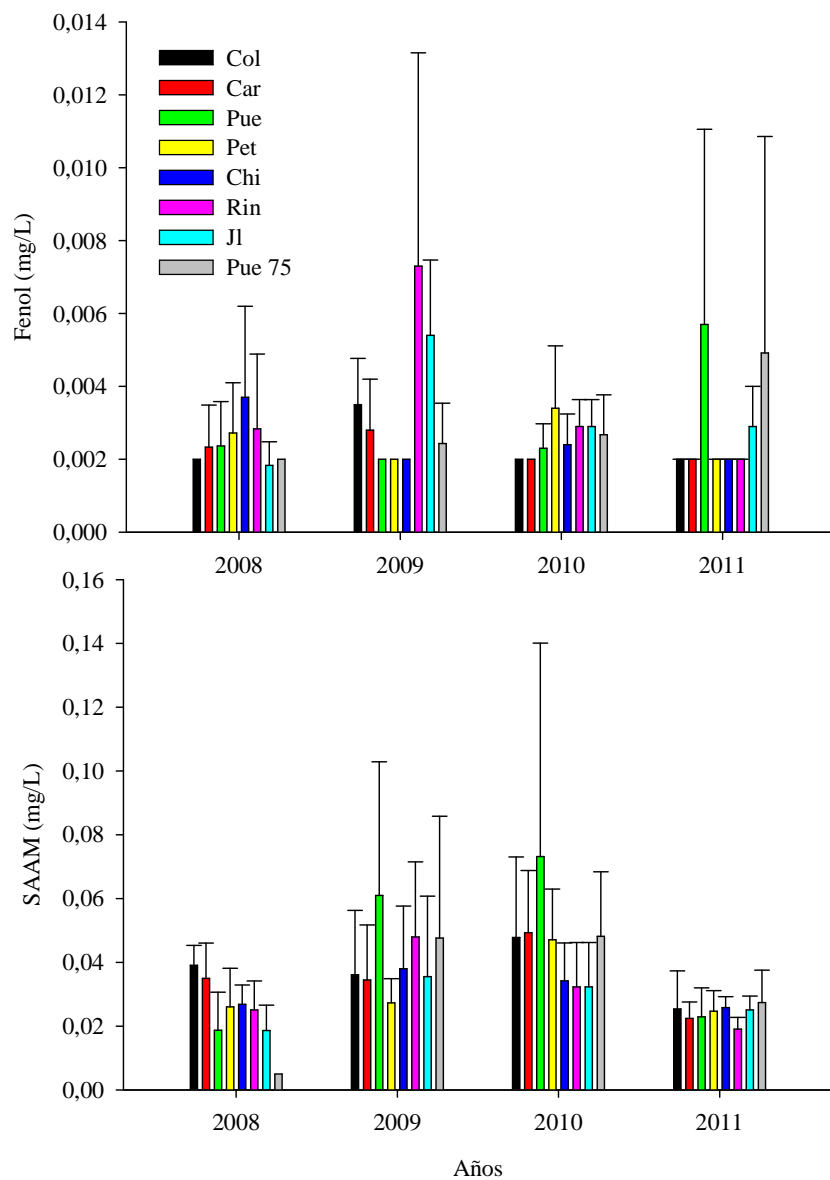
**Fig. III.33: Distribución de  $Cl_2$  y  $CN^-$  en agua en diferentes sectores de la bahía San Jorge durante el período 2008-2011. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2). Los valores que no presentan variación ni desviación estándar corresponden a resultados inferiores al límite de detección del equipo utilizado.**



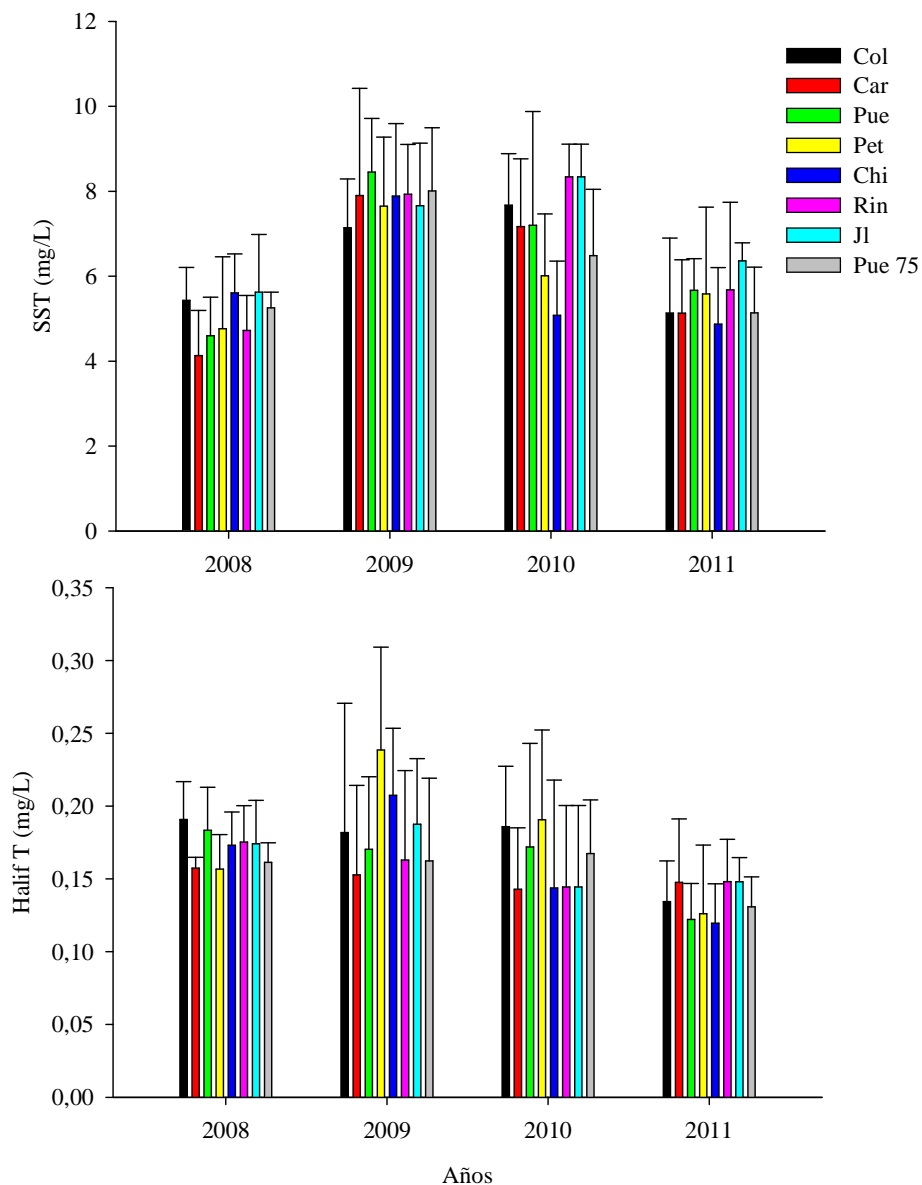
**Fig. III.34:** Distribución de  $F^-$  y  $S^{2-}$  en agua en diferentes sectores de la bahía San Jorge durante el período 2008-2011. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).



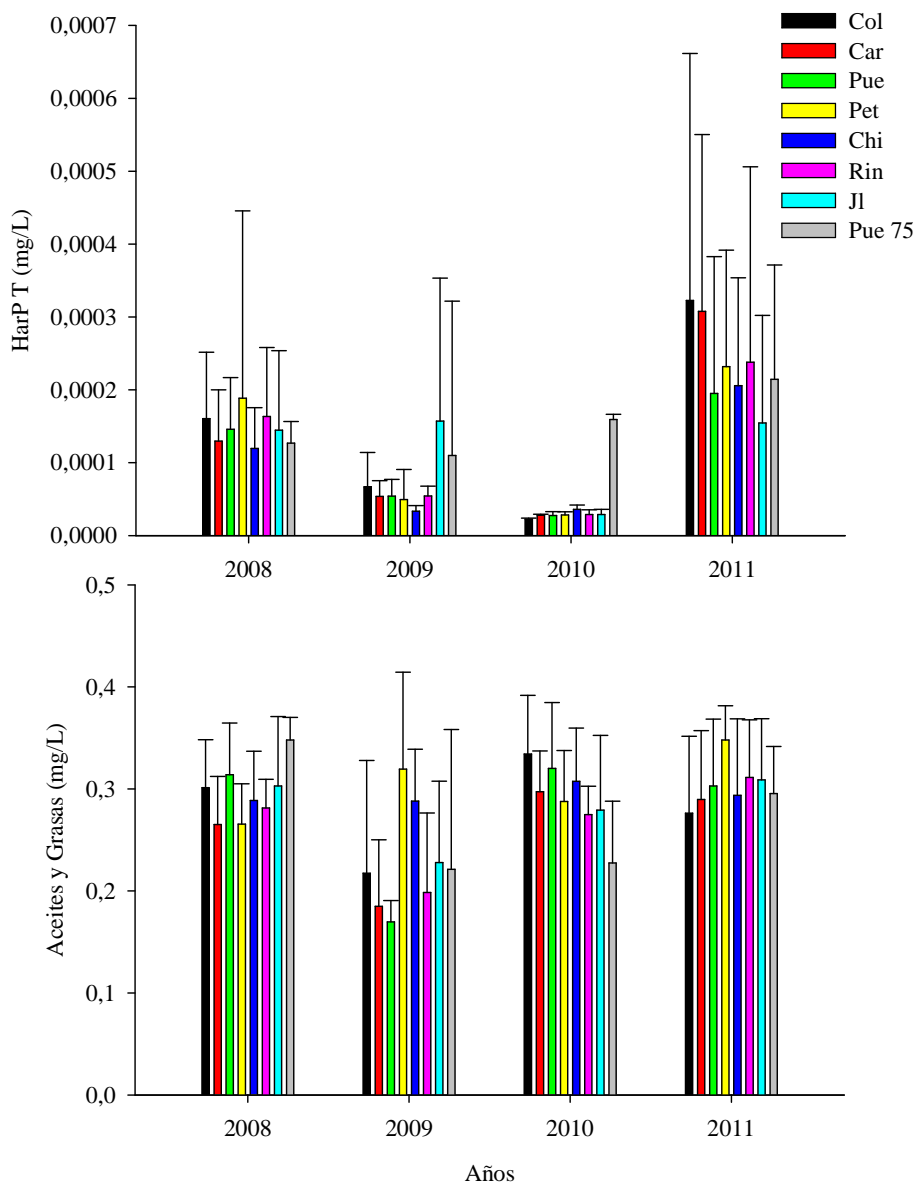
**Fig. III.35: Distribución de  $\text{NH}_4^+$  en agua en diferentes sectores de la bahía San Jorge durante el período 2008-2011. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).**



**Fig. III.36: Distribución de Fenol y SAAM en agua en diferentes sectores de la bahía San Jorge durante el período 2008-2011. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).**



**Fig. III.37: Distribución de SST y Halif T en agua en diferentes sectores de la bahía San Jorge durante el período 2008-2011. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).**



**Fig. III.38: Distribución de HarP T y Aceites y Grasas en agua en diferentes sectores de la bahía San Jorge durante el período 2008-2011. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).**

La comparación de las características de los años de muestreo, estaciones (cálida y fría) y sectores estudiados dentro de la bahía fue analizada mediante un Análisis de Varianza (ANDEVA) cuyos resultados indican que tan solo el Cr (VI), Cianuro, Amonio y Detergentes no presentan diferencias significativas entre los años de muestreo (Tabla III.6).

**Tabla III.6: Análisis de varianza para los años de muestreo. Se indican en negrita los valores significativos (< 0,05).**

	Cu	Cd	Pb	Ni	Zn	Hg	Cr T	Cr(VI)	Se	As	Al
<i>F</i>	7,17	38,56	41,9	6,06	25,58	41,46	12,09	0,36	8,63	3,63	31,15
<b>p</b>	<b>0,001</b>	<b>0,012</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	0,751	<b>0,001</b>	<b>0,015</b>	<b>0,024</b>

	Sn	Cl <sub>2</sub> libre	CN <sup>-</sup>	F <sup>-</sup>	S <sup>2-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> _1	Fenol	SAAM
<i>F</i>	54,19	18,11	1,25	20,61	16,47	1,42	1,46	10,86	0,31
<b>p</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	0,291	<b>0,001</b>	<b>0,017</b>	0,235	0,216	<b>0,001</b>	0,718

	SST	Halif T	HArP T	Aceites y Grasas
<i>F</i>	121,21	5,84	18,73	39
<b>p</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>

Por su parte, al comparar los períodos de muestreo, agrupando los datos en aquellos correspondientes a la estación cálida y otra fría, solamente 7 parámetros no presentaron diferencias significativas (Cu, Al, Sn, Cianuro, Sulfuro, Amonio, Detergentes) (Tabla III.7).



**Tabla III.7: Análisis de varianza para los períodos de muestreo cálido y frío. Se indican en negrita los valores significativos (< 0,05).**

	Cu	Cd	Pb	Ni	Zn	Hg	Cr T	Cr(VI)	Se	As	Al
<i>F</i>	2,24	8,55	11,3	37,82	4,95	5,25	30,54	29,98	38,76	48,23	0,77
<i>p</i>	0,135	<b>0,004</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,023</b>	<b>0,028</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,015</b>	0,352

	Sn	Cl <sub>2</sub> libre	CN <sup>-</sup>	F <sup>-</sup>	S <sup>2-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> _1	Fenol	SAAM
<i>F</i>	1,51	15,09	0,61	21,03	1,96	0,67	0,54	4,45	1,19
<i>p</i>	0,22	<b>0,001</b>	0,337	<b>0,001</b>	0,172	0,415	0,464	<b>0,035</b>	0,175

	SST	Halif T	HArP T	Aceites y Grasas
<i>F</i>	26,42	28,64	11,19	36,98
<i>p</i>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>

La heterogeneidad de usos de los sectores estudiados a lo largo de la línea de costa de la bahía San Jorge, y las tendencias observadas en la concentración de metales medidos sugieren diferencias en las características químicas de las aguas de cada sector. Esta posibilidad fue analizada mediante una prueba de varianza de una vía cuyos resultados indican que el Cianuro, Fluoruro, Detergentes, Hidrocarburos alifáticos totales e hidrocarburos aromáticos totales no presentaron diferencias significativas (Tabla III.8) en las concentraciones registradas a lo largo de la línea de costa de la bahía, lo que puede deberse a las bajas concentraciones encontradas y a un efecto de dilución de estos compuestos debido a la circulación de las aguas de norte a sur (Escribano & Hidalgo, 2001). Las diferencias significativas encontradas en el resto de los metales sugieren un efecto combinado de fuentes locales de aporte de algunos de los metales (i.e. Pb, Cu, Zn), aporte eólico de material litogénico (Al; Yarincik et al., 2000) y características físico-químicas de las aguas costeras que generan esta heterogeneidad en la concentración de los metales dentro de la bahía San Jorge.

**Tabla III.8: Análisis de varianza para los sectores de muestreo. Se indican en negrita los valores significativos (< 0,05).**

	Cu	Cd	Pb	Ni	Zn	Hg	Cr T	Cr(VI)	Se	As	Al
<i>F</i>	15,14	3,61	8,29	9,18	7,12	5,18	2,62	6,26	9,39	4,63	43,55
<i>p</i>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,015</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,021</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,009</b>

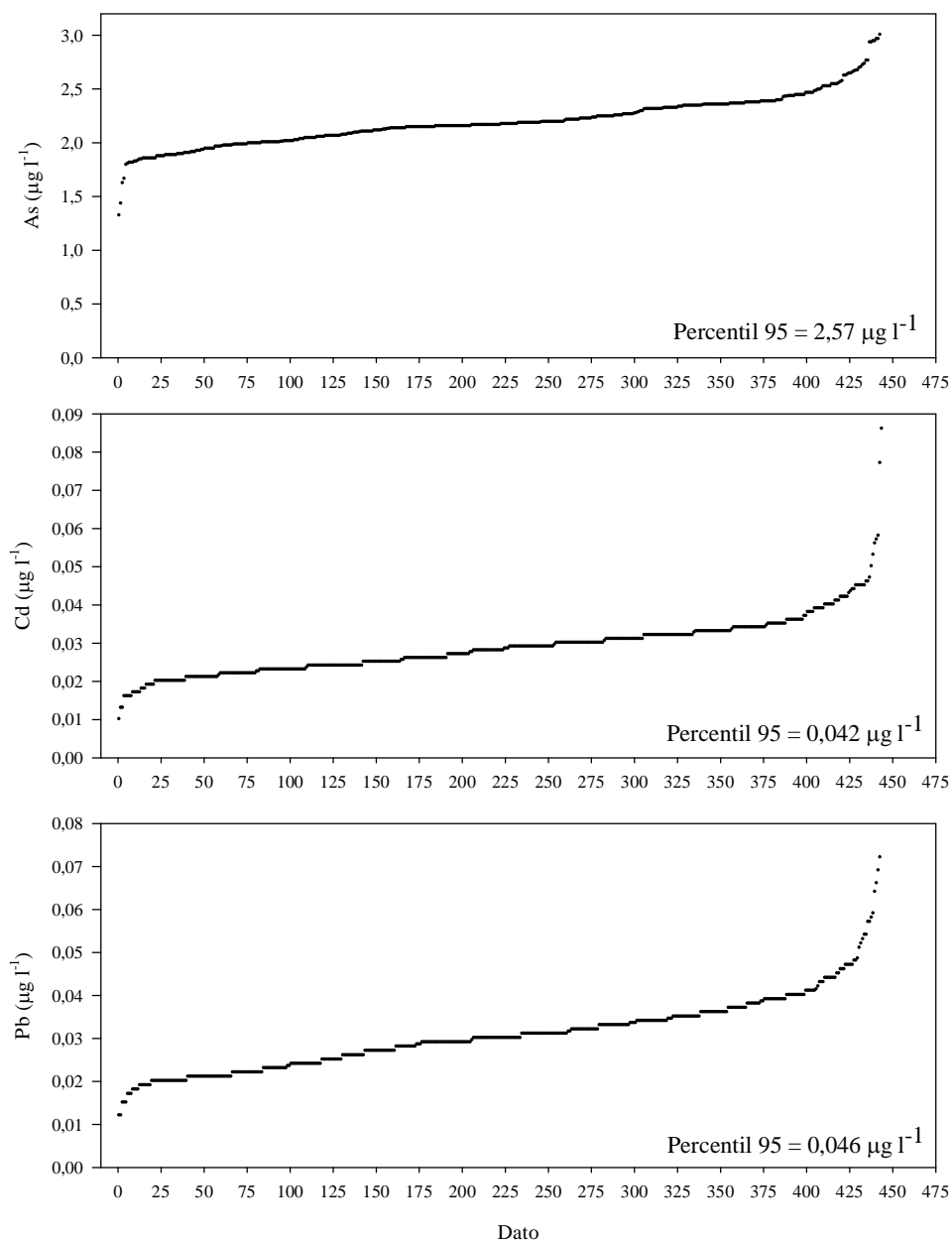
	Sn	Cl <sub>2</sub> libre	CN <sup>-</sup>	F <sup>-</sup>	S <sup>2-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> _1	Fenol	SAAM
<i>F</i>	12,66	4,13	0,99	1,47	4,68	4,08	3,97	2,48	1
<i>p</i>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	0,479	0,275	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	0,433

	SST	Halif T	HArP T	Aceites y Grasas
<i>F</i>	3,89	2,64	0,62	3,95
<i>p</i>	<b>0,001</b>	0,011	0,735	<b>0,001</b>

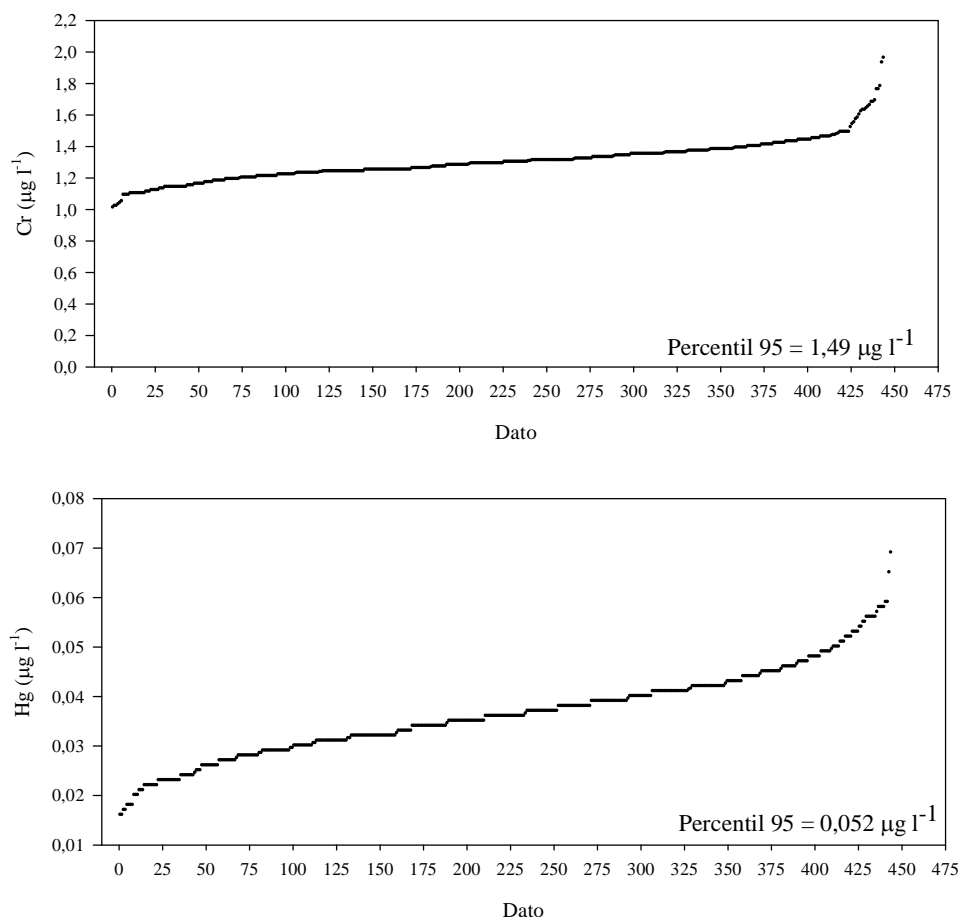
Los resultados del ANDEVA, considerando como fuentes de variación los años, los períodos y los sectores de estudio sugieren una alta variabilidad de las propiedades que influyen en las características químicas de las aguas de la bahía. Esto puede ser consecuencia de un ambiente con propiedades hidrodinámicas altamente variables al interior de San Jorge, lo que impediría la permanencia prolongada de condiciones estables en esta bahía. Esta situación constituye una fortaleza que haría de esta bahía un sistema con una alta capacidad de resistencia frente a problemas ambientales puntuales, tales como derrames u otras emergencias. Sin embargo, esta aparente capacidad depende, en gran medida, de la presión que las actividades antrópicas ejerzan sobre el medio marino, de manera tal que no hay que considerarla como una condición imperturbable que favorecería el desarrollo descontrolado de dichas actividades.

Al evaluar los parámetros de calidad de agua medidos en la bahía San Jorge, respecto de la Norma Primaria, y aplicando la misma metodología de los valores de referencia (percentil 95), se observa que los valores obtenidos para el caso del As, Cd, Pb, Cr y Hg fueron 2,57  $\mu$  l<sup>-1</sup>,

0,042  $\mu\text{ l}^{-1}$ , 0,046  $\mu\text{ l}^{-1}$ , 1,49  $\mu\text{ l}^{-1}$  y 0,052  $\mu\text{ l}^{-1}$ , respectivamente (Fig. III.39). Todos estos valores son notablemente inferiores a los establecidos en dicha norma. Adicionalmente en las gráficas (Fig. III.39) se observa que los percentiles de cada parámetro corresponden precisamente a un cambio brusco de las pendientes de las curvas, con una tendencia hacia un aumento sostenido, un factor que normalmente es utilizado para establecer normas de calidad ambiental. En consecuencia, los resultados de 4 años de muestreo, y a la luz de estos antecedentes, indican que las aguas costeras de la bahía San Jorge cumplen a cabalidad la Norma Primaria de Calidad de Aguas establecida en la legislación chilena, de manera que son aptas para las actividades de recreación con contacto directo. Sin embargo se debe considerar que eventualmente pueden existir episodios puntuales que modifiquen estas propiedades, de manera que se hace necesario seguir las directrices del Programa de Vigilancia Regional aprobado mediante resolución por la Autoridad Sanitaria respectiva, de acuerdo a directrices emitidas por el Ministerio de Salud (Ministerio Secretaría General de la Presidencia, 2009). Estas directrices deben señalar la frecuencia de los monitoreos durante el año para cada área y la frecuencia de monitoreo en época de baño, y considerará, según sea el caso, criterios como la temporada de baño, la densidad media de los bañistas, la ubicación espacial de los puntos de muestreo, el inicio y término de la temporada de baño, u otros que sean de relevancia para estos efectos y que la Autoridad Sanitaria defina en ese instrumento.



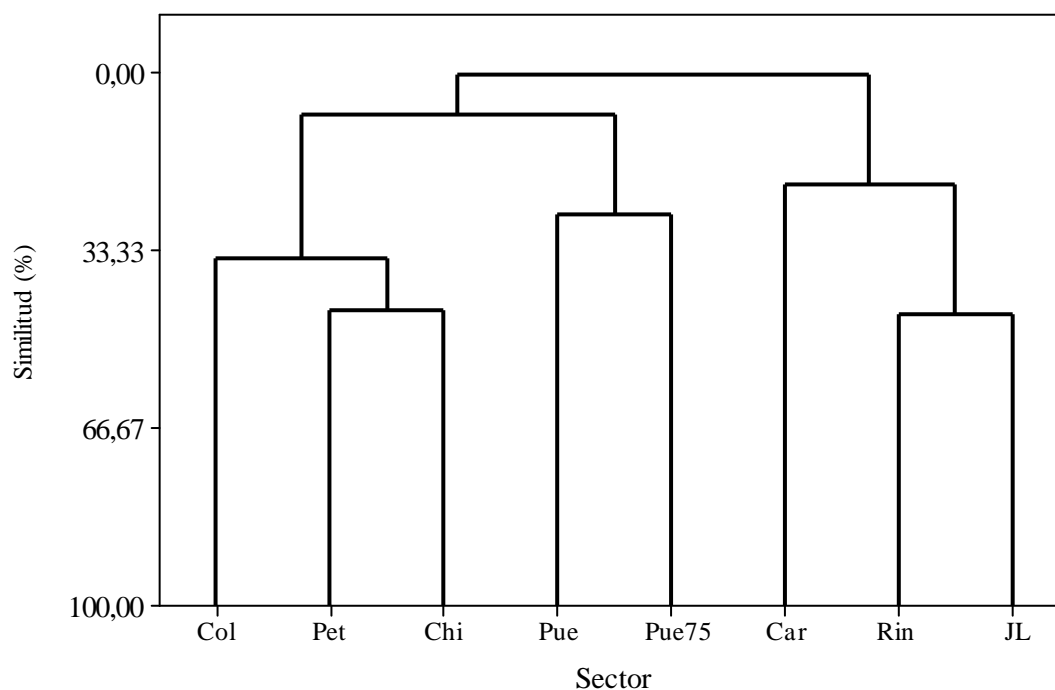
**Fig. III.39: Distribución de datos de los parámetros medidos en la bahía San Jorge contemplados en la Norma Primaria de Calidad de Agua (Decreto 144). Se indica el percentil 95 en cada caso.**



**Fig. III.39: Continuación.**

Como una forma de evaluar semejanzas en las propiedades químicas de las aguas entre los sectores de estudio se aplicó un análisis de Cluster mediante el método “Complete Linkage and Euclidean Distance”, el cual dio como resultado el dendrograma presentado en la (Fig. III.40). Si bien una primera lectura indica diferencias claras entre los sectores estudiados, lo que refuerza la idea de la alta variabilidad espacial dentro de la bahía, es posible observar agrupaciones que aunque con un bajo porcentaje de similitud, sugieren un patrón que respondería al tipo de intervención y actividad desarrollada en la costa. Así, Coloso, Petroleras y La Chimba constituyen un primer grupo caracterizado por actividad industrial diversa (embarque de mineral, desembarque de combustible y desaladora, respectivamente).

El segundo grupo está conformado por los sectores Qda. Carrizo, Rinconada y Juan López, caracterizados por la ausencia de actividad industrial. Finalmente se agrupan los dos sectores de muestreo cercanos al Puerto de Antofagasta en donde se desarrolla una alta actividad de embarque de minerales de Cu, Pb, Zn, y otros productos diversos. Estos resultados son similares a los encontrados por Valdés et al., (2011), quienes realizaron un análisis detallado de la primera campaña de muestreo del 2008 (ver en anexo), lo que sugiere que este patrón podría ser tomado como característico de la bahía y permitiendo separar la zona costera en tres grandes sectores de análisis.



**Fig. III.40: Dendrograma de similitud entre los sectores estudiados. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es Rinconada, JL es Juan López y Pue75 es Puerto 75 m.**

#### **IV. PROPIEDADES FÍSICO QUÍMICAS DE LOS SEDIMENTOS DE LA BAHÍA SAN JORGE.**

*Jorge Valdés Saavedra, Marcos Guíñez Araya, Sue Ellen Vega*

##### **IV.1. Resultados del presente proyecto**

Las muestras de sedimento fueron colectadas, en triplicado, en cada uno de los sitios de estudio identificados en la Fig I.2, mediante buceo autónomo en la isobata de los 10 m de profundidad, y con una draga Van Veen en el sector central de la bahía. Todas las muestras fueron envasadas en bolsas de plástico y almacenadas a bajas temperaturas para su transporte. Una vez en el laboratorio fueron secadas hasta peso constante a 40° C por una semana en una estufa de desecación. El contenido de metales en sedimentos fue medido en la fracción menor a 63 µm, obtenida mediante un proceso de tamizaje de cada una de las muestras en un Rot Up marca Retch modelo 200 basic. Una cantidad de entre 0,2 y 0,6 g de dicha fracción de sedimento se sometió a un proceso de digestión con 15 ml de agua regia (mezcla de ácido clorhídrico y ácido nítrico en la proporción 3:1), a 150° C, por dos horas. Finalmente la solución resultante se filtró con una membrana de 0,45 µm en un sistema al vacío y se aforó a 25 ml con agua “Milli-Q”. Los análisis de metales se realizaron mediante Espectrofotometría de Absorción Atómica (EAA), con técnica de llama, en un equipo Shimadzu 6300. El procedimiento analítico fue controlado mediante análisis rutinario de réplicas, blancos y estándares de referencia certificados MESS-3, de la National Research Council, Canadá, para sedimento.

Las zonas costeras frecuentemente son el depósito final de residuos orgánicos e inorgánicos asociados a las actividades industriales y urbanas que se desarrollan en su entorno (Luoma 1990, Giordano *et al.* 1992, French 1993). En zonas industrializadas y portuarias, los residuos de dicha actividad usualmente contienen una alta carga de metales pesados, lo que, eventualmente, puede modificar las concentraciones naturales presentes en los ambientes marinos. A pesar de que diversos metales participan de diferentes procesos metabólicos, un aumento de sus concentraciones puede resultar en efectos tóxicos para las comunidades de organismos marinos y, eventualmente, para la población humana (Moore & Ramamoorthy 1984). El conocimiento de la distribución de los metales traza en los sedimentos, permite determinar su disponibilidad en el sistema marino (Cosma *et al.* 1982), ya que su inclusión en

esta matriz ambiental representa un importante reservorio de metales desde donde pueden, eventualmente, retornar a la columna de agua por procesos de difusión y mezcla, actividad de los organismos bentónicos y resuspensión (Meyerson *et al.* 1981). Adicionalmente, la biodisponibilidad de metales en los sedimentos tiene una acción directa sobre algunas especies acuáticas, muchas de las cuales acumulan altas concentraciones con efectos crónicos en sus poblaciones (Acosta *et al.* 2002).

La concentración media de Cu en la bahía San Jorge fue de 123,33 mg kg<sup>-1</sup> (Tabla IV.1), valor que está dentro del rango de lo registrado en otras bahías de Chile (Tabla IV.2), con excepción de Chañaral (localizada 300 km al sur), en donde se han registrado concentraciones de hasta 1.600 mg kg<sup>-1</sup>, producto de la depositación histórica de desechos de la minería del cobre directamente en la zona costera (Ramírez *et al.*, 2005). Este valor de concentración de Cu es inferior al registrado por Valdés *et al.* (2010) para el período 2003-2004.

El Pb presentó una concentración media de 78,32 mg kg<sup>-1</sup>, valor superior a los de otras bahías de Chile (Mejillones, Chañaral, Concepción) (Tabla IV.2), en donde existe un alto grado de industrialización (Salamanca *et al.*, 1988). Sin embargo, estos valores fueron menores a los reportados en la bahía San Jorge para el período 2003-2004 (Valdés *et al.*, 2010). Los resultados de ambos metales sugieren una disminución de los aportes antrópicos y/o naturales a los sedimentos marinos, lo que puede incluir una menor pérdida de concentrados en las actividades de acopio y embarque de minerales en los puertos localizados en la bahía San Jorge.

La concentración media de Zn en la bahía San Jorge fue 89,99 mg kg<sup>-1</sup> (Tabla IV.1), valor similar a lo registrado en las bahías Concepción y San Vicente (Tabla IV.2), ambas con un alto grado de intervención antrópica (Salamanca *et al.*, 1988). El Zinc puede entrar al ambiente acuático como resultado de actividades industriales, descargas de efluentes y escorrentía superficial (Boxall *et al.*, 2000). Particularmente en zonas portuarias en donde se realizan actividades de embarque de minerales de Zinc, es común encontrar niveles altos de este metal en los sedimentos de fondo, como es el caso de la bahía San Jorge.

El Ni registró una media de 67,99 mg kg<sup>-1</sup> en la bahía San Jorge (Tabla IV.1). Este valor es superior al registrado en otras bahías de Chile con un mayor grado de desarrollo industrial



(Tabla IV.2). Por ejemplo, en Mejillones, bahía localizada al norte de la zona de estudio, las evidencias sugieren que la presencia de Ni en los sedimentos de fondo se explicaría, al menos en parte, por la actividad de las plantas termoeléctricas que utilizan petcoke como fuente energética (Valdés et al., 2005; Valdés, in press), debido a que este metal es un constituyente importante de este tipo de carbón (Chen y Lu, 2007). El V presentó una media global de 50,31 mg kg<sup>-1</sup> en las bahías estudiadas (Tabla IV.1), valor superior al reportado para la bahía Mejillones (Valdés et al., 2005) localizada 500 km al norte, y caracterizada por una fuerte actividad industrial (Valdés & Sifeddine, 2009).

La concentración media de Al en la bahía San Jorge fue de 3.086,6 mg kg<sup>-1</sup> (equivalente a 0,3 %) (Tabla IV.1). Este es un metal abundante en la corteza terrestre comúnmente asociado a minerales litogénicos y que es aportado al ambiente marino desde fuentes terrestres (Dean et al., 1997). Dado que no existe en la zona de estudio actividad industrial asociada al uso de este metal es posible suponer un origen natural para el Al encontrado en esta bahía, cuyas concentraciones son similares a las valores encontradas en la bahía Mejillones localizada mas al norte (Valdés et al., 2005) (Tabla IV.2). El Fe presentó una concentración media de 2.946 mg kg<sup>-1</sup> (equivalente a 0,3 %) (Tabla IV.1), valor inferior, por ejemplo, al reportado para la zona de Chiloé, en el sur de Chile (Silva et al., 2009).

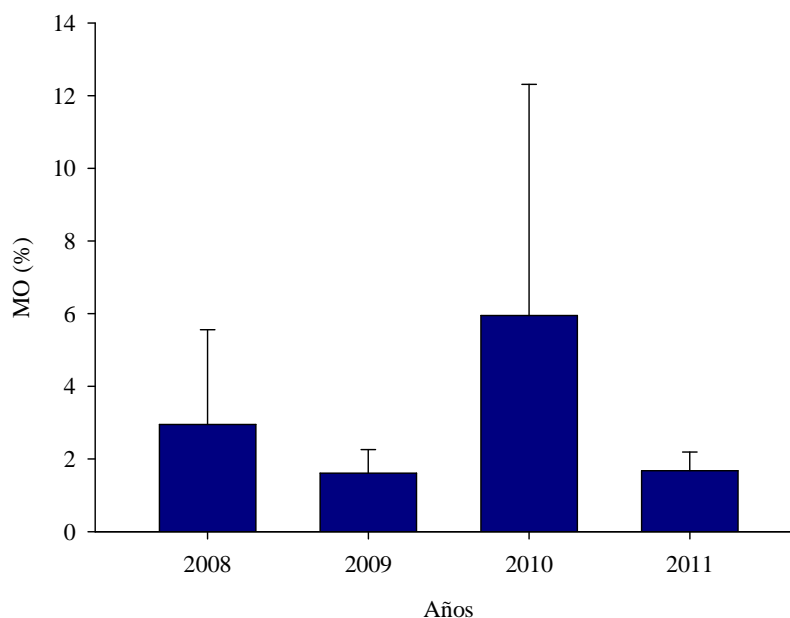
**Tabla IV.1: Estadística descriptiva de las variables medidas en sedimentos la bahía San Jorge. Metales expresados en mg kg<sup>-1</sup> y MO es Materia Orgánica (en %).**

<b>Metal</b>	<b>Promedio</b>	<b>Desviacion</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>
<b>Cu</b>	123,326	122,326	2,420	509,390
<b>Zn</b>	89,992	96,437	8,771	399,060
<b>Pb</b>	78,323	78,641	1,151	237,650
<b>Cd</b>	12,554	12,960	0,003	47,760
<b>Ni</b>	67,997	132,246	2,099	1000,185
<b>Fe</b>	2946,901	920,284	659,132	5911,396
<b>Al</b>	3085,582	1505,365	726,365	8545,836
<b>V</b>	50,306	19,429	4,379	91,287
<b>As</b>	16,724	10,943	2,008	93,347
<b>Mo</b>	52,846	25,379	9,624	120,564

**Tabla IV.2: Comparación de niveles medios de metales en sedimentos superficiales de diversos ambientes costeros de Chile. Concentración en mg kg<sup>-1</sup> excepto para Al que está en %.**

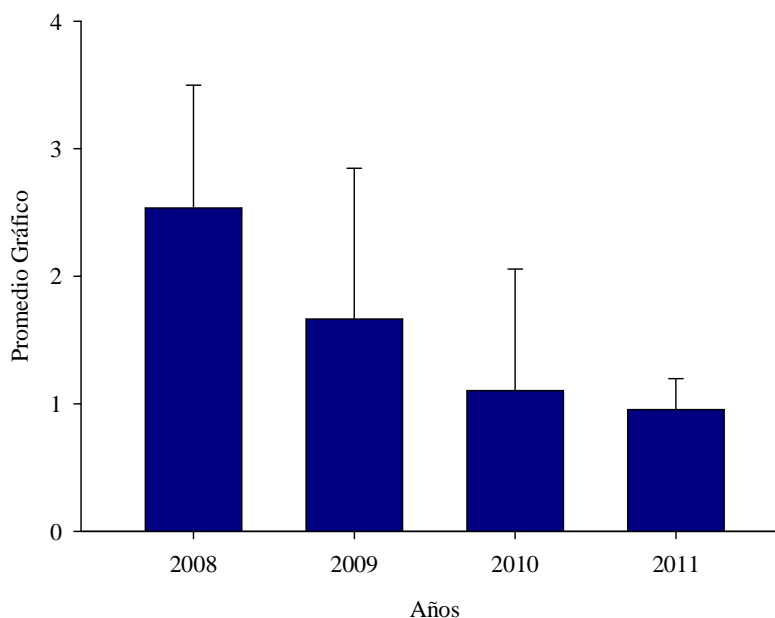
Bahía	Cu	Pb	Zn	Ni	V	Al	Referencia
Mejillones	110,4	19,9	57,3	34,6			Valdés, en prensa
Mejillones	154,7	1,27	29,7	20,6	43,9	0,33	Valdés et al., 2005
San Jorge	37,8	--	--	--			Lépez et al., 2001
San Vicente	27,7	17,4	77,6	45,6			Salamanca et al., 1988
Concepción	41,0	40,1	91,8	23,7			Salamanca et al., 1988
Chañaral	1659	21,2	28,1	0,17			Ramirez et al., 2005
San Jorge	718,0	93,4	--	--			Valdés et al., 2010.

El contenido de materia orgánica en los sedimentos de la bahía San Jorge fluctuó entre 0,27 % y 24, 41 %, con una media general de 3,45 % (Tabla IV.1), mientras que la tendencia anual mostró un alza importante del contenido orgánico en los sedimentos de fondo durante el año 2010 (Fig. IV.1). Estas fluctuaciones interanuales demuestran cambios en el flujo de carga orgánica desde la columna de agua hacia los sedimentos de fondo, debido, probablemente a variaciones de la intensidad de la surgencia en la bahía, y que dan como resultado cambios en la productividad biológica marina, principal fuente de materia orgánica en los ambientes costeros del norte de Chile.



**Fig. IV.1: Variabilidad interanual del contenido de materia orgánica de los sedimentos de la bahía San Jorge.**

El promedio gráfico (PG) de los sedimentos de la bahía San Jorge se caracterizan por ser de tipo Arena Media, pero con una alta dispersión entre Arena Muy Fina y Arena Muy Gruesa (Tabla IV.3). Esto se explica por el hecho de que las muestras fueron colectadas a 10 m de profundidad, en la zona costera, en donde las condiciones hidrodinámicas de alta energía favorecen el asentamiento de material grueso tipo arena, mientras que los sedimentos más finos se depositan en ambientes más profundos, hidrodinámicamente más estables (Valdés et al., 2010). Se observa una disminución sostenida del tamaño del grano durante el período de muestreo (Fig. IV.2), lo que reflejaría ambientes de depositación cada vez menos agitados desde el punto de vista hidrodinámico.



**Fig. IV.2: Variabilidad interanual del promedio gráfico (PG) de los sedimentos de la bahía San Jorge. Ver Tabla VIV.2 para mayor detalle.**

**Tabla IV.3: Promedio gráfico y su significado.**

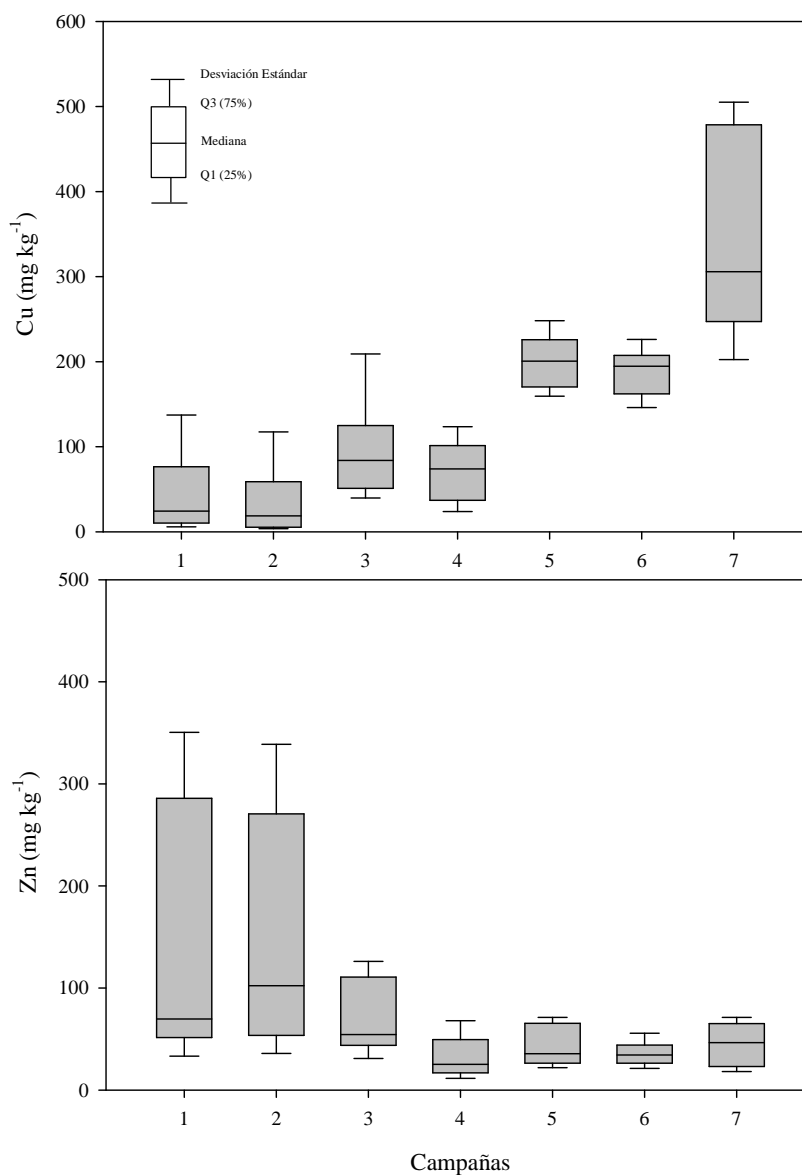
Rango	Simbología	Significado
+4.0 a +3.0	AMF	Arena muy fina
+3.0 a +2.0	AF	Arena fina
+2.0 a +1.0	AM	Arena media
+1.0 a 0	AG	Arena gruesa
0 a -1.0	AMG	Arena muy gruesa
-1.0 a -2.0	G	Gránulo
-2.0 a -4.0	GJ	Guija

La variación interanual de la concentración de metales en la bahía San Jorge durante el período 2008-2011 muestra marcadas fluctuaciones. Particularmente en el caso del Cu, Pb y Cd se observa un fuerte aumento de los valores durante el 2010-2011 (Figs. IV.3, 4). Variaciones interanuales de concentración de Cu y Pb en la bahía san Jorge, han sido descritas

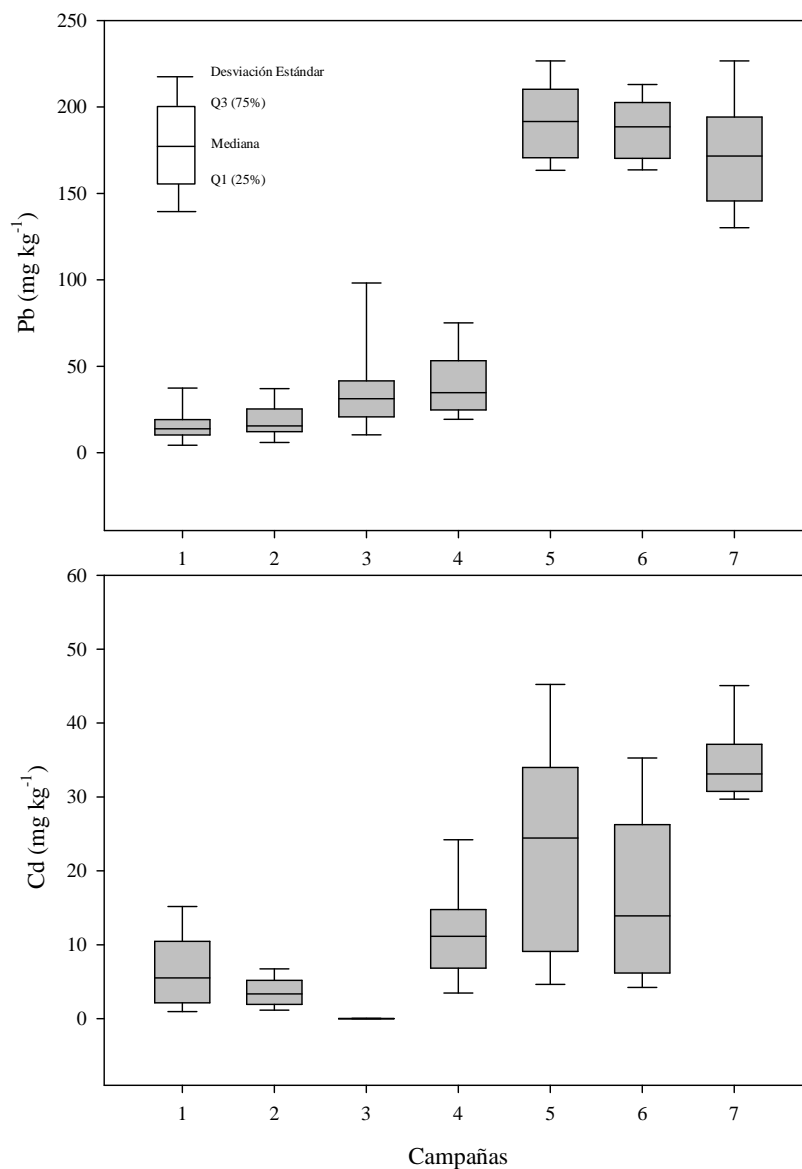
anteriormente por Valdés et al. (2010) (ver anexo XI.4), situación que puede estar asociada eventuales actividades de dragado de material del puerto que puede redistribuir estas cargas en diferentes sectores de la bahía, a las actividades de embarque de estos minerales en la zona, y a cambios estacionales en los patrones de circulación de las aguas de la bahía. El Zn y el Ni, por el contrario tienden a bajar hacia el final del período de estudio (Figs. IV.3, 5). El resto de los metales presenta valores relativamente similares durante los años de muestreo.

Como una forma de evaluar la condición ambiental de los sedimentos submareales de la bahía San Jorge se aplicaron dos normas de calidad de sedimentos marinos. Una de ellas corresponde a un procedimiento técnico que permite predecir los efectos adversos producidos por sedimentos contaminados sobre los organismos acuáticos, denominado como Sediment Quality Guideline (SQG), (Di Toro et al., 1991; US EPA, 1992; Long et al., 1995; Ankley et al., 1996; MacDonald et al., 2000). En esta clasificación se utilizan valores de referencia denominados como ERL (Efecto de Rango Bajo) y ERM (Efecto de Rango Medio) de manera que es posible distinguir tres rangos de concentración; efectos adversos raramente observados (concentración < ERL), ocasionalmente observados (concentración entre ERL y ERM) y frecuentemente observados (concentración > ERM) (Long et al., 1995; Mc Cready et al., 2006). La otra normativa corresponde al Proyecto de Normas de Calidad de Sedimentos Acuáticos para Chile (Universidad de Playa Ancha, 2002) que si bien no tiene vigencia legal, es el único documento que revisa y propone de manera preliminar concentraciones límites similares a las establecidas por la SQG. Los resultados indican que el Cu se mantiene durante todo el período de estudio con valores entre ERL y ERM, lo que sugiere efectos adversos ocasionalmente observados sobre las comunidades biológicas (Fig.IV.8). El Zn está por debajo de los valores de ERL de ambas normativas, lo que sugiere una buena condición de los sedimentos respecto de este metal (Fig.IV.8). El Pb pasa de valores menores al ERL durante la primera mitad del período de estudio a valores situados entre ERL y ERM, en ambas normativas, situación que puede indicar efectos adversos ocasionalmente observados sobre las comunidades biológicas (Fig.IV.9). El Cd es el único metal que sobrepasa los valores de ERM de la normativa Chilena (Fig.IV.9). Sin embargo, los sedimentos de la costa de Chile y particularmente de las bahías de la Península Mejillones se caracterizan por presentar naturalmente altos niveles de Cd debido a la influencia sobre la plataforma continental de la Zona de Mínimo Oxígeno, lo que favorece la precipitación de este metal hacia los sedimentos

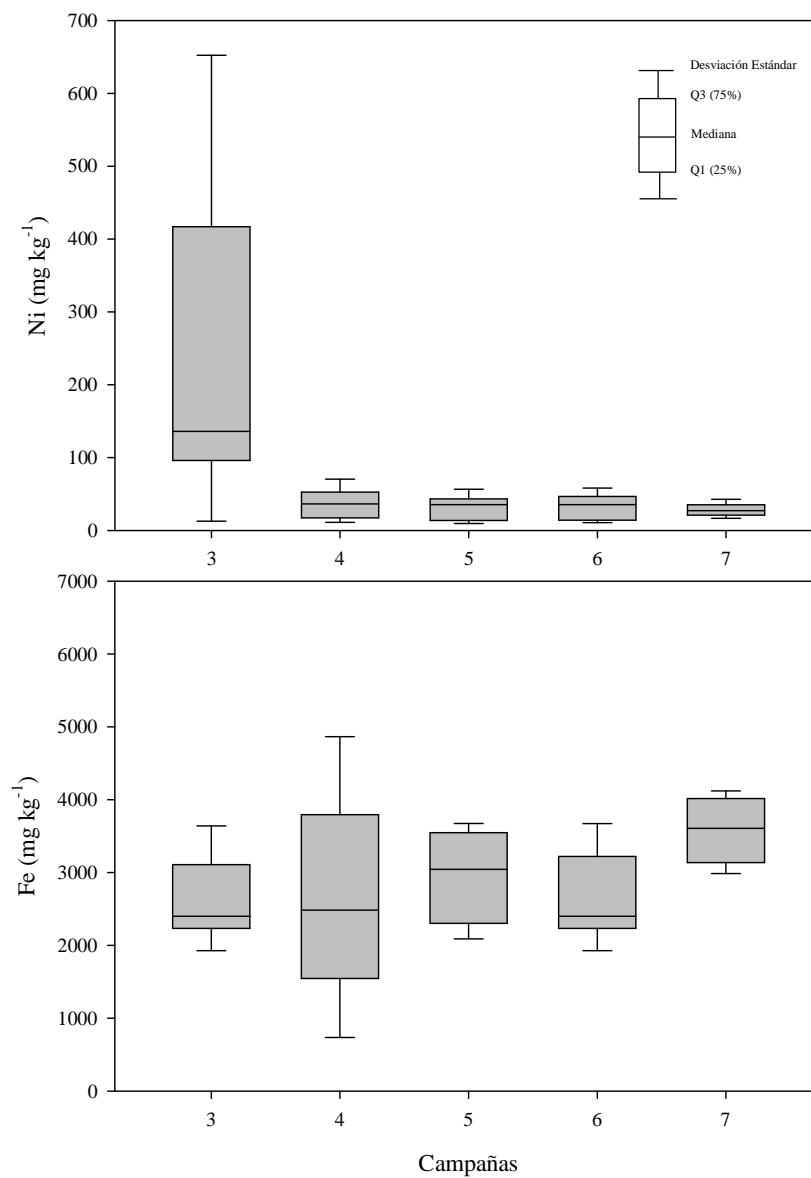
de fondo (Valdés et al., 2006). El Ni tiende a mejorar su condición en los sedimentos de fondo de la bahía, toda vez que los valores se ubican por debajo del ERL chileno hacia el final del período de estudio (Fig. IV.10). Finalmente el V y el Al son los únicos metales que se encuentran muy por debajo de los valores de ERL (Fig.IV.11), de manera que no revisten peligro alguno para las comunidades de organismos bentónicos de la bahía. Para el resto de los metales no existe normativa para comparar.



**Fig. IV.3: Box-plot de contenido de Cu y Zn en los sedimentos de la bahía San Jorge en las 7 campañas realizadas.**

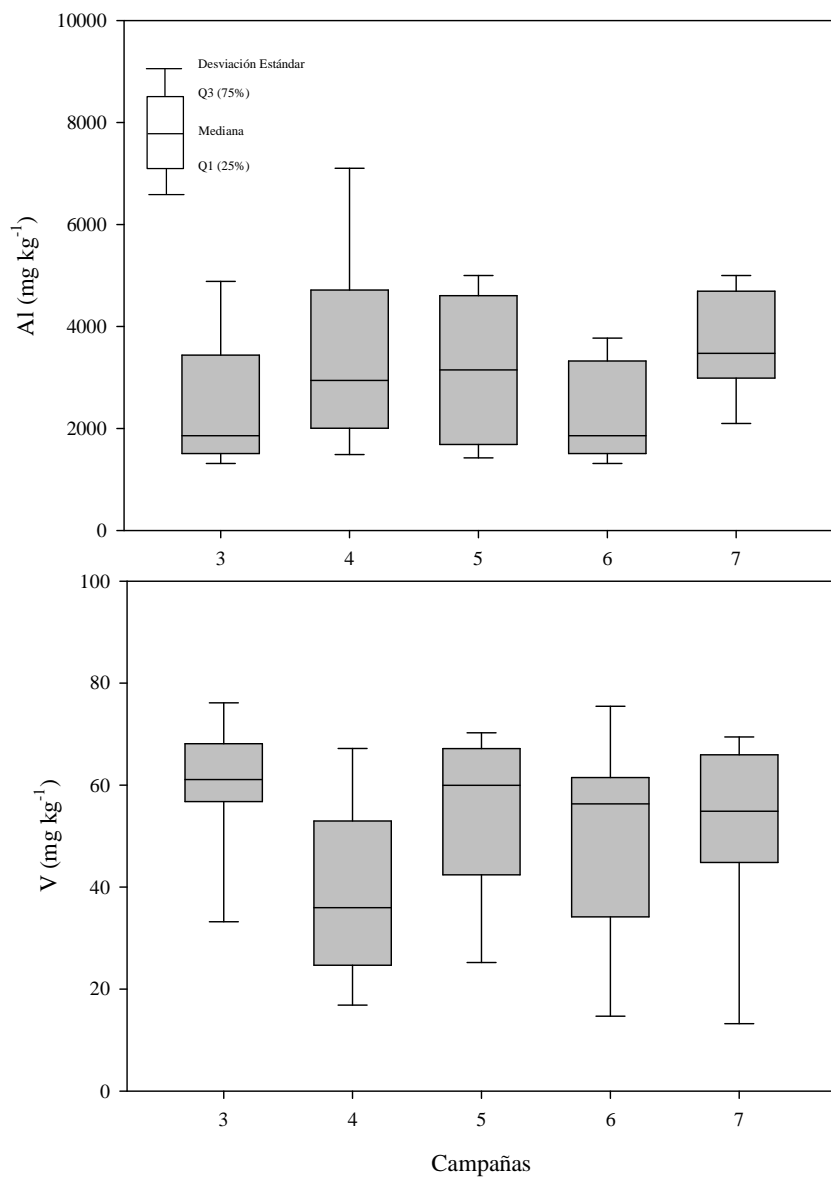


**Fig. IV.4: Box-plot de contenido de Pb y Cd en los sedimentos de la bahía San Jorge en las 7 campañas realizadas.**

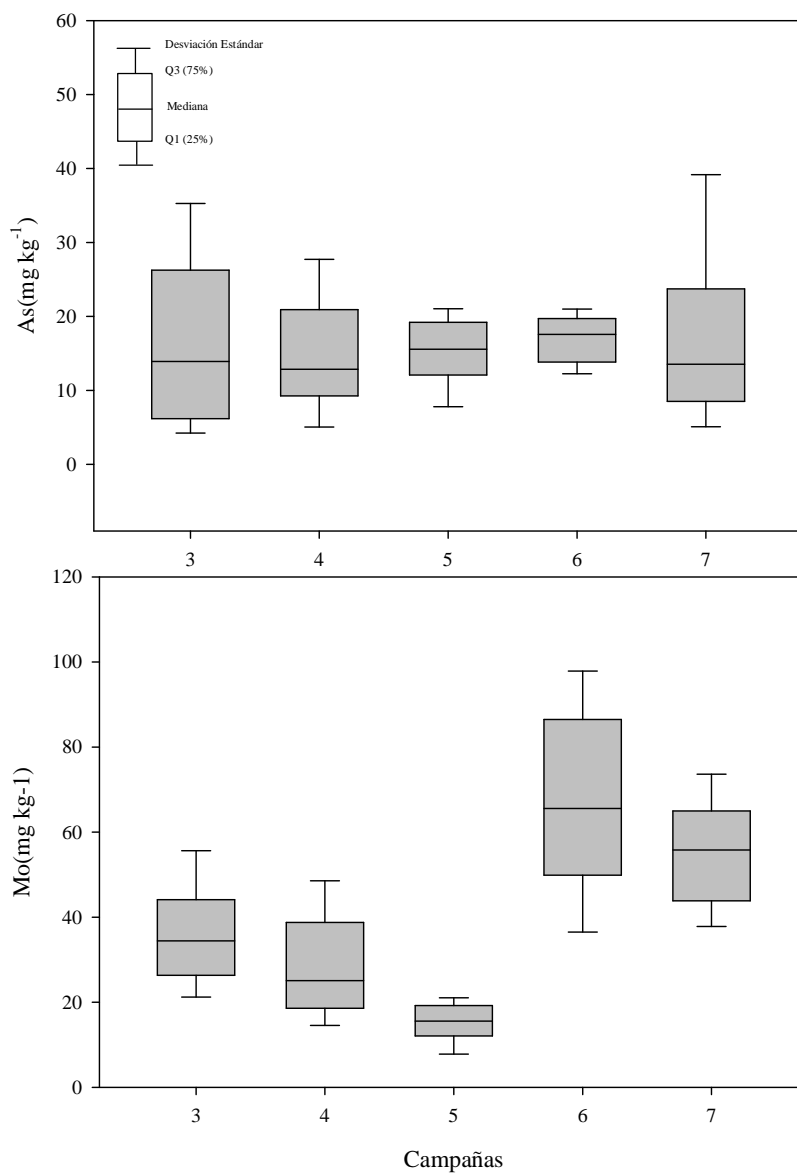


**Fig. IV.5: Box-plot de contenido de Ni y Fe en los sedimentos de la bahía San Jorge en las 5 campañas realizadas en donde hay mediciones de estos metales.**

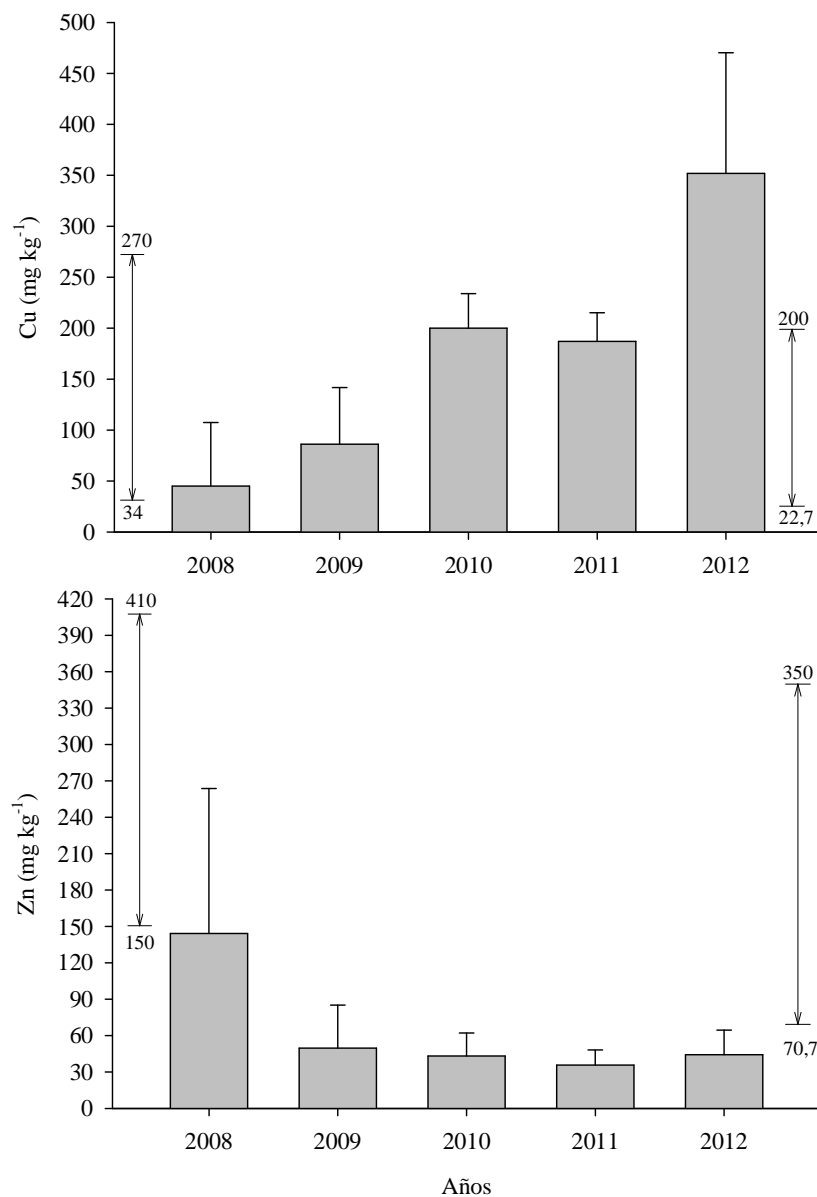




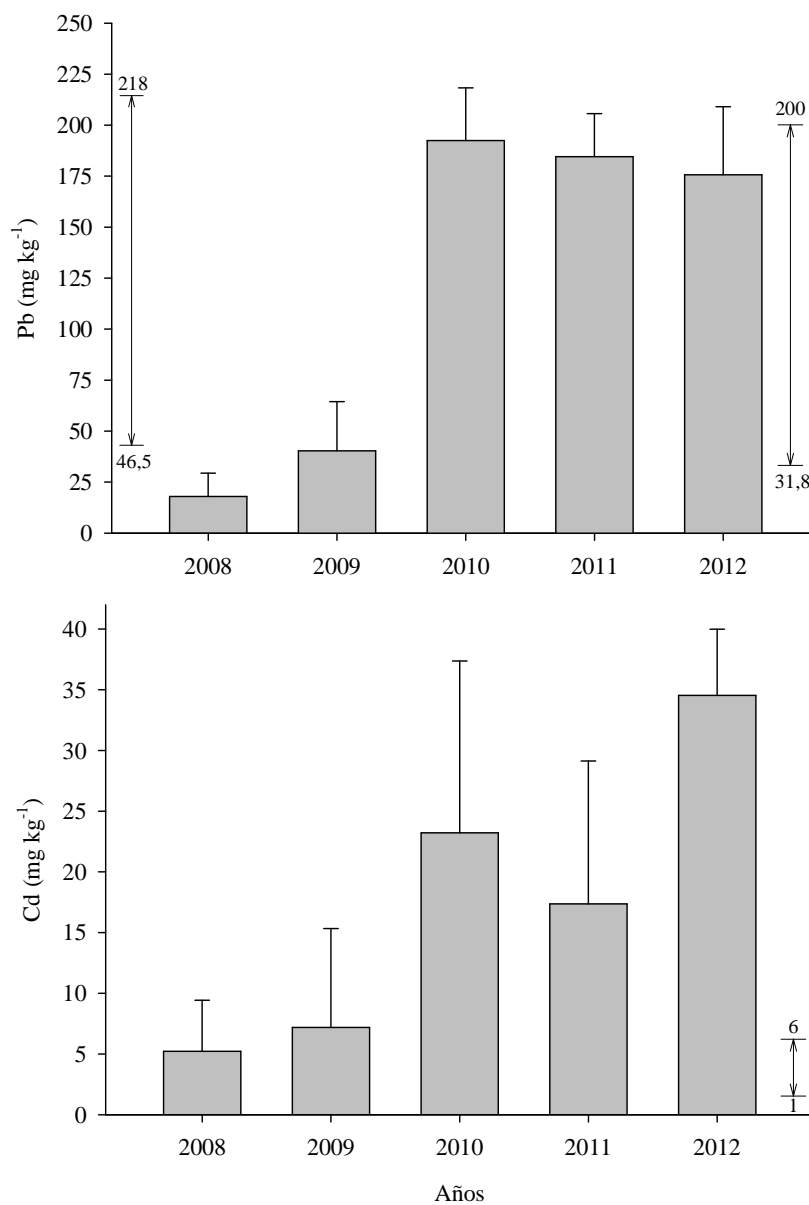
**Fig. IV.6: Box-plot de contenido de Al y V en los sedimentos de la bahía San Jorge en las 5 campañas realizadas en donde hay mediciones de estos metales.**



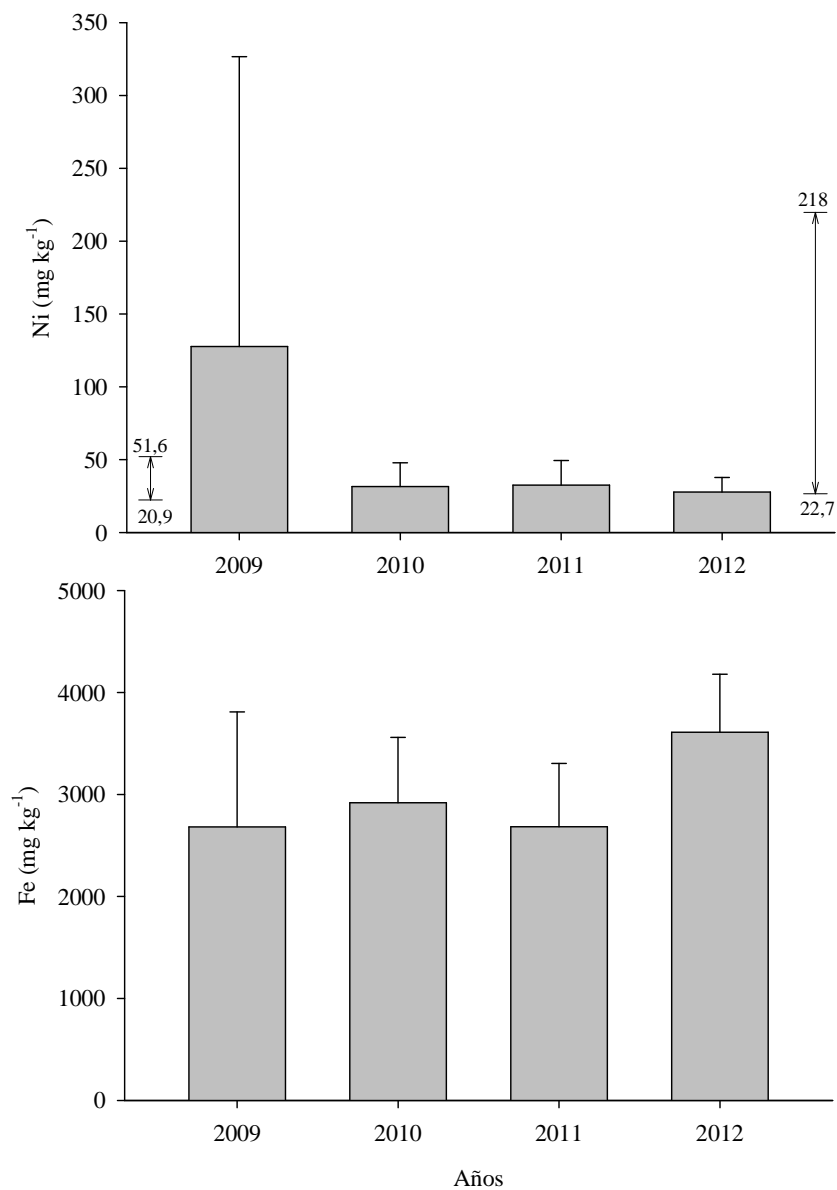
**Fig. IV.7: Box-plot de contenido de As y Mo en los sedimentos de la bahía San Jorge en las 5 campañas realizadas en donde hay mediciones de estos metales.**



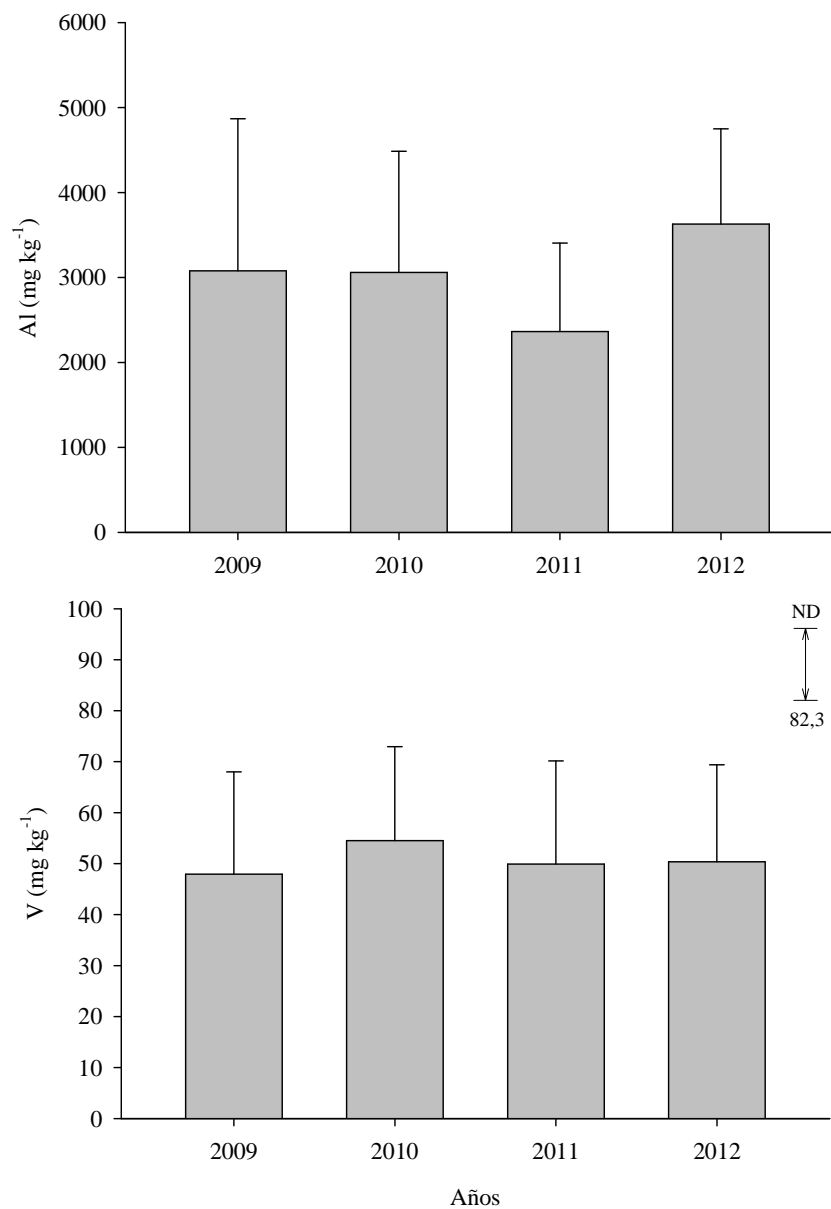
**Fig. IV.8: Contenido medio por período (2008 a 2012) de Cu y Zn en los sedimentos de la bahía San Jorge. Los valores a la izquierda y derecha corresponden a ERL y ERM indicados por Long et al. (1995) y Universidad de Playa Ancha (2002). Ver detalles en el texto.**



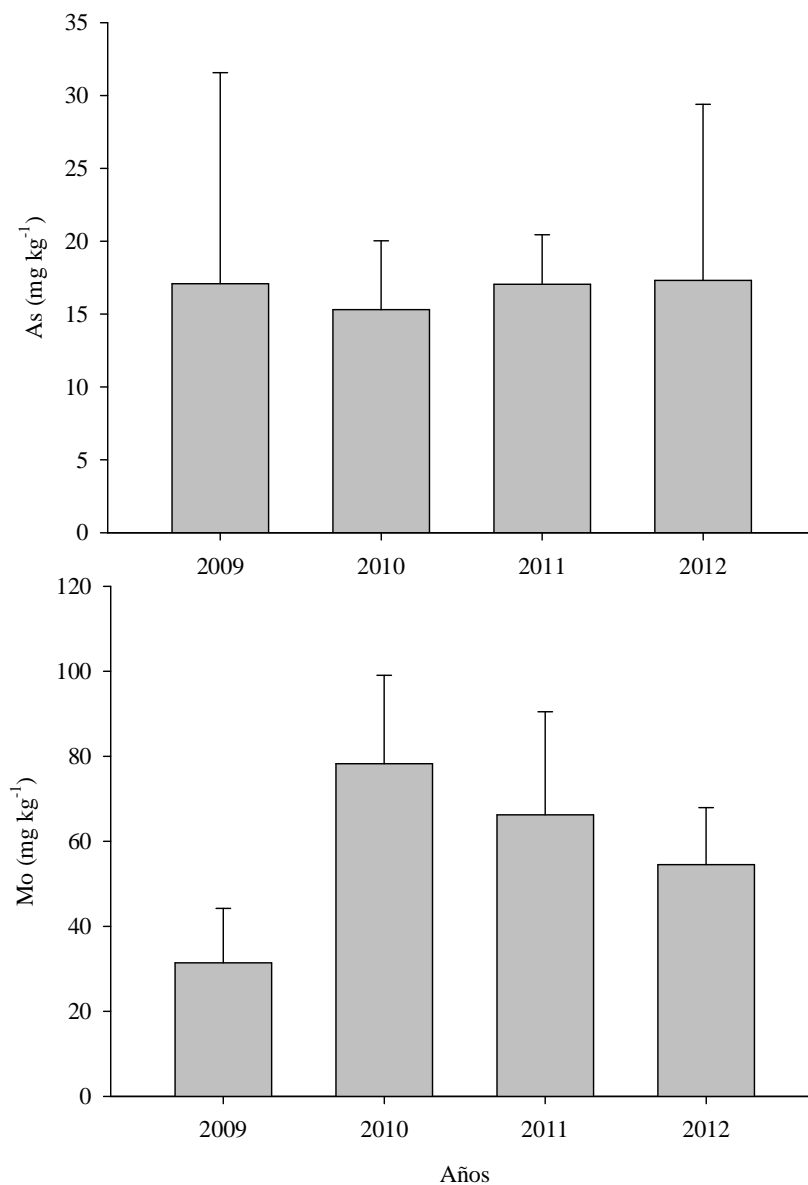
**Fig. IV.9:** Contenido medio por período (2008 a 2012) de Pb y Cd en los sedimentos de la bahía San Jorge. Los valores a la izquierda y derecha corresponden a ERL y ERM indicados por Long et al. (1995) y Universidad de Playa Ancha (2002). Ver detalles en el texto.



**Fig. IV.10: Contenido medio por período (2009 a 2012) de Ni y Fe en los sedimentos de la bahía San Jorge. Los valores a la izquierda y derecha corresponden a ERL y ERM indicados por Long et al. (1995) y Universidad de Playa Ancha (2002). Ver detalles en el texto.**



**Fig. IV.11: Contenido medio por período (2009 a 2012) de Al y V en los sedimentos de la bahía San Jorge. El valor de ERL para el Al, en el caso de Chile es  $17.000 \text{ mg kg}^{-1}$ . ND es No Determinado.**



**Fig. IV.12: Contenido medio por período (2009 a 2012) de As y Mo en los sedimentos de la bahía San Jorge.**

Otra forma de evaluar el estado de salud ambiental de los sedimentos de la bahía es mediante el Índice de Geoacumulación ( $I_{geo}$ ) de acuerdo a Müller (1979):

En donde  $I_{geo} = \log_2 (C_n/1,5 * B_n)$ .

$C_n$  = concentración actual del elemento.

$B_n$  = valores preindustriales, correspondiente a ambientes no contaminados. En este caso se utilizaron dos valores de referencia, correspondientes a formaciones geológicas tradicionales (average shales) y otros correspondientes a valores medidos en testigos de sedimento de la bahía Mejillones, los cuales pueden ser aplicados en la bahía San Jorge (Valdés *et al.* 2010).

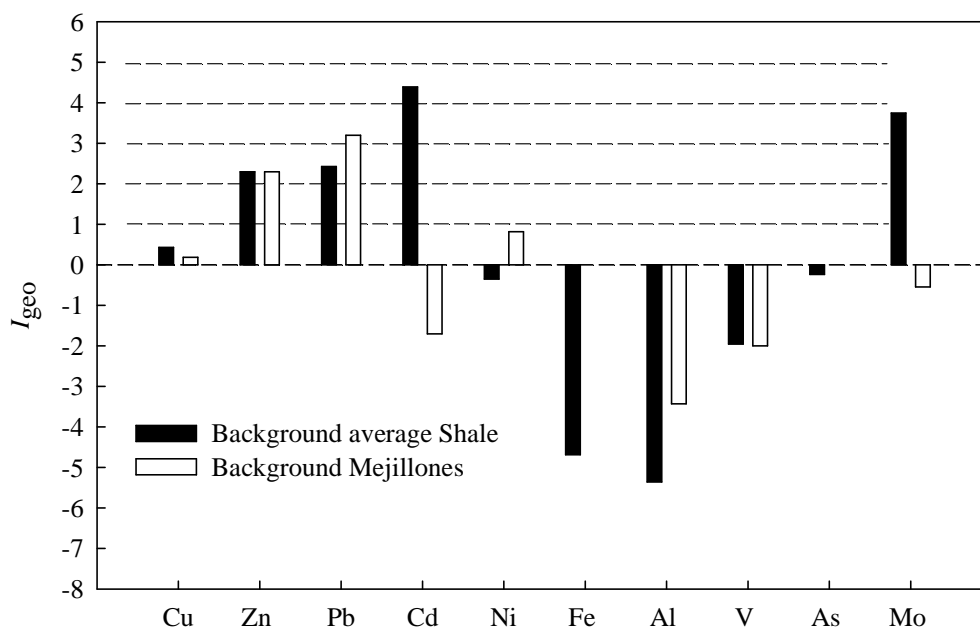
**Tabla IV.4: Clasificación del Índice de Geoacumulación de acuerdo a Müller (1979).**

Valor de $I_{geo}$	Clases de $I_{geo}$	Grado de contaminación
0	$I_{geo} < 0$	No contaminado
1	$0 < I_{geo} < 1$	No contaminado a moderadamente contaminado
2	$1 < I_{geo} < 2$	Moderadamente contaminado
3	$2 < I_{geo} < 3$	De moderado a fuertemente contaminado
4	$3 < I_{geo} < 4$	Fuertemente contaminado
5	$4 < I_{geo} < 5$	De fuertemente contaminado a extremadamente contaminado
6	$5 < I_{geo} < 6$	Extremadamente contaminado

Al utilizar los valores preindustriales de “average shales” sugiere que el Cu, Zn, Pb, Cd y Mo evidencian problemas de contaminación en distintos grados (Fig.IV.13), el cual, según la clasificación de Müller (1979) (Tabla IV.4), se encontraría de “moderado a fuertemente contaminado”. Por el contrario, al considerar los valores preindustriales de Mejillones se



produce un fuerte cambio en el caso del Cd el cual no estaría marcando un problema de contaminación en la bahía. Esto es coherente con el hecho de que en esta zona los altos valores de Cd representan condiciones naturales. Lo mismo sucede en el caso del Mo, mientras que de los otros metales, el Cu, Zn y Pb presentan una condición equivalente a lo encontrado en el caso del cálculo considerando valores preindustriales de “average shales”. En el caso de estos metales, los resultados sugieren una buena aplicación de este índice toda vez que en esta bahía se producen embarques de concentrado minerales de este tipo, de manera que es esperable encontrar problemas de contaminación de estos metales.



**Fig. IV.13: Índice de Geoacumulación para la bahía San Jorge, calculado con dos niveles de referencia (background). Ver detalles en el texto.**

La variabilidad de los parámetros analizados en la bahía san Jorge fue evaluada mediante una prueba de varianza. Al considerar los años muestreados como fuente de variación los resultados del ANDEVA muestran que tan solo el Fe, Al, V y As no muestran diferencias significativas entre los años (Tabla IV.5), de manera que el resto de los parámetros sedimentológicos son altamente variables de año en año.

**Tabla IV.5: Análisis de Varianza para los 4 años de muestreo (20098-20012) de sedimentos en la bahía San Jorge. MO es Materia Orgánica y PG es Promedio Gráfico.**

	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	Fe	Al	V	As	Mo	MO	PG
<i>F</i>	86,64	22,29	1030,4	46,26	5,81	0,7	1,73	1,07	0,29	70,87	5,33	5,91
<i>p</i>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	0,498	0,183	0,348	0,75	<b>0,001</b>	<b>0,002</b>	<b>0,001</b>

Los resultados del ANDEVA al considerar como fuente de variación los 8 sectores analizados, muestran que el Fe, V, Mo y PG no presentan diferencias significativas (Tabla IV.6). Para el resto de los parámetros los resultados medios obtenidos para cada sector difieren significativamente.

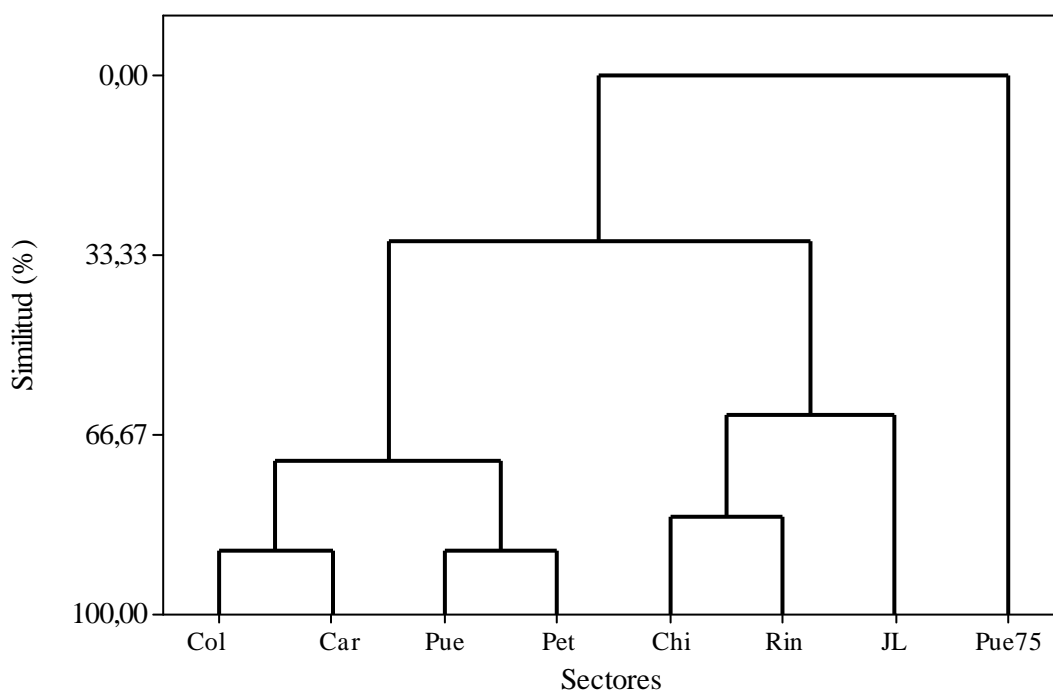
Ambas pruebas de varianza sugieren que la matriz sedimentaria presenta variaciones interanuales y espaciales que deben ser consideradas al momento de analizar el impacto de la actividad antrópica sobre el medio marino. Puntualmente, estos resultados sugieren la necesidad de mantener este tipo de estudios en el tiempo a fin de detectar cambios atribuibles a condiciones naturales o antrópicas.

**Tabla IV.6: Análisis de Varianza para los sitios de muestreo de sedimentos en la bahía San Jorge. MO es Materia Orgánica y PG es Promedio Gráfico.**

	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	Fe	Al	V	As	Mo	MO	PG
<i>F</i>	6,12	17,41	2,62	3,93	2,21	1,48	6,84	1,97	2,54	0,58	24,92	0,6
<i>p</i>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,04</b>	0,184	<b>0,001</b>	0,068	<b>0,02</b>	0,77	<b>0,001</b>	0,752

Como una forma de comparar las características de los sedimentos en los sectores estudiados dentro de la bahía san Jorge se aplicó un análisis de Cluster según el método “complete linkage, Euclidean distance”, cuyo dendrograma de similitud se observa en la Fig. IV.14. De acuerdo a este análisis es posible separar la bahía en 3 sectores claramente definidos; el sector sur comprendido entre Coloso y Las Petroleras, en donde se concentra la mayor actividad industrial de la bahía; un sector norte que abarca desde La Chimba a Juan López, caracterizado por ausencia de actividad industrial; y un sector centro de la bahía en donde las condiciones de

sedimentación (75 m de profundidad) generan un ambiente completamente diferente del resto de las estaciones, las que presentan una profundidad de muestreo de 10 m. Sin embargo, dentro de esta sectorización, Las Petroleras presentan un leve diferencia con los sectores del Puerto y Coloso, probablemente debido al tipo de actividad industrial desarrollada en esta zona (embarque de mineral v/s desembarque y acopio de hidrocarburos, respectivamente).



**Fig. IV.14: Dendrograma de similitud entre los sectores estudiados. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es Rinconada, JL es Juan López y Pue75 es Puerto 75 m.**

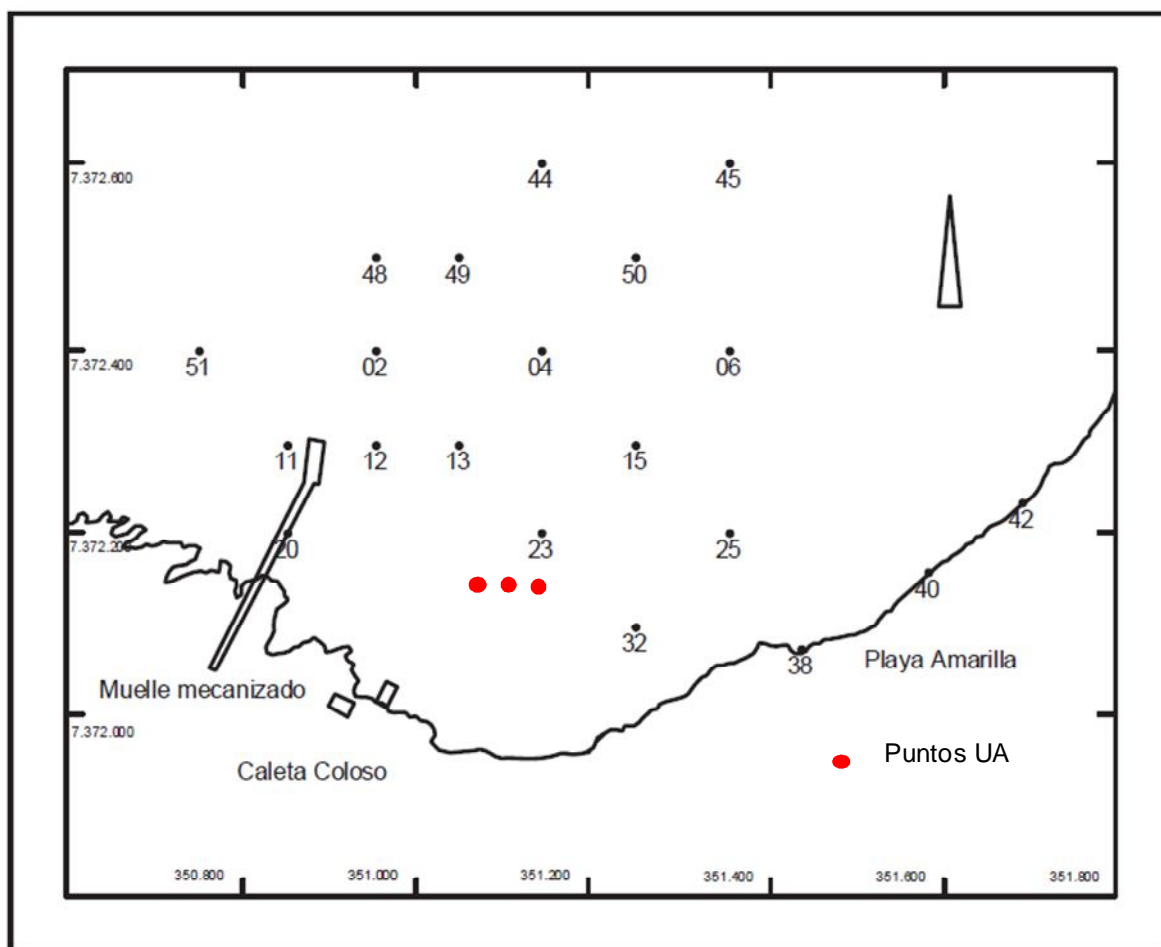
#### **IV.2. Análisis comparativo con otros estudios**

Para esta comparación se utilizaron datos de contenido de metales, obtenidos en diferentes estudios realizados en zonas coincidentes con las estudiadas en este proyecto. Puntualmente se utilizaron datos del programa de Vigilancia Ambiental de Empresa Minera Escondida Limitada-Coloso (PVA), Programa de Observación del Ambiente Litoral (POAL), Empresa Portuaria Antofagasta (EPA) y Antofagasta Terminal Internaciona (ATI). Dichos estudios son regularmente realizados en la zona de Coloso, Puerto Antofagasta y Petroleras, las cuales coinciden con 3 de los 8 sectores estudiados en el presente proyecto (Tabla IV.2.I).

En el sector de Coloso existe una red de muestreo constituida por 17 puntos correspondientes al PVA y tres puntos correspondientes al presente proyecto (Fig. IV.15). En este caso hay datos de los años 2011 y 2012 para comparar.

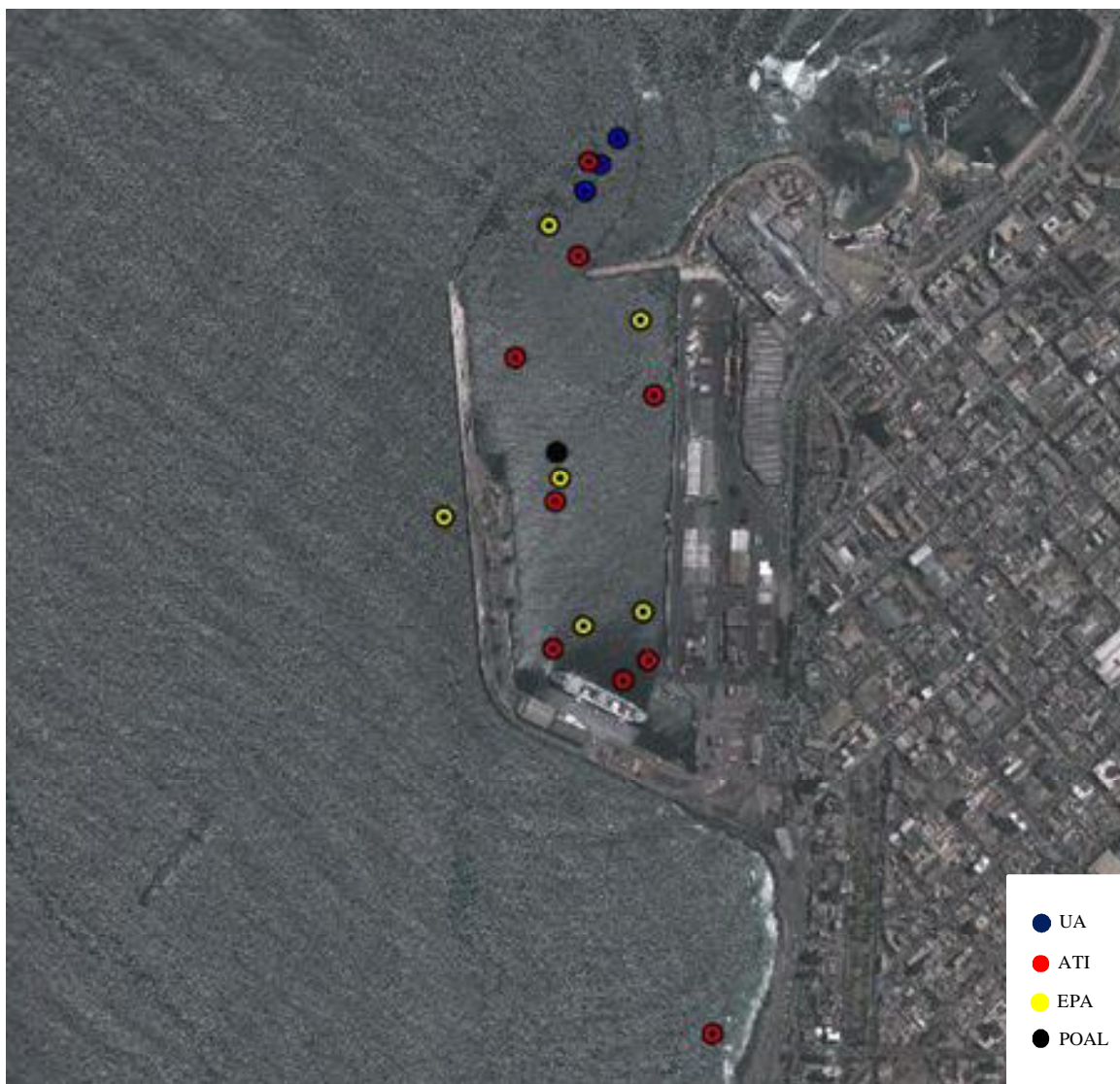
Tabla IV.2.1: Coordenadas de los puntos de muestreo de cada uno de los estudios comparados en este capítulo. Datum WGS-84.

