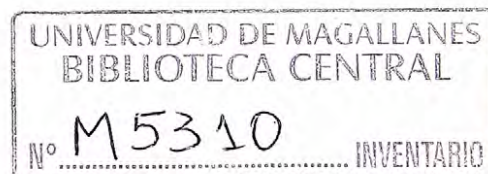




UNIVERSIDAD DE MAGALLANES
FACULTAD DE CIENCIAS
DEPARTAMENTO CIENCIAS Y RECURSOS NATURALES

**Estudio de metales pesados (Fe, Mn, Zn, Pb, Ni y Cu) en sedimentos marinos
costeros, algas intermareales y organismos de *Nacella concinna* en Bahía Fildes,
Isla Rey Jorge, Antártica Chilena.**



Ninoska Valeska Ocampo Pérez

Profesor Guía: Dra. M^a. Soledad Astorga España

2010

Donación

**Estudio de metales pesados (Fe, Mn, Zn, Pb, Ni y Cu) en sedimentos marinos
costeros, algas intermareales y organismos de *Nacella concinna* en Bahía Fildes,
Isla Rey Jorge, Antártica Chilena.**

Por Ninoska Valeska Ocampo Pérez

Departamento de Ciencias y Recursos Naturales

Fecha:

Aprobado Comisión de Calificación

Decano

Tesis entregada como un requerimiento para obtener el título de
Biólogo Marino en la Facultad de Ciencias.

2010

UNIVERSIDAD DE MAGALLANES
FACULTAD DE CIENCIAS

Departamento de Ciencias y Recursos Naturales

**Estudio de metales pesados (Fe, Mn, Zn, Pb, Ni y Cu) en sedimentos marinos
costeros, algas intermareales y organismos de *Nacella concinna* en Bahía Fildes,
Isla Rey Jorge, Antártica Chilena.**

Tesis presentada para optar al Título de Biólogo Marino

Ninoska Valeska Ocampo Pérez

Punta Arenas, Diciembre, 2010

Mes año

30/01/2012
Donación

Congresos

Esta tesis ha sido presentada en los siguientes congresos:

Concentración de metales en biota y sedimento de Bahía Fildes, Isla Rey Jorge, Península Antártica

XXX Congreso de Ciencias del Mar
Concepción, 2 al 22 Octubre de 2010.
Modalidad Oral

Estudio preliminar de las concentraciones de metales pesados (Cd, Cu, Cr, Pb, V y Zn) en zona costera de Bahía Fildes, Isla Rey Jorge, Antártica.

Coloquio Internacional “Cambio Climático en la Región de Magallanes y Antártica: Evidencias y desafíos para el futuro
Punta Arenas, 26 al 31 de Octubre de 2009
Modalidad Oral

Estudio preliminar de las concentraciones de metales pesados (Cd, Cu, Cr, Pb, V y Zn) en zona costera de Bahía Fildes, Isla Rey Jorge, Antártica.

5^{to} Congreso de Iniciación Científica y Profesional de Estudiantes
Punta Arenas, 26 al 30 Octubre de 2009
Modalidad Oral

RESUMEN

Considerando que los asentamientos humanos están asociados a la producción de contaminación y, la Antártica ha sido considerada por muchos años un territorio prístino, es importante establecer concentraciones basales de metales pesados con la finalidad de establecer si el asentamiento humano en las distintas bases antárticas influye en el nivel de concentración de elementos metálicos en Bahía Fildes. El objetivo de este estudio es determinar y cuantificar concentraciones de elementos traza (Fe, Mn, Zn, Pb, Ni y Cu) en tres matrices ambientales diferentes: *Nacella concinna*; algas marinas y sedimento en Bahía Fildes, Isla Rey Jorge, Antártica.

La concentración de metales en *N. concinna*, sedimento marino y algas se lleva a cabo mediante Espectrofotometría de Absorción Atómica con técnica de llama para Fe, Mn, Zn, Ni y Cu y Técnica de Horno Gráfico para Pb, utilizando la metodología descrita en el Handbook de Monitoreo Ambiental Antártico para sedimento y el método EPA 200.3 para los organismos.

El resultado de esta investigación representa una importante información para establecer los valores de línea de base de concentración de metales pesados y el impacto de las actividades humanas de la zona de estudio, además de apoyar la hipótesis sobre la capacidad de utilizar *Nacella concinna* y algas marinas como biomonitores de contaminación por metales pesados en Bahía Fildes.

Este trabajo fue realizado como parte del proyecto con código T0908 denominado “Evaluación de los efectos contaminantes relacionados con actividades antropogénicas en bases antárticas chilenas” con el apoyo del Instituto Antártico Chileno (INACH). El análisis de metales fue realizado en el Instituto de la Patagonia de la Universidad de Magallanes (UMAG).

SUMMARY

Considering that human settlements are associated with the production of pollution and Antarctica has been considered for many years a pristine area, it is important to establish baseline concentrations of heavy metals in order to establish whether human settlement in different Antarctic bases are influencing in the level of heavy metal concentration in Fildes Bay. The aim of this study is to determine and quantify concentrations of trace elements (Fe, Mn, Zn, Pb, Ni and Cu) in three different environmental matrixes: *Nacella concinna*, seaweed and sediment in Fildes Bay, King George Island, Antarctica.

The aims of this study are identify and quantify trace metal concentrations (Fe, Mn, Zn, Pb, Ni and Cu) in three different environmental matrixes: *Nacella concinna*, algae and marine sediments in Fildes Bay, King George Island, Antarctica.

Metal concentrations were determined in *N. concinna*, marine sediment, and algae by Flame Atomic Absorption Spectrometry (Fe, Mn, Zn y Cu) and Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrometry (Pb) using the Antarctic Environmental Monitoring Handbook's methodology for marine sediments and EPA N° 200.3 digestion method for organisms.

The result of this research is important information to establish a baseline heavy metal concentration and the impact of human activities in the study area, it supporting the hypothesis about the ability to use *Nacella concinna* and marine algae as biomonitors of heavy metal contamination in Fildes Bay

This work was carried out as a part of the project with code T0908 called "Assessment of Pollution Effects on Human Activities Related to Chilean Antarctic Bases" with the support of the Antarctic Chilean Institute (INACH). Metal analysis was conducted in the Institute of Patagonia, University of Magallanes (UMAG).

ÍNDICE DE CONTENIDOS

	<u>Pág.</u>
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Metales Pesados	1
1.2. Biomonitores de contaminación por metales pesados.....	3
1.3. Estudios de metales pesados en la Antártica	6
1.4. Método de análisis de los metales	8
1.5. Metales a analizar	9
1.5.1. Manganeso	9
1.5.2. Zinc	9
1.5.3. Plomo	11
1.5.4. Níquel	12
1.5.5. Cobre.....	13
2. HIPÓTESIS DE TRABAJO Y OBJETIVOS	15
3. FINANCIAMIENTO DEL PROYECTO DE TESIS	16
4. MATERIALES Y MÉTODO	17
4.1. Área de Estudio	17
4.2. Criterio de Muestreo.....	21
4.2.1. Muestreo de <i>Nacella concinna</i>	24
4.2.2. Muestreo de Algas	25
4.2.3. Muestreo de Sedimentos.....	26
4.3. Tratamiento de las Muestras	27
4.3.1. Lavado de Material.....	27
4.3.2. Organismos	28
4.3.3. Algas.....	29
4.3.4. Sedimentos.....	30
4.3.5. Control de Calidad.....	32
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	33
5.1. Concentración promedio de Fe, Mn, Zn, Pb y Cu en <i>Nacella concinna</i> en relación a las estaciones de muestreo en Bahía Fildes.	33
5.2. Concentración promedio de Fe, Mn, Zn, Pb y Cu ($\mu\text{g g}^{-1}$) en relación al tamaño corporal de <i>Nacella concinna</i>	48
5.3. Contenido total de metales en algas de Bahía Fildes.	54
5.4. Concentración de metales en sedimento de Bahía Fildes.....	71
6. CONCLUSIONES	83
7. LITERATURA CITADA	83
ANEXO 1	91
ANEXO 2	99

ÍNDICE DE FIGURAS

Pág.

Fig. 1.- Sistema de Absorción Atómica.....	8
Fig. 2.-Ubicación de la zona de muestreo en Bahía Fildes.....	19
Fig. 3.-Geografía de Bahía Fildes, Isla Rey Jorge, Antártica.	20
Fig. 4.-Estaciones permanentes y estaciones de investigación establecidas en Bahía Fildes.	21
Fig. 5. Ubicación de las estaciones de muestreo en relación a los 3 efluentes de descarga líquida existente en la Bahía Fildes	22
Fig. 6.-Imagen satelital con estaciones de muestreo georreferenciadas	23
Fig. 7.-Distribución de las estaciones de muestreo de <i>Nacella concinna</i> en Bahía Fildes... ..	25
Fig. 8.-Distribución de las estaciones de muestreo de algas en la costa de Bahía Fildes.	26
Fig. 9.-Distribución de estaciones de muestreo para sedimento costero de Bahía Fildes	27
Fig. 10.-Concentración promedio de Fe, Mn, Zn, Pb y Cu ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) en <i>N. concinna</i> por estación de muestreo	41
Fig. 11.-Concentración promedio de Fe, Mn, Zn, Pb y Cu ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) en organismos chicos, medianos y grandes de <i>Nacella concinna</i>	52
Fig. 12.-Concentración promedio de Fe, Mn, Zn y Pb en los distintos grupos de algas recolectadas en cada estación de muestreo.	61
Fig. 13.-Concentración promedio de Fe (mg g^{-1}), Mn, Zn, Cu y Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$) en sedimentos de Bahía Fildes, Isla Rey Jorge.	76
Fig. 14.-Mapa geográfico de Bahía Fildes representando las principales estaciones de investigación científica permanente y las estacionales.....	82
Fig. 15.-Equipo de Espectrofotometría de Absorción Atómica Perkin Elmer Aanalyst.	100
Fig. 16.-Bloque Digestor “Velp Scientifica DK 20 Heating Digestor”.....	100
Fig. 17.-Sistema de purificador de Agua Tipo I “Easy Pure”.....	101

ÍNDICE DE TABLAS

Pág.

Tabla 1.-Medidas de selección por tamaño de las muestras	28
Tabla 2.-Fracciones utilizadas en el tamizado de la muestra de sedimento.....	30
Tabla 3.-Valor certificado de cada metal en los distintos materiales de referencia (mg/Kg). 32	
Tabla 4.-Concentración promedio general de Fe, Mn, Zn, Pb y Cu ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) en <i>Nacella concinna</i> de Bahía Fildes.....	34
Tabla 5.-Concentración promedio de metales ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) por estación de muestreo en <i>N. concinna</i> recolectada en Bahía Fildes.....	35
Tabla 6.-Coeficientes de correlación de Pearson entre los parámetros morfológicos (alto, largo, ancho), peso seco del organismo y, el valor de concentración de Fe, Mn, Zn y Pb detectado en <i>Nacella concinna</i> de Bahía Fildes.....	43
Tabla 7.-Comparación entre el valor de concentración de Fe, Mn, Zn, Pb y Cu obtenido en este estudio y otras investigaciones realizadas en moluscos subantárticos y antárticos ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco).	47
Tabla 8.-Valor máximo, mínimo y peso promedio obtenido para diferentes tamaños muestreados de <i>N. concinna</i> en Bahía Fildes.....	49
Tabla 9.-Valor de concentración mínimo, máximo y promedio detectado para Fe, Mn, Zn, Pb y Cu en organismos chicos, medianos y grandes de <i>Nacella concinna</i>	51
Tabla 10.-Comparación entre la concentración detectada de Zn, Pb y Cu ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso húmedo) en <i>N. concinna</i> y <i>Laternulla elliptica</i> de dos áreas diferentes de Bahía Fildes.	54
Tabla 11.-Concentración promedio de Fe, Mn, Zn y Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco), desviación estándar y valor máximo y mínimo detectado en algas costeras de Bahía Fildes.....	55
Tabla 12.-Concentración promedio de metales pesados ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) por estación de muestreo y por tipo de alga para algas de Bahía Fildes.....	58
Tabla 13.-Coeficientes de correlación de Pearson entre los metales determinados en las algas de Bahía Fildes.....	62

Tabla 14.-Comparación de la concentración promedio de Fe, Mn, Zn y Pb ($\mu\text{g/g}^{-1}$ peso seco) obtenida en este estudio para algas verdes, pardas y rojas de Bahía Fildes con estudios realizados por varios autores en otras macroalgas antárticas.....	67
Tabla 15.-Concentración promedio de metales ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) en sedimentos de Bahía Fildes.	72
Tabla 16.-Concentración de metales ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) por estación de muestreo en sedimentos de Bahía Fildes.	73
Tabla 17.-Tabla de Correlación de Pearson entre los metales determinados en Bahía Fildes.	80
Tabla 18.-Comparación de metales pesados ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) en sedimentos de Bahía Fildes con sedimentos de otras áreas Antárticas. (Fe^* en mg g^{-1}).....	81
Tabla 19.-Puntos de muestreo de organismos <i>Nacella concinna</i> en Bahía Fildes.	92
Tabla 20.-Puntos de muestreo de algas en Bahía Fildes.....	92
Tabla 21.-Puntos de muestreo de sedimento marino costero en Bahía Fildes.	92
Tabla 22.-Tiempos de digestión en bloque para tratamiento de organismos	93
Tabla 23.-Tamizado y Cálculo del tamaño del Grano en los.....	95
Tabla 24.-Tiempos de digestión para tratamiento ácido de sedimento	96
Tabla 25.-Estándares utilizados durante el análisis.....	97
Tabla 26.-Parámetros del espectrofotómetro por elemento	98
Tabla 27.-Límites de detección determinados en este trabajo.	98