<b>Estudio</b>	<b>Estaciones</b>	<b>ESTE</b>	<b>NORTE</b>
POAL	Petroleras	357460	7387455
EPA	Nº 1	356740	7383609
	Nº 2	356555	7383616
	Nº 3	356657	7384183
	Nº 4	356510	7383890
	Nº 5	356485	7384358
	Nº 6	356294	7383817
	Nº 7	356478	7382339
ATI	Nº 1	356424	7384113
	Nº 2	356501	7383847
	Nº 3	356482	7383551
	Nº 4	356751	7383432
	Nº 5	356716	7383552
	Nº 6	356683	7384045
	Nº 7	356540	7384302
	Nº 8	356558	7384477
	Nº 9	357228	7384788
	Nº 10	356800	7382863
UA	Coloso	351072	7371887
	Puerto	356583	7384462
	Petrolera	357200	7387975
PVA MEL	SM-2	35095	7372400
	SM-4	35115	7372400
	SM-6	35135	7372400
	SM-11	35085	7372300
	SM-12	35095	7372300
	SM-13	35105	7372300
	SM-15	35125	7372300
	SM-20	35085	7372200
	SM-23	35115	7372200
	SM-25	35135	7372200
	SM-32	35125	7372100
	SMN-44	35115	7372600
	SMN-45	35135	7372600
	SMN-48	35095	7372500
	SMN-49	35105	7372500
SMN-50	35125	7372500	
SMN-51	35075	7372400	



**Fig. IV.15: Distribución de puntos de muestreo de sedimentos en el sector de Coloso. UA es Universidad de Antofagasta (este proyecto) y PVA es Programa de Vigilancia Ambiental de Coloso.**

En el sector del Puerto de Antofagasta se tienen datos del año 2011, correspondientes al POAL, EPA y ATI, los cuales suman 15 puntos, la mayoría de ellos dentro de la poza de abrigo. En el caso del presente proyecto hay datos colectados en tres puntos localizados en la salida de esta poza (Fig. IV.16).



**Fig. IV.16: Distribución de puntos de muestreo de sedimentos en el sector del Puerto de Antofagasta. UA es Universidad de Antofagasta (este proyecto), ATI es Antofagasta Terminal Internacional y EPA es Empresa Portuaria Antofagasta.**

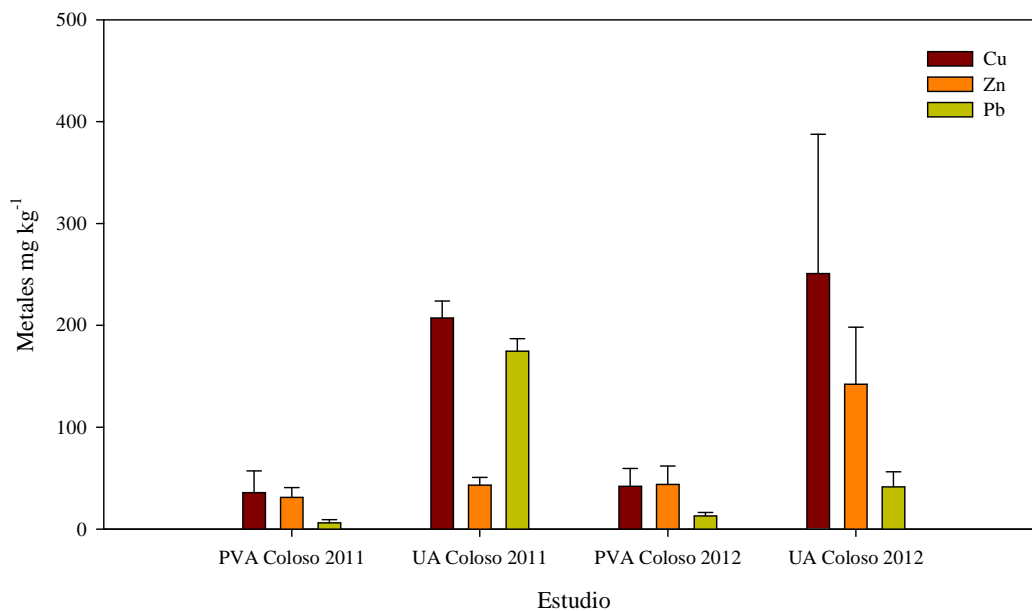
Finalmente en el sector de Petroleras, hay un punto correspondiente al POAL y tres puntos correspondiente al presente proyecto (Fig. IV.17), ambos con datos del año 2011.



**Fig. IV.17: Distribución de puntos de muestreo de sedimentos en el sector de Coloso. UA es Universidad de Antofagasta (este proyecto) y POAL es Programa de Observación del Ambiente Litoral.**

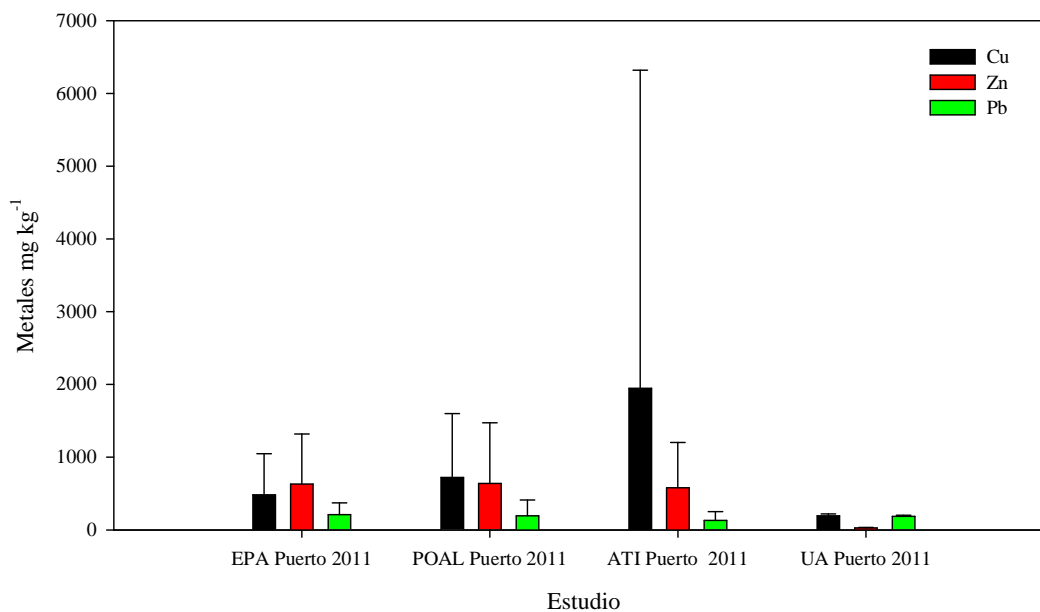
Los resultados del contenido de Cu obtenidos en el PVA de Coloso son significativamente inferiores a los reportados en el presente proyecto, para ambos años de comparación. El Zn presentó valores similares, inferiores a 100 mg kg<sup>-1</sup>, en el año 2011, mientras que el PVA arrojó valores inferiores a este proyecto en el año 2012. Finalmente el contenido de Pb en los sedimentos fue significativamente inferior en el caso del PVA durante el año 2011, tendiendo a valores relativamente similares al año siguiente (Fig. IV.18, Tabla IV.2.2)





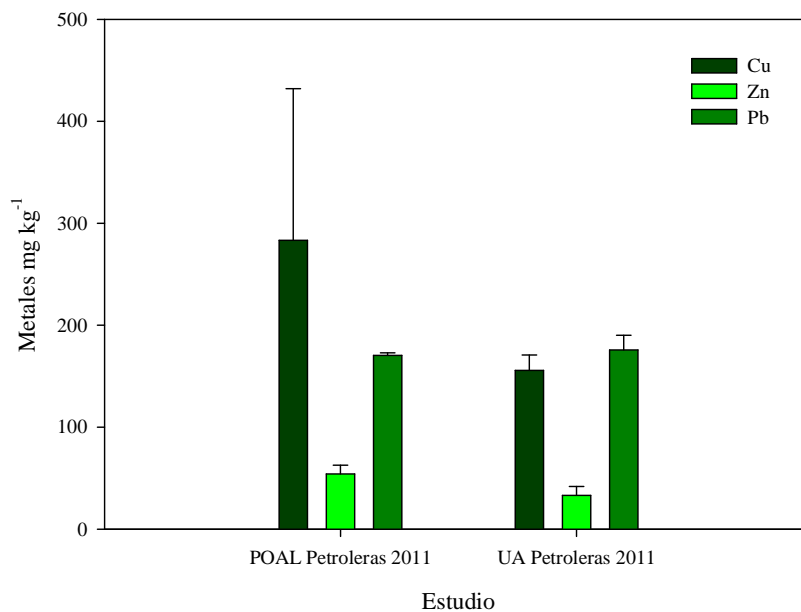
**Fig. IV.18: Comparación de resultados entre datos obtenidos por el Programa de Vigilancia Ambiental de Coloso (PVA) y la Universidad de Antofagasta (UA).**

Al contrario de lo que sucede en Coloso, en el sector del Puerto de Antofagasta los valores de Cu y Zn reportados por EPA, POAL y ATI son significativamente superiores a los medidos en este estudio, mientras que el contenido de Pb, aun cuando es superior en dichos informes, son mas similares a los reportados por este proyecto (Fig. IV.19, Tabla IV.2.2).



**Fig. IV.19: Comparación de resultados obtenidos durante el año 2011, entre datos generados por el presente proyecto y los obtenidos por estudios externos en el sector Puerto. Empresa Portuaria Antofagasta (EPA), Programa de Observación del Ambiente Litoral (POAL), Antofagasta Terminal Internacional (ATI) y Universidad de Antofagasta (UA).**

Finalmente en el sector Petroleras, tan solo los niveles de Cu detectados por POAL fueron superiores a los obtenidos en este estudio, mientras que el Zn y el Pb presentaron valores similares en ambos estudios (Fig. IV.20, Tabla IV.2.2).



**Fig. IV.20: Comparación de resultados entre datos obtenidos en el presente proyecto y los obtenidos por el Programa de Observación del Ambiente Litoral (POAL) y la Universidad de Antofagasta (UA), en el sector Petroleras.**

Tabla IV.2.2: Contenido de Cu, Zn y Pb en sedimentos, reportados en cada uno de los estudios utilizados en este capítulo de comparación.

Año	Ubicación	Estudio	Cu ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	Zn ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	Pb ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )
2011	COLOSO	PVA MEL	33.2	38.8	4.2
2011	COLOSO	PVA MEL	20.0	24.6	3.6
2011	COLOSO	PVA MEL	20.4	24.2	3.1
2011	COLOSO	PVA MEL	22.0	15.5	5.2
2011	COLOSO	PVA MEL	53.0	37.9	5.7
2011	COLOSO	PVA MEL	50.3	28.9	7.6
2011	COLOSO	PVA MEL	23.5	40.1	8.8
2011	COLOSO	PVA MEL	51.1	37.3	3.9
2011	COLOSO	PVA MEL	49.8	39.7	7.9
2011	COLOSO	PVA MEL	15.6	28.2	7.5
2011	COLOSO	PVA MEL	22.5	20.6	4.1
2011	COLOSO	PVA MEL	30.8	27.2	5.1
2011	COLOSO	PVA MEL	33.1	25.4	3.9
2011	COLOSO	PVA MEL	33.1	36.3	7.9
2011	COLOSO	PVA MEL	99.1	52.3	15.7
2011	COLOSO	PVA MEL	15.8	21.7	3.7
2012	COLOSO	PVA MEL	32.2	51.8	9.8
2012	COLOSO	PVA MEL	44.4	51.3	9.8
2012	COLOSO	PVA MEL	63.8	56.0	18.7
2012	COLOSO	PVA MEL	27.5	55.7	11.9
2012	COLOSO	PVA MEL	84.7	19.5	11.4
2012	COLOSO	PVA MEL	35.9	60.9	10.8
2012	COLOSO	PVA MEL	20.4	35.6	7.5
2012	COLOSO	PVA MEL	16.3	13.8	18.3
2012	COLOSO	PVA MEL	24.6	12.4	13.8
2012	COLOSO	PVA MEL	42.1	56.2	12.0
2012	COLOSO	PVA MEL	60.6	56.4	13.9
2012	COLOSO	PVA MEL	51.0	8.9	12.7
2012	COLOSO	PVA MEL	52.7	57.9	16.7
2012	COLOSO	PVA MEL	32.6	50.9	11.1
2012	COLOSO	PVA MEL	51.4	51.7	11.3
2012	COLOSO	PVA MEL	42.0	55.0	18.7
2012	COLOSO	PVA MEL	32.3	50.6	11.8

2011	COLOSO	UA	199.9	165.0	49.1
2011	COLOSO	UA	195.5	170.6	34.5
2011	COLOSO	UA	226.3	188.5	45.7
2012	COLOSO	UA	398.6	156.3	44.9
2012	COLOSO	UA	459.7	145.0	55.5
2012	COLOSO	UA	302.6	125.4	50.5
2011	PUERTO	EPA	301.0	286.0	283.0
2011	PUERTO	EPA	1505.0	1761.0	397.0
2011	PUERTO	EPA	852.0	1225.0	290.0
2011	PUERTO	EPA	680.0	967.0	371.0
2011	PUERTO	EPA	21.8	74.6	24.3
2011	PUERTO	EPA	11.7	53.3	95.3
2011	PUERTO	EPA	11.7	54.1	14.7
2011	PUERTO	ATI	1104.0	967.0	154.0
2011	PUERTO	ATI	692.0	861.0	109.0
2011	PUERTO	ATI	1205.0	1381.0	231.0
2011	PUERTO	ATI	1542.0	1644.0	400.0
2011	PUERTO	ATI	14285.0	104.0	162.0
2011	PUERTO	ATI	552.0	735.0	159.0
2011	PUERTO	ATI	30.8	23.4	18.5
2011	PUERTO	ATI	24.7	23.2	6.4
2011	PUERTO	ATI	24.1	34.9	66.1
2011	PUERTO	ATI	15.5	23.6	6.0
2011	PUERTO	UA	194.7	35.1	193.6
2011	PUERTO	UA	171.2	28.5	170.0
2011	PUERTO	UA	220.6	21.6	197.6
2011	PETROLERAS	POAL	196.0	27.0	15.3
2011	PETROLERAS	POAL	248.0	46.2	12.8
2011	PETROLERAS	UA	167.6	41.9	163.2
2011	PETROLERAS	UA	138.8	33.1	172.9
2011	PETROLERAS	UA	160.8	24.3	191.3

Existen muchas causas que pueden explicar las diferencias encontradas en los contenidos de metales, en los distintos estudios. Básicamente, una variación espacial en los puntos de muestreo, por mínima que sea, puede arrojar valores diferentes. Adicionalmente, la metodología de análisis utilizada (fracción de sedimento menor a 63 micras v/s sedimento total), la

granulometría del sedimento y el contenido de materia orgánica, son factores que tienen un rol preponderante en el contenido de metales en los sedimentos marinos.

Particularmente en el caso del Puerto de Antofagasta, los valores significativamente superiores reportados por el POAL, EPA y ATI pueden ser explicados por el hecho de que la mayoría de las estaciones de muestreo reportadas por estos programas de monitoreo, están localizadas dentro de la poza de abrigo, lugar en donde se realizan los embarques de mineral, y por consiguiente el entorno es más susceptible a sufrir eventuales impactos. Adicionalmente, las condiciones de refugio de esta poza favorecerían la retención de material particulado, el cual se estaría manteniendo dentro de este sector. Sin embargo, un análisis más detallado de las causas de estas variaciones requiere de un mayor número de resultados, y una serie de tiempo más larga a fin de evaluar esta situación bajo diferentes condiciones ambientales, lo cual no fue posible de obtener para efectos de este estudio.

## ***V. ECOLOGÍA MICROBIANA DE LA BAHÍA SAN JORGE***

### **V.1. INTRODUCCION**

La corriente de Humboldt (HCS) es uno de los sistemas marinos más ricos desde el punto de la productividad biológica que recorre las costas del norte de Chile, lo que le permite sustentar una de las mayores producciones pesqueras del planeta (Summerhayes et al. 1995, González et al. 1998, Iriarte et al. 2000). Esta riqueza principalmente estaría dada por el efecto fertilizador de aguas profundas que emergen hacia la superficie conducida por los vientos, las cuales aportarían nutrientes a la zona eufótica sobre el margen del continente (Barber & Smith, 1981). Esta particular característica a menudo genera ciertos cambios puntuales desde el punto de vista biológico y oceanográfico, los cuales han sido ampliamente estudiados en los últimos años (Escribano & Hidalgo 2000, Blanco et al. 2001, Blanco et al. 2001). Sin embargo, estos estudios se han focalizado principalmente en los ambientes pelágicos a una escala regional, dejando en un segundo plano los sistemas marinos costeros de escala local como los son los ambientes de bahía. En el caso de Chile, la información generada para los ambientes de bahía cubre aspectos tales como circulación de masas de agua, productividad biológica, impactos ambientales, manejo de recursos, ecología de comunidades, etc. Sin embargo, no todas las bahías han sido estudiadas con igual intensidad, generándose vacíos de conocimiento que dificultan el entendimiento y comparación de los procesos propios de estos sistemas, así como medidas administrativas que permitan un manejo armónico de dichos ambientes. En este sentido, uno de los aspectos menos estudiados en los ambientes costeros del norte de Chile, es el relacionado con la estructura y dinámica de las comunidades microbiológicas que allí habitan, esto porque generalmente las bacterias han sido consideradas como una “caja negra” dentro de los sistemas ecológicos (Iwamoto et al. 2000) y porque persistían deficiencias metodológicas que impedían un estudio representativo de estas comunidades de organismos. Recientemente el desarrollo de técnicas de cultivo no dependiente con el objeto de evitar el bajo porcentaje de cultivabilidad (<1 %) (Muyzer et al. 1998) respecto de la fracción total de bacterias totales observables desde muestras ambientales (Sahm & Berninger 1998, Ellis et al. 2003) permitiría acceder a conocer la variabilidad espacial y temporal de las

comunidades bacterianas desde el punto de vista de su estructura comunitaria (Ward et al. 1995). Además, el uso de herramientas moleculares como la técnica de Electroforésis en Gel de Gradiente Denaturante (DGGE) (Muyzer et al. 1993) a partir de fragmentos de 16S rADN amplificados por medio de la técnica de Reacción en Cadena de la Polimerasa (PCR). La península de Mejillones (23,5° S) ha sido descrita como el accidente geográfico más importante del norte de la costa Chilena, dando origen a dos grandes bahías con apertura opuestas como son San Jorge (23°32'S) y Mejillones del Sur (23° S) en la región de Antofagasta (Vargas 2002). Particularmente, bahía San Jorge alberga a una de las ciudades más pobladas del norte de Chile, en la cuál coexisten diferentes actividades industriales. Desde el punto de vista oceanográfico, esta bahía se caracteriza por estar ubicada en un centro de surgencias muy productivo, esto significa que las masas de agua provenientes de las surgencias se internan en la bahía generando particulares características que influyen fuertemente en el comportamiento estacional de la bahía, el cuál se caracteriza por una estación fría y una cálida, donde los pulsos de surgencias conducen al continuo flujo de material orgánico hacia el fondo de la bahía. Sin embargo, poco es conocido respecto de cómo se comportan o influyen estacionalmente las características oceanográficas sobre las comunidades bacterianas asociadas a los sedimentos de la bahía San Jorge de manera espacial a lo largo de un período temporal de importancia. Por tal motivo, el presente estudio persigue describir cambios en la estructura de comunidades bacterianas asociadas a sedimentos marinos de la bahía San Jorge, los cuales fueron analizados a partir de siete estaciones de muestreo a diferentes isóbatas mediante la técnica de Electroforésis en Gel de Gradiente Denaturante (DGGE), información que actualmente no existe en la literatura.

## **V.2. METODOLOGIA**

### **V.2.1.- Recolección de muestras para análisis bacteriológico:**

Muestras para análisis bacteriológico fueron recolectadas mediante la utilización de botellas oceanográficas (muestras de agua superficial y de fondo) y una draga para la recolección de



sedimento. Las zonas de muestreo se clasificaron como transectas, desde las cuales se colectaron las muestras de agua y sedimento en triplicado a partir de las distintas profundidades previamente establecidas (Tabla I.2.). Todas las muestras al momento de su recolección fueron almacenadas en recipientes a 4° C y analizadas dentro de las primeras 6 horas.

#### **V.2.2.- Recuento de bacterias de vida libre y asociadas a sedimentos:**

El estudio de las comunidades bacterianas de vida libre y asociadas a sedimentos, se realizó a partir de muestras de agua (superficial y de fondo) y sedimentos recolectadas desde las estaciones de muestreo previamente definidas.

#### **V.2.3.- Recuento de bacterias totales.**

El recuento de bacterias totales se llevó a cabo desde muestras de agua y sedimento en triplicado siguiendo la metodología descrita por Porter & Feig 1980. Para esto las muestras fueron teñidas con DAPI (4'-6'-diamidino-2-phenylidone; Sigma) a una concentración final: 1µg ml<sup>-1</sup> e incubadas por 10 minutos a temperatura ambiental y protegidas de la exposición directa de la luz. Después de la incubación las bacterias fueron atrapadas sobre filtros negros de policarbonato (0.2 µm; ADVANTEC, Japan) y observadas bajo un microscopio de epifluorescencia BX51 (OLYMPUS, Japan). Los filtros utilizados para el recuento bacteriano serán U-MWU2 y U-MWG2. Los resultados de las observaciones microscópicas en todos los casos fueron obtenidas desde el análisis de muestras en triplicado, mediante el recuento de al menos 30 campos microscópicos los cuales fueron elegidos al azar contándose como mínimo un total de 300 células.

#### **V.2.4.- Recuento de bacterias heterótrofas totales.**

El recuento de bacterias heterótrofas totales se realizó por medio de la siembra en triplicado de diluciones seriadas desde muestras de agua (superficie y fondo) y sedimentos sobre placas petri con agar bacteriológico para bacterias (tripsina Soya Agar: Oxoid, suplementado con NaCl al 2 % peso/volumen) por medio de la técnica de placa vertida. El

análisis desde muestras de sedimentos se realizó a partir de la dilución de aproximadamente 1 g de sedimento en 9 ml de buffer el cuál fue sonicado (Ultrasonics; Cole-Parmer) bajo condiciones estériles por 20 segundos con el objeto de desprender las células adheridas a este. Todas las muestras una vez sembradas fueron incubadas en una sala a 20° C por 7 días, período en el cuál se procedió a cuantificar las unidades formadoras de colonia por mililitro (muestras de agua) o g (muestras de sedimentos).

#### **V.2.5.- Recuento de coliformes Totales y Fecales.**

El recuento de bacterias coliformes totales y fecales se realizó por medio de la técnica del número más probable (MPN), siguiendo la metodología descrita por la norma Chilena oficial para la determinación de coliformes (Nch 2313/22 Of95). Para esto muestras de agua (superficial y de fondo) y sedimento fueron inoculadas en caldo lactosado e incubadas a 35° C por 24 – 48 h. Una vez transcurrido este tiempo y para aquellas cepas que arrojaron producción de gas atrapado en las campanas Durham, se procedió a su traspaso a caldo Verde Bilis Brillante (OXOID) para la determinación de coliformes totales e incubadas a 35° C. Finalmente y para la cuantificación de coliformes fecales, los tubos positivos de la determinación de coliformes totales fueron traspasados a tubos con caldo Verde Bilis Brillante (OXOID) e incubados a  $44.5 \pm 0.5^\circ \text{C}$  en un baño termorregulado.

#### **V.2.6.- Extracción de ADN y purificación**

El ADN genómico de las bacterias asociadas a los sedimentos fue extraído mediante el kit Power Soil, siguiendo la metodología del fabricante. Moléculas de ARN fueron removidas por medio de la incubación con ARNasa A (0.2  $\mu\text{g}/\mu\text{l}$ ) desde los extractos crudos. Posteriormente y dependiendo de la calidad del ADN extraído, el ADN libre de ARN fue purificado con una columna Elutip-d (Scheicher & Schuell, Keen, N.H.), con un prefiltro NA010/27 (0.45  $\mu\text{m}$ , celulosa acetato). Por último el ADN fue recuperado desde la columna siguiendo las instrucciones del fabricante (Araya et al 2003).

### **V.2.7.- Partidores y amplificación por PCR**

Fragmentos de 16S rADN fueron amplificados utilizando los partidores EUBf933-GC-clamp y EUBr1387 (Tabla 1), los cuales son específicos para la secuencia conservada del 16S rADN del dominio Bacteria (Iwamoto et al. 2000). Con el objeto de prevenir la completa disociación de los fragmentos de ADN durante el análisis por DGGE, una abrazadera (clamp) de 40-bp rica en GC fue incorporada en la posición 5' final del partidor EUBf933. Las reacciones de amplificación fueron llevadas a cabo utilizando una ADN polimerasa (AmpliTaq Gold; Applied Biosystem), en un volumen total de 50  $\mu$ l de la mezcla para PCR. Las concentraciones de los distintos componentes fueron 3 mM de Cloruro de Magnesio y 20 pmol de cada partidor. El protocolo de PCR utilizado fue con "hot start" a 95° C por 9 min, seguido de un "touchdown" que a continuación se detalla: temperatura de alineamiento fue inicialmente calibrada a 65° C y luego reducida en 0.5° C por cada ciclo hasta llegar a una temperatura de 55° C; seguida de una extensión de los partidores a 72° C por 3 min. Posteriormente, 15 ciclos adicionales fueron llevados a cabo a 55° C por 1 min (alineamiento de los partidores) con una denaturación a 94° C por 1 min y extensión de los partidores a 72° C por 3 min. Finalmente, un paso de extensión fue llevado a cabo a 72° C por 7 min.

### **V.2.8.- Análisis por Electroforesis en Gel de Gradiente Desnaturalizante (DGGE).**

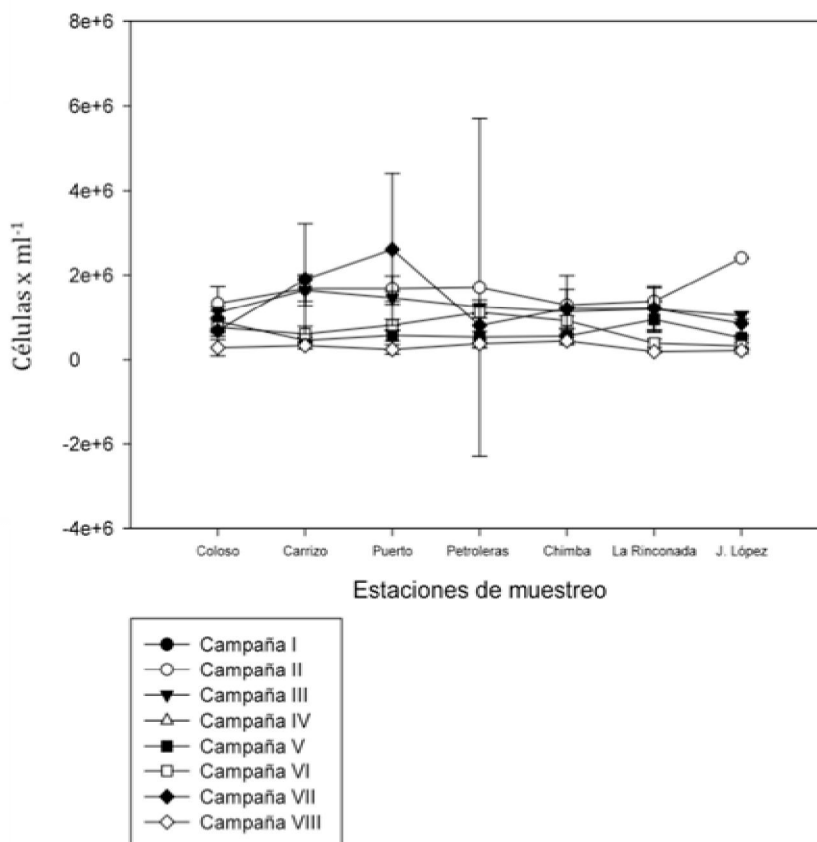
Aproximadamente 300 ng de los productos obtenidos por PCR fueron cargados sobre un gel de poliacrilamida (6.5 % p/v), conteniendo un gradiente de desnaturalización del 45 % al 65 % (urea-formamida). La electroforesis fue llevada a cabo a 55° C por 12 h a 100V en una solución buffer de 1x TAE. Después de la electroforesis, los geles fueron teñidos por 20 min con rojo red, siguiendo las instrucciones señaladas por el fabricante.

## **V.3. ANÁLISIS DE RESULTADOS**

### **V.3.1.- Recuento de bacterias totales y cultivables columna de agua y sedimentos**

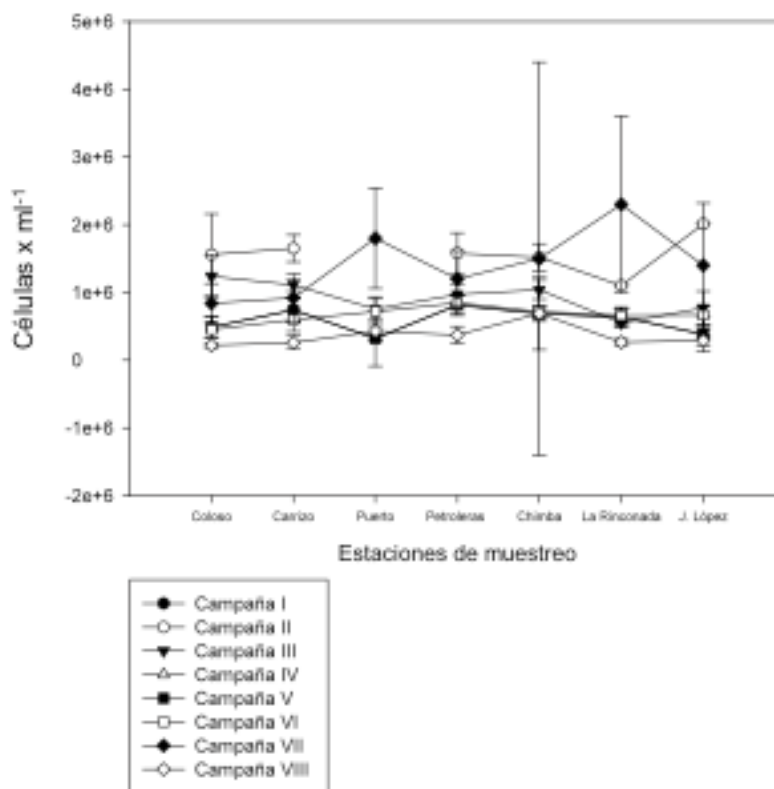
El recuento de bacterias totales asociadas a bacterioplancton en la porción de agua superficial (Fig.V.1), muestra una alta variabilidad de los recuentos bacterianos para las distintas

estaciones de muestreo a lo largo de las siete campañas de muestreo desde el año 2008 hasta el primer semestre del 2011. Esta gran variabilidad en la cuantificación de bacterioplancton desde el estrato superficial de la columna de agua se observa de manera mas notoria para la campaña VII en las estaciones de Carrizo y Coloso con magnitudes superiores a la media de  $1 \times 10^6$  células  $\times \text{ml}^{-1}$  en comparación con la campaña VI, la cuál muestra un descenso en las magnitudes de bacterioplancton para las estaciones de muestreo de La Rinconada y Juan López. Particularmente la campaña II reveló una gran estabilidad en los recuentos de bacterias para las distintas estaciones de muestreo con un leve incremento para muestras colectadas desde la estación de muestreo localizada en Juan López.



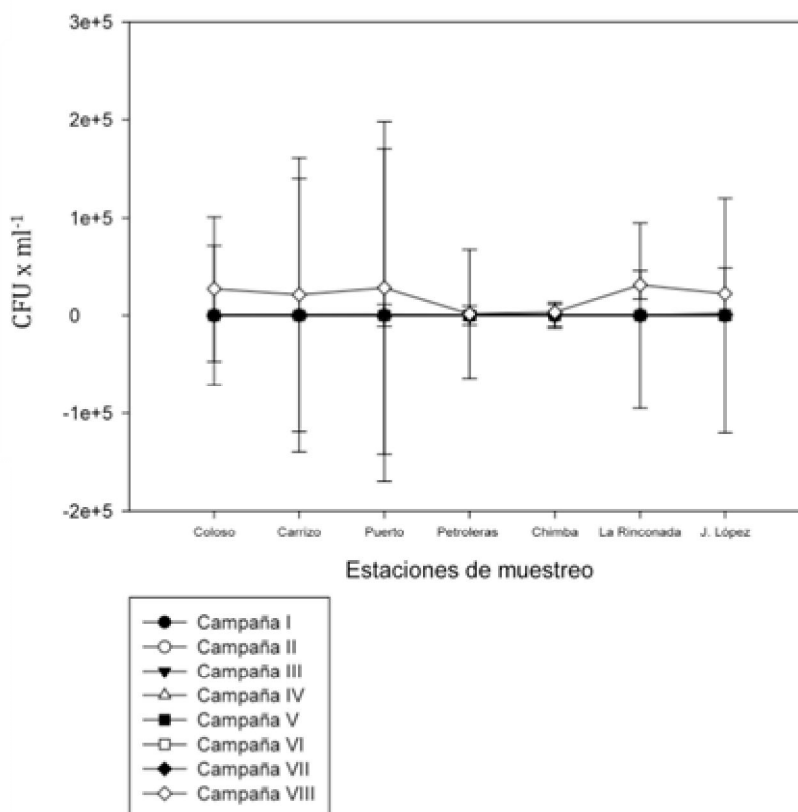
**Fig. V.1.- Recuento de bacterias totales mediante microscopía de epifluorescencia (DAPI) para muestras de agua superficial. Los datos corresponden al promedio de tres réplicas y su desviación estándar.**

La cuantificación de bacterioplancton para muestras de agua de fondo no revela grandes diferencias en cuanto a magnitud con las muestras de bacterias asociadas a agua superficial (Fig. V.2). Sin embargo se observa una mayor homogeneidad de las magnitudes para las distintas estaciones analizadas a lo largo de las diferentes campañas de muestreo. Puntualmente se observó una gran variabilidad respecto de la desviación de la media para la estación de La Chimba. Sin embargo los recuentos de bacterias totales para el bacterioplancton marino muestran una variabilidad común a un sistema ecológico de estas características.



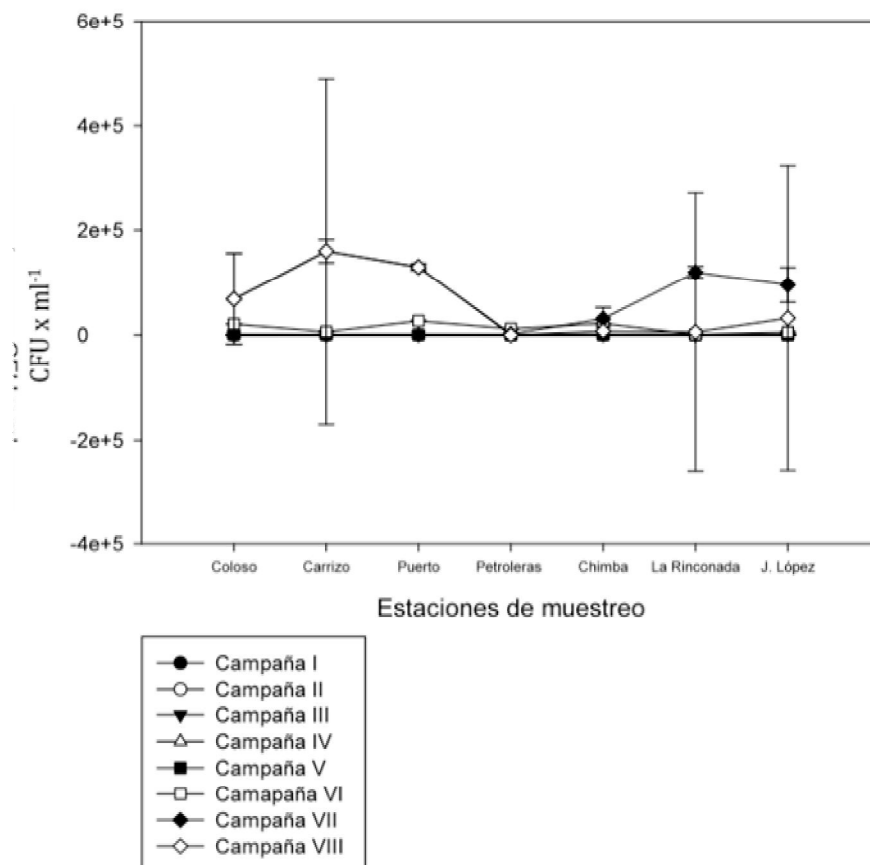
**Fig. V.2.- Recuento de bacterias totales mediante microscopía de epifluorescencia (DAPI) para muestras de agua fondo. Los datos corresponden al promedio de tres réplicas y su desviación estándar.**

La viabilidad bacteriana, en este caso abordada mediante la capacidad de las bacterias de formar colonias en medio de cultivo tradicionales, muestra que las bacterias de vida libre en el estrato superficial de agua tienen una baja cultivabilidad (menor al 1% de las bacterias totales) (Fig. V.3).



**Fig. V.3.- Recuento de bacterias heterótrofas totales mediante siembra en agar soya triptona para muestras de agua superficie. Los datos corresponden al promedio de tres réplicas y su desviación estándar.**

Una excepción a esta baja cultivabilidad fue observada durante la campaña VII para las estaciones de muestreo Coloso, Carrizo, Puerto, La Rinconada y Juan López con fracciones de cultivabilidad de hasta un 10%, esta misma tendencia fue registrada para muestras de agua del estrato de fondo con magnitudes por sobre  $10^5$  CFU x ml<sup>-1</sup> para las estaciones de Carrizo, Puerto, La Rinconada y Juan López (Fig. V.4).

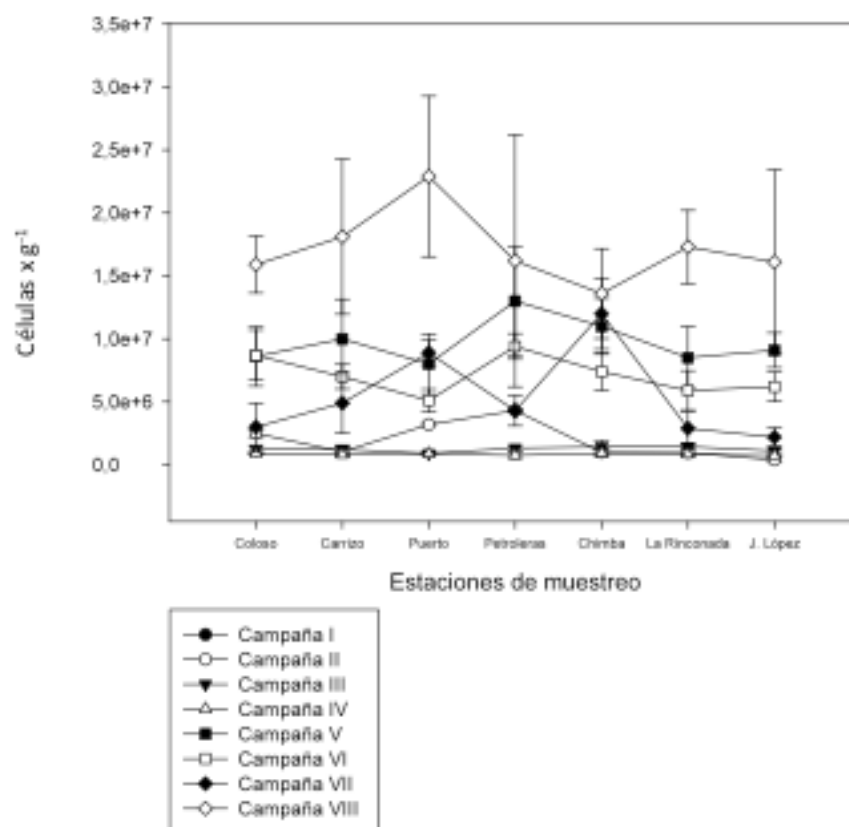


**Fig. V.4.- Recuento de bacterias heterótrofas totales mediante siembra en agar soya triptona para muestras de agua de fondo. Los datos corresponden al promedio de tres réplicas y su desviación estándar.**

Este aumento en la cultivabilidad del bacteriorplancton total durante el análisis durante la campaña VII, podría estar relacionada a un incremento en los niveles de disponibilidad de carbono orgánico disuelto como un efecto directo al aumento de la productividad primaria o procesos de biodisponibilidad de nutrientes desde sedimentos a la columna de agua. Interesantemente el análisis bacteriano de comunidades asociadas a sedimentos marinos (Fig. V.5), revela que las abundancia de comunidades procarióticas oscilaron desde las  $10^6$  células



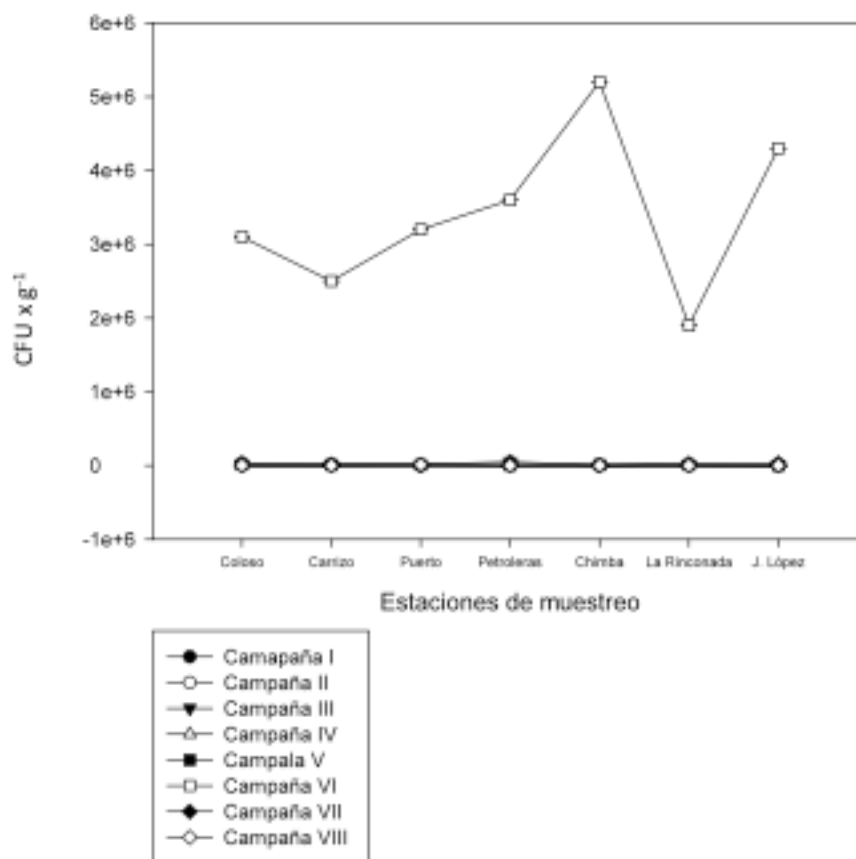
$\times g^{-1}$  a  $10^7$  células  $\times g^{-1}$  con mayores recuentos durante el análisis de las distintas estaciones en el transcurso de las campañas V y VI.



**Fig. V.5.- Recuento de bacterias totales mediante microscopía de epifluorescencia (DAPI) para muestras de sedimentos. Los datos corresponden al promedio de tres réplicas y su desviación estándar.**

Esta mayor abundancia bacteriana asociada a la matriz de sedimentos estaría relacionada a la mayor disponibilidad de nutrientes asociadas a esta matriz, lo que directamente influiría en la productividad bacteriana. Sin embargo esta mayor productividad no necesariamente reflejaría un incremento en la capacidad metabólica de estas comunidades para generar colonias en medios de cultivo sólidos como el agar Tristona Soya. Particularmente el recuento de bacterias heterótrofas totales asociadas a sedimentos (Fig.V6), muestra que la cultivabilidad fue menor al 1 % a excepción de las CFU x g<sup>-1</sup> cuantificadas para las distintas estaciones de muestreo durante el transcurso de la campaña VI (2010), en los cuales el porcentaje de cultivabilidad estuvo por sobre el 10 %.

Antecedentes descritos por Cupul et al (2006), dan cuenta que el comportamiento de la distribución bacteriológica en las zonas de bahía, podría asociarse a la hidrodinámica de estas, ya que la circulación superficial de las aguas costeras es impulsada por los campos de vientos locales. Por otro modo, otros autores como Chocair et al (1982), hacen referencia a que las poblaciones bacterianas en términos de Unidades Formadoras de Colonia (UFC) fueron siempre mayores asociadas al sedimento que la columna de agua subyacente. En algunos casos, esta diferencia podría alcanzar los tres órdenes de magnitud, lo cuál podría estar asociado al intercambio de la interface agua sedimento de sustratos orgánicos como inorgánicos.



**Fig. V.6.- Recuento de bacterias heterótrofas totales mediante siembra en agar soya triptona para muestras de sedimentos. Los datos corresponden al promedio de tres réplicas y su desviación estándar.**

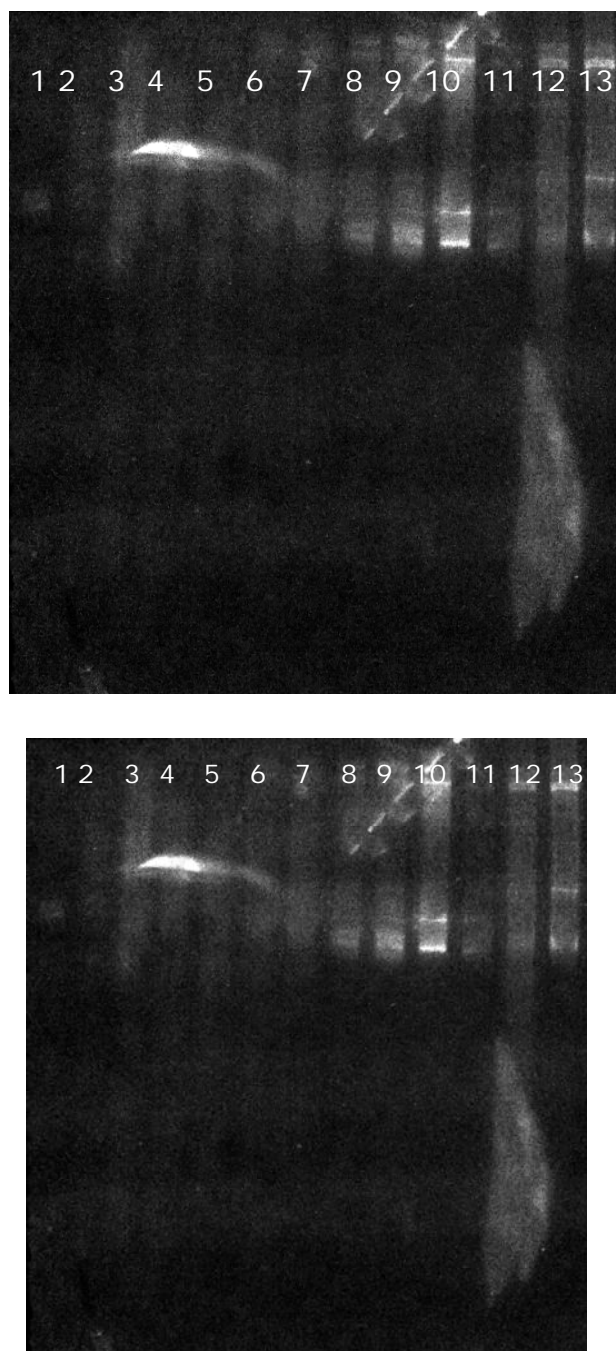
La alta cultivabilidad de muestras de sedimentos detectada para la campaña VI de muestreo, podría relacionarse con un proceso de aumento de disponibilidad de nutrientes desde sedimentos a la columna de agua en el transcurso de la campaña VI a el período de la campaña VII, en el cuál se detectó una alta cultivabilidad asociada al bacterioplancton desde agua superficial y de fondo (Fig. V. 3-4). Estas variaciones también son el resultado directo de las actividades costeras que se desarrollan como así también de la topografía de la línea costera, lo

cuál constituye una fuente de variación que es necesario continuamente monitorear. En este sentido se observan diferencias temporales a lo largo del período de estudio, no obstante el gran porcentaje de no cultivabilidad empuja a que el análisis debe incluir una estrategia molecular que permita conocer la diversidad bacteriana.

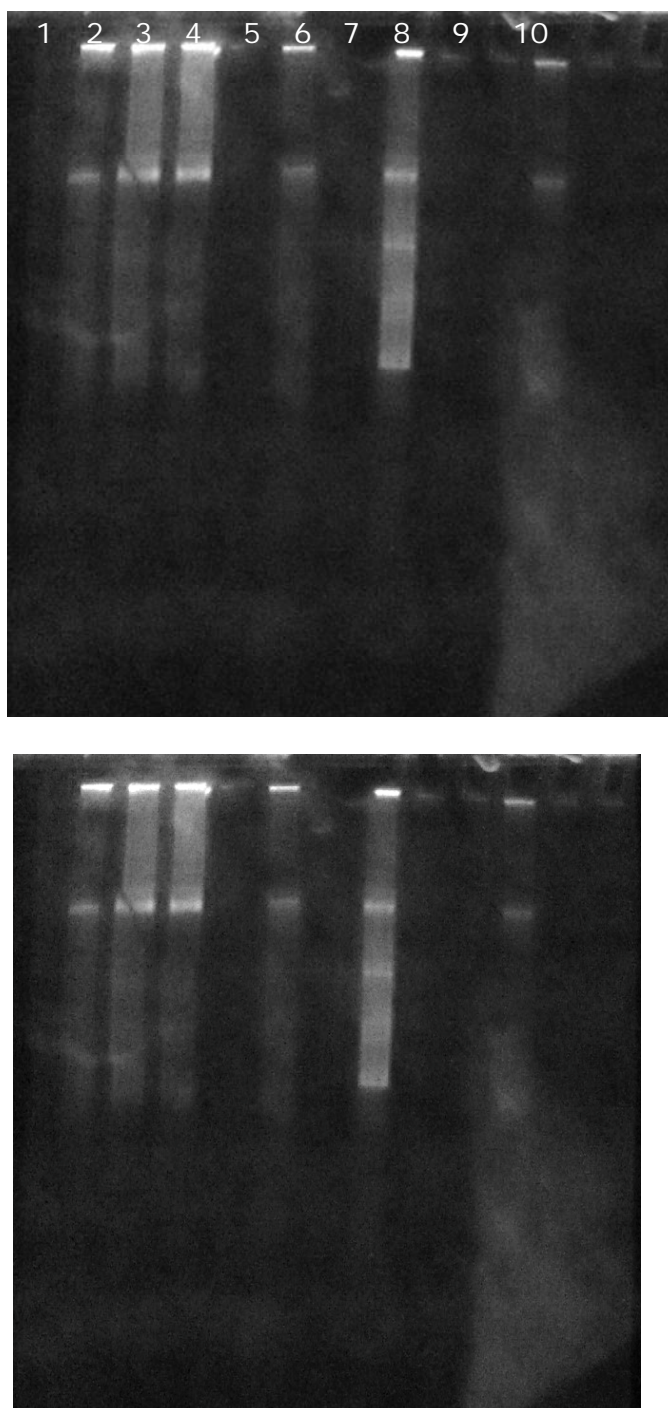
### **V.3.2. Análisis molecular de ADN genómico asociado a la matriz de sedimentos**

La extracción de ADN desde comunidades bacterianas asociadas a sedimentos marinos desde las distintas muestras recolectadas a lo largo del estudio, permitió la obtención de ADN genómico de las comunidades procariotas para los distintos períodos analizados desde la Campaña II a la VII. No obstante, no fue posible extraer ADN desde la totalidad de las muestras, lo que no afecta la visualización de las variaciones temporales durante el período de estudio (Figs. V.7 a V.12). Cabe señalar que la extracción no significa directamente que los productos obtenidos pueden ser amplificados por PCR sin ningún inconveniente. De acuerdo a la bibliografía comunidades bacterianas asociadas a sedimentos pueden presentar inhibidores que dificultan la amplificación de los productos.

La amplificación del ADN extraído mediante PCR para las distintas muestras se logró mediante la utilización de partidores para el dominio bacteria. Con estos productos se realizó inicialmente un análisis en gel de gradiente desnaturante (DGGE) con el objeto de establecer en términos de filotipos la diversidad bacteriana de las comunidades de bacterias asociadas a sedimentos durante el período de estudio. Cabe señalar que la amplificación de los productos fue positiva para las distintas muestras, por medio de la utilización de diferentes estrategias como la utilización de suero de albúmina de bovino o directamente a través de la amplificación de una serie de diluciones con los fragmentos de ADN con el efecto de anular el efecto de los inhibidores por dilución. El análisis por DGGE para las muestras amplificadas permitió establecer diversidad genética de los distintos filotipos bacterianos asociados a sedimentos (Fig. V.7-V.10).



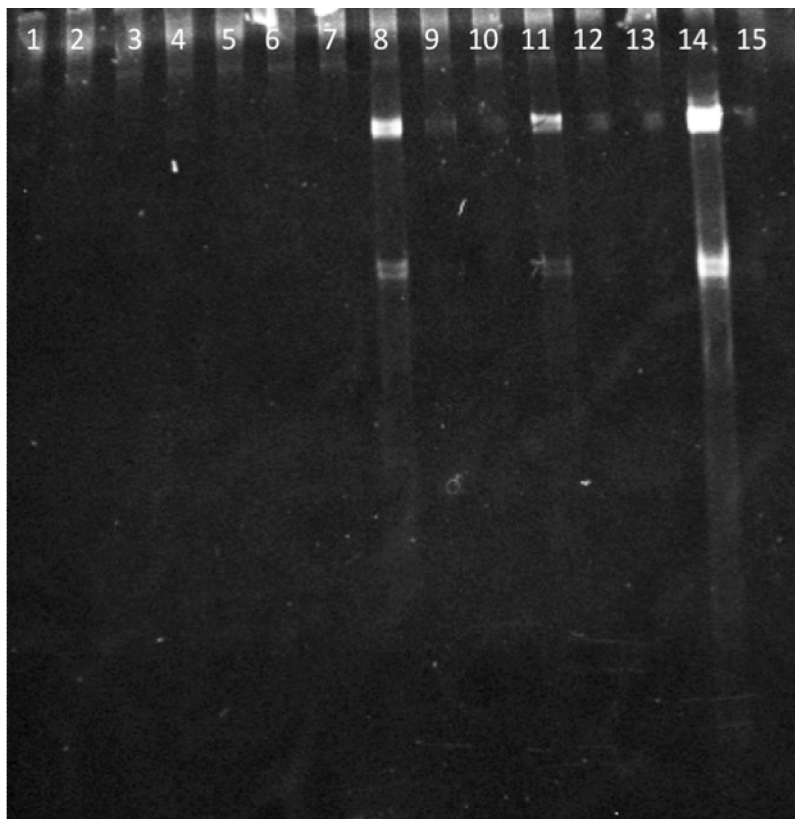
**Fig. V.7.- DGGE análisis a partir de los productos de PCR a partir de ADN genómico extraído para sedimentos del 2009. 1) Puerto Camp. II  $10^{-1}$ , 2) Vacío, 3) Puerto 25 Camp. II  $10^{-1}$ , 4) Puerto 25 Camp. II  $10^{-1}$ , 5) Puerto 25  $10^{-1}$ , 6) Vacío, 7) Vacío, 8) Carrizo  $10^{-1}$ , 9) Chimba  $10^{-1}$ , 10) Acapulco, 11) Vacío, 12) Coloso Camp. II y 13) Rinconada.**



**Fig. V.8.- DGGE análisis a partir de los productos de PCR a partir de ADN genómico extraído para sedimentos del 2010. 1) Puerto Afta. 1 23/04/10, 2) Carrizo 3 23/04/10, 3) Carrizo 1 23/04/10, 4) Vacío, 5) Puerto 3 10-1 23/04/10, 6) Vacío, 7) Coloso 10 m. Camp. VI  $10^{-1}$ , 8) Vacío, 9) Chimba A 05/08/10, 10) Carrizo 2  $10^{-1}$  23/04/10.**



**Fig. V.9.- DGGE análisis a partir de los productos de PCR a partir de ADN genómico extraído para sedimentos del 2011. 1) Puerto 2  $10^{-1}$ , 2) Chimba 3  $10^{-1}$ , 3) Acapulco B  $10^{-1}$ , 4) Chimba 1 10-1, 5) Rinconada C 10-1, 6) Vacío, 7) Rinconada B 10-1, 8) Acapulco A 10-1, 9) Acapulco B, 10) Chimba 3, 11) Rinconada B, 12) Acapulco C.**



**Fig. V.10.- DGGE análisis a partir de los productos de PCR a partir de ADN genómico extraído para sedimentos del 2011. 1) Puerto A 10m, 2) Rinconada A 10m, 3) Rinconada A 10m, 4) Chimba A 10m, 5) Chimba A, 10m, 6) Petroleras A 10m, 7) Puerto B 10m, 8) Chimba B 10m, 9) Rinconada B 10m, 10) Rinconada B 10m, 11) Carrizo A 10m, 12) Juan López B 10m, 13) Juan López A 10m, 14) Petroleras B 10m, 15) Carrizo B 10m.**



**Tabla V.1.- Diversidad bacteriana a través del índice de Shannon-Weaver a partir de los patrones de DGGE generados desde muestras de sedimentos marinos en el año 2009.**

Muestra	N° de Filotipos	H'
Puerto Camp. II	1	0
Puerto 25 Camp. II	1	0
Puerto 25 Camp. II	1	0
Puerto 25	1	0
Carrizo	4	1,386
Chimba	3	1,099
Juan López	4	1,386
Coloso Camp. II	2	0,6931
Rinconada	3	1,099

Índices de diversidad bacteriana a partir de los filotipos observados muestran que para las muestras de sedimento recolectadas el año 2009, se observa una baja diversidad ( $H'=0,6931$ ), particularmente para el sector de Coloso. Estos valores si se comparan con los demás sectores, en donde se encuentran índices iguales de diversidad ( $H'=1,386$ ) producto de la detección de los mismos filotipos bacterianos. Cabe mencionar que en los sectores de Puerto los valores de diversidad de Shannon Weaver fueron muy bajos debido a que solamente fue encontrado un solo filotipo indicando la dominancia de una sola posible especie bacteriana.

**Tabla V.2.- Diversidad bacteriana a través del índice de Shannon-Weaver a partir de los patrones de DGGE generados desde muestras de sedimentos marinos en el año 2010.**

Muestra	N° de Filotipos	H'
Puerto Afta. 1.	2	0,6931
Carrizo 3.	3	1,099
Carrizo 1.	3	1,099
Puerto Afta. 3.	2	0,6931
Coloso 10 m.	5	1,609
Chimba A.	1	0
Carrizo 2.	3	1,099

Las magnitudes de los valores de diversidad para el análisis genético de comunidades mediante DGGE reflejan una baja complejidad respecto del número de filotipos ( $H'=0,6931$ ) que en algunos sectores muestreados, en comparación con los demás sectores en donde se encuentran altos índices de diversidad. Particularmente los sectores de La Chimba ( $H'=1,609$ ) y Carrizo 1, 2, 3 con valores de  $H'=1,099$  muestran una mayor diversidad bacteriana, lo podría estar dado por ser sectores probablemente menos intervenidos (de ahí su mayor índice de diversidad).

**Tabla V.3.- Diversidad bacteriana a través del índice de Shannon-Weaver a partir de los patrones de DGGE generados desde muestras de sedimentos marinos en el año 2011.**

Muestra	N° de Filotipos	H'
Puerto 2	2	0,6931
Chimba 3	3	1,099
Juan López B	3	1,099
Chimba 1	5	1,609
Rinconada C	2	0,6931
Rinconada B	3	1,099
Juan López A	3	1,099
Juan López B	1	0
Chimba 3	1	0
Rinconada B	1	0
Juan López C	1	0

Los índices de diversidad para patrones de bandas generadas a partir de sedimentos marinos del año 2011, reflejan una baja diversidad ( $H'=0,6931$ ) para dos sectores muestreados (Puerto 2 y Rinconada C), en comparación con los demás sectores en donde se encuentran índices similares de diversidad ( $H'=1,099$ ) dada la detección de los mismos filotipos bacterianos. Además se observa que en los sectores de Juan López, Chimba y Rinconada el valor  $H'$  fue de magnitud 0, debido a que solamente fue encontrado un solo ribotipo.

**Tabla V.4.- Diversidad bacteriana a través del índice de Shannon-Weaver a partir de los patrones de DGGE generados desde muestras de sedimentos marinos en el año 2011.**

Muestra	N° de Filotipos	H'
Puerto. A 10 m	1	0
Rinconada. A 10 m	1	0
Rinconada. A 10 m	1	0
Chimba. A 10 m	1	0
Chimba. A 10 m	1	0
Petroleras. A 10 m	1	0
Puerto. B 10 m	1	0
Chimba B 10 m	2	0,6931
Rinconada. B 10 m	3	1,099
Rinconada. B 10 m	1	0
Carrizo. A 10 m	3	1,099
Juan López B 10 m	2	0,6931
Juan López A 10 m	1	0
Petroleras. B 10 m	3	1,099
Carrizo. B 10 m	1	0

El índice de diversidad de Shannon-Weaver para las muestras de sedimento del año 2011, muestra valores de H' con magnitud 0, dada la detección de sólo 1 filotipo para distintas muestras analizadas. De manera diferente, sectores como el sector de La Chimba, Juan López registraron mayor diversidad ( $H'=0,6931$ ) al encontrarse dos filotipos diferentes. En cuanto a

los sectores de la Rinconada B, Carrizo A y Petroleras B la diversidad aumenta lo que se ve reflejado en su índice ( $H' = 1.099$ ).

Cabe señalar que los patrones de bandas generados a partir de los cuales se determinó el índice de diversidad de Shannon-Weaver mostró en general bajos valores de diversidad para sistemas ecológicos como la costa de Bahía Antofagasta. Esta información, no existente hasta la fecha, entrega antecedentes preliminares respecto de la diversidad genética (filotipos) de las comunidades de bacterias. No obstante es necesario seguir esclareciendo el rol de las comunidades procarióticas asociadas a nuestros sectores dentro de la bahía.

Finalmente, sectores como Chimba, Juan López y La Rinconada emergen como aquellas regiones dentro de la bahía San Jorge muestran una menor perturbación respecto de sectores más vulnerables al efecto de actividades humanas.

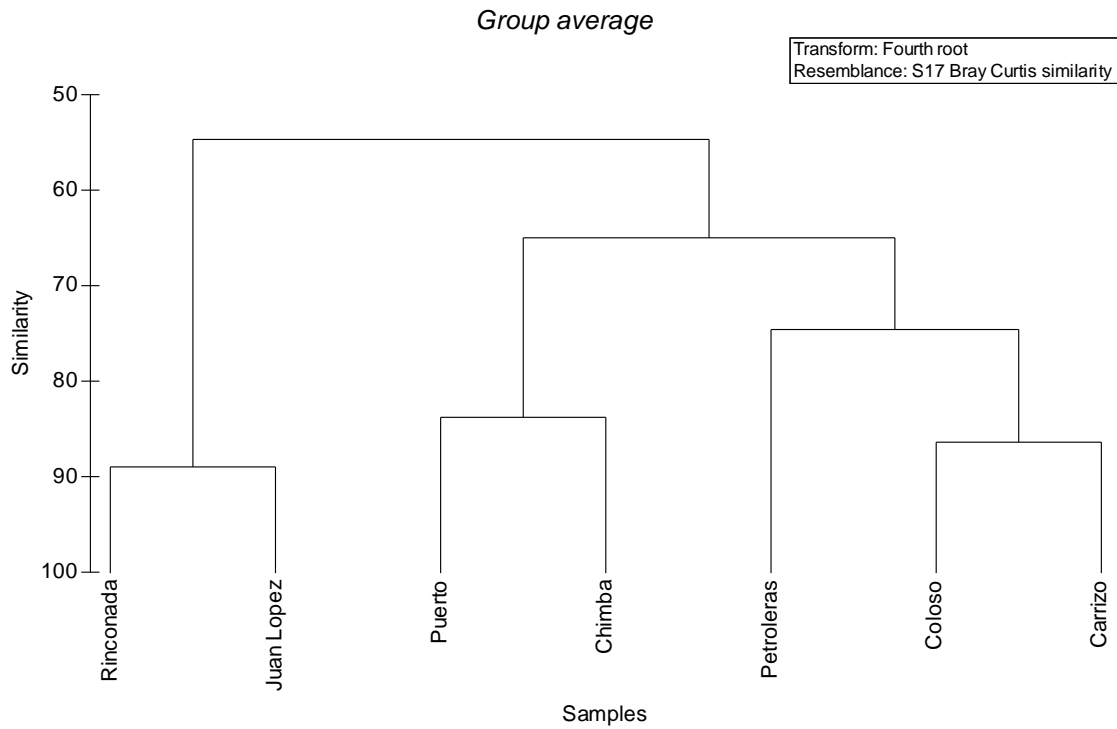
El análisis de coliformes, por campaña bianual (Tabla V.5) revela que los mayores índices de presencia de coniformes fecales se encuentran asociados a la estación de muestreo localizada en el punto Las Petroleras, no obstante la carga de este grupo de enterobacterias para las distintas estaciones de muestreo revela una baja carga bacteriana de coliformes fecales.

**Tabla V.5.- Coliformes fecales obtenidos a partir de muestras de agua superficial durante las distintas campañas de muestreo mediante la técnica del Número Más Probable.** Donde T: Coliformes Totales, F: Coliformes Fecales

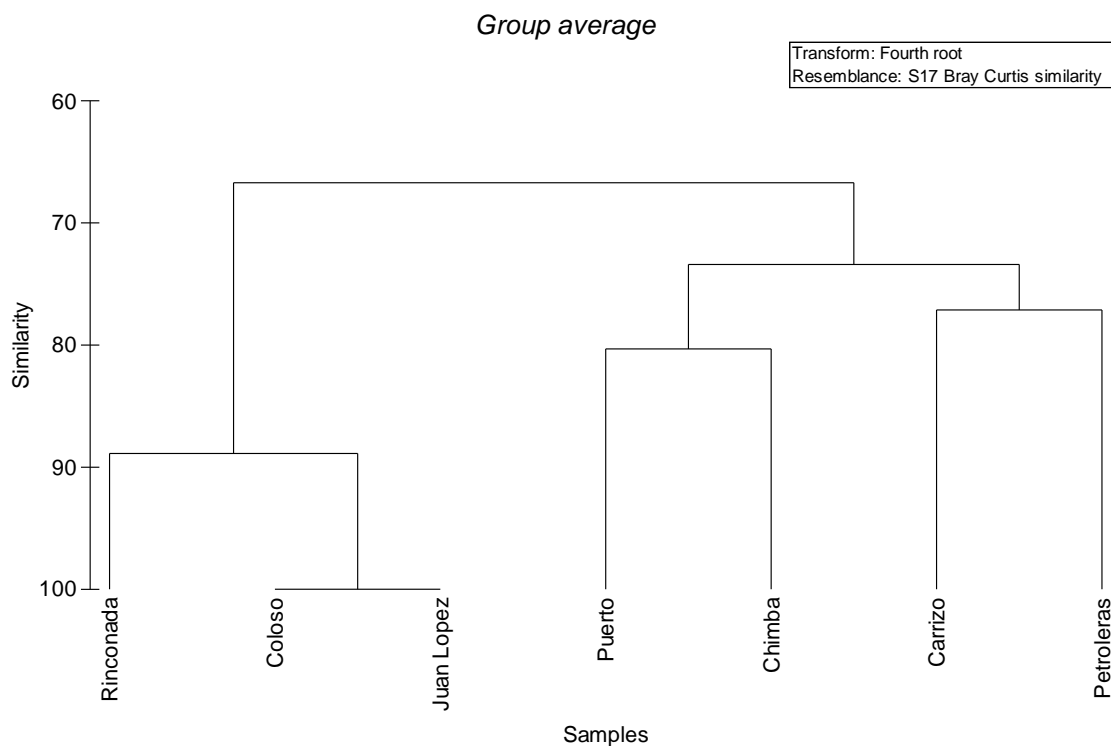
CAMPAÑAS	I		II		III		IV		V		VI		VII		VIII	
	T	F	T	F	T	F	T	F	T	F	T	F	T	F	T	F
<b>Coloso</b>	--	--	20	<2	20	<2	2	<2	2	<2	--	--	13	<2	0	11
<b>Carrizo</b>	--	--	4	<2	23	17	33	3,6	6,8	4	--	--	15	17	9	4
<b>Puerto</b>	--	--	79	49	79	49	22	<2	1600	52	4,4	<2	13	13	17	4
<b>Petroleras</b>	--	--	11	<2	130	2	4,5	5,5	11	2	8,8	4,5	130	130	<2	<2
<b>Chimba</b>	--	--	<2	<2	4	2	<2	<2	1600	40	8,8	2,2	11	4	2	2
<b>Rinconada</b>	--	--	--	--	<2	<2	<2	<2	<2	<2	--	--	<2	<2	<2	<2
<b>Juan Lopez</b>	--	--	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	--	--	<2	<2	<2	<2

El agrupamiento de los resultados de coliformes totales mediante el análisis de similaridad de Bray Curtis (Fig. V.11), muestra tres grandes clados. El primero de ellos, y con un 90 % de similaridad correspondió a las estaciones de la Rinconada y Juan López. Las estaciones de muestreo en Puerto y Chimba muestran una similaridad de aproximadamente un 85 % y por último un clado con las estaciones de Petroleras, Coloso y Carrizo, estando estas dos últimas estaciones de muestreo en un subclado. Del mismo modo el análisis de similaridad para los coliformes fecales (Fig. V.12), muestra 2 grandes clados. El primero de ellos agrupados por las estaciones de La Rinconada, Coloso y Juan López, siendo estos dos últimos similares en un 100%. El segundo gran clado esta constituido por dos subclados, el primero compuesto por Puerto y La Chimba y el segundo por Carrizo y Petroleras. Esto se interpreta como que las estaciones de muestreo localizadas en Rinconada, Juan López y Coloso, corresponden a

sectores aptos para la conservación de comunidades acuáticas, para la desalinización de agua para consumo humano y demás usos definidos, cuyos requerimientos de calidad sean inferiores a esta clase.



**Fig. V.11.- Dendrograma para la distribución de coliformes totales para la Bahía San Jorge.**



**Fig. V.12.- Dendrograma para la distribución de coliformes fecales para la Bahía San Jorge.**

La clasificación de las aguas de acuerdo a su calidad (Tabla V.6), muestra que para coliformes totales, todas las estaciones de muestreo, a excepción de chimba, se clasifican como clase 1, esto indica aguas aptas para la conservación de comunidades acuáticas, para la desalinización de agua para consumo humano y demás usos definidos, cuyos requerimientos de calidad sean inferiores a esta clase. Para el caso de coliformes fecales, las estaciones de Carrizo, Puerto, Petroleras y La Chimba se clasifican como clase 2 a diferencia de las estaciones de Coloso, La Rinconada y Juan López como clase 1.



**Tabla V.6.- Clasificación de las aguas de acuerdo a los parámetros de coliformes totales y fecales de acuerdo a la técnica del Número más Probable.**

<b>NMP</b>	<b>COLIFORMES</b>	<b>COLIFORMES</b>
<b>Células x 10ml<sup>-1</sup></b>	<b>TOTALES</b>	<b>FECALES</b>
<b>Coloso</b>	Clase 1	Clase 1
<b>Carrizo</b>	Clase 1	Clase 2
<b>Puerto</b>	Clase 1	Clase 2
<b>Petroleras</b>	Clase 1	Clase 2
<b>Chimba</b>	Clase 2	Clase 2
<b>La Rinconada</b>	Clase 1	Clase 1
<b>Juan López</b>	Clase 1	Clase 1

Clase 1: Muy buena calidad. Indica agua apta para la conservación de comunidades acuáticas, para la desalinización de agua para consumo humano y demás usos definidos, cuyos requerimientos de calidad sean inferiores a esta clase

Clase 2: Buena calidad. Indica un agua apta para el desarrollo de la acuicultura y actividades pesqueras extractivas y para los usos comprendidos en la Clase 3.

Clase 3: Regular calidad. Indica un agua apta para actividades portuarias, navegación u otros usos de menor requerimiento en calidad de agua.

#### **V.4. Conclusiones**

1.- La abundancia de bacterias asociadas a columna de agua como sedimentos se encuentra en los parámetros habituales reportados para sistemas marinos. Mostrando una gran variabilidad propia de sistemas biológicos.

2.- Una gran fracción (90 %) de las comunidades bacterianas de vida libre y asociadas a sedimentos se encuentra en estado Viable No Cultivable (VNC).

3.- La calidad del agua de Bahía San Jorge en términos de coliformes totales y fecales, muestra una buena calidad.

4.- El análisis molecular de comunidades bacterianas asociadas a sedimentos marinos permiten establecer que muestras obtenidas desde Chimba, La Rinconada y Juan López presentan menor perturbación respecto de la diversidad de comunidades bacterianas.

## VI. MODELACION ECOSISTEMICA DE LA BAHIA SAN JORGE

*Marco Ortiz, Fernando Berríos & Leonardo Campos*

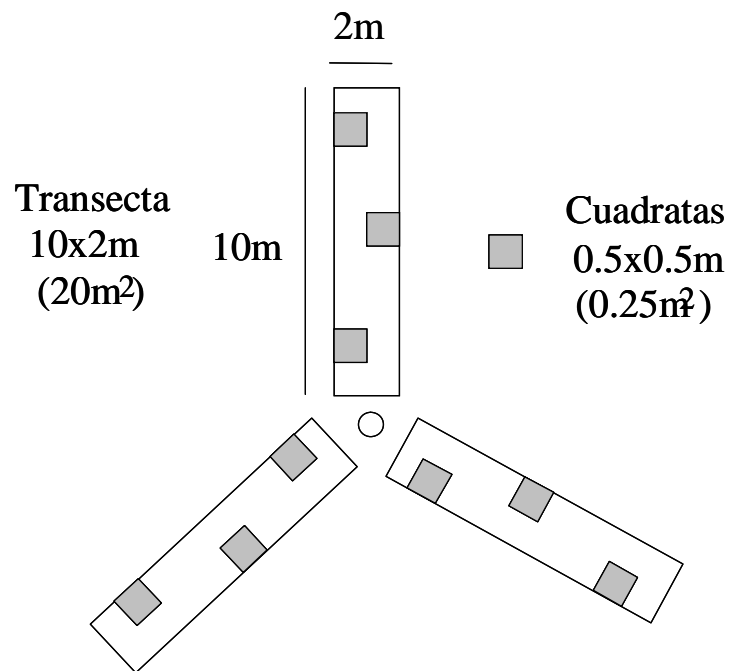
En este capítulo del proyecto la finalidad es obtener información bio-ecológica como distribución de abundancia, productividad y relaciones interespecies necesaria para construcción de modelos ecosistémicos de Bahía San Jorge. La construcción de modelos multiespecíficos requiere conocer la distribución de las principales especies bentónicas a lo largo de la bahía y de esta manera reconocer sectores de costa de mayor similitud o aquellos simplemente divergentes. Para ello se utilizarán herramientas *ad hoc* que describen las propiedades comunitarias o de los ensamblajes de especies en cada uno de los sectores estudiados.

Una vez establecido el nivel de heterogeneidad de los sectores estudiados en Bahía San Jorge, se aplicarán los cuerpos teóricos de modelación cuantitativa y cualitativa con la finalidad de determinar las propiedades ecosistémicas emergentes –que permiten estimar el grado de salud o desarrollo de los sistemas ecológicos- como así también evaluar las variables (más sensibles) que promueven la mayor propagación de efectos directos e indirectos y/o el mayor tiempo de recuperación (resiliencia) del sistema después de sufrir perturbaciones. En otras palabras, se evaluarán escenarios de mayor o menor sustentabilidad ecosistémica para Bahía San Jorge.

### VI.1. Metodología General.

En cada uno de los sectores elegidos se tomaron muestras de organismos del intermareal y submareal (entre 6 y 8 m de profundidad) para evaluar los niveles de acumulación de 10 elementos químicos por definir. En el siguiente Esquema N° VI.1 se muestra la disposición de las unidades muestrales (transectas y cuadratas).

Disposición de las  
unidades muestrales  
por sector en el submareal.

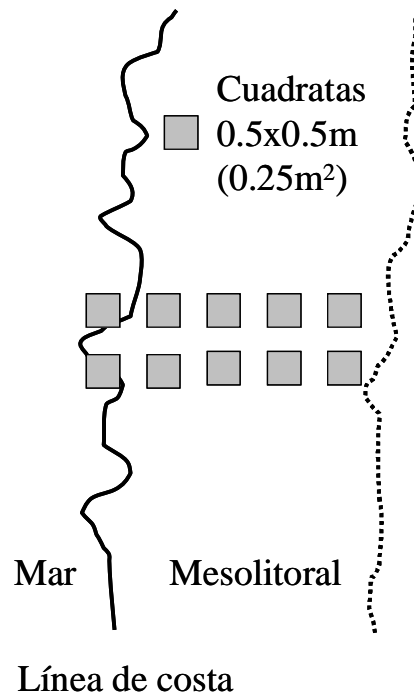


**Esquema N° VI.1**

El uso de unidades muestrales de diferente tamaño dependerá de la abundancia y grado de distribución de las especies habitantes en el submareal.

En el Esquema N° VI.2 se muestra la disposición de las unidades muestrales que fueron tomadas en el intermareal de cada uno de los sectores establecidos.

Disposición de las  
unidades muestrales  
por sector en el intermareal



**Esquema N° VI.2**

El diseño de muestreo propuesto para comunidades submareales e intermareales no sólo permitió obtener las muestras biológicas para determinar la acumulación de toxinas en ellas, sino que además estimar descriptores comunitarios tales como (1) Diversidad Biológica, (2) Riqueza de Especies, (3) Regularidad (*Evenness*), (4) Abundancia basada en la distribución logarítmica (*log series distribution*), y (5) Curvas ABC (*Abundance/Biomass Comparison*), usando los siguientes algoritmos y/o procedimientos:

(1) Diversidad Biológica (Índice de Shannon-Wiener)

$$H' = -\sum_i p_i \cdot (\log p_i)$$

donde  $p_i$  es la proporción de la  $i$  especie respecto al conteo total de organismos.

(2) Riqueza de especies (Índice de Margalef)

$$d = \frac{S - 1}{\log N}$$

donde  $S$  es el total de especies diferentes y  $N$  es el número de individuos por especie.

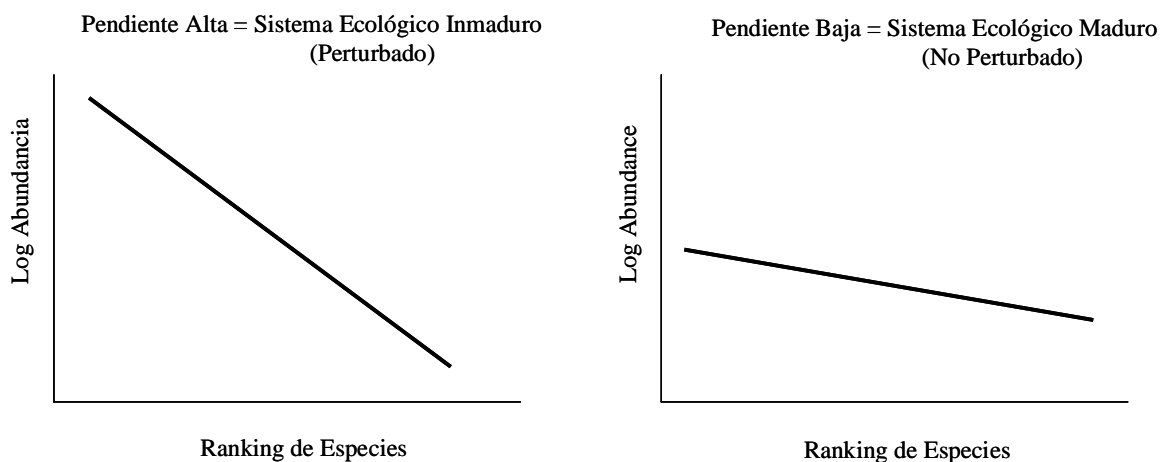
(3) Regularidad (Evenness) (Índice de Pielou)

$$J' = \frac{H' \text{ observada}}{H' \text{ máxima}}$$

donde  $H' \text{ máxima}$  corresponde a la máxima diversidad posible en el caso en que todas las especies tuviesen similares niveles de abundancia.

(4) Abundancia basada en la distribución logarítmica

Este modelo consiste en organizar las abundancias (en número o biomasa) logaritmizadas (*eje Y*) y en orden descendiente (*eje X*), obteniendo rectas de pendiente negativa. Este tipo de modelo permite comparar grados de desarrollo y/o madurez de las comunidades (alto nivel de madurez = alta diversidad), discriminando aquellas que pudiesen representar discontinuidades ecológicas como consecuencia de procesos naturales y/o intervenciones humanas. En el siguiente Esquema N° VI.3 se muestran los posibles escenarios extremos que pudiesen ser detectados en los subsistemas de Bahía San Jorge.

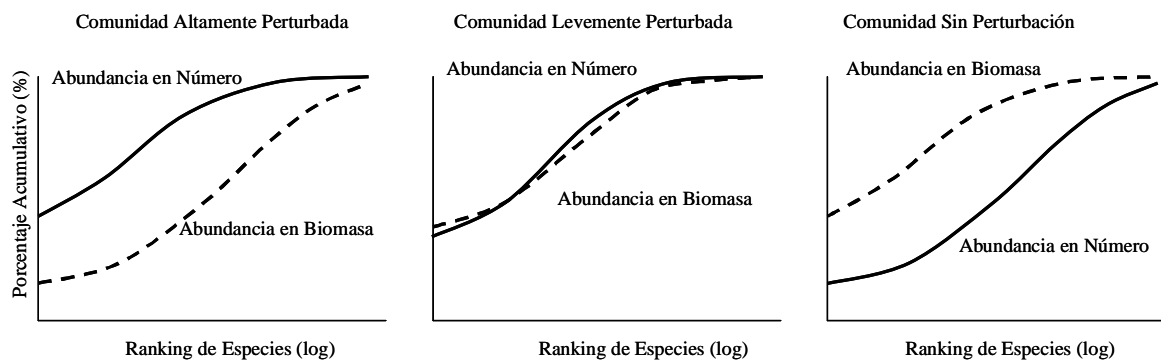


**Esquema N° VI.3**

(5) Curvas ABC (Abundance/Biomass Comparison)

Apoyado en este tipo de análisis es posible evaluar simultáneamente la distribución de abundancia en número y en biomasa permitiendo describir y reconocer que comunidades o sistemas ecológicos se encuentran bajo regimenes de perturbación. Estos podrían ser leves si

la curva de abundancia en número coincide con la de biomasa, altos en el caso que la curva de abundancia en número se encuentra por encima de la curva de biomasa y libre de perturbación cuando la curva de biomasa se encuentra por encima de la curva de abundancia en número (Clarke & Warwick 1994). En el siguiente Esquema N° VI.4 se pueden visualizar los posibles escenarios anteriormente descritos.



#### Esquema N° VI.4

La metodología propuesta para la descripción biológica de los diferentes subsistemas ecológicos del sistema de bahías de Caldera y la relacionada con la construcción de los modelos cuantitativos y cualitativos holísticos, se describe a continuación:

- Biomasa y Densidad

La estimación de biomasa y densidad para las especies y/o grupos funcionales de la macrofauna se realizó la siguiente manera:

Evaluación directa: La abundancia será estimada en dos épocas del año extremas (invierno y verano). Para ello se estimará la biomasa peso húmedo ( $\text{g wet weight m}^{-2}$ ) y densidad ( $\text{individuos m}^{-2}$ ) en los diferentes subsistemas en estudio. En cada de estos serán colectados organismos de la macrofauna desde dos diferentes tamaños de muestras (transectos de 10 m x 2m y cuadratas de 0.5 m x 0.5 m), dependiendo de la abundancia, tamaño y dispersión de las



especies presentes. El diseño de muestreo y tipo de muestra será el mismo aplicado por Ortiz et al. (2003) en el Área de Manejo de Puerto Aldea, Bahía Tongoy.

Para evaluar si las biomásas de las especies fluctúan durante las condiciones de invierno y verano serán aplicados análisis paramétricos (Análisis de t-student y Análisis de Varianza) siguiendo los procedimientos descritos por Underwood (1997) y Ortiz (2002).

- Productividad

a.) Estimación directa: (a.1) para ello es necesario estimar los parámetros de crecimiento utilizando el programa ELEFAN (Gayanilo et al. 1988). Para ello se realizarán muestreos de estructura poblacional bimensualmente. En estos muestreos se tomarán al menos 100 ejemplares de todas las tallas (representación poblacional) de cada especie, los cuales serán medidos en su longitud máxima total; y (a.2) Una vez obtenidos los parámetros de crecimiento para las especies elegidas, se aplicará el modelo de la curva de captura desarrollado por Pauly (1983, 1984), mediante el cual es posible estimar la mortalidad total ( $Z$ ) de la población. De acuerdo a Allen (1971),  $Z$  sería equivalente a la relación  $P/B$  (producción/biomasa) (productividad) ( $\text{año}^{-1}$ ) cuando el crecimiento de la población es descrito por la función de von Bertalanffy, la población se encuentra en equilibrio y la mortalidad se ajusta a una simple función exponencial.

b.) Estimación indirecta: ésta será estimada mediante el uso de la relación,  $P = \left[ \frac{B}{A} \right]^n \cdot A$ , desarrollada por Warwick & Clarke (1993), donde  $P$  es producción,  $B$  es biomasa,  $A$  es densidad, y  $n$  es el coeficiente de relación que depende del tipo o grupo de especies. Magnitudes de  $n$  para diferentes grupos de especies son dadas por Brey (1990). Por lo tanto, para esto es necesario conocer la biomasa y densidad de las especies de interés.

- Espectro alimenticio
  - a.) Estimación directa: para las especies de estrellas de mar, debido a que estos expanden su estómago envolviendo externamente a sus presas. Por lo tanto, simultáneamente a las estimaciones de abundancia se registrará el tipo y tamaño del alimento que este en proceso de digestión.
  - b.) Estimación en laboratorio: para las restantes especies de herbívoros y carnívoros, se colectaran ejemplares a los cuales se les inyectará formalina al  $\pm 10$  % diluida en agua de mar en los estómagos. Una vez en el laboratorio será analizado el contenido de ellos.
  
- Tasas de Consumo y Etología
  - a.) Primera etapa: estimar el ciclo de alimentación de las especies dentro de un periodo de 24 hrs. El fin es establecer cuando se encuentra la mayor actividad de ingestión, esto es, el llenado máximo de los estómagos.
  - b.) Segunda etapa: una vez conocida la hora de máximo llenado estomacal, se realizará un nuevo muestreo a esa hora y un número de  $\pm 100$  ejemplares serán colectados. Posteriormente, a cada dos horas serán sacrificados 10 individuos inyectándoles formalina al  $\pm 10$  %. Basados en este procedimiento es posible estimar el tiempo en que demora el proceso de digestión de los alimentos, obteniendo una aproximación de las tasas de consumo de las especies.  
Es importante indicar que para las especies con información conocida se recurrirá a literatura científica.

- Modelos tróficos estacionarios: estimación capacidad de carga

Aplicación del programa *ECOPATH II* (Christensen & Pauly 1992).

Este cuerpo teórico de análisis se basa en un serie de ecuaciones lineares (una para cada especie o grupo funcional del modelo), cuyo objetivo es lograr un balance entre los flujos que ingresan y que salen de los compartimientos elegidos en el modelo.

La ecuación general puede ser expresada como:

$$\frac{dB_i^*}{dt} = P_i - (B_i \cdot M_{2i}) - P_i \cdot (1 - EE_i) - EX_i \quad (1)$$

donde, \* = en estado estacionario (*steady-state*);  $P_i$  = producción de  $i$  ( $\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$ );  $B_i$  = biomasa de  $i$  ( $\text{g m}^{-2}$ );  $M_{2i}$  = mortalidad por depredación de  $i$  ( $\text{año}^{-1}$ );  $EE_i$  = eficiencia ecotrófica de  $i$  (%);  $1 - EE_i$  = otras mortalidades de  $i$  ( $\text{año}^{-1}$ ); y  $EX_i$  = exportaciones de  $i$  ( $\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$ ).

La producción puede ser estimada usando la relación producción/biomasa ( $P/B$ ) y el promedio anual (u otra escala temporal) de biomasa ( $B$ ), lo cual es expresado como  $P_i = B_i P_i / B_i$ . La mortalidad por depredación depende de la actividad del depredador y este puede ser expresado como la suma del consumo por todos los depredadores  $j$  depredando sobre la especie o grupo  $i$ , lo que puede ser expresado como:

$$B_i \cdot M_i = B_j \cdot \frac{Q_j}{B_j} \cdot \frac{D_{ji}}{C_{ji}} \quad (2)$$

donde,  $Q_j/B_j$  = la relación consumo/biomasa del depredador  $j$  ( $\text{año}^{-1}$ ); y  $D_{ji}/C_{ji}$  = fracción de la presa  $i$  en la espectro alimenticio del depredador  $j$ .

Por lo tanto, dos de los siguientes parámetros  $B$ ,  $P/B$  y  $EE$  para cada especie o grupo deben ser conocidos e ingresados en *ECOPATH II*, los restantes parámetros serán calculados por el programa. Sin embargo, los valores de  $Q/B$  también pueden ser ingresados, y aquellos estimados por el programa comparados con la literatura para especies o grupos similares. Así mismo, la construcción del modelo trófico requiere información de contenido estomacal de las especies o grupos seleccionados.

La estrategia utilizada para verificar si los resultados obtenidos del modelo son realistas es revisar la Eficiencia Ecotrófica ( $EE$ ) la cual debe ser  $< 1.0$  para todos los compartimientos. Valores de  $EE > 1$  son inconsistentes pues no puede ser mayor la biomasa consumida que la producida por cada compartimiento. En el caso de detectar inconsistencia los valores de  $B$  pueden ser modificados dentro de sus límites de confianza (desviaciones estándar) (Ortiz & Wolff 2002a). El impacto en estos descriptores puede ser evaluado como respuesta del incremento de los niveles de biomasa y producción (capacidad de carga) para las especies de interés, tal como fue desarrollado por Wolff (1994).

Apoyados en *ECOPATH II* es posible evaluar intervenciones antropogénicas como por ejemplo incrementar o disminuir la biomasa o producción de especies de interés comercial o no deseadas respectivamente. Así mismo, usando la rutina del *Mixed Trophic Impacts* (MTI), puede ser estimada la propagación de efectos directos e indirectos como producto de las intervenciones arriba expuestas.

- Modelos tróficos dinámicos: estimación de efectos propagados

Aplicación del programa *ECOSIM* (Walters et al. 1997).

*ECOSIM* es un cuerpo teórico que permite realizar simulaciones dinámicas basadas en los modelos balanceados obtenidos mediante *ECOPATH II*. El algoritmo que sostiene este tipo de modelación puede ser expresado como:

$$\frac{dB_i}{dt} = g_i \cdot \sum_j C_{ji} - \sum_j C_{ij} + I_i - (M_i + F_i + E_i) \cdot B_i \quad (3)$$

La ecuación (3) es otra expresión para la ecuación (1) y donde,  $g_i$  = eficiencia en el crecimiento de la especie o grupo  $i$ ;  $C_{ji}$  = tasa de consumo del grupo  $j$  por grupo  $i$ ;  $C_{ij}$  = tasa de consumo del grupo  $i$  por grupo  $j$ ;  $I_i$  = tasa de inmigración;  $M_i$  = mortalidad total de  $i$ ;  $F_i$  = mortalidad por pesca de  $i$ ; y  $E_i$  = tasa de emigración de  $i$ .

Adicionalmente, es relevante describir la siguiente ecuación:

$$C_{ij} = \frac{a_{ij} \cdot v_{ij} \cdot B_i \cdot B_j}{(2v_{ij} + a_{ij} \cdot B_j)} \quad (4)$$

donde,  $a_{ij}$  = tasa de mortalidad instantánea de presa  $i$  causada por una unidad de biomasa del depredador  $j$ . Además,  $a_{ij}$  puede ser interpretado como la tasa de búsqueda efectiva del depredador  $j$  sobre la presa  $i$ . Cada uno de los valores de  $a_{ij}$  puede ser obtenido directamente desde el modelo balanceado *ECOPATH II*, ya que:  $a_{ij} = Q_i/(B_i B_j)$  (donde  $Q_i$  es el consumo total de  $i$ ). El parámetro  $v_{ij}$  representa la tasa de transferencia entre el grupo  $i$  y el  $j$ . Además, este determina si el control del flujo de energía es del tipo *top-down*, *mixed* o *bottom-up*, fluctuando entre 1.0 para *bottom-up* y 2.0 para *mixed*, y un valor  $\gg 2.0$  para *top-down*.

Usando *ECOSIM* puede ser estimada la propagación de efectos directos e indirectos como respuesta a diferentes intervenciones antropogénicas como por ejemplo incrementar los niveles de pesquerías en las especies explotadas, como así también, simular pesquería a aquellas especies no extraídas en el presente. Apoyados en la propagación de efectos directos e indirectos bajo diferentes escenarios de intervención sería posible reconocer especies claves del sistema, esto es, especies que producen las mayores perturbaciones en restantes especies o grupos. Simultáneamente a lo anterior podrían ser obtenidas estimaciones de *Resilience* o *System Recovery Time (SRT)* el cual describe el tiempo transcurrido hasta que el sistema logre las condiciones iniciales después de aplicada una perturbación cualquiera. Este cuerpo teórico

ha sido aplicado para evaluar la sustentabilidad de la pesquería del ostión en Bahía Tongoy (Ortiz & Wolff 2002b).

- Modelos tróficos dinámicos-espaciales: estimación de efectos propagados

Aplicación del programa *ECOSPACE* (Walters et al. 1999).

Este cuerpo teórico utiliza en principio las mismas ecuaciones (3) y (4) descritas en *ECOSIM*. Células rectangulares pueden ser definidas mediante *ECOSPACE*, en las cuales la biomasa es considerada homogénea dentro de cada célula. Para cada célula, la tasa de  $I_i$  (ecuación (3)) consiste de cuatro flujos. Los flujos de emigración son representados por la siguiente ecuación:

$$B_{i(x,y)} = m_{i(x,y)} \cdot B_{i(x,y)} \quad (5)$$

donde,  $(x,y)$  representan la fila y columna de cada célula.

La tasa instantánea de emigración ( $m_i$ ) o de dispersión a través de los límites de las células se supone que varía mediante los movimientos activos o pasivos de los organismos. La probabilidad de movimiento de los organismos a hábitat más provechosos puede ser calculada por *Habitat Gradient Function* de cada uno de los hábitat reconocibles. La mortalidad por pesca ( $F_i$ ) puede ser espacialmente representado usando la siguiente ecuación:

$$G_{kc} = \frac{O_{kc} \cdot U_{kc} \cdot \left( \sum_i p_{ki} \cdot q_{ki} \cdot B_{ic} \right)}{C_{kc}} \quad (6)$$

donde,  $G_{kc}$  = es el nivel de atracción de la célula  $c$  por los pescadores  $k$ ;  $O_{kc} = 1$  si la célula está abierta a pesquería  $k$ , y 0 si es cerrada;  $U_{kc} = 1$  si es especificado que tipo de pesquería puede ser desarrollada y 0 en el caso contrario;  $p_{ki}$  el precio relativo asignado a cada especie o grupo  $i$  por los pescadores  $k$ ;  $q_{ki}$  corresponde al nivel de capturabilidad de la especie o grupo  $i$  por los pescadores  $k$ ;  $B_{ic}$  = biomasa de la especie o grupo  $i$  en la célula  $c$ ; y  $C_{kc}$  es el costo relativo de la pesquería en la célula  $c$  por los pescadores  $k$ .

Finalmente, la simulación espacial busca un equilibrio dinámico para cada especie o grupo basado en la siguiente ecuación:

$$B_{i(t+\Delta t)} = W_{i(t)} \cdot B_{i(t)} + (1 - W_{i(t)}) \cdot B_{i(e)} \quad (7)$$

donde,  $B_{i(t+\Delta t)}$  es la biomasa de la especie o grupo  $i$  buscando un equilibrio en el tiempo;  $B_{i(t)}$  es la biomasa inicial de la especie o grupo  $i$ ;  $B_{i(e)}$  corresponde a la biomasa de la especie o grupo  $i$  en el equilibrio; y  $W_{i(t)}$  es una función exponencial para cada especie o grupo  $i$ , definida como:

$$W_{i(t)} = e^{-(Z_i + E_i) \cdot \Delta t} \quad (8)$$

donde,  $Z_i$  es la tasa de mortalidad total de la especie o grupo  $i$ ; y  $E_i$  es la tasa de emigración total.