1. Introducción

1.1. Metales Pesados

Los metales pesados se definen en función de su naturaleza densa respecto de otros elementos ($\geq 5 \text{ gr l}^{-1}$) y corresponden a un grupo de elementos con características químicas semejantes, que poseen un mismo estado de oxidación (i.e. generalmente cationes bivalentes) e igual distribución electrónica de las capas externas (metales de transición) registrándose pesos atómicos comprendidos entre 63,55 a 200,59 g mol^{-1} (Ahumada, 1994). Dentro de los 90 elementos químicos conocidos, 21 de ellos son considerados no metales, 16 son metales ligeros y el resto se denominan metales pesados, reconociéndose en la actualidad 53 elementos que cumplen con ésta característica, destacándose el Hg, Cd, As, Cr, TI, Zn, Ni y Pb entre otros (Bozo et al, 2007; Ahumada, 1994; PNUMA, 1980). Los elementos antes mencionados se denominan “metales traza” porque se presentan en concentraciones bajas en organismos vivos, generalmente del orden de una parte por billón y algunos como el Cu, Fe, Mn, Mo, Zn se han descrito como nutrientes esenciales para la vida y cumplen la función de mantener el metabolismo en los seres vivos dado que catalizan reacciones a nivel bioquímico, ubicándose en los sitios alostéricos y activos de las proteínas (Bozo et al, 2007; Ahumada, 1994). Finalmente, existen los metales que se denominan metales no esenciales o tóxicos puesto que no se les conoce función biológica alguna (Bozo et al., 2007; Carlosena, 1995). No obstante, los metales pesados, ya sean biológicamente esenciales o no, son potencialmente tóxicos (“toxicidad de los metales”) para los organismos vivos cuando sobrepasan su concentración natural en el ecosistema, y especialmente cuando los individuos lo han absorbido y acumulado en su interior (Astorga et al, 2005; Carlosena, 1995). Dada esta diversidad de conceptos y definiciones, Carlosena (1995) señala que diversos autores utilizan el término de *metal pesado* como una denominación globalizadora de todos aquellos metales que en función de su concentración se encuentran dentro de

los posibles contaminantes ambientales, sean necesarios o no para la nutrición de los seres vivos.

La importancia de estudiar metales pesados se basa en la persistencia que éstos presentan en el ambiente, ya que, a diferencia de los compuestos de origen orgánico, los compuestos de origen inorgánico (i.e. metales pesados) no pueden degradarse ni química ni biológicamente cuando se encuentran dispersos en la biosfera. La presencia de los metales pesados en la naturaleza atrae la atención de los investigadores producto de los niveles críticos que han alcanzado y de los diferentes aspectos perjudiciales que muestran al acumularse y reaccionar en diferentes formas con plantas y animales, exhibiendo a veces efectos nocivos para los mismos. Además, de la alta movilidad que registran a través de los ciclos biogeoquímicos, transformándose a compuestos más tóxicos y biodisponibles (Bozo et al, 2007; Carballeira et al, 1997; Carlosena, 1995).

Existen dos fuentes u orígenes de ingreso de metales pesados al medio ambiente, la primera comprende un origen litógeno o geoquímico en donde los minerales son arrastrados al agua y, la segunda es de origen antropogénico relacionada a la actividad humana (Olavarría, 2007). Igualmente, los metales pesados se caracterizan por ser constituyentes naturales del agua de mar derivado de la erosión de las rocas, vulcanismo e interacciones hidrotermales que se interrelacionan con el medio ambiente mediante un balance conocido como ciclos biogeoquímicos naturales caracterizados por integrar los cambios en la columna de agua acontecidos en el tiempo. Estos ciclos biogeoquímicos permiten realizar estudios de mediano y largo plazo que contribuyen con interesantes antecedentes acerca de la alteración histórica de un área (Gutiérrez et al, 1999; Ahumada, 1994).

En relación al origen de los metales pesados en la Antártica, Galimberti (1991) menciona que estos elementos traza son considerados como un escudo cristalino para

el lado este de la Antártica, siendo las rocas Precámbricas las que favorecen la presencia de metales. La alta riqueza de metales pesados en la Antártica se atribuye al aporte de rocas del Mesozoico y Cenozoico, especialmente en el área de la Península Antártica y zonas aledañas, este hecho se ha comprobado por la presencia de cobre, cobalto, uranio, hierro, zinc, níquel, plata, molibdeno, oro, manganeso, titanio y otros metales en el transcurso de diferentes prospecciones en la zona. Sin embargo, el número de yacimientos minerales parecen ser limitado ya que éstos se encuentran dispersos por todo el continente, reduciéndose así su potencial explotación.

1.2. Biomonitores de contaminación por metales pesados

La bioindicación es el reconocimiento y la determinación de los cambios ambientales, naturales o inducidos por el hombre a través de la biota, dependientes del tiempo que presentan respuestas sensitivas medibles en objetos y sistemas biológicos expuestos a la influencia humana. Sin embargo, la bioindicación se asimila a un control cualitativo (presencia/ausencia de un organismo o situación), por lo cual no se considera útil para la determinación de medidas cuantitativas tales como concentraciones de metales pesados. Por consiguiente y considerando que se requiere de organismos que puedan monitorear dentro de cualquier programa de evaluación y seguimiento de contaminación ambiental, se utilizan los *biomonitores* para el reconocimiento y cuantificación de los factores inducidos (Usero et al, 2005; Carballeira et al, 1997). En general, los biomonitores pueden ser *sensitivos* (se emplean en sistemas acuáticos como integradores del estrés causado por un contaminante) o *acumuladores*, caracterizándose éstos últimos por su capacidad de acumulación corporal del elemento estudiado y utilizándose en biomonitorizaciones fisiológico-bioquímicas (actividad enzimática, tasa fotosintética o respiratoria, etc.) (Carballeira et al, 1997).

El proceso de bioacumulación en un medio acuoso se define como la suma de dos procesos: *Bioconcentración* y *Biomagnificación*, entendiéndose por bioconcentración la resultante del proceso de equilibrio entre la carga y descarga de compuestos entre la biota y el medio (agua o sedimento). De igual forma, a partir del proceso de bioconcentración se logra definir también el *Factor de Bioconcentración* (KB), entendiéndose este término como la relación entre la concentración en la biota (Cb) y la concentración en el agua (Cw) o el sedimento (Cs), expresándose bajo la ecuación (Carballeira et al., 1997):

$$KB = Cb / Cw \text{ ó } Cb/Cs$$

En este mismo contexto, se distinguen dos tipos de biomonitorización: la *Biomonitorización Activa*, caracterizada por ser una exposición controlada de organismos o comunidades en condiciones de campo *-in situ-* o en condiciones de laboratorio *-in vivo-* y; *Biomonitorización Pasiva*, caracteriza porque los organismos o comunidades analizados son autóctonos (nativos) de la zona de estudio (Carballeira et al., 1997).

Existen distintas características que deben ser consideradas para que un organismo pueda utilizarse como parte de un programa de biomonitorización, destacándose principalmente:

- El organismo debe poseer una amplia distribución
- Ser razonablemente abundante, accesible y sedentario o de baja movilidad
- Debe estar disponible todo el año
- La biomasa del individuo debe ser suficiente para realizar un análisis
- Tolerante a las variaciones ambientales naturales
- Nula o baja capacidad de regulación corporal
- Relativamente tolerante a la contaminación
- Buena capacidad de bioacumulación neta

- Fácil muestreo e identificación
- Fácil almacenamiento y conservación
- Fácil manejo en laboratorio y campo
- Longevidad
- Relativamente importante desde una perspectiva ecológica (especie clave) o económica (especie comercial).

En general, la utilización de organismos marinos como biomonitores es óptima, puesto que éstos pueden acumular contaminantes en disolución y particulados variando su carga bioacumuladora según sea su nivel trófico (suspensívoros, detritívoros, etc.) (Carballeira et al., 1997). Diversas investigaciones enfocadas en la determinación de metales pesados avalan la utilización de moluscos como organismos biomonitores, manifestando que existe una correlación significativa entre la concentración presente en los individuos y el ambiente en el que viven (Astorga et al, 2007; 2005; Ahn et al, 2004; 2002; 1996). Otros autores promueven la utilización de macroalgas como un posible organismo biomonitor puesto que estas especies responden básicamente a la acumulación de metales biológicamente disponibles en la columna de agua (Smichowski et al, 2004; Farías et al, 2002; Carballeira et al, 1997), cumpliendo con pre-requisitos tales como abundancia y sedentarismo, representativas de un área de estudio, acumulan grandes cantidades de contaminantes sin experimentar efectos letales. Se distribuyen en una amplia extensión geográfica, resultan de simple identificación y muestreo, proveen suficiente cantidad de tejido sin necesidad de recurrir a preconcentraciones y presentan una correlación simple entre la concentración entre el organismo y el ambiente (Calisto, 2008; Ospina & Peña, 2004).

1.3. Estudios de metales pesados en la Antártica

El continente Antártico ha alcanzado su actual posición geográfica hace alrededor de 45 millones de años y ha sido geográficamente aislada desde otros continentes durante la separación de la Península Antártica con América del Sur (alrededor de 30 millones de años) (Bargagli et al, 2008; 2005). Este territorio es percibido usualmente como un lugar remoto, hostil y símbolo de uno de los últimos lugares naturales con poca intervención antropogénica. No obstante, algunos autores señalan que el continente Antártico no es tan prístino como se creía ya que actualmente no escapa del impacto local y global que producen los diferentes asentamientos humanos, tanto científicos, logísticos y turísticos (Tin et al, 2009; Abollino et al, 2004; Ahn et al, 2004; Préndez & Carrasco, 2003).

Para tener un control y evitar un deterioro ambiental tanto de la Antártica como de sus alrededores, en el año 1991 se estableció el Protocolo sobre el Tratado Antártico de Protección Ambiental el cual tiene por objetivo establecer principios y programas de conducta para todas las actividades que se lleven a cabo en este continente, instaurando a la Antártica como “una reserva natural, dedicada a la paz y a la Ciencia” (ASOC, 2007). En este protocolo se excluyen los territorios reclamados y los recursos naturales de explotación y se destina tanto el continente y el Océano Austral a la ciencia con la finalidad de entender los procesos globales, los organismos con características fisiológicas únicas y los procesos evolutivos del planeta Tierra (Bargagli et al, 2008). El desgaste ambiental en el territorio antártico ocupado por las estaciones científicas antes del Protocolo sobre el Tratado Antártico de Protección Ambiental fue muy amplio producto que algunos sectores fueron utilizados como vertedero, ocasionalmente se realizaba la eliminación y quema de desechos antropogénicos, aumentando la contaminación y afectando las masas de agua del continente y la atmósfera con (Stark et al, 2003). Actualmente la presencia del hombre en este continente es inevitable lo que implica que los impactos ambientales

estén siempre presentes y se incrementen con el tiempo (Hugues et al, 2006).

Greenpeace ha registrado que la principal zona afectada por las actividades humanas en la Península Fildes, Isla Rey Jorge, es aquella en donde se encuentran las estaciones de investigación. Dentro de las perturbaciones actuales que incrementan el daño de estas zonas y consideradas como relevantes son la contaminación por combustible, vertederos, eliminación de residuos, alteración mecánica y la actividad en general de todas las estaciones (Tin & Roura, 2004).

La *Nacella concinna*, caracterizada por ser un molusco gasterópodo bien apetecido en los países asiáticos y destacada por ser la más notable y unas de las pocas especies invertebradas que se encuentra presente en la zona costera de Bahía Fildes, Península Antártica e Islas Adyacentes (Ahn et al, 2004; 2002; 1996) registra en diferentes estudios realizados que las mayores concentraciones de Cd, Mn, Fe, Pb y Zn se encuentran en los órganos viscerales, sugiriendo que existe un proceso de bioconcentración de metales en las partes blandas del organismo el cual ocurre a través de la alimentación (Ahn et al., 2002). Otro estudio basado en la concentración de Cd, Cu, Mn, Fe, Pb, Zn en macroalgas y *N. concinna* reporta que existe un proceso de biomagnificación presente en la cadena trófica en donde se observa que la concentración de metales en las algas tienen un orden de magnitud inferior al presente en los tejidos blandos pero dos órdenes de magnitud superior a la concentración de metales presente en el agua de mar (Ahn et al, 2004). Por su parte, Mountouris et al (2002) han señalado que la concentración de metales pesados en sedimentos usualmente excede entre tres a cinco órdenes de magnitud a la concentración registrada en el agua de mar lo que conlleva a determinar que hasta una parte pequeña del sedimento presenta gran relevancia para la biota. Desde este punto de vista es relevante realizar un estudio que determine el valor de concentración de metales pesados en diferentes matrices ambientales de Bahía Fildes con la finalidad de establecer patrones de distribución de los elementos metálicos en la Bahía.

1.4. Método de análisis de los metales

Los requisitos para determinar metales por espectrometría de absorción atómica varían con el metal y/o con la concentración que se determina. Esta técnica consiste en atomizar una muestra líquida previamente tratada en donde el proceso de atomización se realiza con una llama. Una vez que la muestra es aspirada y posteriormente atomizada se activa un monocromador implementado con un detector que mide la cantidad de luz que pasa en una determinada longitud de onda y el cual es correspondiente al elemento que se desea cuantificar. Cuando ocurre lo antes mencionado se efectúa un balance energético entre la radiación emitida y la radiación recibida para producirse una disminución energética directamente proporcional al número de átomos presentes en la muestra, lo que se relaciona finalmente con la concentración del elemento de la muestra, mediante la ecuación de Lambert-Beer (Beaty & Kerber, 1993) (Fig. 1).

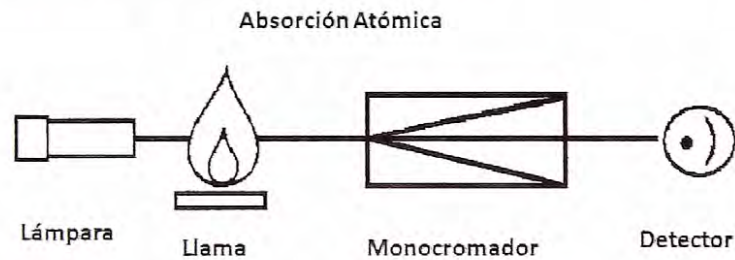


Fig. 1.- Sistema de Absorción Atómica

Como cada elemento tiene su propia longitud de onda de absorción característica se utiliza como fuente luminosa una lámpara compuesta de dicho elemento la que proporciona un método relativamente libre de interferencias espectrales o de radiación. La cantidad de energía absorbida en la llama a una longitud de onda característica es proporcional a la concentración del elemento en la muestra, en un intervalo de concentraciones limitado (Rodier, 1998).

1.5. Metales a analizar

1.5.1. Manganeseo

El manganeseo es un mineral esencial para el crecimiento y la formación de cartílagos, huesos sanos e intervención de fenómenos de coagulación de la sangre. Se encuentra en forma abundante en la corteza de la tierra, en los suelos, las aguas y los seres vivos, relacionándose directamente con la actividad de muchas enzimas y proteínas del metabolismo formando parte del complejo enzimático que produce el cuerpo humano denominado superóxido dismutasa y que actúa como antioxidante, protegiendo al ser humano contra la acción nociva de los radicales libres (C.I.A.T).