Apoyados en *ECOSPACE* es posible estimar la propagación de efectos directos e indirectos que causa la pesquería en todas las especies o grupos seleccionados en los modelos. Así también, se puede establecer si la actividad pesquera total aplicada en diferentes hábitat debería estar sometida a un régimen de rotación tal como es propuesto por Ortiz & Wolff (2002c) trabajando en sistemas ecológicos de Bahía Tongoy, Chile.

- Modelos cualitativos: estimación de efectos propagados

Aplicación del programa *LOOP ANALYSIS* (Levins 1974, 1998; Puccia & Levins 1985).

El *LOOP ANALYSIS* ofrece la posibilidad de modelar un sistema ecológico basado en las relaciones cualitativas de las variables elegidas (especies o grupos) y en la dominancia de retroalimentaciones negativas y positivas. Por tales razones, las relaciones ecológicas pueden ser mostradas como signos dependiendo del tipo de interacción que se describe, esto es, (+,-) representa un par depredador-presa o parásito-huésped, (+,+), (+,0) y (-,0) representan mutualismo, comensalismo y amensalismo respectivamente, y (-,-) representa competencia entre especies.

Un sistema dinámico cualquiera puede ser representado por una serie de ecuaciones diferenciales tales como:

$$\frac{dX_i}{dt} = f_i(X_1, X_2, \dots, X_n; C_1, C_2, \dots, C_n) \quad (9)$$

donde,  $X_n$  representa las variables y  $C_n$  los parámetros. La interacción entre  $X_j$  a  $X_i$  es similar a  $\alpha_{ij}$  en la ecuación descrita por Levins (1968), siendo esta:

$$\alpha_{ij} = \frac{\partial f_i(X)^*}{\partial X_j} \quad (10)$$

donde, \* describe que es evaluado en el equilibrio. Los valores que puede tomar  $\alpha_{ij}$  son 1 cuando  $X > 0$ , 0 cuando  $X = 0$ , y -1 cuando  $X < 0$ .

a.) Estimación de la Estabilidad Local

Retroalimentación o *Feedback* a cada nivel  $k$ , donde  $k$  es el número de variables, es calculado mediante:

$$F_k = \sum (-1)^{m+1} \cdot L(m, k) \quad (11)$$

siendo,  $L(m, k)$  el producto de  $m$  loop disjuntos a cada nivel  $k$ .  $Fk$  al máximo nivel  $k$  corresponde a la determinante de la matriz de interacciones. El Feedback a cada nivel puede



ser estimado mediante la obtención de la ecuación característica (polinomial) relacionada a la matriz de interacciones, la cual puede ser expresada como:  $F_0\lambda^n + F_1\lambda^{n-1} + F_2\lambda^{n-2} + \dots + F_{n-1}\lambda + F_n = 0$ . Para mayores detalles ver Puccia & Levins (1985).

La estabilidad local es determinada de acuerdo al criterio de Ruth-Hurwitz, el cual consiste en el Criterio 1:  $F_k < 0$ , para todo nivel  $k$ , esto es que las retroalimentaciones negativas a cada nivel deber ser mayores que las retroalimentaciones positivas; Criterio 2: retroalimentaciones negativas a altos niveles no deben ser demasiado mayores a las retroalimentaciones de los niveles inferiores. Esta condición es secuencia de inecuaciones las que describen trayectorias oscilantes. La expresión general para esta condición es la siguiente:  $F_{n-2} \cdot F_{n-1} + F_{n-3} \cdot F_n > 0$ , donde  $F_n$  es la retroalimentación correspondiente al sistema entero ( $n$  = número de variables, especies o grupos en el sistema). Se supone que un sistema es localmente estable cuando  $F_n$  es negativo, y mientras más negativo sea, mayor será la resistencia del sistema a perturbaciones.

#### b.- Predicciones Cualitativas

Cambios en los parámetros  $C_n$  de la ecuación (9) pueden ser estimados mediante la siguiente ecuación:

$$\frac{\partial X_i}{\partial C_h} = \frac{\sum \frac{\partial f_i}{\partial C_h} \cdot \sum_k p_{ij}^{(k)} \cdot F_{n-k}^{(comp)}}{F_n} \quad (12)$$

donde,  $Ch$  es el parámetro que está cambiando debido a una perturbación externa  $h$ ;  $\partial f_i / \partial C_h$  es el efecto de  $Ch$  en la variable  $i$ ;  $p_{ij}(k)$  es la vía desde  $j$  a  $i$  e incluye  $k$  variables;  $F_{n-k}(comp)$  es la retroalimentación complementaria;  $F_n$  es la retroalimentación del sistema entero, el cual integra a todas las variables.

Dado el carácter cualitativo de este cuerpo teórico de modelación es posible extender los límites de las abstracciones cuantitativas integrando variables e interacciones no cuantificables o que presentan unidades de medición diferentes. Así mismo es posible integrar las actividades humanas como pesquerías, incremento de especies de interés económico, los efectos producidos por el mercado sobre las actividades humanas, etc. en una misma abstracción o modelo. De tal manera que es posible obtener estimaciones de la Estabilidad o Sustentabilidad Holística de sistemas ecológicos y eco-sociales complejos bajo diferentes escenarios de intervención, como así también explorar las estrategias que incrementan la estabilidad.

Adicionalmente, se puede estimar la propagación de efectos directos e indirectos en las especies o grupos como respuesta a diferentes perturbaciones externas. Ortiz & Wolff (2002d) han recientemente aplicado esta estrategia de modelación en sistemas béticos de Bahía Tongoy. Así mismo, este cuerpo teórico se ha utilizado en el manejo costero de *L. nigrescens* (Ortiz 2003) y para evaluar los efectos directos e indirectos como consecuencia de eventuales escapes accidentales del abalón *Haliotis discos hannai* de los sistemas de cultivos (Ortiz & Stotz 2007). Por otro lado, también en una reciente contribución (Ortiz 2008a) se muestra el alto nivel de confiabilidad en las predicciones estimadas por estos cuerpos teóricos (cuantitativos y cualitativos).

## **VI.2. Resultados & Discusión.**

### **VI.2.1. Sistema intermareal**

Ejecutada la octava y última campaña de muestreo es cada vez más evidente la alta heterogeneidad que muestran las siete comunidades del intermareal rocoso estudiadas a lo largo de Bahía San Jorge. La alta variabilidad observada podría ser explicada por al menos los siguientes tres factores: (1) la notable irregularidad física de la costa; (2) cambios naturales que muestran las comunidades en el tiempo, y (3) intervención humana (sobreexplotación de recursos). Es importante destacar que desde el intermareal se extrajeron sólo individuos para el análisis de metales pesados, ya que la mayoría de las comunidades intermareales estudiadas se caracterizaron por presentar una reducida abundancia y biodiversidad de organismos. Las

magnitudes de abundancia de las especies evaluadas en los sistemas intermareales se resumen en Apéndice VI.A.

La Fig. VI.1 y Tabla VI.1 muestran los resultados obtenidos del análisis de las series de logaritmo para abundancias en cada una de las comunidades intermareales estudiadas durante las ocho campañas de muestreo (1C, 2C, 3C, 4C, 5C, 6C, 7C y 8C). Después de ejecutada esta última campaña de muestreo es posible visualizar que el sector de Quebrada Carrizo (QCA) presenta las mejores condiciones de salud ecológica (promedio de pendiente la  $b = -0,17$ ). En el extremo opuesto aparece el sector de Caleta Coloso (CCO) mostrando los mayores signos de perturbación y/alteración de sus comunidades (promedio  $b = -0,46$ ). A pesar de que las restantes comunidades intermareales evaluadas presentan magnitudes intermedias, estas lamentablemente presentan altas magnitudes de pendiente, reflejando con ello que estas muestran signos de permanente perturbación. Esto último no debería llamar mucho la atención, puesto que casi en toda su extensión Bahía San Jorge se encuentra intervenida por diferentes actividades humanas, lo que dificulta encontrar sectores costeros intermareales sin intervención.

Una vez ejecutadas todas las campañas de muestreo, creemos que es posible sugerir un ranking global del estado de salud de las comunidades intermareales de Bahía San Jorge basados en el promedio de la pendiente ( $b$ ), y ordenado de mayor a menor salud sería el siguiente: 1° QCA, 2° PAN, 3° LPE, 4° LCH, 5° ACA, 6° LRI y 7° CCO (Tabla VI.1).

**Tabla VI.1. Resume las pendientes promedio de las series de logaritmo y el valor de W promedio (curvas ABC) en cada uno de los sectores del sistema intermareal y submareal estudiados durante la 1ª Campaña (1C), 2ª Campaña (2C), 3ª Campaña (3C), 4ª Campaña (4C), 5ª Campaña (5C), 6ª Campaña (6C), 7ª Campaña (7C) y 8ª Campaña de estudio.**

**Intermareal: pendiente (b) series de logaritmo**

	ACA	LRT	LCH	LPE	PAN	QCA	CCO
1C	0,63	0,58	0,46	0,27	0,17	0,02	0,44
2C	-0,32	-0,44	-0,34	-0,45	-0,45	-0,13	-0,58
3C	-0,21	-0,22	-0,18	-0,18	-0,23	-0,17	-0,17
4C	-0,40	-0,53	-0,31	-0,39	-0,30	-0,18	-0,49
5C	-0,43	-0,22	-0,32	-0,34	-0,33	-0,18	-0,47
6C	-0,42	-0,51	-0,33	-0,32	-0,33	-0,33	-0,55
7C	-0,30	-0,27	-0,68	-0,54	-0,32	-0,20	-0,70
8C	-0,13	-0,19	-0,21	-0,24	-0,17	-0,11	-0,31
Promedio	-0,36	-0,37	-0,35	-0,34	-0,29	-0,17	-0,46

**Submareal: pendiente (b) series de logaritmo**

	ACA	LRT	LCH	LPE	PAN	QCA	CCO
1C	-0,39	-0,37	-0,48	-0,44	-0,34	-0,41	-0,58
2C	-0,30	-0,41	-0,22	-0,30	-0,23	-0,25	-0,40
3C	-0,33	-0,28	-0,16	-0,32	-0,17	-0,44	-0,57
4C	0,25	0,37	0,30	0,31	0,22	0,28	0,34
5C	-0,41	-0,33	-0,39	-0,26	-0,14	-0,16	-0,37
6C	-0,21	-0,29	-0,24	-0,22	-0,18	-0,26	-0,41
7C	-0,23	-0,43	-0,12	-0,32	-0,43	-0,77	-0,20
8C	-0,28	-0,50	-0,31	-0,29	-0,51	-0,45	-0,36
Promedio	-0,30	-0,37	-0,28	-0,31	-0,28	-0,38	-0,40

**Submareal: índice W dominancia ABC**

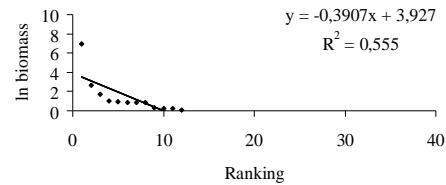
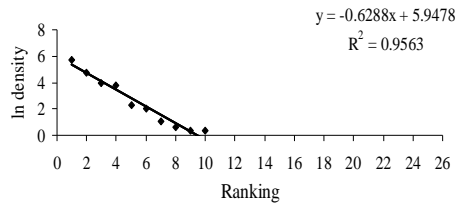
	ACA	LRT	LCH	LPE	PAN	QCA	CCO
1C	-0,010	-0,003	-0,048	0,012	0,103	-0,072	-0,162
2C	-0,104	-0,043	-0,051	-0,143	0,004	0,006	-0,078
3C	-0,090	0,023	0,082	-0,072	-0,165	0,027	-0,062
4C	0,107	-0,031	0,116	-0,097	0,000	-0,108	-0,041
5C	-0,029	0,004	0,116	0,008	0,147	-0,085	0,008
6C	0,071	-0,007	-0,044	-0,097	-0,114	-0,081	0,118
7C	0,101	0,007	0,017	0,213	0,015	0,03	0,03
8C	0,175	-0,021	0,233	0,152	0,107	0,091	-0,046
Promedio	0,028	-0,009	0,048	-0,003	0,012	-0,032	-0,037

## Estación: Acapulco

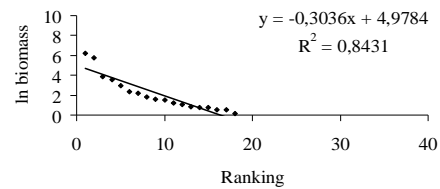
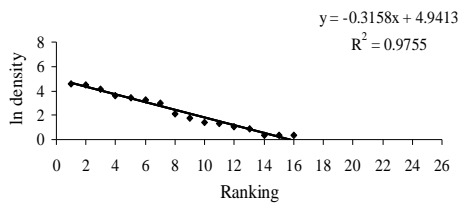
Intermareal

Submareal

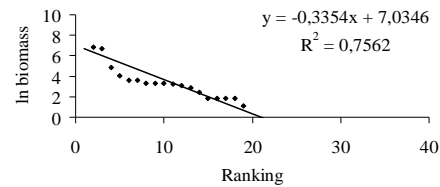
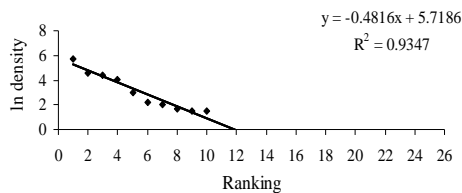
Primera Campaña



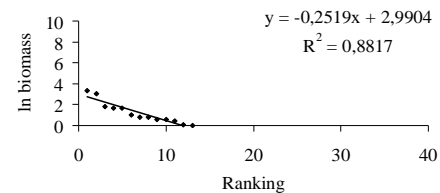
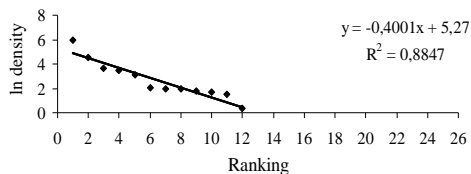
Segunda Campaña



Tercera Campaña

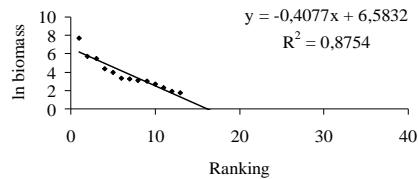
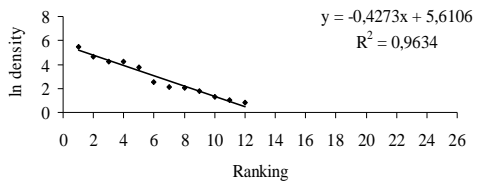


Cuarta campaña

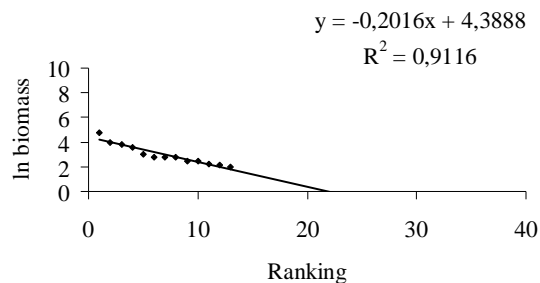
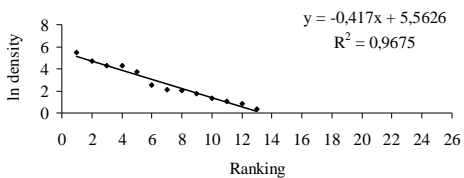


**Fig. VI.1. Distribución de series de logaritmo para abundancia de especies en cada una de los sectores del intermareal y submareal de Bahía San Jorge, durante la 1ª Campaña, 2ª Campaña, 3ª Campaña, 4ª Campaña, 5ª Campaña, 6ª Campaña, 7ª Campaña y 8ª Campaña de estudio.**

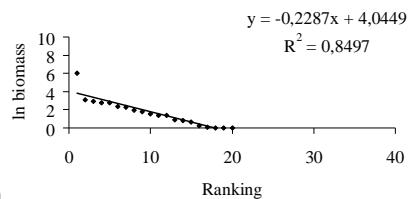
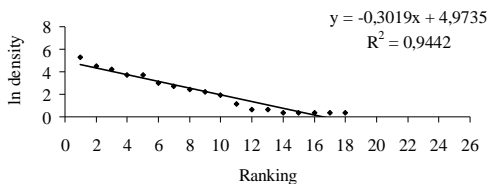
### Quinta Campaña



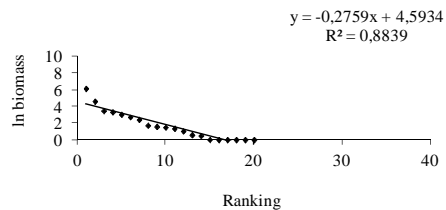
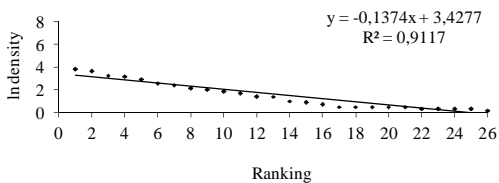
### Sexta Campaña



### Séptima Campaña



### Octava Campaña



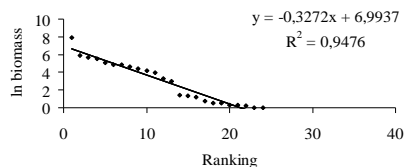
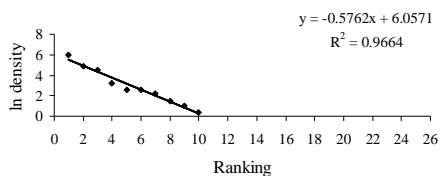
**Fig. VI.1. Continuación.**

**Estación: La Rinconada**

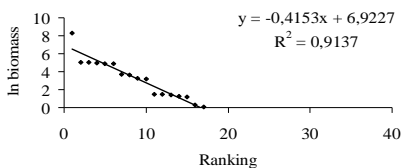
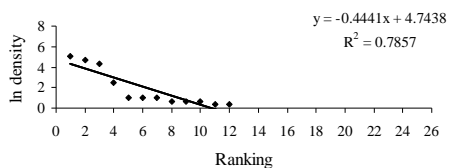
Intermareal

Submareal

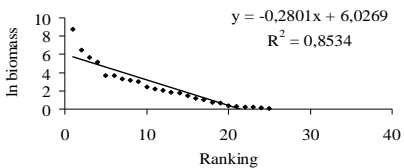
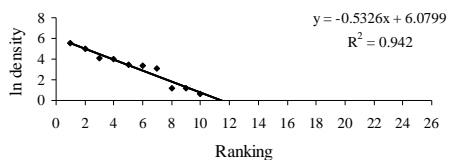
Primera Campaña



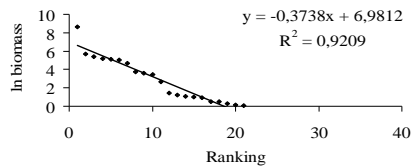
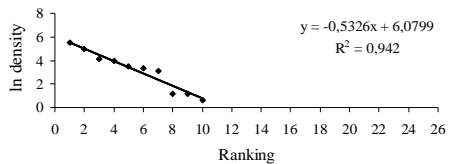
Segunda Campaña



Tercera Campaña

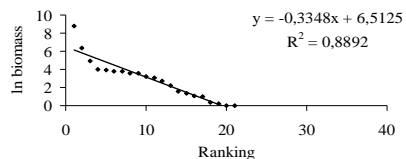
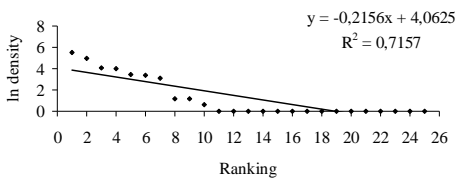


Cuarta Campaña

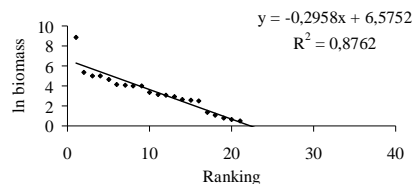
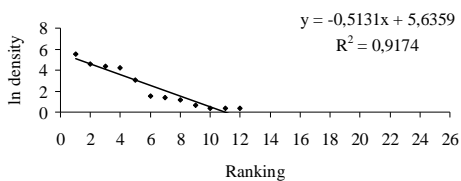


**Fig. VI.1. Continuación.**

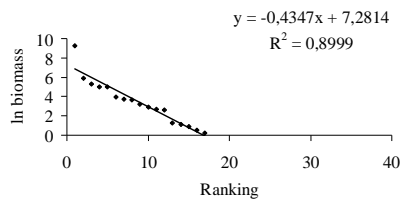
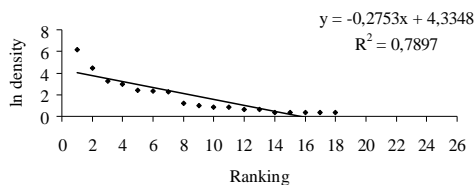
### Quinta Campaña



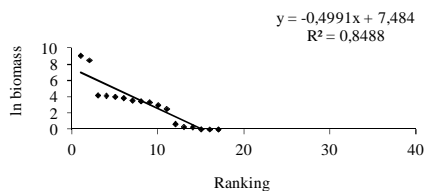
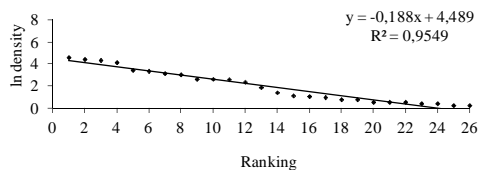
### Sexta Campaña



### Séptima Campaña



### Octava Campaña



**Fig. VI.1. Continuación.**

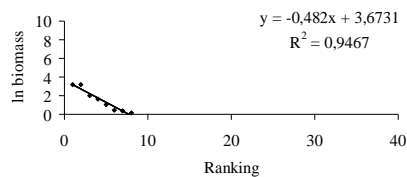
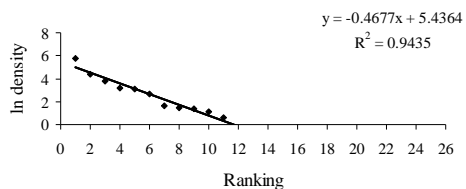


**Estación: La Chimba**

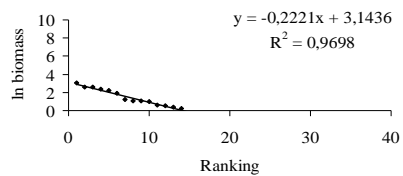
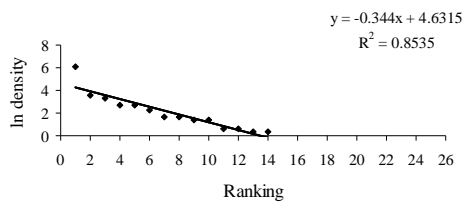
Intermareal

Submareal

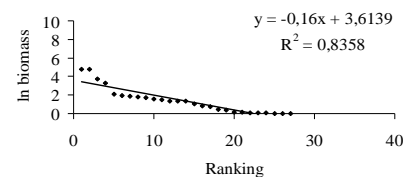
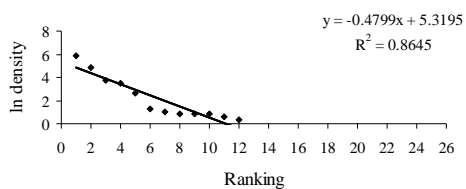
Primera Campaña



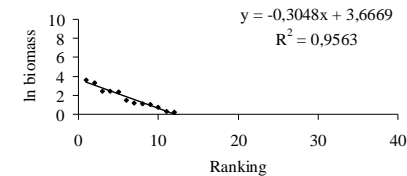
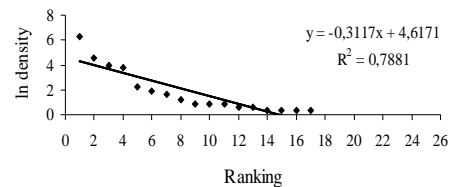
Segunda Campaña



Tercera Campaña

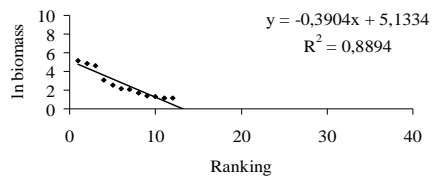
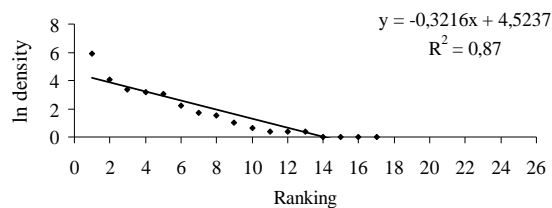


Cuarta campaña

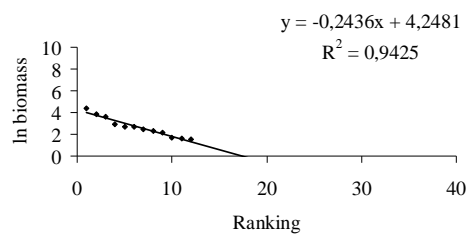
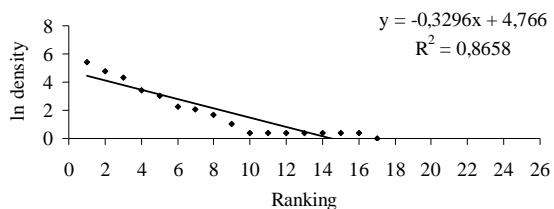


**Fig. VI.1. Continuación.**

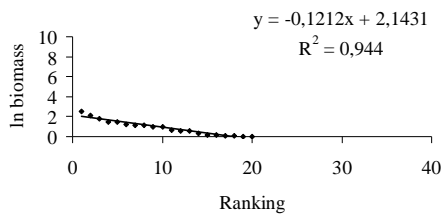
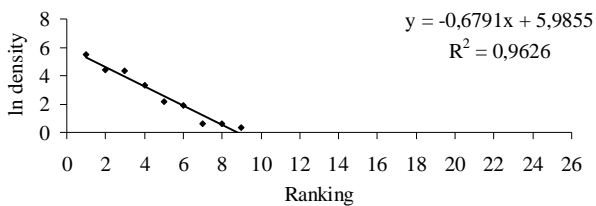
## Quinta Campaña



## Sexta Campaña



## Séptima Campaña



## Octava Campaña

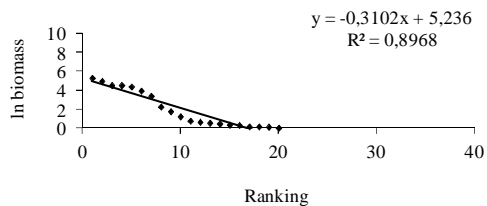
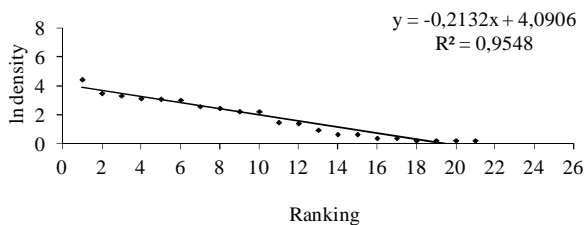


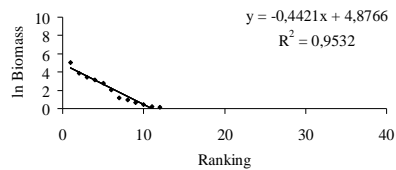
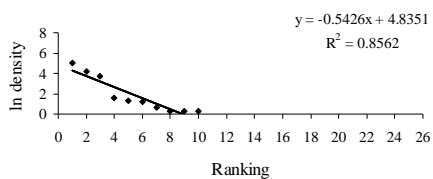
Fig. VI.1. Continuación.

## Estación: Las Petroleras

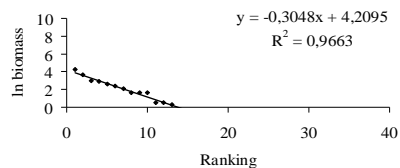
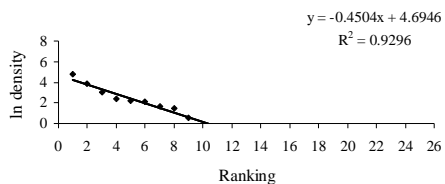
Intermareal

Submareal

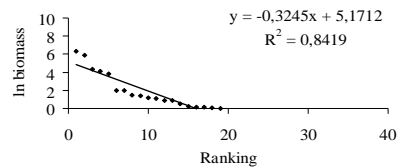
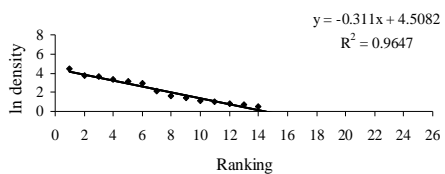
Primera Campaña



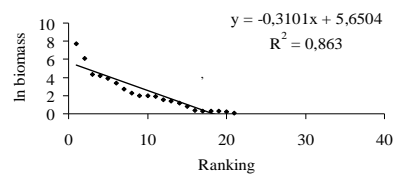
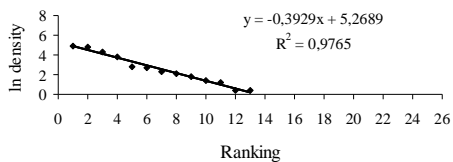
Segunda Campaña



Tercera Campaña

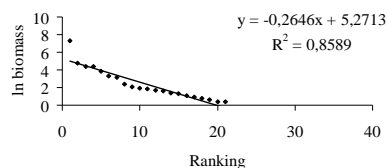
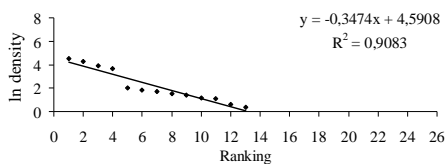


Cuarta campaña

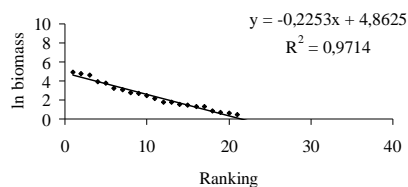
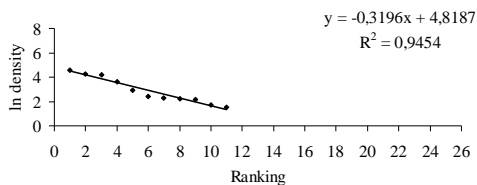


**Fig. VI.1. Continuación.**

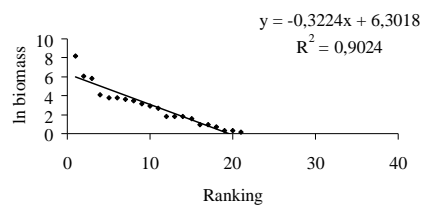
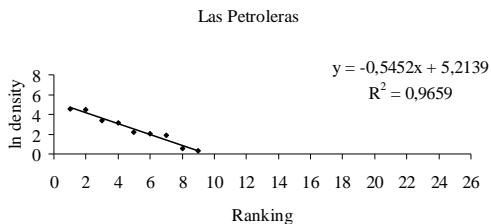
### Quinta Campaña



### Sexta Campaña



### Séptima Campaña



### Octava Campaña

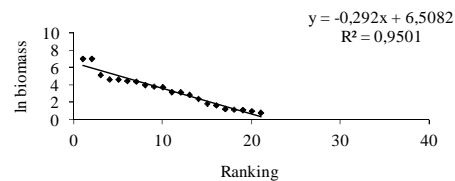
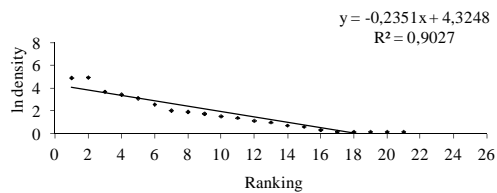


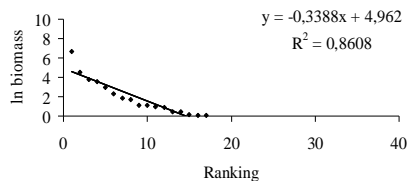
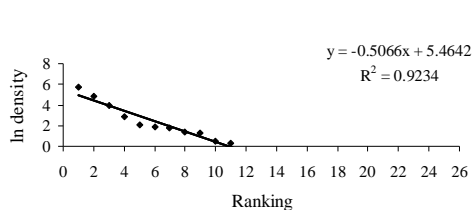
Fig. VI.1. Continuación.

## Estación: Puerto Antofagasta

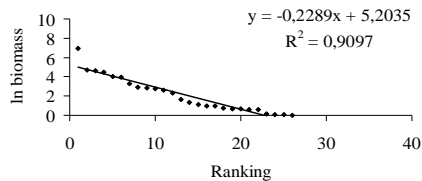
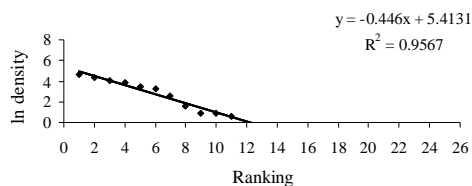
Intermareal

Submareal

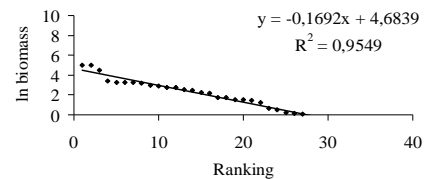
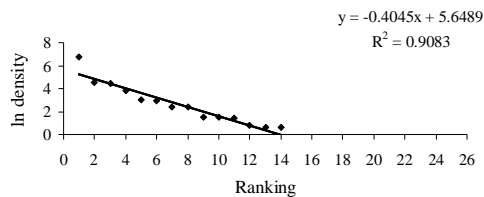
Primera Campaña



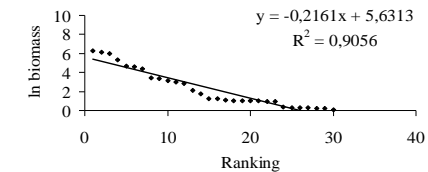
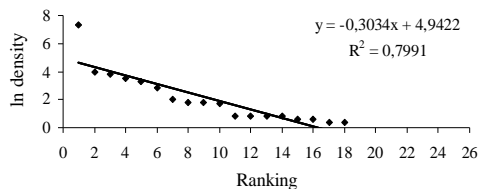
Segunda Campaña



Tercera Campaña

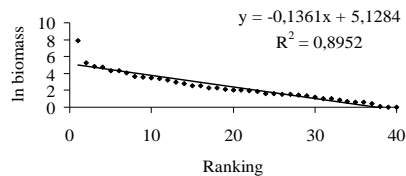
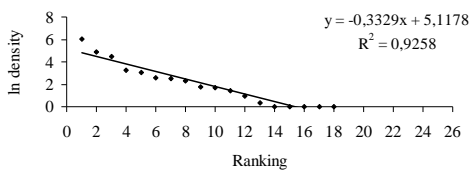


Cuarta Campaña

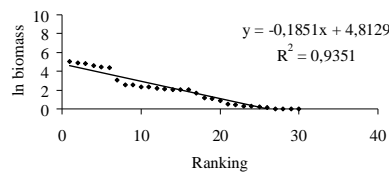
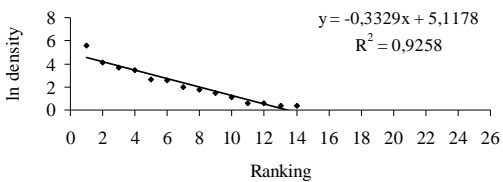


**Fig. VI.1. Continuación.**

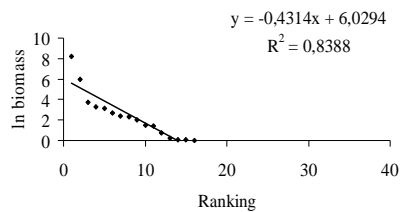
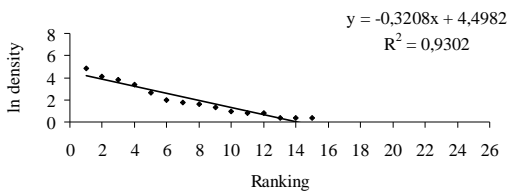
### Quinta Campaña



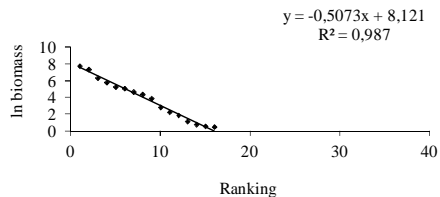
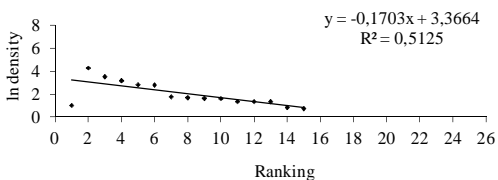
### Sexta Campaña



### Séptima Campaña



### Octava Campaña



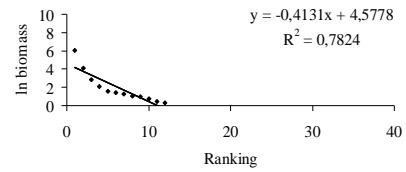
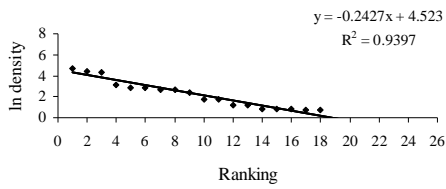
**Fig. VI.1. Continuación.**

Estación: Quebrada Carrizo

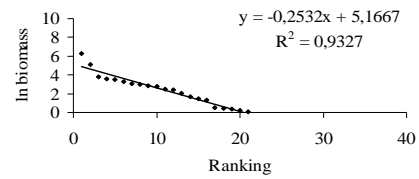
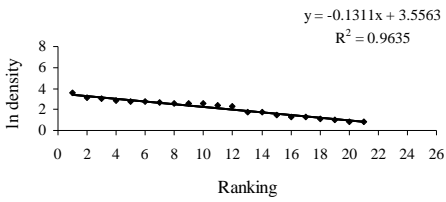
Intermareal

Submareal

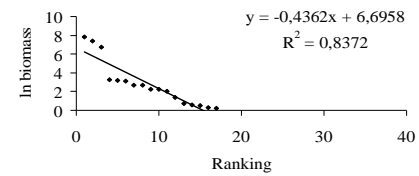
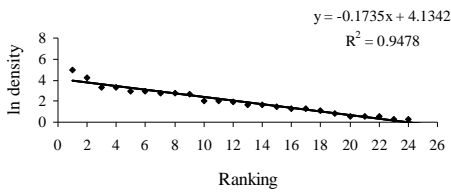
Primera Campaña (Roca Roja)



Segunda Campaña



Tercera Campaña



Cuarta Campaña

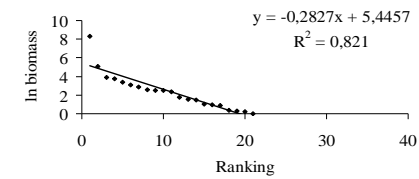
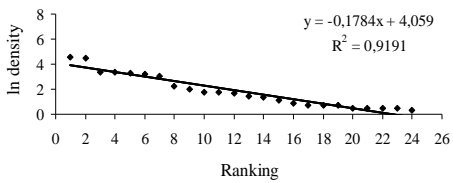
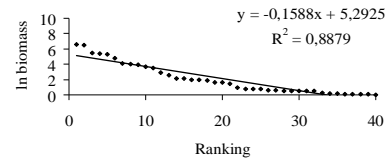
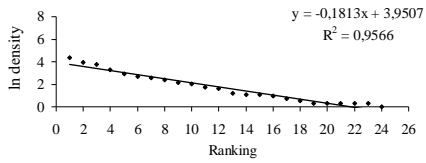
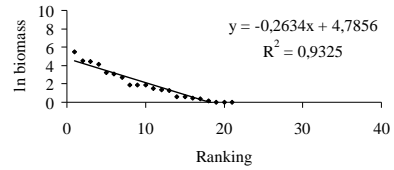
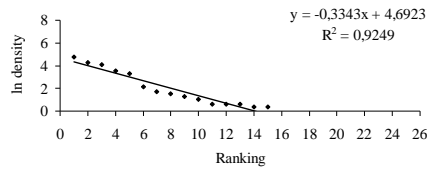


Fig. VI.1. Continuación.

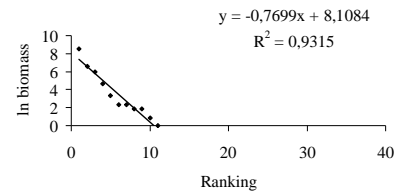
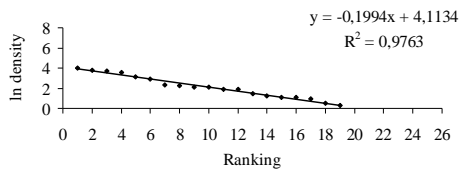
## Quinta Campaña



## Sexta Campaña



## Séptima Campaña



## Octava Campaña

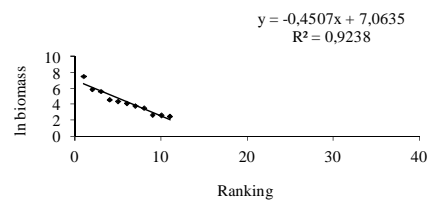
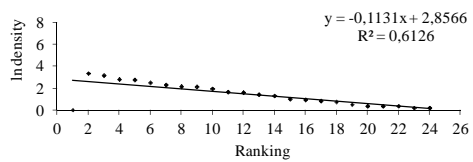


Fig. VI.1. Continuación.

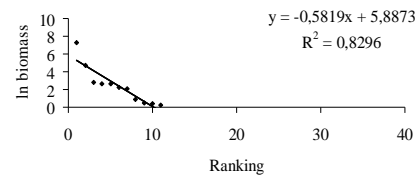
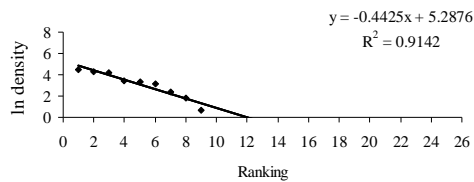


## Estación: Caleta Coloso

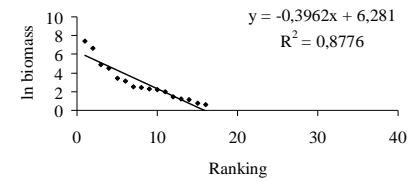
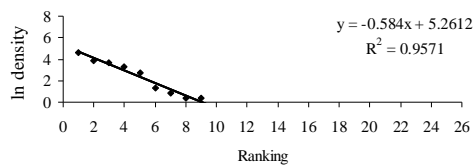
Intermareal

Submareal

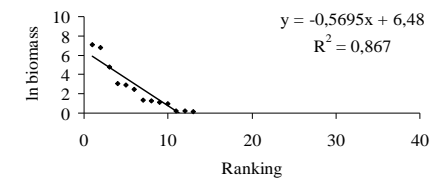
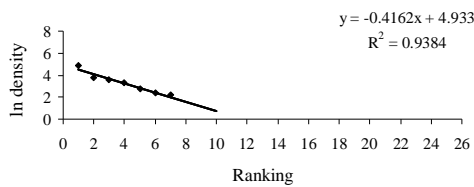
Primera Campaña



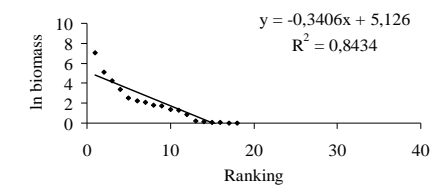
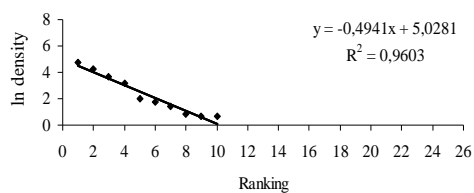
Segunda Campaña



Tercera Campaña

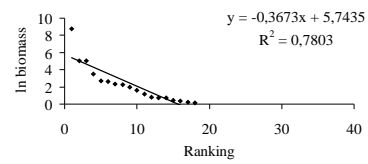
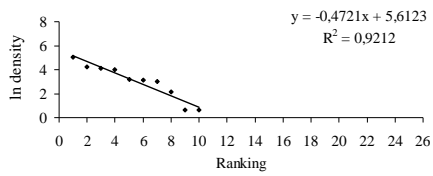


Cuarta Campaña

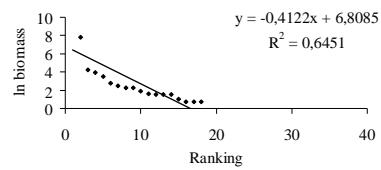
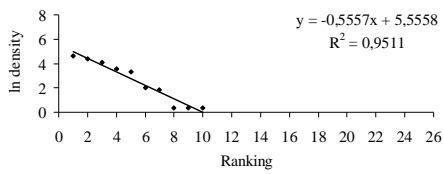


**Fig. VI.1. Continuación.**

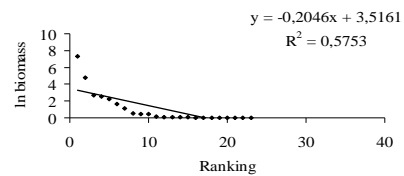
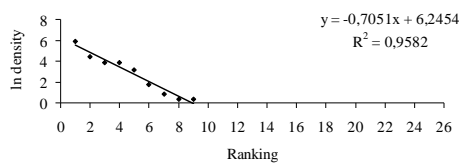
## Quinta Campaña



## Sexta Campaña



## Séptima Campaña



## Octava Campaña

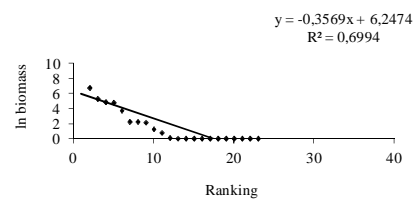
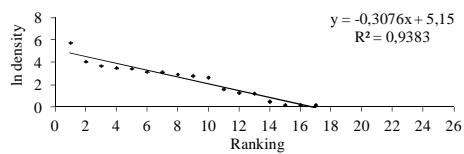


Fig. VI.1. Continuación.

### VI.2.2. Sistema Submareal

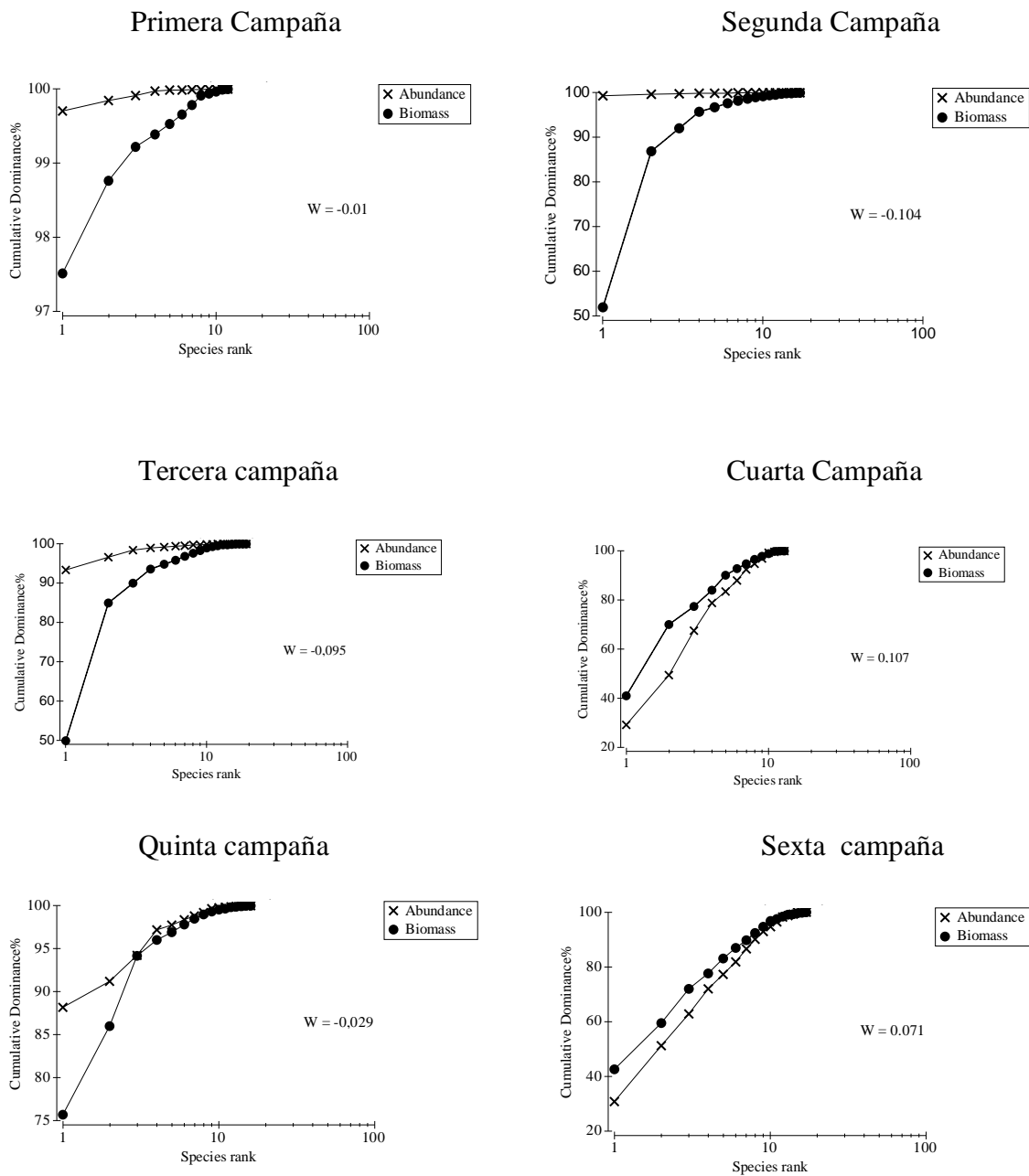
El Apéndice VI.A resume las magnitudes de abundancia de cada una de las especies de flora y fauna evaluada en los sectores estudiados del sistema submareal de Bahía San Jorge ( $\pm 10\text{m}$  de profundidad).

Después de realizada la octava campaña de muestreo en el sistema submareal, es posible reconocer –desde una visión global- que apoyados en las curvas ABC-dominancia el sector La Chimba (LCH) con un valor promedio de  $W = 0,048$  presentaría las condiciones más saludables de Bahía San Jorge. En la situación completamente opuesta se encuentra el sector Caleta Coloso (CCO) con una magnitud promedio de  $W = -0,037$  (Fig. VI.2) (Tabla VI.1). Apoyados en la trayectoria que han mostrado los sistemas submareales bentónicos en las ocho campañas de muestreos –usando el promedio global de  $W$ - sería posible ordenar los sectores comenzando con el más saludable: La Chimba (LCH), seguido por el sector Acapulco (ACA), luego por el Puerto Antofagasta (PAN), Las Petroleras (LPE), La Rinconada (LRI), Quebrada Carrizo (QCA) y finalmente por el sector Caleta Coloso (CCO) (Fig. VI.2) (Tabla VI.1).

En cuanto a los resultados obtenidos de las series de logaritmo de abundancias (Fig. VI.1), se visualiza que el sector Puerto Antofagasta (PAN) correspondería al más saludable dentro de Bahía San Jorge con una pendiente promedio  $b = -0,28$  (Fig. 1) (Tabla VI.1). En la situación opuesta, este análisis muestra al sector de Caleta Coloso (CCO) con los mayores signos de perturbación con una pendiente promedio  $b = -0,40$  (Tabla VI.1). Los demás sectores submareales evaluados presentarían grados intermedios de perturbación.

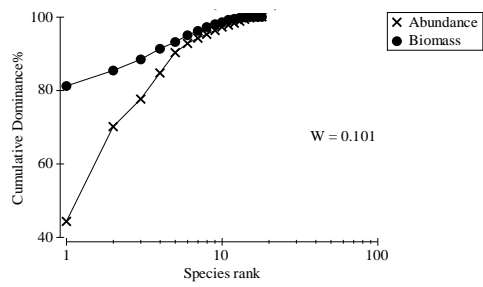
Es importante destacar que tal como se observó en el sistema intermareal, el submareal también presenta una alta variabilidad entre las magnitudes de pendientes en las ocho campañas de muestreo, y por esta razón es que el análisis descrito en el presente informe se realizó tomando en consideración las tendencias globales mostradas a través de las magnitudes promedios (Tabla VI.1).

### Estación: Acapulco



**Fig. VI.2.** Curvas ABC-dominancia en cada uno de los sectores del sistema submareal estudiados en Bahía San Jorge, durante la 1ª Campaña, 2ª Campaña, 3ª Campaña, 4ª Campaña, 5ª Campaña, 6ª Campaña, 7ª Campaña y 8ª Campaña de estudio.

## Séptima Campaña



## Octava Campaña

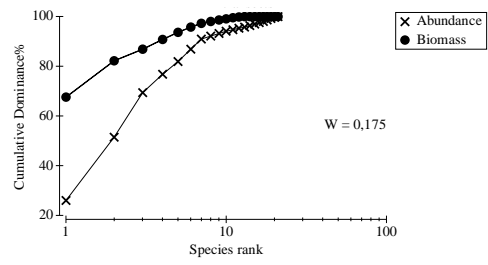
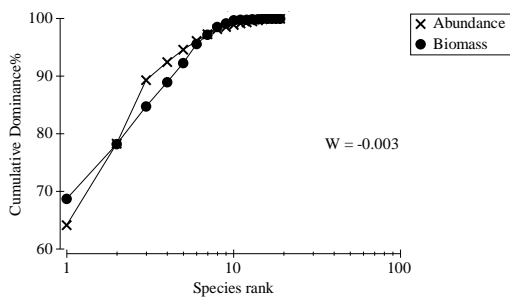


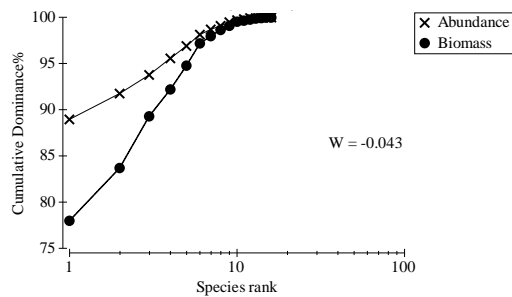
Fig. VI.2. Continuación.

## Estación: La Rinconada

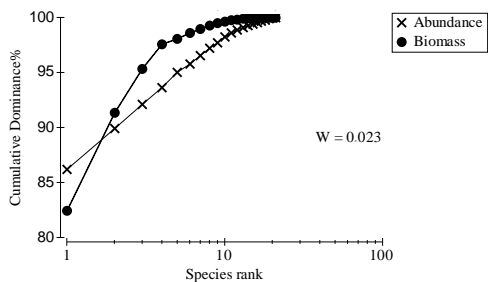
### Primera Campaña



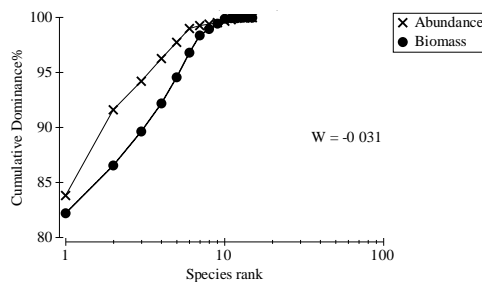
### Segunda Campaña



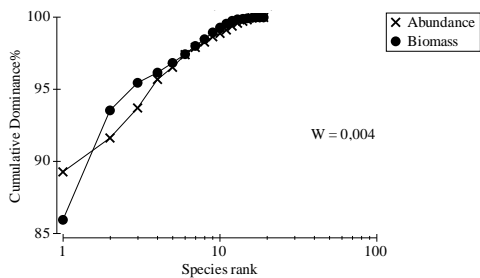
### Tercera campaña



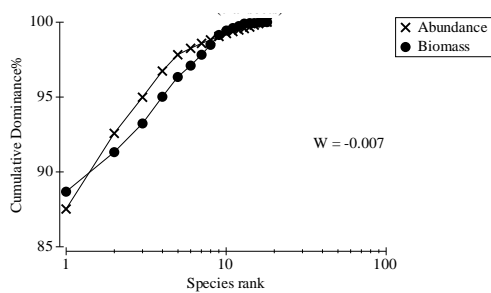
### Cuarta Campaña



### Quinta campaña

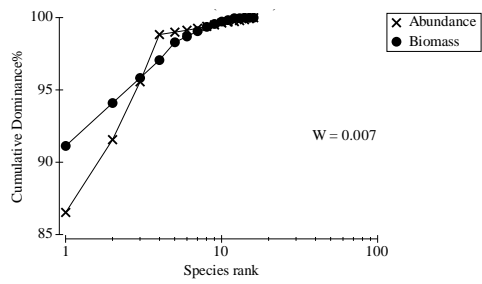


### Sexta campaña



**Fig. VI.2. Continuación.**

## Séptima Campaña



## Octava Campaña

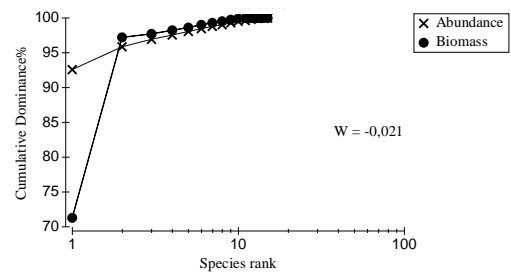
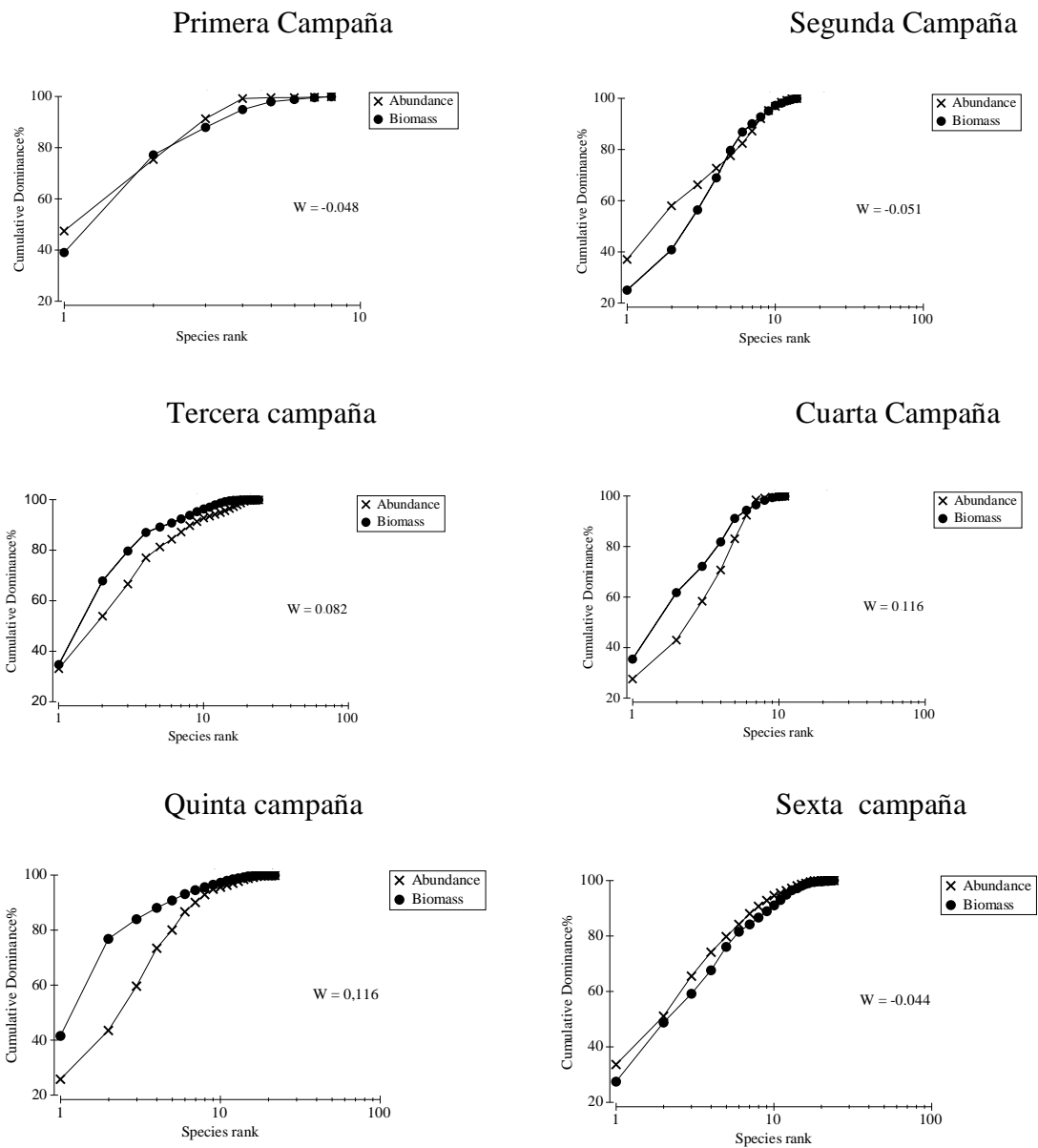


Fig. VI.2. Continuación.

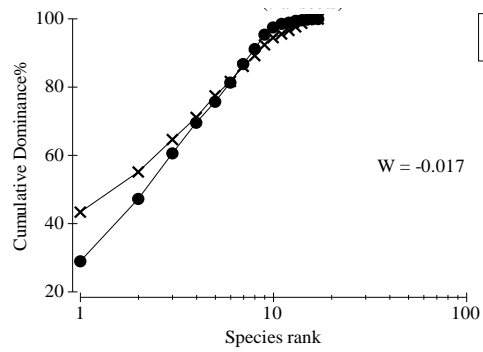
## Estación: La Chimba



**Fig. VI.2. Continuación.**



## Séptima Campaña



## Octava Campaña

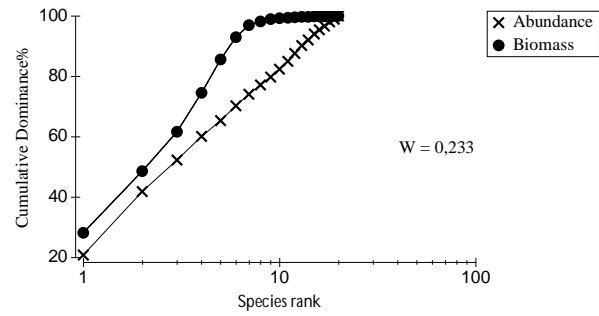
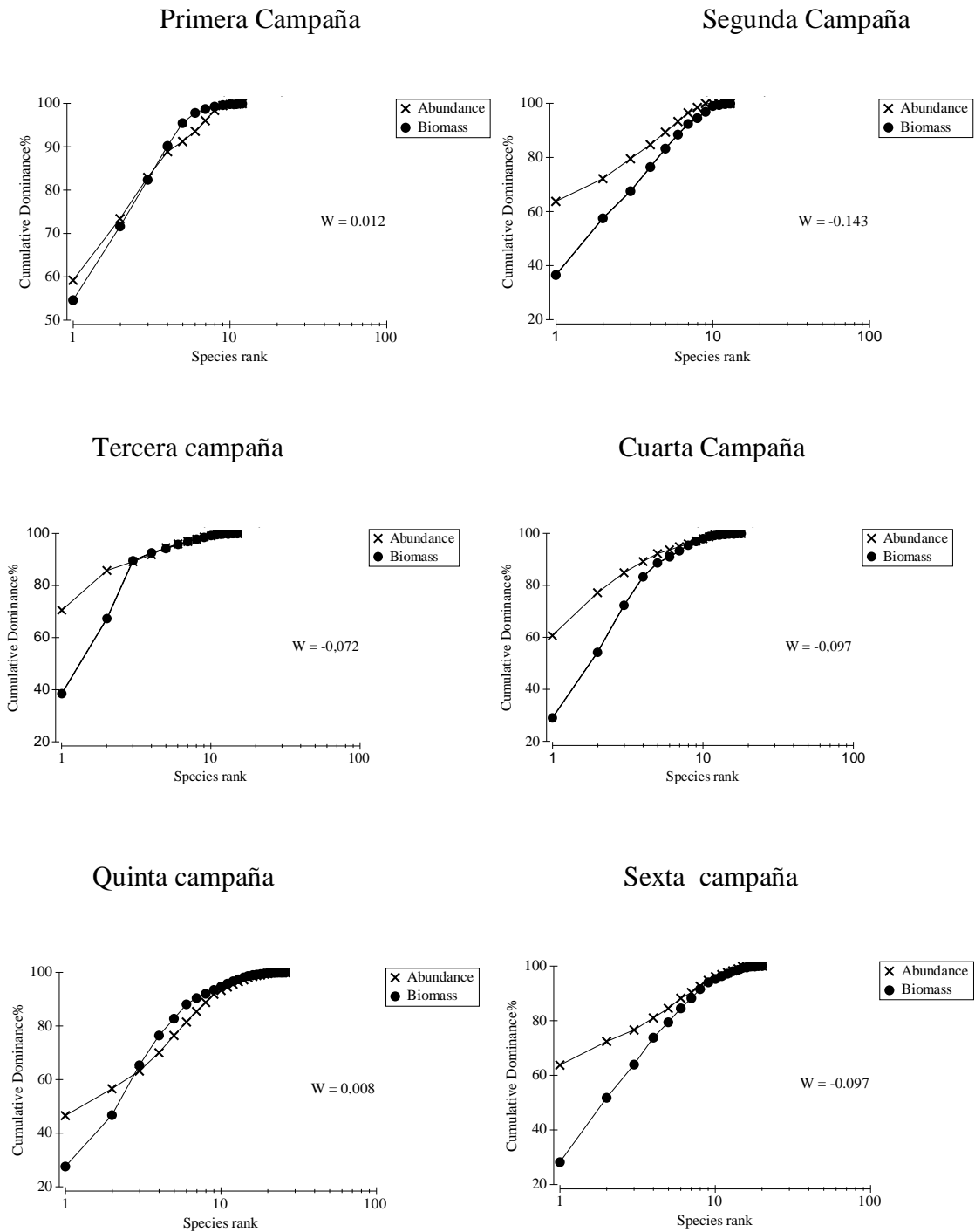


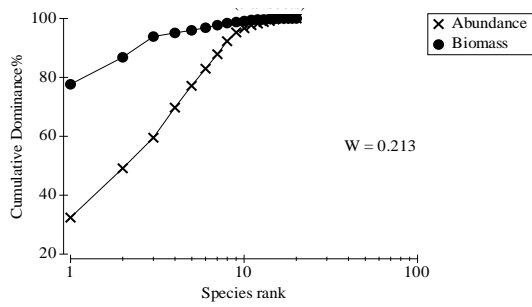
Fig. VI.2. Continuación.

## Estación: Las Petroleras



**Fig. VI.2. Continuación.**

## Séptima Campaña



## Octava Campaña

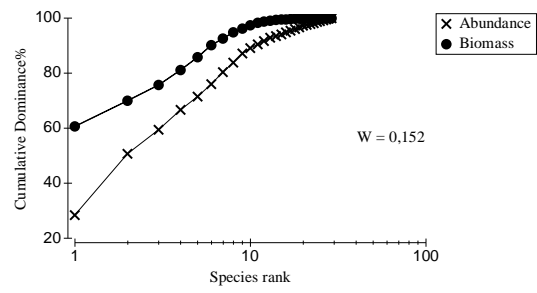
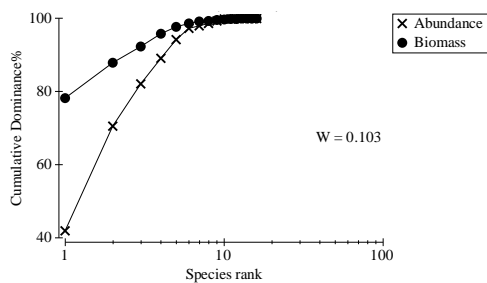


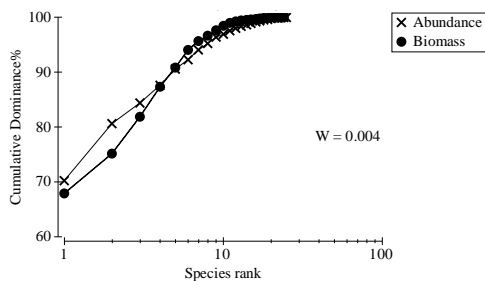
Fig. VI.2. Continuación.

### Estación: Puerto Antofagasta

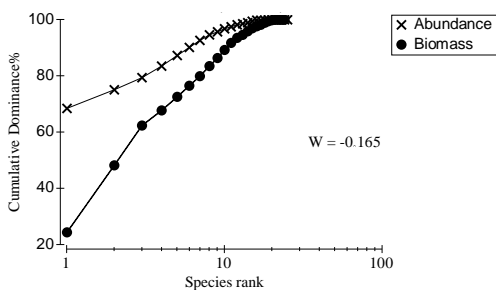
#### Primera Campaña



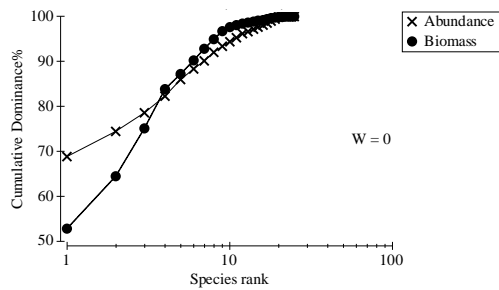
#### Segunda Campaña



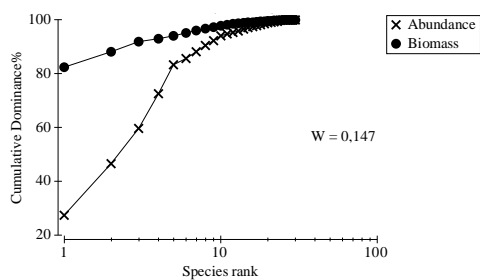
#### Tercera campaña



#### Cuarta Campaña



#### Quinta campaña



#### Sexta campaña

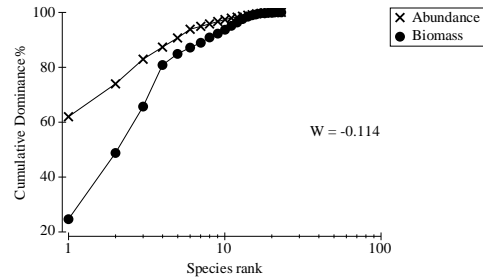
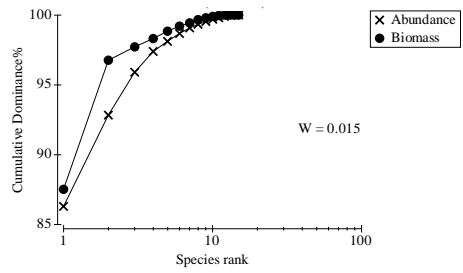


Fig. VI.2. Continuación.

## Séptima Campaña



## Octava Campaña

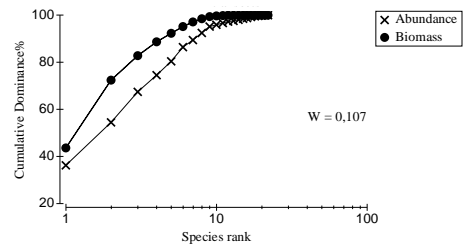
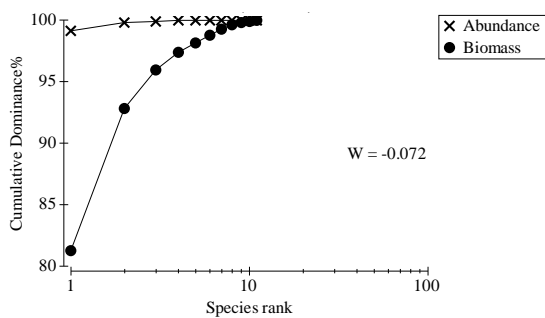


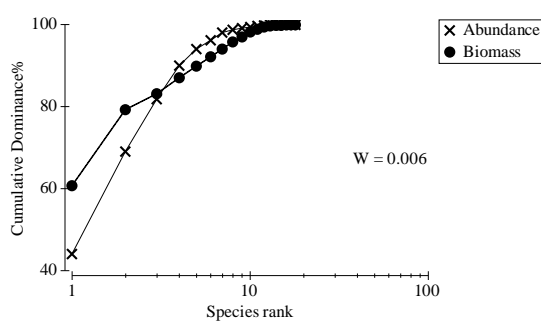
Fig. VI.2. Continuación.

### Estación: Quebrada Carrizo

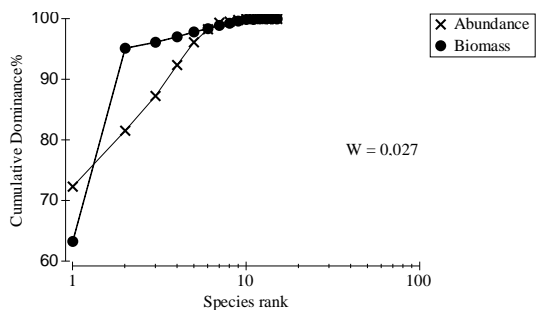
Primera Campaña



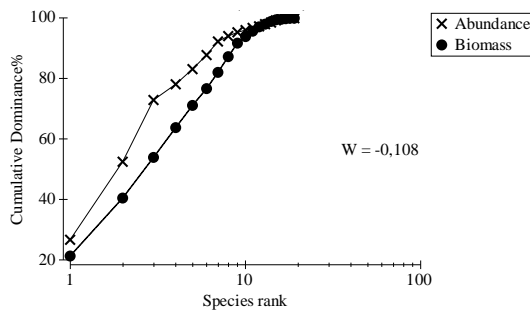
Segunda Campaña



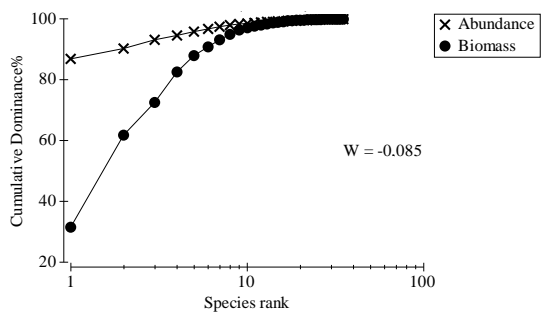
Tercera campaña



Cuarta Campaña



Quinta campaña



Sexta campaña

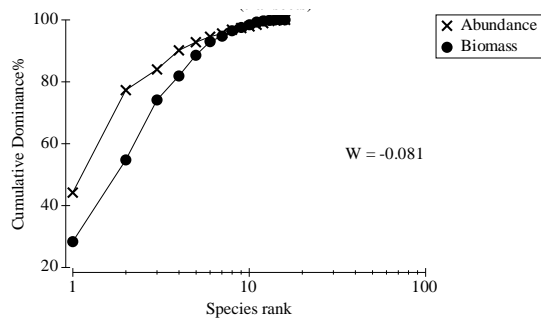
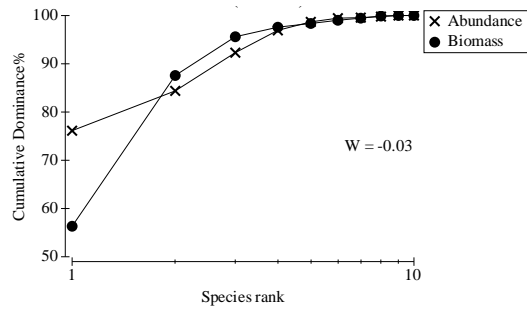
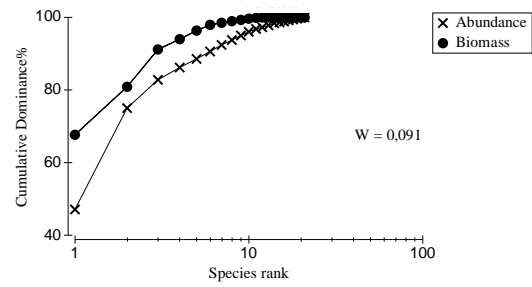


Fig. VI.2. Continuación.

## Séptima Campaña

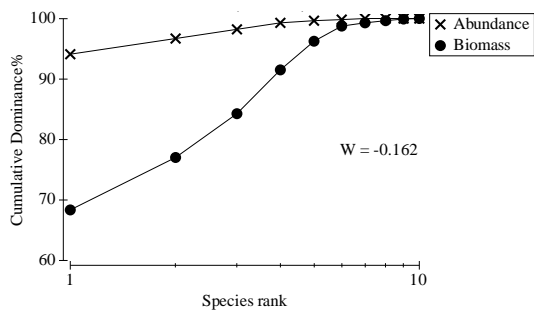


## Octava Campaña

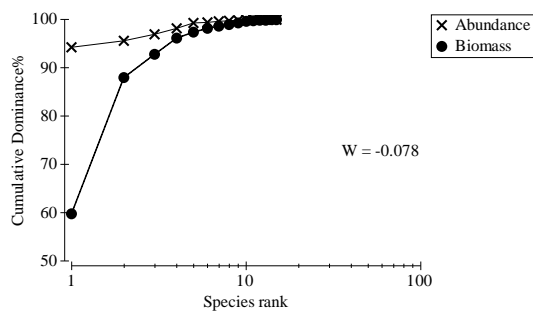
**Fig. VI.2. Continuación.**

### Estación: Caleta Coloso

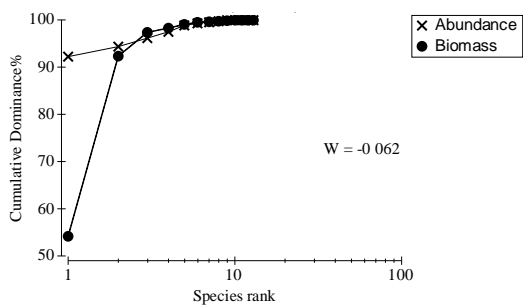
#### Primera Campaña



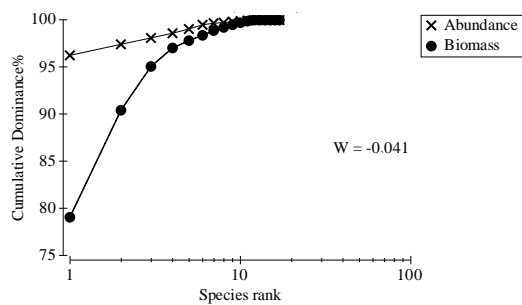
#### Segunda Campaña



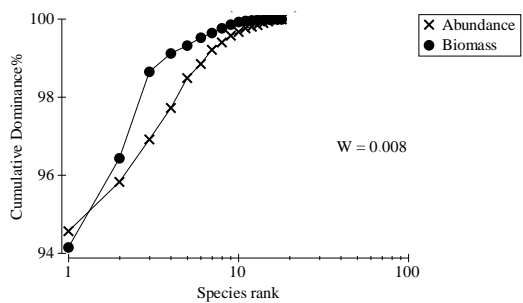
#### Tercera campaña



#### Cuarta Campaña



#### Quinta campaña



#### Sexta campaña

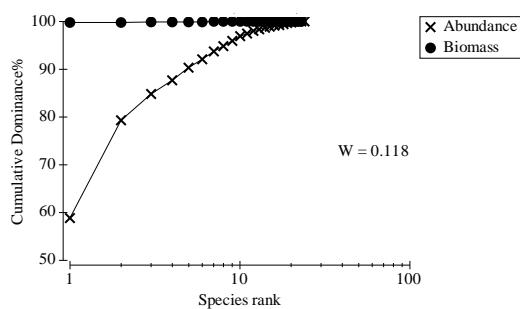
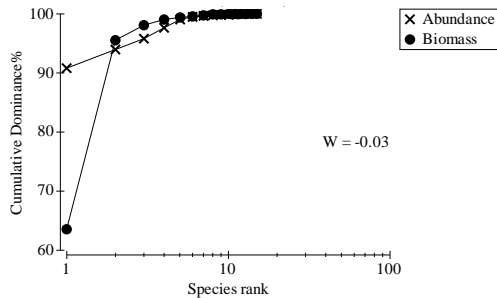


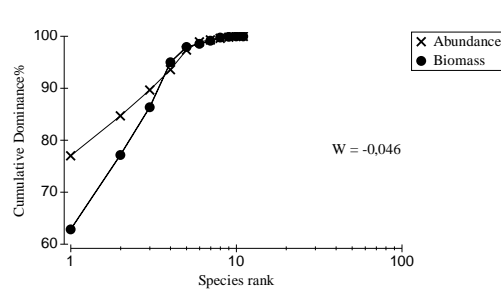
Fig. VI.2. Continuación.



## Séptima Campaña



## Octava Campaña

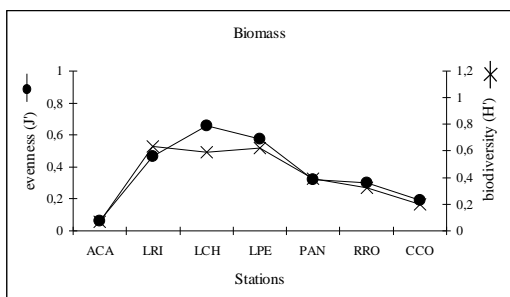


**Fig. VI.2. Continuación.**

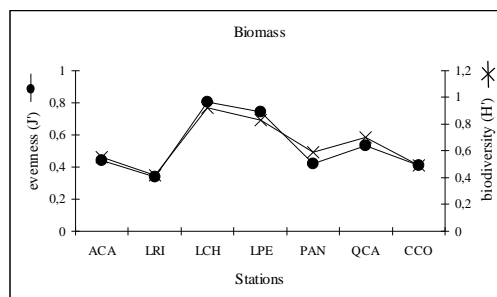
La Fig. VI.3 muestra los resultados obtenidos de los índices de diversidad biológica de Shannon-Wiener ( $H'$ ) y de regularidad de especies ( $J'$ ) para las comunidades submareales en cada sector estudiado en Bahía San Jorge.

Una vez ejecutada la octava campaña de muestreo, el sector La Chimba (LCH) aparece como el que presenta la mayor biodiversidad y regularidad. Contrariamente, el sector Caleta Coloso (CCO) se caracteriza por presentar las más bajas magnitudes de biodiversidad y regularidad (Fig. VI.3). Es relevante indicar que estos resultados son en parte coincidentes con respecto de las tendencias obtenidas a partir de las series de logaritmo de abundancia y las curvas de ABC-dominancia arriba descritas (Fig. VI.1, VI.2 & VI.3). Si bien durante las primeras dos campañas se observa un patrón relativamente similar, a excepción del sector La Rinconada (LRI), estos son muy distintos respecto de lo detectado durante la 3C, 4C, 5C, 6C, 7C y 8C de estudio (Fig. VI.3). Así mismo, se observa que la 3C, 4C y 5C muestran un patrón muy similar, pero diferente a lo detectado en la 6C, 7C y 8C. Finalmente, es relevante indicar la similitud del patrón de respuesta observado entre la 6C y 8C (Fig. VI.3).

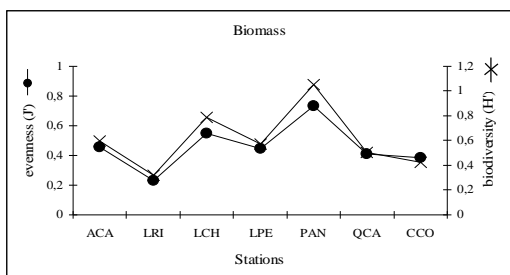
## Primera Campaña



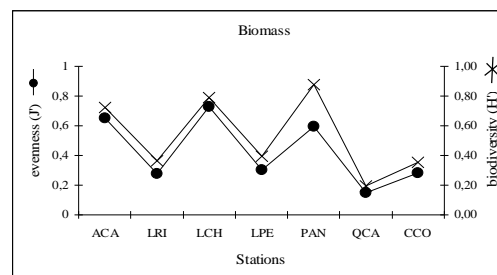
## Segunda Campaña



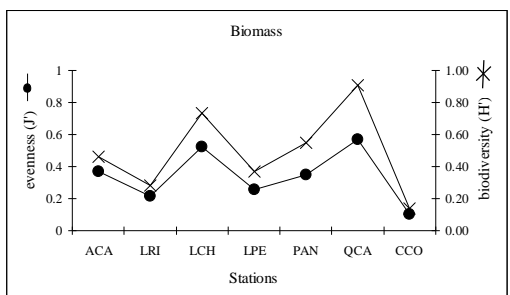
## Tercera Campaña



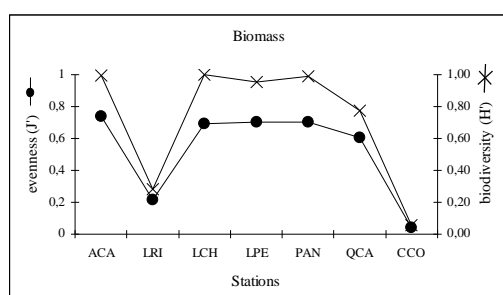
## Cuarta Campaña



## Quinta Campaña

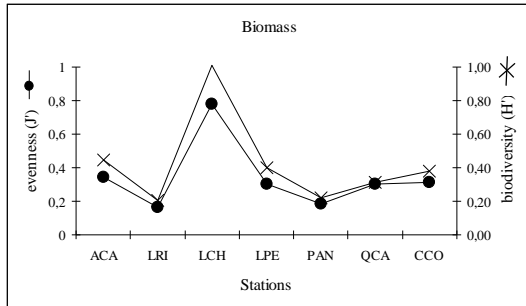


## Sexta campaña

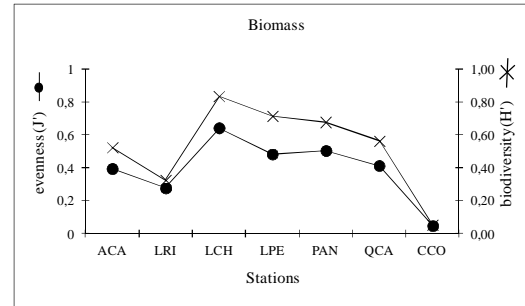


**Fig. VI.3. Índices de diversidad biológica de Shannon-Wiener ( $H'$ ) y regularidad de ( $J'$ ) en cada uno de los sectores estudiados del sistema submareal de Bahía San Jorge durante la 1ª Campaña, 2ª Campaña, 3ª Campaña, 4ª Campaña, 5ª Campaña, 6ª Campaña, 7ª Campaña y 8ª Campaña de estudio.**

## Séptima campaña



## Octava campaña



**Fig. VI.3. Continuación.**

Los resultados obtenidos de los análisis multivariados no-paramétricos (n-MDS) (Fig. VI.4) y del dendograma (Fig. VI.5) -considerando la información acumulada de las ocho campañas de muestreo- muestran nítidamente la conformación de tres grupos en el espacio bidimensional con un 55% de disimilaridad. Por un lado, aparece el sistema submareal de La Rinconada (LRI), por otro lado emerge el grupo conformado por los sectores La Chimba (LCH), Acapulco (ACA) y Caleta Coloso (CCO), y finalmente el tercer grupo constituido por los sectores Puerto Antofagasta (PAN), Las Petroleras (LPE) y Quebrada Carrizo (QCA). Es importante indicar que entre estos tres grupos se detectaron diferencias significativas respecto de su composición comunitaria (ANOSIM,  $R$  global = 0,465,  $p < 0,05$ ) (Tabla VI.2).

**Tabla VI.2. Análisis de similaridad (ANOSIM)**

Global Test

Sample statistic (Global R): 0,465

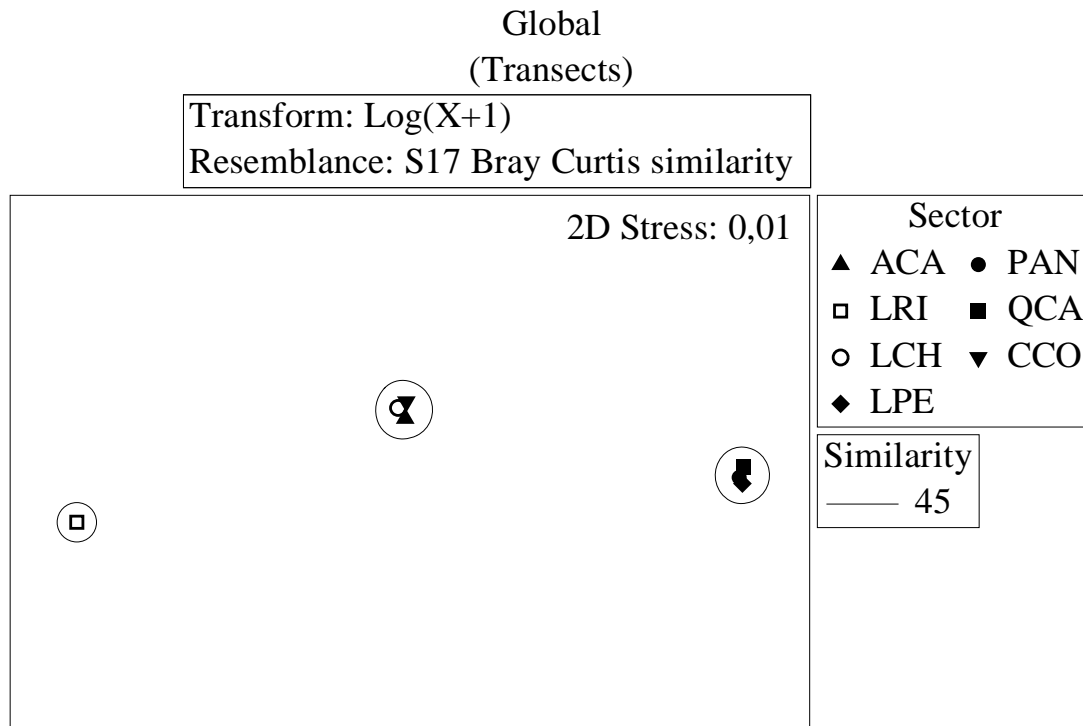
Significance level of sample statistic: 0,1 %

Number of permutations: 999 (Random sample from a large number)

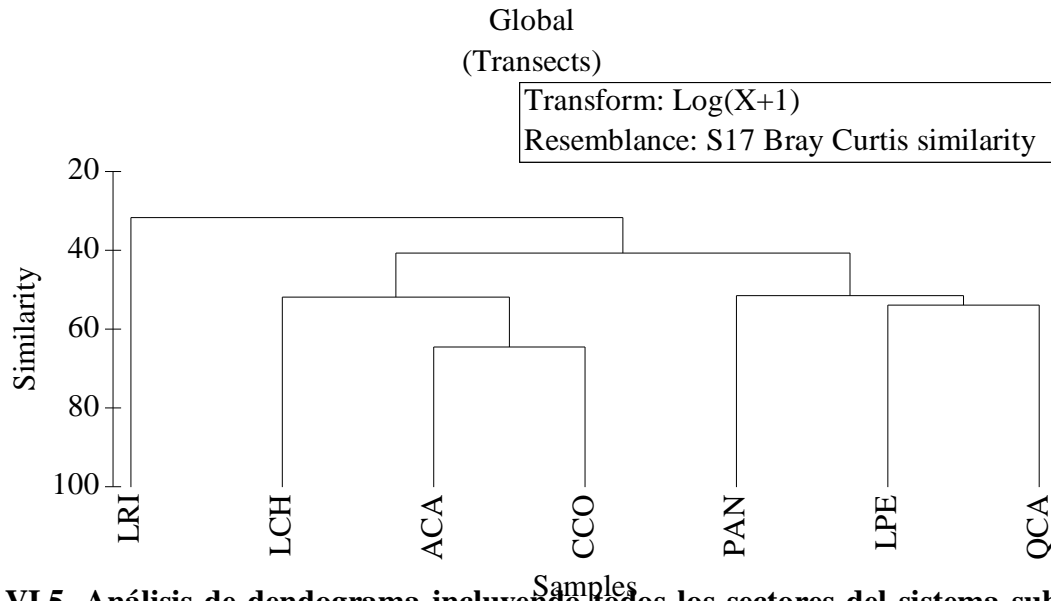
Number of permuted statistics greater than or equal to Global R: 0

Pairwise Tests

Groups	R Statistic	Significance Level %	Possible Permutations	Actual Permutations	Number $\geq$ Observed
LCH-ACA- CCO, LRI	0,494	0,1	Very large	999	0
LCH-ACA- CCO, PAN- LPE-QCA	0,317	0,1	Very large	999	0
LRI, PAN- LPE-QCA	0,823	0,1	Very large	999	0



**Fig. VI.4.** Análisis multivariado (n-MDS) incluyendo todos los sectores de estudio del sistema submareal estudiados en Bahía San Jorge durante la 1<sup>a</sup> Campaña, 2<sup>a</sup> Campaña, 3<sup>a</sup> Campaña, 4<sup>a</sup> Campaña, 5<sup>a</sup> Campaña, 6<sup>a</sup> Campaña, 7<sup>a</sup> Campaña y 8<sup>a</sup> Campaña de estudio.



**Fig. VI.5. Análisis de dendrograma incluyendo todos los sectores del sistema submareal estudiados en Bahía San Jorge durante la 1ª Campaña, 2ª Campaña, 3ª Campaña, 4ª Campaña, 5ª Campaña, 6ª Campaña, 7ª y 8ª Campaña de estudio.**

### VI.2.3. Modelación Ecosistémica

Basados en los resultados obtenidos de los sistemas submareales estudiados en Bahía San Jorge, se construyeron tres modelos ecosistémicos cuantitativos y cualitativos apoyados en los análisis multivariados (n-MDS) (Fig. VI.4) y dendrograma (VI.5), junto a un modelo cuantitativo global a nivel de bahía.

Los modelos construidos fueron los siguientes:

Modelo 1: La Rinconada (LRI)

Modelo 2: La Chimba (LCH), Acapulco (ACA) y Caleta Coloso (CCO)

Modelo 3: Puerto Antofagasta (PAN), Las Petroleras (LPE) y Quebrada Carrizo (QCA)

Modelo 4: Modelo global a nivel de bahía.

### **VI.2.3.1. Modelación trófica cuantitativa (ECOPATH-ECOSIM-ECOSPACE)**

En la Tabla VI.3 se resumen las magnitudes de biomasa, productividad (P/B), tasa de consumo (Q/B), eficiencia ecotrófica (EE), nivel trófico (TL) y niveles de captura (C) para cada una de las variables y/o grupo funcionales establecidos para cada uno de los modelos construidos. Las magnitudes destacadas en negro corresponden a las obtenidas en el presente trabajo de investigación y con las cuales se construyeron los modelos. Estas magnitudes fueron comparadas con las descritas para otros ecosistemas submareales de las costa de Chile (Ortiz & Wolff 2002a, Ortiz 2008b, Ortiz et. al. 2010). La Fig. VI.6 muestra los modelos tróficos construidos mediante ECOPATH.