En relación a la toxicidad del Mn se puede mencionar que Gennaro (2003) señala que la principal fuente de ingesta de Manganeseo existe para los mineros que se encuentran expuestos a polvo de óxido de manganeseo por períodos prolongados, presentando anomalías psiquiátricas similares a la esquizofrenia. En consecuencia de ésta exposición prolongada puede quedar trastornos neurológicos discapacitantes, similares a los observados en la enfermedad de Parkinson.

1.5.2. Zinc

El Zn, considerado un elemento esencial para el metabolismo de los seres vivos puesto que presenta funciones bioquímicas relevantes para los sistemas, se destaca principalmente por su participación en un gran número de enzimas como estabilizador de la estructura molecular de los constituyentes subcelulares y membranas y, por su participación en la síntesis y degradación de carbohidratos, lípidos, proteínas y ácidos nucleídos. Actualmente se ha descubierto que este elemento juega un papel fundamental en la transcripción y translocación polinucleotida de los procesos genéticos (WHO, 1996). Una investigación llevada a cabo por Kennish (1997) en este metal ha demostrado que en algunas especies parece existir una relación entre los valores de concentración de Zn y el tamaño corporal del

animal, implicando que existen diferentes requerimientos metabólicos entre los individuos jóvenes y adultos.

Dentro de los diversos usos y fuentes de exposición del zinc se destaca principalmente las minas de zinc, la metalurgia del Zn, las operaciones de galvanización (el uso más frecuente del zinc), las aleaciones de latón (zinc y cobre), el empleo de pigmentos y sales de Zn tales como óxido de zinc (ZnO utilizado en pinturas, barnices y textiles), el cloruro de zinc ($ZnCl_2$, utilizado para la protección de la madera), el sulfato de zinc ($ZnCO_4$, utilizado como astringente y desinfectante) y el fosfuro de zinc utilizado como rodenticida (Lauwerys, 1994).

La deficiencia de Zinc en el metabolismo ha demostrado conllevar a problemas de crecimiento (retardo), retraso en la maduración corporal (esquelética) y sexual, desarrollo de dermatitis con distribución periorifical y acral, alopecia (pérdida de cabello), pérdida de apetito y cambios en el comportamiento del individuo. También una deficiencia de este elemento puede incrementar las infecciones producto de defectos en el desarrollo del sistema inmunológico (WHO, 1996). Por el contrario, una intoxicación por Zn (aproximadamente una ingesta entre 4-8 gramos) se manifiesta a través de náuseas, vómitos, diarrea, fiebre y letargo. A su vez, las sales de zinc actúan como astringentes, son corrosivas para la piel e irritan el tubo digestivo. Altas exposiciones al Zn conllevan a interferencias con el metabolismo de otros elementos traza tal como el cobre, que presenta una alta sensibilidad al exceso de este elemento. En casos más severos, cuando la ingesta de Zinc presenta un rango entre 450-660 mg/día se puede desarrollar una anemia (WHO, 1996). La toxicidad del zinc en la industria se produce básicamente por exposición a los humos de óxido de zinc que son responsables de la enfermedad denominada "fiebre de los fundidores de latón" y a la presencia de otros metales tales como el arsénico, el cadmio, el manganeso y el plomo (Kennish, 1997; WHO, 1996; Lauwerys, 1994).

1.5.3. Plomo

El Plomo es un elemento conocido por el hombre hace aproximadamente 7000 años que se encuentra presente en diferentes concentraciones dependiendo de la ubicación de la región y del grado de desarrollo e industrialización que ésta tenga. Este elemento, producto de su elevado peso molecular, es muy apto para bioacumularse en el metabolismo de los seres vivos conllevando a un elevado grado de toxicidad puesto que transforma los procesos bioquímicos del 90% de las células y de los sistemas metabólicos, uniéndose a proteínas y particularmente, a aquellas de los grupos del sulfidrilo, provocando una alteración de la estructura y su función. También compite con otros metales en los diferentes sitios de enlace y, producto de que el plomo es químicamente similar al calcio, interfiere con diversos procesos dependientes de éste (Matte, 2003). Ésta peligrosidad del plomo ha sido reconocida como tal para el ser humano desde un periodo inferior a 2500 años en la cultura grecorromana denominando a la enfermedad provocada por la ingesta de este elemento como “Saturnismo o Plumbismo” y afectando directamente la pigmentación en el glóbulo rojo, el retraso de la maduración de los glóbulos rojos de la médula ósea y una inhibición de la síntesis de hemoglobina entre otras (Valle & Lucas, 2000). El grado de intoxicación provocado por el plomo se debe básicamente tanto a la forma química del elemento (siendo generalmente las formas inorgánicas menos tóxicas que las formas orgánicas) (Kennish, 1997) como al hecho de que no es un elemento esencialmente beneficioso o requerido por el metabolismo de los seres vivos. Este metal, dependiendo la concentración ingerida o de exposición puede provocar distintas reacciones en el ser humano específicamente, destacándose por ejemplo para una exposición entre 10 a 19 $\mu\text{g}\%$ una disminución del desarrollo intelectual con mayor incidencias del comportamiento y del aprendizaje de un niño; una concentración entre 20 y 44 $\mu\text{g}\%$ puede conllevar al apareamiento de trastornos bioquímicos sin síntomas y ha alteraciones neurocomportamentales y; a exposiciones mayores a 45 $\mu\text{g}\%$ se pueden presentar los primeros efectos tóxicos detectables

clínicamente (C.I.A.T), provocándose problemas gastrointestinales, al sistema nervioso, riñón y corazón, y conllevando en los casos más severos a mutaciones, teratogénesis o cancer producto de una alta bioacumulación (Seki & Hiramio, 2002).

Entre los compuestos derivados del plomo y que presentan importancia económica se destaca el *tetraetilo* caracterizado por ser un líquido utilizado como antidetonante en la gasolina para vehículos, los cuales producen plomo como producto de su combustión y el uso en pinturas. A su vez, el plomo puede estar formado por varios tipos de aleaciones. Simultáneamente, un estudio realizado por el Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (IPCS, 1998) ha registrado que este elemento provoca deficiencias psicológicas y neuro comportamentales en las personas que han sido expuestas al plomo durante un tiempo prolongado. Este elemento puede encontrarse en altas concentraciones en ecosistemas cercanos a minas de Pb, fundiciones y actividades refinería, plantas de almacenaje de baterías de Pb recicladas y áreas urbanas e industrializadas (Frew & Hunter, 1995). Otras fuentes considerables de plomo son los diferentes recipientes para cocinar, comer o almacenar vino, productos enlatados, tuberías para agua, pinturas, aparatos para destilar, soldaduras de latas, sales para vidriado, joyería, etc. (Valle & Lucas, 2000; Committee on Environmental Health, 1993; CEPIS, 2000).

1.5.4. Níquel

El níquel es considerado un micronutriente esencial que se encuentra involucrado en la mantención de la salud de ciertas especies de plantas y animales puesto que interacciona con cuatro enzimas que son la ureasa, hidrogenase, enzima metilreductasa M y la deshidrogenasa de monóxido de carbono (WHO, 1996). Hasta la actualidad no se sabe con certeza la similaridad de las funciones de Ni entre animales y seres humanos. Sin embargo, los efectos tóxicos de este elemento han demostrado que la ingesta de Ni puede provocar daño en diversos sistemas tales como el respiratorio, cardiovascular, gastrointestinal, inmunológico, neurológico,

reproductivo y principalmente, un daño en el DNA, las proteínas, en la inhibición de las defensas celulares antioxidantes y daños severos de cáncer al pulmón y los senos nasales producto de la exposición de polvos de níquel metálicos, sulfatados de níquel, varios compuestos solubles de níquel (sulfatados, nitratos, cloruros, $\text{Ni}(\text{CO})_4$ (carbonilo de níquel, se encuentra en el humo de cigarrillo) y los óxidos (Olavarria, 2007; Vinay et al, 2003).

Dentro de las principales fuentes de exposición de Ni de origen antropogénico son las emisiones de minas, procesos y operaciones de refinería, quema de combustibles fósiles, niquelado de metales, baterías que almacenan Ni-Cd, manufactura de aleaciones tal como las aleaciones con Fe, Cu, Cr, etc., componentes electrónicos, pigmentos para vidrios y cerámicas (Quilodrán, 2002).

1.5.5. Cobre

El cobre es un oligoelemento esencial en determinadas concentraciones para los seres vivos. Sin embargo, si se sobrepasan esas concentraciones esenciales puede volverse tóxico dependiendo de la cantidad que se ingiere. Este elemento al ser esencial implica directamente que debe ingerirse en ciertas cantidades desde la concepción del embrión hasta la etapa adulta en los seres humanos producto que la presencia de este metal es requerida para múltiples funciones, entre las que se destacan por ejemplo el crecimiento, la correcta y completa eficiencia y funcionamiento de los mecanismos de defensa (con la finalidad de lograr una buena calidad en los huesos), la intervención en la normalidad de las células de la sangre y en el transporte de hierro para que sea adecuado durante el desarrollo del cerebro (Lauwerys, 1994).

Dentro de los principales usos y fuentes de exposición del cobre se destaca la producción de numerosas aleaciones que tienen múltiples aplicaciones tales como el latón que contiene esencialmente cobre y zinc, el bronce que contiene cobre y estaño

y aleaciones diversas como la plata, el cadmio, el cromo, el berilio, el níquel, etc. Otro uso frecuente es en la industria eléctrica, de la construcción, para las conducciones de gas y preparaciones de colores llamados de bronce (compuestos principalmente de cobre y zinc). Dentro de la toxicidad declarada para los seres humanos producto de la ingesta de sales de cobre se destaca la producción de una inflamación grave del tubo gastrointestinal que está acompañada de dolores, vómitos, anemia aguda hemolítica, ictericia y diarrea conllevando a las convulsiones y necrosis hepática y renal. En caso de que existiese una intoxicación crónica por cobre en los seres vivos pueden aparecer trastornos hepáticos degenerativos cuando la ingesta es de manera prolongada, destacándose la enfermedad de Wilson para los seres humanos (Gutiérrez & Orzáez, 2003; Lauwerys, 1994).

2. Hipótesis de Trabajo y Objetivos

Diversos estudios han demostrado que los asentamientos humanos están asociados a la producción de contaminación. Considerando que Bahía Fildes, lugar de asentamiento de tres bases chilenas, se ha visto afectada en forma colosal por las diversas actividades llevadas a cabo en la zona, debiera existir una adición de diversas sustancias contaminantes en las aguas provenientes de las bases, que serían responsables de un impacto en los organismos y el sedimento de la Bahía. Dicho impacto debiera verse reflejado en la concentración de metales pesados que estarían siendo absorbidos tanto en el sedimento como en los organismos característicos del lugar. Por consecuencia se plantean las siguientes hipótesis de trabajo:

H₁: La concentración de Fe, Mn, Zn, Pb, Cu y Ni en las matrices ambientales de Bahía Fildes aumenta en las áreas cercanas y/o área de efluentes líquidos que ingresan a la bahía.

H₂: El valor de concentración de Fe, Mn, Zn, Pb, Cu y Ni en *Nacella concinna* no varía en relación al tamaño corporal del organismo.

H₃: El nivel de concentración de elementos metálicos en algas de Bahía Fildes es similar en Rhodophytas, Phaeophytas y Chlorophytas.

Objetivo General

El presente trabajo de tesis tiene como objetivo determinar, mediante Espectrofotometría de Absorción Atómica con técnica de Llama y Horno Grafito, el valor de concentración de elementos traza (Fe, Mn, Zn, Pb, Cu, Ni) en tres matrices ambientales de Bahía Fildes.

Objetivos Específicos

- Analizar y cuantificar por Espectrofotometría de Absorción Atómica con técnica de Llama el valor de concentración de Fe, Mn, Zn, Cu y Ni en muestras de mauchos (*Nacella concinna*), algas marinas y sedimento costero de Bahía Fildes, Isla Rey Jorge, Antártica Chilena.
- Analizar y cuantificar por Espectrofotometría de Absorción Atómica con técnica de Horno Grafito el valor de concentración de Pb en muestras de *Nacella concinna*, algas y sedimento de Bahía Fildes.
- Determinar para cada matriz ambiental si existen diferencias en el valor de concentración de Fe, Mn, Zn, Cu, Ni y Pb entre los diferentes puntos de muestreo e identificar las estaciones que presentan la mayor concentración de elementos metálicos en la Bahía Fildes.
- Determinar si existen diferencias en la concentración de Fe, Mn, Zn, Cu, Ni y Pb en *Nacella concinna* entre organismos de diferente tamaño corporal (longitud de concha).
- Determinar si las algas pardas, rojas y verdes de Bahía Fildes bioacumulan la misma concentración de Fe, Mn, Zn, Cu, Ni y Pb en los diferentes puntos de muestreo.

3. Financiamiento del Proyecto de Tesis

Este trabajo de tesis se ha llevado a cabo como parte del Proyecto de Investigación de la Dra. M. Soledad Astorga España, denominado “Evaluación de los efectos contaminantes relacionados con actividades antropogénicas en Bases Antárticas Chilenas”, COD T0908 y financiado por el Instituto Antártico Chileno (INACH).

4. Materiales y Método

4.1. Área de Estudio

La Isla Rey Jorge pertenece al conjunto de Islas de Shetland del Sur localizada en el sector norte de la Península Antártica, aproximadamente a 900 km. sur del Cabo de Hornos y de América del Sur (Fig. 2). Se caracteriza por presentar en un 90% de su totalidad terrestre una cubierta de hielo durante todo el año (Tin & Roura, 2004). Isla Rey Jorge presenta tres grandes bahías denominadas Bahía Rey Jorge, Bahía Almirantazgo y Bahía Fildes (Fig. 2) (ASOC, 2007; Tin & Roura, 2004; Soave et al, 1998). Esta última bahía se localiza en la Península Fildes, en el sector suroeste occidental de la Isla Rey Jorge y se caracteriza por ser una de las zonas más extensas libres de hielo (correspondiente al 10% de la Isla Rey Jorge), presentando una extensión de aproximadamente 10 km desde el norte hacia el sur y 4 kilómetros de ancho, con un área total de 33 km². Bahía Fildes geográficamente presenta un conjunto de pequeñas colinas y pequeñas mesetas que van aumentando su elevación hasta alcanzar los 100 metros de altura (Fig. 3). Además, esta bahía presenta el mayor cuerpo de agua dulce dentro de la Isla Rey Jorge (con aproximadamente 40 lagos y 20 arroyos), provocando que sea uno de los lugares más inspeccionados científicamente en el Tratado Antártico (Riffenburgh, 2007; Tin & Roura, 2004; Soave et al, 1998; Sakurai et al, 1996).