**Tabla VI.3. Parámetros entrados (en negritas) y estimados por la modelación ECOPATH para cada uno de los modelos construidos. TL=nivel trófico; C= capturas pesqueras; B=biomasa g m<sup>-2</sup>; P/B= productividad g m<sup>-2</sup>año<sup>-1</sup>; Q/B=tasa de consumo g m<sup>-2</sup>año<sup>-1</sup>; EE=eficiencia ecotrófica.**

Compartments						
Species / Functional groups	TL	C	B	P/B	Q/B	EE
a.) Subsystem: La Rinconada						
1) <i>Argopecten purpuratus</i>	2,0	<b>115,1</b>	<b>69,1</b>	<b>2,7</b>	<b>9,9</b>	0,89
2) <i>Tagelus dombeii</i>	2,0	<b>0,7</b>	<b>561,0</b>	<b>2,0</b>	<b>9,9</b>	0,24
3) <i>Transennella pannosa</i>	2,0	<b>30</b>	<b>5248,6</b>	<b>2,8</b>	<b>9,9</b>	0,04
4) Filter feeders	2,0		<b>53,4</b>	<b>1,8</b>	<b>9,9</b>	0,64
5) <i>Thais chocolata</i>	2,4	<b>0,1</b>	<b>255,1</b>	<b>2,7</b>	<b>7,2</b>	0,09
6) Seastars	3,0		<b>1,8</b>	<b>0,5</b>	<b>3</b>	0,06
7) <i>Cancer</i> spp.	3,0		<b>1,9</b>	<b>1,9</b>	<b>9,5</b>	0,10
8) SEH	2,0		<b>67,0</b>	<b>2,5</b>	<b>11,7</b>	0,78
9) SEC	2,8		<b>50,1</b>	<b>2,0</b>	<b>10,4</b>	0,86
10) LE	2,7		<b>14,9</b>	<b>1,9</b>	<b>9,2</b>	0,70
11) Chlorophyta	1,0		<b>1,3</b>	<b>5,0</b>	-	0,60
12) Rhodophyta	1,0		<b>18,2</b>	<b>5,0</b>	-	0,86
13) Phaeophyta	1,0		<b>64,4</b>	<b>5,0</b>	-	0,91
14) Zooplankton	2,0		<b>20,0</b>	<b>40,0</b>	<b>160</b>	0,03
15) Phytoplankton	1,0		<b>112,0</b>	<b>1000,0</b>	-	0,39
16) Detritus	1,0		<b>100,0</b>	-	-	0,20

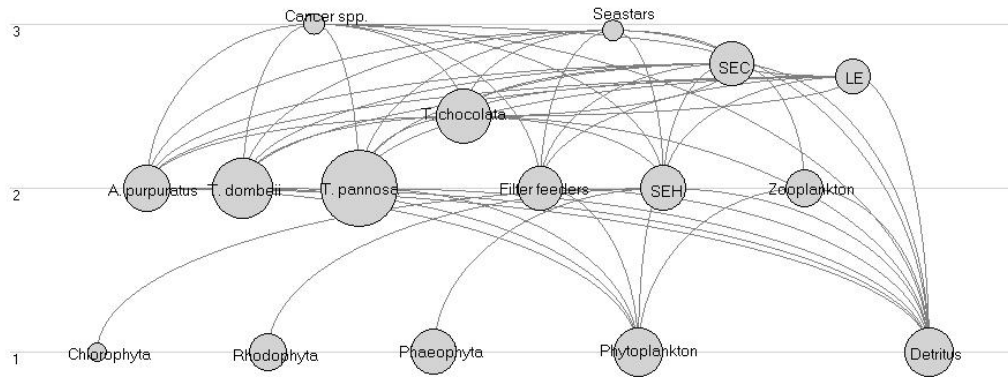
Compartments						
Species / Functional groups	TL	C	B	P/B	Q/B	EE
a.) Subsystem: LCH,ACA,CCO						
1) <i>Argopecten purpuratus</i>	2,0	<b>3,23</b>	<b>8,4</b>	<b>2,7</b>	<b>9,9</b>	0,774
2) <i>Lessonia trabeculata</i>	1,0	<b>28,97</b>	<b>800,0</b>	<b>2,0</b>	-	0,678
3) <i>Concholepas concholepas</i>	3,1	<b>0,02</b>	<b>1,1</b>	<b>2,7</b>	<b>7,2</b>	0,185
4) <i>Octopus vulgaris</i>	3,2	<b>0,75</b>	<b>2,6</b>	<b>0,7</b>	<b>3,2</b>	0,458
5) Seastars	3,1		<b>15,0</b>	<b>0,5</b>	<b>3,0</b>	0,06
6) Filter feeders	2,0	<b>0,02</b>	<b>100,0</b>	<b>1,8</b>	<b>9,9</b>	0,968
7) <i>Cancer</i> spp.	3,0		<b>0,6</b>	<b>1,9</b>	<b>9,5</b>	0,1
8) SEH	2,0		<b>300,6</b>	<b>2,5</b>	<b>11,7</b>	0,082
9) SEC	2,7		<b>32,0</b>	<b>2,0</b>	<b>10,4</b>	0,843
10) LE	2,8		<b>10,0</b>	<b>1,9</b>	<b>9,2</b>	0,436
11) Chlorophyta	1,0		-	<b>5,0</b>	-	0,95
12) Rhodophyta	1,0		-	<b>5,0</b>	-	0,95
13) Phaeophyta	1,0		-	<b>5,0</b>	-	0,95
14) Zooplankton	2,0		<b>20,0</b>	<b>40,0</b>	<b>160,0</b>	0,021
15) Phytoplankton	1,0		<b>112,0</b>	<b>1000,0</b>	-	0,036
16) Detritus	1,0		<b>100,0</b>	-	-	0,012



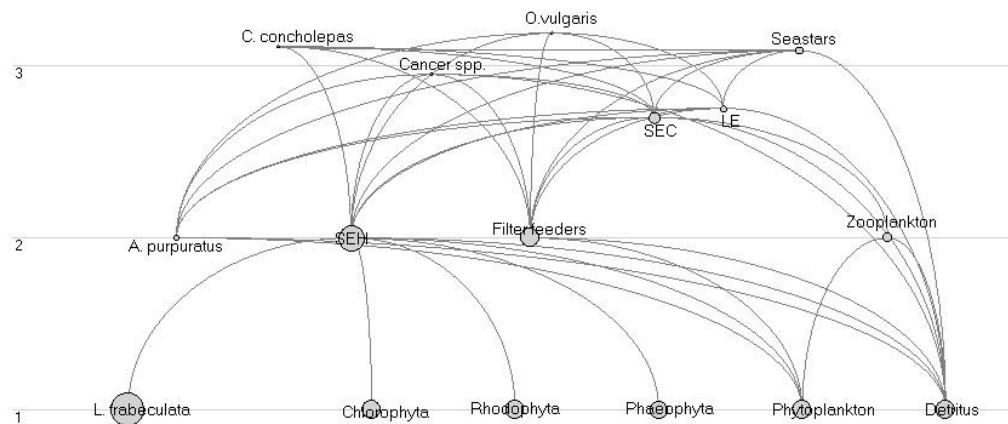
Tabla VI.3. Continuación.

Compartments						
Species / Functional groups	TL	C	B	P/B	Q/B	EE
a.) Subsystem: LPE,PAN,QCA						
1) <i>Argopecten purpuratus</i>	2,0	<b>0,04</b>	<b>19,0</b>	<b>2,7</b>	<b>9,9</b>	0,85
2) <i>Lessonia trabeculata</i>	1,0	<b>3,6</b>	<b>200,0</b>	<b>2,0</b>	-	0,667
3) <i>Concholepas concholepas</i>	3,1	<b>0,14</b>	<b>8,3</b>	<b>2,8</b>	<b>9,9</b>	0,811
4) <i>Thais chocolata</i>	2,4		<b>20,0</b>	<b>2,8</b>	<b>9,9</b>	0,652
5) Seastars	2,9		<b>55,3</b>	<b>2,7</b>	<b>7,2</b>	0,027
6) Filter feeders	2,0	<b>0,03</b>	<b>220,0</b>	<b>1,8</b>	<b>9,9</b>	0,989
7) <i>Cancer</i> spp.	2,9		<b>1,4</b>	<b>1,9</b>	<b>9,5</b>	0,1
8) SEH	2,0		<b>75,0</b>	<b>2,5</b>	<b>11,7</b>	0,95
9) SEC	2,5		<b>89,7</b>	<b>2,0</b>	<b>10,4</b>	0,95
10) LE	2,6		<b>4,6</b>	<b>2,0</b>	<b>9,2</b>	0,802
11) Chlorophyta	1,0		<b>43,4</b>	<b>5,0</b>	-	0,607
12) Rhodophyta	1,0		<b>40,0</b>	<b>5,0</b>	-	0,658
13) Phaeophyta	1,0		<b>188,2</b>	<b>5,0</b>	-	0,112
14) Zooplankton	2,0		<b>20,0</b>	<b>40,0</b>	<b>160,0</b>	0,07
15) Phytoplankton	1,0		<b>30,0</b>	<b>250,0</b>	-	0,633
16) Detritus	1,0		<b>100,0</b>	-	-	0,293
Compartments						
Species / Functional groups	TL	C	B	P/B	Q/B	EE
GobalModel						
1) <i>Argopecten purpuratus</i>	2,0	<b>0,024</b>	<b>11,9</b>	<b>2,7</b>	<b>9,9</b>	0,82
2) <i>Lessonia trabeculata</i>	1,0	<b>4,19</b>	<b>232,9</b>	<b>2,0</b>	-	0,86
3) <i>Concholepas concholepas</i>	3,2	<b>0,057</b>	<b>3,4</b>	<b>2,8</b>	<b>9,9</b>	0,48
4) <i>Octopus vulgaris</i>	3,2	<b>0,04</b>	<b>0,1</b>	<b>0,7</b>	<b>3,2</b>	0,45
5) Seastars	3,0		<b>28,7</b>	<b>2,7</b>	<b>7,2</b>	0,03
6) Filter feeders	2,0	<b>0,005</b>	<b>480,0</b>	<b>0,5</b>	<b>3,0</b>	1,00
7) <i>Cancer</i> spp.	3,0		<b>0,8</b>	<b>1,9</b>	<b>9,5</b>	0,15
8) SEH	2,0		<b>113,5</b>	<b>2,5</b>	<b>11,7</b>	0,33
9) SEC	2,6		<b>31,3</b>	<b>2,0</b>	<b>10,4</b>	0,95
10) LE	2,7		<b>11,1</b>	<b>1,9</b>	<b>9,2</b>	0,95
11) Chlorophyta	1,0		<b>43,0</b>	<b>5,0</b>	-	0,93
12) Rhodophyta	1,0		<b>41,9</b>	<b>5,0</b>	-	0,95
13) Phaeophyta	1,0		<b>120,0</b>	<b>5,0</b>	-	0,27
14) Zooplankton	2,0		<b>20,0</b>	<b>40,0</b>	<b>160,0</b>	0,02
15) Phytoplankton	1,0		<b>112,0</b>	<b>250,0</b>	-	0,16
16) Detritus	1,0		<b>100,0</b>	-	-	0,04

### Modelo Tráfico La Rinconada

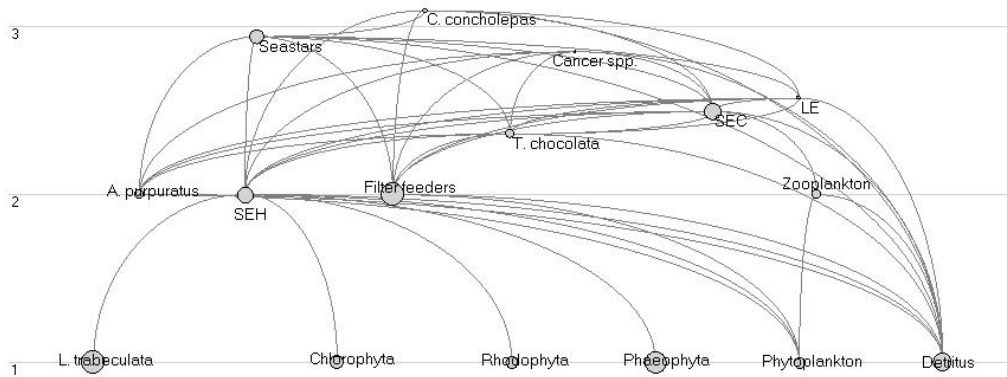


### Modelo Tráfico La Chimba-Acapulco-Caleta Coloso

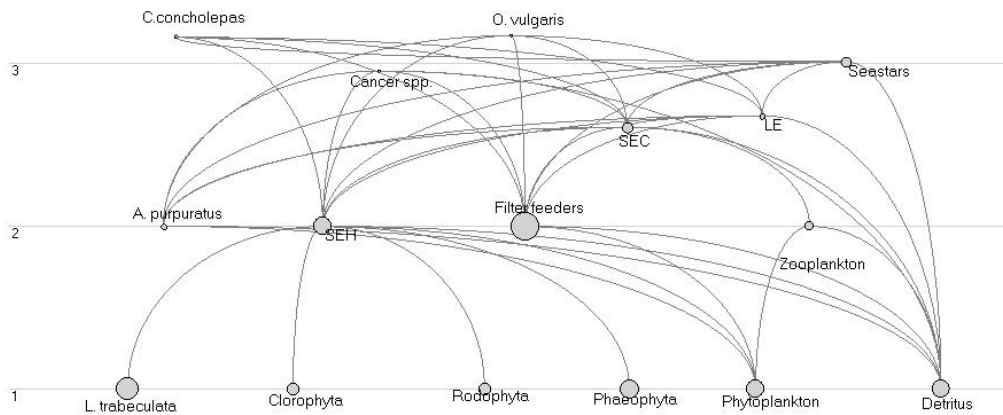


**Fig. VI.6. Modelos tráficos de interacciones. La escala en la izquierda representa el nivel tráfico de las diferentes variables del sistema. El tamaño de los círculos es una aproximación relativa de la biomasa de las variables.**

### Modelo Trófico Las Petroleras-Puerto Antofagasta-Quebrada Carrizo



### Modelo Trófico Global



**Fig. VI.6. Continuación.**

Es importante indicar que a partir de toda la biodiversidad observada en cada uno de los sectores estudiados se seleccionaron las especies individuales más relevantes (abundantes o con importancia económica), y se conformaron grupos funcionales que agruparon organismos con una función trófica similar. Las especies individuales relevantes correspondieron al ostión *Argopecten purpuratus*; las almejas *Tranzenella pannosa* y *Tagelus dombeii*; el alga parda *Lessonia trabeculata*; los caracoles *Concholepas concholepas* y *Thais chocolata* y el pulpo *Octopus vulgaris*. El grupo funcional de estrellas de mar (seastar) comprende a *Heliaster helianthus*, *Meyenaster gelatinosus*; organismos filtradores (Filter Feeders) incluye a *Anthothoe chilensis*, *Phymantea pluvia*, *Pyura chilensis*, *Semele solida*; *Cancer* spp. agrupa a *Cancer coronatus*, *Cancer polyodon*; SEH (herbívoros pequeños) incluye a *Chiton* sp., *Tegula* spp. *Fissurella peruviana*, *Tonicia* spp. y *Turritella cingulata*; SEC (carnívoros pequeños) comprende a *Nassarius gayi*, *Priene* spp., *Xanthochorus* spp., *Oliva peruviana*, *Aeneator fontanei*, *Patiria chilensis*, Ofiuroides; LE (gran epifauna) agrupa a *Homalaspis plana*, *Pagurus* spp., *Paraxanthus barbiger*, *Hepatus chilensis*, *Pilmnoides perlatus*; Chlorophyta incluye a las algas verdes *Chaetomorpha* sp.; Rhodophyta agrupa a las algas rojas *Ceramium* sp., *Gelidium* sp., *Rhodymenia* sp., *Hypnaea* sp.; y Phaeophyta incluye a las algas pardas *Halopteris* sp., *Glosophora* sp.

En la Tabla VI.4 se muestran las matrices de dieta (depredador-presa) para cada una de las especies y/o grupos funcionales en los cuatro modelos construidos. Esta información se obtuvo luego de revisar el contenido estomacal de todos los organismos colectados en los muestreos.

**Tabla VI.4. Matrices cuantitativas de dieta (%) para cada uno de los modelos construidos.**

Prey-predator and plant-grazer matrix used for the ECOPATH II software													
Prey-predator	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	14		
<b>a.) Subsystem: La Rinconada</b>													
1) <i>Argopecten purpuratus</i>					2	2	3		2	2			
2) <i>Tagelus dombeii</i>					8	34	18		18	18			
3) <i>Transennella pannosa</i>					20	12	39		19	19			
4) Filter feeders						10	10		10	5			
5) <i>Thais chocolata</i>						10	5		10	8			
6) Seastars						1			0	0			
7) Cancer spp.							2		0	0			
8) SEH					5	8	5		6	4			
9) SEC					4	8	8		1	4			
10) LE					1					1			
11) Chlorophyta								0,5					
12) Rhodophyta								10					
13) Phaeophyta								37,5					
14) Zooplankton								0	5				
15) Phytoplankton	70	70	70	70				2					95
16) Detritus	30	30	30	30	60	15	10	50	29	39			5
<hr/>													
Prey-predator	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13			
<b>a.) Subsystem: LCH,ACA,CCO</b>													
1) <i>Argopecten purpuratus</i>			5,6	2		4		3	3				
2) <i>Lessonia trabeculata</i>							30						
3) <i>Concholepas concholepas</i>		1		1									
4) <i>Octopus vulgaris</i>			1										
5) Seastars				1									
6) Filter feeders		76	44	48		55		35	25				
7) Cancer spp.						2							
8) SEH		9	25,5	15		10		10	20				
9) SEC		10	4,5	13		13		10	14				
10) LE		4	19,4	10					2				
11) Chlorophyta							15						
12) Rhodophyta							15						
13) Phaeophyta							12						
14) Zooplankton								5					
15) Phytoplankton	85				85		3						95
16) Detritus	15			10	15	16	25	37	36				5

**Tabla VI.4. Continuación.**

Prey-predator	1	3	4	5	6	7	8	9	10	14
a.) Subsystem: LPE,PAN,QCA										
1) <i>Argopecten purpuratus</i>			3	2		3		3	3	
2) <i>Lessonia trabeculata</i>							30			
3) <i>Concholepas concholepas</i>		1		4,5						
4) <i>Thais chocolata</i>				8,5		4			5	
5)Seastars				1						
6)Filter feeders		64	20	33		45		17	8	
7)Cancer spp.						2				
8)SEH		9	4	15		10		10	20	
9)SEC		22	5	13		12		9	12	
10)LE		1	1	1					1	
11)Chlorophyta							15			
12)Rhodophyta							15			
13)Phaeophyta							12			
14)Zooplankton								6		
15)Phytoplankton	85				70		3			95
16)Detritus	15	3	67	22	30	24	25	55	51	5

Prey-predator	1	3	4	5	6	7	8	9	10	14
a.) System: Global Antofagasta										
1) <i>Argopecten purpuratus</i>			7	2		10		5	5	
2) <i>Lessonia trabeculata</i>							30			
3) <i>Concholepas concholepas</i>		1		2						
4) <i>Octopus vulgaris</i>			1							
5)Seastars				1						
6)Filter feeders		61	42	44		50		31	23	
7)Cancer spp.						3				
8)SEH		14	27	16		11		10	22	
9)SEC		20	5	12		11		6	9	
10)LE		4	19	8					2	
11)Chlorophyta							15			
12)Rhodophyta							15			
13)Phaeophyta							12			
14)Zooplankton								6		
15)Phytoplankton	85				85		3			95
16)Detritus	15			15	15	15	25	43	39	5

Los resultados obtenidos en cuanto a las propiedades ecosistémicas de los modelos construidos en Bahía San Jorge se muestra en la Tabla VI.5. Si bien con la modelación ECOPATH se obtiene una gran cantidad de descriptores ecosistémicos, muchos de ellos no serán analizados en el presente informe pues nuestro objetivo es concentrarnos sólo en los más relevantes en términos de su aplicación. En este sentido es importante indicar que en el sector La Rinconada (LRI) la pesquería (\*<sup>1</sup>) se concentra en productores secundarios (*ostión A. purpuratus*) a diferencia de lo que ocurre en los otros modelos en los cuales se explota

fundamentalmente a productores primarios como el alga parda *L. trabeculata*. Apoyados en las propiedades ecosistémicas dadas por Odum (1966), es posible establecer que apoyados en la relación Producción/Respiración (P/R) (\*<sup>2</sup>) y Producción/Biomasa (P/B) (\*<sup>3</sup>) los sectores La Chimba (LCH), Acapulco (ACA) y Caleta Coloso (CCO) presentan características de sistemas inmaduros, mientras que el modelo que representa a los sectores Las Petroleras (LPE), Puerto Antofagasta (PAN) y Quebrada Carrizo (QCA) emerge como un sistema más maduro. El sector La Rinconada (LRI) muestra signos de un estado intermedio de maduración ecosistémica.

Sin embargo, estos resultados no coinciden con los obtenidos utilizando las propiedades ecosistémicas de Ulanowicz (1986, 1997) (\*<sup>4</sup>) y (\*<sup>5</sup>), los cuales describen lo opuesto. Siguiendo lo descrito por Ulanowicz (1986, 1997) es posible indicar que el modelo que agrupa a LPE+PAN+QCA es inmaduro respecto a sus propiedades ecosistémicas y por lo tanto más resistente a perturbaciones, a diferencia de lo que ocurre con el modelo LCH+ACA+CCO el cual es el más maduro y menos resistente. La Rinconada presentaría características intermedias de maduración.

**Tabla VI.5. Propiedades ecosistémicas de cada uno de los modelos construidos. \* = muestran los parámetros más relevantes y aplicados.**

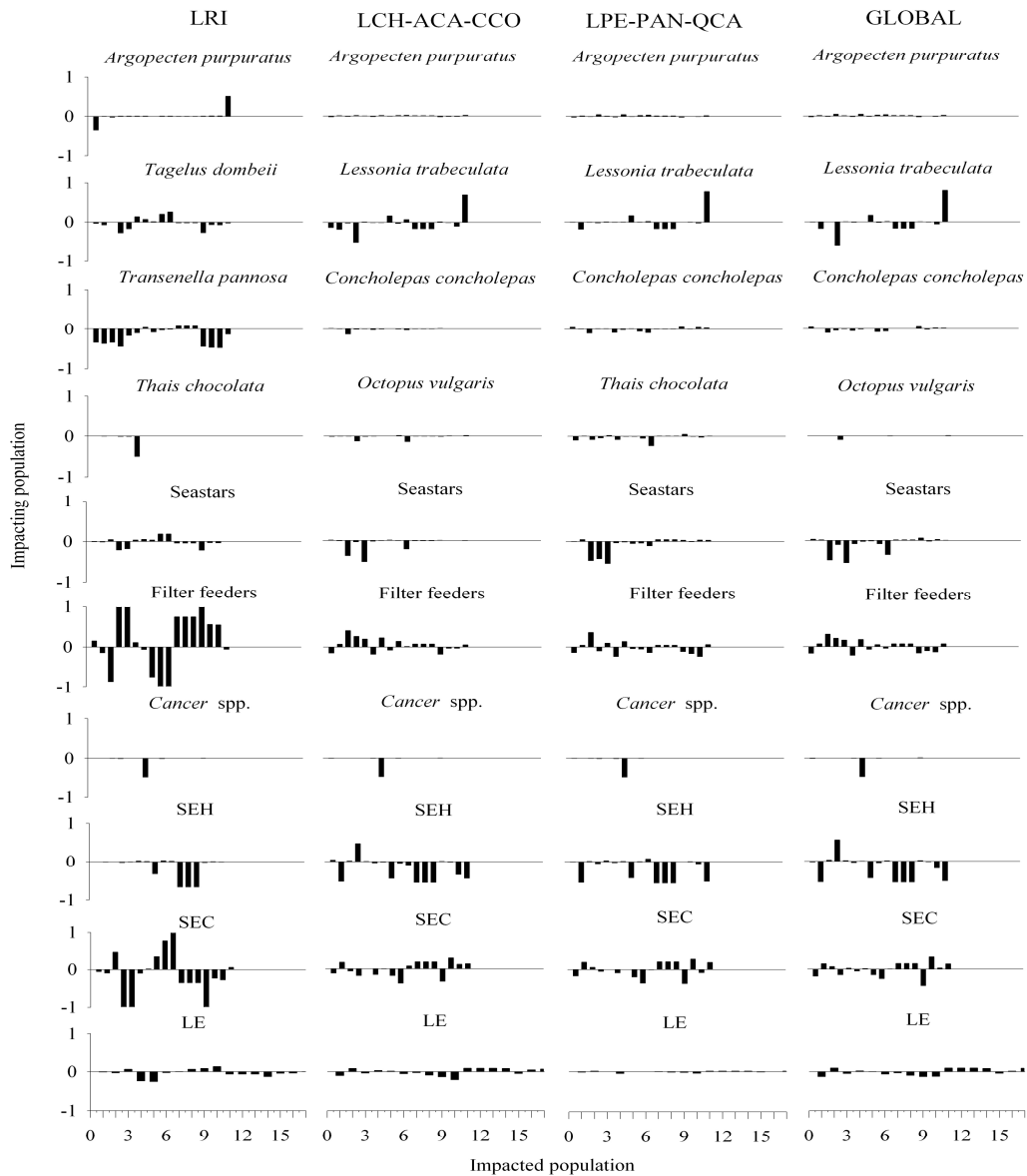
	Summary statistics after mass-balance process by Ecopath and Network flow indices			
	Subsystem			
	La Rincoada	LCH,ACA,CCO	LPE,PAN,QCA	GlobalModel
<b>(A) Summary statistics</b>				
Sum of all consumption (g m <sup>-2</sup> year <sup>-1</sup> )	65230,0	8282,6	8110,3	9066,5
Sum of all exports (g m <sup>-2</sup> year <sup>-1</sup> )	78125,8	110363,5	4399,1	25954,6
Sum of all respiratory flows (g m <sup>-2</sup> year <sup>-1</sup> )	34293,9	4791,4	4858,9	5376,1
Sum of all flows into detritus (g m <sup>-2</sup> year <sup>-1</sup> )	97459,4	111692,6	6216,8	26885,9
Total system throughput (g m <sup>-2</sup> year <sup>-1</sup> )	275109,0	235130,0	23585,0	67283,0
Sum of all production (g m <sup>-2</sup> year <sup>-1</sup> )	130309,0	117006,0	11111,0	31019,0
*1 Mean trophic level of the catch	2,0	1,2	1,1	1,1
Gross efficiency of fisheries (catch/net pp, %)	0,0013	0,0003	0,0004	0,0001
Total net primary production (g m <sup>-2</sup> year <sup>-1</sup> )	112419,8	115154,9	9258,0	29490,5
*2 Total primary production/Total respiration	3,3	24,0	1,9	5,5
Net system production (g m <sup>-2</sup> year <sup>-1</sup> )	78125,8	110363,5	4399,1	24114,5
*3 Total primary production/Total biomass	17,2	67,2	9,1	23,6
Total biomass/total throughput	0,0	0,0	0,0	0,0
Total biomass (exc. Detritus) (g m <sup>-2</sup> year <sup>-1</sup> )	6538,9	1713,4	1014,9	1250,6
Total catches (g m <sup>-2</sup> year <sup>-1</sup> )	145,9	33,0	3,8	4,3
<b>(B) Network flow indices</b>				
Ascendency (Total) Flowbits	288544,5	268496,7	30350,9	77337,8
Overhead (Total) Flowbits	536964,5	105093,0	69770,0	80440,1
Capacity (Total) Flowbits	825509,1	373965,8	100166,6	165500,9
*4 Pathway Redundancy (of Overhead) (%)	52,7	24,2	52,4	39,8
*5 A/C (%)	35,0	71,8	30,3	46,7
Throughput cycled (exc. Detritus) (g m <sup>-2</sup> year <sup>-1</sup> )	23,6	35,9	89,6	22,6
Throughput cycled (inc. Detritus) (g m <sup>-2</sup> year <sup>-1</sup> )	13152,8	559,3	670,0	325,0
Finn's cycling index (FCI) (%)	4,8	0,2	2,8	0,5
Average path length (APL) (dimensionless)	2,5	2,0	2,5	2,1
Food web connectance (dimensionless)	0,3	0,2	0,2	0,2
Omnivory index (OI) (dimensionless)	0,1	0,0	0,1	0,1

En la Fig. VI.7 se muestran los resultados del análisis de predicción de cambios en estado estacionario MTI (a partir de la modelación ECOPATH). Se observa claramente una alta heterogeneidad en la propagación de efectos directos e indirectos. Es importante indicar que los organismos filtradores (Filter feeders), los herbívoros pequeños (SEH) y los carnívoros pequeños (SEC) muestran la mayor propagación de efectos directos e indirectos en las restantes variables de los sistemas en todos los modelos estudiados. Por el contrario, el ostión

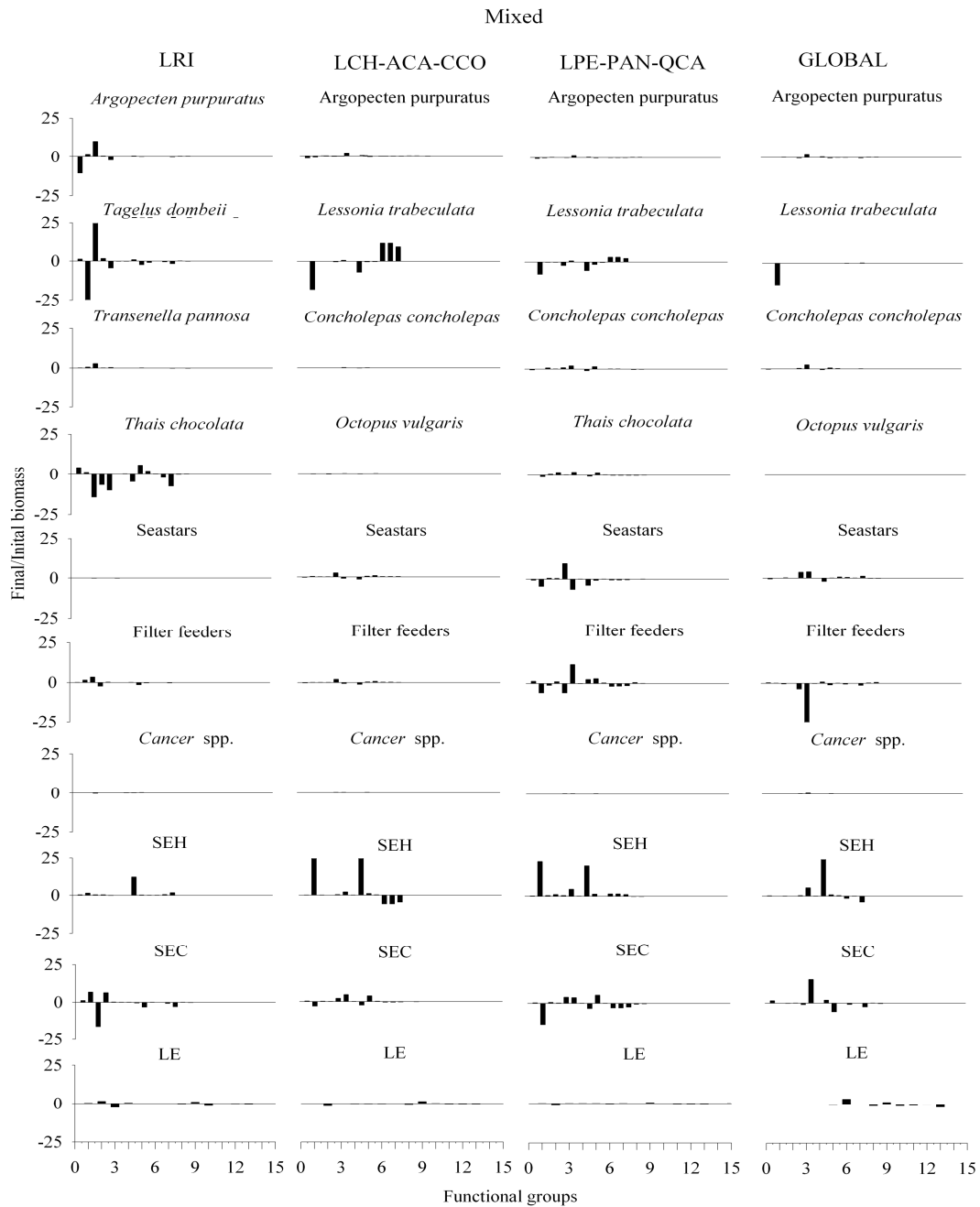


*A. pupuratus*, los caracoles *C. concholepas* y *T. chocolata*, el pulpo *O. vulgaris* y el grupo de *Cancer* spp. mostraron marginales impactos en las restantes variables.

Los resultados de la propagación de efectos directos e indirectos basados en la modelación dinámica ECOSIM (Fig. VI.8) muestran un patrón de respuestas muy similar al obtenido con MTI (ECOPATH). Destacando la propagación de efectos de los filtradores (filter feeders), pequeños herbívoros (SEH) y de los pequeños carnívoros (SEC).



**Fig. VI.7. Propagación de efectos directos e indirectos mediante MTI basados en la modelación ECOPATH.**



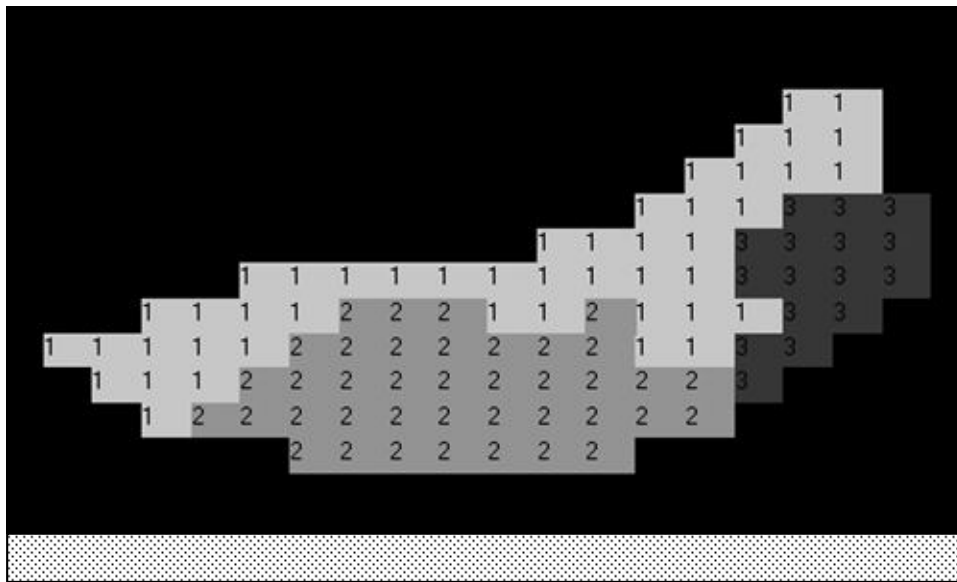
**Fig. VI.8. Propagación de efectos directos e indirectos basados en simulaciones dinámicas usando la modelación ECOSIM.**

En relación a la estimación de resiliencia de los sistemas modelados después de una perturbación (SRT), muestra que el grupo de las estrellas de mar provoca el mayor tiempo de recuperación (12,25 años) en el modelo LCH+ACA+CCO (Tabla VI.6). Por otra lado se obtuvo la rápida recuperación del sistema si la perturbación entra vía el grupo funcional de *Cancer spp.*

**Tabla VI.6. Estimaciones de resiliencia (SRT) (años) de cada modelo construido como consecuencia de perturbaciones en todas las variables.**

Ecological system	System Recovery Time (years)			
	Mixed flow ( $v=2.0$ )			
	LRI	LCH-ACA-CCO	LPE-PAN-QCA	Global
Harvest on				
1) <i>A. purpuratus</i>	13	6,25	5,5	8,5
2) <i>Lessonia trabeculata</i>	10,25	8,75	7,75	8,75
3) <i>Concholepas concholepas</i>	-	6,75	7,25	9
4) <i>Octopus vulgaris</i>	-	11,25	-	12,5
5) Estrellas	9	12,25	9,5	13,75
6) Filtradores	6,75	12	9	10,75
7) <i>Cancer spp.</i>	5	5	5	5
8) SEH	10	10,5	8,5	10,25
9) SEC	10,5	12	6	14,00
10) LE	8,5	8	6,75	7
11) <i>Thais chocolata</i>	9,25	-	7,25	-
12) <i>Tagelus dombeii</i>	10,25	-	-	-

La modelación dinámica espacial (ECOSPACE) se basa exclusivamente en el modelo global y para lo cual fue necesario incluir información adicional. Dentro de esta se incluyeron datos respecto de la disposición espacial de los modelos dentro de la Bahía San Jorge, indicando además los escenarios de perturbación pesquera que serán evaluados (Fig. VI.9) y por otro lado, parámetros de dispersión de organismos respecto a sus hábitos de vida y tipo de alimentación (Tabla VI.7). Es importante indicar que los escenarios de perturbación consideraron sólo a aquellas especies y/o grupos funcionales que presentan extracción pesquera (ver Tabla VI.3).



Habitats: 1 LCH-ACA-CCO 2 LPE-PAN-QCA 3 LRI RS

**FISHING EFFORT**

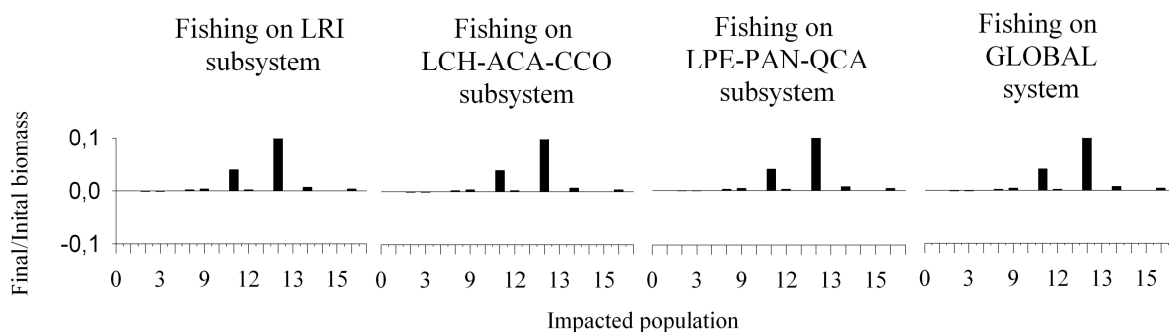
Scenarios	LCH-ACA-CCO	LPE-PAN-QCA	LRI
I			
II			
III			
IV			

**Fig. VI.9. Dispersión espacial de los modelos construidos en la Bahía San Jorge. Escenarios de extracción pesquera evaluados por modelo separado y global.**

**Tabla VI.7. Parámetros de dispersión, preferencia de hábitats y vulnerabilidad de depredación para la modelación espacial ECOSPACE, usando el modelo global de Bahía San Jorge.**

Input data for ECOSPACE programme					
Species	Habitat preference	Dispersal rates (Km/year)	Relative dispersion in bad habitat	Vulnerability to in bad habitat	Relative feeding rate in bad habitat
<i>Argopecten purpuratus</i>	All	50	6	100	0,5
<i>Lessonia trabeculata</i>	LCH-ACA-CCO/LPE-PAN-QCA	1	1	100	0,01
<i>Concholepas concholepas</i>	LCH-ACA-CCO/LPE-PAN-QCA	50	6	50	0,01
<i>Octopus vulgaris</i>	LCH-ACA-CCO	100	100	20	0,5
<i>Seastars</i>	All	70	10	1	0,5
<i>Filter feeders</i>	All	1	1	100	0,5
<i>Cancer spp.</i>	All	100	10	20	0,5
<i>SEH</i>	All	50	6	100	0,5
SEC	All	50	6	50	0,01
LE	All	100	10	20	0,5
Chlorophyta	LPE-PAN-QCA/LRI	1	1	100	0,01
Rhodophyta	All	1	1	100	0,01
Phaeophyta	All	1	1	100	0,01
Zooplankton	All	200	6	1	1
Phytoplankton	All	200	6	1	1
Detritus	All	1	1	1	1

Los resultados obtenidos de la modelación espacial (ECOSPACE) muestran un patrón similar de efectos directos e indirectos (Fig. VI.10), indicando que los sistemas presentan niveles de aislamiento relevante con lo cual una rotación en la actividad pesquera, a la luz de los resultados, es injustificable.



**Fig. VI.10. Propagación de efectos directos e indirectos espacialmente en Bahía San Jorge basados en el modelo global usando la modelación dinámica ECOSPACE.**

### VI.2.3.2. Modelación cualitativa (LOOP ANALYSIS)

La Tabla VI.8 muestra las matrices cualitativas de interacciones ecológicas entre el par depredador – presa para cada uno de los tres modelos descritos anteriormente. No se trabajó con el modelo global, pues este sólo es relevante en la simulación cuantitativa espacial (ECOSPACE). En estas matrices de interacciones, la diagonal principal (en negritas) describe la auto-retroacción de cada una de las variables del modelo (especies y/o grupos funcionales).

**Tabla VI.8. Matrices de interacción cualitativa entre depredador-presa y otras interacciones ecológicas para la modelación cualitativa Loop Analysis.. +1 =efecto positivo; -1 = efecto negativo; 0 = efecto neutro. Diagonal principal (en negrita) corresponde a la dinámica de auto-retroacción de cada una de las variables consideradas en los modelos.**

La Rinconada

Prey-predator and matrix used for the Loop Analysis

Prey-predator	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
1)A. purpuratus	<b>1</b>	0	0	0	-1	-1	-1	0	-1	-1	0	1	0	0	1	1
2)T. dombeii	0	<b>-1</b>	0	0	-1	-1	-1	0	-1	-1	0	0	0	0	1	1
3)T. pannosa	0	0	<b>-1</b>	0	-1	-1	-1	0	-1	-1	0	0	0	0	1	1
4)Otros filtradores	0	0	0	<b>-1</b>	0	-1	-1	0	-1	-1	0	0	0	0	1	1
5)T. chocolata	1	1	1	0	<b>0</b>	-1	-1	1	1	1	0	0	0	0	0	1
6)Estrellas	1	1	1	1	1	<b>-1</b>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1
7)Cancer spp.	1	1	1	1	1	0	<b>-1</b>	1	1	0	0	0	0	0	0	1
8)SEH	0	0	0	0	-1	-1	-1	<b>0</b>	-1	-1	1	1	1	0	0	0
9)SEC	1	1	1	1	-1	-1	-1	1	<b>-1</b>	-1	0	0	0	1	0	1
10)LE	1	1	1	1	-1	0	0	-1	-1	<b>-1</b>	0	0	0	0	0	1
11)Chlorophyta	0	0	0	0	0	0	0	-1	0	0	<b>-1</b>	0	0	0	0	0
12)Rhodophyta	0	0	0	0	0	0	0	-1	0	0	0	<b>-1</b>	0	0	0	0
13)Phaeophyta	0	0	0	0	0	0	0	-1	0	0	0	0	<b>1</b>	0	0	0
14)Zooplankton	0	0	0	0	0	0	0	0	-1	0	0	0	0	<b>0</b>	1	1
15)Phytoplankton	-1	-1	-1	-1	0	0	0	-1	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>	1
16)Detritus	-1	-1	-1	-1	-1	-1	1	-1	-1	-1	0	0	0	-1	0	<b>-1</b>

LCH;ACA;CCO

Prey-predator and matrix used for the Loop Analysis

Prey-predator	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
1)A. purpuratus	<b>1</b>	0	0	-1	-1	0	-1	0	-1	-1	0	1	0	0	1	1
2)Lessonia trabeculata	0	<b>1</b>	0	0	0	0	0	-1	0	0	0	0	0	0	0	0
3)Concholepas concholepas	0	0	<b>-1</b>	0	-1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0
4)Octopus vulgaris	0	0	0	<b>-1</b>	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0
5)Estrellas	1	0	1	0	<b>-1</b>	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1
6)Filtradores	0	0	-1	-1	-1	<b>-1</b>	-1	0	-1	-1	0	0	0	0	1	1
7)Cancer spp.	1	0	0	0	0	1	<b>-1</b>	1	1	0	0	0	0	0	0	1
8)SEH	0	1	-1	-1	-1	0	-1	<b>0</b>	-1	-1	1	1	1	0	1	1
9)SEC	1	0	-1	-1	-1	1	-1	1	<b>-1</b>	-1	0	0	0	1	0	1
10)LE	1	0	-1	-1	-1	1	0	1	1	<b>-1</b>	0	0	0	0	0	1
11)Chlorophyta	0	0	0	0	0	0	0	-1	0	0	<b>-1</b>	0	0	0	0	0
12)Rhodophyta	0	0	0	0	0	0	0	-1	0	0	0	<b>-1</b>	0	0	0	0
13)Phaeophyta	0	0	0	0	0	0	0	-1	0	0	0	0	<b>-1</b>	0	0	0
14)Zooplankton	0	0	0	0	0	0	0	0	-1	0	0	0	0	<b>0</b>	1	1
15)Phytoplankton	-1	0	0	0	0	-1	0	-1	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>	1
16)Detritus	-1	0	0	0	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0	0	0	-1	0	<b>-1</b>

**Tabla VI.8. Continuación.**

LPE,PAN,QCA

Prey-predator and matrix used for the Loop Analysis

Prey-predator	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
1)A. purpuratus	<b>1</b>	0	0	-1	-1	0	-1	0	-1	-1	0	1	0	0	1	1
2)Lessonia trabeculata	0	<b>1</b>	0	0	0	0	0	-1	0	0	0	0	0	0	0	0
3)Concholepas concholepas	0	0	<b>-1</b>	0	-1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1
4)Thais chocolata	1	0	0	<b>0</b>	-1	1	-1	1	1	-1	0	0	0	0	0	1
5)Estrellas	1	0	1	1	<b>-1</b>	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1
6)Filtradores	0	0	-1	-1	-1	<b>-1</b>	-1	0	-1	-1	0	0	0	0	1	1
7)Cancer spp.	1	0	0	1	0	1	<b>-1</b>	1	1	0	0	0	0	0	0	1
8)SEH	0	1	-1	-1	-1	0	-1	<b>0</b>	-1	-1	1	1	1	0	1	1
9)SEC	1	0	-1	-1	-1	1	-1	1	<b>-1</b>	-1	0	0	0	1	0	1
10)LE	1	0	-1	-1	-1	1	0	1	1	<b>-1</b>	0	0	0	0	0	1
11)Chlorophyta	0	0	0	0	0	0	0	-1	0	0	<b>-1</b>	0	0	0	0	0
12)Rhodophyta	0	0	0	0	0	0	0	-1	0	0	0	<b>-1</b>	0	0	0	0
13)Phaeophyta	0	0	0	0	0	0	0	-1	0	0	0	0	<b>-1</b>	0	0	0
14)Zooplankton	0	0	0	0	0	0	0	0	-1	0	0	0	0	<b>0</b>	1	1
15)Phytoplankton	-1	0	0	0	0	-1	0	-1	0	0	0	0	0	-1	<b>1</b>	1
16)Detritus	-1	0	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0	0	0	-1	0	<b>-1</b>

Las predicciones realizadas usando el Loop Analysis, se resumen en la Tabla VI.9. En esta se muestra la magnitud de  $F_n$  (estabilidad local holística) del modelo inicial y los cambios que muestra una vez que se altera la auto-retroacción de cada una de las variables del modelo. En este sentido es importante indicar que en el modelo de La Rinconada (LRI), el grupo funcional de los carnívoros pequeños (SEC) genera los mayores cambio en la estabilidad local holística, seguido por el phytoplankton, el ostión *A. purpuratus*, las almejas *T. dombeii* y *T. pannosa*, el grupo de la gran epifauna (LE) y el grupo de las phaeophyta (Tabla VI.9).



**Tabla VI.9. Predicciones cualitativas de cambios en la estabilidad local holística de los sistemas como consecuencia de cambios en las auto-retracciones de cada una de las variables consideradas en los modelos.**

Modelos Cualitativos Loop Analysis					
Cambios en la estabilidad local holística					
La Rinconada; Fn=-8	Delta	LCH,ACA,CCO; Fn=-26	Delta	LPE,PAN,QCA; Fn=-32	Delta
1) <i>A. purpuratus</i>	<b>34</b>	1) <i>A. purpuratus</i>	<b>108</b>	1) <i>A. purpuratus</i>	8
2) <i>T. dombeii</i>	<b>16</b>	2) <i>L. trabeculata</i>	26	2) <i>L. trabeculata</i>	<b>48</b>
3) <i>T. pannosa</i>	<b>16</b>	3) <i>C. concholepas</i>	<b>44</b>	3) <i>C. concholepas</i>	12
4) Otros filtradores	2	4) <i>O. vulgaris</i>	12	4) <i>T. chocolata</i>	16
5) <i>T. chocolata</i>	8	5) Estrellas	24	5) Estrellas	<b>24</b>
6) Estrellas	4	6) Filtradores	2	6) Filtradores	<b>24</b>
7) <i>Cancer</i> spp.	6	7) <i>Cancer</i> spp.	17	7) <i>Cancer</i> spp.	4
8) SEH	4	8) SEH	0	8) SEH	16
9) SEC	<b>43</b>	9) SEC	<b>68</b>	9) SEC	<b>20</b>
10) LE	<b>12</b>	10) LE	<b>35</b>	10) LE	12
11) Chlorophyta	4	11) Chlorophyta	<b>26</b>	11) Chlorophyta	16
12) Rhodophyta	6	12) Rhodophyta	12	12) Rhodophyta	<b>20</b>
13) Phaeophyta	<b>12</b>	13) Phaeophyta	26	13) Phaeophyta	16
14) Zooplankton	8	14) Zooplankton	<b>87</b>	14) Zooplankton	4
15) Phytoplankton	<b>58</b>	15) Phytoplankton	<b>134</b>	15) Phytoplankton	<b>48</b>
16) Detritus	6	16) Detritus	12	16) Detritus	4

En el caso del modelo cualitativo que representa al sector de La Chimba (LCH), Acapulco (ACA) y Caleta Coloso (CCO), el phytoplankton es el que provoca los mayores cambios en la estabilidad local, seguido por el ostión *A. purpuratus*, el zooplankton, el grupo funcional de los carnívoros pequeños (SEC), el caracol *C. concholepas* y el grupo de la gran epifauna (LE) (Tabla VI.9)

Por su parte, en el modelo cualitativo que representa al sector de Las Petroleras (LPE), Puerto Antofagasta (PAN) y Quebrada Carrizo (QCA) aparecen el alga parda *L. trabeculata* y el phytoplankton como las variables que provocan la mayor alteración de la estabilidad local, seguido en este caso por las estrellas marinas, organismos filtradores, pequeños carnívoros (SEC) y Rhodophyta (Tabla VI.9).

### VI.3. Conclusiones

1.- Apoyados en la amplia ventana temporal de muestreos y análisis de las comunidades intermareales, creemos que es posible sugerir un ranking del estado de salud de las comunidades rocosas usando el promedio de la pendiente (b) de las series de logaritmo de abundancia. En este sentido el orden de los sectores de mayor a menor salud sería el siguiente: 1° QCA, 2° PAN, 3° LPE, 4° LCH, 5° ACA, 6° LRI y 7° CCO. El caso de Quebrada Carrizo (QCA) podría ser explicada por una reducida actividad humana (pesquera y recreacional) debido a los permanentes oleajes y vientos. Por otro lado, en el caso del sector Caleta Coloso (CCO) debería ser una consecuencia a la modificación del borde costero (agregación de bolones como medio de protección) y a una permanente actividad humana en las costas.

2.- La trayectoria que mostraron los sistemas submareales bentónicos evaluada en las ocho campañas de muestreos ejecutadas y basadas en el promedio global del índice W, sería posible ordenar los sectores comenzando con el más saludable: La Chimba (LCH), seguido por el sector Acapulco (ACA), luego por el Puerto Antofagasta (PAN), La Rinconada (LRI), Las Petroleras (LPE), Caleta Coloso (CCO), y finalmente por el sector Quebrada Carrizo (QCA). En el caso de los sistemas submareales la intervención permanente es la pesquería de subsistencia (pequeña escala). Por esta razón, todos los sectores presentan una permanente intervención humana y las diferencias encontradas podrían ser consecuencia a la heterogeneidad natural de las comunidades, como así también al diferente atractivo que tienen los sectores para ejecutar actividades humanas (pesquería y recreación).

3.- Basados en un análisis global después de ejecutadas ocho campañas de muestreo el sector de La Rinconada (LRI) muestra características muy particulares que la distancian de todos los restantes sectores estudiados. Así mismo, los sectores La Chimba (LCH), Acapulco (ACA) y Caleta Coloso (CCO) presentan propiedades comunitarias muy cercanas conformando un grupo diferente respecto de Las Petroleras (LPE), Puerto Antofagasta (PAN) y Quebrada

Carrizo (QCA) los cuales también presentan características similares. En definitiva es posible claramente visualizar tres grandes sistemas ecológicos submareales en Bahía San Jorge.

4.- Basados en la teoría Ascendency de Ulanowicz (1986, 1997) es posible establecer que el sistema ecológico conformado por Las Petroleras (LPE), Puerto Antofagasta (PAN) y Quebrada Carrizo (QCA) sería inmaduro en su grado de desarrollo y crecimiento y por lo tanto, altamente resistente a perturbaciones. Sin embargo, este estado podría ser también una consecuencia de las permanente y constantes intervenciones humanas en tales sistemas submareales. Por otro lado, el sistema conformado por los sectores La Chimba (LCH), Acapulco (ACA) y Caleta Coloso (CCO) presentaría grados mayores de maduración (crecimiento y desarrollo) con menos márgenes de resistir perturbaciones adicionales. A diferencia de lo descrito para el sistema ecológico anterior, este también podría ser una consecuencia de un bajo nivel de intervención humana. En el caso del sistema La Rinconada, este presentaría estados intermedios de maduración.

5.- En relación a la estimación de efectos directos e indirectos como respuesta a perturbaciones el MTI y ECOSIM muestran que el grupo funcional de los organismos filtradores, herbívoros pequeños (SEH) y los carnívoros pequeños (SEC) emergen como los más sensibles propagando los mayores cambios en las restantes variables. Esto es muy relevante pues muchas de las especies que conforman estos grupos presentan altos niveles de metales pesados en sus tejidos.

6.- Apoyados en la modelación dinámica espacial (ECOSPACE) es posible establecer que ellos responderían de una manera similar si la perturbación ingresa a los sistemas a través de las especies explotadas.

7.- La modelación cualitativa (Loop Analysis) muestra que el grupo funcional de los pequeños carnívoros (SEC) en el modelo La Rinconada, el ostión *A. purpuratus* en el modelo que

agrupa a La Chimba, Acapulco y Caleta Coloso, y el alga parda *L. trabeculata* en el modelo conformado por los sectores Las Petroleras, Puerto Antofagasta y Quebrada Carrizo, presentarían una relevante función en la mantención de la estabilidad holística de los sistemas ecológicos.



## Segunda Campaña

Biomasa	04/09/2008		04/09/2008		10/09/2008		23/09/2008		10/09/2008		09/10/2008		05/09/2008	
	S= Acapulco		S=La Rinconada		S= La Chimba		S=Las Petroleras		S=Pto. Antofagasta		S=Quebrada Carrizo		S=Caleta Coloso	
	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD
<i>Turritella cingulata</i>	484,12	4391,70	0,00	0,00	0,77	6,15	0,00	0,00	0,96	11,47	0,00	0,00	1609,15	7351,52
<i>Nassarius gayi</i>	0,69	4,91	0,00	0,00	0,24	2,88	0,00	0,00	1,64	19,63	16,09	58,29	9,07	88,53
<i>Pagurus villosus</i>	1,25	9,98	0,00	0,00	5,66	59,90	0,36	4,27	0,00	0,00	0,57	6,83	2,50	17,54
<i>Tegula tridentata</i>	33,86	184,05	0,00	0,00	0,44	5,23	67,29	235,74	85,32	336,64	2,76	22,00	30,76	334,57
<i>Aeneator fontainei</i>	5,05	57,76	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Tegula luctuosa</i>	3,99	30,21	36,58	165,81	12,09	70,73	12,36	146,59	0,00	0,00	6,47	51,84	22,17	166,43
<i>Tegula atra</i>	3,67	33,99	38,58	115,76	0,00	0,00	16,71	96,92	0,00	0,00	158,86	808,34	0,00	0,00
<i>Tegula euryamphala</i>	0,00	0,00	2,61	15,68	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Xanthochorus crassidiformis</i>	0,00	0,00	22,36	134,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Oliva peruviana</i>	1,91	22,88	134,77	515,18	9,64	77,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Transennella Pannosa</i>	0,00	0,00	4119,87	9228,85	2,49	19,05	0,00	0,00	12,18	146,13	10,68	85,94	10,12	91,25
<i>Prisogaster niger</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,71	4,28	0,00	0,00	34,15	388,45	3,11	37,33
<i>Prothaca thaca</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	38,61	463,36	1059,01	6614,24	25,19	302,29	0,00	0,00
<i>Tagelus dombeii</i>	0,00	0,00	128,36	423,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Chiton sp.</i>	1,16	13,87	0,00	0,00	0,00	0,00	4,21	30,18	2,76	24,36	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Mitrella unifasciata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,76	9,12	0,11	1,28	0,00	0,00
<i>Pagurus edwardsi</i>	0,74	2,84	0,00	0,00	0,67	4,22	4,02	20,94	1,17	9,10	9,97	63,80	8,22	48,79
<i>Polinices uber</i>	0,00	0,00	24,34	146,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Semele solida</i>	0,00	0,00	154,84	489,60	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Crassilabrum crassilabrum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,93	49,28	8,78	70,06	522,29	1955,39	2,20	14,11
<i>Cancellaria buccinoides</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,85	22,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Xanthochorus buxea</i>	1,06	12,69	0,00	0,00	1,61	19,36	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Trigonostroma tuberculosum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	12,19	146,29	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Priene rude</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	112,82	974,58	0,00	0,00	91,59	1099,09
<i>Balanus laevis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,08	13,01
<i>Glosophora sp.</i>	18,44	221,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	43,16	359,08	6,10	73,23
<i>Fissurella peruviana</i>	0,17	2,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Patiria chilensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	16,78	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Paraxanthus barbiger</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	15,16	181,97	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gari solida</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	54,16	649,97	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Allopetrolisthes punctatus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,64	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Petrolisthes desmarestii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,64	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pilumnoides perlatus</i>	0,00	0,00	3,45	15,62	0,00	0,00	0,00	0,00	0,93	11,20	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Allopetrolisthes angulosus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	2,45	0,00	0,00	0,00	0,00
Ofiuroideo	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00
Phaeophyta int.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	17,23	206,72	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Halopterys sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,34	40,11	0,00	0,00
<i>Endarachne sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	20,23	173,90	0,00	0,00
<i>Homalaspis plana &lt;10mm</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,66	7,89	0,00	0,00
Transectos														
<i>Helianthus helianthus</i>	8,17	14,15	0,00	0,00	0,00	0,00	9,67	16,74	104,50	27,99	32,33	8,39	130,25	66,38
<i>Fissurella sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,63	0,61	0,21	0,19	0,00	0,00
<i>Luidia magallanica</i>	9,55	8,27	0,00	0,00	0,00	0,00	18,17	1,15	4,33	7,51	18,67	7,44	11,17	9,83
<i>Thais chocolata</i>	0,00	0,00	151,41	7,09	8,30	13,10	3,99	5,65	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Stichaster striatus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,83	1,43	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Loxechinus albus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	25,16	8,17	15,19	12,67	0,00	0,00
<i>Tetrapigus niger</i>	48,04	83,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,68	0,10	15,43	22,24	4,27	1,33	0,00	0,00
<i>Argopecten purpuratus</i>	0,00	0,00	146,79	192,05	19,61	19,54	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Priene rude</i>	0,00	0,00	0,38	0,65	0,00	0,00	0,00	0,00	49,81	67,37	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Arbacea spatuligera</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	2,01	3,48	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Fissurella maxima</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,88	1,52
<i>Fissurella cumingi</i>	2,25	3,89	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cancer polyodon</i>	0,00	0,00	2,34	1,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Homalaspis plana &gt;10mm</i>	0,00	0,00	0,09	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cancer coronatus</i>	0,00	0,00	3,34	3,39	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Hepatus chilensis</i>	0,00	0,00	3,21	4,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Concholepas concholepas</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,70	0,00	0,00
<i>Lessonia trabeculata</i>	325,83	285,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	755,67	303,54



## Cuarta Campaña

Biomasa	02/10/2009		02/10/2009		12/08/2009		23/09/2008		01/10/2009		11/08/2009		01/10/2009	
	S= Acapulco	S=La Rinconada	S= La Chimba	S=Las Petroleras	S=Pto. Antofagasta	S=Quebrada Carrizo	S=Caleta Coloso	g m <sup>2</sup>		g m <sup>2</sup>		g m <sup>2</sup>		g m <sup>2</sup>
	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD
cuadrantes														
<i>Turritella cingulata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	26,99	34,54	0,00	0,00	1150,16	947,37
<i>Nassaruis gayi</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,30	3,89	0,00	0,00	1,65	2,81	0,00	0,00
<i>Pagurus villosus</i>	0,08	0,25	0,00	0,00	0,37	0,82	0,00	0,00	1,76	4,76	12,18	33,86	0,07	0,21
<i>Tegula Tridentata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	78,19	44,75	77,74	66,66	9,81	19,81	10,98	16,13
<i>Tegula luctuosa</i>	4,24	7,11	35,84	67,02	1,85	5,55	3,57	6,70	0,00	0,00	0,00	0,00	0,21	0,63
<i>Tegula atra</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	67,52	71,90	4,94	13,19	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Tegula euryomphala</i>	0,00	0,00	216,68	335,32	0,00	0,00	0,00	0,00	2,01	6,03	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Xanthochorus cassidiformis</i>	0,00	0,00	29,53	88,59	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Oliva peruviana</i>	19,71	15,56	107,64	130,01	26,71	44,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	28,84	47,43
<i>Tranzenella panosa</i>	4,40	7,44	5733,85	2824,28	2,07	4,79	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,13	16,39
<i>Prisogaster niger</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,30	0,60	0,00	0,00	0,32	0,96	0,00	0,00
<i>Protohaca thaca</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	473,97	876,91	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Tagelus dombeii</i>	0,00	0,00	300,11	474,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Mitrella unifasciata</i>	0,00	0,00	0,12	0,37	0,00	0,00	2,22	2,80	0,48	1,17	1,90	3,28	0,00	0,00
<i>Pagurus edwardsi</i>	0,78	0,98	0,00	0,00	0,24	0,72	0,21	0,35	2,45	2,20	15,96	21,60	0,02	0,04
<i>Polinicer uber</i>	0,60	1,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Semele solida</i>	0,00	0,00	156,96	311,52	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Crassilabrum crassilabrum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	48,66	105,54	0,00	0,00	41,80	70,29	0,00	0,00
<i>Xanthochorus buxea</i>	0,00	0,00	164,30	197,27	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,30	3,91
<i>Trigonostoma tuberculosum</i>	5,02	15,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Priene Rude</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	36,29	75,21	0,00	0,00	104,43	170,84	0,00	0,00	67,31	201,93
<i>Glosophora sp.</i>	0,00	0,00	1,92	3,23	0,00	0,00	2183,06	725,17	404,69	1121,05	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gari solida</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,56	4,69	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pilumnoides perlaus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,39	1,01	0,30	0,63	0,00	0,00	0,01	0,03
<i>Ofiuroideo</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11	0,32	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Halopteryx sp.</i>	0,00	0,00	0,36	1,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4177,80	3096,13	0,00	0,00
<i>Endarachne sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,45	7,36	0,00	0,00	0,15	0,45
<i>Tonicia sp</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,62	3,25	0,00	0,00	0,06	0,19
<i>Cancer polyodon &lt;25mm</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,26	18,77	18,72	56,16	0,50	1,49	0,00	0,00
<i>Hepatus chilensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	22,92	68,75	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nereis sp.</i>	0,01	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,32	0,63	0,28	0,68	0,00	0,00
<i>Concholepas concholepas &lt;40r</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	21,58	64,75	0,00	0,00
<i>Priene Scabrum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	30,83	92,48	11,57	22,97	0,00	0,00
<i>Tetrapygyus niger &lt;25mm</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	11,32	33,97	0,00	0,00
<i>Loxechinus albus &lt;27mm</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,68	8,04
<i>Piura Chilensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	447,72	887,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Thais Chocolata &lt;30 mm</i>	1,83	5,48	3,08	9,23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Chaetomorpha sp.</i>	0,00	0,00	2,40	3,96	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Rhodymenia sp.</i>	0,00	0,00	13,60	15,76	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Sarcodiotheca sp.</i>	0,00	0,00	0,07	0,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,37	0,86	159,18	188,11	0,00	0,00
<i>Gelidium sp.</i>	0,00	0,00	0,62	1,75	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Brachiosstoma elongatum</i>	0,00	0,00	0,60	1,81	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ahnfeltia sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	2,33	7,00	0,00	0,00	530,86	466,17	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Anemonia alicemartinae</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,32	21,97	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Talipeus dentatus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,87	5,60	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pugetia sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	203,40	416,97	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Eurypanopeus crenatus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11	0,32	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Liopetrolisthes mitra</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,21	0,64	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Paguristes weddelli</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	3,30	4,61	0,00	0,00	0,00	0,00	3,68	11,04	0,00	0,00
<i>Acanthoxis petivery</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,45	6,85	0,00	0,00
<i>Semimytilus algosus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,05	0,00	0,00
<i>Petrolisthes violaceus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,42	4,27	0,00	0,00
<i>Anthothoe chilensis</i>	0,81	1,75	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Allopetrolisthes spp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,32	0,90	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Bryozoa</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	8,46	22,57	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Tonicia elegans</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,71	13,39	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
transectos														
<i>Heliaeter heliantus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	10,00	17,32	0,00	0,00	95,00	49,12	46,83	54,07	5,02	8,69
<i>Fissurella sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,83	3,17	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Luidia magellanica</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	9,44	10,99	6,43	8,84	1,83	3,17	0,00	0,00	8,00	13,86
<i>Thais chocolata &gt;30mm</i>	1,29	2,23	178,46	78,50	1,08	1,88	29,52	22,42	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Loxechinus albus &gt;27 mm</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	16,28	14,46	4,77	6,03	2,85	4,94
<i>T etrapygyus niger &gt;25 mm</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,07	2,82	0,24	0,41	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Argopecten purpuratus</i>	0,00	0,00	40,02	38,96	10,56	8,57	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cancer polyodon &gt;25mm</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,45	7,71
<i>Cancer coronatus</i>	1,24	2,15	1,48	2,56	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Hepatus chilensis</i>	0,00	0,00	1,72	2,98	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Lessonia trabeculata</i>	28,00	28,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	29,00	50,23	165,00	66,00
<i>Thais haemastoma</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,44	0,75	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Concholepas concholepas &gt;40r</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	14,14	6,84	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00



## Quinta Campaña

Biomasa	26/04/2010		26/04/2010		18/05/2010		27/05/2010		23/04/2010		23/04/2010		16/05/2010	
	S=Acapulco	S=La Rinconada	S=La Rinconada	S=La Chimba	S=Las Petroleras	S=Pto. Antofagasta	S=Quebrada Carrizo	S=Caleta Coloso						
	g m <sup>2</sup>		g m <sup>2</sup>		g m <sup>2</sup>		g m <sup>2</sup>		g m <sup>2</sup>		g m <sup>2</sup>		g m <sup>2</sup>	
Cuadrantes	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD
<i>Turritella cingulata</i>	2168,71	2230,81	0,00	0,00	2,18	3,49	0,00	0,00	187,09	464,58	1,19	3,57	6481,56	3258,72
<i>Nassarius gayi</i>	3,91	5,85	0,00	0,00	2,88	4,54	6,90	8,69	5,55	6,71	0,32	0,90	4,11	5,23
<i>Pagurus villosus</i>	5,72	8,96	0,00	0,00	0,05	0,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,57	0,93
<i>Tegula tridentata</i>	52,92	44,30	0,00	0,00	11,90	11,03	115,59	65,19	122,49	44,27	6,04	9,79	14,40	14,77
<i>Aeneator fontainei</i>	1,65	4,78	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Tegula luctuosa</i>	26,06	30,24	14,56	18,71	0,10	0,20	0,00	0,00	24,27	39,25	4,20	10,96	6,40	6,72
<i>Tegula atra</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	46,92	32,03	0,00	0,00	38,01	25,09	0,00	0,00
<i>Tegula euryamphala</i>	4,66	7,41	52,59	60,31	2,71	2,11	0,00	0,00	35,00	26,57	0,89	2,67	13,05	10,57
<i>Xanthochorus crassidiformis</i>	0,00	0,00	42,29	70,29	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,07	3,20
<i>Oliva peruviana</i>	0,00	0,00	49,30	69,45	2,15	6,45	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Transenella pamosa</i>	0,00	0,00	6352,92	2816,36	1,20	3,59	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Prisogaster niger</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,90	2,34	0,05	0,11	5,53	8,34	0,00	0,00
<i>Protohaca thaca</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2689,19	2163,55	693,49	1590,05	0,00	0,00
<i>Tagelus dombeii</i>	0,00	0,00	19,91	59,73	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Mitrella unifasciata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,75	1,43	5,62	8,59	0,50	1,10	6,35	10,23	0,11	0,27
<i>Pagurus edwardsi</i>	13,80	27,74	1,71	5,12	122,17	353,20	3,04	3,95	2,88	2,79	11,66	8,83	2,29	4,49
<i>Polinices uber</i>	0,00	0,00	33,53	69,76	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Semele solida</i>	233,24	699,73	141,28	282,48	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	152,28	456,85
<i>Crassilabrum crassilabrum</i>	1,51	4,53	0,00	0,00	1,30	1,81	25,62	19,87	0,76	2,29	219,00	421,39	9,01	20,67
<i>Xanthochorus buxea</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,57	7,80	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Trigonostoma tuberculosum</i>	0,00	0,00	24,11	72,32	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Priene rude</i>	295,16	756,68	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	31,79	95,36	51,79	107,08	32,27	96,80
<i>Glossophora sp.</i>	20,28	43,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	75,73	106,58	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Fissurella peruviana</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,12	12,37	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Patiria chilensis</i>	0,36	1,07	0,00	0,00	0,25	0,75	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gari solida</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	29,90	89,71	0,18	0,53	0,00	0,00
<i>Pagurus perlatus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,51	3,58	0,94	1,81	7,84	17,63	0,00	0,00
<i>Allopetrolisthes angulosus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,15	4,36	7,02	0,00	0,00	0,71	2,13	0,00	0,00
<i>Ofiuoideo</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,27	0,00	0,00	0,09	0,27	0,00	0,00
<i>Halopterys sp.</i>	75,79	198,65	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,62	1,87	0,00	0,00
<i>Endarachne sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,70	5,11	0,00	0,00	8,50	22,86	0,00	0,00	1,30	3,89
<i>Tonicia sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16	0,34
<i>Scurria sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,20	6,61	0,00	0,00	0,39	1,17
<i>Cancer polyodon</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,42	3,04	1,23	3,68	0,00	0,00
<i>Pagurus perlatus</i>	0,00	0,00	8,05	12,19	4,38	5,28	0,07	0,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nereis sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,08	0,80	2,10	0,00	0,00	0,68	2,03	0,00	0,00
<i>Dyctiota sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,91	11,73	0,00	0,00
<i>Concholepas concholepas</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	77,67	163,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Priene scabrum</i>	19,63	58,88	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Tetrapigus niger &lt;25mm</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,93	2,79	9,78	28,44	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Piura chilensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1506,51	2014,99	0,00	0,00	199,91	397,92	0,00	0,00
<i>Thais chocolata &lt;30 mm</i>	0,00	0,00	44,12	91,54	0,00	0,00	2,81	8,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Rhodymenia sp.</i>	0,00	0,00	0,41	1,23	170,12	240,69	0,00	0,00	55,54	115,32	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Sarcoditheca sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	117,07	165,23	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Branchiostoma elongatum</i>	0,00	0,00	2,79	4,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Acanthopleura nigra</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,21
<i>Colpomenia sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,07	3,20
<i>Tonicia elegans</i>	1,56	2,89	0,04	0,11	0,00	0,00	0,46	1,39	8,68	12,67	0,00	0,00	0,28	0,85
<i>Briozoa</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,76	8,65	56,00	114,39	0,00	0,00
<i>Phymantea pluvia</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	16,85	37,17	0,00	0,00
<i>Semimitulus algosus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,21	0,00	0,00	233,88	636,99	0,00	0,00
<i>Phragmatopoma sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	659,20	1948,86	0,00	0,00
<i>Phymactis clematis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,45	19,36	3,29	9,87	0,00	0,00
<i>Polydora sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,16	0,00	0,00
<i>Gaudichaudia gaudichaudi</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,08	3,23	0,00	0,00	1,85	4,00	1,60	3,61	0,00	0,00
<i>Anthothoe chilensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	11,61	23,39	0,78	2,35	0,00	0,00
<i>Mytilus chilensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18	0,53	0,00	0,00
<i>Branchiostoma granulata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,21	0,00	0,00
<i>Allopetrolisthes sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,16	0,00	0,00
<i>Pachycheles sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,52	0,93	0,00	0,00	0,60	1,54	0,00	0,00
<i>Echiuroidea</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,66	1,97	0,00	0,00
<i>Chondracanthus chamosoi</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	73,48	142,21	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Chondrius sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	11,52	34,56	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Acanthonyx petiveri</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,75	2,24	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Tonicia atrata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,86	10,17	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Argopecten purpuratus &lt;30mm</i>	0,00	0,00	35,15	75,53	0,00	0,00	0,00	0,00	15,88	47,63	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Grateloupia doryphora</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,00	19,96	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Fissurella spp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,56	10,67	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Polysiphonia sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,89	2,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Synalpheus inca</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,11	0,05	0,16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Thais haemasthoma</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,18	12,53	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Petrolisthes granulatus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0									

## Sexta Campaña

Biomasa	06/08/2010		15/10/2010		06/08/2010		06/09/2010		05/08/2010		18/10/2010		16/08/2010	
	S=Acapulco	S=La Rinconada	S=La Rinconada	S=La Rinconada	S=La Chimba	S=Las Petroleras	S=Las Petroleras	S=Las Petroleras	S=Pto. Antofagasta	S=Pto. Antofagasta	S=Quebrada Carrizo	S=Quebrada Carrizo	S=Caleta Coloso	S=Caleta Coloso
	g m <sup>2</sup>		g m <sup>2</sup>		g m <sup>2</sup>		g m <sup>2</sup>		g m <sup>2</sup>		g m <sup>2</sup>		g m <sup>2</sup>	
	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD
Cuadrantes	14,90	29,59	0,00	0,00	3,40	6,24	0,00	0,00	127,32	241,43	0,00	0,00	97165,07	276938,46
<i>Turritella cingulata</i>	0,84	1,70	0,00	0,00	2,56	4,90	2,63	3,78	4,55	5,31	0,00	0,00	11,27	12,90
<i>Nassarius gayi</i>	45,60	60,13	2,76	8,27	13,96	24,19	0,00	0,00	0,56	0,75	0,04	0,11	3,75	7,58
<i>Pagurus villosus</i>	0,73	2,19	0,00	0,00	17,18	30,07	50,79	38,72	87,99	52,37	0,00	0,00	51,40	33,07
<i>Tegula tridentata</i>	6,06	11,12	0,00	0,00	1,32	2,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,19	0,37	1,08	2,23
<i>Tegula luctuosa</i>	0,00	0,00	212,62	488,37	0,00	0,00	10,58	18,04	0,00	0,00	61,20	80,58	0,00	0,00
<i>Tegula atra</i>	1,99	5,97	58,49	155,44	0,14	0,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,64	5,15
<i>Tegula euryomphala</i>	0,00	0,00	53,10	159,31	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Xanthochorus crassidiformis</i>	0,00	0,00	105,87	146,99	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	31,43	64,21
<i>Oliva peruviana</i>	0,00	0,00	7134,13	5016,99	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Tranzenella pamosa</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,54	1,02	0,00	0,00
<i>Prisogaster niger</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	125,97	377,92	0,00	0,00	1,71	3,59
<i>Protothaca thaca</i>	0,00	0,00	53,33	109,96	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Tagelus dombeyi</i>	0,00	0,00	0,69	2,08	0,05	0,16	0,53	1,09	0,29	0,74	0,81	1,78	0,43	1,02
<i>Mitrella unifasciata</i>	2,08	3,41	0,00	0,00	4,21	5,10	0,94	2,65	6,82	8,90	2,93	5,41	4,02	5,71
<i>Pagurus edwardsi</i>	0,00	0,00	61,67	185,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Semele solida</i>	10,36	29,34	0,00	0,00	3,24	6,49	21,30	34,31	7,50	17,68	89,78	161,15	8,36	20,61
<i>Crassilabrum crassilabrum</i>	33,96	65,50	22,17	66,51	0,00	0,00	2,68	8,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Xanthochorus buxea</i>	115,43	187,05	0,00	0,00	45,29	78,75	117,71	235,11	78,67	202,86	24,88	38,52	15,06	45,17
<i>Priene rude</i>	49,94	92,77	0,00	0,00	7,80	15,56	0,00	0,00	154,93	255,00	241,21	436,62	0,00	0,00
<i>Glossophora sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,55	0,00	0,00	0,32	0,65	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Fissurella peruviana</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,89	1,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,10	3,31
<i>Patiria chilensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15	0,45	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,14	3,41
<i>Paraxanthus barbiger</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,54	10,61	0,00	0,00
<i>Gari solida</i>	0,00	0,00	1,97	3,96	0,14	0,43	1,24	3,73	0,24	0,49	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pagurus perlatus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Allopetrolisthes angulosus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,37	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ofiuroides</i>	8,41	16,73	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Halopteris sp.</i>	0,00	0,00	11,61	34,83	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,07	3,20
<i>Cancer polyodon</i>	0,00	0,00	13,44	40,32	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Hepatus chilensis</i>	1,10	3,31	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Dyctiota sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	14,12	42,35	0,00	0,00	5,62	16,85	0,00	0,00
<i>Concholepas concholepas &lt;40mm</i>	15,52	46,56	0,00	0,00	14,14	30,87	41,71	98,99	0,00	0,00	0,00	0,00	68,53	185,20
<i>Priene scabrum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	9,48	19,70	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Phymactis clematis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	140,68	422,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Piura chilensis</i>	7,59	15,10	151,88	287,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Thais chocolata &lt;30 mm</i>	0,00	0,00	17,46	52,37	10,74	21,37	0,00	0,00	12,13	24,09	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Rhodymenia sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	81,36	136,50	0,00	0,00	99,83	131,23	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Sarcoditheca sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gelidium sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,27
<i>Branchiostoma elongatum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Hanfelia sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,68	8,05	0,00	0,00
<i>Anemonia alicemartinae</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Acanthopleura nigra</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Colpomonia sp.</i>	5,74	16,04	1,21	3,63	0,12	0,37	0,00	0,00	6,99	6,92	0,00	0,00	0,21	0,64
<i>Tonicia elegans</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,82	2,45	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Briozoa</i>	0,00	0,00	11,80	35,41	0,00	0,00	99,22	198,74	20,55	55,58	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Phymantea pluvia</i>	1,90	5,71	0,00	0,00	4,33	6,73	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Anthothoe chilensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,23	0,69	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pachycheles sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Echiuroidea</i>	0,00	0,00	20,52	61,55	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Chondracanthus chamissoi</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Chondrius sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Acanthonyx petiveri</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,48	19,44	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Thais haemasthoma</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,89	14,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Petrolisthes granulatus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,60	1,20
<i>Choromytilus chorus</i>	0,59	1,76	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,76	2,29
<i>Aulacomya Ater</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,73	23,20	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Fissurella nigra</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,06	6,19	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Talipeus dentatus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	3,21	8,26	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Eurypodius latreillei</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	83,48	250,45	0,00	0,00
<i>Patallus mollis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,46	1,39	0,00	0,00
<i>Stichaster striatus &lt;50mm</i>	0,00	0,00	27,68	83,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Grateloupia sp</i>	19,96	59,89	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Plocamium sp</i>														
transectos														
<i>Helianthus</i>	7,33	12,70	0,00	0,00	35,33	30,93	23,50	20,54	12,00	20,78	0,00	0,00	8,33	14,43
<i>Fissurella spp.</i>	0,40	0,69	0,00	0,00	1,25	2,16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Luidia magallanica</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,33	2,31	3,70	3,25	2,19	3,79	0,00	0,00	5,68	7,71
<i>Thais chocolata &gt;30mm</i>	0,00	0,00	145,76	121,43	3,71	5,01	4,66	5,56	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Stichaster striatus &gt;50mm</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,46	1,39	0,00	0,00
<i>Loxechinus albus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	15,28	5,75	9,54	9,28	21,37	21,14	0,00	0,00
<i>Tetrapigus niger</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,40	1,96	0,00	0,00	13,69	7,26	0,00	0,00
<i>A. purpuratus &gt;30mm</i>	0,00	0,00	2,09	1,85	0,27	0,46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Concholepas concholepas &gt;40mm</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,47	6,69	0,00	0,00	5,35	8,30	0,00	0,00
<i>Lessonia trabeculata</i>	10,67	18,48	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,85	1,47	2400,00	0,00



## Octava Campaña

Biomasa	13-01-2012 S= Acapulco		13-01-2012 S=La Rinconada		10-01-2012 S= La Chimba		10-01-2012 S=Las Petroleras		16-01-2012 S=Pto. Antofagasta		16-01-2012 S=Quebrada Carrizo		17-01-2012 S=Caleta Coloso		
	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD	
<i>T. cingulata</i>	19,44	58,05	0,00	0,00	0,36	0,73	0,26	0,77	583,91	673,28	0,00	0,00	125,33	360,03	
<i>N. gayi</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,17	0,52	2,18	2,57	5,71	9,44	0,00	0,00	8,46	7,20	
<i>P. villosus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>T. tridentata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	4,78	8,69	44,23	34,82	166,58	111,01	47,39	43,21	7,39	19,39	
<i>A. fontainei</i>	2,84	8,52	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>T. luctuosa</i>	0,62	0,92	0,34	1,01	0,73	2,13	0,69	1,50	1,24	2,47	0,00	0,00	1,17	1,20	
<i>T. atra</i>	0,00	0,00	31,08	32,17	0,57	1,71	0,00	0,00	0,00	0,00	6,18	10,27	0,00	0,00	
<i>T. eurymphala</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>X. crassidiformis</i>	3,45	10,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>O. peruviana</i>	10,08	8,83	61,65	75,68	8,47	13,98	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>T. Pannosa</i>	0,00	0,00	8888,41	4958,43	1,14	3,41	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>P. niger</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>P. thaca</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	23,23	69,68	2464,30	3645,75	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>T. dombeii</i>	0,00	0,00	45,94	96,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>Chiton sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>M. unifasciata</i>	0,00	0,00	0,02	0,05	0,03	0,08	1,68	4,00	2,22	3,41	0,09	0,27	0,11	0,32	
<i>P. edwardsi</i>	0,80	1,09	0,94	2,77	0,89	1,91	5,28	4,45	8,73	8,29	3,05	4,93	2,52	5,25	
<i>P. uber</i>	1,82	5,47	27,32	66,65	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>S. solida</i>	0,00	0,00	65,80	197,39	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>C. crassilabrum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,43	1,28	1,19	3,57	0,80	1,59	13,76	35,99	0,00	0,00	
<i>C. buccinoides</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>P. rude</i>	0,00	0,00	34,19	102,56	27,99	44,76	22,23	49,50	49,21	98,26	0,00	0,00	117,33	352,00	
<i>B. laevis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>P. barbiger</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	8,67	26,00	0,00	0,00	
<i>G. solida</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	340,20	726,75	295,67	887,01	0,00	0,00	
<i>A. punctatus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>P. perlatus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,07	0,55	0,83	0,32	0,65	0,00	0,00	
<i>Ofuroideo</i>	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>Nereis sp.</i>	0,01	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,08	0,00	0,00	
<i>C. concholepas</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>P. scabrum</i>	3,84	11,53	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	8,33	24,99	
<i>P. clematis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>C. trochiformis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	102,20	306,59	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>T. niger &lt;25mm</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,45	7,36	0,11	0,32	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>L. albus &lt;25mm</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>Piura chilensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	103,24	227,54	0,00	0,00	
<i>T. Chocolata &lt;30 mm</i>	4,57	13,72	18,58	55,73	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>T. elegans</i>	0,00	0,01	0,32	0,55	0,00	0,00	4,23	5,99	0,50	1,43	0,01	0,03	0,00	0,00	
<i>Brizoa</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	108,32	210,81	66,12	136,59	0,00	0,00	
<i>S. algosus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>A. petiveri</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,08	0,00	0,00	
<i>P. wedelli</i>	14,08	25,12	0,00	0,00	2,39	7,17	1,21	2,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>Rissoina inca</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>Chiton cumingsi</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,17	0,51	2,08	5,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>Patiria chilensis</i>	0,02	0,05	0,00	0,00	0,12	0,24	10,00	10,66	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>Hesionidae</i>	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>Gliseridae</i>	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,03	0,00	0,00	
<i>Polinoidea</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,19	0,00	0,00	0,16	0,34	0,00	0,00	
<i>Caprella sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,68	1,26	0,57	1,44	0,00	0,00	
<i>Fissurella crassa</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	16,49	49,47	0,00	0,00	14,29	42,88	0,00	0,00	
<i>Crassibulum quiriquinae</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,35	16,34	26,34	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>Sabellariidae</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16	0,48	0,00	0,00	0,00	0,00	
Transectas															
<i>H. helianthus</i>	451,10	460,81	0,00	0,00	193,33	334,86	1108,33	975,22	1626,39	481,18	1942,65	521,81	853,33	390,68	
<i>L. magallanica</i>	97,71	169,23	0,00	0,00	89,23	108,47	85,68	77,57	196,71	340,71	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>T. chocolata &gt;30mm</i>	30,83	53,40	4850,51	434,99	49,68	55,60	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>L. albus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	76,39	67,62	79,88	138,36	0,00	0,00	379,61	657,51	0,00	0,00	
<i>T. niger</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,81	155,50	0,00	0,00	82,91	110,74	0,00	0,00	
<i>A. purpuratus &gt;30mm</i>	0,00	0,00	54,24	93,95	139,01	240,77	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>C. polyodon</i>	0,00	0,00	11,12	19,26	0,00	0,00	0,00	0,00	80,45	73,09	0,00	0,00	194,00	336,02	
<i>C. concholepas</i>	26,53	45,95	0,00	0,00	0,00	0,00	41,00	47,30	0,00	0,00	12,00	20,78	0,00	0,00	
<i>Pi. chilensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	53,38	92,46	0,00	0,00	35,67	61,79	0,00	0,00	
<i>L. trabeculata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	65333,33	22479,62	
<i>M. gelatinosus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	88,25	152,85	171,72	192,04	0,00	0,00	0,00	0,00	40,10	69,46	

## **VII. CONTENIDO DE METALES EN ORGANISMOS BENTÓNICOS DE LA BAHÍA SAN JORGE.**

*Jorge Valdés Saavedra, Marcos Guíñez, Sue Ellen Vega*

Las muestras de organismos fueron colectadas en triplicado, en cada uno de los sectores indicados en la Fig. I.2. mediante buceo autónomo en la isobata de los 10 m de profundidad y mediante recolección directa en la zona intermareal. Todas las muestras fueron envasadas en bolsas de plástico y almacenadas a bajas temperaturas para su transporte. Una vez en el laboratorio las muestras de organismos fueron congeladas a  $-25^{\circ}\text{C}$  hasta su análisis. Para el estudio de metales en organismos bentónicos se seleccionaron los individuos más grandes de todos los colectados, de manera de obtener un mínimo de 3 ejemplares por sitio para cada especie. Básicamente se separó el tejido blando (pie, sifón, músculo etc.), con material de disección plástico, luego se lavó con agua de mar del mismo sector de muestreo y se dejó escurrir sobre una bandeja plana previamente tratada, por 30 min aproximadamente. En seguida, se sometió a un proceso de homogenización en un mortero de ágata especial para material biológico hasta obtener una pasta húmeda. Una vez terminado el proceso de homogenización, se pesó entre 0,5 y 1,0 g de muestra en un vaso de precipitado, luego se adicionó 10 ml de ácido nítrico, 10 ml de agua “Milli-Q” y se tapó con un sistema de reflujo (embudo y vidrio de reloj). Posteriormente se sometió a calentamiento en una placa calefactora a  $150^{\circ}\text{C}$  durante 2 h. Finalmente, se dejó enfriar y se aforó a 25 ml con agua desionizada. Todos los ácidos utilizados en estos procedimientos fueron de calidad Suprapur®. Los análisis de metales en sedimentos y organismos se realizaron mediante Espectrofotometría de Absorción Atómica (EAA), con técnica de llama, en un equipo Shimadzu 6300. El procedimiento analítico fue controlado mediante análisis rutinario de réplicas, blancos y estándares de referencia certificados DORM-3 de la National Research Council, Canadá, para tejido biológico. Mayores detalles pueden encontrarse en Calderón & Valdés (2012) (Anexo XI.1), trabajo científico generado por este proyecto.

## VII.1. Comunidades Submareales

El análisis de las comunidades submareales se realizó considerando para cada sector el conjunto de organismos analizados, todos los cuales están identificados en la base de datos respectiva. Es importante indicar que rara vez, se encontraron especies que estuvieran presentes en todos los sectores de muestreo, lo que dificulta la comparación espacial. Sin embargo, una aproximación comunitaria es posible, promediando los contenidos de metales de todas las especies analizadas.

Los valores medios para la bahía, para todos los años de muestreo, son entregados en la Tabla VII.1. El orden de abundancia en las comunidades submareales es Cd<As<Ni<Zn<Mo<Cu<V<Pb<Fe<Al.

**Tabla VII.1: Estadística descriptiva del contenido de metales en comunidades submareales de la bahía San Jorge. Valores en mg kg<sup>-1</sup>.**

Metal	Promedio	Desviacion	Mínimo	Máximo
Zn (ug/g)	<b>50,34</b>	<b>314,48</b>	<b>0,80</b>	<b>8181,50</b>
Cu (ug/g)	<b>63,93</b>	<b>65,43</b>	<b>0,28</b>	<b>529,61</b>
Cd (ug/g)	<b>20,80</b>	<b>22,99</b>	<b>0,09</b>	<b>132,30</b>
Ni (ug/g)	<b>28,29</b>	<b>18,63</b>	<b>0,29</b>	<b>126,01</b>
Fe (ug/g)	<b>3978,48</b>	<b>3033,58</b>	<b>0,12</b>	<b>13832,76</b>
Al (ug/g)	<b>3118,47</b>	<b>3286,76</b>	<b>3,06</b>	<b>29818,60</b>
V (ug/g)	<b>60,33</b>	<b>46,42</b>	<b>1,99</b>	<b>202,13</b>
As (ug/g)	<b>21,56</b>	<b>16,83</b>	<b>2,10</b>	<b>120,30</b>
Mo (ug/g)	<b>46,03</b>	<b>31,57</b>	<b>2,10</b>	<b>165,77</b>
Pb (ug/g)	<b>65,12</b>	<b>39,76</b>	<b>3,02</b>	<b>223,87</b>

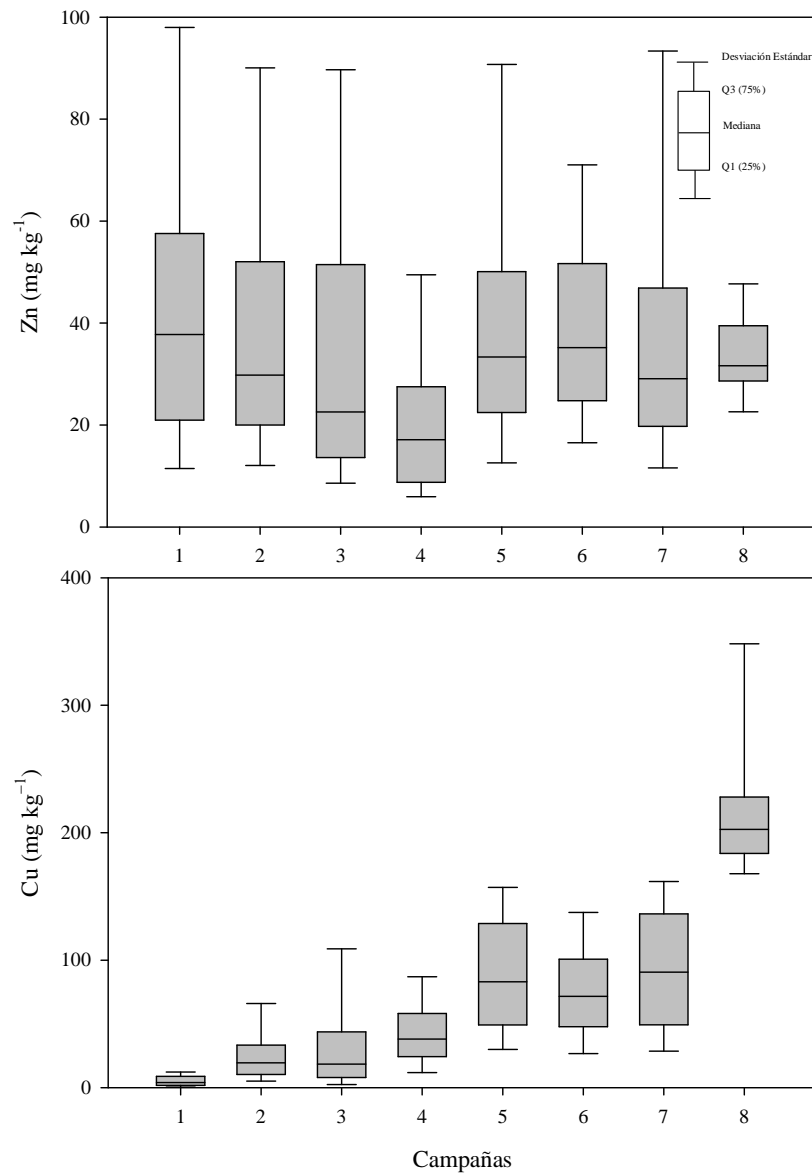
No es sencillo comparar estos resultados con trabajos previos pues son escasos en la bahía: Tan solo un estudio realizado por Salamanca et al. (2004) reporta niveles de metales en *Perumytilus purpuratus* en la bahía San Jorge. Puntualmente, los autores encontraron niveles de Cu de entre 19 y 83,1 mg kg<sup>-1</sup>, Pb de entre 0,46 y 1,57 mg kg<sup>-1</sup> y Zn de entre 16,9 y 166,7 mg kg<sup>-1</sup>. En el caso del presente informe, los valores de Cu y Zn están dentro de lo reportado por Salamanca et al. (2004), mientras que los valores de Pb son notoriamente superiores. Sin embargo, cuando se comparan contenidos de metales en organismos, normalmente se observan diferencias asociadas a las especies analizadas y los tipos de ambientes (Latouche &

Mix, 1982), el sexo (Orren *et al.*, 1980; Latouche & Mix, 1982), la época del año (Orren *et al.*, 1980; Boalch *et al.*, 1981; Ouellette, 1981), o la variabilidad residual (Lobel *et al.*, 1989).

La tendencia interanual mostrada por el contenido de metales en las comunidades submareales de San Jorge, mostró que el Zn se mantuvo constante durante el período 2008-2011 (Fig. VII.1), mientras que el Cu, Cd, Fe, V, Mo y Pb tendieron a aumentar hacia el final de este período (Figs. VII.1, 2, 3, 4, 5). Es probable que estas tendencias reflejen cambios en las condiciones físico químicas del sistema y/o aportes antrópicos derivados de una mayor o menor intensidad de embarque de minerales, especialmente de Cu, Zn y Pb. Esta alta variabilidad está refrendada por el análisis de varianza que, para este caso, mostró que solamente el Zn no presenta diferencias significativas entre los años de estudio (Tabla VII.2).