En el año 1966, debido a su “excepcional interés ecológico”, Península Fildes fue designada como una zona especialmente protegida (SPA en inglés), permitiendo que científicos de distintas nacionalidades realicen investigación en dicha área a partir de la década de 1970. Actualmente, la península presenta la mayor concentración de bases de investigación en la Antártica (a excepción de la Isla de Ross y el Larsemann Hills), encontrándose las siguientes instalaciones: 1) Base Rusa con su estación Bellingshausen (establecida en 1968 y utilizada para investigación); 2) Bases chilenas Profesor Julio Escudero (establecida en 1994 con fines científicos y operada por

Instituto Antártico Chileno), Base Presidente Eduardo Frei Montalva (establecida en 1969 y operada por la Fuerza Aérea de Chile) y Base Teniente Marsh (construida en 1980 y extendida longitudinalmente en 1300 metros en 1984); 3) Base China Gran Muralla (al suroeste); 4) Base Uruguay Artigas (al noroeste de Península Fildes) y los refugios estacionales Ripamonti y Balive (pertenecientes a Chile y Argentina respectivamente) (ASOC, 2007; Riffenburgh, 2007; Tin & Roura, 2004) (Fig. 4). Dentro de las bases chilenas, la estación Eduardo Frei Montalva presenta la mayor infraestructura en sus instalaciones, encontrándose una comunidad denominada Villa Las Estrellas en donde se puede encontrar una escuela, una iglesia, el hospital, un banco y una pista de aterrizaje de grava denominada Aeródromo Teniente Marsh. Todas estas nuevas implementaciones provocaron una reducción relevante dentro de la zona denominada SPA, promoviendo, en forma negativa, a la revocación de ésta denominación en el año 1975. Consecuentemente y, debido a su patrón de desarrollo y diversidad de concentración de actividades humanas, Península Fildes se considera como un microcosmos de las actividades humanas presentes en la Antártica en donde el grado de contaminación y daño por efecto antrópico es elevado (ASOC, 2007; Tin & Roura, 2004).

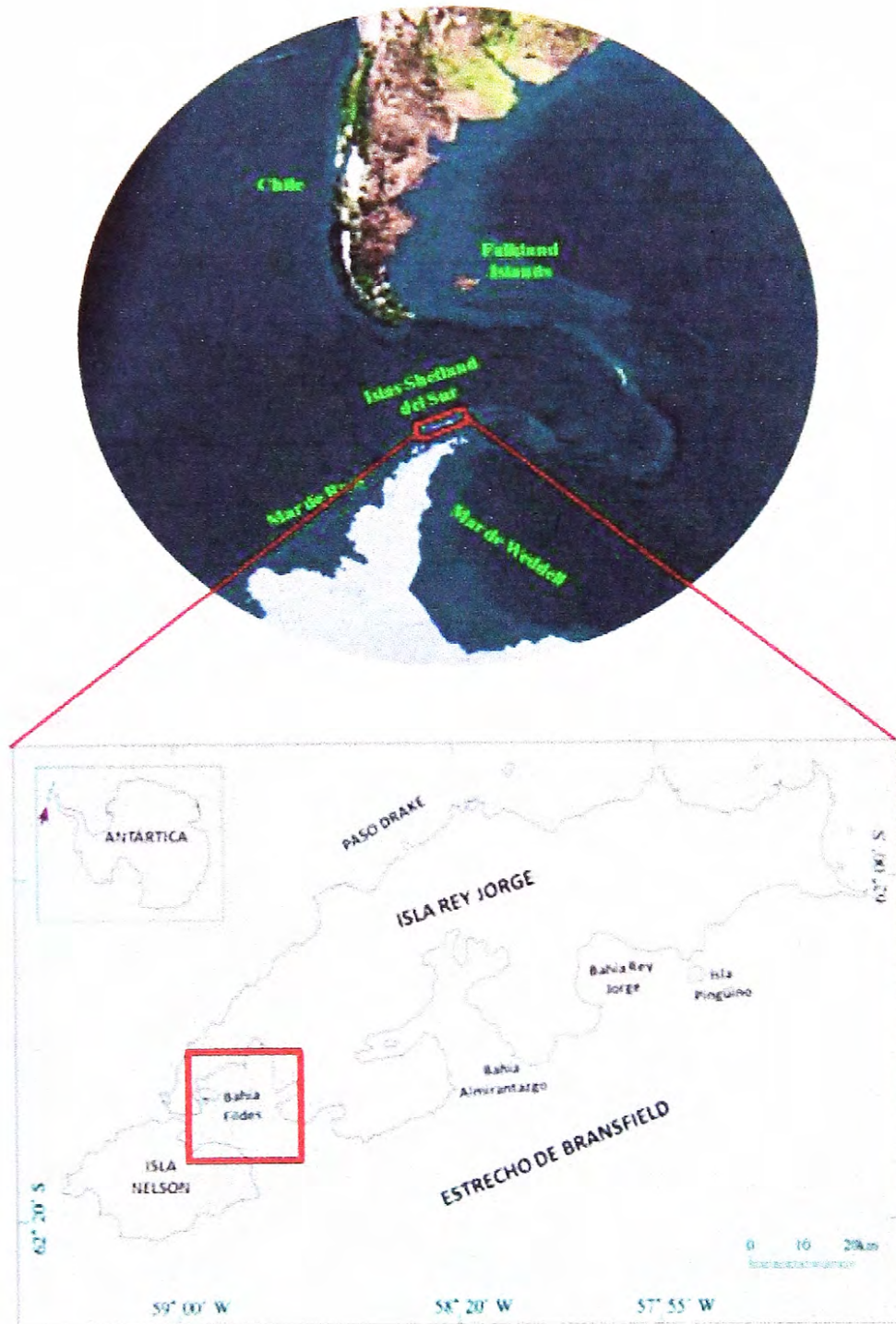


Fig. 2.-Ubicación de la zona de muestreo en Bahía Fildes (Latitud: $62^{\circ} 11' S$ – Longitud: $59^{\circ} 15' W$).