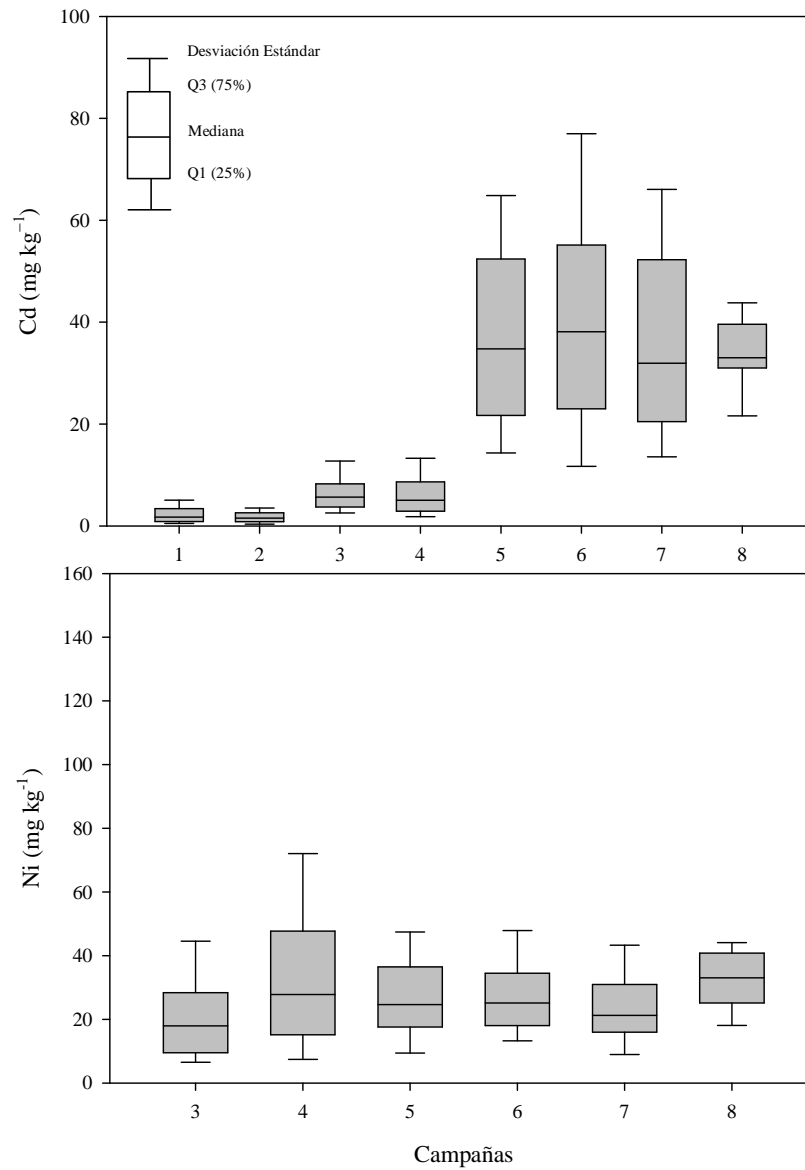
La distribución anual por sectores, no mostró un patrón regular, siendo muy variable al comparar las tendencias dentro de cada año. (Figs. VII.6, 7, 8, 9, 10). Esto denota una alta variabilidad espacial y temporal, la que debe ser considerada al momento de definir tiempos y lugares de muestreo. Por otra parte, estos resultados pueden servir de base para definir especies indicadoras útiles para estudios toxicológicos, lo que permitiría definir con mayor exactitud los niveles tóxicos para las poblaciones bentónicas presentes en la bahía. El análisis de varianza para los sectores estudiados solamente 3 metales (Zn, Cu y Fe) no presentaron diferencias significativas (Tabla VII.3), lo que refuerza la idea de una alta variabilidad espacial del contenido de metales en organismos bentónicos dentro de la bahía

A pesar de la alta variabilidad, el análisis de dendrograma mostro un buen nivel de similitud, permitiendo reconocer dos grupos de sectores dentro de la bahía (Fig. VII.11). El primero de ellos está compuesto por Coloso, Petroleras y La Chimba, siendo los dos primeros sectores representativos de ambientes intervenidos por actividad industrial. El segundo grupo incluye a la Qda. Carrizo, Puerto, Rinconada y Juan López, dentro de las cuales solamente el Puerto presenta actividad industrial. De momento no es posible establecer las causas precisas de esta similitud entre sectores con actividad tan diversa.

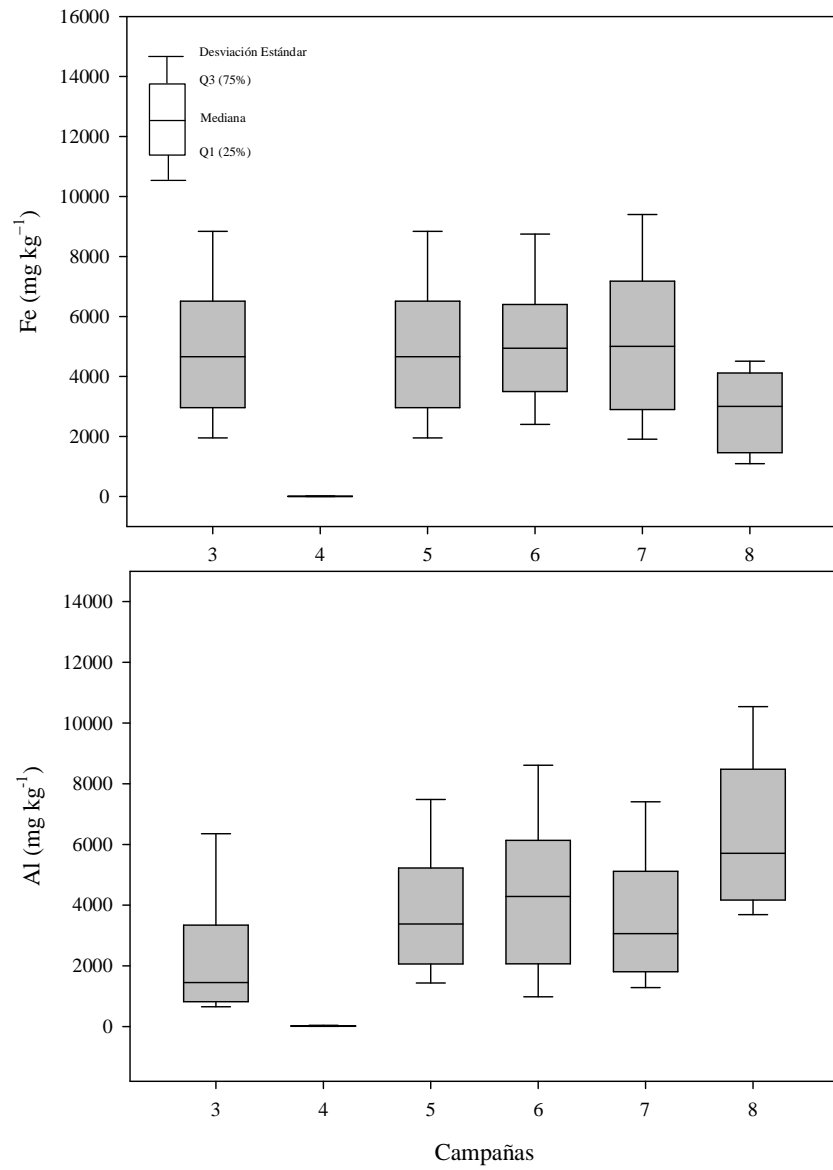


**Fig. VII.1: Box-plot del contenido de Zn y Cu en comunidades submareales registrado durante las diferentes campañas de muestreo realizadas en la bahía San Jorge.**

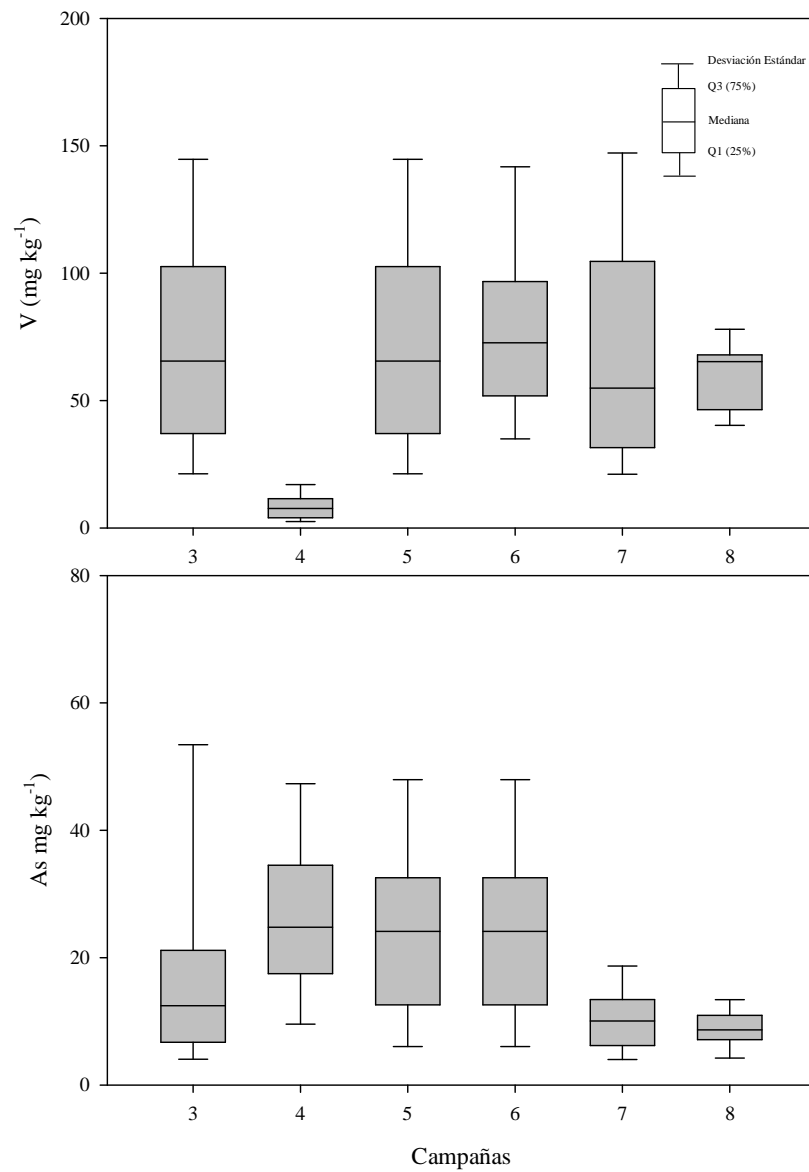




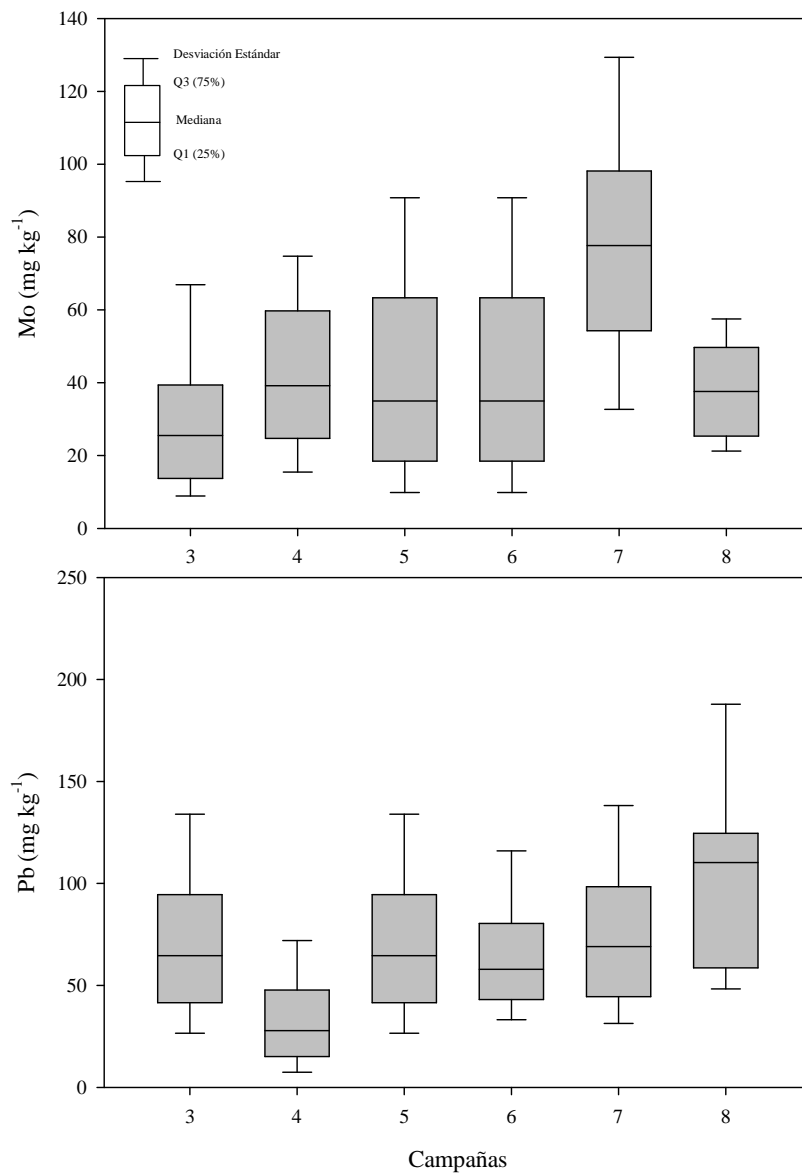
**Fig. VII.2: Box-plot del contenido de Cd y Ni en comunidades submareales registrado durante las diferentes campañas de muestreo realizadas en la bahía San Jorge.**



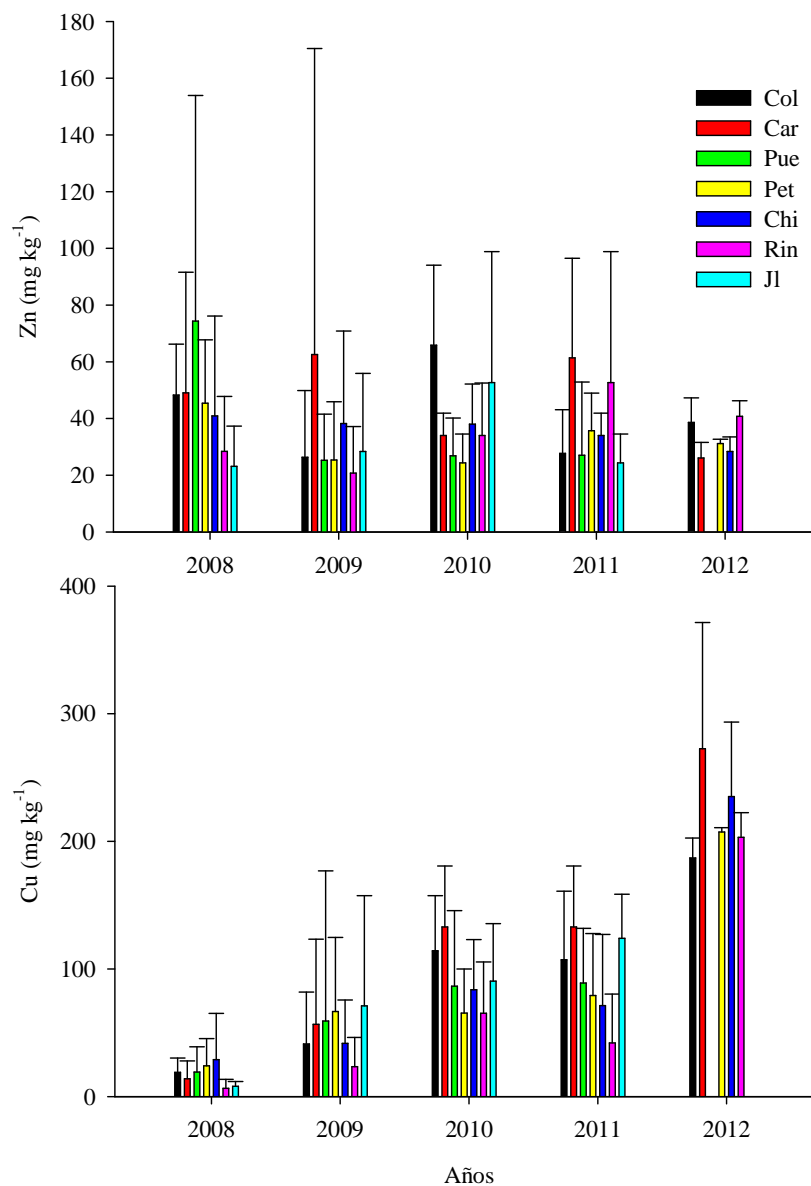
**Fig. VII.3: Box-plot del contenido de Fe y Al en comunidades submareales registrado durante las diferentes campañas de muestreo realizadas en la bahía San Jorge.**



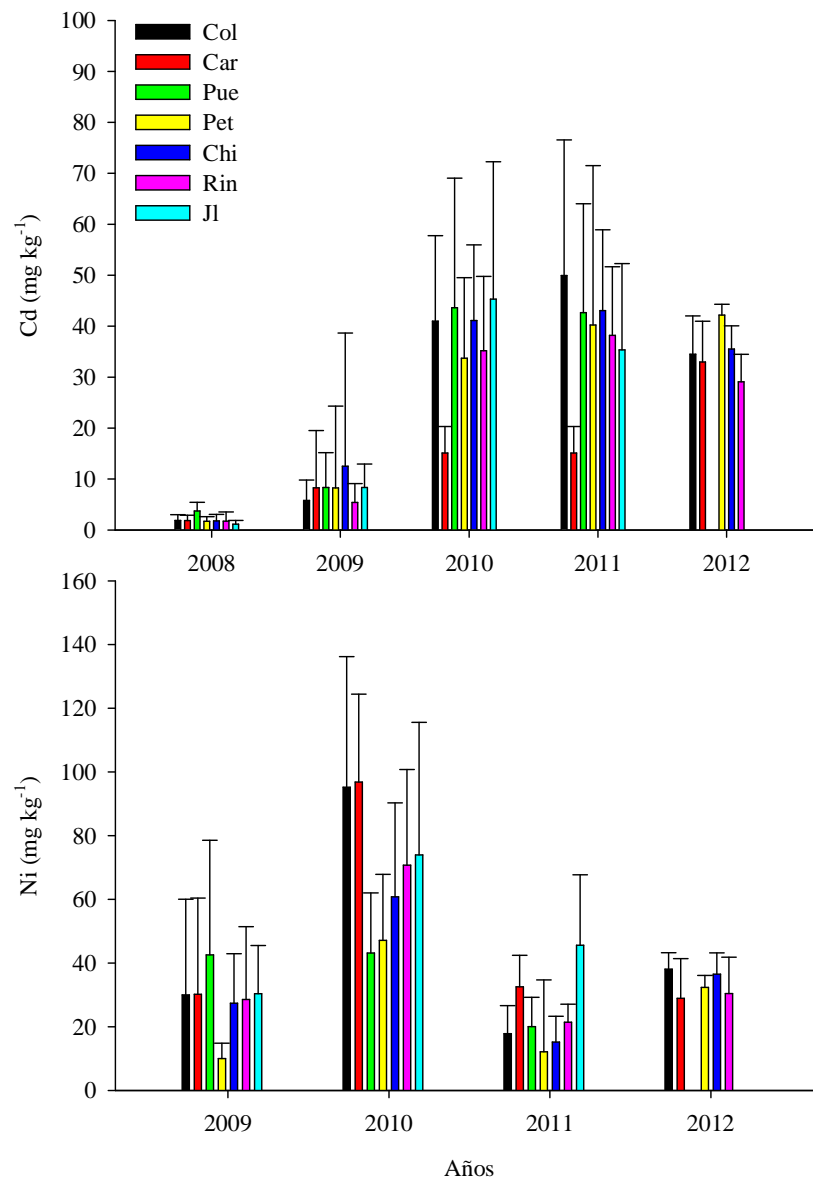
**Fig. VII.4: Box-plot del contenido de V y As en comunidades submareales registrado durante las diferentes campañas de muestreo realizadas en la bahía San Jorge.**



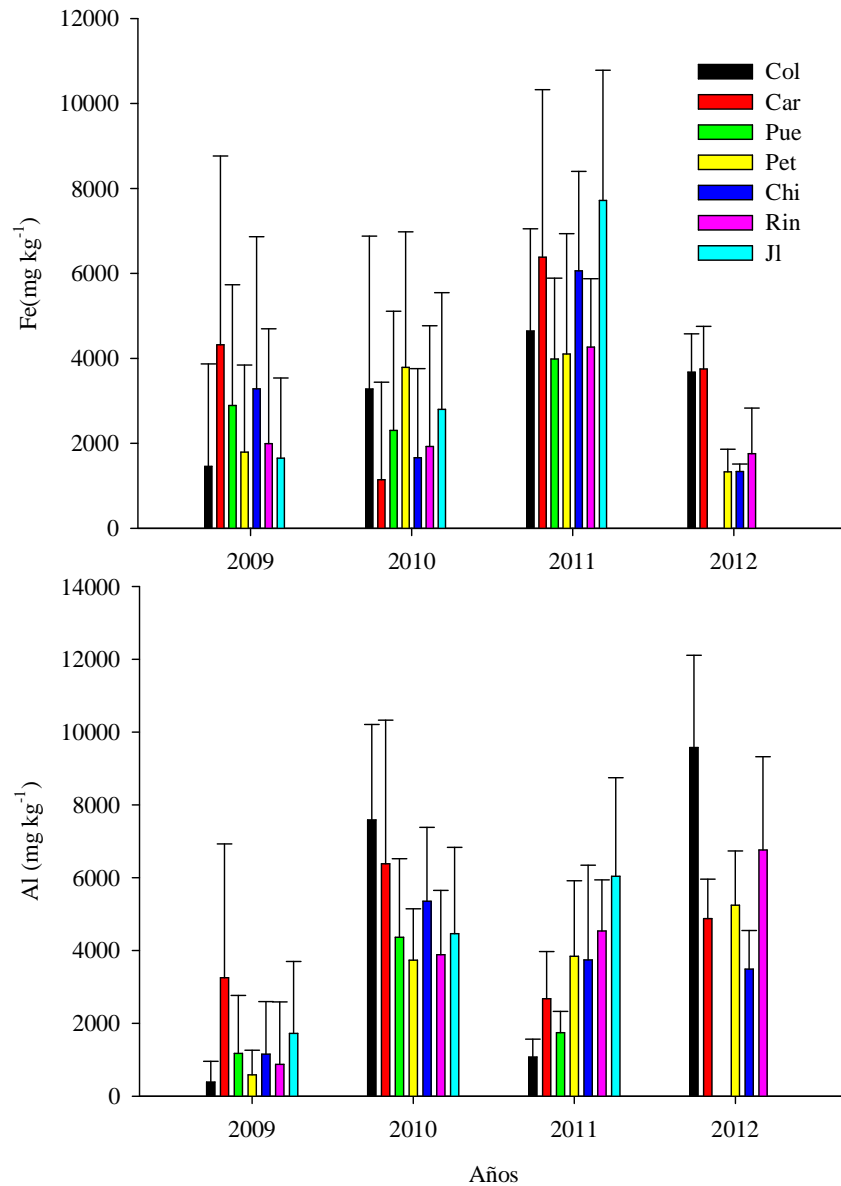
**Fig. VII.5: Box-plot del contenido de Mo y Pb en comunidades submareales registrado durante las diferentes campañas de muestreo realizadas en la bahía San Jorge.**



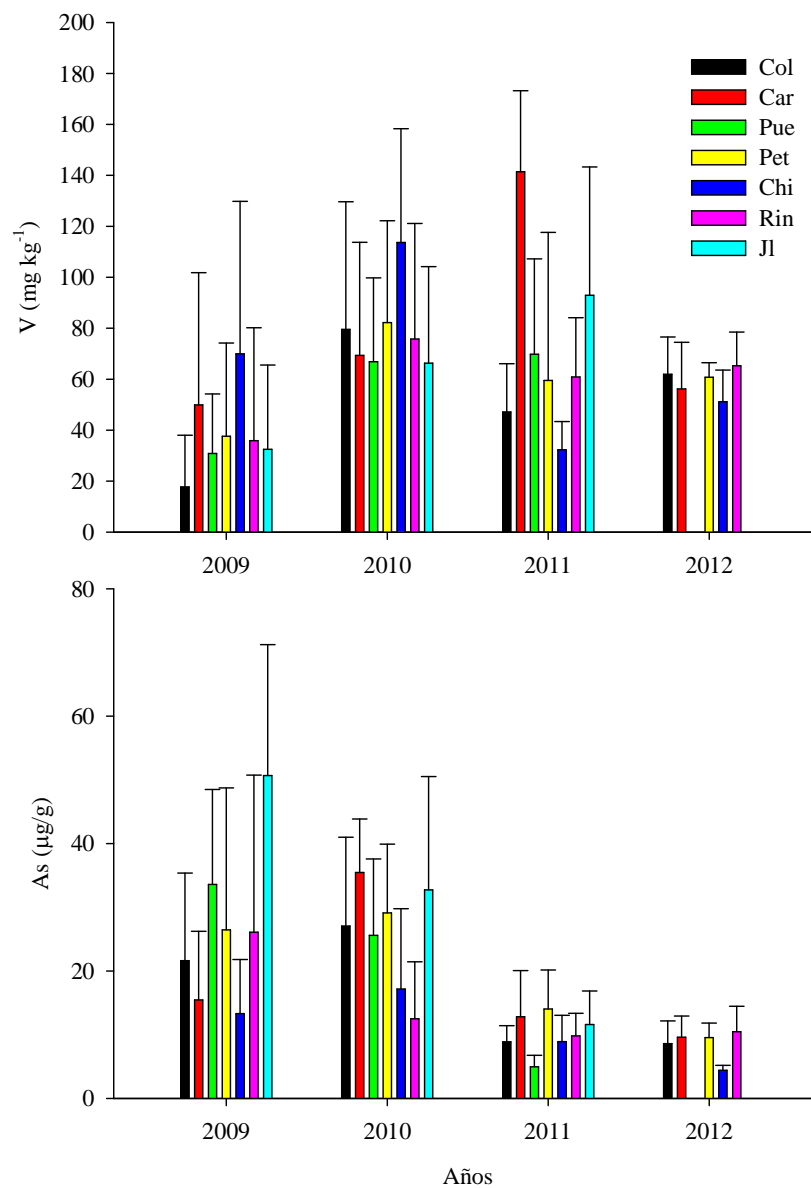
**Fig. VII.6:** Media anual del contenido de Zn y Cu, por sectores en comunidades submareales de la bahía San Jorge. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).



**Fig. VII.7: Media anual del contenido de Ni y Cd , por sectores en comunidades submareales de la bahía San Jorge. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).**

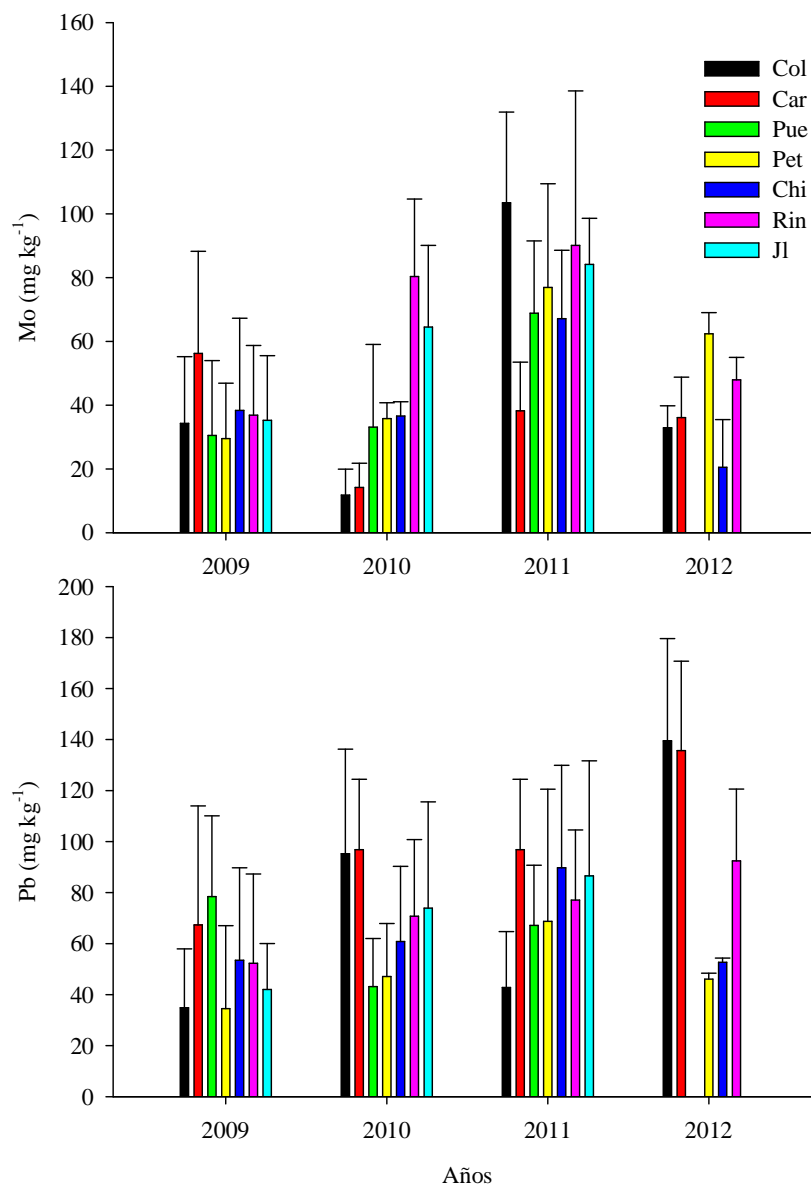


**Fig. VII.8: Media anual del contenido de Fe y Al, por sectores en comunidades submareales de la bahía San Jorge. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).**



**Fig. VII.9:** Media anual del contenido de V y As, por sectores en comunidades submareales de la bahía San Jorge. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).





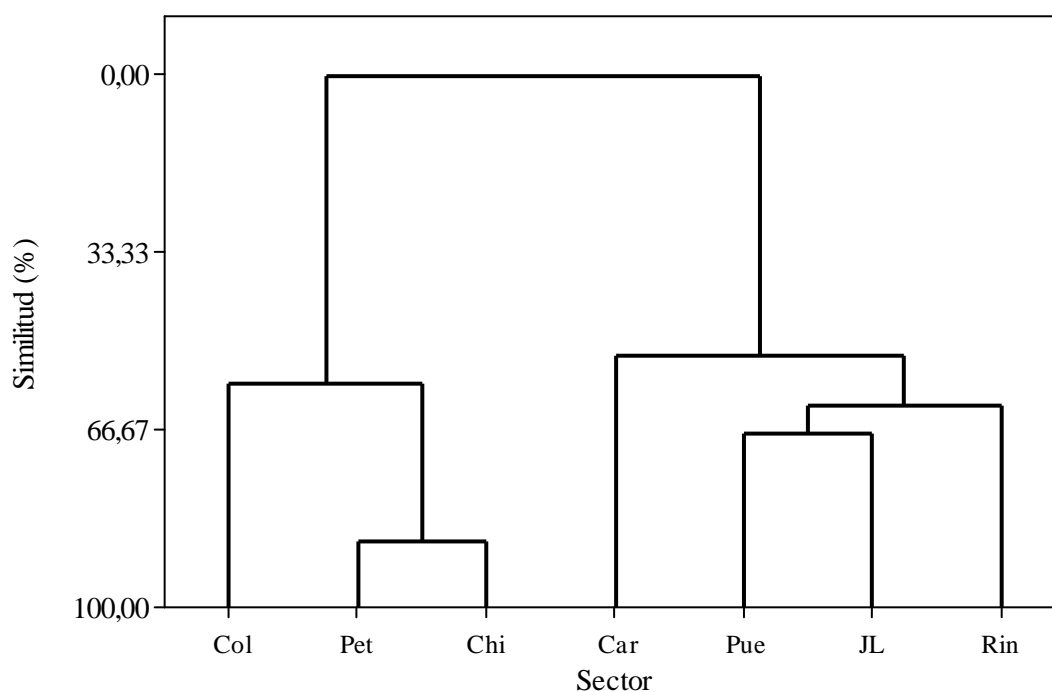
**Fig. VII.10: Media anual del contenido de Mo y Pb, por sectores en comunidades submareales de la bahía San Jorge. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).**

**Tabla VII.2: Análisis de varianza para el contenido de metales por año de muestreo.**

	Zn	Cu	Cd	Ni	Fe	Al	V	As	Mo	Pb
<i>F</i>	0,38	74,59	228,83	35,95	25,92	89,07	36,76	25	54,96	16,71
<i>p</i>	0,764	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>

**Tabla VII.3: Análisis de varianza para el contenido de metales por año de muestreo.**

	Zn	Cu	Cd	Ni	Fe	Al	V	As	Mo	Pb
<i>F</i>	1,07	3,58	5,56	3,23	1,51	4,32	4,07	6,31	3,76	4,23
<i>p</i>	0,38	0,002	<b>0,001</b>	<b>0,004</b>	0,172	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>



**Fig. VII.11: Dendrograma de similitud (Complete Linkage and Euclidean distance) para los sectores de estudio, basado en el contenido de metales en organismos submareales de la bahía San Jorge. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).**

## VII.2. Comunidades Intermareales

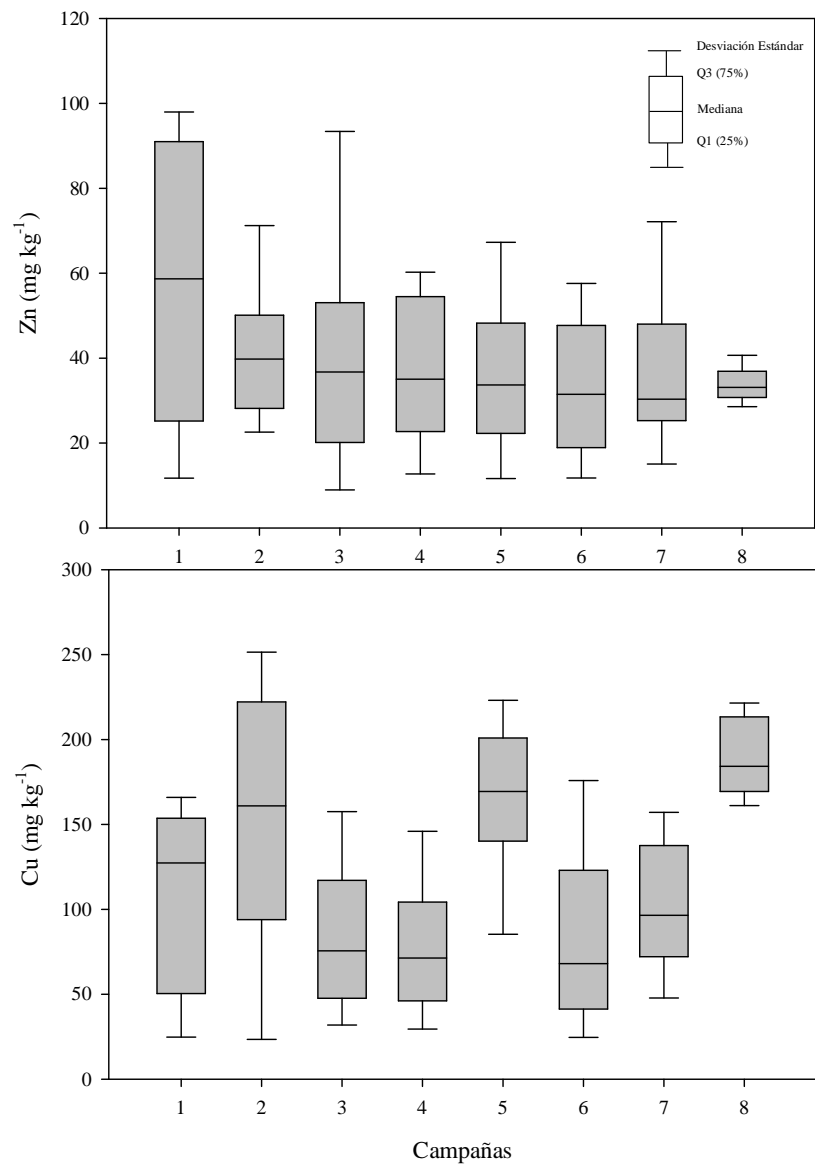
El análisis de las comunidades intermareales se realizó considerando para cada sector el conjunto de organismos analizados, todos los cuales están identificados en la base de datos respectiva (archivo excell contenido en disco compacto adjunto a este informe).

La media anual del contenido de metales en los organismos del sistema intermareal se entrega en la Tabla VII.4. El orden de abundancia de estos metales fue Ni<Cd< Zn < V<Pb<Cu<Al<Fe. Resulta complicado compara estos resultados con otros antecedentes pues no existen estudios equivalente en ambientes similares de esta u otras bahías. Para el caso de la bahía San Jorge, tan solo hay un trabajo de Lepez *et al.* (2001) quienes encontraron concentraciones de Cu de hasta 79 mg kg<sup>-1</sup> y 35 mg kg<sup>-1</sup> en *Emerita análoga* de playa Amarilla (ubicada en el sector de Coloso) y La Rinconada, respectivamente, valores inferiores a las registradas en este trabajo. Al igual que en caso de los organismos submareales, se debe considerar que las diferencias en el contenido de metales entre diferentes especies y ambientes pueden ser explicadas por variación en la talla (Latouche & Mix, 1982), el sexo (Orren *et al.*, 1980; Latouche & Mix, 1982), la época del año (Orren *et al.*, 1980; Boalch *et al.*, 1981; Ouellette, 1981), o la variabilidad residual (Lobel *et al.*, 1989). Por tal motivo los resultados deben ser tomados como una base que necesita ser corroborada con nuevos esfuerzos investigativos en esta zona.

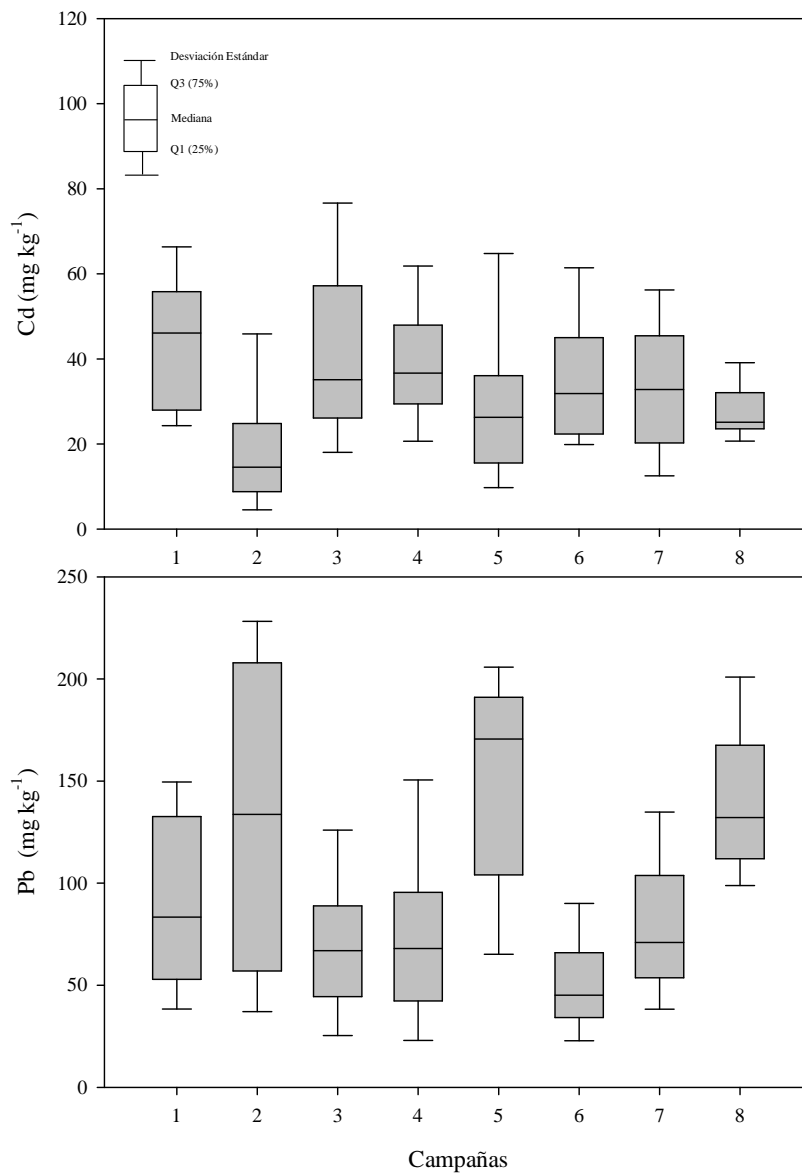
Las tendencias anuales observadas en cada caso muestran una disminución del contenido de Cu, Pb y Zn durante el período 2008-2011, mientras que el V, Fe, Al y Ni mostraron valores altos en los extremos y una disminución durante la mitad del período de estudio (Figs. VII.12 a VII.15)

**Tabla VII. 4: Estadística descriptiva del contenido de metales en organismos intermareales de la bahía San Jorge. Período 2008-2011. Concentraciones en mg kg<sup>-1</sup>.**

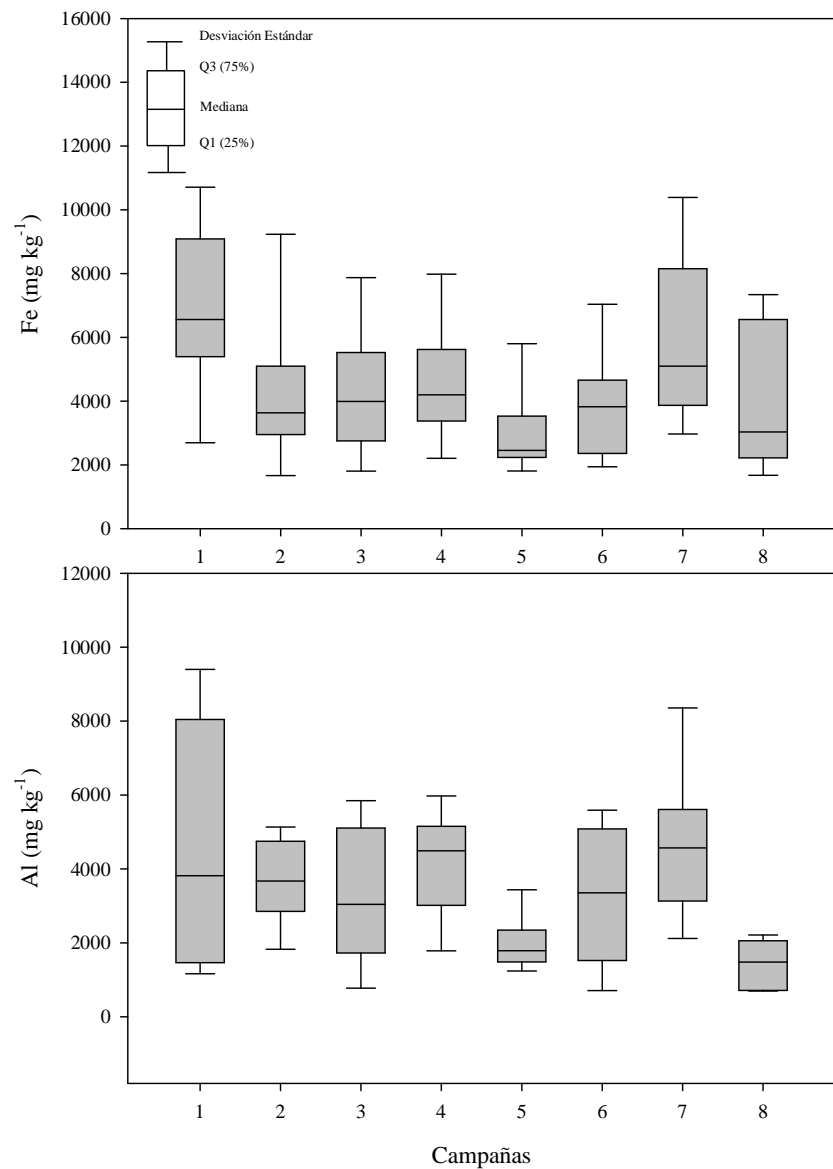
<b>Metal</b>	<b>Promedio</b>	<b>Desviacion</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>
Zn (ug/g)	40,336	26,170	6,599	173,636
Cu (ug/g)	107,402	60,849	20,260	262,643
Cd (ug/g)	35,602	18,789	3,987	101,466
Ni (ug/g)	27,078	15,189	4,877	91,389
Fe (ug/g)	4713,352	2477,718	1055,701	13832,755
Al (ug/g)	3720,197	2099,612	279,596	9663,739
V (ug/g)	68,117	40,874	11,894	199,608
As (ug/g)	5,558	4,082	2,104	12,723
Mo (ug/g)	50,245	14,607	26,222	73,161
Pb (ug/g)	89,949	54,749	17,900	237,650



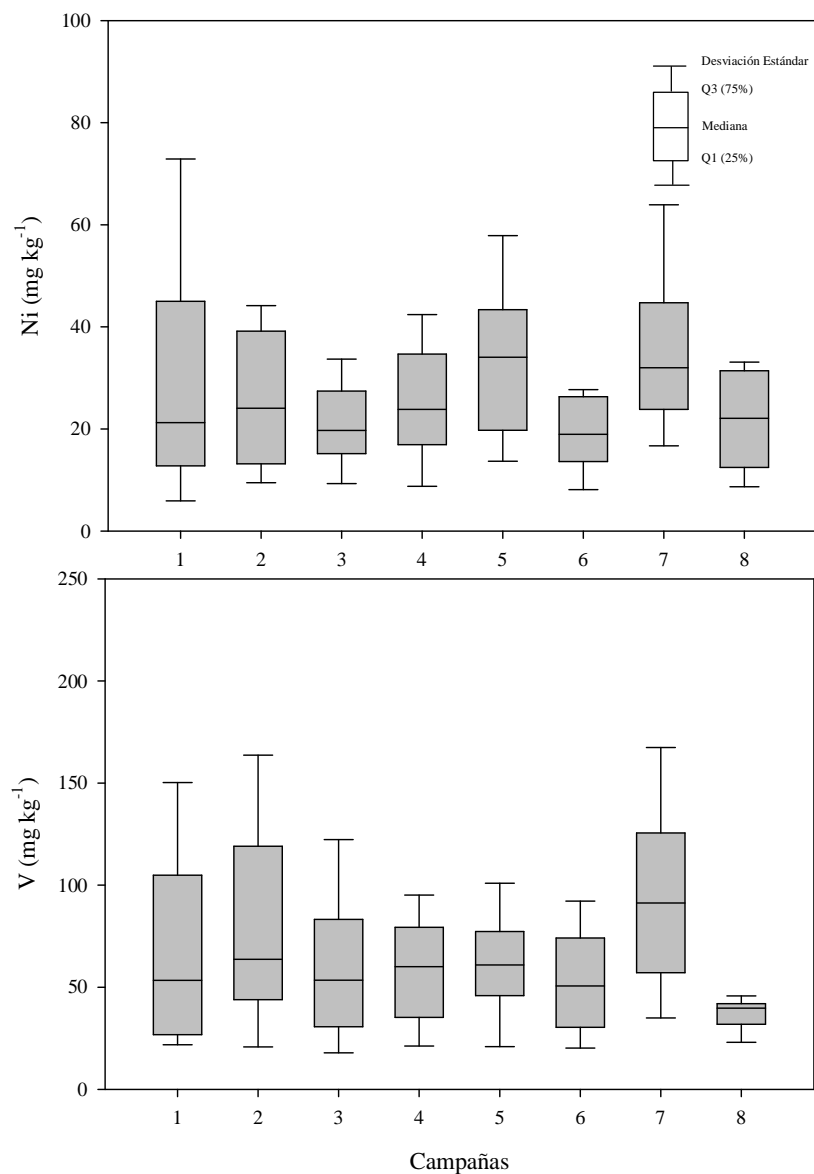
**Fig. VII.12: Box-plot del contenido de Zn y Cu en comunidades intermareales registrado durante las diferentes campañas de muestreo realizadas en la bahía San Jorge.**



**Fig. VII.13: Box-plot del contenido de Cd y Pb en comunidades intermareales registrado durante las diferentes campañas de muestreo realizadas en la bahía San Jorge.**



**Fig. VII.14: Box-plot del contenido de Fe y Al en comunidades intermareales registrado durante las diferentes campañas de muestreo realizadas en la bahía San Jorge.**



**Fig. VII.15: Box-plot del contenido de Ni y V en comunidades intermareales registrado durante las diferentes campañas de muestreo realizadas en la bahía San Jorge.**

El análisis de varianza aplicado a los datos anuales de contenido de metales mostró diferencias significativas en todos los casos, lo que sugiere una alta variabilidad de este factor, siendo difícil establecer un patrón anual de comportamiento. Esto refuerza la idea de que es necesario

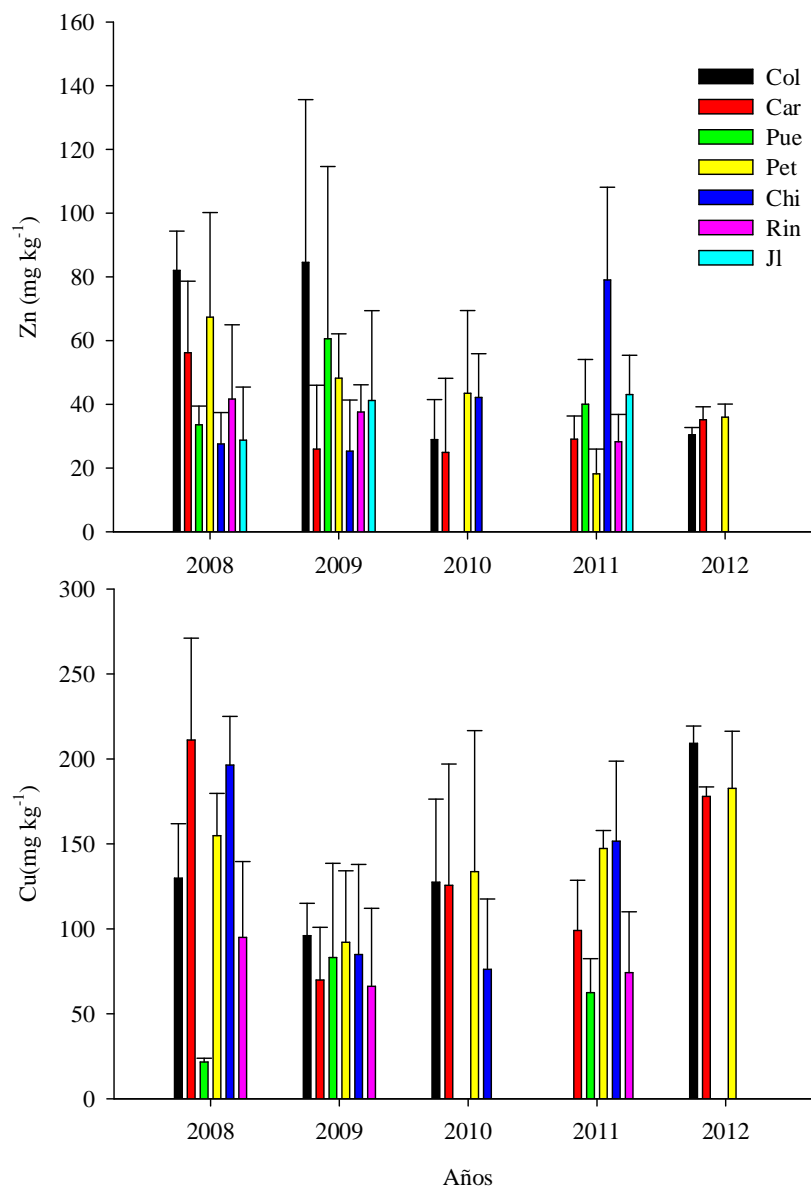


mantener el trabajo de muestreo y análisis de esta matriz ambiental a fin de determinar tendencias que emerjan en diferentes escalas de tiempo.

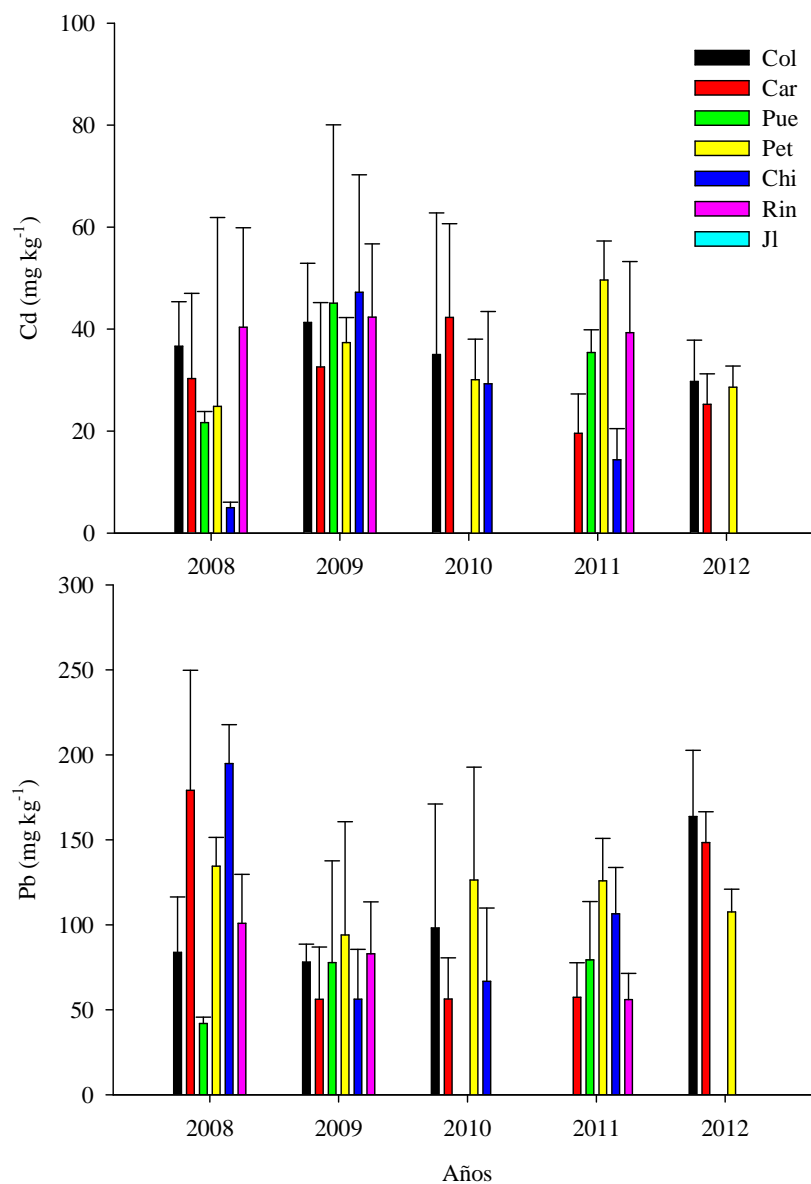
**Tabla VII.5: ANDEVA para el contenido de metales por año de muestreo en la bahía San Jorge. Nivel de significancia  $p < 0,05$ .**

	Zn	Cu	Cd	Pb	Fe	Al	Ni	V
<i>F</i>	2	11,36	4,11	6,95	11,36	8,87	7,11	10,36
<i>p</i>	0,114	<b>0,001</b>	<b>0,007</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,002</b>	<b>0,001</b>

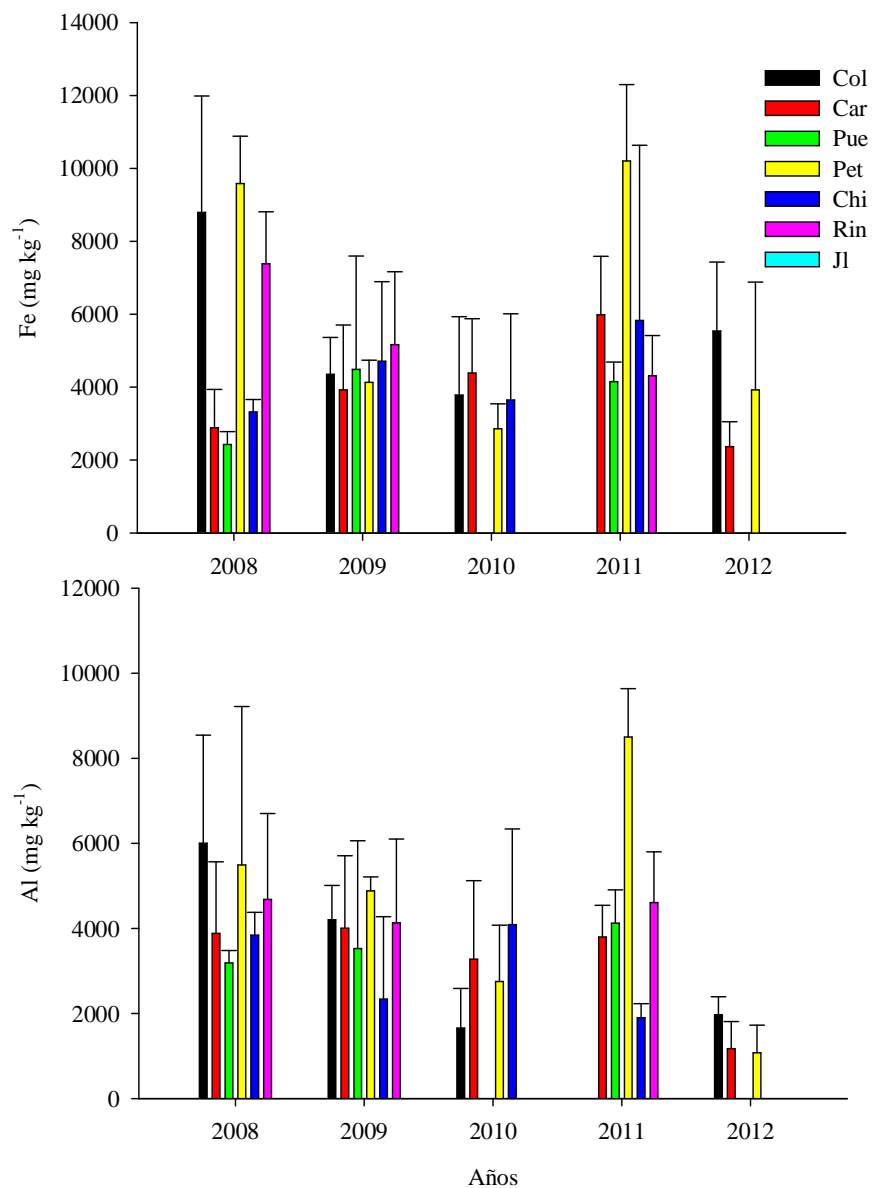
La distribución de metales en los 7 sectores estudiados en la bahía San Jorge muestra una alta variabilidad interanual, lo que dificulta identificar un patrón espacial permanente dentro de la bahía. En el caso del Cu y Al, los resultados muestran una zonificación durante los dos primeros años, con valores mas altos en la zona sur de la bahía, pero que luego se hace irregular hacia el final del período de muestreo (Figs. VII.16 a VII.19). En el caso del Ni y V, el primer y último año muestran una zonificación contraria con predominio de valores altos en la zona sur de la bahía y luego en la zona norte, mientras que los años intermedios los niveles de metales en los organismos intermareales se distribuyen de manera mas uniforme entre los sectores de estudio (Fig. VII.19). Para el resto de los metales, no es posible identificar un patrón en la distribución espacial dentro de la bahía.



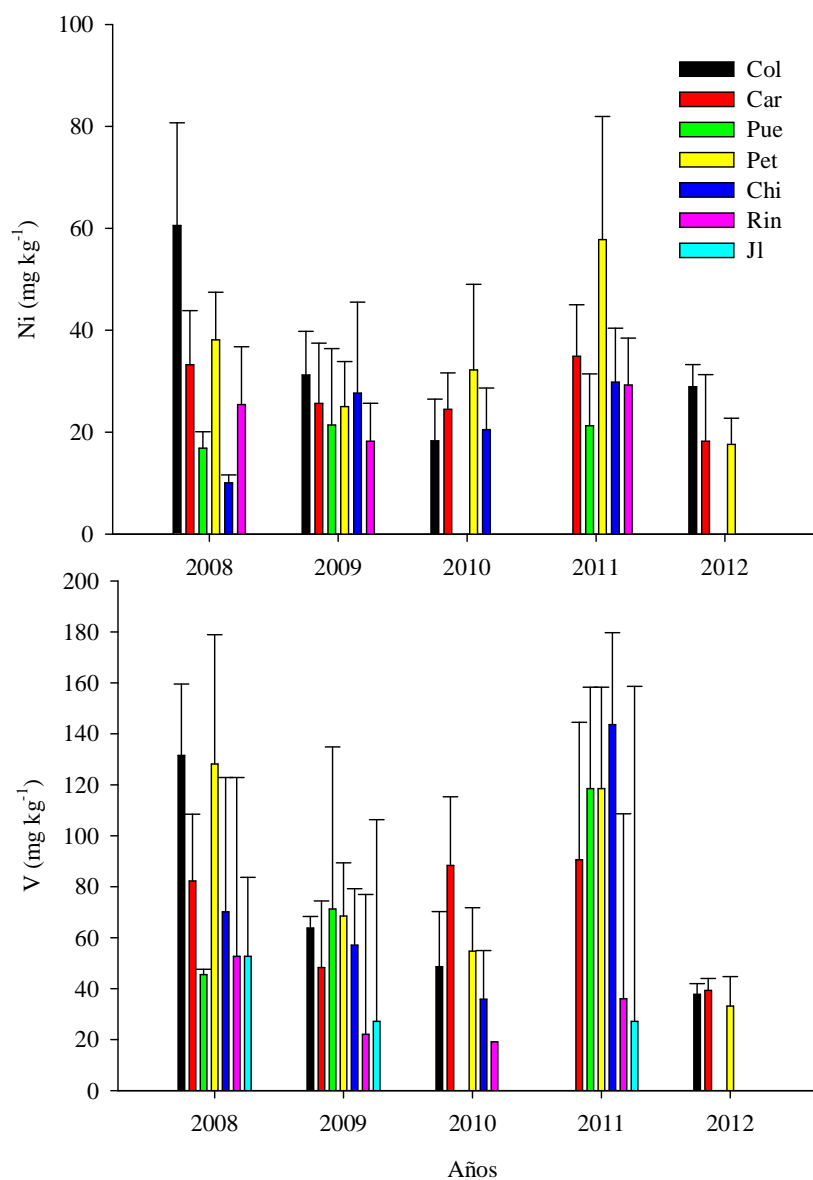
**Fig. VII.16: Media anual por sector del contenido de Zn y Cu en comunidades intermareales de la bahía San Jorge. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).**



**Fig. VII.17: Media anual por sector del contenido de Cd y Pb en comunidades intermareales de la bahía San Jorge. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).**



**Fig. VII.18: Media anual por sector del contenido de Fe y Al en comunidades intermareales de la bahía San Jorge. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).**



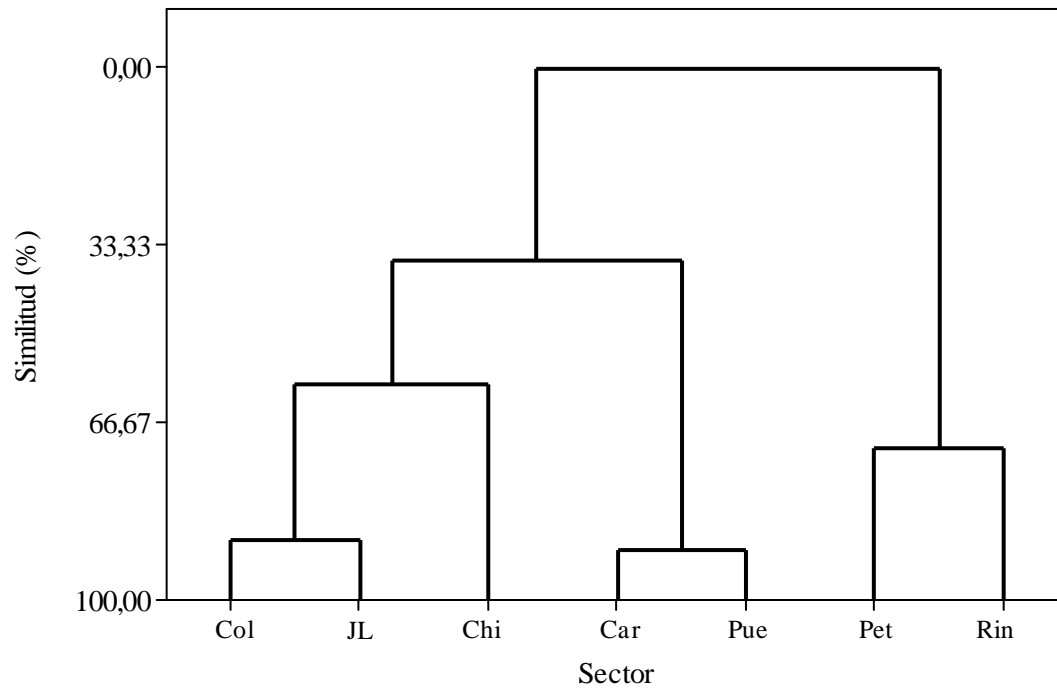
**Fig. VII.19: Media anual por sector del contenido de Ni y V en comunidades intermareales de la bahía San Jorge. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).**

El análisis de varianza aplicado a los datos de contenido de metales separados por sector mostró diferencias significativas en todos los casos, excepto para el Fe y el V (Tabla VII.6). Esta situación sugiere una alta variabilidad espacial en la distribución de metales en los

organismos del sistema intermareal. Sin embargo, el análisis de Cluster aplicado a estos resultados mostró que es posible establecer una cierta asociación entre los sectores de estudio. Así, el dendrograma resultante (Fig. VII.20) evidencia que los extremos de la bahía, Coloso y Juan López, presentan condiciones similares en cuanto al contenido de metales en las comunidades intermareales, las cuales son diferentes de la agrupación Qda. Carrizo-Puerto y Petroleras-La Rinconada. La Chimba emerge como un sector diferente del resto de la bahía.

**Tabla VII. 6: ANDEVA para el contenido de metales por sector de muestreo en la bahía San Jorge. Nivel de significancia  $p < 0,05$ .**

	Zn	Cu	Cd	Pb	Fe	Al	Ni	V
<i>F</i>	2,85	5,19	3,02	4,05	1,63	2,62	3,62	0,72
<i>p</i>	<b>0,011</b>	<b>0,001</b>	<b>0,007</b>	<b>0,001</b>	0,14	<b>0,018</b>	<b>0,002</b>	0,633



**Fig. VII.20: Dendrograma de similitud entre los sectores estudiados en la bahía San Jorge, sobre la base del contenido de metales en organismos intermareales. Col es Coloso, Car es Carrizo, Pue es Puerto Antofagasta, Pet es Petroleras, Chi es La Chimba, Rin es La Rinconada, JL es Juan López y PUE75 es Centro de bahía San Jorge (ver ubicación en Fig I.2).**

## **VIII. PLAN DE GESTIÓN AMBIENTAL INTEGRAL DE LA BAHÍA SAN JORGE**

Este Plan de Gestión Ambiental está diseñado en función de la integración de los resultados del proyecto y de algunos aspectos teóricos que normalmente son utilizados para este tipo de análisis. Se persigue con esta iniciativa involucrar los diferentes actores sociales de la bahía San Jorge en post de un objetivo común. Así, se consideran tres actores relevantes: las Universidades, los Servicios Públicos y la Empresa, todos los cuales deben actuar de manera coordinada e informada. Esto se enmarca dentro de la modalidad de gestión que actualmente se impone en la administración pública relacionada con las temáticas ambientales.

En este marco, generalmente la transferencia del conocimiento científico hacia la comunidad es un tema complicado pues el lenguaje de la ciencia resulta demasiado técnico para la ciudadanía. Esta brecha genera un distanciamiento entre la actividad científica y la comunidad, lo cual resulta un contrasentido toda vez que la investigación debe ayudar a solucionar los problemas de desarrollo de la sociedad. La carencia de información técnico-científicos, generalmente dificulta la evaluación de los proyectos y la toma de decisiones por parte de las autoridades, mientras que en el sector privado muchas veces se limitan las oportunidades de negocio debido a una falta de comunicación clara con las autoridades responsables de las temáticas ambientales, lo que eventualmente puede derivar en prácticas productivas poco conciliadoras con el cuidado del entorno. Los legítimos derechos de ambas partes (aplicación de exigencias ambientales en el primer caso, y desarrollo económico, en el segundo) se ven entorpecidos y confrontados simplemente por la falta de conocimiento respecto de los sistemas naturales en donde sus actividades están centradas. En consecuencia, es claro que estos tres actores deben aunar esfuerzos y promover un trabajo conjunto aportando cada uno, voluntad para conciliar los diversos intereses y definir objetivos conjuntos que nos permitan aportar al desarrollo económico y social de una comunidad.

El trabajo conjunto entre los servicios públicos, los empresarios y los científicos respecto de temáticas relacionadas con el desarrollo social y la calidad de vida de una comunidad es una forma innovadora de enfrentar temáticas ambientales de mutuo interés. Por una parte el trabajo científico se preocupa de generar conocimiento de calidad, asesorar y apoyar la gestión pública y privada, por otro lado, los representantes del gobierno en sus diferentes niveles, utilizan este conocimiento para optimizar su labor, sustentar técnicamente sus planes y



programas de desarrollo, informar oportunamente a la comunidad, y gestionar las medidas necesarias para corregir y reorientar las actividades sociales y productivas bajo su administración. El sector privado, por su parte, utiliza este conocimiento para optimizar sus procesos productivos haciéndolos económica y ambientalmente sustentables, cumplir con la legislación respectiva y ampliar su capacidad productiva identificando nuevas oportunidades de negocios.

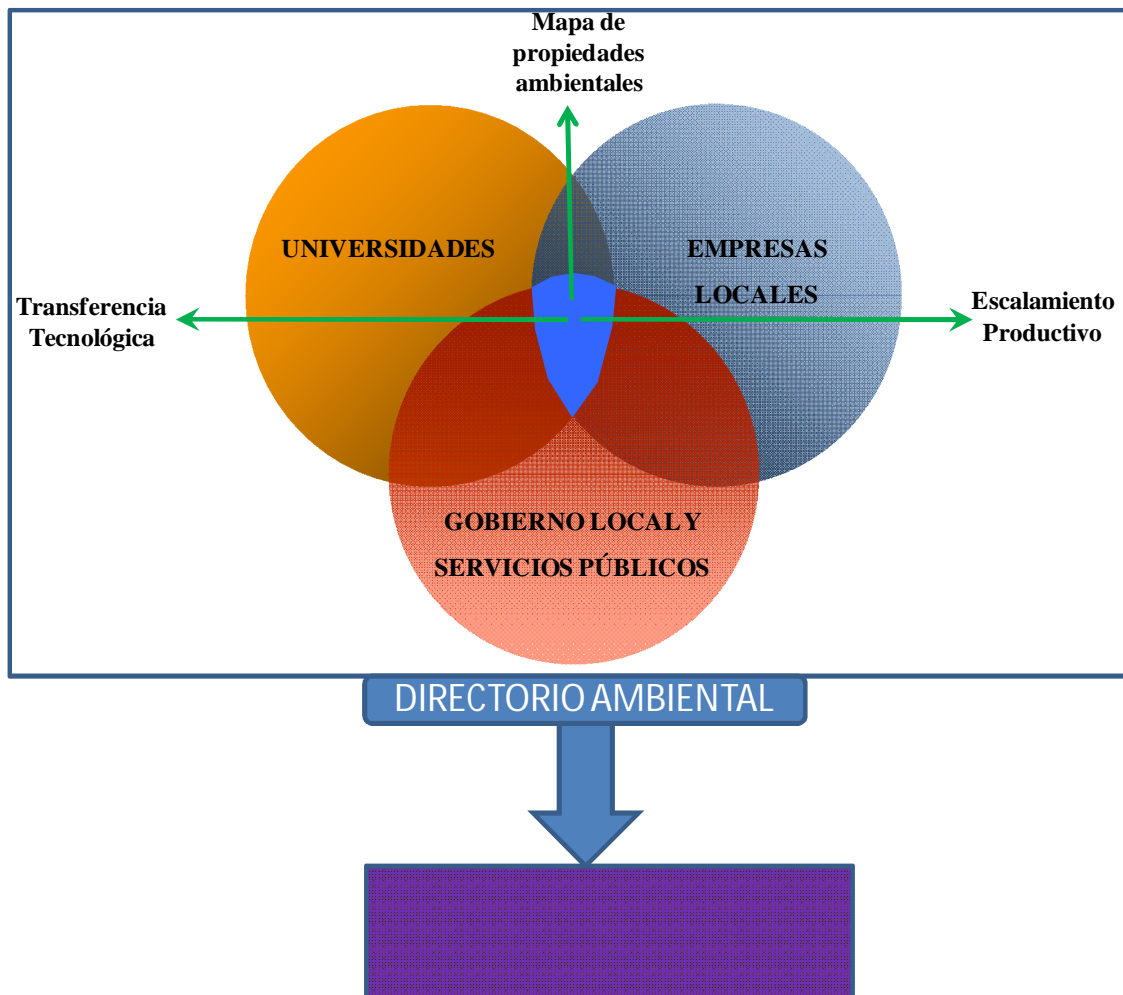
Todas estas consideraciones son integradas en una nueva forma de sustentar la actividad productiva y gestión pública, cual es la Evaluación Ambiental Estratégica (EAE). El término EAE se aplica al proceso formal y sistemático de incorporar consideraciones ambientales en el nivel pre proyecto de la toma de decisiones. En otras palabras, la EAE es el proceso de evaluación de Políticas, Planes y Programas, llevado a cabo para asegurar que las consecuencias ambientales de dichos instrumentos sean consideradas en el proceso de toma de decisiones, en conjunto con las consideraciones de orden económico y social. La EAE tiene como propósito de superar ciertas limitaciones propias de la evaluación de proyectos, como es la dificultad para internalizar los impactos acumulativos y sinérgicos que genera la ejecución de conjunta de diversos proyectos. Asimismo, la evaluación de proyectos, al menos en Chile, se suscita luego de haber seleccionado el lugar de emplazamiento del proyecto, circunstancia que no permite evaluar alternativas de localización en función de la sustentabilidad ambiental que dichas localizaciones representan. Al igual que la evaluación de impacto ambiental de proyectos o actividades, la EAE es un instrumento preventivo y por lo mismo, de creciente importancia cuando se postula un desarrollo sostenible. Esta forma de gestión tiene importantes aplicaciones en la actividad pública y privada, ayudando a mejorar en entendimiento entre ambas partes.

Esta forma de gestión asume que las potencialidades productivas de los ambientes costeros marinos necesariamente están delimitadas por sus características naturales y grado de intervención antrópica, de manera tal que conocer el estado de salud ambiental de estos ecosistemas permite proyectar en forma mas eficiente los recursos y actividades tendientes a generar un mayor nivel de producción de una determinada comuna, buscar alternativas de uso de estos ambientes, y diseñar estrategias de remediación y compensación.

En términos globales, este plan de Gestión permitirá al gobierno local y servicios públicos disponer de información útil para diseñar sus políticas de desarrollo, optimizar la

reglamentación ambiental vigente, y contar con un plan de contingencia frente a eventuales emergencias ambientales. Por su parte, el sector industrial potenciará su imagen de respeto y preocupación por el entorno natural, evaluará nuevas oportunidades de negocio, y eventualmente, disminuirá costos por compromisos ambientales al cumplir dichas exigencias bajo una estrategia de mayor eficiencia.

Este Plan de Gestión debe considerar, a lo menos, los siguientes aspectos y vinculaciones indicadas en la Fig. VIII.1. Aquí, se reconoce que los actores principales en la ejecución de este plan son los centros de investigación locales (actualmente las dos Universidades del Consejo de Rectores localizadas en la ciudad de Antofagasta), el Gobierno Regional y local y los Servicios Públicos con competencia en temáticas ambientales (SEREMI del Medio Ambiente, SEA, Gobernación Marítima, SERNAPESCA, SEREMI de Salud, etc) y las Empresas localizadas en el borde costero con injerencia en el ambiente marino. Todos estos actores tienen, dentro de su quehacer, un área de interés común que da origen a este Plan de Gestión, y que los compromete, por diferentes motivos mencionados anteriormente, con la buena ejecución de dicho Plan. De esta manera, en esta zona de interés común surgen actividades primordiales que hacen parte de este plan las que en conjunto justifican la generación de una iniciativa práctica que permita el trabajo técnico y científico tendiente a promover el desarrollo sustentable de la bahía San Jorge. Adicionalmente, se debe conformar un Directorio Ambiental que sea la instancia de coordinación e integración de los actores primordiales en temáticas ambientales en la bahía San Jorge.



**Fig. VIII.1: Esquema de funcionamiento del Plan de Gestión Ambiental de la bahía San Jorge.**

VIII.1. Mapa de propiedades ambientales: esta etapa corresponde a la evaluación de las propiedades ecosistémicas de la bahía San Jorge, realizada sobre la base de la integración de la información generada en el proyecto, y analizada en las 3 principales matrices ambientales (agua, sedimentos, comunidades biológicas). Esta información es integrada en esta etapa con el fin de identificar las diferentes zonas y sensibilidades dentro de la bahía que deben ser evaluadas permanentemente con el fin de monitorear las propiedades de la bahía, y sus eventuales cambios derivados de factores naturales (i.e. ENOS) o antrópicos (desarrollo de nuevas industrias, emergencias ambientales, etc.). El análisis multivariado dentro de cada

matriz ambiental permite identificar en cada caso tres zonas dentro de la bahía, los cuales integran diferentes sectores de estudio, dependiendo de la matriz considerada. En el caso de los sedimentos, claramente la zona costera puede dividirse en dos; una zona sur que incluye los sectores con actividad industrial y pesquera artesanal, y una zona norte caracterizada por actividad pesquera artesanal y recreacional. La zona media de la bahía corresponde a un ambiente submareal profundo (entre 20 y 100 m) en donde las características de los sedimentos están determinadas por la masa de agua en contacto con el piso marino, siendo la baja disponibilidad de oxígeno disuelto el principal factor que la diferencia de la zona más somera (Fig. VIII.2). El resto de las zonaciones presenta áreas intercaladas pero siempre en un número de 3 tipos diferentes. En la matriz agua destaca la zona del puerto (costa y centro de la bahía) como una unidad diferenciada notoriamente del resto, mientras que al considerar las comunidades microbiológicas (coliformes totales, en este caso) se observan la zona de Juan López y Rinconada como una unidad que se diferencia del resto de la bahía, en donde se intercalan los otros dos tipos de agrupaciones (Fig. VIII.2). Finalmente en el caso de las comunidades macrobentónicas hay una amplia zona desde Qda. Carrizo hasta las Petroleras, y sectores intercalados pero de características comunes correspondientes a Coloso, La Chimba y Juan López (Fig. VIII.2).

La propuesta final de zonificación corresponde a un modelo conceptual generado a partir de los resultados de cada una de las matrices analizadas, particularmente los análisis multivariados los cuales permiten identificar diferencias y semejanzas entre las zonas de estudio. Esta aproximación corresponde a una adaptación de la teoría coremática (R. Brunet) utilizada comúnmente en cartografía y estudios de planificación territorial. Básicamente corresponde a una abstracción de la realidad y a una selección de los aspectos más relevantes que permiten identificar características geográficas comunes dentro de un espacio físico.

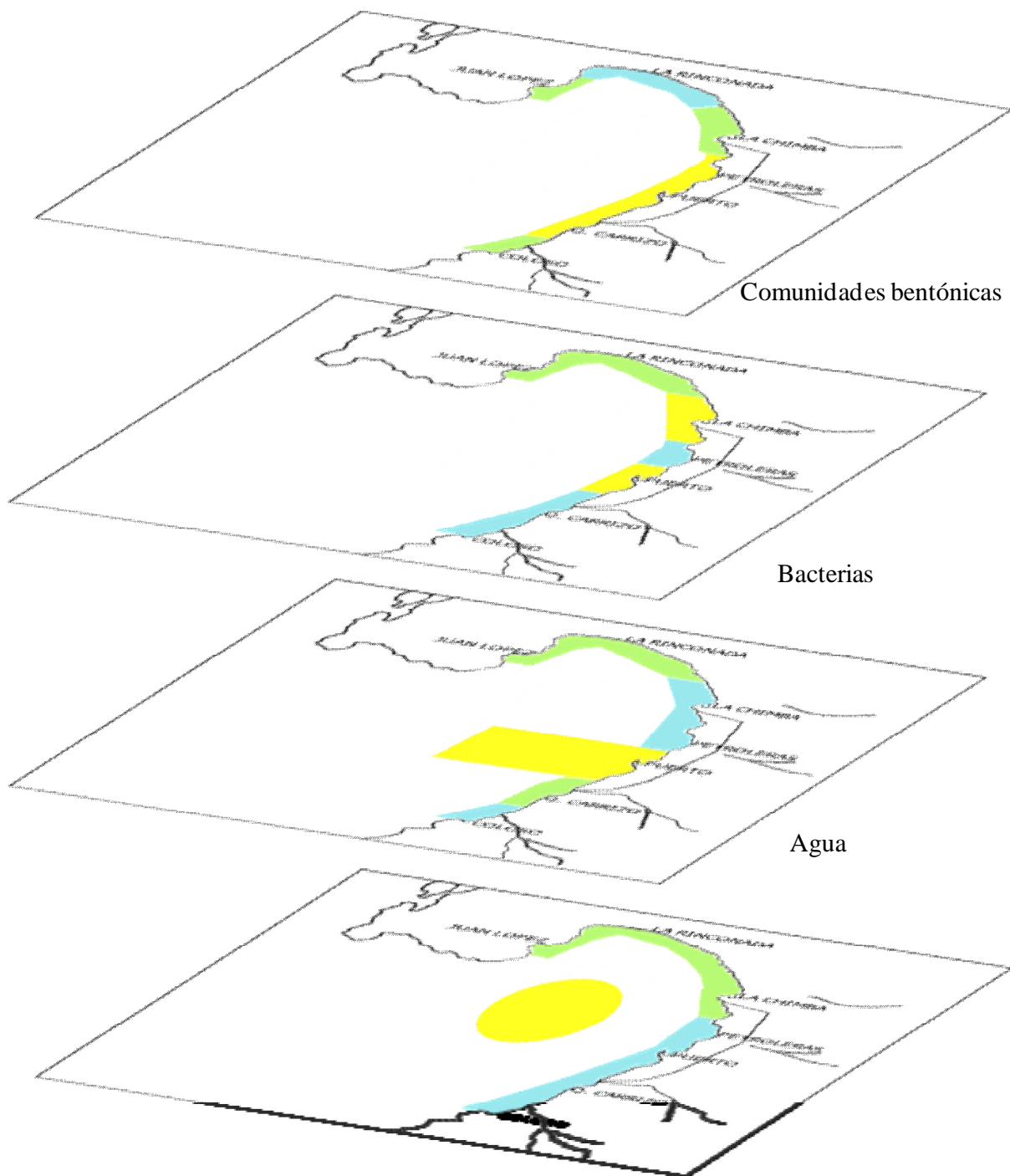
Así, dado que cada matriz presentó una zonificación determinada por dichas propiedades, al momento de integrarlas, se puede obtener un mapa de zonas prioritarias de análisis y seguimiento ambiental (Fig. VIII.2; Tabla VIII.1). En esta propuesta se han considerado los resultados del presente proyecto así como las características de ocupación y uso del borde costero, tanto históricas como las proyectadas. Al sur de la bahía se identifica una Zona Industrial Portuaria que va desde Coloso hasta Las Petroleras, en donde se concentra la mayor presión antrópica sobre el medio marino. Luego se ubica una Zona Residencial e Industrial

correspondiente a La Chimba, sector en donde está proyectado un importante crecimiento habitacional, y punto de ubicación de la planta desaladora de aguas. En el extremo norte de la bahía se define una Zona de Reserva Marina, área protegida que está libre de intervención antrópica directa, pero que dado el patrón de circulación, es receptora de todo tipo de desechos flotantes liberados en distintos puntos de la bahía. Finalmente se encuentra la Zona Recreacional y Turística correspondiente a Juan López, en donde es esperable un efecto antrópico diferente al resto de la bahía. Es importante indicar que en todas las zonas identificadas se realizan actividades de pesca artesana (extracción de recursos bentónicos), de manera que este es un factor que debe ser considerado en la aplicación final de cualquier Plan de Gestión de la bahía.

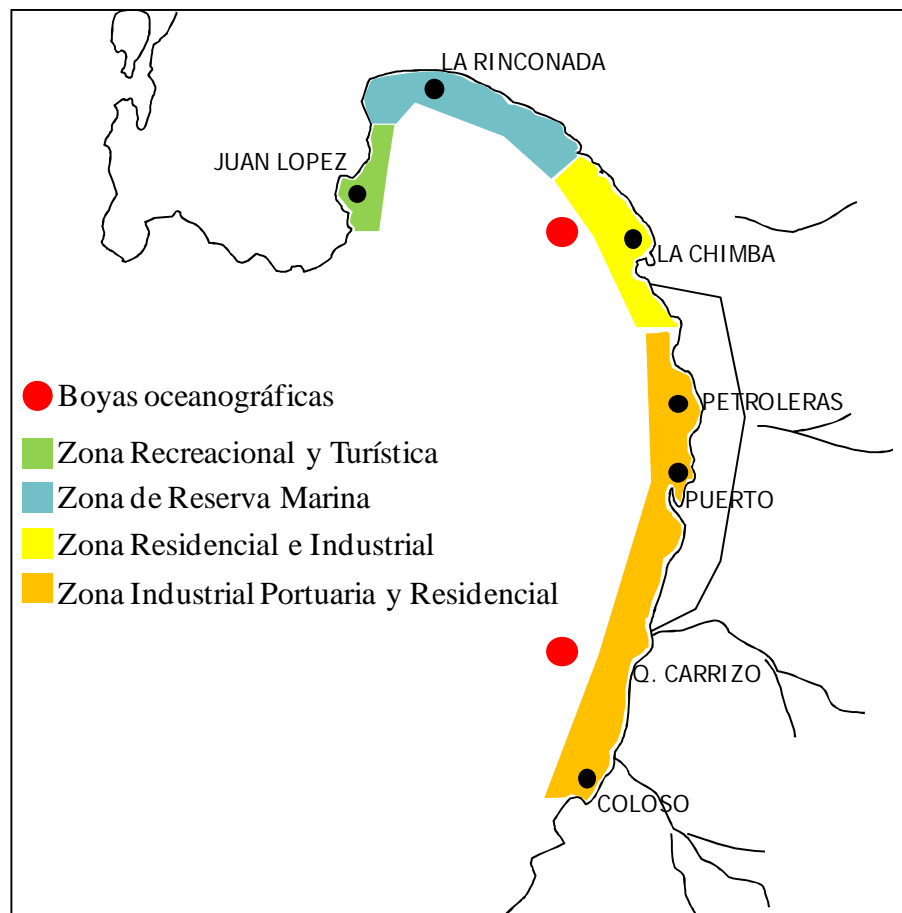
Esta información debe ser cruzada con aquella que se desprenda del trabajo realizado por el Gobierno local y los servicios públicos relacionado con la macrozonificación del borde costero de la bahía San Jorge, a fin de disponer de antecedentes sólidos que den mayor sustento técnico y científico a dicha iniciativa.

**Tabla VIII.1: Coordenadas de boyas oceanográficas y las zonas propuestas en el Plan de Gestión Ambiental de la bahía San Jorge. En el segundo caso se dan las coordenadas de latitud sur, sobre la línea de costa.**

Boyas/Zona	Coordenadas
Boya 1	23°40'47'' Lat. S – 70°26'21'' Long O
Boya 2	23°32'16'' Lat. S – 70°27'01'' Long O
Industrial y Portuaria	23°42'11'' Lat. S a 23°35'09'' Lat. S
Industrial y Residencial	23°35'09'' Lat. S a 23°31'15'' Lat. S
Reserva marina	23°31'15'' Lat. S a 23°28'21'' Lat. S
Recreacional y turística	23°28'21'' Lat. S a 23°32'17'' Lat. S



**Fig. VIII.2:** Superposición esquemática de las agrupaciones espaciales identificadas en cada una de las matrices ambientales estudiadas en la bahía San Jorge. Dentro de cada mapa los colores identifican los sectores con propiedades y características similares. Esquemas desprendidos del análisis multivariado descrito en cada capítulo.



**Fig. VIII.3: Propuesta de zonificación ambiental para la bahía San Jorge. Los puntos rojos indican la localización sugerida de las boyas oceanográficas.**

VIII.2. Transferencia tecnológica: Los mecanismos de transferencia hacia los diferentes actores involucrados en el presente proyecto (servicios públicos, gobierno local, empresarios, etc.) contenidos en el plan de ordenamiento ambiental de la bahía de Antofagasta se detallarán a continuación:

- Gobierno Local y Servicios Públicos

La información científica contenida en el plan de ordenamiento ambiental será traducida a un lenguaje idóneo para cada usuario (p.e. cartas temáticas de uso del borde costero MAS COMPRENSIBLE) para que el gobierno y los servicios públicos anexos puedan ejecutar eficientemente sus políticas de desarrollo socio – económico sustentable. Dentro de estas destacan: (a) estado de salud o calidad de la bahía y (b) plan de contingencia frente a eventuales emergencias ambientales.

- Sector Industrial y Empresarial

El incremento de nuestra capacidad de entendimiento de los procesos que operan en la bahía de Antofagasta –apoyados en la información global obtenida y en el plan de ordenamiento ambiental- permitirá identificar potenciales usos, optimizar las actuales actividades y el desarrollo de nuevas oportunidades de negocio. Dentro de las cuales se pueden mencionar: (a) áreas de uso turístico y recreacionales, (b) promoción de medidas compensatorias como es la construcción de sistemas ecológicos artificiales (arrecifes) que demuestren la preocupación del sector privado por la protección del entorno natural, (c) reducción de costos mediante la aplicación de un plan de monitoreo unificado y holístico de la bahía, y (d) sectores productivos aptos para maricultura.

- Ciudadanía de Antofagasta

La información obtenida del proyecto será traducida a un lenguaje de simple comprensión para ser transmitido hacia la ciudadanía de Antofagasta a través de la realización de encuentros con las principales organizaciones representativas de la comunidad, así como la distribución de información en archivos computacionales que sean de utilidad para la comunidad estudiantil de Antofagasta.

VIII.3. Continuidad y escalamiento de la transferencia tecnológica: Uno de los mecanismos que permitirían dar continuidad y al mismo tiempo escalar la transferencia tecnológica de los resultados del presente proyecto, estaría dada principalmente por el posicionamiento que la Universidad de Antofagasta lograría en esta bahía. La relevancia de este hito constituiría un gran beneficio para el bien público debido a que no existe posicionamiento alguno de la



academia en términos científicos que contribuya al desarrollo de la comuna de Antofagasta, basado en un contexto de crecimiento sustentable.

La obtención de la información global, cartas de circulación de la bahía y principalmente la generación de una capacidad analítica basado en estudios científicos de rigurosidad, permitiría la generación de un centro de documentación y transferencia de información que asuma, entre otros aspectos, el seguimiento permanente de las condiciones ambientales de la bahía, dentro del cual la aplicación de un monitoreo unificado constituye un atractivo económico para el sector privado. Este centro se materializaría con el aporte del sector universitario, gobierno local y el sector privado, recurriendo a recursos públicos disponibles para tales fines (ej: FONTEC, Línea 2; INNOVA de infraestructura tecnológica, FONDEF. Etc.).

Como resultado de todo lo anterior, emergerían nuevas potencialidades comerciales y de negocios, utilizando el encadenamiento productivo que está desarrollando el sector privado en Antofagasta.

La participación activa de la academia, mediante este centro tecnológico, garantizará la autonomía e independencia de los resultados científicos asegurando la fidelidad suficiente para que los servicios públicos competentes re-diseñen las estrategias más adecuadas de control y fiscalización ambiental para la bahía de Antofagasta.

VIII.4. Directorio Ambiental: esta instancia corresponde a una mesa de trabajo en donde participan representantes de los tres actores principales identificados en el punto VII.1, esto es; Universidad, Gobierno y Empresa. En esta instancia se tratarán los temas relacionados con el funcionamiento del Observatorio Científico, las contingencias ambientales, y cualquier otro tema que involucre el uso de la bahía San Jorge en actividades productivas y de recreación.

VIII.5. Observatorio Científico de la bahía San Jorge: Esta unidad tiene por objetivo desarrollar los planes de monitoreo y evaluación permanente de las propiedades y procesos de la bahía San Jorge, detectar eventuales modificaciones de dichas propiedades, y proponer alternativas de respuesta frente a eventuales emergencias ambientales. Su trabajo debe estar basado en el monitoreo en tiempo real de diversos parámetros físico-químicos de la columna de agua, mediante la instalación de a lo menos dos boyas oceanográficas en la bahía, una en el

sector de Coloso y otra cercana a la Chimba (Tabla VIII.1). Dichas boyas deben tener perfiladores de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, pH, turbidez y clorofila *a*. Además debe contar con un sistema de medición de corrientes (ADCP), trampas de sedimento para coleccionar material particulado en la columna de agua y una estación meteorológica. Toda la información debe ser transmitida en tiempo real a una central informática de colecta y procesamiento de información, localizado en una Unidad definida por los administradores de este Plan de Gestión.

Se propone que como parte del trabajo de este Observatorio, se realicen campañas bimensuales de colecta de muestras de agua en los sectores identificados en el mapa de propiedades ambientales de la bahía San Jorge. Adicionalmente se define un muestreo semestral de comunidades biológicas y un muestreo anual de sedimentos de fondo. Tanto la periodicidad como los sectores de muestreo pueden variar en función de las eventuales emergencias ambientales así como de otras apreciaciones técnicas de los organismos competentes y/o indicaciones contenidas en la legislación vigente.

Se sugiere que como una medida que permita dar continuidad al trabajo realizado durante este proyecto, todos los métodos de muestreo, análisis de laboratorio y análisis de información sean equivalentes a los utilizados durante estos años. El detalle de estos métodos está contenido en el informe N°1 del año 2007.

Los análisis de estas muestras serán realizados en Laboratorios Certificados a fin de mantener la rigurosidad y calidad de los resultados.

Este Observatorio actuará como un ente consultor del Comité Ambiental, asesorándolo en diferentes temas ambientales relacionados con el manejo sustentable de la bahía San Jorge.

Se debe considerar que este Plan de Gestión debe ser contrastado con el Plan de Ordenamiento Territorial de la ciudad de Antofagasta y con el Plan de Uso del Borde Costero a fin de identificar factores comunes que ameriten ajustes a la propuesta.

## IX. CONCLUSIONES GENERALES DEL PROYECTO

El presente estudio desarrollado en la bahía San Jorge durante 4 años, ha permitido levantar una gran cantidad de información científica para evaluar, por primera vez, las condiciones de salud ambiental de este sistema. Esta evaluación se ha realizado sobre la base del análisis e integración de las tres principales matrices ambientales; sedimentos, agua y comunidades biológicas. Todas estas matrices fueron analizadas aplicando sistemáticamente la misma metodología de muestreo, análisis e interpretación de resultados, de manera que son perfectamente comparables entre sí. Adicionalmente, y dependiendo de la naturaleza de los datos, se aplicaron normas de calidad ambiental para evaluar las condiciones de intervención y las potencialidades de usos de este sistema costero.

Las conclusiones más importantes desprendidas de este estudio se listan a continuación, las cuales son discutidas en extenso dentro de los capítulos respectivos:

1. De acuerdo a este estudio se aprecia que la circulación a nivel de mediciones de velocidades instantáneas en los niveles de estudio resulta en direcciones diversas que fluctúan entre la dirección NW y S.
2. La forzante del viento es de carácter pulsátil diario y de dirección S y SW preferentemente durante el medio día y la tarde, la cual estaría generando un apilamiento de agua en el sector norte y noreste de la bahía
3. La interacción de las corrientes superficiales y subsuperficiales frente a Península de Mejillones con la variabilidad estacional de la intensidad del viento favorable a la surgencia en los focos de surgencia tendría efecto en la composición de las masas de agua en la capa superficial y/o media, al interior de la Bahía San Jorge, especialmente en el predominio de Agua Superficial SubAntártica, Agua Superficial SubTropical y Agua Ecuatorial SubSuperficial.
4. Los diagramas T\_S sugieren presencia de Agua Ecuatorial SubSuperficial en la capa profunda de la bahía, lo cual podría estar indicando el ingreso de Corriente Ecuatorial SubSuperficial desde el norte y su vaciado por el sur siendo la dirección de esta corriente

también la responsable del flujo neto hacia el sur observado en este estudio y de la generación del giro ciclónico.

5. Las aguas de la bahía San Jorge son de muy buena calidad, ya que cumplen con la Norma Primaria vigente en nuestro territorio, de manera que son aptas para uso recreacional con contacto directo.
6. Respecto de la Guía para el Establecimiento de Normas Secundaria de calidad de Agua, los resultados indican que San Jorge presenta agua de clase 1, aptas para la protección de las comunidades de organismos marinos.
7. Puntualmente, se observaron evidencia de niveles de Cu, Zn y Pb en las aguas de la bahía, que si bien no sobrepasan la Norma de Calidad Primaria para Aguas Marinas y estuarinas, sugieren un aporte desde los puestos de embarque de minerales. Así, Coloso y Puerto Antofagasta, serían áreas en donde se evidencia el impacto de la actividad industrial dentro de la bahía
8. Los sedimentos de la bahía San Jorge presentan cargas importantes de metales pesados, siendo una parte de ellos consecuencia de los aportes naturales producidos en el ambiente marino. Sin embargo, existen metales como el Cu, Zn y Pb que evidencian un enriquecimiento asociado a la actividad de embarque de minerales que se desarrolla en la bahía. Los sectores que evidenciaron este enriquecimiento corresponden a Coloso Puerto Antofagasta y Petroleras.
9. El contenido de metales en los organismos bentónicos submareales e intermareales fue muy variable. Sin embargo, al igual que en el caso de los sedimentos, los sectores con concentraciones mas altas correspondieron a Coloso, Puerto Antofagasta y Las Petroleras. Se observó en algunos sectores procesos de biomacumulación de metales en diferentes especies de organismos (algunos de ellos de importancia comercial), lo que sugiere la necesidad de realizar estudios de riesgo ecológico para evaluar el real impacto sobre estas comunidades bentónicas y la salud humana.

10. La abundancia de bacterias asociadas a columna de agua como sedimentos se encuentra en los parámetros habituales reportados para sistemas marinos. Mostrando una gran variabilidad propia de sistemas biológicos.
11. Una gran fracción (90 %) de las comunidades bacterianas de vida libre y asociadas a sedimentos se encuentra en estado Viable No Cultivable (VNC).
12. Las aguas de la Bahía San Jorge en términos de coliformes totales y fecales, muestra una buena calidad, de acuerdo a la Norma de Calidad de Aguas Marinas y Estuarinas.
13. El estudio de las comunidades bentónicas de la bahía San Jorge permitió identificar un gradiente de salud ambiental que partiendo desde el más saludable queda de la siguiente forma: 1° Qda. Carrizo, 2° Puerto Antofagasta, 3° Las Petroleras, 4° La Chimba, 5° Acapulco (Juán López), 6° La Rinconada y 7° Coloso.
14. La trayectoria que mostraron los sistemas submareales bentónicos evaluada en las siete campañas de muestreos ejecutadas y basadas en el promedio global del índice W, sería posible ordenar los sectores comenzando con el más saludable: La Chimba (LCH), seguido por el sector Juan López, luego por el Puerto Antofagasta, La Rinconada, Las Petroleras, Caleta Coloso, y finalmente por el sector Quebrada Carrizo. En el caso de los sistemas submareales la intervención permanente es la pesquería de subsistencia (pequeña escala). Por esta razón, todos los sectores presentan una permanente intervención humana y las diferencias encontradas podrían ser consecuencia a la heterogeneidad natural de las comunidades, como así también al diferente atractivo que tienen los sectores para ejecutar actividades humanas (pesquería y recreación).
15. Fue posible establecer que el sistema ecológico conformado por Las Petroleras, Puerto Antofagasta y Quebrada Carrizo sería inmaduro en su grado de desarrollo y crecimiento y por lo tanto, altamente resistente a perturbaciones. Sin embargo, este estado podría ser también una consecuencia de las permanente y constantes intervenciones humanas en tales sistemas submareales. Por otro lado, el sistema conformado por los sectores La Chimba, Acapulco y Caleta Coloso presentaría grados mayores de maduración (crecimiento y desarrollo) con menos márgenes de resistir perturbaciones adicionales. A

diferencia de lo descrito para el sistema ecológico anterior, este también podría ser una consecuencia de un bajo nivel de intervención humana. En el caso del sistema La Rinconada, este presentaría estados intermedios de maduración.

16. La estimación de efectos directos e indirectos como respuesta a perturbaciones indicó que el grupo funcional de los organismos filtradores, herbívoros pequeños y los carnívoros pequeños emergen como los más sensibles, propagando los mayores cambios en las restantes variables. Esto es muy relevante pues muchas de las especies que conforman estos grupos presentan altos niveles de metales pesados en sus tejidos. Apoyados en la modelación dinámica espacial es posible establecer que ellos responderían de una manera similar si la perturbación ingresa a los sistemas a través de las especies explotadas.
17. La modelación cualitativa mostró que el grupo funcional de los pequeños carnívoros en el modelo La Rinconada, el ostión *A. purpuratus* en el modelo que agrupa a La Chimba, Acapulco y Caleta Coloso, y el alga parda *L. trabeculata* en el modelo conformado por los sectores Las Petroleras, Puerto Antofagasta y Quebrada Carrizo, presentarían una relevante función en la mantención de la estabilidad holística de los sistemas ecológicos.

## X. Bibliografía

ABDULLAH, M. I., SHIYU, Z., MOSGREN, K. 1995. Arsenic and selenium species in the oxic and anoxic waters of the Oslofjord, Norway. *Marine Pollution Bulletin* 31(3), 116 – 126.

ACOSTA V, C LODEIROS & W SENIOR. 2002. Niveles de metales pesados en sedimentos superficiales en tres zonas litorales de Venezuela. *Interciencia* 27: 686-690.

AHUMADA R. 1992. Patrones de distribución de metales traza Cr, Ni, Zn, Cu, Cd y Pb en sedimentos superficiales de la Bahía San Vicente, Chile. *Revista de Biología Marina* 272: 265-282.

AHUMADA R. 1994. Nivel de concentración e índice de bioacumulación para metales pesados en tejidos de invertebrados marinos benthicos de Bahía San Vicente, Chile. *Revista de Biología Marina* 291: 77-87.

AHUMADA R. 1995. Programa de vigilancia del contenido de metales traza As, Cd, Hg, Mo, Pb, Se, y Zn en los sedimentos marinos en Caleta Coloso. *Ciencia y Tecnología del Mar*, Número Especial: 89-100.

AHUMADA R. 1996. Concentración de metales traza, metales en sedimentos y organismos recolectados en la región norte de fiordos y canales del Sur de Chile. *Taller Resultados Crucero: CIMAR-FIORDO 1. Resúmenes Ampliados: 49-52. Comité Oceanográfico Nacional, Valparaíso.*

AHUMADA R. 1998. Metales traza en los sedimentos: Una herramienta de gestión ambiental para la Zona Costera En: D, Arcos, Ed, *Minería del cobre, ecología y ambiente costero*, pp. 297-315, Editorial Aníbal Pinto. Santiago.

ALAGARSAMY R. 2006. Distribution and seasonal variation of trace metals in surface sediments of the Madavi estuary, west coast of India. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 67: 333-339.

ALLEN K. 1971. Relation between production and biomass. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 28: 1573- 1581.

ALLDREDGE AL. SILVER ML. 1988. Characteristics , dynamics and significance of marine snow. *Prog Oceanogr* 20:41-82.

ALLDREDGE AL. GOTSCHALK C. 1990. The relative contribution of marine snow of different origin to biological processes in coastal waters. *Cont Shelf Res* 10:41-58.

ALONGI, D. BOYLE S. TIRENDE F. & PAYN C. 1996. Composition and behavior of trace metals in post-oxic sediments of the gulf of Papua, Papua New Guinea. *Estuarine Coastal Shelf Science*, 42 2

ALONSO C. CAMPANO P COLLADO I. 1988. Determinación de elementos trazas en sedimentos de la bahía San Jorge, región de Antofagasta, mediante un proceso de extracción secuencial. Resultados preliminares. V Congreso Geológico de Chile, Santiago, Tomo 2 139-156.

AQUAMBIENTE LTDA. ASESORÍAS MARÍTIMAS Y AMBIENTALES. 2006. Estudio Ambiental Marítimo, Monitoreo de columna de agua, sedimentos, ecología bentónica y aves en el sector de Punta Alcalde, Huasco, Región de Atacama.

AMANN R.I. BINDER B.J. OLSON R.J., CHISHOLM S.W. DEVEREUX R. AND BELL S & S MORSE 1999 Sustainability Indicators. Measuring the immeasurable? 1<sup>st</sup> Edition, Earthscan Publications, London, UK.

AMIARD J, A GEFFARD, C AMIARD-TRIQUET & C CROUZET. 2007. Relationship between the lability of sediment-bound metals Cd, Cu, Zn and their bioaccumulation in benthic invertebrates. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 72: 511-521.

ANKLEY G, D DI TORO, D HANSEN & W BERRY. 1996. Technical basis and proposal for deriving sediment quality criteria for metals. *Environmental Toxicology Chemistry* 15: 2056–66. ANKLEY, G.T., D.M. DI TORO, D.J. HANSEN & W.J. BERRY. 1996. Technical basis and proposal for deriving sediment quality criteria for metals. *Environ. Toxicol. Chem.*, 15: 2055-66.

ANZECC 2000. Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality. National Water Quality Management Strategy, Australian and New Zealand Environment and



Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, Canberra.

ARAYA R, TANI K, TAKAGI T, YAMAGUCHI N & NASU M. 2003. Bacterial activity and community composition in stream water and biofilm from an urban river determined by fluorescent in situ hybridization and DGGE analysis. *FEMS Microbiology Ecology*, 43 1, 111-119.

AVENDAÑO, M., CANTILLÁNEZ, M., & FORNER, J.P. 2006. Effect of immersion time of cultch on spatfall of the scallop *Argopecten purpuratus* Lamarck 1819 in the Marine

AZAM F. CHO BC. 1987. Bacterial Utilization of organic matter in the sea. In: Brock Ted Ecology of microbial communities. Cambridge University Press, Cambridge, p 261-281.

BAIRD D. & ULANOWICZ R. 1993. Comparative study on the trophic structure, cycling and ecosystem properties of four tidal estuaries. *Marine Ecology Progress Series* 99: 221-237.

BAKUN, A. 1975. Daily and Weekly Upwelling Indices, West Coast of North America, 1967-73. U.S. Dep. Commer., NOAA Technical Report, NMFS SSRF – 693, 108 pp.

BATTISTON G. DEGETTO S. GERBASI R. & SBRIGNADELLO G. 1989. Determination of sediment composition and chronology as a tool for environmental impact investigations. *Marine Chemistry* 26: 91-100.

BENOIT G. WANG E. NIEDER W. LEVANDOWSKY M. BRESLIN V. 1999. Sources and history of heavy metal contamination and sediment deposition in Tivoli south bay, Hudson river, New York. *Estuaries* 22: 167-178.

BERTOLA, G.R. 2006. Morfodinámica de playas del sudeste de la provincia de Buenos Aires 1983 a 2004. *Lat. Am. J. Sedimentol. Basin Anal.*, 13 1: 31-57.

BIRCH, G.F. & S.E. TAYLOR. 2002. Assessment of possible toxicity of contaminated sediments in Port Jackson, Sydney, Australia. *Hydrobiologia*, 472: 19-27.

BLAND J. FINLAY, STEPHEN C. MABERLY AND IAN COOPER 1997. Microbial diversity and ecosystem function. *Oikos* 80: 209-213. Copenhagen.

BLOOM, N. S., CRECELIUS, E. A. 1983. Determination of mercury in seawater at sub – nanogram per liter levels. *Marine Chemistry* 14, 49 – 59.

BOYDEN, C.R. 1977. Effect of size upon metal content of shellfish. *J. Mar. Biol. Ass.*, 5: 227-244

BRAZEIRO, A., N. ROZBACZYLO & J.M. FARIÑA. 1998. Distribución espacial de la macrofauna en una playa expuesta de Chile central: efectos de la morfodinámica intermareal. *Invest. Mar.*, 26: 119-126.

BREY T 1990 Estimating productivity of macrobenthic invertebrates from biomass and mean individual weight. *Meeresforschungs* 32: 329-343.

BRIAND F & E McCauley 1978. Cybernetic mechanisms in lake plankton systems: how to control undesirable algae. *Nature* 273: 228-230.

BROWN, A. & A. MCLACHLAN. 1990. Ecology of Sandy shores. Elsevier Science Publishers, Amsterdam, 328 pp.

BUCCOLIERI A. BUCCOLIERI G. CARDELLICCHIO N. DELL ATTI A. DI LEO A. MACI A 2006. Heavy metals in the marine sediments of Taranto Gulf Ionian Sea, Southern Italy. *Marine Chemistry* 99:227-235.

CAMUS, P.A. & Y.N. ANDRADE. 1999. Diversidad de comunidades intermareales rocosas del norte de Chile: El supuesto del enriquecimiento por efecto de la surgencia costera. *Rev. Chil. de Hist. Nat.*, 72: 389-410.

CAMUS, P.A., K. DAROCH & L.F. OPAZO. 2008. Potential for omnivory and apparent intraguild predation in rocky intertidal herbivore assemblages from northern Chile. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 361: 35-45.

CANADIAN SEDIMENT QUALITY GUIDELINES FOR THE PROTECTION OF AQUATIC LIFE: SUMMARY TABLES. UPDATED IN: CANADIAN ENVIRONMENTAL QUALITY GUIDELINES, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.

- CANTILLANEZ, M., AVENDAÑO, M., THOUZEAU, G. & LE PENNEC, M. 2005. Reproductive cycle of *Argopecten purpuratus* Bivalvia: Pectinidae in La Rinconada marine reserve Antofagasta, Chile: Reponse to environmental effects of El Niño and La Niña. *Aquaculture*, 246: 181-195.
- CARRERA M, P VALENTA, R AHUMADA & V RODRÍGUEZ. 1993. Determinación voltamétrica de metales traza en la columna de agua y sedimentos en la Bahía de Concepción. *Revista de Biología Marina* 281: 151-163.
- CASTILLA, J.C. & P.A. CAMUS. 1992. The Humboldt-El Niño scenario: coastal benthic resources and anthropogenic influences, with particular reference to the 1982/83 ENSO. *South African Journal of Marine Science*, 12: 111-119.
- CASTILLA AND JHON L. LAGLIER eds. Ediciones Universidad Católica de Chile Santiago, Chile, 2002, p 67 – 93.
- CASTILLA J C. 1983. Environmental impact in sandy beaches of copper minetailings at Chañaral, Chile. *Marine Pollution Bulletin* 14: 459-464
- CHAPMAN, M.G. & A.J. UNDERWOOD. 1994. Dispersal of the intertidal snail, *Nodilittorina pyramidalis*, in response to the topography complexity of the substratum. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 179: 145-169.
- CAUWET G. 1987 Influence of sedimentological features on the distribution of trace metals in marine sediments. *Marine Chemistry* 22: 221-234.
- CHOCAIR JORGE A. 1982. Actividad heterotrófica de Microorganismos de Sedimento y agua en Isla Iona. Columbia Británica, Canadá. *Anales Del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*
- CHO BC, AZAM F. 1988. Major role of bacteria in biogeochemical fluxes in the ocean's interior. *Nature* 332:441-443.

CHRISTENSEN V & D PAULY 1992 ECOPATH II. a software for balancing steady-state ecosystems models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling* 61, 169-185.

CHRISTENSEN V. & WALTERS C. 2004. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecological Modelling* 172: 109-139.

CLARKE K & R WARWICK 1994 Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory, National Environmental Research Council, UK.

COBELO-GARCIA A. PREGO R. 2004. Influence of point sources on trace metal contamination and distribution in a semi-enclosed industrial embayment: the Ferrol Ria NW Spain. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 60:695-703.

CONAMA. 2001. Informe Técnico DIA del proyecto “Construcción y Habilitación de Playas y piscinas Artificiales en Sector Centro, Antofagasta, II Región”.

[[http://seia.sea.gob.cl/expediente/expedientesEvaluacion.php?modo=ficha&id\\_expediente=3201](http://seia.sea.gob.cl/expediente/expedientesEvaluacion.php?modo=ficha&id_expediente=3201)]

CONAMA 2003. Proyecto definitivo de normas de calidad primaria para la protección de las aguas marinas, 20 pp.

CONNELL J. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science* 199:1302-1310.

CRUMP BC. BAROSS JA. SIMENSTAD CA. 1998. Dominance of particle-attached bacteria in the Columbia River estuary, USA. *Aquatic Microbial Ecology* 14:7-18

COOPER, K. AND REES, H. L. 2002. Review of standard operating procedures SOPs. Sci. Ser., Aquat. Environ. Prot.: Analyt. Meth., CEFAS Lowestoft, 13: 57 pp.

COSMA B, R FRACHE, F BAFFI & A DADONE. 1982. Trace metals in sediments from the Ligurian coast, Italy, *Marine Pollution Bulletin* 13: 127–132.

CUPUL MAGAÑA L.A., MOSSO ARANDA C., SÁNCHEZ ARCILLA A., SIERRA PEDRICO J.P., FERNAN ALMADA J.L., ROMERO J., FALCO S. Distribución bacteriológica en agua de mar en la Bahía Cullera, España. *Ciencias Marinas* vol. 32, Número 002. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, México pp. 311-318.

CRANE, J.L. & D.D. MACDONALD. 2003. Applications of numerical sediment quality targets for assessing sediment quality conditions in a US Great Lakes area of concern. *Environ. Manage.*, 32: 128-40.

CURRIE. L. A. 1999. Nomenclature in evaluation of analytical methods including detection and quantification capabilities IUPAC Recommendations 1995. *Analytica Chimica Acta*, 391: 105 – 126.

DASKALOV G. 2002. Overfishing drives a trophic cascade in the Black Sea. *Marine Ecology Progress Series* 225: 53-63.

DAY, R.J. 1994. Algal symbiosis in *Bunodeopsis*: Sea Anemones with “auxiliary” structures. *Biol. Bull.* 186: 182-194.

DEDINA, J., TSALEV D. L. 1995. Hydride generation atomic absorption spectrometry. Volume 130 in *Chemical Analysis: A series of Monographs on Analytical Chemistry and its Applications*, J. D. Winefordner Series Editor. Chapter 13, 308 – 350. John Wiley & Sons, Chichester, England.

DI TORO, D.M., C.S. ZARBA, D.J. HANSEN, W.J. BERRY, R.C. SWARTZ & C.E. COWAN. 1991. Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environ. Toxicol. Chem.*, 10: 1541-83.

EMERY, K. O. 1961. A simple method of measuring beach profiles. *Limnology and Oceanography*, 6: 90-93.

EGANHOUSE R. 1988. Depositional history of recent sediments from San Pedro shelf, California: Reconstruction using elemental abundance, isotopic composition and molecular markers. *Marine Chemistry*, 24: 163-191.

EPA. 1996. Method 3050B, Acid digestion of sediments, sludges, and soils. [<http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3050b.pdf>].

ESCRIBANO, R., MARÍN, V., HIDALGO, P., OLIVARES, G. 2002. Physical – biological interactions. In the pelagic Ecosystem of the Nearshore zone of the northern Humboldt Current System. . In: Castilla, J., Larger, J. Eds., The Oceanography and Ecology of the Nearshore and Bays in Chile. Universidad Católica de Chile Press, Santiago, Chile, pp 145-175.

ESCRIBANO, R., RODRIGUEZ, L., IRRIBARREN, C. 1995. Temporal variability of sea temperature in bay of Antofagasta, Northern Chile. *Estudios Oceanológicos* 14, 39-47.

ESCRIBANO, R., RODRÍGUEZ, L. 1995. Seasonal size variation and growth of *Calanus chilensis* Brodsky in northern Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 68, 373-382.

ESCRIBANO, R., HIDALGO, P. 2001. Spatial distribution of copepods in the north of the Humboldt Current region off Chile during coastal upwelling. *Journal of Marine Biology* 80: 1-8.

ESCRIBANO R. DANERI G. FARÍAS L. GALLARDO V. GONZÁLEZ H. GUTIÉRREZ D. LANGE C. MORALES C. PIZARRO O. ULLOA O. BRAUN M. 2004. Biological and chemical consequences of the 1007 – 1998 El Niño in the Chilean coastal upwelling system: a synthesis. *Deep – sea research part II*. 51: 2389-2411.

ESCRIBANO R. ROSALES S. BLANCO J.L. 2004. Understanding upwelling circulation off Antofagasta northern Chile: A three–dimensional numerical-modeling approach. *Continental Shelf Research*. 24: 37-53.

ESCRIBANO R MARÍN V. HIDALGO P. & OLIVARES G. 2002. Physical – biological interactions. In the pelagic Ecosystem of the Nearshore zone of the northern Humboldt Current System. In: The Oceanography and Ecology of the Nearshore and bays in Chile. Proceedings of the International Symposium on Linkages and Dynamics of Coastal System: Open coast and embayment. Ediciones Universidad Católica de Chile, 145-175 pp.

- ESCRIBANO R. HIDALGO P. 2001. Circulación inducida por el viento en Bahía de Antofagasta, norte de Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, Chile 36: 43-60.
- ESTELA J. M., TOMÁS, C. CLADERA, A. AND CERDÀ, V. 1995. Potentiometric stripping analysis: A review. *Crit. Rev. Anal. Chem.* 25, 91 – 141.
- FLEEGER, J.W. & J.M. GEE. 1986. Does interference competition determine the vertical distribution of meiobenthic copepods? *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 95: 173-181.
- FRENCH P. 1993. Post-industrial pollutant levels in contemporary Sven estuari intertidal desiments compared to pre-industrial levels. *Marine Pollution Bulletin* 26: 30-35.
- FUCELLA, J.E. & R.E. DOLAN. 1996. Magnitude of subaerial beach disturbance during Northeast storms. *J. Coast. Res.*, 12: 420-429.
- FUENZALIDA R., W. SCHNEIDER, J. GARCÉS-VARGAS, L. BRAVO Y C. LANGE, 2009. Vertical and horizontal extension of the oxygen minimum zone in the eastern South Pacific Ocean. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, Volume 56, Issue 16, 992-1003.
- GARDNER M. J. GUNN A. M. 1986. Optimizing precision in standard addition determination. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry* 325, 263 – 266.
- GÁSPAR, A., SÓGOR, C., POSTA, J. 1999. Possibilities for the simultaneous preconcentration and flame atomic absorption spectrometric determination of CrIII and CrVI using C18 column and sorption loop. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*, 363, 480 – 483.
- GAYANILO F, SORIANO M. & PAULY D. 1988. A draft guide to the COMPLEAT ELEFAN. ICLARM software Project 2, 65 pp.
- GENDRON, R.P. 1977. Habitat selection and migratory behaviour of the intertidal gastropod *Littorina littorea* L.. *J. Animal Ecol.*, 46: 79-92.
- GILLAN D. SPEKSNIJDER A. ZWART G. AND DE RIDDED C. 1998. *Appl. Environ. Microbiol.* 64, 3464-3472.

- GILL A. 1982. Atmosphere-Ocean Dynamics. International Geophysics Series, 30, 662 pp.
- GIL M, A TORRES & M HARVEY. 2006. Metales pesados en organismos marinos de la zona costera de la Patagonia argentina continental. *Revista Biología Marina Oceanográfica* 41: 167-176.
- GIORDANO P, L MUSMECI, L CIARALLI, P VERNILLO, J CHIRICO, N PICCIONI & S COSTATINI. 1992. Total content and sequential extractions of Hg, Cd and Pb in coastal sediments. *Marine Pollution Bulletin* 24: 350-357.
- GITELSON A.A, B. GAO, R.R. LI, S. BERDNIKOV & V. SAPRYGIN, 2011. Estimation of chlorophyll-a concentration in productive turbid Waters using a Hyperspectral Imager for the Coastal Ocean – the Azov Sea case study. *Environmental Res. Lett.* 6,1-6pp
- GONZÁLEZ H. DANERI G. FIGUEROA D. IRIARTE J.. LEFEVRE N PIZARRO G. QUIÑINES R. SOBARZO M. & TRONCOSO A. 1998. Producción Primaria y su destino en la trama trófica pelágica y océano profundo e intercambio océano-atmósfera de CO<sub>2</sub> en la zona norte de la corriente de Humboldt 23° S: posibles efectos del evento El Niño, 1997-98 en Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 71: 429-458.
- GRAHAM W & LAGLIER J. 1997. Upwelling shadows as nearshore retention sites: the example of northern Monterey Bay. *Cont. Shelf Res* 17:509-570.
- GROSSART HP, SIMON M. 1993. Limnetic macroscopic organic aggregates lake snow:abundance, characteristics, and bacterial dynamics in Lake Constance. *Limnol Oceanogr* 38:532-546.
- HELLERMAN S. & ROSENSTEIN M. 1983. Normal monthly wind stress over the world ocean with error estimates. *J. Phys. Oceanogr.*, 13, 1093-1104.
- HIDALGO GONZÁLEZ R.M. & S. ALVAREZ-BORREGO, 2008. Estructura de la columna de agua y perfiles de biomasa fitopláctónica en el Golfo de México, *Ciencias Marinas Redalyc* 34 2: 197- 212 pp.



IWAMOTO T, TANI K, NAKAMURA K, SUZUKI Y, KITAGAWA M, EGUCHI M & NASU M. 2000. Monitoring impact of in situ biostimulation treatment on groundwater bacterial community by DGGE. *FEMS Microbiology Ecology* 32:129-141.

JACKSON, R.B. & M.M. CALDWELL. 1993. Geostatistical patterns of soil heterogeneity around individual perennial plants. *J. Ecol.*, 81: 683-693.

JAMES, R.J. & P.G. FAIRWEATHER. 1996. Spatial variation of intertidal macrofauna on sandy ocean beach in Australia. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 43: 81-107.

JARAMILLO, E., A. MCLACHLAN & P. COETZEE. 1993. Intertidal zonation patterns of macroinfauna over a range of exposed sandy beaches in south-central Chile. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 101: 105-118.

JARAMILLO, E. 2001. The sand beach ecosystem of Chile. In: U. Seeliger & B. Kjerfve eds.. *Coastal marine ecosystems of Latin America. Ecological studies Vol. 144*, Berlin, pp. 219-227.

JONES, B. R., LASLETT, R. E. 1994. Methods for analysis for trace metals in marine and other samples. *Aquat. Environ. Prot.: Analyt. Meth.*, MAFF Direct. Fish. Res., Lowestoft, 11, 29 pp.

KAPLAN, D.M., LARGIER, J.L., NAVARRETE, S., GUIÑEZ, R., CASTILLA, J.C. 2003. Large diurnal temperature fluctuations in the nearshore water column. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 57: 385 - 398.

KITCHING R 1983 *Systems Ecology: an introduction to ecological modeling*. University of Queensland Press, St. Lucia, Queensland, Australia.

KONTAS A. 2006. Mercury in the Izmir Bay: An assessment of contamination. *Journal of Marine Systems* 61: 67-78.

KOTLIAR, N.B. & J.A. WIENS. 1990. Multiple scale of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. *Oikos*, 59: 253-260.

KREBS, C.J. 1989. *Ecological methodology*. Harper & Row Publishers, New York, 654 pp.

- LABAR, C., MÜLLER, R. LAMBERTS, L. 1991. Studies on film potentiometric stripping analysis: effects of electrochemical parameters. *Electrochimica Acta* 36, 2103 – 2108.
- LADAKIS, M., M. DASSENAKIS, M. SCOULLOS, C. BELIAS. 2007. The chemical behaviour of trace metals in a small, enclosed and shallow bay on the coast of Attika, Greece, *Desalination* 213, 29–37.
- LAFABRIE, C., PERGENT, G., KANTIN, R., PERGENT-MARTINI, C., GONZALEZ, J. 2007. Trace metals assessment in water, sediment, mussel and seagrass species – Validation of the use of *Posidonia oceanica* as a metal biomonitor. *Chemosphere* 68, 2033-2039.
- LATOUCHE, Y.D. & M.C. MIX. 1982. The effects of depuration, size and sex on trace metal levels in bay mussels. *Mar. Pollut. Bull.*, 131: 27-29.
- LAWS, E.A. 1981. *Aquatic Pollution. An Introductory Text.* J. Wiley and Sons, N.Y., 611 pp.
- LEE, M.R., CORREA, J.C., ZHANG, H. 2002. Effective metal concentrations in porewater and seawater labile metal concentrations associated with copper mine tailings disposal into coastal waters of the Atacama region of northern Chile. *Marine Pollution Bulletin* 44, 956–961.
- LEPEZ I, L FURET & O ARACENA. 2001. Población de *Emerita analoga* en playas Amarilla y Rinconada, Antofagasta: aspectos abióticos, bióticos y concentración de cobre. *Gayana* 651: 58-67.
- LEVINS R 1968 *Evolution in changing environments.* Princeton University Press, Princeton, NJ, USA.
- LEVINS R 1974 The qualitative analysis of partially specified systems. *Annals of New York Academic of Science* 231: 123-138
- LEVINS R 1998 *Qualitative Mathematics for Understanding, Prediction, and Intervention in Complex Ecosystems.* In: Rapport D, Costanza R, Epstein P, Gaudet C, Levins R Eds. *Ecosystem Health.* Blackwell, Inc, MA. pp. 178-204.
- LEVIN, S.A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, 73 6: 1943-1967.

LOBEL, P.B., S.P. BELKHODE, S.E. JACKSON & 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. *Mar. Biol.*, 102: 513-518.

LO COCO, F., MENOTTI, P., FIECCHI, V., CECCON, L. 2000. Determination of leadII and cadmiumII in hard and soft wheat by derivative potentiometric stripping analysis. *Analytica Chimica Acta*, 409: 93 – 98.

LO COCO, F., CECCON, L., CIRAULO, L., NOVELLI, V. 2003. Determination of cadmiumII and zincII in olive oils by derivative potentiometric stripping analysis. *Food Control* 14, 55 – 59.

LONG, E., D. MACDONALD, S. SMITH & F. CALDER. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environ. Manage.*, 19: 81-97.

LONG E, D MACDONALD, S SMITH & F CALDER. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management* 19: 81-97.

LUOMA S. 1990. Processes affecting metal concentrations in estuarine and coastal sediments. En: R. Furnes & P. Rainbow eds.. *Heavy Metals in the Marine Environment*, 225pp. CRC Press, New York.

MAANAN M. 2008. Heavy metal concentrations in marine molluscs from the Moroccan coastal region. *Environmental Pollution* 1531: 176-183.

MACDONALD, D.D., L.M. DIPINTO, J. FIELD, C.G. INGERSOLL, E.R. LONG & R.C SWARTZ. 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment effect concentrations for polychlorinated biphenyls. *Environ. Toxicol. Chem.*, 19: 1403-13.

MANN K. & KIRKMAN H. 1981. Biomass method for measuring productivity of *Ecklonia radiata*, with the potential for adaptation to other large brown algae. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 32: 297-304.

- MANZ, W. AMANN R. LUDWIG W. WAGNER M. AND SCHLEIFER K.H. 1992. Syst. Appl. Microbiol. **15**, 593-600.
- MARÍN, V. H., ESCRIBANO, R., DELGADO, L.E., OLIVARES, G. & HIDALGO, P. 2001. Nearshore circulation in a coastal upwelling site off the Northern Humboldt current system. *Continental Shelf Research*, 21: 1317 – 1329.
- MARÍN, V. H., RODRÍGUEZ, L., VALLEJO, L., FUENTESECA, J. & OYARCE, E. 1993. Efectos de la surgencia costera sobre la productividad primaria primaveral de Bahía Mejillones del Sur Antofagasta, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 66: 479 – 491.
- MAYER, H., MARCONI, O., FLORIDI, S., MONTANARI, L., FANTOZZI, P. 2003. Determination of CuII in beer by derivative potentiometric stripping analysis. *Journal of the Institute of Brewing*, 109, 4, 332 – 336, 2003.
- MCARDLE, S.B., & A. MCLACHLAN. 1991. Dynamics of the swash zone and effluent line on sandy beaches. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 76: 91-99.
- MCARDLE, S.B. & A. MCLACHLAN. 1992. Sand beach ecology: swash features relevant to the macrofauna. *J. Coast. Res.*, 8: 398-407.
- MCCREADY, S., G. BIRCH & E. LONG. 2006. Metallic and organic contaminants in sediments of Sydney Harbour, Australia and vicinity. A chemical dataset for evaluating sediment quality guideline. *Environmental International*, 32: 455-465.
- MCLACHLAN, A. 1983. Sandy beach ecology: a review. *Sandy beach as ecosystem*. McLachlan A. y T. Erasmus, Junk. The Hague, 321-380.
- MCLACHLAN, A. 1988. Behaviour adaptation of sandy beach organisms: an ecological perspective. *Behaviour adaptation to intertidal life*. Chelazzi, G. & M. Vannini, Plenum Publishing Corporation, 449-475.
- MCLACHLAN, A., A. DE RUYCK & N. HACKING. 1996. Community structure on sandy beaches: patterns of richness and zonation in relation to tide range and latitude. *Rev. Chil. de Hist. Nat.*, 69: 451-467.

MCLACHLAN, A., E. JARAMILLO, T.E. DONN & F. WESSELS. 1993. Sandy beach macrofauna communities and their control by physical environment: a geographical comparison. *J. Coast. Res.*, 15: 27-38.

MCLEAN, J.H. 1984. Systematics of *Fissurella* in the Peruvian and Magellanic Faunal Provinces Gastropoda: Prosobranchia. Natural History Museum Los Angeles County. Science Bulletin, 345: 1-70.

MEDINA, M., ANDRADE, S., FAUGERON, S., LAGOS, N., MELLA, D. CORREA, J. 2005. Biodiversity of rocky intertidal benthic communities associated with copper mine tailing discharges in northern Chile. *Marine pollution Bulletin* 50, 396-409.

MENGE B. & SUTHERLAND J. 1987. Community regulation: variation in disturbance, competition, and predation in relation to gradients of environmental stress and recruitment. *American naturalist* 130: 730-757.

MEYERSON A, G LUTHER, J KRAJEWSKI & E HIRES. 1981. Heavy metals distribution in Newark bay sediments. *Marine Pollution Bulletin* 12: 244-250

MINISTERIO DE SALUD. 2006. Reglamento sanitario de los alimentos, Dto. N°977/96, Chile: 165 pp.

MONTENEGRO, C. 2007. Efecto de la construcción de una playa artificial sobre la distribución de metales pesados, en la bahía San Jorge 23°S, Norte de Chile. Trabajo de investigación para optar al grado académico de Licenciado en Ciencias Ecológicas, Instituto de Inv. Oceanológicas, Facultad de Recursos del Mar, Universidad de Antofagasta, Antofagasta. 35 pp.

MOORE S & S RAMAMOORTHY. 1984. Heavy Metals in Natural Waters, 269pp.. Springer-Verlag, New York.

MORENO, C.A., G. ASECIO, W.E. DUARTE & V. MARÍN. 1998. Settlement of the Muricid *Concholepas concholepas*, and its relationship with El Niño and coastal upwelling in southern Chile. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 167: 171-175.

MOUNTOURIS A, E VOUTSAS & D TASSIOS. 2002. Bioconcentration of heavy metals in aquatic environments: the importance of bioavailability. *Marine Pollution Bulletin* 44: 1136-1141.

MURPHY, V., TOFAIL, S, HEGHES, H. MCLOUGHLIN, P. 2009. A novel study of hexavalent chromium detoxification by selected seaweed species using SEM-EDX and XPS analysis. *Chemical Engineering Journal* 1482-3, 425-433.

MÜLLER G. 1979. Schwermetalle in den sedimenten des Rheins-Veränderungen seit 1971. *Umschau* 79: 778-783.

MÜLLER P. 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *GeoJournal* 1969:2; 108-18.

NAVARRETE, S.A. & J.C. CASTILLA. 1990. Barnacle walls as mediators of intertidal mussel recruitment: effects of patch size on the utilization of space. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 68: 113-119.

NEGRI A. BURNS K. BOYLE S. BRINKMAN D. AND WEBSTER N. 2006. Contamination in sediments, bivalves and sponges of McMurdo Sound, Antarctica. *Environmental Pollution* 143: 456-467.

NOAA. 1999. Sediment Quality Guidelines developed for the National Status and Trends Program.

NEIRA S & ARANCIBIA H. 2004. Trophic interactions and community structure in the upwelling system off Central Chile 33-39° S. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 312: 349-366.

NORMAS CHILENAS. CALIDAD DEL AGUA. NCh 411/3. of96. Calidad del Agua – muestreo – Parte 3: Guía sobre la preservación y manejo de las muestras.

OUELLETTE, T.R. 1981. Seasonal variations of trace metals in the mussel *Mytilus californianus*. *Environ. Conserv.*, 81: 53-58.

- ODUM HT 1971 Environment, Power, and Society. John Wiley & Sons, NY, USA.
- OLIVARES J & C RUIZ. 1991. Metales en traza en sedimentos de la IV Región, Coquimbo, Chile. En: Escobar J.J. ed.. Memorias del Primer Seminario Internacional sobre Investigación y Vigilancia de la Contaminación Marina en el Pacífico Sudeste, pp. 34-35. CPPS, Santiago.
- OLIVEIRA E. C. Y E. SAR EDS., Universidad de Concepción, Concepción, Chile, 375-386pp.
- ORREN, M.J., G. EAGLE, H.F.K. O'HENNING & A. GREEN. 1980. Variations in trace metals content of the mussel *Choromytilus meridionalis* Kr with season and sex. Mar. Pollut. Bull., 11: 253-257
- ORTIZ M 2002 Optimum sample size to detect perturbation effects: the importance of statistical power analysis – A critique. *P.S.Z.N.: Marine Ecology* 231: 1-9.
- ORTIZ M 2003 Qualitative modelling of the kelp forest of *Lessonia nigrescens* Bory Laminariales: Phaeophyta in eulittoral marine ecosystems of the south-east Pacific: an approach to management plan assessment. *Aquaculture* 220: 423-436
- ORTIZ M 2008a The effect of a crab predator *Cancer porteri* on secondary producers versus ecological model predictions in Tongoy Bay SE Pacific coast: implications to management and fisheries. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 18: 923-929.
- ORTIZ M 2008b Mass balanced and dynamic simulations of trophic models of kelp ecosystems near the Mejillones Peninsula of northern Chile SE Pacific: comparative network structure and assessment of harvest strategies. *Ecological Modelling* 216: 31-46.
- ORTIZ M & M WOLFF 2002a. Trophic models of four benthic communities in Tongoy Bay Chile: comparative analysis and assessment of management strategies. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 2682: 205-235.
- ORTIZ M & M WOLFF 2002b. Dynamical simulation of mass-balance trophic models for benthic communities of north-central Chile: assessment of resilience time under alternative management scenarios. *Ecological Modelling* 1483: 277-291.
- ORTIZ M & M WOLFF 2002c. Spatially explicit trophic modelling of a harvested benthic ecosystem in Tongoy Bay central northern Chile. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 12: 601-618.

ORTIZ M & M WOLFF 2002d Application of loop analysis to benthic systems in northern Chile for the elaboration of sustainable management strategies. *Marine Ecology Progress Series* 242: 15-27.

ORTIZ M & W STOTZ 2007 Ecological and eco-social models for the introduction of the abalone *Haliotis discus hannai* into benthic systems of north-central Chile: sustainability assessment. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 17: 89-105

ORTIZ M, JESSE S, STOTZ W & M WOLFF 2003 Feeding behaviour of the asteroid *Meyenaster gelatinosus* in response to changes in abundance of the scallop *Argopecten purpuratus* in northern Chile. *Archiv für Hydrobiologie* 157 2: 213-225.

ORTIZ M, AVENDAÑO M, CANTILLANEZ M, BERRIOS F & L CAMPOS 2010 Trophic mass balance models and dynamic simulations of benthic communities from La Rinconada Marine Reserve off northern Chile: network properties and multispecies harvest scenario assessments. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 20: 58-73

OSORIO, C. 1979. Clave para determinar algunos moluscos marinos con importancia económica en Chile. *Biol. Pesq.*, 11: 3-47.

OSTAPCZUP, P., VALENTA, P., RÜTZEL, H. W. NÜRNBERG, H. 1987. Application of differential pulse anodic stripping voltammetry to the determination of heavy metals in environmental samples. *Sci. Total Environment* 60, 1 – 16.

PALMA, A. 2008. Estudio de línea base en playa de arena en Mehuín Región de los Ríos. Informe Primera Campaña.

PALMER, M.A., P. ARENSBURGER, A.P. MARTIN & D.W. DENMAN. 1996. Disturbance and patch-specific response: the interactive effects of woody debris and floods on lotic invertebrates. *Oecologia*, 105: 247-257.

PAREDES, C. & F. CARDOSO. 2007. La Familia Calyptraeidae en el Perú Gastrópoda: CAENOGASTRÓPODA. *Rev. Perú. Biol.*, 13: 177-184.

PARKER M. 1948. Studies of British Laminariaceae: I. Growth in *Laminaria saccharina* L Lamour. *Journal of Marine Biology Association U.K.* 27: 651-709.



PATTEN B 1997 Synthesis of chaos and sustainability in a nonstationary linear dynamic model of the American black bear *Ursus americanus* Pallas in the Adirondack Mountains of New York. *Ecological Modelling* 100: 11-42.

PEMPKOVIK, J., CHIFFOLEAU, J., STANISZEWSKI, A. 2000. The vertical and horizontal distribution of selected trace metals in the Baltic Sea off Poland. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 51, 115-125.

PAULY D 1983 Length-converted catch curves. A powerful tool for fisheries research in the tropics. Part I. *ICLARM Fishbyte* 12: 9-13.

PAULY D 1984 Length-converted catch curves. A powerful tool for fisheries research in the tropics. Part II. *ICLARM Fishbyte* 21: 17-19.

PICKETT, S.T.A. & P.S. WHITE. 1985. Patch dynamics: a synthesis. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Pickett, S.T.A. & P.S. White. Academic Press Inc, New York, pp. 371-385.

PIELOU, E. C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *J. Theor. Biol.*, 13, 131-144.

PIÑONES, A., CASTILLA, J. C, GUIÑEZ, R. & LARGIER, J.L. 2007. Temperaturas superficiales en sitios cercanos a la costa en la Bahía de Antofagasta Chile y centros de surgencia adyacentes. *Ciencias Marinas*, 33 1: 37 - 48.

PLATT, T., S. SATHYENDRANATH, C.M. CAVERHILL & M. R. LEWIS, 1988. Ocean primary production and available light: further algorithms for remote sensing. *Deep Sea Res.* 35: 855-879 pp.

PONCE R. FORJA J.M. GOMEZ-PARRA A. 2000. influencia de la actividad antropogénica en la distribución vertical de Zn, Cd, Pb y Cu en agua intersticial y sedimentos marinos costeros bahía de Cádiz, SW de España. *Ciencias Marinas* 23 :479-502.

PSAROUDAKIS, S. V., EFSTATHIOU, C. E. 1989. Applicability of gallium as copper scavenger in the determination of zinc in samples of high copper content by potentiometric stripping analysis. *Analyst* 114, 25 – 28

PUCCIA CH & R LEVINS 1985 Qualitative Modeling of Complex Systems: an introduction to Loop Analysis and Time Averaging. Harvard University Press, MA, USA.

RAIMONDI, P.T. 1990. Patterns, mechanisms, consequences of variability in settlement and recruitment of intertidal barnacles. *Ecol. Monogr.*, 60: 283-309.

RAMAIAH, N. YOSHIKAWA T. AND FURUYA K. 2001. Temporal variations in transparent exopolymer particles TEP associated with diatom spring bloom in a subarctic ria in Japan. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 212: 79-88.

RENKA, R. 1998. Multivariate interpolation of large sets of scattered data. *Transaction on mathematical software.* 14 2: 139-148.

RISO, R. D., LE CORRE, P., CHAUMERY, C. J., 1997. Rapid and simultaneous analysis of trace metals Cu, Pb, and Cd in seawater by potentiometric stripping analysis. *Analytica Chimica Acta*, 351, 83 – 89.

ROBERTS, C. 1997 Ecological advice for the global fisheries crisis. *TREE* 12: 35-38.

RAMIREZ M, S MASSOLO, R FRACHE & J CORREA. 2005. Metal speciation and environmental impact on sandy beaches due to El Salvador copper mine, Chile. *Marine Pollution Bulletin* 50: 62-72

ROUGHGARDEN, J.D. 1977. Patchiness in the spacial distribution of a population caused by stochastic fluctuations in resources. *Oikos*, 29: 52-59.

RODRIGUEZ, L., ESCRIBANO, R. 1996. Bahía de Antofagasta y Bahía de Mejillones del Sur: observaciones de la temperatura, penetración de la luz, biomas y composición fitoplanctonica. *Estudios Oceanologicos* 15, 75-85.

ROMÁN, D. A. RIVERA, L. MORALES, T. ÁVILA, J., CORTÉS, P. 2003. Determination of trace elements in environmental and biological samples using improved simple introduction in flame absorption spectrometry HHPN – AAS; HHPN – FF – AAS. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 83, 327 – 341.

ROMÁN, D., RIVERA, L., MORALES, T., ÁVILA, J., CORTÉS, P. 1997. "Determinación de Se total en agua de mar sin pre concentración mediante EAAGH. Un nuevo medio para generar el hidruro". XXII Jornadas Chilenas de Química. Sociedad Chilena de Química. 190, Puyehue – Chile.

ROMERO, R. E. 1996. Implementación computarizada de un sistema electroanalítico para el desarrollo y aplicación de la técnica PSA bajo diversos modos. Tesis para optar al título de Ingeniero de Ejecución en Electrónica. Facultad de Ingeniería, Universidad de Antofagasta.

ROZBACZYLO, N. 1980. Clave para el reconocimiento de familias de anélidos poliquetos del mar chileno. Stud. Neotrop. Fauna Environ., 153-4: 167-196.

RUTLAND, J., FUENZALIDA, H., TORRES, R. Y FIGUEROA, D. 1998. Interacción océano- atmósfera en la Región de Antofagasta Chile, 23° S: Experimento DICLIMA. Revista Chilena de Historia Natural 71: 405-427.

SAAVEDRA, N. & FOPPIANO, A. J. 1992. Contribución a la cinemática del anticiclón del Pacífico Sur. Geoacta, 19: 95-110.

SALAMANCA M. CAMAÑO A. & JARA B. & T. RODRIGUEZ. 2000. Distribución de Cu, Pb y Zn en aguas costeras de bahía San Jorge en el norte de Chile. Gayana Concepc.. 64(2): 195-204.

SALAMANCA, M., B. JARA & T. RODRÍGUEZ. 2004. Niveles de CuPb y Zn en agua y *Perumytilus purpuratus* en bahía San Jorge, norte de Chile. Gayana 681: 53-62.

SALAMANCA M, L CHUECAS & F CARRASCO. 1988. Heavy metal content and ditribution in surface sediments from three areas of Chilean coast. Gayana 9: 3-16.

SALAMANCA, M., CAMAÑO, A., JARA, B., RODRIGUEZ, T. 2000. Cu, Pb and Zn distribution in nearshore waters in San Jorge Bay, northern Chile. Gayana 642, 195-204.

SCHROPP S. LEWIS F. WINDOM H. RYAN J. CALDER F. BURNEY S. 1990. Interpretacion of concentrations in estuarine sediments of Florida using aluminium as a reference element. Estuaries 13, 227-235.

SCHÄFER H. BERNARD L. COURTIES C. LEBARON P. SERVAIS P. PUKALL R. STACKEBRANDT E. TROUSSELLIER M. GUINDULAIN T. VIVES-REGO J. AND MUYZER G. 2001. Microbial community dynamics in Mediterranean nutrient-enriched seawater mesocosms: changes in the genetic diversity of bacterial populations. *FEMS Microbiol. Ecol.* **34**, pp. 243–253

SEBENS, K.P. 1976. The ecology of Caribbean Sea Panama: utilization of space on a coral reef. *Coelenterate ecology and behaviour*. G.O. Mackie ed., British Columbia, pp. 67-77.

SEBENS, K.P. 1982. Competition for space: growth rate Reproductive output and escape in size. *Amer. Nat.*, 1202. 189-197.

SELJE N. SIMON M. 2003. Composition and dynamics of particle-associated and free-living bacterial communities in the Weser estuary, Germany. *Aquat Microb Ecol.* 30: 221-236.

SHAFFER G. PIZARRO O. DJURFELD L. SALINAS S. & RUTLLANT J. 1997. Circulation and low-frequency variability near the Chilean coast: Remotely forced fluctuations during the 1991-1992 El Niño. *Journal of Physical Oceanography* 272: 217-235.

SHAHID NAEEM, DANIEL R. HAHN & GREGOR SHURMAN. 2000. Producer-decomposer co-dependency influences biodiversity effects. *Nature*, 17 February Vol 403.

SHAHIDUL, I., TANAKA, M. 2004. Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and síntesis. *Marine Pollution Bulletin* 48, 7- 8.

SHRAIM, A., CHISWELL, B., OLSZOWY, H. 1999. Speciation of arsenic by hydride generation – atomic absorption spectrometry HG – AAS in hydrochloric reaction medium. *Talanta*, 50, 1109 - 1127.

SHORT, A.D. & WRIGHT, L.D. 1983. Physical variability of sandy beaches. In: McLachlan, A. & T. Erasmus eds.. *Sandy beaches as ecosystem*. W. Junks Publishers, The Hague, pp. 133-144.

SILVA N. 1983. Masas de agua y circulación en la región norte de Chile. Latitudes 18° S - 32° S Operación oceanográfica MarChile XI- ERFEN II. Cienc. Tec. del Mar CONA 7: 47-84.

SILVA N & SIEVERS H. 1981. Masas de agua y circulación en la región de la rama costera de la corriente de Humboldt latitudes 18° S - 33° S. Operación oceanográfica MarChile X - ERFEN Y. Cien. y Tec. del Mar CONA, 5: 5-50.

SILVA C, B SMITH & P RAINBOW. 2006. Comparative biomonitors of coastal trace metal contamination in tropical South America N. Brazil. Marine Environmental Research 61: 439-455.

SIMPSON, E. H. 1949. Measurement of diversity. Nature. London, 163: 688 pp.

SOUSA, W.P. 1985. Disturbance and patch dynamics on rocky intertidal shores. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Pickett, S.T.A. & P.S. White. Academic Press Inc, New York, pp. 101-124.

SILVA N. & NESHYBA S. 1979. On the southernmost extension of the Peru-Chile Undercurrent. Deep-Sea Research, 26A: 1387-1393.

SMITH DC. SIMON M. ALLDREDGE AL. AZAM F. 1992. Intense hydrolytic enzyme activity on marine aggregates and implications for rapid particle dissolution. Nature 359:139-142

SOBARZO M. & FIGUEROA D. 2001. The physical structure of a cold filament in a Chilean upwelling zone Peninsula de Mejillones, Chile, 23° S. Deep-Sea Research 48: 2699-2726.

SPARRE, P. & VENEMA S. 1992. Introduction to tropical fish stock assessment. Part I. Manual. FAO Fisheries Technical Paper 306/1, 376 pp.

STANDARD METHODS 9221B. Standard Total Coliform Fermentation Technique. June 2003.

STRUB, P., MESIAS, J., MONTECINOS, V., RUTLLANT, J. & MARCHANT, S. 1998 Coastal oceanic circulation off western South America. In: Robinson A & K Birnk eds The Sea: 273-314. John Wiley, New York, USA.

SUMMERHAYES C. EMEIS K. ANGEL M. SMITH R. & ZEITZSCHEL B. 1995 Upwelling in the ocean: Modern Processes and Ancient Records. Environmental Sciences Research Report Es 18: 1-37.

SOBARZO, M. & FIGUEROA, D. 2001. The physical structure of a cold filament in a Chilean upwelling zone Península de Mejillones, Chile, 23°S. Deep-Sea Research I, 48, 2699-2726.

STAUBER, J.L., ANDRADE, S., RAMÍREZ, M., ADAMS, M., CORREA, J.A. 2005. Copper bioavailability in a coastal environment of Northern Chile: comparison of bioassay and analytical speciation approaches. Marine Pollution Bulletin 50, 1363–1372.

STOEPPLER, M., BUROW, M., BACKHAUS, F., NÜRBERG, H. W. 1986. Arsenic in seawater and brown algae of the Baltic and the North Sea. Marine Chemistry, 18, 321 – 334.

STRUB, P.T., MESÍAS, J., MONTECINOS, V., RUTLAND, J. & SALINAS, S. 1998. Coastal ocean circulation off western South America. En: Robinson A, K Brink eds, The Sea. The Global Coastal Ocean, 11: 273 – 313. Wiley J & Sons Inc, New York.

STAHL D.A. 1990. Appl. Environ. Microbiol. 56, 1919-1925.

SWIETLIK, R. 1998. Speciation analysis of chromium in waters. Polish Journal of Environmental Studies 75, 257 – 266.

SZEFER P. & SKWARZEC B. 1988. Distribution and possible source of some elements in the sediment cores of the southern Baltic. Marine Chemistry, 23: 109-129.

TALA F. 1999 Crecimiento, productividad y aporte de material particulado en frondas de *Lessonia trabeculata* y *Lessonia nigrescens* Laminariales, Phaeophyta. MSc. Thesis, Universidad Católica del Norte, Coquimbo, Chile, 126 pp.

TANG, A – N., JIANG, D – Q., JIANG,, Y., WANG,, S – W, YAN, X – P. 2004. Cloud point extraction for high – performance liquid chromatographic speciation of CrIII and CrVI in aqueous solutions. Journal of Chromatography, 1036, 183 – 188.

TAYLOR S. & MCLENNAN S. 1985. The continental crust: its composition and evolution. Blackwells.

THIEL, M., E. MACAYA, E. ACUÑA, W. ARNTZ, H. BASTIAS, K. BROKORDT, P.A. CAMUS, J.C. CASTILLA, L.R. CASTRO, M. CORTÉS, C.P. DUMONT, R. ESCRIBANO, M. FERNANDEZ, D.A. LANCELLOTTI, J.A. GAJARDO, C.F. GAYMER, I. GOMEZ, A.E. GONZÁLEZ, H.E. GONZALEZ, P.A. HAYE, J.E. ILLANES, J.L. IRIARTE, G. LUNA-JORQUERA, C. LUXORO, P.H. MANRIQUEZ, V. MARÍN, P. MUÑOZ, S.A. NAVARRETE, E. PEREZ, E. POULIN, J. SELLANES, A. SEPÚLVEDA, W. STOTZ, F. TALA, A. THOMAS, C.A. VARGAS, J.A. VASQUEZ, A. VEGA. 2007. The Humboldt Current System of northern-central Chile: oceanographic processes, ecological interactions and socio-economic feedback. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 45: 195-345.

THISTLE, D. 1981. Natural physical disturbance and communities of marine soft bottoms. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 6: 223-228.

THOMAS A. BLANCO J. CARR M. STRUB P. & OSSES J. 2001. Satellite-measured chlorophyll and temperature variability off northern Chile during the 1996-1998 La Niña and El Niño. *Journal of Geophysical Research* 106, C1: 899-915.

TOLUN L. MARTENS D. OKAY S. AND SCHRAMM K.W. 2006. Polycyclic aromatic hydrocarbon contamination in coastal sediments of the Izmit Bay Marmara Sea: Case studies before and after the Izmit Earthquake. *Environment International* 32: 758-765.

TOMCZAK, M. & J S GODFREY, 2003. *Regional Oceanography: An Introduction*, 2nd ed, 390 pp. <http://www.es.flinders.edu.au/~mattom/regoc/pdfversion.html>

TOMCZAK, M., 1999. Some Historical theoretical and applied aspects of quantitative water mass analysis. *Journal of Marine Research*. 57, 275-303.

TUMBIOLO M. & DOWNING J. 1994. An empirical model for the prediction of secondary production in marine benthic invertebrate population. *Marine Ecology Progress Series* 114: 165-174.

TUREKIAN K. & WEDPOHL W. 1961. Distribution of elements in some major units of the Earth's crust. *Geol. Soc. Am. Bull.* 72: 157-192.

TURNER J.T. 2002. Zooplankton fecal pellets, marine snow and sinking phytoplankton. *Aquat. Microb. Ecol.* 27:57-102.

ULANOWICZ R 1986 *Growth and development: Ecosystems phenomenology*. Springer, N.Y., 203 pp.

ULANOWICZ R 1997 *Ecology, the Ascedent Perspective. Complexity in Ecological Systems Seris*. Columbia University Press, NY, USA.

ULLOA O., P. TREVOR Y S. SATHYENDRANATH, 1995. Determinación de la Producción Primaria mediante información satelital. *Manual de métodos Ficológicos*. K. Alveal, M. E. Ferrario,

UNDERWOOD A 1997 *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

UNIVERSIDAD DE PLAYA ANCHA. 2002. Antecedentes técnico-científicos para la generación de la norma de calidad secundaria de sedimentos marinos y lacustres. Proyecto Programa Priorizado de Normas, Comisión Nacional del Medio Ambiente, Chile. Informe Final. 156 pp.

US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY 2009. *National Recommended Water Quality Criteria*. Office of Water 4304T, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC

US EPA United States Environmental Protection Agency. 1992. *Sediment classification methods compendium*. EPA 823-R-92-006, Washington DC, 229 pp.

ULANOWICZ R 1997 *Ecology, the Ascedent Perspective. Complexity in Ecological Systems Seris*. Columbia University Press, NY, USA.



VALDÉS, J., D. ROMÁN, M. GUIÑEZ, L. RIVERA, T. MORALES, J. ÁVILA, & P. CORTÉS. 2010. Distribution and temporal variation of trace metal enrichment in surface sediments of San Jorge Bay, Chile. *Environmental Monitoring and Assessment*, 167: 185-197.

VALDÉS J, G VARGAS, A SIFEDDINE, L ORTLIEB & M GUIÑEZ. 2005. Distribution and enrichment evaluation of heavy metals in Mejillones Bay 23°S, Northern Chile: Geochemical and statistical approach. *Marine Pollution Bulletin* 50: 1558-1568.

VALDÉS J, D ROMAN, G ALVAREZ, L ORTLIEB & M GUIÑEZ. 2008. Metals content in surface waters of an upwelling system of the northern Humboldt Current Mejillones Bay, Chile. *Journal of Marine Systems* 71: 18–30.

VALDÉS J, D ROMÁN, L RIVERA, J ÁVILA & P CORTÉS. 2011. Metal contents in coastal waters of San Jorge Bay, Antofagasta, northern Chile: a base line for establishing seawater quality guidelines. *Environmental Monitoring and Assessment*, 183: 231-242.

VÁSQUEZ, J.A., P.A. CAMUS, & F.P. OJEDA. 1998. Diversidad, estructura y funcionamiento de ecosistemas litorales rocosos del norte de Chile. *Rev. Chil. de Hist. Nat.*, 71: 479-499.

VRECA P. DOLENEC T. 2005. Geochemical estimation of Koper contamination in the healing mud from Nakirina bay, central Adriatic. *Environment International* 31: 53-61.

WALDICHUK, M. 1974. Some biological concern in heavy metals pollution. In: F.J, Vernberg & W. Vernberg eds.. *Pollution and Physiology of Marine Organisms*. Academic Press, N.Y., pp. 1-59.

WALTERS C, CHRISTENSEN V & D PAULY 1997 Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 7: 139-172.

WALTERS C, PAULY D & V. CHRISTENSEN 1999 ECOSPACE: Prediction of mesoscale spatial patterns in trophic relationships of exploited ecosystem, with emphasis on the impacts of marine protected areas. *Ecosystems* 2 539-554.

- WANG, D.P. 1997. Effects of small scale wind on coastal upwelling with applications to Point Conception. *Journal of Geophysical Research C* 102: 15555-15566.
- WARWICK, R.M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology*, 92: 557-562.
- WARWICK R & K CLARKE 1993 Comparing the severity of disturbance: a meta-analysis of marine macrobenthic community data. *Marine Ecology Progress Series* , 92: 221-231.
- WATT, A.S. 1947. Pattern and process in the plant community. *J. Ecol.*, 36: 1-22.
- WOLFF M 1994 A trophic model for Tongoy Bay –a system exposed to suspended scallop culture Northern Chile. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 182: 149-168.
- WRIGHT P & C MASON. 1999. Spatial and seasonal variation in heavy metals in the sediments and biota of two adjacent estuaries, the Orwell and the Stour, in eastern England. *Science of the Total Environment* 226:139 –156.
- WORM J, SONDERGAARD M. 1998a. Dynamics of heterotrophic bacteria attached to *Mycrocystis* spp. Cyanobacteria. *Aquat Microb Ecol* 14:18-28.
- WU J. 1982. Wind stress coefficients over sea surface from breeze to hurricane, *J. Geophys. Res.*, 87, 9704-9706.
- Xie. X. 2005. Assessment of an ultramicroelectrode array UMEA sensor for the determination of trace concentrations of heavy metals in water. PhD Dissertation, Universität Karlsruhe, Schriftenreihe des Institut für Mineralogie und Geochemie. Germany, pp. 1 – 153.
- YARINCIK, K., MURRIA, R., LINZ, T., PETERSON, L. 2000. Climatically controlled eolian and hemipelagic deposition in the Cariaco Basin, Venezuela over the past 578,000 years: Results from Al/Ti and K/Al. *Paleoceanography* 156, 210-228.
- ZUÑIGA, O. 2002. Guía de Biodiversidad N° 1. Vol. I. Macrofauna y Algas Marinas. Moluscos.

ZWOLSMAN J. VAN Eck G. & BURGER G. 1996. Spatial and temporal distribution of trace metals in sediments from the Scheldt estuary, south-west Netherlands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 43: 55-79.

## **XI. ANEXOS**

### **XI.1. Manuscrito científico**

Calderón, C. & J. Valdés. 2012. Contenido de metales pesados en sedimentos y organismos bentónicos de la bahía San Jorge (Antofagasta, 23° 05''), Chile. Una evaluación ambiental. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 47(1): 121-133.

### **XI.2. Manuscrito científico**

Castro, G. & J. Valdés. Estado ecológico, atributos comunitarios y concentración de metales pesados (Cu, Ni, Zn, Cd, Pb) de una playa artificial, en la Bahía San Jorge 23°S, Norte de Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research* 40(2): 267-381.

### **XI.3. Manuscrito científico**

Valdés, J., D. Román, M. Guíñez, L. Rivera, T. Morales, J. Ávila, P. Cortés. 2010. Distribution and temporal variation of trace metal enrichment in surface sediments of San Jorge Bay, Chile. *Environmental Monitoring and Assessment*, 167:185–197.

### **XI.4. Manuscrito científico**

Valdés, J.D. Román, L. Rivera, J. Ávila & P. Cortés. 2011. Metal contents in coastal waters of San Jorge Bay, Antofagasta, northern Chile: a base line for establishing seawater quality guidelines. *Environmental Monitoring and Assessment*, 183: 231–242.

# Contenido de metales en sedimentos y organismos bentónicos de la bahía San Jorge, Antofagasta, Chile

Metals content in sediments and benthic organisms of San Jorge Bay, Antofagasta, Chile

Cesar Calderón<sup>1</sup> y Jorge Valdés<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio de Sedimentología y Paleoambientes, Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Facultad de Recursos del Mar, Universidad de Antofagasta, Casilla 170, Antofagasta, Chile. [jvaldes@uantof.cl](mailto:jvaldes@uantof.cl)

**Abstract.** - Cu, Zn and Pb in sediments, and Cu and Zn in benthic organisms were analyzed in 7 coastal zones of San Jorge Bay, to evaluate the impact of the anthropogenic activities on marine ecosystem. High metal concentrations in sediments were found in Puerto Antofagasta. According to Cu concentrations measured in 14 species of benthic organisms, the bay can be distinguished in two sectors, a southern zone with high Cu content, and a northern zone with low Cu content. The Zn concentration was higher in Puerto, specifically, than others coastal zone of the bay. In general, the distribution of these metals in the bay suggest that anthropogenic activities developed in the coastal zone has an impact on metal content in marine sediments, and that the harbors of mineral loading suppose a risk to benthic communities. However, there is no evidence of metal bioaccumulation in the analyzed organisms in this work. On the other hand, only *Argopecten purpuratus* found in Puerto Antofagasta has Zn concentrations higher than that established level in the Chilean's health law.

**Key words:** Heavy metals, geoaccumulation, bioaccumulation, sediment quality

**Resumen.** - Se analizó el contenido de Cu, Zn y Pb en sedimentos, y de Cu y Zn en organismos bentónicos, en 7 sectores de la costa de la bahía San Jorge, para evaluar el impacto de la actividad antrópica sobre el ecosistema marino. Se encontró que la mayor concentración de metales pesados en sedimentos correspondió al sector del Puerto de Antofagasta. De acuerdo a la concentración de Cu medida en 14 especies de organismos bentónicos, en la bahía se distinguen dos sectores, el sector sur con niveles altos de Cu y el sector norte con niveles bajos. El Zn presentó concentraciones altas, específicamente en el sector del Puerto. En general, la distribución de estos 3 metales dentro de la bahía San Jorge sugiere que las actividades antrópicas desarrolladas en la zona costera tienen un impacto sobre el contenido de metales en los sedimentos marinos, y que los puertos de embarque de mineral revisten un riesgo para las comunidades de organismos bentónicos. Sin embargo, no hay evidencias de bioacumulación en los organismos analizados en este estudio. Por otro lado, tan solo *Argopecten purpuratus* encontrado en el sector del Puerto de Antofagasta sobrepasó el límite de contenido de Zn sugerido por la normativa de salud chilena.

**Palabras clave:** Metales pesados, geoacumulación, bioacumulación, calidad de sedimentos

---

## INTRODUCCIÓN

Chile es un país con un extenso territorio marítimo en donde más del 60% de la población vive en ciudades costeras desarrollando actividades productivas, de transporte, recreacionales y turísticas. Este desarrollo influye sobre las propiedades y procesos naturales de los ecosistemas marinos, desconociéndose, en muchos casos, el real impacto de la actividad antrópica sobre estos ambientes. En este contexto, es necesario generar y actualizar sistemáticamente la información científica sobre

los sistemas naturales de manera que las autoridades competentes puedan aplicar medidas de gestión que armonicen el crecimiento económico con la protección de la naturaleza.

Las zonas costeras frecuentemente son el depósito final de residuos orgánicos e inorgánicos asociados a las actividades industriales y urbanas que se desarrollan en su entorno (Luoma 1990, Giordano *et al.* 1992, French 1993). En zonas industrializadas y portuarias, los residuos

de dicha actividad usualmente contienen una alta carga de metales pesados, lo que, eventualmente, puede modificar sus concentraciones naturales en los ambientes marinos. A pesar de que diversos metales participan de diferentes procesos metabólicos, un aumento de sus concentraciones puede resultar en efectos tóxicos para las comunidades de organismos marinos y, eventualmente, para la población humana (Moore & Ramamoorthy 1984). El conocimiento de la distribución de los metales en los sedimentos, permite determinar su disponibilidad en el sistema marino (Cosma *et al.* 1982), ya que su inclusión en esta matriz ambiental representa un importante reservorio de metales que, eventualmente pueden retornar a la columna de agua por procesos de difusión y mezcla, actividad de los organismos bentónicos y resuspensión (Meyerson *et al.* 1981). Adicionalmente, la biodisponibilidad de metales en los sedimentos tiene una acción directa sobre algunas especies acuáticas, muchas de las cuales acumulan altas concentraciones con efectos crónicos en sus poblaciones (Acosta *et al.* 2002).

La bahía San Jorge (23,3°S) constituye uno de los pocos ambientes de Chile que se orienta hacia el sur, y en donde las actividades portuaria y minera son el principal sustento económico-productivo de la región. Desde el punto de vista oceanográfico, su orientación hacia el sur y su morfología costera, sumada a un forzante de vientos sur y suroeste, sugieren la existencia de un flujo variable sur-norte paralelo a la costa y un giro en el interior de la bahía, lo que genera una zona inercial de baja energía que favorece la retención de aguas (Escribano & Hidalgo 2001).

En la Bahía San Jorge, los estudios ambientales se han focalizado en la cuantificación y distribución de metales en la columna de agua, sedimentos y algunos organismos del sector de Punta Coloso (Castilla 1983, Olivares & Ruiz 1991, Ahumada 1995, Hernández 1998, Lepez *et al.* 2001, Salamanca *et al.* 2004, Valdés *et al.* 2010, 2011). Estos estudios sugieren que existe una clara señal de contribución de metales en la zona costera asociada a los diversos tipos de actividades humanas desarrolladas en esta bahía. Sin embargo, gran parte de esta información está parcelada espacial y temporalmente, lo que dificulta su integración y la correcta utilización para caracterizar los ambientes costeros de una de las bahías más pobladas del norte de Chile. Adicionalmente, Chile carece de una normativa de calidad de sedimentos acuáticos y organismos marinos de consumo humano, lo que impide una aplicación eficiente de medidas de control de la actividad antrópica desarrollada en los ambientes costeros. Esta situación genera la necesidad de realizar

estudios permanentes y sistemáticos del medio marino con el propósito de asegurar un crecimiento de la actividad productiva de la región, dentro de un marco de responsabilidad ambiental.

En este trabajo se estudió la distribución de Cu, Pb y Zn en sedimentos y organismos bentónicos de la bahía San Jorge. Dichos metales constituyen los principales productos de la actividad minera que son almacenados y exportados, como concentrado y otras formas, a través de los dos puertos existentes en la bahía. El objetivo fue evaluar el grado de contaminación de la zona costera de la bahía a través de las concentraciones de metales en sedimentos y organismos bentónicos. Además, se discute el riesgo de estos metales en las comunidades de organismos marinos.

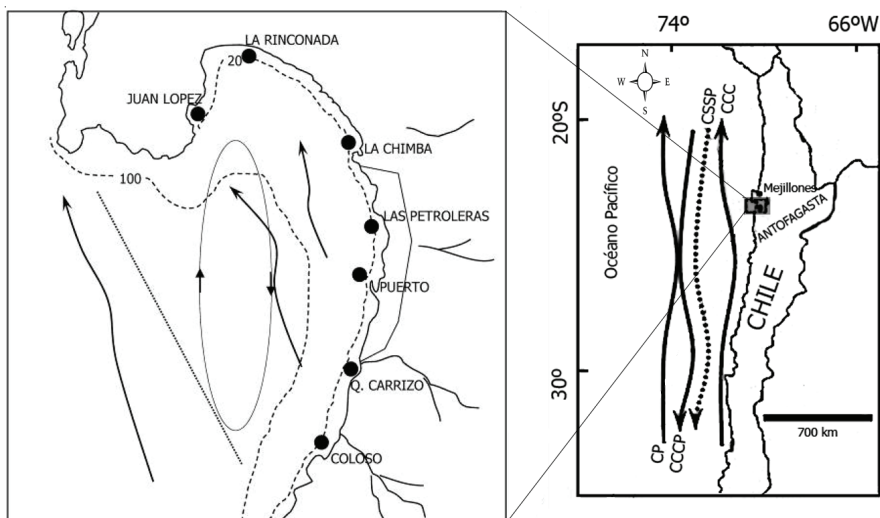
## MATERIALES Y MÉTODOS

Basado en las características de los diversos ambientes y tipos de actividades desarrolladas en la costa de la bahía San Jorge (Antofagasta) se seleccionaron 7 áreas de estudio (Fig. 1), en las cuales se recolectaron durante marzo del 2008, muestras de sedimento y organismos, en triplicado, mediante buceo autónomo en la isobata de los 10 m de profundidad. Todas las muestras fueron envasadas en bolsas de plástico y almacenadas a bajas temperaturas para su transporte. Una vez en el laboratorio las muestras de sedimento fueron secadas a 40°C durante una semana en una estufa de desecación hasta peso constante. Por otra parte, las muestras de organismos fueron congeladas a -25°C hasta su análisis.

El contenido de metales en sedimentos fue medido en la fracción menor a 63 µm, obtenida mediante un proceso de tamizaje de cada una de las muestras en un Rot Up Retch® modelo 200 basic. Una cantidad de entre 0,2 y 0,6 g de dicha fracción de sedimento se sometió a un proceso de digestión con 15 ml de agua regia (mezcla de ácido clorhídrico y ácido nítrico en la proporción 3:1), a 150°C por 2 h. Finalmente, la solución resultante se filtró con una membrana de 0,45 µm en un sistema al vacío y se aforó a 25 ml con agua 'Milli-Q'.

Para el estudio de metales en organismos bentónicos se seleccionaron los individuos más grandes de todos los recolectados, de manera de obtener un mínimo de 3 individuos por sitio para cada especie (Tabla 1). En todas las especies el rango de pesos presentó una dispersión menor al 15%. Para el tratamiento analítico se siguió la metodología descrita por Castillo & Valdés (2011). Básicamente, los tejidos blandos fueron separados (*e.g.*,

**Figura 1.** Ubicación de las estaciones de muestreo submareales (círculos negros) de la bahía San Jorge, Antofagasta. Líneas cortadas muestran las isobatas de los 20 y 100 m y las flechas muestran el patrón de circulación en esta bahía / Location of sampling stations (black circles) in San Jorge Bay, Antofagasta. Dotted line shows the isobaths of 20 and 100 m depth, and the arrows shows the surface circulation pattern in this bay



**Tabla 1.** Especies bentónicas colectadas en la bahía San Jorge. Se incluye talla promedio de los ejemplares utilizados en los análisis de metales / Benthic species collected in San Jorge Bay. The average size of the organisms used in metal analyzed its included

Especies	Talla promedio ± D.E. (mm)
<b>Mollusca</b>	
<i>Argopecten purpuratus</i>	31,2 ± 2,2
<i>Crassilabrum crassilabrum</i>	22,9 ± 1,6
<i>Concholepas concholepas</i>	33,6 ± 2,3
<i>Fissurella</i> sp.	51,2 ± 3,5
<i>Oliva peruviana</i>	28,7 ± 2,0
<i>Priene</i> sp.	42,7 ± 2,9
<i>Protothaca thaca</i>	62,6 ± 4,2
<i>Tagelus dombeii</i>	60,4 ± 3,9
<i>Thais chocolata</i>	21,8 ± 1,3
<i>Transennella pannosa</i>	24,2 ± 1,5
<i>Turritella cingulata</i>	28,8 ± 2,1
<i>Xanthochorus crassidiformis</i>	32,7 ± 0,9
<b>Echinodermata</b>	
<i>Heliaster helianthus</i>	250,0 ± 15,4
<i>Loxechinus albus</i>	22,1 ± 1,3

pie, sifón, músculo) con material de disección plástico, luego se lavó con agua de mar del mismo sector de muestreo y se dejó escurrir sobre una bandeja plana previamente tratada, por 30 min aproximadamente. En seguida, se sometió a un proceso de homogenización en un mortero de ágata especial para material biológico hasta obtener una pasta húmeda. Una vez terminado el proceso de homogenización, se pesó entre 0,5 y 1,0 g de muestra en un vaso de precipitado, luego se adicionó 10 ml de ácido nítrico, 10 ml de agua 'Milli-Q' y se tapó con un sistema de reflujo (embudo y vidrio de reloj). Posteriormente, se sometió a calentamiento en una placa calefactora a 150°C durante 2 h. Finalmente, se dejó enfriar y se aforó a 25 ml con agua desionizada. Todos los ácidos utilizados en estos procedimientos fueron de calidad Suprapur®.

El material de vidrio que se utilizó en el proceso de análisis de metales pasó por 3 tratamientos de limpieza. Primero, se sometió a un baño de HNO<sub>3</sub> 2M, luego a un baño de HCl 2M y finalmente a un baño de EDTA 0,01M. Cada baño tuvo una duración de 10 h y una vez completado cada uno de éstos, el material fue enjuagado con abundante agua destilada.

Los análisis de metales en sedimentos y organismos se realizaron mediante Espectrofotometría de Absorción Atómica (EAA), con técnica de llama, en un equipo Shimadzu® 6300. El procedimiento analítico fue controlado mediante análisis rutinario de réplicas, blancos y estándares de referencia certificados MESS-3, DORM-3

de la National Research Council, Canadá, para sedimento y tejido biológico, respectivamente (Tabla 2). Las mediciones de Pb en el estándar certificado para material biológico arrojaron valores un 20% superior a los esperados (Tabla 2). Por tal motivo se optó por no considerar estos resultados en el presente trabajo. Los resultados de la concentración de metales en sedimentos se expresan en base seca y los de organismos en base húmeda.

Para efectos de comparar los sectores de estudio, los resultados fueron evaluados mediante un análisis de varianza (ANDEVA) de una vía previa prueba de normalidad de datos ( $\log_{10}$  y Rank). En el caso de los organismos bentónicos, y dado que no todas las especies estuvieron presentes en todos los sectores, se trabajó a nivel de grupo trófico y se utilizaron solamente los organismos carnívoros, esto es; *Priene* sp., *Oliva peruviana*, *Heliaster helianthus*, *Xanthochorus crassidiformis*, *Crassilabrum crassilabrum*, *Concholepas concholepas* y *Thais chocolata* (Soto 1996, Stotz *et al.* 2003, Laudin *et al.* 2007, Taylor *et al.* 2008, Ortiz *et al.* 2009, 2010). En todos los casos se utilizó un criterio de significancia de  $\alpha = 0,05$ . Las pruebas estadísticas fueron realizadas en el programa Minitab 14.

Se calculó el factor de bioacumulación (BCF) mediante la fórmula propuesta por Mountouris *et al.* (2002),

teniendo en cuenta que la toxicidad de estos metales para los organismos bentónicos depende de la disponibilidad de ellos en el medio y de la capacidad de los organismos para asimilar metales directamente de la ingesta de partículas de sedimento (Amiard *et al.* 2007):

$$BCF = C_{\text{biota}} / C_{\text{Sedimento}}$$

La concentración (C) en la biota corresponde al promedio de cada metal en todos los organismos analizados en cada sector de estudio.

Adicionalmente, y para evaluar el grado de contaminación de los sedimentos, se calculó el Índice de Geoacumulación ( $I_{\text{geo}}$ ) de acuerdo a Müller (1979):

$$I_{\text{geo}} = \log_2 (\text{CnD}_{1,5} * \text{Bn})$$

donde: Cn = concentración actual del elemento, Bn = valores preindustriales, correspondiente a ambientes no contaminados (Valdés *et al.* 2010).

Como una forma de evaluar el riesgo para la salud humana se utilizó como referencia el Reglamento Sanitario de Alimentos N° 977 (Ministerio de Salud 2006<sup>1</sup>), única normativa vigente en Chile sobre contenido de sustancias riesgosas en alimentos, y que sin embargo es muy limitado en el caso de las concentraciones permitidas en organismos marinos consumidos en Chile.

**Tabla 2. Precisión y exactitud del método analítico obtenido mediante el uso de material certificado para sedimento (MESS-3) y tejido biológico (DORM-3) de la National Research Council of Canada / Precision and accuracy of analytical methods obtained by a certified sediment (MESS-3) and biological tissue (DORM-3) from the National Research Council of Canada**

Metal	N	MESS-3		DORM-3	
		Valor medido $\pm 1$ D.E.	Valor certificado	Valor medido $\pm 1$ D.E.	Valor certificado
Cu	12	33,8 $\pm$ 0,1	33,9	15,5 $\pm$ 0,1	15,5
Pb	12	20,9 $\pm$ 0,1	21,1	0,51 $\pm$ 0,2	0,39
Zn	12	158,0 $\pm$ 1,3	159,0	51,2 $\pm$ 0,1	51,3

Concentración de metales en  $\text{mg kg}^{-1}$ , D.E.: desviación estándar, N: número de réplicas

<sup>1</sup>Ministerio de Salud. 2006. Reglamento sanitario de los alimentos, Dto. N° 977/96, Chile, 165 pp.



## RESULTADOS

En total se colectaron 14 especies de organismos bentónicos, de las cuales 8 corresponden a recursos de consumo humano; *Fissurella* sp., *Loxechinus albus*, *Argopecten purpuratus*, *Protothaca thaca*, *Concholepas concholepas*, *Xanthochorus crassidiformis*, *Thais chocolata* y *Tagelus dombeii*. Dado que ninguna de las 14 especies estuvo presente en todos los sectores estudiados, se optó por analizarlas todas en conjunto.

### DETERMINACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE COBRE (Cu)

El contenido promedio de Cu en sedimentos de la bahía fue de  $79,8 \pm 104,6 \text{ mg kg}^{-1}$  (Tabla 3). Las mayores concentraciones se encontraron en el Puerto ( $323,0 \pm 5,4 \text{ mg kg}^{-1}$ ), mientras que los valores mínimos se registraron en La Rinconada ( $17,9 \pm 5,9 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Las concentraciones en organismos mostraron un promedio de  $7,2 \pm 4,4 \text{ mg kg}^{-1}$  (Tabla 3), con la máxima concentración en el Puerto y la mínima en La Rinconada (Fig. 3). En Coloso y el Puerto, las especies que presentaron las mayores concentraciones de Cu fueron *Crassilabrum crassilabrum* y *Priene* sp. con un promedio de  $14,84 \pm 2,16$  y  $15,40 \pm 1,63 \text{ mg kg}^{-1}$ , respectivamente (Fig. 3). Por otra parte, *Oliva peruviana* tuvo la menor concentración de Cu,  $0,72 \pm 0,41 \text{ mg kg}^{-1}$  (Fig. 3).

### DETERMINACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE ZINC (Zn)

Las concentraciones de Zn en sedimentos submareales, oscilaron entre  $45,2 \text{ mg kg}^{-1}$  y  $399,1 \text{ mg kg}^{-1}$ , con un promedio total de  $106,3 \pm 107,7 \text{ mg kg}^{-1}$  (Tabla 3). Las mayores concentraciones de Zn en los sedimentos se registraron en el Puerto, con un promedio de  $361,03 \pm 38,19 \text{ mg kg}^{-1}$  (Fig. 2). En los organismos, la concentración de Zn fluctuó entre 0 y  $398,01 \text{ mg kg}^{-1}$  (Tabla 3). La especie *Priene* sp. presentó la mayor concentración de Zn en el Puerto, con un promedio de  $173,97 \pm 194,78 \text{ mg kg}^{-1}$ , y *Thais chocolata* tuvo la menor concentración en La Chimba (Fig. 3).

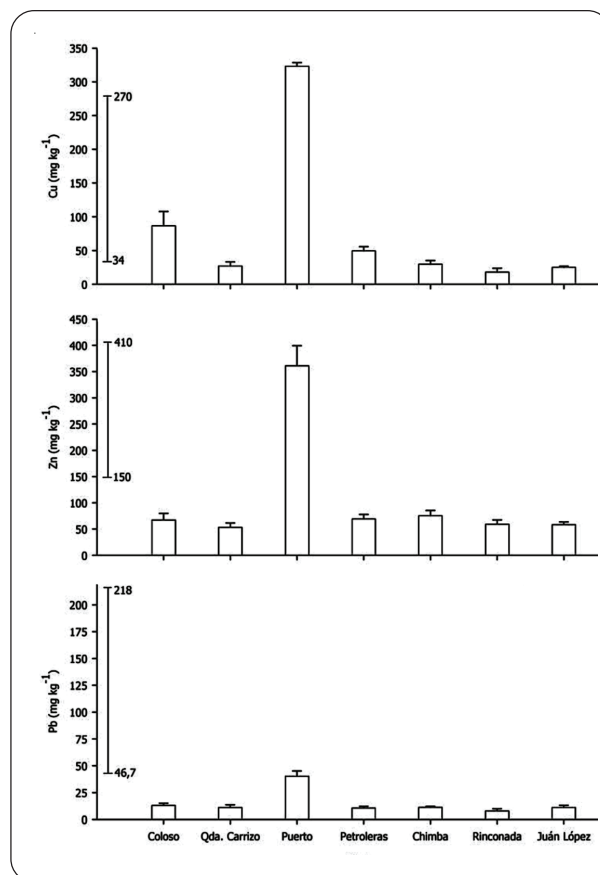


Figura 2. Distribución espacial de la concentración media y desviación estándar de metales pesados en sedimentos submareales (10 m de profundidad) de la bahía San Jorge. El rango indicado a la izquierda corresponde a los valores de Efecto de Rango Bajo (ERL) y Efecto de Rango Medio (ERM) (Long et al. 1995) / Spatial distribution of the mean and standard deviation of heavy metals concentrations in subtidal sediments (10 m water depth) of San Jorge Bay. The range in the left is the Effect Range Low (ERL) and Effect Range Medium (ERM) (Long et al. 1995)

Tabla 3. Estadística descriptiva para cada variable estudiada en la bahía San Jorge y resultado de ANDEVA para la comparación de las concentraciones de metales entre los 7 sitios de muestreo / Descriptive statistic for each variable studied in San Jorge Bay, and one-way ANOVA results for the comparison of the metal contents in the 7 sampling point

Metal	N	Promedio	D.E.	MIN	MAX	F	P
Cu <sub>Sed</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )	21	79,8	104,6	14,3	327,5	17,34	< 0,001
Zn <sub>Sed</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )	21	106,3	107,7	45,2	399,1	5,17	0,005
Pb <sub>Sed</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )	21	14,9	10,9	5,6	45,9	4,39	0,011
Cu <sub>Org</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )	42	7,2	4,4	0,3	17,34	4,03	0,004
Zn <sub>Org</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )	42	54,7	61,9	0	398,0	4,11	0,003

Sed: sedimento, Org: organismos

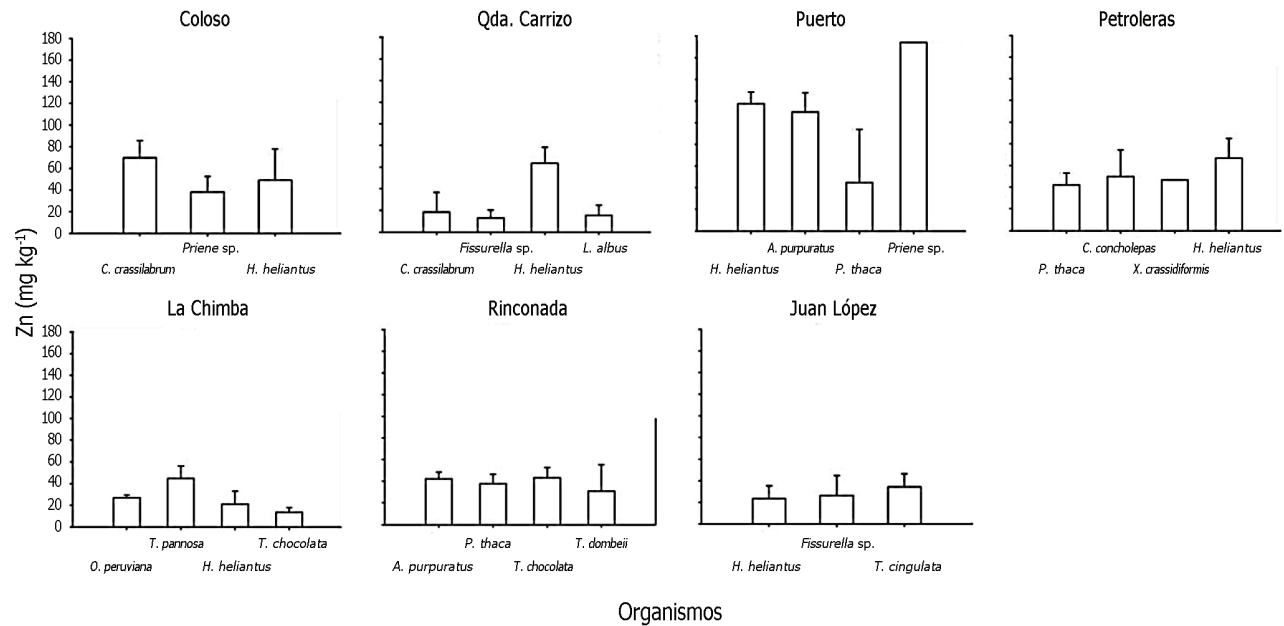
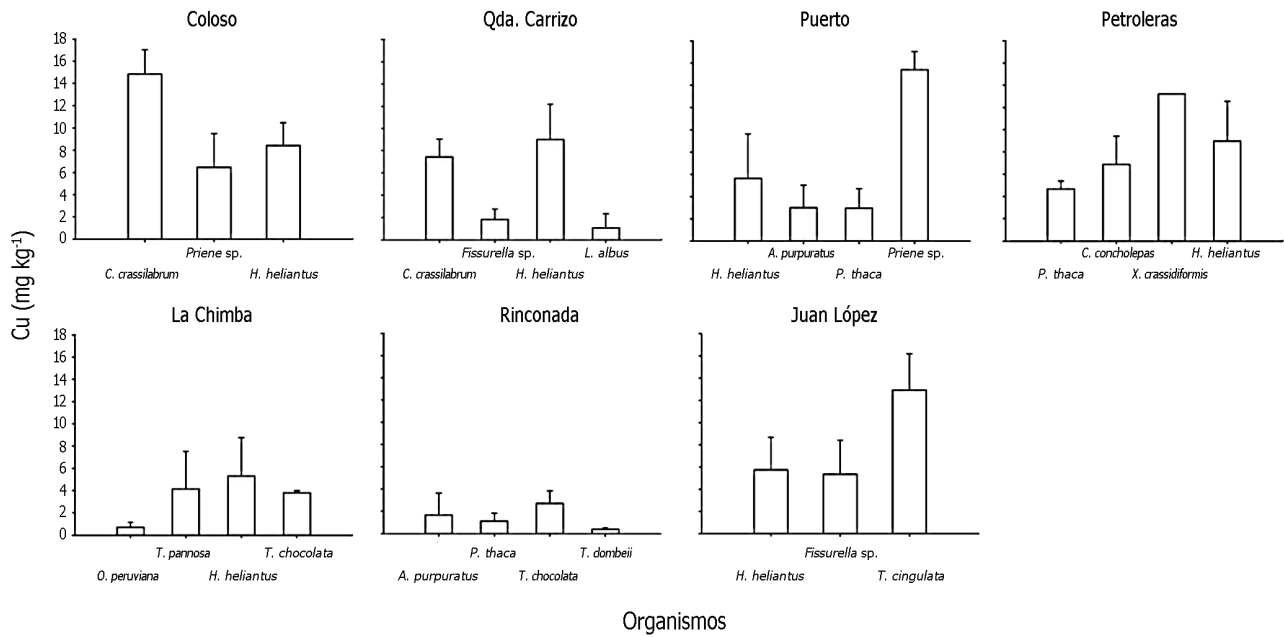


Figura 3. Distribución espacial de concentración media y desviación estándar de metales pesados en organismos bentónicos a 10 m de profundidad, en 7 sectores costeros de la Bahía San Jorge / Spatial distribution of the mean and standard deviation of heavy metals concentrations in benthic organisms at 10 m water depth, in 7 coastal zones of San Jorge Bay

### DETERMINACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE PLOMO (Pb)

El valor promedio de Pb en sedimentos fue de  $14,96 \pm 10,89 \text{ mg kg}^{-1}$  (Tabla 3). La distribución de Pb a lo largo de la línea de costa de la bahía San Jorge muestra que la mayor concentración se encontró en el Puerto con  $16,57 \pm 1,87 \text{ mg kg}^{-1}$ , mientras que el valor mínimo se observó en La Rinconada con  $8,63 \pm 0,62 \text{ mg kg}^{-1}$  (Fig. 2).

Se detectaron diferencias significativas en las concentraciones de Cu, Zn y Pb en los sedimentos entre los 7 sectores analizados (Tabla 3), mientras que el Cu y Zn en organismos carnívoros también presentó diferencias significativas entre los sectores (Tabla 3); las mayores concentraciones de ambos metales fueron encontradas en *Priene* sp. en el Puerto de Antofagasta.

### ÍNDICE DE GEOACUMULACIÓN Y FACTOR DE BIOACUMULACIÓN

El índice de geoacumulación de los tres metales analizados en la bahía San Jorge fue más alto en el Puerto (Fig. 4) en donde, de acuerdo a la clasificación de Müller (1979) (Tabla 4), los sedimentos se encontrarían moderadamente contaminados por estos metales. Por su parte, el Factor de Bioacumulación promedio de Zn fue más alto que el de Cu, aun cuando ambos metales presentaron valores inferiores a 1, el mismo resultado se observó en todos los sectores estudiados (Fig. 5).

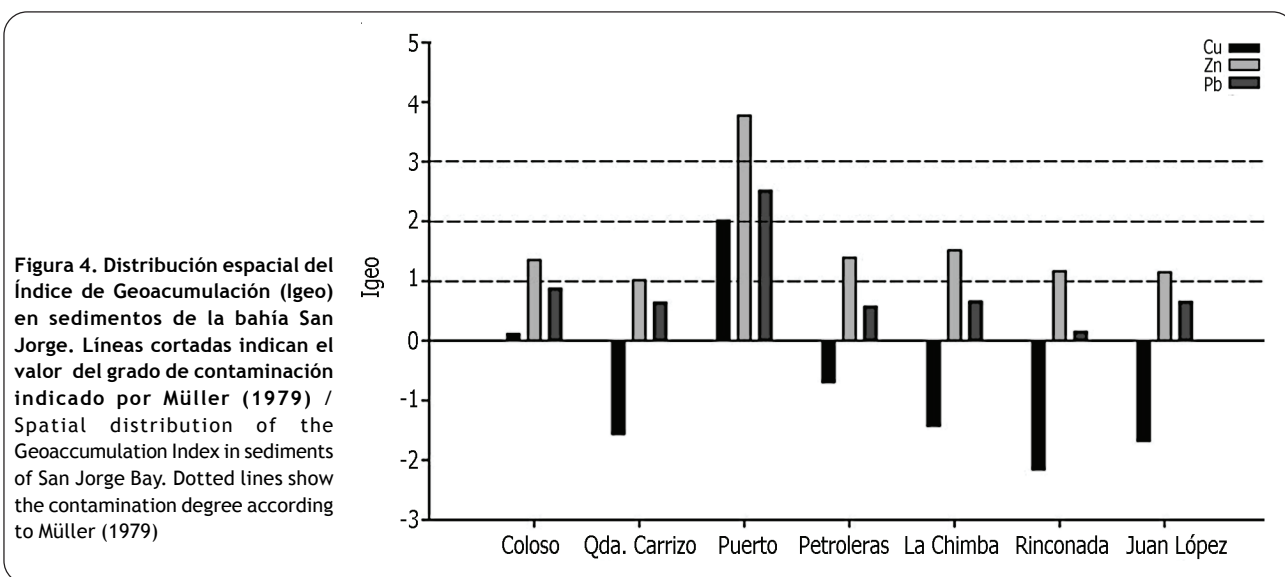


Tabla 4. Clasificación del Índice de Geoacumulación ( $I_{geo}$ ) de acuerdo a Müller (1979) / Geoaccumulation Index ( $I_{geo}$ ) classification according to Müller (1979)

Valor de $I_{geo}$	Clases de $I_{geo}$	Grado de contaminación
0	$I_{geo} < 0$	No contaminado
1	$0 < I_{geo} < 1$	No contaminado a moderadamente contaminado
2	$1 < I_{geo} < 2$	Moderadamente contaminado
3	$2 < I_{geo} < 3$	De moderado a fuertemente contaminado
4	$3 < I_{geo} < 4$	Fuertemente contaminado
5	$4 < I_{geo} < 5$	De fuertemente contaminado a extremadamente contaminado
6	$5 < I_{geo} < 6$	Extremadamente contaminado

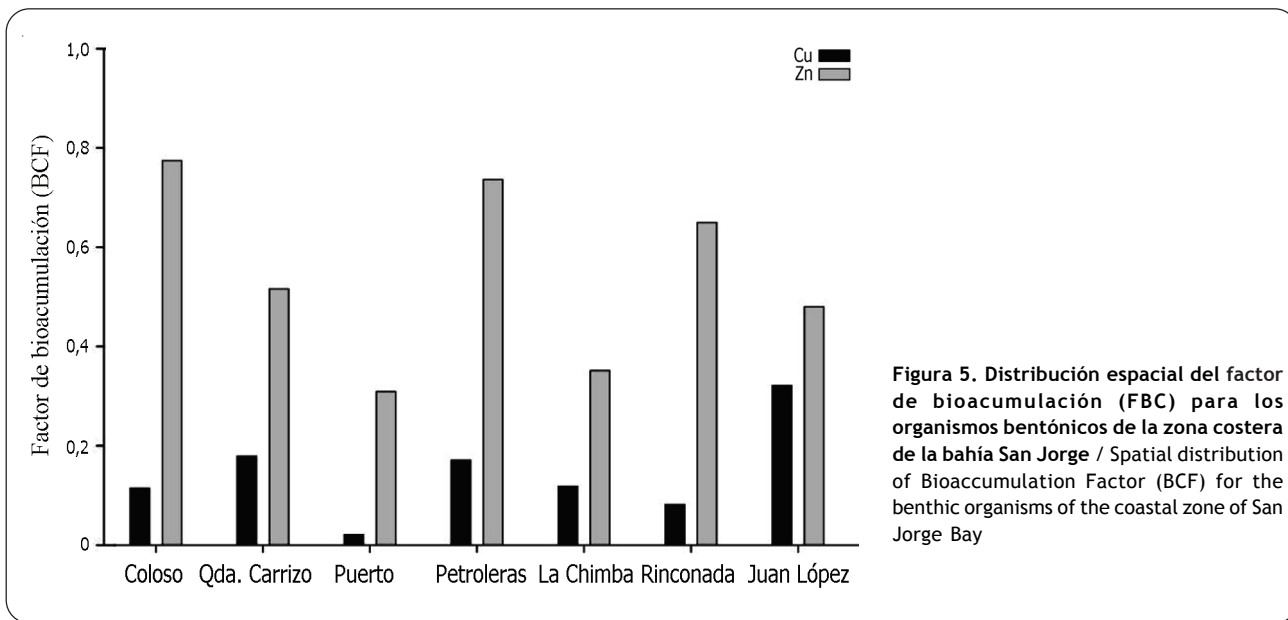


Figura 5. Distribución espacial del factor de bioacumulación (FBC) para los organismos bentónicos de la zona costera de la bahía San Jorge / Spatial distribution of Bioaccumulation Factor (BCF) for the benthic organisms of the coastal zone of San Jorge Bay

## DISCUSIÓN

### COBRE

La concentración promedio de Cu en los sedimentos de la bahía San Jorge fue de  $79,8 \text{ mg kg}^{-1}$ , valor superior a otros ambientes marinos de la costa de Chile (Tabla 5) con excepción de Chañaral, en donde las concentraciones de Cu son superiores y se explican por el alto impacto provocado por la depositación histórica de relaves mineros en la costa de esta comuna (Ramírez *et al.* 2005).

Dentro de la bahía, el patrón de distribución de Cu se caracterizó por un alto contenido en Coloso y el Puerto de Antofagasta, con medias de  $86,5$  y  $323,0 \text{ mg kg}^{-1}$  respectivamente, ambos valores inferiores a los reportados por Valdés *et al.* (2010) que fueron de  $235,7 \text{ mg kg}^{-1}$  en Coloso y  $1586,3 \text{ mg kg}^{-1}$  en Puerto Antofagasta (Tabla 5). Por otro lado, Ahumada (1998) reportó valores menores en Coloso, de  $49,7 \text{ mg kg}^{-1}$  (Tabla 5). Estas diferencias pueden ser explicadas por factores asociados a la variabilidad temporal y espacial de las mediciones realizadas en cada estudio. Particularmente, en los resultados de Valdés *et al.* (2010) se debe considerar que tanto las metodologías de muestreo como los análisis químicos son similares a las aplicadas en el presente trabajo y, por lo tanto, solamente la fecha de colecta de las muestras (2003-2004 y 2008) y la profundidad de muestreo son factores que diferencian a ambos trabajos. Si bien, la variabilidad temporal puede explicar esta

diferencia, lo que haría presumir una mejora en las condiciones de acumulación de estos metales en ambos sectores, es posible que no lo explique del todo. En el primer caso (2003-2004) las muestras fueron colectadas entre los 30 y 65 m, mientras que en el segundo caso las muestras se recolectaron a 10 m de profundidad. Dado que los metales tienen una fuerte afinidad por los sedimentos más finos, los cuales son depositados en ambientes hidrodinámicamente más estables, es posible suponer que en la isobata de los 10 m las condiciones no favorezcan la depositación de sedimento fino, a diferencia de las muestras de mayor profundidad. Esto ha sido observado, por ejemplo en bahía Mejillones, en donde los metales tienden a acumularse en ambientes de mayor profundidad, asociado a sedimentos de menor tamaño (Valdés *et al.* 2005). Es importante indicar que los datos de Valdés *et al.* (2010) también sugieren un aumento de la concentración de Cu hacia la zona más profunda de la bahía, situación que es más evidente en el Puerto de Antofagasta. Adicionalmente, las actividades periódicas de dragado realizadas en los sitios de atraque de las embarcaciones y en sus inmediaciones pueden estar removiendo sedimento con alto contenido de metales y depositándolo en zonas más profundas en donde finalmente se estaría acumulando.

**Tabla 5. Comparación de niveles de metales (mg kg<sup>-1</sup> peso seco) en sedimentos superficiales de diferentes ambientes costeros de Chile, y testigos de sedimento en Mejillones (niveles pre-industriales) / Comparison of the metal levels (mg kg<sup>-1</sup> dry weight) in surface sediments from different coastal environments of Chile, and sediment cores from Mejillones (pre-industrial levels)**

Localidad	Cu	Zn	Pb	Referencia
Bahía San Jorge	79,8	106,3	14,9	Este estudio
Bahía San Jorge	774,1	ND	94,2	Valdés <i>et al.</i> (2010)
Bahía San Jorge	37,8	ND	ND	Lépez <i>et al.</i> (2001)
Bahía San Vicente	27,7	ND	17,4	Salamanca <i>et al.</i> (1988)
Bahía Concepción	41,0	ND	40,1	Salamanca <i>et al.</i> (1988)
Playa de Chañaral	1659	28,1	21,2	Ramírez <i>et al.</i> (2005)
Caleta Coloso	49,7	28,6	10,7	Ahumada (1995)
Bahía Concepción	31,5	ND	20,6	Carrera <i>et al.</i> (1993)
Bahía San Vicente	29,4	81,1	11,9	Ahumada (1992)
Fiordos sur	29,4	88,3	14,2	Ahumada (1996)
Bahía Mejillones <sup>a</sup>	53,5	17,6	4,7	Valdés <i>et al.</i> (2010)

<sup>a</sup>Nivel preindustrial (Testigo de sedimento); ND No determinado

La concentración de Cu promedio presente en los organismos de la bahía San Jorge fue de 7,2 mg kg<sup>-1</sup> (Tabla 3). Esta concentración es baja en comparación a lo encontrado en la misma zona por Salamanca *et al.* (2004) para *Perumytilus purpuratus*. Sin embargo, ambos trabajos muestran elevadas concentraciones de este metal en los organismos bentónicos que habitan en el sector del Puerto de Antofagasta, en comparación con el resto de la bahía. Por otra parte, Lepez *et al.* (2001) encontraron concentraciones de Cu de hasta 79 mg kg<sup>-1</sup> y 35 mg kg<sup>-1</sup> en *Emerita analoga* de playa Amarilla (ubicada en el sector de Coloso) y La Rinconada, respectivamente, las cuales son superiores a las registradas en este trabajo. Se debe considerar que esta variabilidad puede ser explicada por los ambientes en los que habitan las diferentes especies estudiadas y por sus hábitos alimentarios. Aún así, estos estudios muestran que entre los organismos bentónicos que habitan dentro de la bahía San Jorge, *Emerita analoga* presentó las concentraciones de Cu más altas.

Como una forma de evaluar el riesgo para la salud humana se utilizó como referencia el Reglamento Sanitario de Alimentos N° 977 (Ministerio de Salud 2006<sup>1</sup>). En esta normativa no se incluye un contenido máximo de Cu en productos marinos, de manera que se utilizó la categoría 'otros productos', que indica un valor máximo de 10 mg kg<sup>-1</sup>. Según este valor, el promedio de Cu en los organismos

de la bahía está dentro de lo permitido. Tan solo *Xanthochorus crassidiformis* (caracol rubio) excede este valor en el sector Petroleras (Fig. 3), lo cual no significaría un riesgo para la salud humana por cuanto éste no es un organismo de consumo humano.

Tanto en el caso de los sedimentos como en el de los organismos, el análisis de varianza evidenció diferencias significativas en el contenido de Cu entre los sitios analizados. Los valores de este metal en ambas matrices (Fig. 2 y 3) mostraron que el sector sur y las inmediaciones del puerto de Antofagasta registra las mayores concentraciones, decayendo éstos en los sectores de la Rinconada y Juan López, lo cual concuerda con lo señalado por Salamanca *et al.* (2004). Esto se debe, probablemente, a la ausencia de actividad industrial en estos últimos sectores, y a un sistema de circulación que no dispersa de manera significativa los contaminantes desde su punto de origen.

#### ZINC

La concentración promedio de Zn en los sedimentos de la bahía San Jorge fue de 106,3 mg kg<sup>-1</sup>, superior a lo reportado por Carrera *et al.* (1993) en la bahía de Concepción y por Ahumada (1996) en los fiordos del sur de Chile (Tabla 5). Las mayores concentraciones de Zn en sedimentos en la bahía San Jorge se encontraron en las inmediaciones del Puerto de Antofagasta, con un valor

medio de 361,03 mg kg<sup>-1</sup>, muy superior al resto de los sectores estudiados (Fig. 2, Tabla 4). En este sector, se realiza acopio y embarque de Zn proveniente de yacimientos mineros del norte y sur de Bolivia, lo que podría influir en la acumulación de este metal en los sedimentos costeros.

Las concentraciones de Zn en los organismos bentónicos (promedio de 54,73 mg kg<sup>-1</sup>, Tabla 3), fueron inferiores a los reportados por Salamanca *et al.* (2004) particularmente en *Perumytilus purpuratus* recolectados en la bahía San Jorge, y a los reportados por Wright & Mason (1999), Gil *et al.* (2006), Silva *et al.* (2006) y Maanan (2008) para diferentes zonas costeras y especies de organismos bentónicos. La mayor concentración de Zn fue encontrada en *Priene* sp., en el sector del Puerto (Fig. 3), lo que sugiere que la actividad antrópica realizada en este sector tiene una influencia parecida a la registrada en los sedimentos. Sin embargo, dado que esta especie solamente fue encontrada en dos sectores (Coloso y Puerto), estos antecedentes deben ser tomados con cautela a la espera de nuevos estudios.

El Reglamento Sanitario de Alimentos N° 977 (Ministerio de Salud 2006<sup>1</sup>), al igual que en el caso del Cu, define como concentración máxima de Zn permitida (dentro de la denominación ‘otros productos’) valores de 100 mg kg<sup>-1</sup>, lo cual evidencia que de los 7 sectores estudiados dentro de la bahía, tan solo el Puerto presentó 3 especies con valores superiores a esta norma; *Heliaster helianthus*, *Priene* sp., y *A. purpuratus* (ostión), esta última de consumo humano. Esta situación evidencia la urgencia de avanzar en la determinación de concentraciones máximas de metales permitidas en organismos marinos de consumo humano, y en la necesidad de realizar una evaluación permanente de estos productos en aquellos sectores costeros con un alto grado de intervención antrópica.

### PLOMO

La concentración promedio de plomo en los sedimentos de la bahía San Jorge fue de 14,96 mg kg<sup>-1</sup> (Tabla 3). Los mayores valores de Pb en sedimentos se encontraron en las inmediaciones del Puerto de Antofagasta (Fig. 2), con valores significativamente superiores al resto de los sectores (Tabla 3). Aún cuando Ahumada (1995) ha reportado menores concentraciones de Pb en la misma bahía, de 10,74 mg kg<sup>-1</sup> en el sector sur, las concentraciones de Pb han sido altamente variables en otras localidades (Tabla 5). Las altas concentraciones de Pb en el Puerto, en comparación con los otros sectores

estudiados de la bahía, evidencian un aporte antropogénico histórico, ya que desde hace más de 5 décadas se realizan embarques de concentrado de Pb proveniente de minas explotadas en territorio Boliviano (Salamanca *et al.* 2004).

Estudios previos reportaron valores de cerca de 300 mg kg<sup>-1</sup> para el año 2003 y alrededor de 40 mg kg<sup>-1</sup> para el 2004 (Valdés *et al.* 2010), esta última muy similar a la reportada en el presente trabajo, lo que demuestra las concentraciones de metales en la bahía se han mantenido hacia la época actual, probablemente debido al traslado del centro de acopio de plomo desde el sector del puerto de embarque hacia una zona fuera de la ciudad.

### EVALUACIÓN AMBIENTAL

Según la clasificación de Müller (1979) (Tabla 4), los resultados del índice de geoacumulación de Cu, Zn y Pb indican que el sector del Puerto se encontraría de ‘moderado a fuertemente contaminado’. En el caso del resto de los sectores estudiados en esta bahía, el  $I_{geo}$  de Cu indica que no tendrían problemas de contaminación, mientras que el  $I_{geo}$  del Zn y el Pb muestran ambientes ‘no contaminados a moderadamente contaminados’. Estos resultados son concordantes con lo reportado por Valdés *et al.* (2010) para el caso del Cu y el Pb presente en el sector del Puerto, lo que sugiere que a pesar de que la concentración de ambos metales en la bahía San Jorge ha disminuido hacia la época actual, persisten problemas de contaminación.

Durante las últimas décadas se ha desarrollado un procedimiento técnico para predecir los efectos adversos producidos por sedimentos contaminados sobre los organismos acuáticos, denominado como Guía de Calidad de Sedimentos (SQG en inglés) (Di Toro *et al.* 1991, US EPA 1992, Long *et al.* 1995, Ankley *et al.* 1996, MacDonald *et al.* 2000). Los objetivos del SQG son generar evidencias que permitan proteger a los organismos que viven en los sedimentos acuáticos de los efectos deletéreos producidos por sustancias químicas presentes en estos ambientes, evaluar y comparar los patrones de distribución espacial de sedimentos contaminados y diseñar y aplicar programas de monitoreo y remediación (Birch & Taylor 2002, Crane & MacDonald 2003). En base a una recopilación de antecedentes sobre efectos tóxicos de diversas sustancias sobre organismos acuáticos, el SQG establece valores de referencia denominados como ERL (Efecto de Rango Bajo) y ERM (Efecto de Rango Medio), lo que permite identificar tres categorías de

efectos biológicos; efecto adversos raramente observados (concentración < ERL), ocasionalmente observados (concentración entre ERL y ERM) y frecuentemente observados (concentración > ERM) (Long *et al.* 1995, McCready *et al.* 2006). Sobre la base de esta clasificación es posible indicar que en el caso del Cu, los sedimentos de Coloso y Puerto tendrían efectos adversos sobre los organismos de manera ocasional y frecuente, respectivamente (Fig. 2). En el caso del Zn tan solo el Puerto presentaría un riesgo ocasional para los organismos, mientras que el Pb no representaría un riesgo para las comunidades de organismos marinos presentes en la bahía San Jorge (Fig. 2).

El factor de bioacumulación calculado en este estudio (< 1 en todos los casos), sugiere que no ocurre un traspaso significativo de los metales presentes en los sedimentos hacia los niveles tróficos superiores. Este factor (Fig. 5) permite inferir que para el caso del Cu (0,16) y Zn (0,58) no hay un proceso de bioacumulación activa en los tejidos de los organismos estudiados. Esto puede deberse al hecho de que el modelo utilizado para calcular el factor de bioacumulación, asume una proporción lineal entre la concentración de metales en la biota y la concentración de metales en el sedimento (Mountouris *et al.* 2002). Si bien este modelo es utilizado en muchos estudios para monitorear los efectos tóxicos producidos en la biota en un área específica, el inconveniente es que no considera las características geoquímicas del sustrato. Aún así, su uso es recomendable, ya que permite relacionar, de manera preliminar, la concentración de metales, con eventuales procesos de biomagnificación de éstos en la trama trófica (Mountouris *et al.* 2002). Sin embargo, en la bahía San Jorge los valores más bajos del factor de bioacumulación se registraron en el sector del Puerto, en donde los niveles de estos metales en los sedimentos son los más altos de toda la zona de estudio. Esto sugiere que dicha relación, al menos dentro de la bahía, no es del todo lineal, ya que los niveles de metales en los sedimentos no promueven una mayor acumulación en los organismos analizados. Una situación similar fue observada por Ahumada (1994) en un estudio de bioacumulación de metales en la bahía San Vicente. Es posible, entonces que el mecanismo de difusión pasiva de metales desde el medio a los organismos, el cual da como resultado una relación lineal, no se aplique a los ambientes bentónicos de la bahía San Jorge, y que, por el contrario, exista un mecanismo activo de traspaso de metales en donde la química del metal, las características del sustrato y las vías de incorporación de metales a los organismos (principalmente sus hábitos

alimentarios) sean factores importantes para entender los procesos de bioacumulación y biomagnificación en organismos marinos.

Los resultados de este estudio permiten concluir que la distribución y concentración de Cu, Zn y Pb dentro de la bahía San Jorge está influenciada por las actividades antrópicas desarrolladas en la zona costera, y que particularmente los sectores en donde se ubican puertos de embarque revisten un riesgo para las comunidades de organismos bentónicos. Sin embargo, dichos organismos no estarían acumulando estos metales dentro de sus sistemas biológicos. De los recursos de consumo humano estudiados en este trabajo, solamente *Argopecten purpuratus* que habita en el sector del Puerto sobrepasó el límite de Zn permitido por la reglamentación sanitaria chilena. Dado que en Chile no existe una normativa respecto de la calidad de los sedimentos acuáticos y que la norma sanitaria no detalla los riesgos para la salud humana, en el caso del contenido de metales en organismos marinos, se hace necesario avanzar en este tipo de estudios que permitan, a lo menos, mantener informada a la comunidad respecto del estado de salud ambiental de los sistemas costeros de Chile.

#### LITERATURA CITADA

- Acosta V, C Lodeiros & W Senior. 2002.** Niveles de metales pesados en sedimentos superficiales en tres zonas litorales de Venezuela. *Interciencia* 27: 686-690.
- Ahumada R. 1992.** Patrones de distribución de metales traza (Cr, Ni, Zn, Cu, Cd y Pb) en sedimentos superficiales de la Bahía San Vicente, Chile. *Revista de Biología Marina* 27(2): 265-282.
- Ahumada R. 1994.** Nivel de concentración e índice de bioacumulación para metales pesados en tejidos de invertebrados marinos béticos de Bahía San Vicente, Chile. *Revista de Biología Marina* 29(1): 77-87.
- Ahumada R. 1995.** Programa de vigilancia del contenido de metales traza (As, Cd, Hg, Mo, Pb, Se, y Zn) en los sedimentos marinos en Caleta Coloso. *Ciencia y Tecnología del Mar*, Número Especial: 89-100.
- Ahumada R. 1996.** Concentración de metales traza, metales en sedimentos y organismos recolectados en la región norte de fiordos y canales del Sur de Chile. *Taller Resultados Crucero: CIMAR-FIORDO 1. Resúmenes Ampliados*, pp. 49-52. Comité Oceanográfico Nacional, Valparaíso.
- Ahumada R. 1998.** Metales traza en los sedimentos: Una herramienta de gestión ambiental para la Zona Costera. En: Arcos D (ed). *Minería del cobre, ecología y ambiente costero*, pp. 297-315, Editorial Aníbal Pinto, Santiago.

- Amiard J, A Geffard, C Amiard-Triquet & C Crouzet. 2007.** Relationship between the lability of sediment-bound metals (Cd, Cu, Zn) and their bioaccumulation in benthic invertebrates. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 72: 511-521.
- Ankley G, D Di Toro, D Hansen & W Berry. 1996.** Technical basis and proposal for deriving sediment quality criteria for metals. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15: 2056-2066.
- Birch G & S Taylor. 2002.** Assessment of possible toxicity of contaminated sediments in Port Jackson, Sydney, Australia. *Hydrobiologia* 472: 19-27.
- Carrera M, P Valenta, R Ahumada & V Rodríguez. 1993.** Determinación voltamétrica de metales traza en la columna de agua y sedimentos en la Bahía de Concepción. *Revista de Biología Marina* 28(1): 151-163.
- Castilla JC. 1983.** Environmental impact in sandy beaches of copper minetailings at Chañaral, Chile. *Marine Pollution Bulletin* 14: 459-464.
- Cosma B, R Frache, F Baffi & A Dadone. 1982.** Trace metals in sediments from the Ligurian coast, Italy. *Marine Pollution Bulletin* 13: 127-132.
- Crane J & D MacDonald. 2003.** Applications of numerical sediment quality targets for assessing sediment quality conditions in a US Great Lakes area of concern. *Environmental Management* 32: 128-140.
- Di Toro D, C Zarba, D Hansen, W Berry, R Swartz & C Cowan. 1991.** Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environmental Toxicology and Chemistry* 10: 1541-1583.
- Escribano R & P Hidalgo. 2001.** Circulación inducida por el viento en la Bahía de Antofagasta, norte de Chile 23° sur. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 36(1): 43-60.
- French P. 1993.** Post-industrial pollutant levels in contemporary Sven estuari intertidal desiments compared to pre-industrial levels. *Marine Pollution Bulletin* 26: 30-35.
- Gil M, A Torres & M Harvey. 2006.** Metales pesados en organismos marinos de la zona costera de la Patagonia argentina continental. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 41: 167-176.
- Giordano P, L Musmeci, L Ciaralli, P Vernillo, J Chirico, N Piccioni & S Costatini. 1992.** Total content and sequential extractions of Hg, Cd and Pb in coastal sediments. *Marine Pollution Bulletin* 24: 350-357.
- Lopez I, L Furet & O Aracena. 2001.** Población de *Emerita analoga* en playas Amarilla y Rinconada, Antofagasta: aspectos abióticos, bióticos y concentración de cobre. *Gayana* 65(1): 58-67.
- Long E, D Macdonald, S Smith & F Calder. 1995.** Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management* 19: 81-97.
- Luoma S. 1990.** Processes affecting metal concentrations in estuarine and coastal sediments. In: Furnes R & P Rainbow (eds). *Heavy metals in the marine environment*, 225 pp. CRC Press, New York.
- Maanan M. 2008.** Heavy metal concentrations in marine molluscs from the Moroccan coastal region. *Environmental Pollution* 153(1): 176-183.
- MacDonald D, L DiPinto, J Field, C Ingersoll, E Long & R Swartz. 2000.** Development and evaluation of consensus-based sediment effect concentrations for polychlorinated biphenyls. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19: 1403-1413.
- McCready S, G Birch & E Long. 2006.** Metallic and organic contaminants in sediments of Sydney Harbour, Australia and vicinity -A chemical dataset for evaluating sediment quality guideline. *Environmental International* 32: 455-465.
- Meyerson A, G Luther, J Krajewski & E Hires. 1981.** Heavy metals distribution in Newark bay sediments. *Marine Pollution Bulletin* 12: 244-250.
- Moore S & S Ramamoorthy. 1984.** Heavy metals in natural waters, 269 pp. Springer-Verlag, New York.
- Mountouris A, E Voutsas & D Tassios. 2002.** Bioconcentration of heavy metals in aquatic environments: the importance of bioavailability. *Marine Pollution Bulletin* 44: 1136-1141.
- Müller G. 1979.** Schwermetalle in den sedimenten des Rheins-Veränderungen seit 1971. *Umschau* 79: 778-783.
- Olivares J & C Ruiz. 1991.** Metales traza en sedimentos de la IV Región, Coquimbo, Chile. En: Escobar JJ (ed). *Memorias del Primer Seminario Internacional sobre Investigación y Vigilancia de la Contaminación Marina en el Pacífico Sudeste*, pp. 34-35. CPPS, Santiago.
- Ramirez M, S Massolo, R Frache & J Correa. 2005.** Metal speciation and environmental impact on sandy beaches due to El Salvador copper mine, Chile. *Marine Pollution Bulletin* 50: 62-72.
- Salamanca M, L Chuecas & F Carrasco. 1988.** Heavy metal content and distribution in surface sediments from three areas of Chilean coast. *Gayana* 9: 3-16.
- Salamanca M, B Jara & T Rodriguez. 2004.** Niveles de cu, pb y zn en agua y *Perumytilus purpuratus* en bahía San Jorge, norte de Chile. *Gayana* 68: 53-62.
- Silva C, B Smith & P Rainbow. 2006.** Comparative biomonitors of coastal trace metal contamination in tropical South America (N. Brazil). *Marine Environmental Research* 61: 439-455.
- Valdés J, G Vargas, A Sifeddine, L Ortlieb & M Guíñez. 2005.** Distribution and enrichment evaluation of heavy metals in Mejillones Bay (23°S), Northern Chile: Geochemical and statistical approach. *Marine Pollution Bulletin* 50: 1558-1568.



**Valdés J, D Roman, G Alvarez, L Ortlieb & M Guíñez. 2008.** Metals content in surface waters of an upwelling system of the northern Humboldt Current (Mejillones Bay, Chile). *Journal of Marine Systems* 71: 18-30.

**Valdés J, D Román, M Guíñez, L Rivera, T Morales, J Ávila & P Cortés. 2010.** Distribution and temporal variation of trace metal enrichment in surface sediments of San Jorge Bay, Chile. *Environmental Monitoring and Assessment* 167: 185-197.

**Valdés J, D Román, L Rivera, J Ávila & P Cortés. 2011.** Metal contents in coastal waters of San Jorge Bay, Antofagasta, northern Chile: a base line for establishing seawater quality guidelines. *Environmental Monitoring and Assessment* 183: 231-242.

**Wright P & C Mason. 1999.** Spatial and seasonal variation in heavy metals in the sediments and biota of two adjacent estuaries, the Orwell and the Stour, in eastern England. *The Science of the Total Environment* 226: 139-156.

---

Recibido el 8 de septiembre de 2011 y aceptado el 23 de marzo de 2012

*Research Article*

## **Concentración de metales pesados (Cu, Ni, Zn, Cd, Pb) en la biota y sedimentos de una playa artificial, en la bahía San Jorge 23°S, norte de Chile**

**Gabriel Castro<sup>1</sup> & Jorge Valdés<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>Laboratorio de Sedimentología y Paleoambientes, Instituto de Investigaciones Oceanológicas  
Facultad de Recursos del Mar, Universidad de Antofagasta  
P.O. Box 170, Antofagasta, Chile

**RESUMEN.** Se evaluó el contenido de metales pesados (Cu, Ni, Zn, Cd, Pb) en la biota y el sedimento de una playa artificial (Paraíso) y una playa natural (El Lenguado), ubicadas en la bahía San Jorge, norte de Chile. Los resultados fueron utilizados para comparar ambos sistemas, el grado de cumplimiento de la normativa ambiental nacional e internacional, y el efecto de la construcción de la playa artificial sobre el nivel de contaminación por metales existentes históricamente en esa zona. En cada playa se ubicaron estaciones equidistantes que abarcaron desde el intermareal hasta el submareal de las cuales fueron extraídos los organismos. Se tomaron muestras de sedimento en cada playa y se determinaron las pendientes con el método de Emery. El análisis granulométrico evidenció el predominio de arena media en playa El Lenguado, y arena media y fina en playa Paraíso. El contenido de materia orgánica fue mayor en El Lenguado. En playa Paraíso se determinaron cinco phylum/superclase agrupados en 19 taxa, mientras que en El Lenguado se encontraron cuatro phylum/superclase agrupados en 22 taxa. El contenido de metales en sedimentos y en la mayoría de organismos presentó valores mayores en playa Paraíso. Estos resultados, junto a las normas de calidad chilenas y norteamericanas, sugieren un evidente deterioro en la calidad ambiental de playa Paraíso lo que se demostró por un incremento en las concentraciones de estos metales desde su construcción, los que sobrepasan los límites establecidos por ambas normas.

**Palabras clave:** metales pesados, playa artificial, normas de calidad, calidad ambiental, sedimentos, biota, Chile.

## **Heavy metals concentration (Cu, Ni, Zn, Cd, Pb), in biota and sediments of an artificial beach, in San Jorge bay 23°S, northern Chile**

**ABSTRACT.** It was evaluated the heavy metal content (Cu, Ni, Zn, Cd, Pb) in biota and sediment of an artificial beach (Paraíso) and a natural beach (El Lenguado), both located in San Jorge bay, northern Chile. The results were used to compare both systems, the degree of fulfillment of national and international environmental regulations, and the effect of the construction of the artificial beach on the level of metal contamination historically existing in that area. Equidistant stations were located at each beach in which the organisms were extracted, that ranged from the intertidal to the subtidal. Sediment samples were taken at each beach and slopes were determined with the Emery method. The granulometric analysis evidenced the predominance of medium sand in El Lenguado beach, and medium and fine sand in Paraíso beach. The organic matter content was greater in El Lenguado. In Paraíso beach were determined 5 phylum/superclass, grouped in 19 taxa, while in El Lenguado were found 4 phylum/superclass grouped in 22 taxa. The metal content in sediments and in the majority of organisms shows higher values in Paraíso beach. This results along with the Chilean and American quality norms suggest an evident deterioration of the environmental quality of Paraíso beach, which is demonstrated by an increase in the concentrations of these metals from its construction, which exceed the established limits by both norms.

**Keywords:** heavy metals, artificial beach, quality norms, environmental quality, sediments, biota, Chile.

## INTRODUCCIÓN

Los metales pesados son parte fundamental de las fuentes antropogénicas provenientes de desechos domésticos, agrícolas e industriales, los cuales son peligrosos para la biota marina, el hombre y el ambiente en general. Bajo este escenario, los sedimentos, uno de los principales reservorios de estos elementos, actúan como recursos secundarios de contaminación en el medio ambiente marino (Rubio *et al.*, 1996). Los metales trazas presentan concentraciones relativamente elevadas en los sedimentos superficiales de las zonas costeras alteradas por el hombre. Estos metales guardan relación en su concentración con el tamaño de la partícula y la cantidad de materia orgánica sedimentaria, alterando el equilibrio ecológico y biogeoquímico del ecosistema (Sadiq, 1992). En tal sentido, la determinación de metales en los sedimentos, así como también en la biota marina es un buen indicador del origen de los contaminantes en el medio y de los impactos que éstos pueden producir.

A nivel internacional, como consecuencia de este creciente problema, durante las últimas décadas se ha desarrollado un procedimiento técnico, denominado Sediment Quality Guideline (SQG) o Guía de Calidad de Sedimentos (CCME, 2002), para predecir los efectos adversos producidos por sedimentos contaminados, sobre los organismos acuáticos (Di Toro *et al.*, 1991; US EPA, 1992; Long *et al.*, 1995; Ankley *et al.*, 1996; MacDonald *et al.*, 2000). Los objetivos del SQG son proteger a los organismos que viven en los sedimentos acuáticos de los efectos negativos producidos por sustancias químicas presentes en estos ambientes, evaluar y comparar los patrones de distribución espacial de sedimentos contaminados y, diseñar y aplicar programas de monitoreo y remediación (Birch & Taylor, 2002; Crane & MacDonald, 2003). Este procedimiento normativo es una aproximación numérica que identifica tres rangos de concentración de efectos biológicos adversos delimitados por los percentiles 10<sup>th</sup> y 50<sup>th</sup> llamados Efecto de Rango Bajo (ERL en inglés) y Efecto de Rango Medio (ERM en inglés), respectivamente (Long *et al.*, 1995). Así, concentraciones por debajo del ERL indican ausencia de efectos adversos, concentraciones entre ERL y ERM indican efectos adversos ocasionales y concentraciones superiores a ERM indican efectos adversos más frecuentes (McCreedy *et al.*, 2006). Por su parte, en Chile está en discusión un proyecto de ley sobre normas de calidad de sedimentos marinos y lacustres en el cual se proponen concentraciones de metales correspondientes a ERL y ERM (UPA, 2002).

Por el contrario, en nuestro país, aún cuando se ha avanzado, persisten vacíos en esta materia. Recientemente se promulgó en Chile la Norma Secundaria de Calidad Ambiental que establece los valores de las concentraciones y períodos, máximos o mínimos permisibles de sustancias, elementos, energía o combinación de ellos, cuya presencia o carencia en el ambiente pueda constituir un riesgo para la protección o conservación del medio ambiente, o la preservación de la naturaleza (Ley 19.300 de Bases del Medio Ambiente). Sin embargo, para el caso de los sedimentos marinos, la región de Aysén es la única que cuenta con un anteproyecto en elaboración de Norma de Calidad Secundaria para Sedimentos Marinos (Resolución Exenta N°1152). Este documento se finalizó en diciembre de 2005. Esta norma se encuentra relacionada con el Decreto Supremo 90, ya que este decreto regula la emisión de descarga de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales, y de acuerdo a los antecedentes entregados previamente el origen de la contaminación por metales pesados en los sedimentos ocurre principalmente debido a las fuentes antropogénicas provenientes de desechos domésticos, agrícolas e industriales.

Las playas artificiales, creadas con el objetivo de satisfacer las necesidades de esparcimiento de la sociedad, significan una alteración de las condiciones naturales de la línea de costa ya que modifican las condiciones físicas y geomorfológicas de una playa que originalmente ya existía. Esta modificación puede darse por la extracción de la arena existente y la inyección de nueva arena a la playa, dinamitando el lecho rocoso, dragando el fondo marino, rellenando con rocas y expandiendo el frente y la superficie. Muchas veces estas actividades se aplican como una medida de remediación de problemas ambientales existentes en determinadas zonas costeras. En la bahía San Jorge, y particularmente dentro del perímetro de la ciudad de Antofagasta, existen actualmente tres playas artificiales. Una de éstas, El Carboncillo, actualmente denominada playa Paraíso, consideró la remoción de sedimento de playa y de fondo, construcción de diques de abrigo e inyección de arena traída del sector de La Rinconada y fue entregada al uso público el año 2006.

Históricamente, la playa Paraíso (ex El Carboncillo) presentó problemas sanitarios debido a las altas concentraciones de plomo, zinc y otros metales pesados en sus arenas, cuyo origen fue el acopio y transporte de minerales que se realizaba entre la estación del ferrocarril y el puerto de Antofagasta, y la eliminación de residuos por el emisario ubicado al norte de esta playa (información evaluada por estudios

de la DIA del proyecto “Construcción y habilitación de playas artificiales sector centro, Antofagasta, II Región” (Resolución N°3581). Posterior a la construcción de la playa artificial, Montenegro (2007) llegó a la conclusión de que los valores de los metales pesados en el sedimento habían disminuido debido al cambio físico del lugar. Sin embargo, según estándares internacionales establecidos para otros ambientes (As:  $6 \mu\text{g g}^{-1}$ , Pb:  $35 \mu\text{g g}^{-1}$  y Zn:  $123 \mu\text{g g}^{-1}$ ), los valores de As, Pb y Zn siguen siendo altos (Montenegro, 2007).

Los cambios realizados en la playa Paraíso, generan una interrogante respecto del estado de salud ambiental, particularmente en relación al contenido de metales. Por tal motivo, el objetivo de este trabajo es evaluar el contenido de metales pesados en la biota y sedimentos de esta playa y determinar si estos valores se asemejan o son diferentes a los de una playa natural, además de establecer si se encuentran dentro de límites aceptables según la normativa nacional e internacional. Para ello se determinaron diferencias o similitudes en el contenido de metales de la biota y el sedimento entre las playas Paraíso y El Lenguado. Esta última corresponde a la playa natural utilizada como control para dicha comparación.

Como hipótesis se plantea que la remoción de sustrato original contaminado e inyección de arenas limpias permitió una disminución considerable de la concentración de metales pesados en playa Paraíso, por lo que la fauna bentónica así como el sustrato de esta playa presentarán bajas concentraciones de estos metales, cuyos valores no serán significativamente distintos de los registrados en El Lenguado.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Campaña de muestreo

Se colectaron muestras de macroinfauna bentónica y sedimentos intermareales y submareales en playa Paraíso ( $23^{\circ}38'15''\text{S}$ ,  $70^{\circ}23'74''\text{W}$ ) y playa El Lenguado ( $23^{\circ}46'25.1''\text{S}$ ,  $70^{\circ}28'29.5''\text{W}$ ) los días 24 de abril y 1 de mayo 2009, respectivamente (Fig. 1). Paraíso se caracteriza por ser una playa de arena de 264 m de longitud, protegida en sus extremos por rompeolas. El Lenguado, por su parte, corresponde a una playa semi-expuesta de arena de 113 m de longitud limitada por rocas en sus extremos.

En ambas playas se diseñó una grilla de muestreo, con 15 estaciones en playa Paraíso y 12 en playa El Lenguado. Dentro de la grilla de playa Paraíso, cinco estaciones quedaron ubicadas en el intermareal arenoso, mientras que las restantes se posicionaron en el submareal. Las últimas cinco estaciones subma-

reales se ubicaron en el límite exterior de la playa. En la grilla de El Lenguado, cuatro estaciones se ubicaron en el intermareal arenoso, y las ocho restantes en el submareal. Los muestreos de ambas playas se realizaron durante la bajamar.

La obtención de muestras de macroinfauna y sedimentos intermareales se realizó mediante un testigo de 16 cm de diámetro, con una superficie de muestreo de  $201 \text{ cm}^2$ . Para separar los organismos del sedimento, se empleó un tamiz circular de 1 mm de abertura de malla. Las muestras submareales fueron obtenidas mediante buceo autónomo. En cada estación del submareal se colocó un cuadrante de PVC de 25 x 25 cm en el fondo y se extrajeron manualmente todos los organismos que se encontraron dentro del cuadrante. Una vez obtenida las muestras, se almacenaron en bolsas plásticas, etiquetadas y selladas. Los organismos se congelaron a  $-20^{\circ}\text{C}$  para su posterior identificación y análisis de metales pesados.

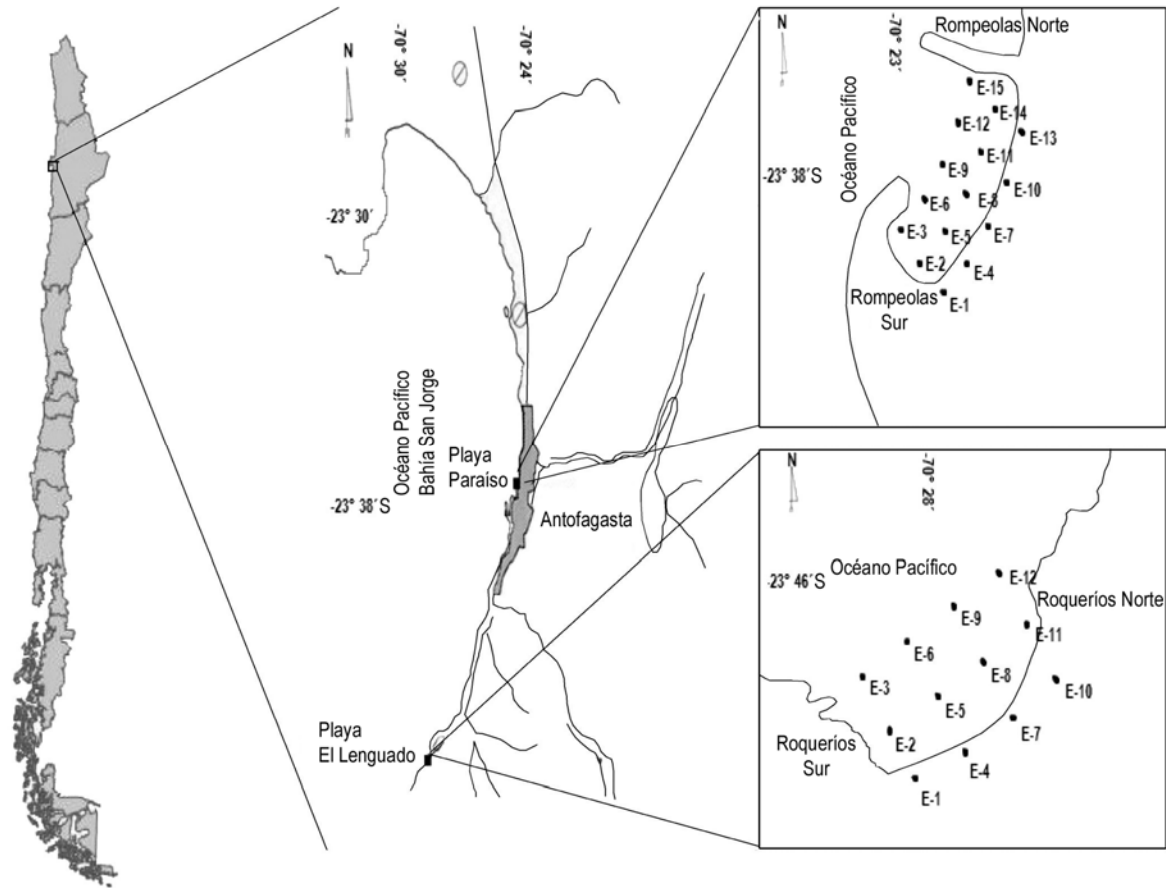
Se determinaron los perfiles de cada playa utilizando el método de Emery (1961), a través de sus respectivas pendientes (b) empleando el coeficiente  $a/d$ , donde a es la sumatoria de las alturas entre los puntos de muestreo y d la sumatoria de distancias entre cada punto, esta relación se expresa finalmente como  $1/b$  o distancia de intermareal para la cual existe 1 m de declive. Finalmente, teniendo el valor de la pendiente de cada playa, se expresó en grados mediante el cálculo del arcotangente de la pendiente, y en porcentaje considerando los  $90^{\circ}$  como un 100% de inclinación.

Utilizando la clasificación en base al oleaje incidente como playas reflectivas (pendiente  $>15\%$ ), disipativas (pendiente  $<5\%$ ) (Brazeiro, *et al.*, 1998) e intermedias (condiciones intermedias entre disipativas y reflectivas), y aplicando el criterio de clasificación de McLachlan, se determinó el tipo de playa según su pendiente.

### Tratamiento de muestras en el laboratorio

Las muestras fueron lavadas con agua destilada, limpiando cualquier elemento que pudiera perjudicar la identificación taxonómica. Los organismos fueron separados por grupo taxonómico al nivel más específico posible, con una lupa estereoscópica, guías de biodiversidad, y claves de identificación taxonómica (Osorio, 1979; Rozbaczlyo, 1980; McLean, 1984; Zuñiga, 2002).

Los organismos identificados fueron contabilizados y pesados con una balanza analítica Sartorius 0,0001 g de sensibilidad y una balanza granataria Petit Balance 0,001 g de sensibilidad, dependiendo del tamaño y peso del organismo. Las muestras de



**Figura 1.** Ubicación geográfica del área de estudio. Se señalan las estaciones de muestreo para las playas Paraiso y El Lenguado.

**Figure 1.** Geographic location of study area. The sampling stations for the Paraiso and El Lenguado beaches.

sedimento fueron colocadas en bandejas plásticas rotuladas y secadas en una estufa a 45°C hasta obtener peso constante.

La caracterización granulométrica de los sedimentos colectados se realizó de acuerdo a la metodología indicada por Holme & McIntyre (1971). Para ello, se pesó un promedio de 459 g de sedimento en una balanza granataria, se tamizó durante 10 min utilizando un rotap Retsch y luego se pesó cada fracción de sedimento (4 mm, 2 mm, 1 mm, 500  $\mu$ m, 250  $\mu$ m, 125  $\mu$ m, 63  $\mu$ m y <63  $\mu$ m). Se obtuvo los estadígrafos promedio gráfico (PG) y grado de selección (GS). Adicionalmente, se determinó el contenido de materia orgánica en la fracción total de los sedimentos mediante ignición en mufla a 450°C por 4,5 h (Chauvaud *et al.*, 1996).

#### **Contenido de metales pesados en organismos y sedimento**

Los ejemplares se separaron por especie en una bandeja plástica previamente tratada. Se seleccionaron

por tamaño y con una tijera y pinzas anatómicas lavadas con agua desionizada se extrajo tejido del músculo, gónada y manto. Para aquellos organismos de menor tamaño o que presentaron estructuras duras, se utilizó la totalidad del tejido del animal. El tejido de mayor tamaño fue picado en partes más pequeñas y se homogeneizó, triturándolo en un mortero hasta transformarlo en una pasta húmeda.

Se pesaron entre 0,5 y 1,0 g de muestra, correspondiente a peso húmedo, con una balanza analítica en un vaso precipitado. Se adicionaron 10 mL de HNO<sub>3</sub> concentrado y 10 mL de agua desionizada. El vaso precipitado se tapó con un embudo y vidrio reloj (sistema de reflujo), la muestra se calentó a 150°C por 2 h en una plancha calefactora bajo campana, se dejó enfriar y luego se filtró en un sistema al vacío. Finalmente se aforó a 25 mL con agua desionizada y se almacenó en un frasco plástico rotulado.

En el caso de los sedimentos, se pesó entre 0,2 y 0,8 g de la fracción menor a 63 $\mu$  y se adicionó 15 mL de agua regia (mezcla de HCl con HNO<sub>3</sub> en

proporción 3:1), se tapó el vaso con un sistema de reflujo y se calentó en una plancha calefactora a 150°C por 2 h, para realizar la digestión total de las muestras. Finalmente, se dejaron enfriar, se filtraron en un sistema al vacío y se aforaron a 25 mL con agua desionizada para luego almacenarlas en frascos plásticos rotulados.

Las muestras de sedimento y tejido biológico se analizaron con un espectrofotómetro de absorción atómica Shimadzu, modelo AA-6300, siguiendo el procedimiento descrito para metales en sólidos US EPA 3050B (US EPA, 1996). Para la totalidad de los metales analizados (Pb, Cd, Zn, Cu, Ni), se utilizó una llama aire-acetileno.

En el caso del tejido biológico, el procedimiento analítico fue chequeado mediante el uso de material de referencia certificado DORM-3 (Dogfish) adquirido en el National Research Council of Canada, NRC. En el caso del análisis en sedimento, el procedimiento analítico fue verificado mediante el uso de sedimento estándar MESS-3 y HISS-1 de la National Research Council of Canada. En ambos casos, se observó un error inferior al 5%.

### **Contenido de metales en playa Paraíso para tres períodos de tiempo**

Se utilizaron datos de concentraciones de Ni, Pb y Zn en playa Paraíso obtenidos el 2001 y 2007 para realizar una comparación con los datos del presente estudio y determinar su variabilidad. Los datos del 2001 correspondieron a información de la DIA del proyecto "Construcción y habilitación de playas artificiales sector centro, Antofagasta, II Región" (Resolución N°3581), mientras que los datos del 2007 fueron obtenidos en el mismo laboratorio donde se procesaron las muestras del presente trabajo, que fueron reportados por Montenegro (2007).

### **Tratamiento estadístico de los datos**

Se efectuaron cuatro pruebas estadísticas ANDEVA de una vía ( $P = 0,05$ ). Las dos primeras para determinar la existencia de diferencias significativas entre las concentraciones de metales pesados encontrados en los organismos de cada estación, en cada playa por separado y para determinar la existencia de diferencias significativas entre las concentraciones de metales pesados de especies comunes a ambas playas, agrupadas por dieta, respectivamente; las dos últimas para determinar la existencia de diferencias significativas entre las concentraciones de metales pesados en sedimentos de ambas playas y para comprobar la existencia de diferencias significativas entre las concentraciones de Ni, Pb y Zn en sedimentos de playa Paraíso entre el

2007 y 2009, respectivamente. Los datos se trabajaron con el programa computacional Minitab 14 y las concentraciones de metales transformadas mediante  $\text{Log}_{10}$  para su normalización.

## **RESULTADOS**

De acuerdo a la escala propuesta por McLachlan (1983), Paraíso corresponde a una playa protegida, con moderada acción de las olas y pendiente de 25% con un valor de 22,5°. Por su parte, El Lenguado corresponde a una playa expuesta, con acción de las olas entre moderada y fuerte, dependiendo de las condiciones de las mareas y pendiente de 10%, con un valor de 11,1°.

### **Granulometría y contenido de materia orgánica de los sedimentos**

Las muestras de sedimento recolectadas en las estaciones de la zona intermareal de playa Paraíso se caracterizaron por la presencia de material biogénico (calcáreo), principalmente fragmentos de conchas y exoesqueletos de crustáceos. En esta zona el sustrato fue principalmente de tipo simétrico, con partículas que variaron desde mal a moderadamente seleccionadas.

Las muestras de sedimento obtenidas en las estaciones de la zona submareal de playa Paraíso presentaron escaso material biogénico, además de una coloración más oscura que las muestras del intermareal. El sustrato de esta zona presentó un moderado exceso de finos, con partículas que variaron desde mal a muy bien seleccionadas.

En las estaciones de la zona intermareal de playa El Lenguado, las muestras de sedimento presentaron gran cantidad de material biogénico (calcáreo), principalmente exoesqueletos de crustáceos y fragmentos de conchas. En esta zona el sustrato fue en su totalidad simétrico con partículas que variaron desde mal a muy mal seleccionadas.

El sedimento obtenido en las estaciones de la zona submareal de playa El Lenguado, presentó menor cantidad de material biogénico. Al igual que en el intermareal, el sustrato de esta zona fue en su totalidad simétrico con partículas que variaron desde mal a muy mal seleccionadas.

En la Tabla 1 se indican los valores de promedio gráfico (PG), grado de selección (GS), clasificación del sedimento y porcentaje de materia orgánica total (%MOT) del sustrato intermareal y submareal de las playas Paraíso y El Lenguado.

**Tabla 1.** Atributos de los sedimentos en la totalidad de las estaciones muestreadas en playa Paraíso y playa El Lenguado. Valores en unidades phi para el promedio gráfico (PG) y el grado de selección por tamaño (GS). Se indica la clasificación del sedimento. La materia orgánica total se expresa en porcentaje (%MOT).

**Table 1.** Attributes of the sediments in the totality of the sampled stations of Paraíso beach and El Lenguado beach. Values in units phi for the graphic average (PG) and the degree of selection by size (GS). The classification of the sediment it's indicated. Total organic matter expressed as a percentage (%MOT).

Estación	Atributo Paraíso				Atributo El Lenguado				Zona	
	PG	GS	%MOT	Clase	PG	GS	%MOT	Clase	Intermareal	Submareal (3 m)
1	1,87	0,6	0,97	AM	1,85	0,39	1,16	AM	✓	-
2	0,98	0,35	0,97	AG	2,15	0,37	1,53	AF	-	✓
3	1,06	0,27	1,01	AM	1,80	0,49	1,31	AM	-	✓
4	1,50	0,5	1,04	AG	2,01	0,35	1,23	AF	✓	-
5	0,77	0,31	1,17	AG	1,90	0,44	3,99	AM	-	✓
6	0,87	0,28	1,24	AG	1,80	0,48	1,53	AM	-	✓
7	1,35	0,36	1,0	AM	1,89	0,35	1,49	AM	✓	-
8	0,87	0,29	1,11	AG	1,98	0,35	1,45	AM	-	✓
9	0,8	0,27	1,16	AG	2,02	0,33	1,51	AF	-	✓
10	0,93	0,34	0,99	AG	1,70	1,35	1,26	AM	✓	-
11	0,93	0,63	1,07	AG	1,99	0,35	1,40	AM	-	✓
12	0,59	0,41	1,13	AG	1,85	0,45	1,62	AM	-	✓
13	0,72	0,35	1,06	AG	-	-	-	-	✓	- *
14	-0,28	1,21	1,06	AM G	-	-	-	-	.*	✓ *
15	0,74	0,21	1,18	AG	-	-	-	-	.*	✓ *

\* Solo presente en playa Paraíso.

AF: Arena fina, AM: Arena media, AG: Arena gruesa, AMG: Arena muy gruesa.

### Taxa encontrados en ambas playas

En playa Paraíso se recolectó un total de 329 especímenes agrupados en 19 taxa y 5 phylum/superclase. El phylum Mollusca presentó el mayor número de especies con 11, seguido del phylum Echinodermata con tres especies, luego la superclase Crustacea con dos especies y una familia indeterminada, el phylum Cnidaria con una especie y el phylum Annelida con una familia indeterminada (Tabla 2).

En playa El Lenguado se recolectó un total de 351 ejemplares pertenecientes a 22 taxa y 4 phylum/superclase. Al igual que en playa Paraíso, el phylum Mollusca presentó la mayor cantidad de especies observándose 10, seguido del phylum Echinodermata con cinco especies, luego la superclase Crustacea con cuatro especies y una familia indeterminada, y el phylum Annelida con dos familias indeterminadas (Tabla 3).

El phylum Cnidaria sólo fue observado en playa Paraíso, no encontrándose ningún ejemplar en El Lenguado. En esta última playa se encontraron dos

especies más que en Paraíso pertenecientes a la superclase Crustacea.

### Contenido de metales en sedimentos y organismos, y evaluación ambiental bajo normas de calidad

La Tabla 4 indica la estadística descriptiva de las variables medidas en los sedimentos de ambas playas. La concentración más alta de los cinco metales analizados en playa Paraíso correspondió al Pb, con valor máximo de 1080  $\mu\text{g g}^{-1}$ , mientras que la concentración más baja se observó en el Ni con máximo de 81  $\mu\text{g g}^{-1}$ . En playa El Lenguado, al igual que en Paraíso, la mayor concentración de los cinco metales analizados correspondió al Pb con máximo de 194  $\mu\text{g g}^{-1}$ , mientras que la menor concentración fue observada en el Zn, con máximo de 58  $\mu\text{g g}^{-1}$ .

La Tabla 5 señala las concentraciones promedio expresadas en  $\mu\text{g g}^{-1}$  de los cinco metales pesados encontrados en los organismos analizados en las playas Paraíso y El Lenguado. Los valores de referencia de las SQG, las normas de calidad de sedimentos marinos y lacustres, y las concentraciones medidas en este estudio se indican en la Tabla 6.

**Tabla 2.** Taxa encontrados en playa Paraíso. Se indica la ubicación de cada especie.**Table 2.** Taxa found in Paraíso beach. The location of each species it's indicated.

Phylum/Superclase	Especie	Ubicación de la especie
Mollusca	<i>Tegula tridentata</i> (Potiez & Michaud, 1838)	Submareal
	<i>Tegula luctuosa</i> (D'Orbigny, 1840)	Submareal
	<i>Tegula atra</i> (Lesson, 1830)	Submareal
	<i>Nassarius gayi</i> (Kiener, 1835)	Submareal
	<i>Tagelus dombeii</i> (Lamarck, 1818)	Submareal
	<i>Protothaca thaca</i> (Molina, 1782)	Submareal
	<i>Crepidula dilatata</i> (Lamarck, 1822)	Submareal
	<i>Crepidula phillippiana</i> Gallardo, 1977	Submareal
	<i>Concholepas concholepas</i> (Bruguière, 1789)	Submareal
	<i>Brachiodontes granulatus</i> (Hanley, 1843)	Submareal
	<i>Chiton cummingsii</i> Frembly, 1827	Submareal
Echinodermata	<i>Tetrapygyus niger</i> Molina, 1782	Submareal
	<i>Stichaster striatus</i> Müller & Troschel, 1840	Submareal
	<i>Athyonidium chilensis</i> (Semper, 1868)	Submareal
Crustacea	<i>Emerita analoga</i> (Stimpson, 1857)	Intermareal
	<i>Liopetrolisthes mitra</i> (Dana, 1852)	Submareal
	Penaeidae, indeterminado	Submareal
Cnidaria	<i>Actinia equina</i> Linnaeus, 1758	Submareal
Annelida	<i>Fauveliopsidae</i> , indeterminado	Intermareal

**Tabla 3.** Taxa encontrados en playa El Lenguado. Se indica la ubicación de cada especie.**Table 3.** Taxa found in El Lenguado beach. The location of each species it's indicated.

Phylum/Superclase	Especie	Ubicación de la especie
Mollusca	<i>Tegula tridentata</i> (Potiez & Michaud, 1838)	Submareal
	<i>Tegula luctuosa</i> (D'Orbigny, 1840)	Submareal
	<i>Tegula atra</i> (Lesson, 1830)	Submareal
	<i>Concholepas concholepas</i> (Bruguière, 1789)	Submareal
	<i>Chiton cummingsii</i> (Frembly, 1827)	Submareal
	<i>Protothaca thaca</i> (Molina, 1782)	Submareal
	<i>Oliva peruviana</i> (Lamarck, 1810)	Submareal
	<i>Turritella cingulata</i> Sowerby, 1825	Submareal
	<i>Brachiodontes granulatus</i> (Hanley, 1843)	Submareal
	<i>Fissurella maxima</i> (Sowerby, 1835)	Submareal
Echinodermata	<i>Tetrapygyus niger</i> Molina, 1782	Submareal
	<i>Loxechinus albus</i> (Molina, 1782)	Submareal
	<i>Heliaster helianthus</i> Lamarck, 1816	Submareal
	<i>Stichaster striatus</i> Müller & Troschel, 1840	Submareal
	<i>Athyonidium chilensis</i> (Semper, 1868)	Submareal
Anellida	<i>Fauveliopsidae</i> , indeterminado	Intermareal
	<i>Onuphidae</i> , indeterminado	Intermareal
Crustacea	<i>Emerita analoga</i> (Stimpson, 1857)	Intermareal
	<i>Liopetrolisthes mitra</i> (Dana, 1852)	Submareal
	<i>Rhynchocinetes typus</i> H. Milne Edwards, 1837	Submareal
	<i>Pagurus edwardsii</i> (Dana, 1852)	Submareal
	Penaeidae, indeterminado	Submareal



**Tabla 4.** Estadística descriptiva de las variables medidas en los sedimentos de playa Paraíso y playa El Lenguado. DS: desviación estándar.

**Table 4.** Descriptive statistic of the variables measured in the sediments of Paraíso beach and El Lenguado beach. DS: standard deviation.

Playa	Variable	N° datos	Media	DS	Mínimo	Máximo
Paraíso	MOT (%)	15	1,08	0,08	0,97	1,24
	Cu ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	15	152	41	87	240
	Pb ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	15	454	226	167	1081
	Ni ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	15	47	16	21	81
	Cd ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	15	103	25	50	153
	Zn ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	15	119	35	64	175
El Lenguado	MOT (%)	12	1,62	0,76	1,16	3,99
	Cu ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	12	49	19	18	87
	Pb ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	12	100	42	32	194
	Ni ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	12	29	13	10	62
	Cd ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	12	44	21	23	100
	Zn ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	12	36	15	11	58

Al comparar las concentraciones de los cinco metales pesados en los sedimentos de ambas playas (Fig. 2), se observaron concentraciones significativamente más altas en playa Paraíso (Cu:  $P < 0,0001$ ; Pb:  $P < 0,0001$ ; Ni:  $P = 0,002$ ; Cd:  $P < 0,0001$ ; Zn:  $P < 0,0001$ ).

La Figura 3 indica las concentraciones de los cinco metales pesados encontrados en las especies comunes a ambas playas, que fueron: *Emerita analoga*, *Protothaca thaca*, *Tetrapygyus niger*, *Tegula tridentata*, *Athyonidium chilensis*, *Concholepas concholepas* y *Stichaster striatus*. De acuerdo a esta figura, el Cu, Pb y Ni en los organismos de playa Paraíso tuvieron valores más altos que en El Lenguado. Sin embargo *Protothaca thaca* presentó valores de Zn mayores en El Lenguado, mientras que en *Tegula tridentata* también se encontraron concentraciones mayores de Zn y Cd.

La prueba ANDEVA (una vía) entregó los siguientes resultados al comparar las concentraciones de metales en estas especies, agrupadas por tipo de dieta: en los filtradores solamente se encontraron diferencias significativas en las concentraciones de Cu ( $P = 0,008$ ), Ni ( $P < 0,0001$ ) y Pb ( $P = 0,019$ ); en los herbívoros ocurrió lo mismo, con valores de significancia para el Cu ( $P = 0,038$ ), Ni ( $P = 0,031$ ) y Pb ( $P = 0,064$ ); los detritívoros presentaron diferencias significativas en las concentraciones de Cu ( $P = 0,005$ ), Pb ( $P = 0,002$ ), Ni ( $P = 0,008$ ) y Zn ( $P = 0,016$ ), con excepción del Cd ( $P = 0,761$ ). Finalmente, los carnívoros sólo presentaron diferencias signifi-

cativas en las concentraciones de Cd ( $P = 0,029$ ). En el Cu ( $P = 0,153$ ), Pb ( $P = 0,118$ ), Ni ( $P = 0,194$ ) y Zn ( $P = 0,62$ ), no se encontraron diferencias significativas.

La Figura 4 indica las concentraciones promedio de Ni, Zn y Pb encontradas en sedimentos de playa Paraíso en tres períodos analizados: 2001, 2007 y 2009 respectivamente. Se observó una disminución considerable en los niveles de estos tres metales pesados entre 2001 y 2007. Sin embargo, en 2009, año en que se realizó este estudio, se observó un incremento en las concentraciones de Ni, Zn y Pb en playa Paraíso a niveles cercanos a los encontrados el 2001. Estos resultados concuerdan con la prueba ANDEVA (una vía) de la comparación realizada entre el 2007 y 2009, en el contenido de estos tres metales en sedimentos de esta playa, donde se observaron diferencias significativas en los tres.

## DISCUSIÓN

### Comparación de atributos sedimentológicos

Las características morfodinámicas y la composición granulométrica de playa Paraíso concuerdan con las características de una playa reflectiva (Short & Wright, 1983; McArdle & McLachlan, 1991, 1992). El predominio en valores simétricos que presentó el sedimento intermareal, se explicaría por la utilización de arena media limpia durante las actividades de relleno de esta zona, cuando se realizaron las obras de construcción y habilitación de playa Paraíso

**Tabla 5.** Concentraciones promedio ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) de cada uno de los cinco metales pesados determinados en los organismos analizados en playa Paraíso y playa El Lenguado.

**Table 5.** Average concentrations ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) of each one of the five heavy metals determined in the analyzed organisms of Paraíso beach and El Lenguado beach.

Especie	Playa Paraíso					Playa El Lenguado				
	Zn	Cu	Cd	Ni	Pb	Zn	Cu	Cd	Ni	Pb
<i>Protothaca thaca</i>	13	22	0,01	5	115	15	7	0,001	0,02	30
<i>Crepidula dilatata</i>	10	36	0,004	2	63	*	*	*	*	*
<i>Crepidula phillipiana</i>	24	46	0,01	6	118	*	*	*	*	*
<i>Tegula tridentata</i>	3	24	0,01	4	81	10,01	6	0,02	0,1	41
<i>Tegula luctuosa</i>	*	*	*	*	*	3	2	0,001	0,1	28
<i>Tegula atra</i>	*	*	*	*	*	1	2	0,01	0,2	32
<i>Concholepas concholepas</i>	3	10	0,01	2	53	1	3	0,001	0,001	21
<i>Tagelus dombeii</i>	21	28	0,004	4	94	*	*	*	*	*
<i>Fissurella maxima</i>	*	*	*	*	*	4	1	0,004	0,01	13
<i>Athyonidium chilensis</i>	10	79	0,01	6	130	1	2	0,01	0,01	15
<i>Tetrapygyus niger</i>	18	66	0,01	7	124	5	2	0,01	4	63
<i>Loxechinus albus</i>	*	*	*	*	*	2	4	0,003	0,02	17
<i>Stichaster striatus</i>	13	22	0,01	2	64	11	10	0,003	1	46
<i>Heliasther helianthus</i>	*	*	*	*	*	5	4	0,001	0,001	11
<i>Emerita analoga</i>	6	12	0,01	2	33	2	3	0,002	0,02	21
<i>Pagurus edwardsii</i>	*	*	*	*	*	15	8	0,003	0,02	78
<i>Actinia equina</i>	36	39	0,01	6	99	*	*	*	*	*

**Tabla 6.** Valores guía de ERB y ERM para los metales traza ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) de acuerdo con ambas normativas y concentraciones medidas en este estudio ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ). ERB: Efectos de Rango Bajo, ERM: Efectos de Rango Medio.

**Table 6.** ERL and ERM guideline values for trace metals ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) according with both norms and concentrations measured in this study ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ). ERL: Effects Range-Low, ERM: Effects Range-Median.

Químico	Guías*		Guías**		Concentraciones medidas en este estudio	
	ERB	ERM	ERB	ERM	Concentración media en playa Paraíso	Concentración media en playa El Lenguado
Cu	34	270	23	200	152	49
Pb	47	218	32	200	454	100
Ni	21	52	-	-	47	29
Cd	1	10	1	6	103	44
Zn	150	410	70	350	119	36

\* Long *et al.* (1995). Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environ. Manage.* 19(1): 81-97.

\*\* Universidad de Playa Ancha. (2002). Antecedentes técnico-científicos para la Generación de la Norma de Calidad Secundaria de Sedimentos Marinos y Lacustres. CONAMA, Capítulo 7, Pág. 11.

(CONAMA, 2001). El sedimento submareal mostró un predominio de moderado exceso de finos en el tipo de grano. Esto se explicaría por una mezcla de sedimento original con el sedimento usado en las actividades de relleno de la zona intermareal gracias a la acción del oleaje. Por el contrario, en playa El Lenguado se observaron características morfodi-

námicas diferentes. El valor de la pendiente permitió clasificarla de tipo intermedio (Short & Wright, 1983; McArdle & McLachlan, 1991, 1992). Los valores simétricos del sedimento intermareal y submareal obtenido en playa El Lenguado también concuerdan con la definición de playa intermedia según estos mismos autores.

### Taxa en ambas playas

Brown & McLachlan (1990) revelan que los crustáceos, poliquetos y moluscos son los taxa más frecuentes de la macroinfauna en el norte de Chile. Esto explicaría el predominio de los moluscos en ambas áreas de estudio, dado que la mayoría de las estaciones de muestreo en cada playa, se ubicaron en el submareal, hábitat característico de la mayoría de los moluscos de playas arenosas.

De los moluscos identificados en ambas playas, se observó la ocurrencia de *Crepidula dilatata* y *C. philippiana* sólo en playa Paraíso (Tabla 2). De acuerdo con Paredes & Cardoso (2007), la familia Calyptraeidae (Lamarck, 1809), incluye Caenogastropodos mayormente sedentarios, habitantes de fondos rocosos desde el intermareal hasta el sublitoral, lo que coincide con las características de esta playa. Por el contrario, playa El Lenguado no presentó estaciones con fondos rocosos, por lo que se justifica la ausencia de estas especies. Por su parte, los cnidarios solo se encontraron en playa Paraíso, con *Actinia equina* (Linnaeus, 1758) como representante, mientras que en El Lenguado no se identificó ninguna especie de este grupo (Tabla 3). Según Sebens (1976, 1982) y Day (1994) la distribución espacial de los cnidarios estaría asociada a fondos duros, lo que coincide con la ocurrencia de *A. equina* en una estación de fondo rocoso de playa Paraíso.

En las estaciones del intermareal de ambas playas, la especie predominante fue *Emerita analoga* (Stimpson, 1857). Al respecto Jaramillo (2001) indica que esta especie es una de las más comunes de la macroinfauna de playas de arena en el norte de Chile.

### Indicadores químicos

De las concentraciones de los cinco metales analizados en los sedimentos, claramente se observó un mayor enriquecimiento en playa Paraíso (Fig. 2). Particularmente, en el caso del Cu, las concentraciones registradas fueron superiores a las reportadas por López *et al.* (2001), que encontraron concentraciones de 36 y 45  $\mu\text{g g}^{-1}$  en los sedimentos de playa Amarilla y La Rinconada, ambas localizadas en los extremos sur y norte de la bahía San Jorge, respectivamente (Fig. 1). Estos datos de distribución de Cu en la zona costera de esta bahía sugieren un significativo incremento de este metal en playa Paraíso, probablemente, como consecuencia de la historia de este sector y por su cercanía con el puerto de embarque de minerales de Antofagasta, donde se han reportado concentraciones medias de Cu de más de 3000  $\mu\text{g g}^{-1}$  en la zona submareal (Valdés *et al.*, 2010).

Las diferencias encontradas en el contenido de Cu, Ni y Pb en el grupo de los filtradores de ambas playas

se explicarían por diferencias en la tasa de filtración, pues según Waldichuk (1974) y Laws (1981) el Cu es bioacumulado por organismos vivos filtradores, además se asocia fácilmente con el Ni, mientras que las concentraciones medias de Pb presentaron valores muy diferentes en los ejemplares de ambas playas, lo que explicaría estas diferencias (Fig. 3).

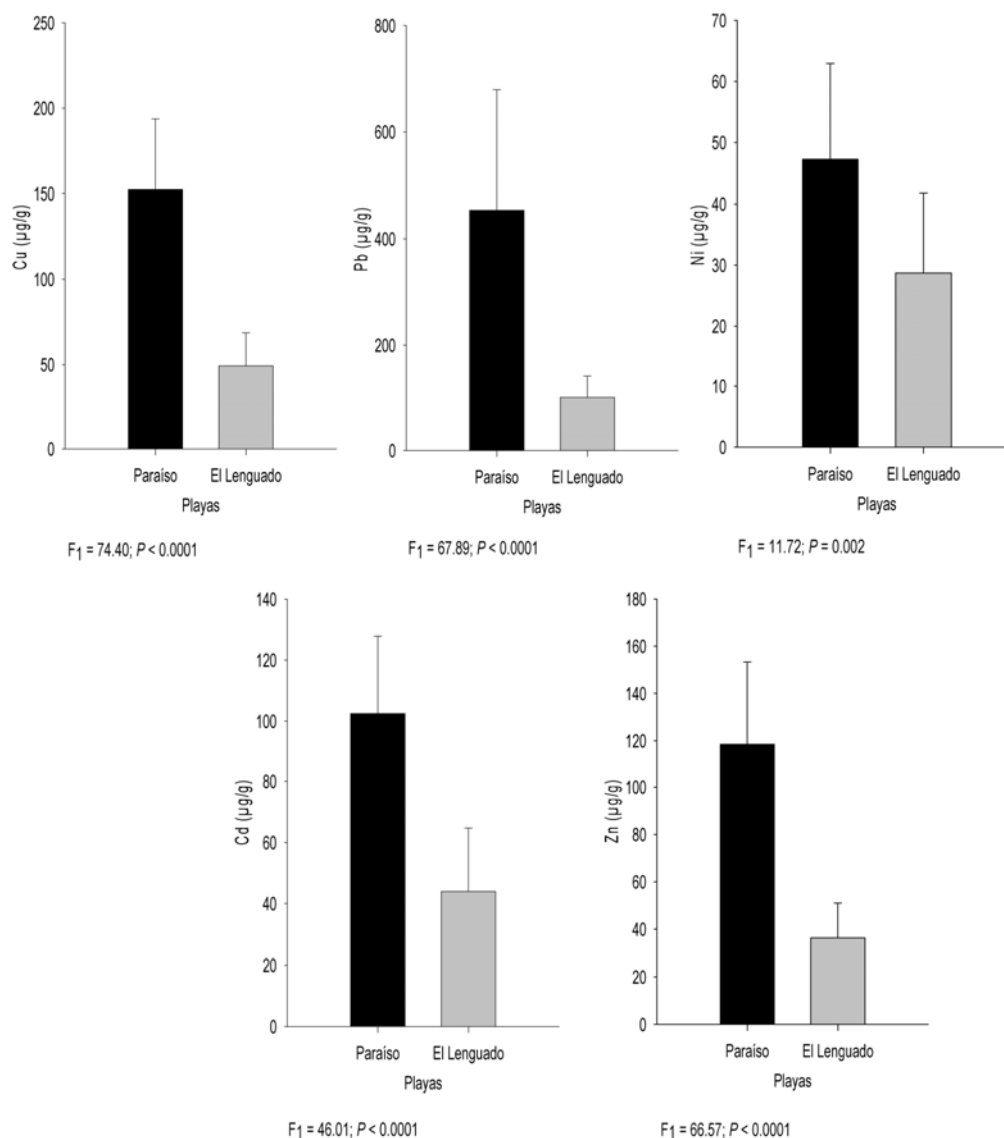
En cuanto a los herbívoros de ambas playas, se observaron diferencias en el contenido de los mismos metales que en los filtradores, lo que se explicaría por ciertas similitudes en los hábitos alimenticios de ambos grupos, a pesar de la forma en que obtienen su alimento, ya que muchas especies son filtradoras-herbívoras (Fig. 3).

Diferencias observadas sólo en el contenido de Cd para el grupo de los carnívoros de ambas playas (Fig. 3), puede explicarse en ciertas fuentes de variación en el contenido de metales como: la longitud (Latouche & Mix, 1982), sexo (Orren *et al.*, 1980; Latouche & Mix, 1982), época del año (Orren *et al.*, 1980; Boalch *et al.*, 1981; Ouellette, 1981), o variabilidad residual (Lobel *et al.*, 1989).

Diferencias significativas observadas en el contenido de todos los metales, excepto el Cd para el grupo de los detritívoros de ambas playas, se deberían a que las concentraciones promedio de la totalidad de metales, exceptuando al Cd, presentaron valores bastante más elevados en playa Paraíso que en El Lenguado para este grupo. Esto podría estar asociado a cualquiera de las fuentes de variación en el contenido de metales antes mencionadas (Fig. 3).

### Variabilidad temporal del contenido de metales en playa Paraíso

Dado que se tienen mediciones de Ni, Pb y Zn en tres períodos diferentes (Fig. 4), se puede establecer tendencia y evaluar el impacto de la construcción de playa Paraíso sobre estos metales. Se observó en un principio que la construcción de la playa artificial, terminada a fines de 2006, constituyó una medida remedial efectiva para el problema de las altas concentraciones de metales en ese sector, ya que éstas disminuyeron significativamente respecto a las concentraciones medidas en 2001 (Fig. 4), antes del inicio de las obras. Sin embargo, los datos de 2009 (poco más de 2 años después de la apertura de la playa artificial) muestran un incremento en las concentraciones de los tres metales, con diferencias significativas de acuerdo a un ANDEVA aplicado a estos valores (Fig. 4). Esto sugiere dos posibles explicaciones: i) que con el paso del tiempo la acción del oleaje ha mezclado los sedimentos nuevos depositados en este sector con sedimentos antiguos que no fueron removidos y mantenían altas



**Figura 2.** Concentraciones promedio de los cinco metales pesados determinados en sedimentos de ambas áreas de estudio y valores de la prueba ANDEVA (una vía) para cada metal analizado.

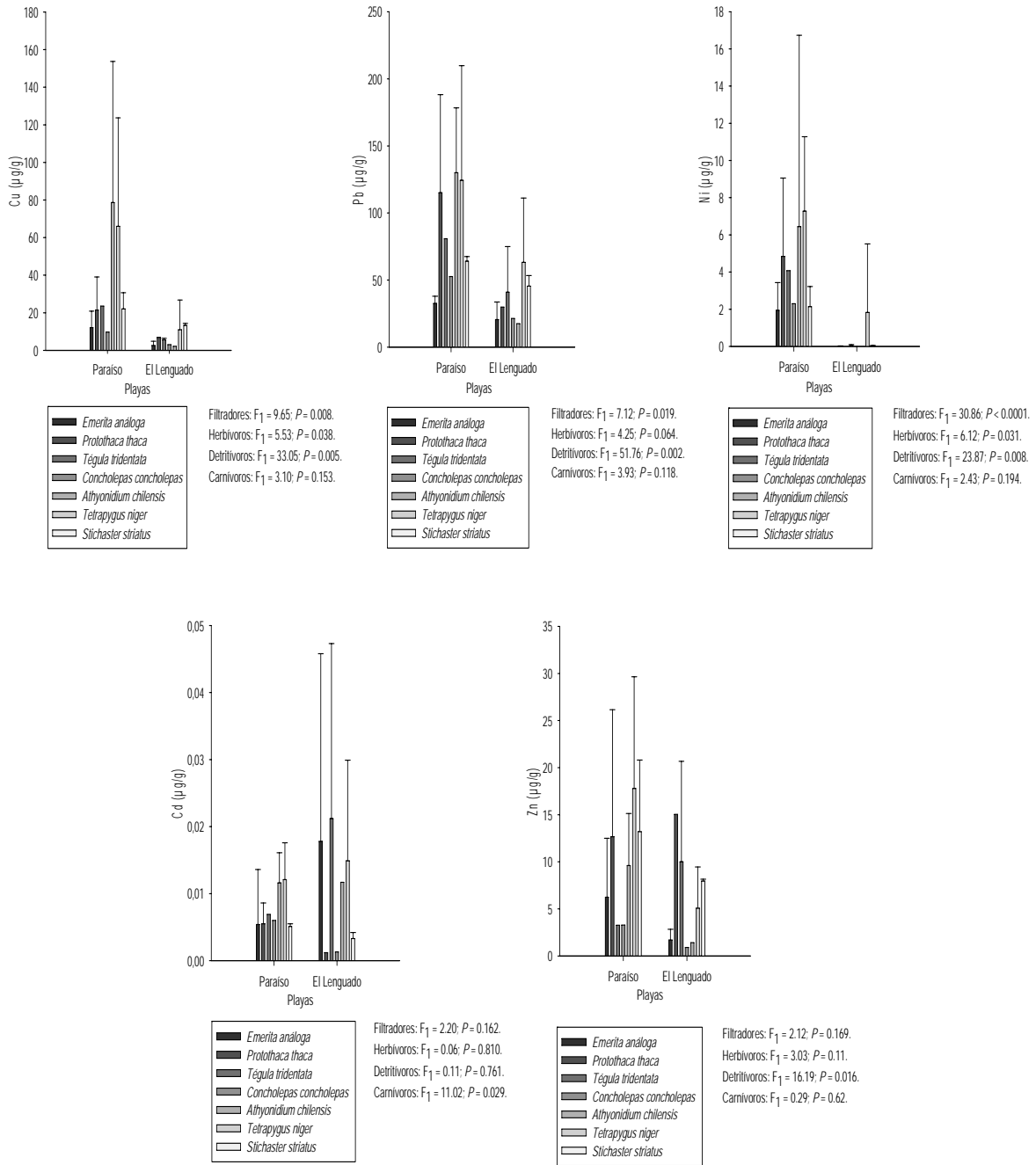
**Figure 2.** Average concentrations of the five heavy metals found in sediments, of both areas of study, and values of the ANOVA (one way) test for each metal analyzed.

concentraciones de estos metales, y/o ii) que las actividades de embarque de minerales continúan generando impacto en la zona costera.

#### Evaluación ambiental bajo normas de calidad

De acuerdo a la Tabla 6, los valores de Cu y Ni registrados en ambas playas sugieren efectos adversos ocasionales sobre las comunidades de organismos. En el caso del Cu, esta situación difiere de la registrada en el sector del puerto de Antofagasta (cercano a playa Paraíso), donde concentraciones medidas en sedimentos submareales sobrepasan la normativa nacional e internacional, con efectos adversos evidentes sobre

los organismos (Valdés *et al.*, 2010), debido probablemente, a un mayor impacto de la actividad de embarque de este mineral cerca del puerto. Por su parte, el Zn indica que en el caso de la norma internacional, ambas playas no presentarían efectos adversos para las comunidades de organismos, mientras que en el caso de la normativa nacional es posible encontrar efectos ocasionales en playa Paraíso. Finalmente, en el caso del Pb son evidentes las diferencias entre ambas playas; mientras que en playa Paraíso los valores determinados indican efectos adversos evidentes (bajo ambas normativas), en playa El Lenguado estos efectos serían solo ocasionales.

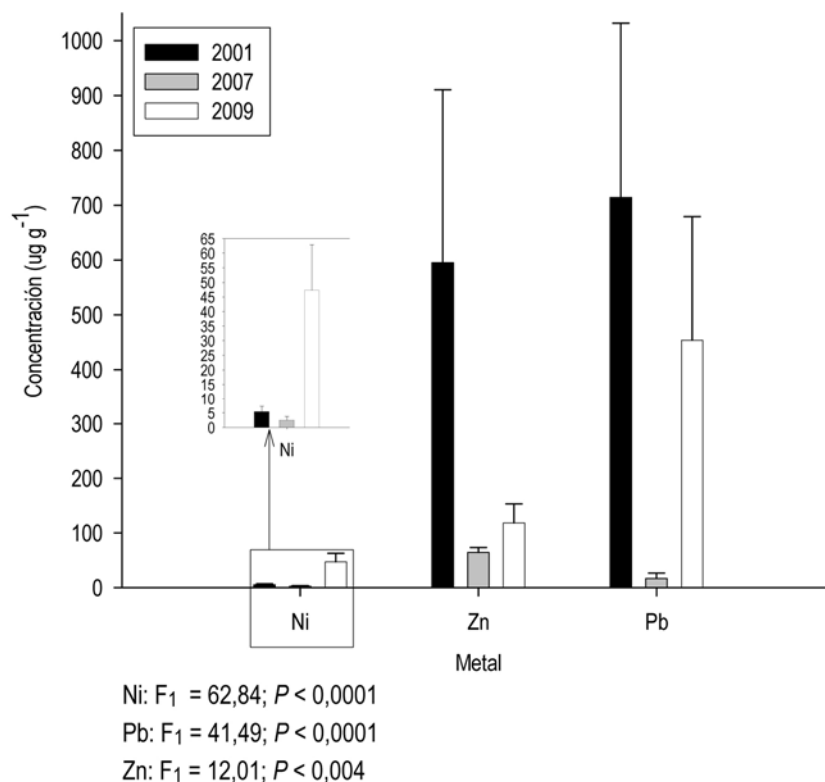


**Figura 3.** Concentraciones de los cinco metales pesados encontrados en especies comunes en ambas playas y valores de la prueba ANDEVA (una vía) para cada metal analizado en organismos de ambas playas separados por grupo dietario.

**Figure 3.** Concentrations of the five heavy metals found in species common to both beaches and values of the ANOVA (one way) test for each metal analyzed in organisms from both beaches, separated by dietary group.

Valdés *et al.* (2010) registraron valores de Pb levemente inferiores a la normativa nacional e internacional en el sector del puerto de Antofagasta, lo que sugiere que playa Paraíso sigue siendo una zona altamente impactada por la actividad de embarque de concentrado de Pb realizada en la bahía.

Según estudios llevados a cabo por la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de EE.UU (NOAA, 1999), las concentraciones de Ni, Pb y Zn que pueden ser toleradas por la mayoría de organismos bentónicos son: 16, 31 y 120 µg g<sup>-1</sup>, respectivamente. Al comparar estos límites de tole-



**Figura 4.** Concentraciones promedio de Ni, Zn y Pb determinados en sedimentos de playa Paraíso en tres períodos de tiempo y valores de la prueba ANDEVA (una vía) de la comparación entre los períodos 2007 y 2009, para Ni, Pb y Zn.

**Figure 4.** Average concentrations of Ni, Zn y Pb determinated in sediments of Paraíso beach for three time periods and values of the ANOVA (one way) test for the comparison between periods 2007 and 2009, for Ni, Pb y Zn.

rancia, para playa Paraíso se puede determinar que todas las especies a las que se les midió el contenido de metales presentaron concentraciones de Ni dentro del límite de tolerancia; en el caso del Pb las concentraciones de todos los organismos son mayores a la del límite de tolerancia; mientras que el contenido de Zn en la totalidad de organismos analizados está dentro de los límites de tolerancia. En el caso de playa El Lenguado, los valores de Ni para la totalidad de organismos analizados estuvieron muy por debajo del valor límite entregado por la NOAA para este metal, el Pb presentó valores por encima del límite de tolerancia en: *Tegula tridentata*, *T. atra*, *Tetrapygus niger*, *Stichaster striatus* y *Pagurus edwardsii*; finalmente los valores de Zn en el total de especies analizadas estuvieron muy por debajo del límite de tolerancia. En el caso del Cd se encontraron concentraciones inferiores a los límites máximos permitidos en la totalidad de organismos analizados según la norma del Ministerio de Salud, que establece el valor máximo de Cd en  $0,1 \mu\text{g g}^{-1}$ . El Cu, de acuerdo con la norma del Ministerio de Salud, que establece un valor máximo de  $10 \mu\text{g g}^{-1}$ , presentó valores por sobre la norma en todas las especies

analizadas de playa Paraíso, exceptuando a *Concholepas concholepas*. En el caso de playa El Lenguado la única especie que presentó una concentración de Cu por sobre la norma fue *Stichaster striatus* (Tabla 5).

Por lo tanto, la fauna bentónica y el sustrato de playa Paraíso presentan concentraciones muy elevadas de metales pesados, los que en algunos casos sobrepasan la normativa nacional e internacional. Estos metales, al compararlos con playa El Lenguado, presentan diferencias estadísticamente significativas. Es probable que bajo el sedimento inyectado, aún permanezca sustrato original no removido, que ocasione un aumento en las concentraciones de metales y/o que las actividades portuario-industriales cercanas continúan generando un impacto en esta zona.

#### AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a los revisores anónimos por las correcciones efectuadas al manuscrito, las que fueron de gran ayuda para su mejoramiento. Se

agradece también al equipo de trabajo del Laboratorio de Sedimentología y Paleoambientes del Instituto de Investigaciones Oceanológicas de la Universidad de Antofagasta. Asimismo a los ecólogos marinos Alexis Castillo, Marcos Guíñez, Rodrigo Saavedra, Andrés Garay y Barnett Bustamante. Este trabajo fue realizado en el marco del proyecto FNDR-CONAMA BIP 30059576-0 "Levantamiento de información científica para el manejo ambiental de la bahía San Jorge, Antofagasta".

## REFERENCIAS

- Ankley, G.T., D.M. Di Toro, D.J. Hansen & W.J. Berry. 1996. Technical basis and proposal for deriving sediment quality criteria for metals. *Environ. Toxicol. Chem.*, 15: 2055-2066.
- Birch, G.F. & S.E. Taylor. 2002. Assessment of possible toxicity of contaminated sediments in Port Jackson, Sydney. *Hydrobiología*, 472: 19-27.
- Brazeiro, A., N. Rozbaczylo & J.M. Fariña. 1998. Distribución espacial de la macrofauna en una playa expuesta de Chile central: efectos de la morfo-dinámica intermareal. *Invest. Mar., Valparaíso*, 26: 119-126.
- Boalch, R., S. Chan & D. Taylor. 1981. Seasonal variation in the trace metal content of *Mytilus edulis*. *Mar. Pollut. Bull.*, 12(8): 276-280.
- Brown, A. & A. McLachlan. 1990. Ecology of sandy shores. Elsevier Science Publishers, Amsterdam, 328 pp.
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). 2002. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: summary tables. Updated 2002. [[http://www.ccme.ca/assets/pdf/sedqg\\_summary\\_table.pdf](http://www.ccme.ca/assets/pdf/sedqg_summary_table.pdf)]. Revisado: octubre 2010.
- Chauvaud, L., G. Thouzeau & G. Grall. 1996. Experimental collection of great scallop post larvae and other benthic species in the Bay of Brest: settlement patterns in relation to spatio-temporal variability of environmental factors. *Aquaculture*, 4: 238-288.
- Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA). 2001. Informe Técnico DIA del proyecto Construcción y habilitación de playas y piscinas artificiales en sector centro, Antofagasta, II Región. [[http://seia.sea.gob.cl/expediente/expedientes/Evaluacion.php?modo=ficha&id\\_expediente=3201](http://seia.sea.gob.cl/expediente/expedientes/Evaluacion.php?modo=ficha&id_expediente=3201)]. Revisado: Marzo 2010.
- Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA). 2001. Informe Técnico DIA del proyecto Construcción y habilitación de playas y piscinas artificiales en sector Centro, Antofagasta, II Región. [[http://seia.sea.gob.cl/expediente/expedientes/Evaluacion.php?modo=ficha&id\\_expediente=3201](http://seia.sea.gob.cl/expediente/expedientes/Evaluacion.php?modo=ficha&id_expediente=3201)]. Revisado: Marzo 2010.
- Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA). 1995. Ley 19.300: Bases generales del medio ambiente. [[http://www.sinia.cl/1292/articles-26087\\_ley\\_bases.pdf](http://www.sinia.cl/1292/articles-26087_ley_bases.pdf)]. Revisado: marzo 2010.
- Crane, J.L. & D.D. MacDonald. 2003. Applications of numerical sediment quality targets for assessing sediment quality conditions in a US Great Lakes area of concern. *Environ. Manage.*, 32: 128-140.
- Day, R.J. 1994. Algal symbiosis in *Bunodeopsis*: Sea anemones with "auxiliary" structures. *Biol. Bull.*, 186: 182-194.
- Di Toro, D.M., C.S. Zarba, D.J. Hansen, W.J. Berry, R.C. Swartz & C.E. Cowan. 1991. Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environ. Toxicol. Chem.*, 10: 1541-1583.
- Emery, K.O. 1961. A simple method of measuring beach profiles. *Limnol. Oceanogr.*, 6: 90-93.
- Jaramillo, E. 2001. The sand beach ecosystem of Chile. In: U. Seeliger & B. Kjerfve (eds.). Coastal marine ecosystems of Latin America. Ecological studies, Berlin, 144: 219-227.
- Latouche, Y.D. & M.C. Mix. 1982. The effects of depuration, size and sex on trace metal levels in bay mussels. *Mar. Pollut. Bull.*, 13(1): 27-29.
- Laws, E.A. 1981. Aquatic pollution. An introductory text. J. Wiley & Sons, New York, 611 pp.
- López, I., L. Furet & O. Aracena. 2001. Población de *Emerita analoga* (Stimpson, 1957) en playas Amarilla y Rinconada, Antofagasta: aspectos abióticos, bióticos y concentraciones de cobre. *Gayana*, 65(1): 59-87.
- Lobel, P.B., S.P. Belkhole, S.E. Jackson & 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. *Mar. Biol.*, 102: 513-518.
- Long, E., D. MacDonald, S. Smith & F. Calder. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environ. Manage.*, 19: 81-97.
- McArdle, S.B. & A. McLachlan. 1991. Dynamics of the swash zone and effluent line on sandy beaches. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 76: 91-99.
- McArdle, S.B. & A. McLachlan. 1992. Sand beach ecology: swash features relevant to the macrofauna. *J. Coast. Res.*, 8: 398-407.
- McCready, S., G. Birch & E. Long. 2006. Metallic and organic contaminants in sediments of Sydney Harbour, Australia and vicinity. A chemical dataset

- for evaluating sediment quality guideline. *Environ. Int.*, 32: 455-465.
- MacDonald, D.D., L.M. DiPinto, J. Field, C.G. Ingersoll, E.R. Long & R.C. Swartz. 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment effect concentrations for polychlorinated biphenyls. *Environ. Toxicol. Chem.*, 19: 1403-1413.
- McLachlan, A. 1983. Sandy beach ecology: a review. In: A. McLachlan & T. Erasmus (eds.). *Sandy beaches as ecosystems*. W. Junk Publishers, The Hague, 321-380.
- McLean, J.H. 1984. Systematics of *Fissurella* in the Peruvian and Magellanic faunal provinces (Gastropoda: Prosobranchia). *Contrib. Sci. Nat. Mus. Los Angeles County*, 345: 1-70.
- Montenegro, C. 2007. Efecto de la construcción de una playa artificial sobre la distribución de metales pesados, en la bahía San Jorge 23°S, Norte de Chile. Universidad de Antofagasta, Instituto de Investigaciones Oceanológicas, 27 pp.
- Nacional Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). 1999. Sediment quality guidelines developed for the National Status and Trends Program. [ccma.nos. noaa.gov/publications/sqg.pdf]. Revisado: diciembre 2011.
- Osorio, C. 1979. Clave para determinar algunos moluscos marinos con importancia económica en Chile. *Biol. Pesq.*, 11: 3-47.
- Orren, M.J., G. Eagle, H.F.K. O'Henning & A. Green. 1980. Variations in trace metals content of the mussel *Choromytilus meridionalis* (Kr) with season and sex. *Mar. Pollut. Bull.*, 11: 253-257.
- Ouellette, T.R. 1981. Seasonal variations of trace metals in the mussel *Mytilus californianus*. *Environ. Conserv.*, 8(1): 53-58.
- Paredes, C. & F. Cardoso. 2007. La familia Calyptraeidae en el Perú (Gastropoda: Caenogastropoda). *Rev. Peru. Biol.*, 13: 177-184.
- Resolución Exenta N°1152. 2006. Norma Secundaria de Calidad Ambiental para Sedimentos Marinos en la Región de Aysén. [http://www.eclac.cl/ilpes/noticias/paginas/4/39104/Cuadros-\_DIA\_2\_conama.pdf]. Revisado: octubre 2010.
- Rozbaczylo, N. 1980. Clave para el reconocimiento de familias de anélidos poliquetos del mar chileno. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.*, 15(3-4): 167-196.
- Rubio, B., L. Gago, F. Vilas, M. Nombela, S. García-Gil, I. Alejo & O. Pazos. 1996. Interpretación de tendencias históricas de contaminación por metales pesados en testigos de sedimentos de la Ría de Pontevedra. *Thalassa*, 12: 137-152.
- Sadiq, M. 1992. Toxic metal chemistry in marine environments. Marcel Dekker, New York, 390 pp.
- Sebens, K.P. 1976. The ecology of Caribbean Sea Panama: utilization of space on a coral reef. In: G.O. Mackie (ed.). *Coelenterate ecology and behaviour*. British Columbia, pp. 67-77.
- Sebens, K.P. 1982. Competition for space: growth rate reproductive output and escape in size. *Amer. Nat.*, 120(2): 189-197.
- Short, A.D. & L.D. Wright. 1983. Physical variability of sandy beaches. In: A. McLachlan & T. Erasmus (eds.). *Sandy beaches as ecosystem*. W. Junks Publishers, The Hague, pp. 133-144.
- Universidad de Playa Ancha (UPLA). 2002. Antecedentes técnico-científicos para la generación de la norma de calidad secundaria de sedimentos marinos y lacustres. Proyecto Programa Priorizado de Normas, Comisión Nacional del Medio Ambiente, Chile. Informe Final, 156 pp.
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). 1996. Method 3050B, Acid digestion of sediments, sludges, and soils. [http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3050b.pdf]. Revisado: Diciembre 2010.
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). 1992. Sediment classification methods compendium. US EPA 823-R-92-006, Washington DC, 229 pp.
- Valdés, J., D. Román, M. Guíñez, L. Rivera, T. Morales, J. Ávila & P. Cortés. 2010. Distribution and temporal variation of trace metal enrichment in surface sediments of San Jorge Bay, Chile. *Environ. Monitoring Assessment*, 167: 185-197.
- Waldichuk, M. 1974. Some biological concern in heavy metals pollution. In: F.J. Vernberg & W. Vernberg (eds.). *Pollution and physiology of marine organisms*. Academic Press, New York, pp. 1-59.
- Zuñiga, O. 2002. Guía de biodiversidad N°1. Vol. I. Macrofauna y algas marinas. Moluscos. [http://www.uantof.cl/crea/guia%20moluscos.pdf]. Revisado: Enero 2010.
- Zuñiga, O. 2002. Guía de biodiversidad N°2. Vol. I. Macrofauna y algas marinas. Crustáceos. [http://www.uantof.cl/crea/guia%20crustaceos.pdf]. Revisado: Enero 2010.



## Distribution and temporal variation of trace metal enrichment in surface sediments of San Jorge Bay, Chile

Jorge Valdés · Domingo Román ·  
Marcos Guíñez · Lidia Rivera · Tomás Morales ·  
Juan Ávila · Pedro Cortés

Received: 4 December 2008 / Accepted: 4 June 2009 / Published online: 18 June 2009  
© Springer Science + Business Media B.V. 2009

**Abstract** Cu, Pb, and Hg concentrations were determined in surface sediment samples collected at three sites in San Jorge Bay, northern Chile. This study aims to evaluate differences in their spatial distribution and temporal variability. The highest metal concentrations were found at the site “Puerto”, where minerals (Cu and Pb) have been loaded for more than 60 years. On the other

hand, Hg does not pose a contamination problem in this bay. Cu and Pb concentrations showed significant variations from 1 year to another. These variations seem to be a consequence of the combination of several factors, including changes in the loading and/or storage of minerals in San Jorge Bay, the dredging of bottom sediments (especially at Puerto), and seasonal changes in physical–chemical properties of the water column that modify the exchange of metals at the sediment–water interface. Differences in the contamination factor and geoaccumulation index suggest that pre-industrial concentrations measured in marine sediments of this geographical zone, were better than geological values (average shale, continental crust average) for evaluating the degree of contamination in this coastal system. Based on these last two indexes, San Jorge Bay has a serious problem of Cu and Pb pollution at the three sampling locations. However, only Cu exceeds the national maximum values used to evaluate ecological risk and the health of marine environments. It is suggested that Chilean environmental legislation for marine sediment quality—presently under technical discussion—is not an efficient tool for protecting the marine ecosystem.

---

J. Valdés · M. Guíñez  
Laboratorio de Sedimentología y Paleoambientes,  
Instituto de Investigaciones Oceanológicas,  
Facultad de Recursos del Mar,  
Universidad de Antofagasta,  
Casilla 170, Antofagasta, Chile

D. Román · L. Rivera · T. Morales ·  
J. Ávila · P. Cortés  
Departamento de Química,  
Facultad de Ciencias Básicas,  
Universidad de Antofagasta, Antofagasta, Chile

M. Guíñez  
Programa de Doctorado en Ciencias Aplicadas,  
Facultad de Recursos del Mar,  
Universidad de Antofagasta, Casilla 170,  
Antofagasta, Chile

J. Valdés (✉)  
Instituto de Investigaciones Oceanológicas,  
Facultad de Recursos del Mar,  
Universidad de Antofagasta, Casilla 170,  
Antofagasta, Chile  
e-mail: jvaldes@uantof.cl

**Keywords** Metals · Geoaccumulation index · Contamination factor · Marine sediment quality · Chile

## Introduction

Coastal marine systems are influenced by heavy anthropogenic pressure, since most human activities are concentrated along the coast. The geography of Chile augments this situation, not only because of the location of urban centers along the coast, but also because the sea is the principal route for exporting industrial products from the entire national territory.

Pollutants are input into the ocean mainly through domestic sewage and harbor and industrial activities. As a result, large extensions of the world's coastal areas are contaminated. Management and conservation strategies require an understanding of ecosystem behavior. Unfortunately, scientific knowledge on marine pollution is patchy, constituting a major obstacle for introducing effective management strategies for pollution control (Shahidul and Tanaka 2004).

Contaminating substances in coastal zones include persistent organic pollutants, nutrients, oils, radionuclides, pathogens, heavy metals, etc. (Cobelo-García and Prego 2004). Many studies have focused on heavy metal contents in marine systems (Pekey et al. 2004; Alagarsamy 2006; Buccolieri et al. 2006; McCreedy et al. 2006; and others). All metals present in the marine environment are found in dissolved and particulate forms. Many of these trace metals are classified as micronutrients because they are essential for phytoplankton growth (Libes 1992). The concentration of these metals can vary due to changing inputs and/or seasonal effects involving biological, geochemical, and physical interactions (Hatje et al. 2001).

Marine sediments can be sensitive to pollution monitoring (Atgin et al. 2000) because they are the most important reservoir for metals and other pollutants in aquatic systems. The problem is that heavy metals also have natural sources that reach the coastal zone through the same biogeochemical pathways as the anthropogenic sources. The combination of these factors complicates the understanding of heavy metal spatial and temporal distribution patterns (Salamanca et al. 2000).

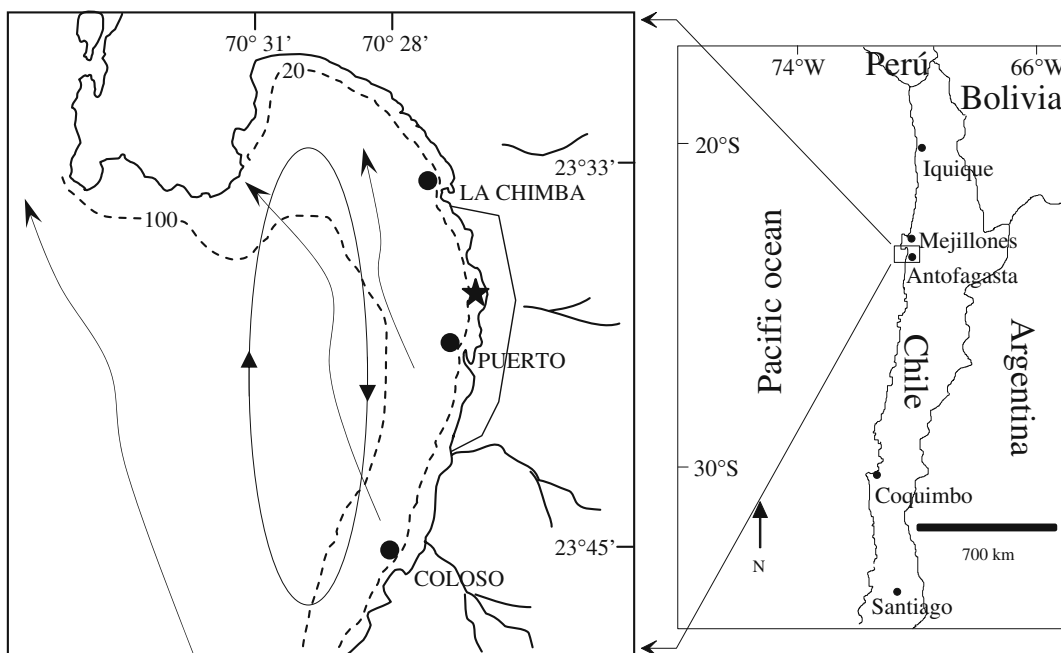
San Jorge Bay (Fig. 1) is located at 23.5° S, on the boundary of the Atacama Desert. At this

latitude, the linearity of the northern Chilean coast is interrupted by two bay systems: one oriented to the north (Mejillones) and another oriented to the south (San Jorge). Local oceanographical conditions are controlled by the influence of the Humboldt Current, one of the most productive systems in the world (Strub et al. 1998). The principal characteristic at this latitude is the permanent upwelling cell (Punta Angamos) that supports important pelagic fisheries (Strub et al. 1998). This area borders one of the world's most arid regions, and continental input to the ocean is restricted to minimal atmospheric transport of lithogenic particles (Vargas 2002). For this reason, upwelling seems to be one of the most important natural processes influencing the chemical composition of the water column and bottom sediments.

The city of Antofagasta, the most important urban center in northern Chile, is located on San Jorge Bay. Founded in 1866, Antofagasta currently has a population of 345,000 and its principal commercial activity is the loading onto ships of minerals (mainly copper) produced in this region. The bay has two ports: one at “Coloso” (Fig. 1), where concentrated copper has been loaded since 1991, and the other at “Puerto” (Fig. 1), where copper, lead, and other products have been loaded since 1943. The bay also has three oil-loading terminals and one effluent for the discharge of domestic waters after a secondary treatment (Fig. 1).

Very few efforts have been made to understand the environmental conditions of San Jorge Bay. Rather, studies tend to focus on oceanographic topics like temperature pattern variability and seasonal growth of marine copepods (Escribano et al. 1995), phytoplankton ecology (Rodríguez and Escribano 1996), physical–biological interactions (Escribano et al. 2002), surface circulation (Escribano et al. 2004), plankton behavior (Castilla et al. 2002), and Cu, Pb, and Zn distributions in near-shore waters (Salamanca et al. 2000).

In this work, we studied the distribution of Cu, Pb, and Hg in the marine sediment, considering spatial differences (three different sites in the bay) and temporal variability (2 years). Moreover, we used different approaches to eval-



**Fig. 1** Location of sampling stations (*black points*) in San Jorge Bay. Major oceanographic characteristics are indicated. *Dashed lines* correspond to bathymetry. *Arrows*

represent surface circulation patterns and the cyclonic gyre according to Escribano et al. (2002). *Stars* indicate the location of domestic effluents and oil-loading terminals

uate the environmental conditions of this coastal system.

**Materials and methods**

**Sample collection**

Two oceanographic cruises were done in San Jorge Bay: one at the end of winter 2003 and another at the end of summer 2004. During each cruise, samples of surface sediments for metal analyses were collected with a Van Veen bottom dredge sampler at three points in the bay: from north to south, La Chimba, Puerto, and Coloso (Fig. 1). All the material used in sampling and sample storage was treated with nitric acid. Sampling and the marine field work were done using standard operating procedures (Cooper and Rees 2002); due to the intrinsic manipulation required for such studies, we implemented the most rigorous precautions in order to keep the samples contamination-free.

**Analytical procedure**

Cu, Pb, and Hg were determined in the particle size fraction (<63 μm) of the marine sediments because this fraction is nearly equivalent to the material carried in suspension, the most important system for sediment transport (Salomons and Förstner 1984).

For Cu and Pb analyses, 400–600 mg of homogenized dry fine fractions of sediments and MESS-2 (marine sediment, NRC-CNRC) standard reference material were accurately weighed, placed in Teflon digestion bombs, and subjected to a chemical attack with 12 mL of aqua regia, 4 mL of Perhydrol (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> to 30%), and 4 mL of perchloric acid, all reagents of special quality for trace element analysis. Once the evolution of the gases was completed, the bombs were closed and placed in a ceramic oven with an internal temperature probe and external temperature control; a rigorous heating program was applied for 2 h until reaching 150°C. Once the bombs had cooled, the residuals were eliminated by filtration

**Table 1** Analytical validation of the techniques for the Cu, Pb, and Hg analyses in marine sediments

Element	Technique	RSD <sup>a</sup> (± %)	RE <sup>b</sup> (± %)	C <sub>L</sub> <sup>c</sup> (ng/ml)
Cu	FAAS	1.1	0.7 (MESS-2)	2.7
Pb	FAAS	3.1	1.2 (MESS-2)	1.5
	HHPN – FF – AAS	2.5	3.5 (MESS-2)	1.0
Hg	CVAAS	5.0	1.5 (MESS-2)	0.1

For techniques see “[Analytical procedure](#)” chapter

<sup>a</sup>Relative standard deviation

<sup>b</sup>Relative errors

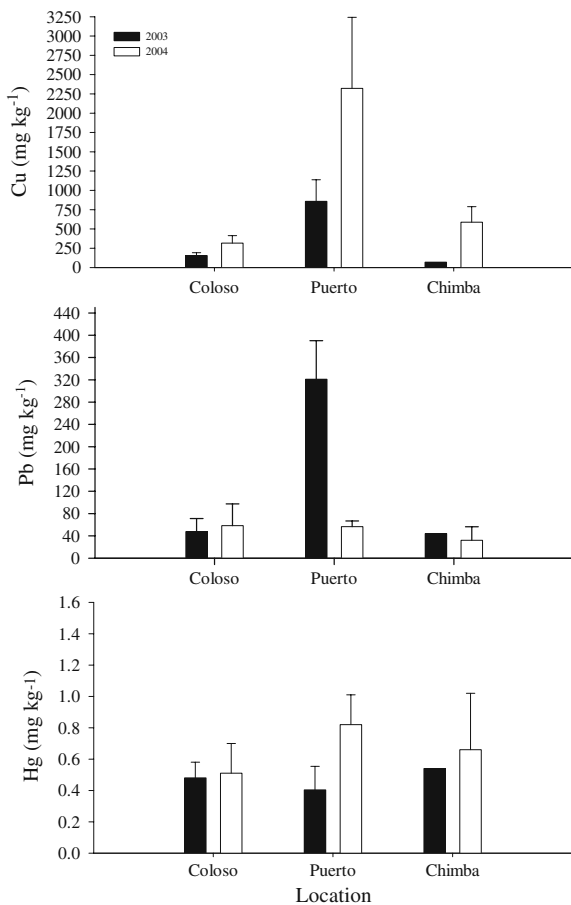
<sup>c</sup>Detection limit

through glass microfiber Whatman GF/F filters and the acid solution samples were introduced into 100-mL flasks, completing the volume with 1 M nitric acid. The “analytical blanks” were also prepared by this procedure. The metal measurements were made using flame atomic absorption spectrometry (FAAS; Jones and Laslett 1994) and hydraulic high-pressure nebulization flame furnace atomic absorption spectrometry (HHPN-FF-AAS; Román et al. 2003; Ghaedi et al. 2005, 2006a, b) on a GBC 909 PBT atomic absorption spectrometer (Australia), applying multiple standard addition methodology.

For the Hg analysis, 600 mg of sediments were introduced into Teflon bombs and subjected to a chemical attack with 6 mL of nitric acid and 6 mL of sulfuric acid. Once the gas evolution was concluded, the bombs were closed and put inside the ceramic oven, where they underwent a rigorous heating program for 2 h until reaching 140°C. Once the bombs had cooled, the residuals were eliminated by filtration through glass Whatman GF/F microfiber filters and then the acid solution samples were introduced into 25-mL flasks, completing the volumes with deionized water. When it was necessary to make dilutions, a mixed solution of 2 M in HNO<sub>3</sub> and 2 M in H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> was used. Blanks and MESS-2 marine standard reference material were used to carry out analytical quality control measurements. The Hg measurements were performed by CVAAS (Welz and Melcher 1985; Jones and Laslett 1994; Ghaedi et al. 2006a, b) at 253.7 nm HCl in the factor extended height peak signal on a GBC 909 PBT atomic absorption spectrometer coupled with the standard GBC HG-900 mercury generator. Multiple standard addition methodology was applied. The Hg additions were made from a diluted solution prepared from Hg (II) Titrisol, Merck ampoule. Moreover, 5% Sn (II) chloride in 3 M HCl was used as a reducing agent; this was

**Table 2** Descriptive statistics of metal concentrations (mg kg<sup>-1</sup>) measured in coastal sediments of San Jorge Bay

Metal	Year	Statistical parameters	Coloso	Puerto	Chimba
Cu	2003	Range	109.6–230.4	520.2–1212.1	
		Mean	155.27	856.9	70.3
		SD	37.7	280.6	
	2004	Range	194.2–507.9	867–3166.6	379–841.8
		Mean	316.2	2321.7	587.6
		SD	96.9	921.5	200.9
Pb	2003	Range	19.2–82.9	209–421	
		Mean	47.6	321.15	44.1
		SD	23.4	69.1	
	2004	Range	11.6–105.1	38.6–68.4	9.69–73.2
		Mean	58.6	56.6	32.09
		SD	39.01	10.2	24.25
Hg	2003	Range	0.337–0.605	0.226–0.606	
		Mean	0.48	0.404	0.54
		SD	0.1	0.15	
	2004	Range	0.259–0.799	0.437–1.069	0.373–1.21
		Mean	0.51	0.82	0.66
		SD	0.19	0.19	0.36



**Fig. 2** Mean trace metal concentrations in the surface sediments of San Jorge Bay for both sampling cruises. Standard deviations are shown

prepared from SnCl<sub>2</sub>·2H<sub>2</sub>O ACS reagent suitable for mercury determinations and HCl.

Table 1 shows the analytical validation data to support the suitability and efficiency of the analytical techniques applied to determine the Cu, Pb, and Hg in the sedimentary samples used herein. Detection limits were calculated in accordance with IUPAC criteria (Winefordner and Long 1983; Currie 1999).

Results were analyzed with a one-factor ANOVA test ( $\alpha = 0.01$ ), after examining the homogeneity of variance and removing heterogeneity by a Log ( $x + 1$ ) transformation. For this analysis, we used the statistical program Minitab 14.

**Table 3** ANOVA test for each cruise, comparing the sampled sites

Cruise year		Cu	Pb	Hg
2003	<i>F</i>	49.1	121.37	0.97
	<i>p</i>	0.000	0.000	0.343
2004	<i>F</i>	26.94	1.43	2.7
	<i>p</i>	0.000	0.269	0.097

Only Coloso and Puerto were compared in 2003.  $p < 0.01$

## Results and discussion

### Trace metals in San Jorge Bay

#### Copper

The range of Cu in the San Jorge Bay sediments was between 70 mg kg<sup>-1</sup> and 3,167 mg kg<sup>-1</sup> (Table 2). The average values at Coloso, Puerto, and Chimba were 236 mg kg<sup>-1</sup>, 1,589 mg kg<sup>-1</sup>, and 364 mg kg<sup>-1</sup>, respectively. The concentration was higher in 2004 than in 2003. The highest concentrations of Cu were found at the Puerto site in both years (Fig. 2). The ANOVA test showed significant differences ( $p < 0.01$ ) in Cu content when comparing sampling sites in each year (Table 3) and when comparing different years in the cases of Coloso and Puerto (Table 4). Temporal variations of Cu content in the Coloso and Puerto sediments may be related to higher loading activities and/or dredging activities of bottom sediments (especially at the Puerto site). Also, the higher organic matter flux through the water column in summer (Escribano et al. 2004) could play an important role in the precipitation of Cu.

The mean Cu concentration for San Jorge Bay was 774 mg kg<sup>-1</sup>, which is significantly higher than in similar environments along different coasts of the world (Table 5). Other subtidal environments in Chilean harbors with important industrial activities registered maximum Cu concentrations of

**Table 4** ANOVA test for each sampled site, comparing both years

Site		Cu	Pb	Hg
Coloso	<i>F</i>	19.97	0.28	0.25
	<i>p</i>	0.000	0.607	0.624
Puerto	<i>F</i>	13.7	85.73	15.26
	<i>p</i>	0.004	0.000	0.003

**Table 5** Comparison of the metal levels (mg kg<sup>-1</sup> dry weight) in surface sediments from different coastal environments, average shale, continental crust, and sediment cores from Mejillones (pre-industrial levels)

Location	Cu	Pb	Hg	Depositional environment	Reference
San Jorge Bay <sup>a</sup>	774.1	94.2	0.59	Subtidal	This study
San Jorge Bay <sup>a</sup>	37.8	–	–	Sandy beach	Lepez et al. (2001)
San Vicente Bay <sup>a</sup>	27.7	17.4	–	Subtidal	Salamanca et al. (1988)
Concepción Bay <sup>a</sup>	41.0	40.1	–	Subtidal	Salamanca et al. (1988)
Chañaral Beach <sup>a</sup>	1659	21.2	–	Sandy beach	Ramirez et al. (2005)
Izmit Bay, eastern Marmara Sea	89.4	94.9	–	Subtidal	Pekey et al. (2004)
Izmir Bay, eastern Aegean Sea	–	–	0.312	Subtidal	Kontas (2006)
Kastela Bay, Adriatic coast	–	–	2.85	Subtidal	Kljaković-Gaspic et al. (2006)
Average shales <sup>b</sup>	45	20	1.4		Turekian and Wedepohl (1961)
Continental crust <sup>b</sup>	75	8	0.08		Taylor (1972)
Sediment core (Mejillones Bay) <sup>a,b</sup>	53.5	4.7	0.3		Unpublished data

<sup>a</sup>Chilean coast<sup>b</sup>Background level

41 mg kg<sup>-1</sup> (Salamanca et al. 1988). Particularly, a study conducted by Lepez et al. (2001), also in San Jorge Bay but on the sandy beaches of this coastal environment, recorded only 38 mg kg<sup>-1</sup> (Table 5). Differences in metal contents between sand (beach environment) and mud fractions (subtidal environment) are expected, because the latter has more affinity with metals due to its more equivalent surface of particles. However, the beaches of Chañaral Bay (350 km south of San Jorge) showed a mean concentration of 1,659 mg kg<sup>-1</sup> (Ramirez et al. 2005), which is significantly higher than that registered for the sandy beaches (Lepez et al. 2001) and even subtidal environments (this study) of San Jorge Bay.

Copper found in the coastal marine sediments of this bay is related principally to mining activities, especially at the Puerto site, which is the principal and oldest Cu loading site of the bay.

### Lead

The mean Pb concentration in San Jorge Bay was 94 mg kg<sup>-1</sup>, ranging between 9 mg kg<sup>-1</sup> and 421 mg kg<sup>-1</sup> (Table 2). Differences in lead concentrations between sites were significant only in 2003 (ANOVA,  $p < 0.01$ , Table 3), and only Puerto showed significant differences ( $p < 0.01$ ) in Pb content when comparing both years of sampling (Table 4). Whereas the values of Pb content at Coloso and Chimba were similar for both years,

the Pb content at Puerto decreased drastically from 1 year to the next (from 321 mg kg<sup>-1</sup> in 2003 to 57 mg kg<sup>-1</sup> in 2004; Fig. 2). This could be due to the change in the Pb storage location; originally at Puerto, this was moved 30 km inland at the end of the 1900s. As in the case of Cu, dredging activities of bottom sediments (especially at Puerto) may be an important factor in the changes in the Pb concentrations observed in the bay's marine sediments. However, we cannot discard a seasonal effect such as the remobilization of sediments into the water column due to changes in the physical-chemical properties of the sediment-water interface. A definitive explanation of this occurrence requires further studies.

San Jorge Bay registered higher concentrations than other Chilean bays, comparing both subtidal and sandy beach environments (Table 5). In San Jorge Bay, specifically at the Puerto site, Pb concentrate has been stored and loaded for more or less 30 years, which explains the levels of this metal found in the bottom sediments.

### Mercury

The mean concentration of Hg increased from 2003 to 2004 at the three sites studied (Fig. 2): at Coloso from 0.48 to 0.51 mg kg<sup>-1</sup>, at Puerto from 0.4 to 0.82 mg kg<sup>-1</sup>, and at Chimba from 0.54 to 0.66 mg kg<sup>-1</sup> (Table 2). No significant differences in Hg content were found between

sites in both years (ANOVA,  $p < 0.01$ , Table 3) and only Puerto showed significant differences in Hg concentrations when comparing 2003 and 2004 (Table 4). In general, the subtidal environment of San Jorge Bay presented similar Hg concentrations as the other bays in the world, which range between  $0.02 \text{ mg kg}^{-1}$  and  $2.85 \text{ mg kg}^{-1}$  (Table 5). The highest Hg concentration in Table 5 is from Kastela Bay (Adriatic Sea), where mercury contents in the sediments varied widely ( $0.143\text{--}11 \text{ mg kg}^{-1}$ ) in association with industrial waste from a chlor-alkaly plant that closed 15 years ago but is still a source of contamination (Kljaković-Gaspic et al. 2006).

Differences in Hg concentrations between years can be attributed to sediment remobilization due to seasonal differences in the physical and chemical characteristics of the water column. The most common mercury species in the marine environment are  $\text{Hg}^{+2}$  compounds dissolved and bound to suspended matter and mercury (II) associated with humic matter and sulfide (Wallschläger et al. 1998). Only 74% of the deposited mercury is retained in the sediments (Horvat et al. 1999) and one of the reasons for this situation is the redox condition of the bottom waters (Beldowski and Pempkowiak 2003). In San Jorge Bay, the winter biological productivity is low and the water column becomes more oxygenated whereas in summer, the biological productivity and consequent flux of organic matter to the sea bottom increases and the water column becomes less oxygenated (Escribano et al. 2004), altering the redox condition of the sediment–water interface. Hence, we suggest that in summer, Hg in the water column is bound to organic matter and carried efficiently to the bottom sediments, increasing the mercury concentration, as found in this study.

Assessment of sedimentary conditions related to trace metal contents

#### *Pre-industrial metal concentrations*

Normally “average shale” values (Turekian and Wedepohl 1961) or “continental crust average” abundances (Taylor 1972) are used as background

concentrations (Pekey et al. 2004; Buccolieri et al. 2006; Alagarsamy 2006). In this work, we used these concentration references as well as pre-industrial metal values measured in the bottom sediments of Mejillones Bay, which is located 50 km north of San Jorge Bay (Fig. 1). Both bays are located in the same continental geological formation (Vargas 2002) and, thus, are subjected to the same continental influence in the marine sedimentation process. Previous studies have demonstrated that laminated marine sediments are preserved in Mejillones Bay (Ortlieb et al. 2000; Valdés 2004; Vargas et al. 2007) without signs of vertical mixing. Signal preservation in sediments like those of Mejillones Bay are the best source of pre-industrial levels of all substances allowing the reconstruction of ancient sedimentary conditions with high chronological certainty (Sainz and Ruiz 2006). In this case, we used values of metal concentrations measured at the base (below 20 cm) of a sediment core (Table 5); given a sedimentation rate of  $156 \text{ cm ky}^{-1}$  (Vargas et al. 2007) and considering that human occupation in this bay began in the early twentieth century (Panadés et al. 1995), these metal concentrations represent the pre-industrial condition (before 1872).

#### *Contamination factor*

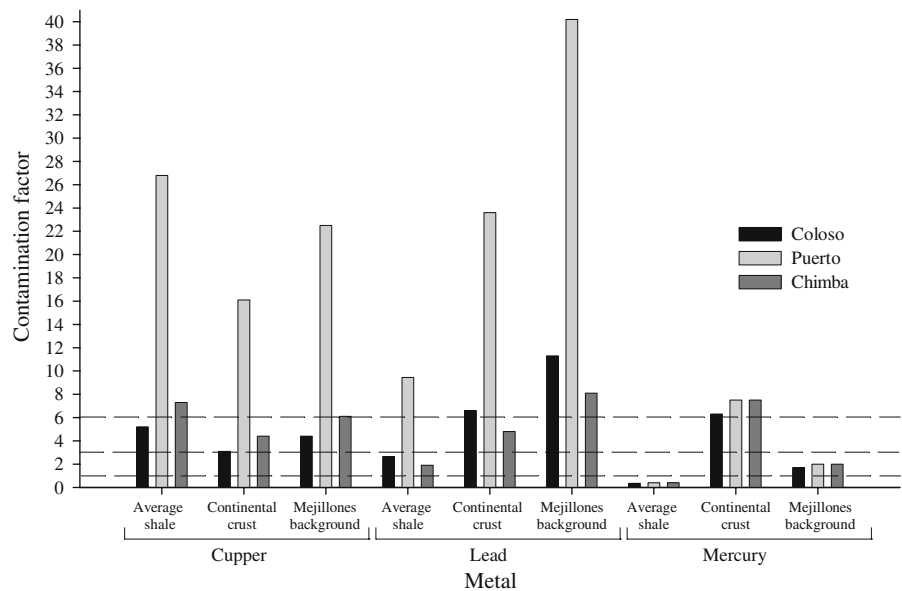
To describe the contamination of a given toxic substance in a basin, Håkanson (1980) proposed the contamination factor ( $C_f$ ), which is expressed as:

$$C_f = C_o / C_b$$

where  $C_o$  is the mean content of the substance in the sample and  $C_b$  is the background level value for the substance. The evaluation of this factor uses the following terminology:  $C_f < 1$  low contamination;  $1 \leq C_f < 3$  moderate contamination;  $3 \leq C_f < 6$  considerable contamination;  $C_f \geq 6$  very high contamination.

Results of  $C_f$  for the three metals measured in San Jorge Bay are shown in Fig. 3. In the case of Cu, all the sampling sites showed similar trends of environmental conditions when we used the three different pre-industrial reference values. Chimba

**Fig. 3** Contamination factor ( $C_f$ ) by metal and location, calculated according to three background levels. Dashed lines represent reference values according to the following terminology:  $C_f < 1$  = low contamination;  $1 \leq C_f < 3$  = moderate contamination;  $3 \leq C_f < 6$  = considerable contamination;  $C_f \geq 6$  = very high contamination



and especially Puerto showed sediments with very high Cu contamination; Puerto had the highest concentration for all of San Jorge Bay. In the case of Coloso, the  $C_f$  indicated that the sediments were considerably contaminated by Cu.

The three approaches used to calculate the  $C_f$  for Pb showed differences between the sites studied in the bay. Only Puerto showed the same environmental condition regardless of the methodological approach used, evidencing high contamination by Pb. Given the Mejillones background level, all three sites showed very high Pb contamination.

The  $C_f$  of Hg differed according to the pre-industrial levels. Whereas, in the case of the Mejillones background level, all the sites presented moderate contamination, in the case of the  $C_f$  based on the continental crust, the three sites showed very high Hg contamination. However, in the case of the average shale background level, the three sites showed low contamination.

#### Index of geoaccumulation

The geoaccumulation index ( $I_{geo}$ ) is usually used to evaluate possible sediment enrichment by metals. This index was proposed by Müller (1979) in order to determine and define metal contamina-

tion in aquatic sediments by comparing current concentrations with pre-industrial levels. The formula used for the calculation is:

$$I_{geo} = \log_2 (C_n / 1.5 B_n)$$

where  $C_n$  is the measured content of element  $n$  in the sediment and  $B_n$  is the geochemical background value of metal  $n$ . A factor of 1.5 represents possible variations in the background values for a given metal in the environment, as well as very small anthropogenic influences (Buccolieri et al. 2006). Sediment quality was evaluated according to the  $I_{geo}$  classification proposed by Müller (1979), which is shown in Table 6.

**Table 6** Description of sediment quality according to  $I_{geo}$  classification (Müller 1979)

$I_{geo}$	$I_{geo}$ class	Description of sediment quality
>5	6	Extremely contaminated
4–5	5	Strongly to extremely contaminated
3–4	4	Strongly contaminated
2–3	3	Moderately to strongly contaminated
1–2	2	Moderately contaminated
0–1	1	Uncontaminated to moderately contaminated
<0	0	Uncontaminated



The  $I_{geo}$  for San Jorge sediments based on three pre-industrial concentration values (Table 5) is shown in Fig. 4. The three approaches used to evaluate the environmental condition in terms of the Cu levels in San Jorge Bay sediments showed similar trends at all the sites. Elevated  $I_{geo}$  values (class 3 and 4) identified at Puerto indicated strongly contaminated (Cu) surface sediments, whereas contamination at Coloso was low. On the other hand, in the case of Pb, all the sampling sites showed different environmental conditions depending on the pre-industrial reference values used to calculate the  $I_{geo}$ . According to the Mejillones background value, all the sites showed a high degree of Pb contamination. Moreover, in all cases, Puerto was found to be moderately to strongly contaminated ( $I_{geo}$  of Pb). When using the average shale reference values, the  $I_{geo}$  for Hg indicated that the three locations were uncontaminated. However, the other two approaches showed moderate to strong contamination at all three sites.

National and international sediment quality guidelines

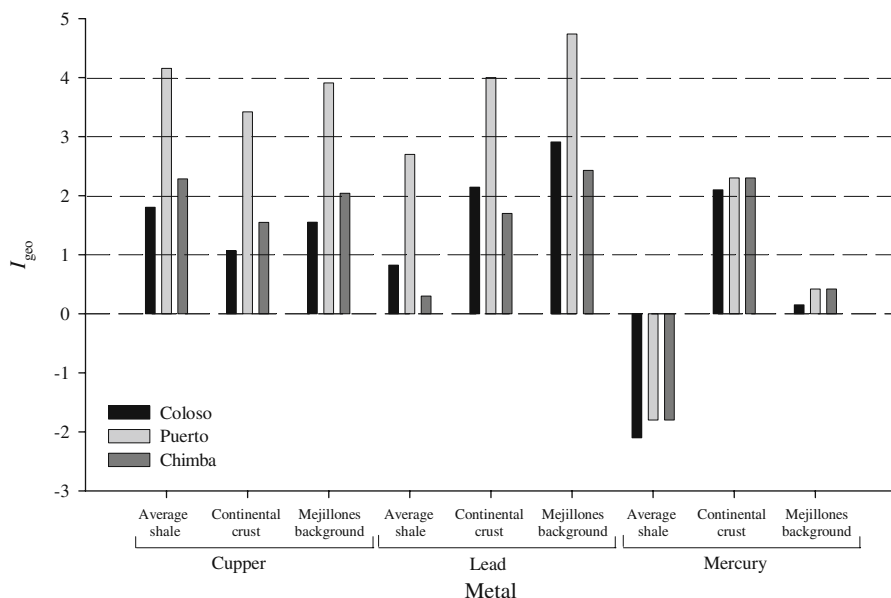
Normally, each country enacts its own legislation related to environmental management, partly due to environmental heterogeneity but mostly to

the individual country’s degree of development, which may result in more restrictive laws to protect the health of natural environments.

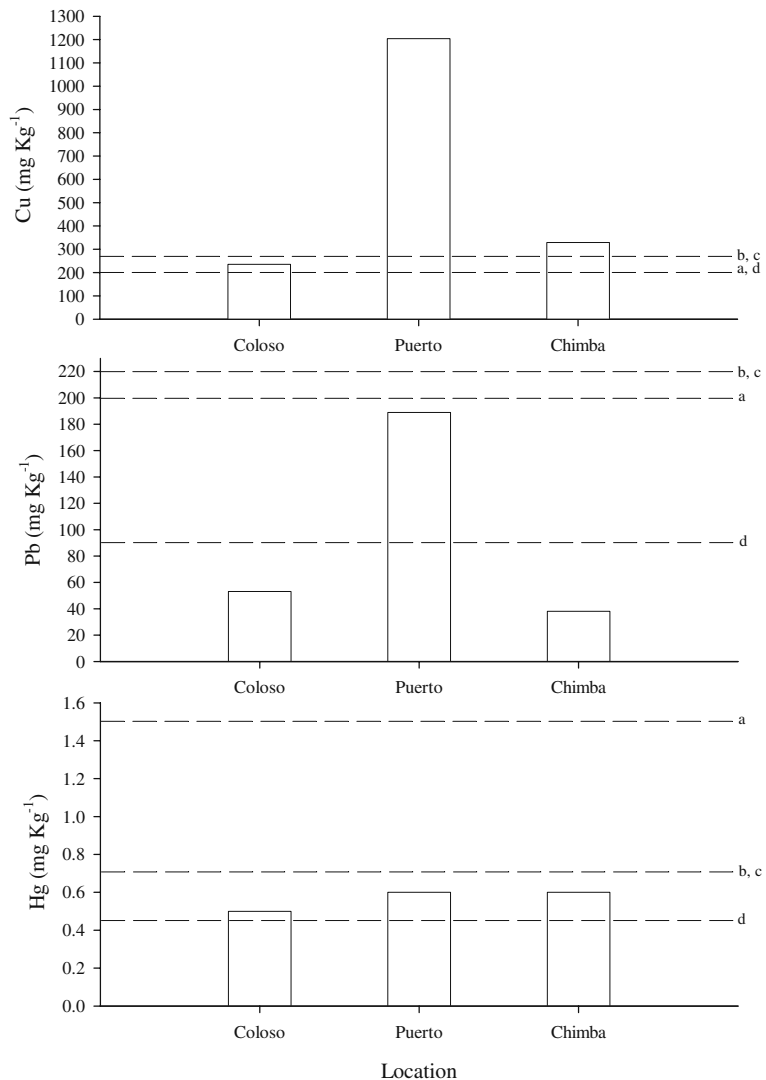
In this study, we used the sediment quality guidelines (SQG) to evaluate the environmental condition of the bottom sediments of San Jorge Bay. The SQG is a numerical approach developed to provide tools for assessing the biological significance of individual chemical substances (Mucha et al. 2003). The chemical concentrations indicated in the SQG that correspond to the 10th and 50th percentiles of adverse biological effects were called the effects-range-low (ERL) and effects-range-medium (ERM), respectively (Long et al. 1995). Based on this classification, it is possible to distinguish three ranges of chemical concentrations: adverse effects that were observed rarely (<ERM), occasionally (values between ERL and ERM), and frequently (>ERM; McCreedy et al. 2006). However, these values can only be used for screening approaches or in weight-of-evidence methods (Pekey et al. 2004), as they are only two points on a continuum of bulk chemical concentrations in the sediments that roughly relate to sediment toxicity (O’Connor 2004).

According to the ERM values for Cu, Pb, and Hg of Canada, Australia, and the USA, along with the equivalent Chilean legislation (presently in the phase of technical discussion), we evaluated

**Fig. 4** Geoaccumulation index by metal and location calculated according to three background levels. Dashed lines represent reference values (see Table 6 for details)



**Fig. 5** Metal concentrations in the surface sediments of San Jorge Bay, measured in this study. *Dashed line* corresponds to standard concentrations in marine environments used by different environmental legislations; *a* is the effect-range-medium (ERM of 200 mg kg<sup>-1</sup> for Cu, 200 mg kg<sup>-1</sup> for Pb, 1.5 mg kg<sup>-1</sup> for Hg) indicated in the Chilean legislation (Universidad de Playa Ancha 2002), *b* is the ERM (270 mg kg<sup>-1</sup> for Cu, 218 mg kg<sup>-1</sup> for Pb, 0.71 mg kg<sup>-1</sup> for Hg) indicated in the Australian legislation (McCready et al. 2006), *c* is the ERM (270 mg kg<sup>-1</sup> for Cu, 220 mg kg<sup>-1</sup> for Pb, 0.71 mg kg<sup>-1</sup> for Hg) indicated in the USA legislation (Long et al. 1995), and *d* is the maximum probable effect level (PEL, equivalent to ERM; 197 mg kg<sup>-1</sup> for Cu, 91.3 mg kg<sup>-1</sup> for Pb, 0.49 mg kg<sup>-1</sup> for Hg) indicated in the Canadian legislation (Canadian Council of Ministers of the Environment 1999)



the environmental condition of the three sampling points in San Jorge Bay (Fig. 5). In the case of Cu, values at Puerto and Chimba were higher than the ERM, evidencing contamination problems and probable adverse biological effects. On the other hand, Cu concentrations at Coloso were only higher than the ERM of the Chilean and Canadian SQG. Pb concentrations were higher than the ERM only at Puerto and in terms of the Canadian SQG, whereas Hg exceeded the ERM only for the Canadian SQG at all sampling sites in San Jorge Bay. Note that whereas only Cu exceeded the Chilean SQG at the Puerto site, Cu, Pb, and Hg exceeded at least one ERM, indicating

that this site is contaminated by all three metals analyzed in this work.

## Conclusions

The study of Cu, Pb, and Hg in the surface sediments of San Jorge Bay showed significant differences at the three sampling sites analyzed. Puerto had the highest concentrations, associated with the historic loading of metals for more than 60 years. Cu concentrations in this bay were superior to the subtidal environments of other bay systems, whereas Pb was in the concentration range

measured in different contaminated bays. Hg concentrations were lower than the values reported in other bays.

The high temporal variability of metal concentrations (especially Cu and Pb) observed herein seems to be a consequence of a combination of different factors, such as changes in loading and/or mineral storage in San Jorge Bay, dredging activities of bottom sediments (especially at the Puerto site), and seasonal changes in physical and chemical properties of the water column that modify the exchange of metals at the sediment–water interface.

Noteworthy differences were found in the pollution indicators used in this work ( $C_f$ ,  $I_{geo}$ ) depending on the pre-industrial values used for the calculations. We suggest using the pre-industrial concentrations of Mejillones Bay rather than the geological values (average shale, continental crust) to evaluate the degree of contamination in this coastal zone. Using this indicator, San Jorge Bay presented serious pollution problems by Cu and Pb at the three sampling sites studied.

When comparing Chilean environmental legislation for marine sediment quality (presently under discussion) with other international standards, the former seems to be less restrictive because only Cu exceeded the maximum values used to evaluate ecological risk and the health of marine environments.

**Acknowledgements** This work was supported by scientific grant 1344 from Escondida Mine. We also thank anonymous reviewers for their comments and for significantly improving this manuscript.

**References**

Alagarsamy, R. (2006). Distribution and seasonal variation of trace metals in surface sediments of the Madovi estuary, west coast of India. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, *67*, 333–339.

Atgin, R., El-Agha, O., Zararsiz, A., Kocatas, A., & Tuncel, G. (2000). Investigation of the sediment pollution in Izmir bay: Trace elements. *Spectrochimica Acta Part B*, *55*, 1151–1164.

Beldowski, J., & Pempkowiak, J. (2003). Horizontal and vertical variabilities of mercury concentration and speciation in sediments of the Gdansk Basin, Southern Baltic Sea. *Chemosphere*, *52*, 645–654.

Buccolieri, A., Buccolieri, G., Cardellicchio, N., Dell Atti, A., Di Leo, A., & Maci, A. (2006). Heavy metals in the marine sediments of Taranto Gulf (Ionian Sea, Southern Italy). *Marine Chemistry*, *99*, 227–235.

Canadian Council of Ministers of the Environment (1999). *Protocol for the derivation of Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life* (35 pp.).

Castilla, J., Lagos, N., Guíñez, R., & Laglier, J. (2002). Embayment and nearshore retention of plankton: The Antofagasta bay and others examples. In J. Castilla & J. Larger (Eds.), *The oceanography and ecology of the nearshore and bays in Chile* (pp. 179–203). Santiago: Universidad Católica de Chile Press.

Cobelo-García, A., & Prego, R. (2004). Influence of point source on trace metal contamination and distribution in a semi-enclosed industrial embayment: The Ferrol Ria (NW Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *60*, 695–703.

Cooper, K., & Rees, H. (2002). *Review of standard operating procedures (SOPs)*. Sci. Ser., Aquat. Environ. Prot.: Analyt. Meth., CEFAS Lowestoft, (13), 57 pp.

Currie, L. (1999). Nomenclature in evaluation of analytical methods including detection and quantification capabilities (IUPAC Recommendations 1995). *Analytical Chimica Acta*, *391*, 105–126.

Escribano, R., Marín, V., Hidalgo, P., & Olivares, G. (2002). Physical–biological interactions. In the pelagic ecosystem of the nearshore zone of the northern Humboldt current system. In J. Castilla & J. Larger (Eds.), *The oceanography and ecology of the nearshore and bays in Chile* (pp. 145–175). Santiago: Universidad Católica de Chile Press.

Escribano, R., Rodríguez, L., & Irribarren, C. (1995). Temporal variability of sea temperature in bay of Antofagasta, Northern Chile. *Estudios Oceanológicos*, *14*, 39–47.

Escribano, R., Rosales, S., & Blanco, L. (2004). Understanding upwelling circulation off Antofagasta (northern Chile): A three-dimensional numerical-modeling approach. *Continental Shelf Research*, *24*, 37–53.

Ghaedi, M., Asadpour, E., & Vafaie, A. (2006a). Simultaneous preconcentration and determination of copper, nickel, cobalt, lead, and iron content using a surfactant-coated alumina. *Bulletin of the Chemical Society of Japan*, *79*(3), 432–436.

Ghaedi, M., Fathi, M., Marahel, F., & Ahmadi, F. (2005). Simultaneous preconcentration and determination of copper, nickel, cobalt and lead ions content by flame atomic absorption spectrometry. *Fresenius Environmental Bulletin*, *14*, 1158–1163.

Ghaedi, M., Fathi, M. R., Shokrollahi, A., Shajarat, & Highly, F. (2006b). Selective and sensitive preconcentration of mercury ion and determination by cold vapor atomic absorption spectroscopy. *Analytical Letters*, *39*, 1171–1185.

Håkanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research*, *14*, 975–1001.

Hatje, V., Bircha, G., & Hill, D. (2001). Spatial and temporal variability of particulate trace metals in Port

- Jackson Estuary, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 53, 63–77.
- Horvat, M., Covelli, S., Faganeli, J., Logar, M., Mandie, V., Rajar, R., et al. (1999). Mercury in the coastal environment; a case study: The Gulf of Trieste. *Science of Total Environment*, 237–238, 43–56.
- Jones, B., & Laslett, R. (1994). Methods for analysis for trace metals in marine and other samples. *Aquatic Environmental Protection*, 11, 29.
- Kljaković-Gaspic, Z., Odžak, N., Ujević, I., Zvonarić, T., Horvat, M., & Barić, A. (2006). Biomonitoring of mercury in polluted coastal area using transplanted mussels. *Science of the Total Environment*, 368, 199–209.
- Kontas, A. (2006). Mercury in the Izmir bay: An assessment of contamination. *Journal of Marine System*, 61, 67–78.
- Lepez, I., Furet, L., & Aracena, O. (2001). Población de *Emerita analoga* (Stimpson 1957) en playas Amarilla y Rinconada, Antofagasta: Aspectos abióticos, bióticos y concentraciones de cobre. *Gayana*, 65(1), 59–87.
- Libes, S. (1992). *An introduction to marine biogeochemistry* (289 pp.). New York: Wiley.
- Long, E., Macdonald, D., Smith, S., & Calder, F. (1995). Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*, 19, 81–97.
- McCready, S., Birch, G., & Long, E. (2006). Metallic and organic contaminants in sediments of Sydney Harbour, Australia and vicinity—a chemical dataset for evaluating sediment quality guideline. *Environmental International*, 32, 455–465.
- Mucha, A., Vasconcelos, M., & Bordalo, A. (2003). Macrobenthic community in the Douro estuary: Relations with trace metals and natural sediment characteristics. *Environmental Pollution*, 12, 169–180.
- Müller, G. (1979). Schwermetalle in den sedimenten des Rheins—Veränderungen seit 1971. *Umschau*, 79, 778–783.
- O'Connor, T. (2004). The sediment quality guideline, ERL, is not a chemical concentration at the threshold of sediment toxicity. *Marine Pollution Bulletin*, 49, 383–385.
- Ortlieb, L., Escribano, R., Follegati, R., Zuñiga, O., Kong, I., Rodriguez, L., et al. (2000). Ocean-climatic changes during the last 2,000 years in a hypoxic marine environment of Northern Chile (23°S). *Revista Chilena de Historia Natural*, 73, 221–242.
- Panadés, J., Ovalle, O., & Rojas, P. (1995). *Mejillones un pueblo con historia*. Ilustre Municipalidad de Mejillones, 156.
- Pekey, H., Karakas, D., Ayberk, S., Tolun, L., & Bakoglu, M. (2004). Ecological risk assessment using trace elements from surface sediments of Izmit Bay (Northeastern Marmara Sea) Turkey. *Marine Pollution Bulletin*, 48, 946–953.
- Ramirez, M., Massolo, S., Frache, R., & Correa, J. (2005). Metal speciation and environmental impact on sandy beaches due to El Salvador copper mine, Chile. *Marine Pollution Bulletin*, 50, 62–72.
- Rodriguez, L., & Escribano, R. (1996). Bahía de Antofagasta y Bahía de Mejillones del Sur: Observaciones de la temperatura, penetración de la luz, biomas y composición fitoplanctonica. *Estudios Oceanológicos*, 15, 75–85.
- Román, D., Rivera, L., Morales, T., Avila, J., & Cortés, P. (2003). Determination of trace elements in environmental and biological samples using improved sample introduction in flame atomic absorption spectrometry (HHPN-AAS; HHPN-FF-AAS). *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 83(4), 327–341.
- Sainz, A., & Ruiz, F. (2006). Influence of the very polluted inputs of the Tinto–Odiel system on the adjacent littoral sediments of southwestern Spain: A statistical approach. *Chemosphere*, 62, 1612–1622.
- Salamanca, M., Camaño, A., Jara, B., & Rodríguez, T. (2000). Cu, Pb and Zn distribution in nearshore waters in San Jorge Bay, Northern Chile. *Gayana*, 64, 195–204.
- Salamanca, M., Chuecas, L., & Carrasco, F. (1988). Heavy metal content and distribution in surface sediments from three areas of Chilean coast. *Gayana*, 9(1–4), 3–16.
- Salomons, W., & Förstner, U. (1984). *Metal in the hydrocycle*. Berlin: Springer.
- Shahidul, I., & Tanaka, M. (2004). Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: A review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin*, 48, 7–8.
- Strub, P., Mesias, J., Montecinos, V., Rutllant, J., & Marchant, S. (1998). Coastal oceanic circulation off western South America. In A. Robinson & K. Birnk (Eds.), *The sea* (pp. 273–314). New York: Wiley.
- Taylor, S. (1972). Abundance of chemical elements in the continental crust: A new table. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 28, 1273.
- Turekian, K., & Wedepohl, K. (1961). Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. *Geological Society of America Bulletin*, 72, 175–192.
- Universidad de Playa Ancha (2002). *Antecedentes técnico-científicos para la generación de la norma de calidad secundaria de sedimentos marinos y lacustres*. Proyecto Programa Priorizado de Normas, Comisión Nacional de Medioambiente, Chile, Informe Final, 156 pp.
- Valdés, J. (2004). Evaluación de metales redox-sensitivos como proxies de paleoxigenación en un ambiente marino hipóxico del norte de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 77, 121–138.
- Vargas, G. (2002). *Interactions ocean-atmosphère au cours des derniers siècles sur laôte du Désert d' Atacama: Analyse multi-proxies des sédiments laminés de la Baie de Mejillones (23°S)* (270 pp.). Tesis Doctoral, Universidad de Bordeaux I, Francia.
- Vargas, G., Pantoja, S., Rutllant, J., Lange, C., & Ortlieb, L. (2007). Enhancement of coastal upwelling and interdecadal ENSO-like variability in the Peru–Chile Current since late 19th century. *Geophysical Research Letters*, 34, L13607.

- Wallschlager, D., Desai, M., Spengler, M., & Wilken, R. (1998). Mercury speciation in floodplain soils and sediments along a contaminated river transect. *Journal of Environmental Quality*, 27, 1034–1044.
- Welz, B., & Melcher, M. (1985). Decomposition of marine biological tissues for determination of arsenic, selenium and mercury using hydride-generation and cold-vapour atomic absorption spectrometry. *Analytic Chemistry*, 57, 427–341.
- Winefordner, J., & Long, G. (1983). Limit of detection. A closer look at the IUPAC definition. *Analytic Chemistry*, 55, 712A–724A.

# Metal contents in coastal waters of San Jorge Bay, Antofagasta, northern Chile: a base line for establishing seawater quality guidelines

Jorge Valdés · Domingo Román · Lidia Rivera ·  
Juan Ávila · Pedro Cortés

Received: 26 April 2010 / Accepted: 27 January 2011 / Published online: 16 March 2011  
© Springer Science+Business Media B.V. 2011

**Abstract** We measured the concentration of 12 metals in coastal waters of seven sites of San Jorge Bay in Antofagasta (northern Chile), in order to relate the presence of metals with the different uses of San Jorge Bay coastal border, and to evaluate the quality of the bay's bodies of water according to the proposed current Chilean Quality Guide for trace elements in seawater (CONAMA 2003). The results suggest that the coastal water of San Jorge Bay has very good quality according to the proposed regulation mentioned above. However, the distribution of metals such as Cu and Pb along the bay's coast line evidences a notorious effect of the industrial activity, which would involve different behavior patterns for some trace elements in some bodies of water, suggesting that

the levels indicated in the environmental guideline of the Chilean legislation do not represent pollution-free environments.

**Keywords** Trace metals · Marine waters · Antofagasta · Chile

## Introduction

Coastal marine ecosystems are affected by heavy anthropogenic pressure due to the location of human settlements. The main sources of pollutants in coastal waters are domestic, industrial, and port wastes. On the other hand, environmental problems are characterized by complicated natural interactions, social uncertainties, conflicting interests, and administrative contradictions. In turn, as response to the human intervention, the lack of knowledge and analytic reliable data constitute important obstacles for the introduction of effective management strategies for pollution control (Shahidul and Tanaka 2004). This lack of information and the heterogeneity found within natural systems generate doubts regarding the effectiveness of environmental plans, and especially the generation and application of legal quality guidelines that attempt to harmonize anthropogenic activities with environment care.

The geographic configuration of Chile, with over 4,700 km of coast, confers elevated natural

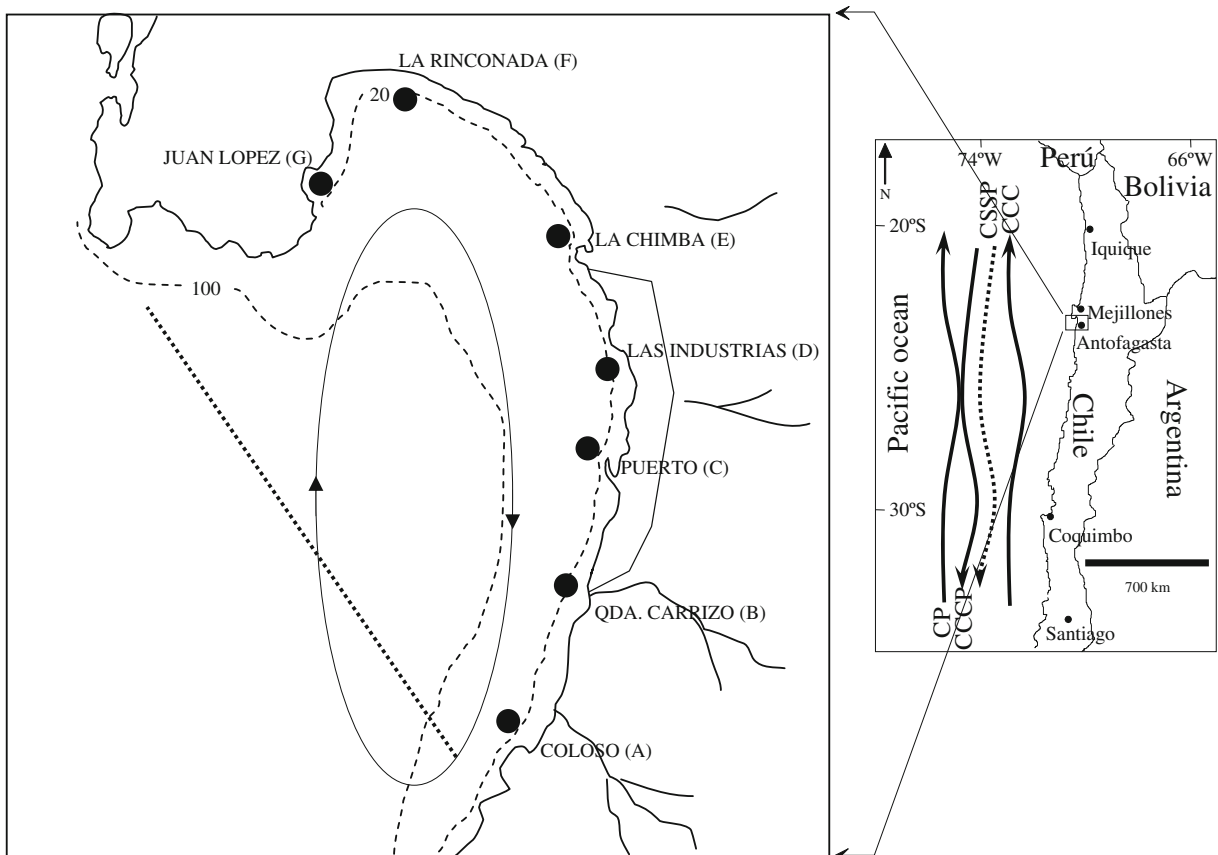
---

J. Valdés (✉)  
Laboratorio de Sedimentología y Paleoambientes,  
Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Facultad  
de Recursos del Mar, Universidad de Antofagasta,  
Casilla 170, Antofagasta, Chile  
e-mail: jvaldes@uantof.cl

D. Román · L. Rivera · J. Ávila · P. Cortés  
Laboratorio de Química Bio-Inorgánica y Analítica  
Ambiental, Departamento de Química, Facultad de  
Ciencias Básicas, Universidad de Antofagasta,  
Antofagasta, Chile

heterogeneity with a great latitudinal expanse which generates a marked physical gradient along the coast, which is important given that their population concentrates mainly on the coastal areas. The environmental Chilean legislation is quite recent, over the last few years work has been dedicated to the generation of environmental regulations and especially to the configuration of environment quality guidelines. These guidelines incorporate the concept of geographic heterogeneity, allowing an efficient application of the regulations that is appropriate given to the environmental characteristics of each body of water to be protected or administered. However, for this initiative to be efficient, scientific information must be generated that will allow us to define the baseline values of different chemical compounds and evaluate eventual problems of contamination.

San Jorge Bay (Fig. 1) is directly affected by the Humboldt Current System. Antofagasta, the most important human settlement in northern Chile, is located in this bay. The main economic and industrial activities developed in this city are the loading of mineral concentrates mainly of copper, zinc, lead, the loading of anodes and cathodes of copper, besides the exchange of merchandise generated in Chile and its neighboring countries. On the other hand, it is necessary to make notice that in the coastal area have persisted wastes of old mining activities subjected to the action of the tides, and more recently, between the years 1990 and 2006, was discharged by means of a submarine emissary, an effluent of a filtration plant of copper concentrates. At the present time, submarine emissaries of desalting plants and plants of served waters persist. Besides, near the coastal area is



**Fig. 1** Sampling sites (*black circles*) in San Jorge Bay. The *dotted line* indicates the schematic location of the thermal front; the cyclonic circulation and the bathymetry are shown (see details in the text)

found an industrial system named “La Negra”, where heavy metal concentrates are gathered, it developed metallic and nonmetallic support for mining activities, including copper smelting and cement facilities, whose emissions spread until the coastal area and the water bodies.

Scientific research in this bay has focused mainly on its oceanographic aspects (Escribano et al. 1995, 2002; Escribano and Rodríguez 1995; Rodríguez and Escribano 1996; Escribano and Hidalgo 2001; ). Environmental matters have seldom been raised. To date, four studies have been done, mainly related to the distribution of metals in sediments, water, and intertidal organisms. Alonso et al. (1998) carried out a study of the distribution of Fe, Zn, Cu, and Mn in surface sediments, identifying two anomalous distribution areas related to the discharge of tailings from mining plants and an old silver ore loading port. Salamanca et al. (2000) studied the distribution of Cu, Pb, and Zn in intertidal waters between Coloso and the northern limit of the city of Antofagasta, concluding that the spatial distribution results from different local contributions and the coastal current system, which dilutes those contributions. Valdés et al. (2010) studied the distribution of Cu, Pb, and Hg in the sediments at three locations in the bay, finding problems of contamination by Cu and Pb derived from the mineral loading activity developed therein. Finally, Lepez et al. (2001) measured Cu concentrations in *Emerita análoga* (an anomuran decapod) from two beaches, one at the north and the other at the south end of the bay; the different Cu contents found in the sediments did not influence the accumulation of this metal in the tissues of the organisms.

Thus, the present work constitutes a first attempt to generate scientific information that will permit proposing seawater quality guidelines for San Jorge Bay, specifically in terms of its metal contents. The proposed objectives are: (a) to elaborate a database of the metals in the coastal waters of San Jorge Bay that will act as a base for a new or more complete research on this bay or other bays with a similar degree of anthropogenic intervention, (b) to relate the presence of metals with the different uses given the coastal border in San Jorge Bay, and (c) to evaluate the quality

of the bay’s water according to current Chilean environmental regulations.

## Materials and methods

### Sample collection and pretreatments

Seven sampling sites were selected within the bay according to the most important anthropogenic activities carried out along the coast (Fig. 1). For the sampling and the field marine work, standard operating procedures were applied (Cooper and Rees 2002), considering the most demanding cautions so that the samples stayed free of contamination due to the intrinsic manipulations that a work like this involves. Water samples were collected in triplicate, from the surface and the bottom, at the 10-m isobath in March 2008. A Niskin (General Oceanic) oceanographic bottle was employed, which was pretreated during 48 h with 2 M nitric acid (Instra grade, J. T. Baker), deionized water, 0.02 M NaEDTA (Merck p. a.) during 24 h and deionized water. In the sampling meantime the bottle was secured to a polyethylene recovered stainless steel cable. These samples were used to measure the concentrations of the 12 metals indicated in the Guide for the Establishment of Quality Guideline for Marine and Continental Waters contained in the Chilean environmental legislation (Table 2).

Immediately after the collection, the water samples were transferred to 2-L high-density polyethylene bottles (HDPE) and 2-L glass amber bottles [Cr(VI), selenium, and mercury analysis] previously treated in the same manner with that of the Niskin bottle; the samples were kept in the dark at 4°C and transported to the laboratory immediately, where the samples were pretreated according the metal to be analyzed. All the samples pretreatments were made in the bench of a “clean laboratory” inside a laminar flow hood (Labconco, Purifier Class II). For the determinations of the dissolved metal concentrations, the samples were filtered through MFS membranes of 0.45 µm in plastic systems Nalgene and at once they were acidified to pH 2 with HNO<sub>3</sub> Merck, Suprapur. In the case of determinations of the total concentration of Hg, at one sample, aliquots



of 250 mL in pre-treated glass BOD bottles were fixed with 5 mL of HNO<sub>3</sub> Merck Suprapur and 0.5 mL of potassium dichromate Merck p. a. ACS ISO impoverished in Hg (code 104865); in this condition the subsamples were allowed to age at 4–5°C for 15 days to facilitate the lixiviation of Hg (II) before carrying out the vapor atomic absorption spectrometry (CVAAS) measurements. For the determination of the total concentrations of Se the samples were fixed with HCl Merck Suprapur to pH 2 in pre-treated glass BOD bottles also. In the case of the dissolved arsenic concentration, the samples in HDPE bottles were also fixed with HCl Merck Suprapur to pH 2. The Cr(VI) determinations were made immediately after the samples arrive in the laboratory without any pre-treatment, so as not to alter the natural speciation of chromium.

#### Analytical procedures

The dissolved concentrations of Cu, Cd, Pb, and Zn in seawater were made by means of potentiometric stripping analysis (PSA) in the way of analytic derivative signal (dPSA) (Romero 1996; Lo Coco et al. 2000; Mayer et al. 2003; Xie 2005; Valdés et al. 2008). For Zn analysis, Ga(III) was added as copper scavenger (Psaroudakis and Efstathiou 1989; Lo Coco et al. 2003). For some electroactive trace elements, the PSA is an electroanalytical technique with high detection power and therefore applicable in seawater samples (Riso et al. 1997). Ni was determined by adsorptive accumulation of the respective complex with dimethylglyoxime at the drop mercury electrode by adsorptive differential pulse polarography (AdDPP) (Ostapczup et al. 1987; Valdés et al. 2008).

Cr(VI), and dissolved Cr, Al, and Sn, were determined by hydraulic high-pressure nebulization–atomic absorption spectrometry (HHPN-AAS) with nitrous oxide/acetylene flame employing a aqueous mixture 0.01 M in HNO<sub>3</sub>/methanol = 80:20 in volume as carrier solution, by means the methodologies and instrumentation described in Román et al. (2003). Cr and Al were previously off-line selectively separated and preconcentrated with ammonium pyrrolidine dithiocarbamate ammonium diethyl

dithiocarbamate (DDTC) mixture at pH 5, and with 8-hydroxyquinoline at pH 8.3 in a solution of hydroxylamine-1,10-phenanthroline for mask Fe (Swietlik 1998; Román et al. 2003), respectively, then of which the analytes were extracted with methyl isobutyl ketone (MIBK). For Cr(VI), the samples, readjusted to pH 7, with 2 M sodium acetate prepared from Suprapur reactive (Merck) were chelated with ammonium DDTC, of which was extracted with MIBK (Gáspar et al. 1999; Tang et al. 2004). Sn was determined in a direct way without preconcentration. In all cases multiple standard additions was applied. The dissolved arsenic concentration was determined by means of hydride generation atomic absorption spectrometry (HGAAS) in the continuous hydride mode with 10 M HCl in the supply acid flask (Stoeppeler et al. 1986; Abdullah et al. 1995; Shraim et al. 1999). The total selenium concentration was also determined by HGAAS, but in the discontinuous mode, after digesting the sample in a medium 5 M in HCl–potassium persulphate, with application of a new mixed reducing medium to generate the selenide hydride (Dedina and Tsalev 1995; Román et al. 1997). In turn, total Hg was measured by CVAAS in a discontinuous or batch reactor (Bloom and Crecelius 1983; Jones and Laslett 1994).

#### Instrumentation

Atomic absorption measurements by HHPN-AAS and hydraulic high-pressure nebulization–flame furnace atomic absorption spectrometry were performed on a GBC 909 PBT atomic absorption spectrometer (Australia) coupled with a dedicated Knauer HHPN system (Germany). The instrumental configuration for both techniques is described elsewhere (Román et al. 2003). Polarographic measurements were made in a TraceLab 50 polarographic system (Radiometer, Copenhagen). Potentiometric stripping analysis measurements by means dPSA (Estela et al. 1995; Riso et al. 1997; Lo Coco et al. 2000; Mayer et al. 2003; Xie 2005) were made in a prototype equipment coupled to a samples station SAM 20 (Radiometer, Copenhagen) connected to an IBM compatible computer, which is controlled by a computational dedicated program (platform

Windows) (Romero 1996). The three-electrode electroanalytical cell was a pre-treated carbon vitreous working electrode (Bioanalytical System MF 1212), a double chamber Ag Cl/Ag reference electrode (Orion 900200), and a Pt wire auxiliary electrode (Radiometer P-1312). Simple standard addition methodology was applied in the measurements (Gardner and Gunn 1986), which were made with discount of the background signal. To minimize the interferences due to the eventual formation of intermetallic compounds, the metal determination were not made in a sequential way in oneself aliquot of sample, but rather were made separately under dedicated electroanalytical conditions. PSA is an electroanalytical technique with high detection power. It differs from the well-known anodic stripping voltammetry (ASV) (Wang 1994) mainly in the methods used for stripping. After preconcentration of metal ion on the working electrode, the potentiostatic control is disconnected and the amalgamated metals are reoxidized by chemical oxidants such as Hg<sup>+2</sup> and O<sub>2</sub>. Compared to ASV, potential stripping analysis has several advantages, such as less sensitive

to electrolytically active organic compounds, no necessity of deoxygenation and performing measurement with small volume of sample (Xie 2005). Derivative potentiometric stripping analysis is utilized to facilitate evaluation of the analytical signal by using its derivative. Potential (*E*) and time (*t*) data are digitally converted into  $\frac{dt}{dE}$ , and *E* is plotted against  $\frac{dt}{dE}$ . This enhances the sensitivity of the method and improves resolution. The *E* vs  $\frac{dt}{dE}$  (ms/V) curve obtained exhibits a maximum at the point where the conventional PSA curve would show a sharp variation of the potential with time. Like that in ASV this analytical signals can be achieved using modern computer-controlled PSA instrumentation.

Analytical quality control

Table 1 shows the merit figures of the analytical validation data to prove the suitability and efficiency of the analytical techniques applied for the determination of Cr, Cr(VI), Ni, Cu, Zn, Cd, Pb, Hg, Al, Sn, As, and Se in seawater. Unless another thing is said, detection limits (C<sub>L</sub>) were

**Table 1** Analytical validation for determinations of Cr, Cr(VI), Ni, Cu, Zn, Cd, Pb, Hg, Al, Sn, As, and Se in seawater

Element	Technique <sup>a</sup>	RSD (±%)	RE (%)	C <sub>L</sub> (µg/L)
Cr	HHPN-AAS <sup>b</sup>	5.0	−2.0 (spiking; NASS-4)	0.060
Cr(VI)	HHPN-AAS	7.0	+3.0 (spiking)	0.075
Ni	AdDPP <sup>c</sup>	8.5	+3.1 (NASS-4)	0.12
Cu	dPSA <sup>d</sup>	3.0	+3.5 (CASS-4)	0.020 <sup>e</sup>
Zn	dPSA <sup>f</sup>	3.7	+4.0 (CASS-4)	0.080 <sup>e</sup>
Cd	dPSA <sup>g</sup>	3.7	+3.8 (CASS-4)	0.0003 <sup>e</sup>
Pb	dPSA <sup>h</sup>	5.7	+4.9 (CASS-4)	0.0002 <sup>e</sup>
Hg	CVAAS <sup>i</sup>	4.1	+2.5 (spiking; ORMS-2)	0.002
Al	HHPN-AAS	2.3	−11.9 (spiking)	15.0
Sn	HHPN-AAS	3.5	+7.5 (spiking)	0.13
As	HGAAS <sup>j</sup>	6.9	+4.5 (CASS-4)	0.040
Se	HGAAS <sup>k</sup>	7.8	±4.2 (spiking; NASS-3); +9.0 (NASS-4)	0.006

<sup>a</sup>Multiple standard addition methodology, except in dPSA in that single standard addition was applied (Gardner and Gunn 1986)

<sup>b</sup>NASS-4 (NRC-CNRC), certified value 0.115 µg/L

<sup>c</sup>CASS-4 (NRC-CNRC), certified value 0.228 µg/L

<sup>d</sup>CASS-4 (NRC-CNRC), certified value 0.592 µg/L

<sup>e</sup>According Labar et al. 1991; Lo Coco et al. 2000

<sup>f</sup>CASS-4 (NRC-CNRC), certified value 0.381 µg/L

<sup>g</sup>CASS-4 (NRC-CNRC), certified value 0.026 µg/L

<sup>h</sup>CASS-4 (NRC-CNRC), certified value 0.0098 µg/L

<sup>i</sup>ORMS-2 river water (NRC-CNRC), certified value 0.0306 µg/L

<sup>j</sup>CASS-4 (NRC-CNRC), certified value 1.11 µg/L

<sup>k</sup>NASS-3 (NRC-CNRC), informed value 0.042 µg/L. NASS-4 (NRC-CNRC), informed value 0.018 µg/L

calculated in accordance with IUPAC criteria (Winefordner and Long 1983; Currie 1999).

Coastal standard seawater CASS-4, and oceanic standard seawater NASS-3 and NASS-4 (Canadian National Research Council) were employed in the validation of the techniques and in the control and insurance of the analytic quality of the trace element measurements. Given the lack of standard seawater with certified concentration of mercury or to the less informed thing, also of Canadian National Research Council, standard river water was used (ORMS-2). Besides, the spiking methodology was also applied, for which Certipur (Merck) and Specpure (Alfa Aesar) primary standards were used.

## Results and discussion

The goal of the Water Quality Guideline is to prevent pollution wherever possible and to reduce risk for people and ecosystems in the most cost-effective ways possible. However, due to the variability of geographical conditions, each country defines their particular criteria to establish the

values safe to human and environmental health. In case of Chile, the concentrations used as limits for water quality are different of those used in the USA, New Zealand, and Australia, for example (Table 2).

The order of abundance for the metals measured in San Jorge Bay was  $\text{Se} < \text{Cd} < \text{Pb} < \text{Hg} < \text{Cr(VI)} < \text{Cu} < \text{Cr} < \text{Ni} < \text{Sn} < \text{As} < \text{Zn} < \text{Al}$  (Table 3). Of these, concentrations of Cu, Ni, Zn, Cd, and Pb were similar to those reported in previous studies carried out in this bay and in different coastal environments with similar levels of anthropogenic intervention, whereas Cr registered higher values (Table 4). Table 4 shows that the levels of Cu and Zn reported by Stauber et al. (2005) for the northern sector of Chañaral are significantly higher than in San Jorge Bay. However, this difference is explained by the fact that Chañaral corresponds to one of the coastal areas in Chile most highly impacted by mining activity (Lee et al. 2002; Medina et al. 2005).

With the exception of Ni (values slightly higher than the Class 1; Table 2, Fig. 2), all the metals measured in the coastal waters of San Jorge Bay presented lower concentrations than the

**Table 2** Water quality guideline in different countries

Metal	Chile <sup>a</sup>			USA <sup>b</sup>		Australia and New Zealand <sup>c</sup>	
	Class 1	Class 2	Class 3	CMC <sup>d</sup>	CCC <sup>e</sup>	99% <sup>f</sup>	80% <sup>f</sup>
Cu	<10	10–50	>50	4.8	3.1	0.3	8
Cr	<10	10–50	50–100	–	–	–	–
Ni	<2	2–100	>100	74	8.2	7	560
Se	<5	5–10	>10	290	71	–	–
Zn	<30	30–100	>100	90	81	7	43
Al	<200	200–1.500	>1.500	–	–	–	–
As	<10	10–50	>50	69	36	–	–
Cd	<5	5–10	>10	40	8.8	0.7	36
Cr(VI)	<10	10–50	>50	1,100	50	0.14	85
Sn	<20	20–100	>100	–	–	–	–
Hg	<0.2	0.2–0.5	>0.5	1.8	0.94	0.1	1.4
Pb	<3	3–50	>50	210	8.1	2.2	12

Concentrations expressed in micrograms per liter

<sup>a</sup>Proposed Water Quality Guideline (CONAMA 2003). The classes 1, 2, and 3 indicate very good quality, good quality, and regular quality, respectively

<sup>b</sup>National Recommended Water Quality Criteria (USEPA 2009)

<sup>c</sup>Water quality guidelines for toxicants (ANZECC 2000)

<sup>d</sup>The criteria maximum concentration (CMC) is an estimate of the highest concentration of a material in surface water to which an aquatic community can be exposed briefly without resulting in an unacceptable effect

<sup>e</sup>The criterion continuous concentration (CCC) is an estimate of the highest concentration of a material in surface water to which an aquatic community can be exposed indefinitely without resulting in an unacceptable effect

<sup>f</sup>Protection level signifies the percentage of species expected to be protected

**Table 3** Descriptive statistics for dissolved metals<sup>a</sup> measured in the coastal water of San Jorge Bay, Antofagasta (northern Chile)

	Cu	Cr	Ni	Se	Zn	Al	As	Cd	Cr(VI)	Sn	Hg	Pb
Mean	1.20	1.33	1.71	0.03	3.84	89.14	2.35	0.03	0.45	1.75	0.04	0.04
SD	0.33	0.09	0.93	0.005	1.89	21.73	0.23	0.007	0.10	0.18	0.01	0.01
Range	0.62	1.21	0.59	0.02	1.41	67.42	1.95	0.016	0.26	1.08	0.02	0.02
	1.96	1.58	4.72	0.04	8.99	131.96	2.94	0.044	0.69	2.00	0.06	0.09

N = 42. Concentrations in micrograms per liter

<sup>a</sup>For Cr(VI), Hg, and Se the total concentrations were measured, see the text

minimum values established by the seawater quality guideline (Table 2), even in the cases of Cr(VI), Hg, and Se, for which the concentrations were measured in unfiltered samples. As from this point of view the results were similar at all the sites analyzed, these and previous results reported for this bay (see Table 4) allow us to conclude that the coastal waters of San Jorge Bay are Class 1 (Table 2): suitable for the conservation of aquatic communities and human use. However, the values reported in Table 2 do not indicate a pollution-free environment. Moreover, these values are only a first approach; the establishment of effective environmental standards requires time-series

measurements that incorporate seasonality, and toxicity test in aquatic organisms, that which will increase the representativeness and validity of the results.

Despite the fact that the waters of San Jorge Bay present acceptable levels of dissolved metals, this does not indicate an absence of metal inputs produced by the anthropogenic activity carried out in the bay. In general, the distribution of metals along the bay’s coast line showed different patterns depending on the metal analyzed. Ni, Cd, Cr(VI), and Zn decreased towards the north of the bay, whereas Cu, Pb, and Hg increased in the middle area (Fig. 2). Particularly, the gradients

**Table 4** Range and/or average values of some dissolved metals measured in different coastal environments

	Cu	Cr	Ni	Zn	Cd	Pb
San Jorge Bay <sup>a</sup>	2.03			2.86		0.04
Mejillones bay (23° S), Chile <sup>b</sup>			0.57 0.20–0.88		0.04 0.01–0.11	
San Jorge bay <sup>c</sup>	0.67–1.65			1.7–2.0		0.02–0.03
Coliumo bay (32° S), Chile <sup>d</sup>	0.57–2.55					
Caleta Guanillo (25°53') to caleta Zenteno (26°51'), northern Chile <sup>d</sup>	<1.0–32.0			<1–6.7		
Canari, France <sup>e</sup>		0.152	1.38		0.016	0.048
Livorno, Italy <sup>e</sup>		0.616	0.197		0.006	0.038
Porto-Torres, Italy <sup>e</sup>		0.282	0.378		0.009	0.075
Annavisos, Greece <sup>f</sup>	1.08–7.26		0.6–3.63	1.96–8.45	0.08–0.28	1.45–10.49
Baltic sea off Poland (coastal station N° 11) <sup>g</sup>	0.21–0.69		0.66–1.63	0.3–0.86	0.003–0.015	0.004–0.019
San Jorge bay <sup>h</sup>	1.20	1.33	1.71	3.84	0.03	0.04

Concentrations in micrograms per liter

<sup>a</sup>Salamanca et al. (2004)

<sup>b</sup>Valdés et al. (2008)

<sup>c</sup>Salamanca et al. (2000)

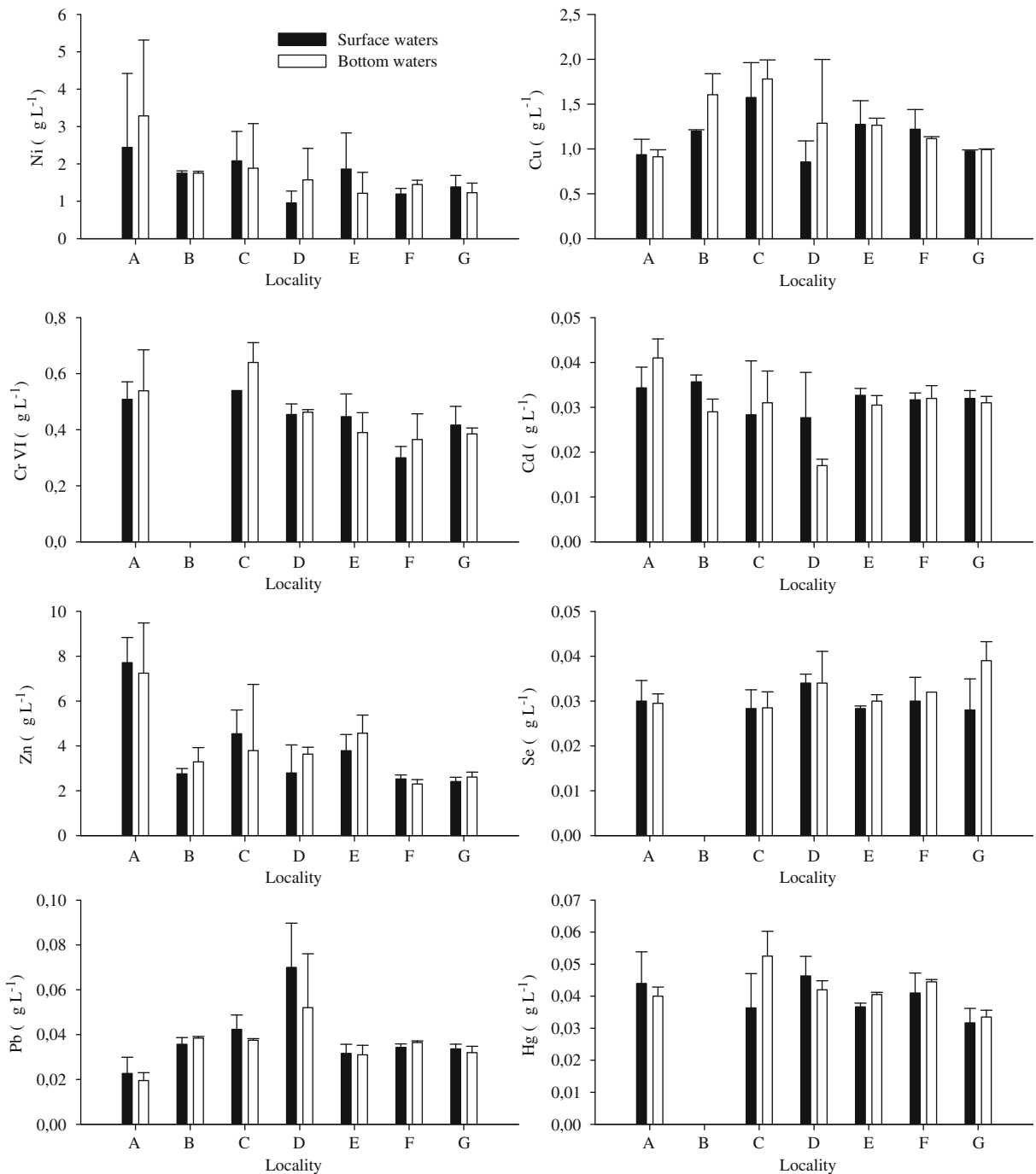
<sup>d</sup>Stauber et al. (2005)

<sup>e</sup>Lafabrie et al. (2007)

<sup>f</sup>Ladakis et al. (2007)

<sup>g</sup>Pempkoviak et al. (2000)

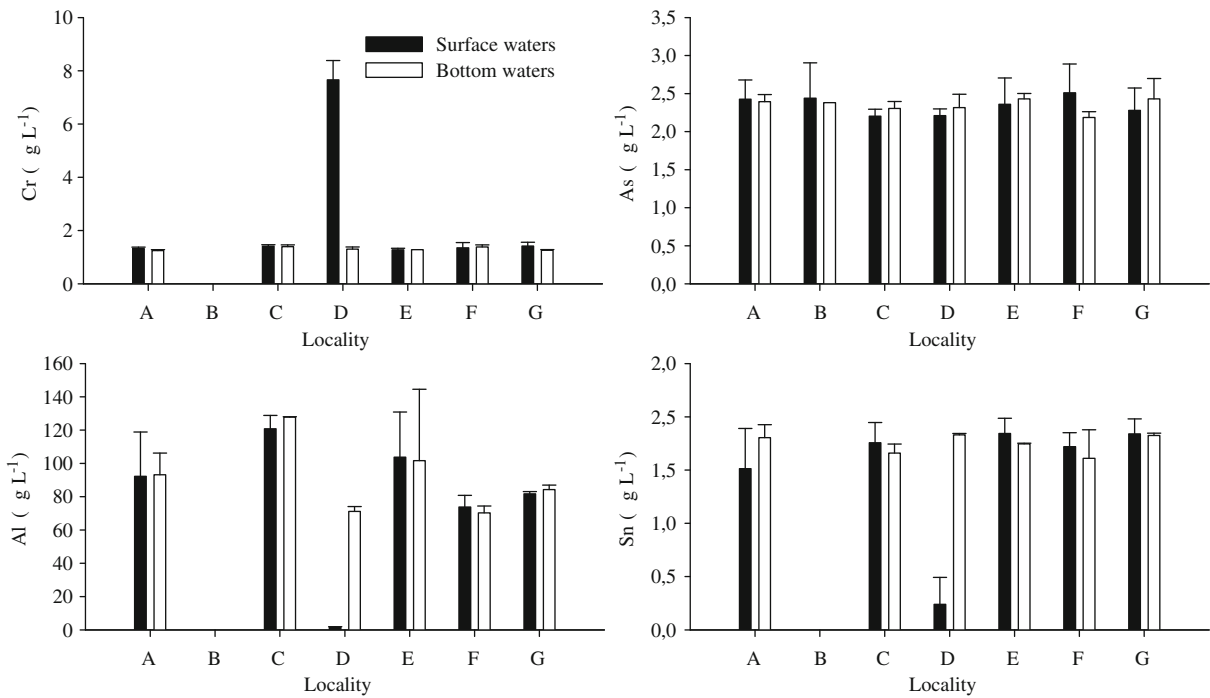
<sup>h</sup>This study



**Fig. 2** Metal contents in surface and bottom waters at seven sites in San Jorge Bay. Sampling sites: *A* Coloso, *B* Q. Carrizo, *C* Puerto, *D* Petroleras, *E* La Chimba, *F* La Rinconada, *G* Juan López (see Fig. 1 for details)

of Cu, Pb, and Zn reported in this work differed from those found by Salamanca et al. (2004), who indicated that Cu tends to increase towards the

north of the bay and that Pb and Zn distributions were very uniform along the coast line. Of all the analyzed metals, the distributions of Cu and



**Fig. 2** (continued)

Pb were clearly associated with the effects of the industrial and transport activity developed along the coast line. The increased Cu found at site C suggests a direct effect of the port activity carried out in this zone, where copper ore has been loaded for over 50 years. On the other hand, Pb presented maximum values at sites C and D. The first case suggests an effect of the lead concentrate loading carried out by the Antofagasta Port, whereas the latter is related to the unloading of fossil fuel into storage tanks located in this sector. The effect of Cu and Pb on the coastal environment of Antofagasta Port (site C) was also registered in the marine sediments collected there; these values were much higher than those found in other areas of the bay (Valdés et al. 2010). On the other hand, the relatively high concentration of Cr recorded in the surface waters at site D could correspond to

the effect of the transport and unloading of fossil fuels carried out in the area (Murphy et al. 2009).

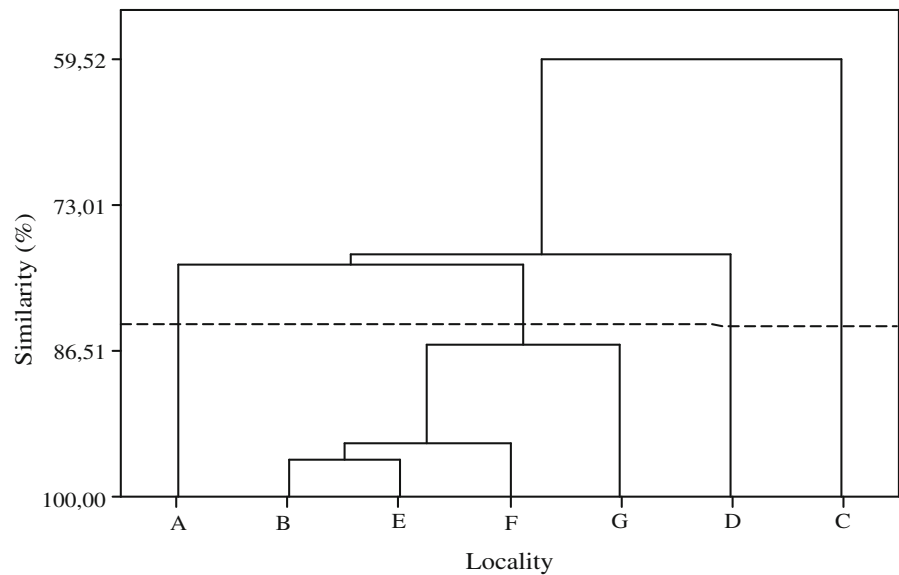
The heterogeneous uses given to the sectors studied along the San Jorge Bay coast line and the tendencies observed in the concentration of the metals measured therein, would suggest different behavior patterns for some trace elements in some bodies of water. This possibility was analyzed using a one-way analysis of variance, which indicated that Se, Sn, Ni, As, and Cr concentrations did not differ significantly along the bay’s coast (Table 5), possibly because of the low concentrations found and to a dilution effect of the trace elements caused by the circulation of the waters from north to south (Escribano and Hidalgo 2001). The significant differences found for the remaining metals suggest a combined effect of local sources of contribution for some metals (i.e., Pb, Cu, Zn),

**Table 5** Results of the analysis of variance applied to the locations studied in San Jorge Bay

	Cu	Cr	Ni	Se	Zn	Al	As	Cd	Cr(VI)	Sn	Hg	Pb
<i>F</i>	5.03	1.66	2.12	1.15	16.25	8.96	0.46	2.53	9.90	1.28	3.48	11.50
<i>p</i>	0.001	0.167	0.082	0.364	0.000	0.000	0.833	0.044	0.000	0.306	0.017	0.000

Significant values <0.05

**Fig. 3** Similarity dendrogram (Euclidean distance, single linkage method) of the sites analyzed in San Jorge Bay. Sampling sites: *A* Coloso, *B* Q. Carrizo, *C* Puerto, *D* Petroleras, *E* La Chimba, *F* La Rinconada, *G* Juan López (see Fig. 1 for details)



weathering of rocks (Al) (Yarincik et al. 2000), and emission of atmospheric pollutants over the coastal waters of the San Jorge Bay.

From the point of view of the application of cluster analysis (multivariate treatment), we are interested in carrying out a purely phenomenological interpretation, without “a priori” suppositions regarding the distribution of the trace element concentrations in the sampling sites. The application of a cluster analysis to the sites studied in this work revealed a clear separation between the locations that presented industrial activity and those that did not (Fig. 3). Hence, site C (Fig. 1) differed significantly from the rest of the locations studied in San Jorge Bay. This can be explained by the presence of the Antofagasta Port, which has been functioning for many decades as a mineral loading site. The study of Cu, Pb, and Hg in the surface sediments of San Jorge Bay also showed significant differences at the three sampling sites analyzed in Antofagasta Port which had the highest concentrations associated with the historic loading of metals for more than 60 years (Valdés et al. 2010). Sites A and D also differed from one another and from the other studied areas; both locations are exposed to industrial activities, but of a different nature (mineral loading and unloading and fuel storing, respectively). The remaining locations presented a high degree of similarity among them, being differentiated from

the other three previously mentioned locations by the lack of industrial activity.

## Conclusions

Based on the metal contents in the coastal waters of San Jorge Bay obtained in this work, we can conclude that the bay presents very good quality water according to proposed current Chilean Quality Guide for trace elements in seawater (CONAMA 2003). However, the distribution of metals such as Cu and Pb along the bay’s coast line evidences a notorious effect of the industrial activity on the waters, suggesting that the levels indicated in the environmental standard do not represent pollution-free environments. It is necessary for further studies like this, to mainly incorporate temporal variability for the generation of a database that would allow us to establish the concentration limits of the metals present in San Jorge Bay, prior to proposing an effective environmental quality guidelines that will protect the health of this ecosystem and this way to promote environmentally sustainable development.

**Acknowledgements** This work was supported by scientific grant BIP 30059576 FNDR-CONAMA “Estudio Levantamiento de Información para el Control Ambiental de la Bahía de San Jorge”. We thank Marcos Guíñez, Alexis Castillo, and César Calderón for their help during

sampling. We also thank anonymous reviewers for their comments and for significantly improving this manuscript.

**References**

Abdullah, M. I., Shiyu, Z., & Mosgren, K. (1995). Arsenic and selenium species in the oxic and anoxic waters of the Oslofjord, Norway. *Marine Pollution Bulletin*, *31*(1–3), 116–126.

Alonso, H., Campano, P., & Collado, I. (1998). *Determinación de elementos trazas en sedimentos de la bahía San Jorge, región de Antofagasta, mediante un proceso de extracción secuencial*. Resultados preliminares. V Congreso Geológico Chileno, Tomo II, E139–E156.

ANZECC (2000). *Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality*. National Water Quality Management Strategy, Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, Canberra.

Bloom, N. S., & Crecelius, E. A. (1983). Determination of mercury in seawater at sub-nanogram per liter levels. *Marine Chemistry*, *14*, 49–59.

CONAMA (2003). *Proyecto definitivo de normas de calidad primaria para la protección de las aguas marinas*, (p. 20). Santiago, Chile: Comisión Nacional de Medioambiente.

Cooper, K., & Rees, H. L. (2002). Review of standard operating procedures (SOPs). Sci. Ser., Aquat. Environ. Prot.: Analyt. Meth., CEFAS Lowestoft, (13), 57 pp.

Currie, L. A. (1999). Nomenclature in evaluation of analytical methods including detection and quantification capabilities (IUPAC Recommendations 1995). *Analytica Chimica Acta*, *391*, 105–126.

Dedina, J., & Tsalev, D. L. (1995). Hydride generation atomic absorption spectrometry. In J. D. Winefordner (Ed.), *Chemical analysis: A series of monographs on analytical chemistry and its applications* (Vol. 130, Chapter 13, pp. 308–350). Chichester: Wiley.

Escribano, R., & Rodríguez, L. (1995). Seasonal size variation and growth of *Calanus chilensis* Brodsky in northern Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, *68*, 373–382.

Escribano, R., & Hidalgo, P. (2001). Spatial distribution of copepods in the north of the Humboldt Current region off Chile during coastal upwelling. *Journal of Marine Biology*, *80*, 1–8.

Escribano, R., Rodríguez, L., & Irribarren, C. (1995). Temporal variability of sea temperature in bay of Antofagasta, Northern Chile. *Estudios Oceanológicos*, *14*, 39–47.

Escribano, R., Marín, V., Hidalgo, P., & Olivares, G. (2002). Physical–biological interactions. In the pelagic ecosystem of the nearshore zone of the northern Humboldt current system. In J. Castilla, & J. Larger (Eds.), *The oceanography and ecology of the nearshore and bays in Chile* (pp. 145–175). Santiago: Universidad Católica de Chile Press.

Estela, J. M., Tomás, C., Cladera, A., & Cerdà, V. (1995). Potentiometric stripping analysis: A review. *Critical Reviews in Analytical Chemistry*, *25*, 91–141.

Gardner, M. J., & Gunn, A. M. (1986). Optimizing precision in standard addition determination. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*, *325*, 263–266.

Gáspar, A., Sógor, C., & Posta, J. (1999). Possibilities for the simultaneous preconcentration and flame atomic absorption spectrometric determination of Cr(III) and Cr(VI) using C18 column and sorption loop. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*, *363*, 480–483.

Jones, B. R., & Laslett, R. E. (1994). Methods for analysis for trace metals in marine and other samples. Aquat. Environ. Prot.: Analyt. Meth., MAFF Direct. Fish. Res., Lowestoft, (11), 29 pp.

Labar, C., Müller, R., & Lamberts, L. (1991). Studies on film potentiometric stripping analysis: Effects of electrochemical parameters. *Electrochimica Acta*, *36*, 2103–2108.

Ladakis, M., Dassenakis, M., Scoullou, M., & Belias, C. (2007). The chemical behaviour of trace metals in a small, enclosed and shallow bay on the coast of Attika, Greece. *Desalination*, *213*, 29–37.

Lafabrie, C., Pergent, G., Kantin, R., Pergent-Martini, C., & Gonzalez, J. (2007). Trace metals assessment in water, sediment, mussel and seagrass species—Validation of the use of *Posidonia oceanica* as a metal biomonitor. *Chemosphere*, *68*, 2033–2039.

Lee, M. R., Correa, J. C., & Zhang, H. (2002). Effective metal concentrations in porewater and seawater labile metal concentrations associated with copper mine tailings disposal into coastal waters of the Atacama region of northern Chile. *Marine Pollution Bulletin*, *44*, 956–961.

Lepez, I., Furet, L., & Aracena, O. (2001). Población de Emerita analoga (Stimpson 1957) en playas Amarilla y Rinconada, Antofagasta: Aspectos abióticos, bióticos y concentraciones de cobre. *Gayana*, *65*(1), 59–87.

Lo Coco, F., Menotti, P., Fiecchi, V., & Cecon, L. (2000). Determination of lead(II) and cadmium(II) in hard and soft wheat by derivative potentiometric stripping analysis. *Analytica Chimica Acta*, *409*, 93–98.

Lo Coco, F., Cecon, L., Ciraolo, L., & Novelli, V. (2003). Determination of cadmium(II) and zinc(II) in olive oils by derivative potentiometric stripping analysis. *Food Control*, *14*, 55–59.

Mayer, H., Marconi, O., Floridi, S., Montanari, L., & Fantozzi, P. (2003). Determination of Cu(II) in beer by derivative potentiometric stripping analysis. *Journal of the Institute of Brewing*, *109*(4), 332–336.

Medina, M., Andrade, S., Faugeron, S., Lagos, N., Mella, D., & Correa, J. (2005). Biodiversity of rocky intertidal benthic communities associated with copper mine tailing discharges in northern Chile. *Marine Pollution Bulletin*, *50*, 396–409.

Murphy, V., Tofail, S., Heghes, H., & McLoughlin, P. (2009). A novel study of hexavalent chromium detoxification by selected seaweed species using SEM-EDX and XPS analysis. *Chemical Engineering Journal*, *148*(2–3), 425–433.



- Ostapczup, P., Valenta, P., Rützel, H. W., & Nürnberg, H. (1987). Application of differential pulse anodic stripping voltammetry to the determination of heavy metals in environmental samples. *Science of the Total Environment*, *60*, 1–16.
- Psaroudakis, S. V., & Efstathiou, C. E. (1989). Applicability of gallium as copper scavenger in the determination of zinc in samples of high copper content by potentiometric stripping analysis. *Analyst*, *114*, 25–28.
- Pempkowiak, J., Chiffoleau, J., & Staniszewski, A. (2000). The vertical and horizontal distribution of selected trace metals in the Baltic Sea off Poland. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *51*, 115–125.
- Riso, R. D., Le Corre, P., & Chaumery, C. J. (1997). Rapid and simultaneous analysis of trace metals (Cu, Pb, and Cd) in seawater by potentiometric stripping analysis. *Analytica Chimica Acta*, *351*, 83–89.
- Rodríguez, L., & Escribano, R. (1996). Bahía de Antofagasta y Bahía de Mejillones del Sur: Observaciones de la temperatura, penetración de la luz, biomas y composición fitoplanctónica. *Estudios Oceanológicos*, *15*, 75–85.
- Román, D., Rivera, L., Morales, T., Ávila, J., & Cortés, P. (1997). “Determinación de Se total en agua de mar sin pre concentración mediante EAAGH. Un nuevo medio para generar el hidruro”. XXII Jornadas Chilenas de Química. Sociedad Chilena de Química. 190, Puyehue—Chile.
- Román, D. A., Rivera, L., Morales, T., Ávila, J., & Cortés, P. (2003). Determination of trace elements in environmental and biological samples using improved simple introduction in flame absorption spectrometry (HHPN-AAS; HHPN-FF-AAS). *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, *83*, 327–341.
- Romero, R. E. (1996). *Implementación computarizada de un sistema electroanalítico para el desarrollo y aplicación de la técnica PSA bajo diversos modos*. Tesis para optar al título de Ingeniero de Ejecución en Electrónica. Facultad de Ingeniería, Universidad de Antofagasta.
- Salamanca, M., Camaño, A., Jara, B., & Rodríguez, T. (2000). Cu, Pb and Zn distribution in nearshore waters in San Jorge Bay, northern Chile. *Gayana*, *64*(2), 195–204.
- Salamanca, M., Jara, B., & Rodríguez, T. (2004). Niveles de Cu, Pb y Zn en agua y *Perumytilus purpuratus* en bahía San Jorge, norte de Chile. *Gayana*, *68*(1), 53–62.
- Shahidul, I., & Tanaka, M. (2004). Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: A review and síntesis. *Marine Pollution Bulletin*, *48*, 7–8.
- Shraim, A., Chiswell, B., & Olszowy, H. (1999). Speciation of arsenic by hydride generation—Atomic absorption spectrometry (HG-AAS) in hydrochloric reaction medium. *Talanta*, *50*, 1109–1127.
- Stauber, J. L., Andrade, S., Ramírez, M., Adams, M., & Correa, J. A. (2005). Copper bioavailability in a coastal environment of Northern Chile: Comparison of bioassay and analytical speciation approaches. *Marine Pollution Bulletin*, *50*, 1363–1372.
- Stoeppler, M., Burow, M., Backhaus, F., & Nürnberg, H. W. (1986). Arsenic in seawater and brown algae of the Baltic and the North Sea. *Marine Chemistry*, *18*, 321–334.
- Swietlik, R. (1998). Speciation analysis of chromium in waters. *Polish Journal of Environmental Studies* *7*(5), 257–266.
- Tang, A.-N., Jiang, D.-Q., Jiang, Y., Wang, S.-W., & Yan, X.-P. (2004). Cloud point extraction for high-performance liquid chromatographic speciation of Cr(III) and Cr(VI) in aqueous solutions. *Journal of Chromatography*, *1036*, 183–188.
- US Environmental Protection Agency (2009). *National recommended water quality criteria*. Office of Water 4304T. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency.
- Valdés, J., Román, D., Alvarez, G., Ortlieb, L., & Guiñez, M. (2008). Metals contents in surface waters of an upwelling system of the northern Humboldt Current (Mejillones Bay, Chile). *Journal of Marine Systems*, *71*, 18–30.
- Valdés, J., Román, D., Guiñez, M., Rivera, L., Morales, T., Ávila, J., et al. (2010). Distribution and temporal variation of trace metal enrichment in surface sediments of San Jorge Bay, Chile. *Environmental, Monitoring and Assessment*, *167*, 185–197.
- Wang, J. (1994). *Analytical electrochemistry*. USA: VCH Publisher Inc.
- Winefordner, J. D., & Long, G. L. (1983). Limit of detection. A closer look at the IUPAC definition. *Analytical Chemistry*, *55*, 712A–724A.
- Xie, X. (2005). *Assessment of an ultramicroelectrode array (UMEA) sensor for the determination of trace concentrations of heavy metals in water* (pp. 1–153). PhD Dissertation, Universität Karlsruhe, Schriftenreihe des Institut für Mineralogie und Geochemie, Germany.
- Yarincik, K., Murria, R., Linz, T., & Peterson, L. (2000). Climatically controlled eolian and hemipelagic deposition in the Cariaco Basin, Venezuela over the past 578,000 years: Results from Al/Ti and K/Al. *Paleoceanography*, *15*(6), 210–228.