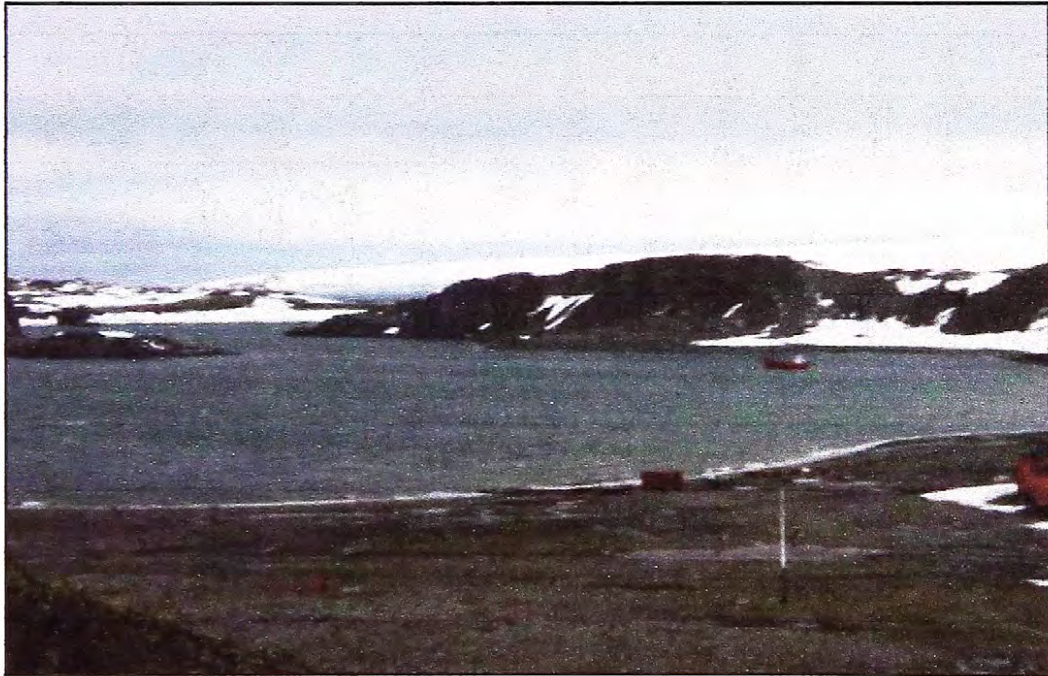
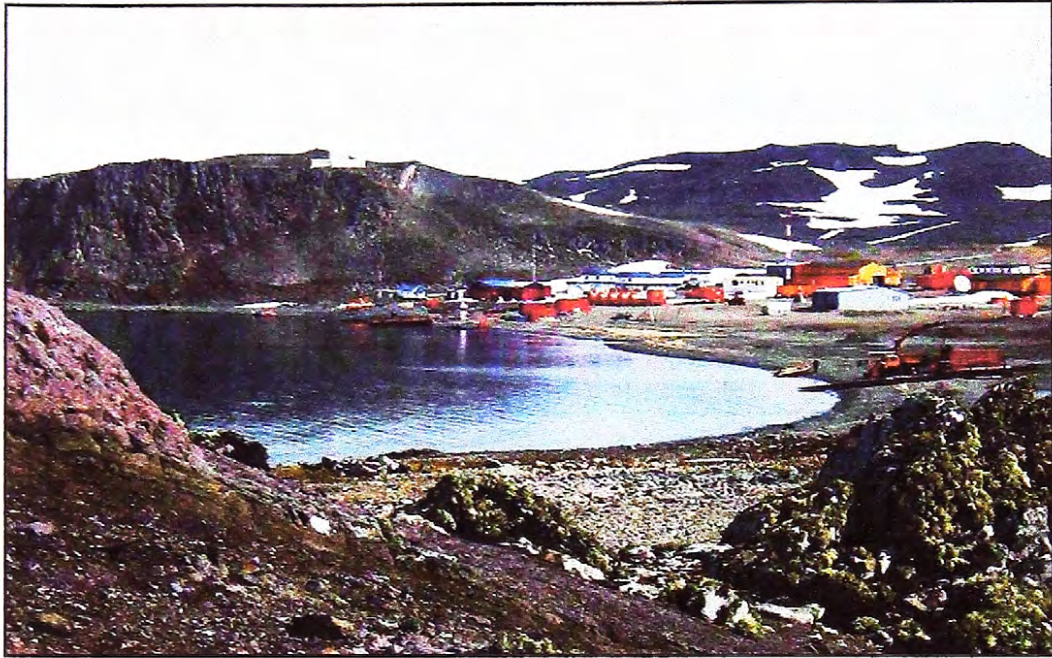


Fig. 3.-Geografía de Bahía Fildes, Isla Rey Jorge, Antártica.

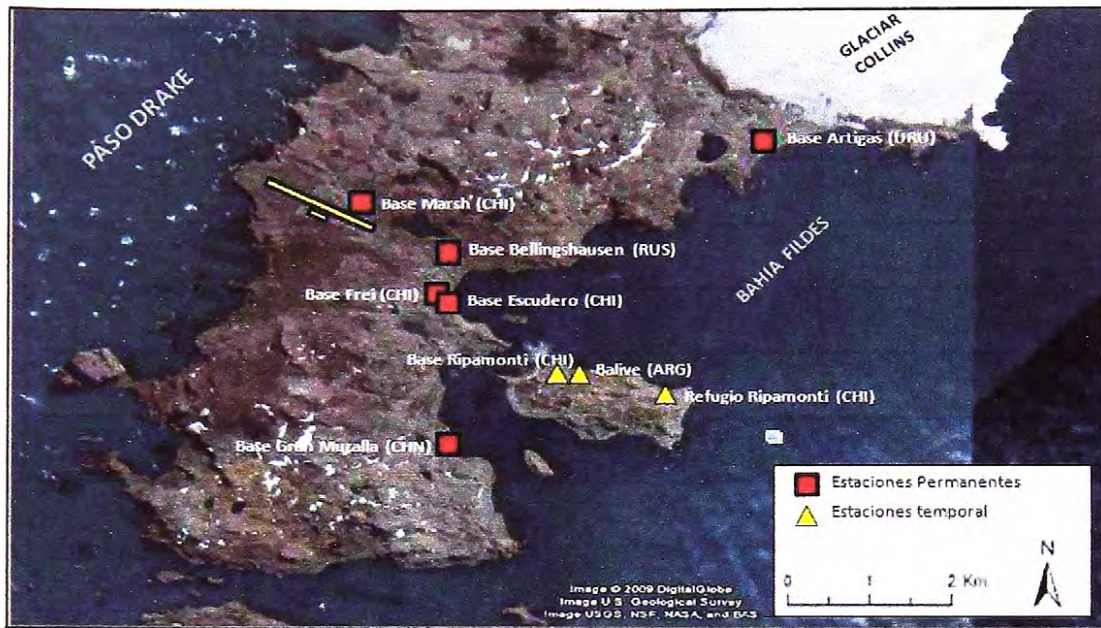


Fig. 4.-Estaciones permanentes y estaciones de investigación establecidas en Bahía Fildes.

4.2. Criterio de Muestreo

Las propiedades físicas y dinámicas de los cuerpos de agua en general tienden a contribuir con una distribución homogénea de contaminantes y, en base a que el objetivo general de esta tesis comprende el estudio de distribución de la concentración de elementos metálicos en diferentes matrices ambientales en relación a las descargas líquidas que ingresan a Bahía Fildes, se asigna como criterio de muestreo tres estaciones en donde existe un efluente de descarga líquida que ingresa a la bahía: 1) estación central CAP 0 (estación que hasta el momento del muestreo recibía las descargas líquidas sin tratamiento desde las instalaciones de Capitanía de Puerto y Base Julio Escudero), 2) estación Fach 0 (estación que al momento del muestreo consta con sistema de tratamiento de tipo biológico para las aguas residuales provenientes desde la Base Teniente Marsh y Villas las Estrellas) y, 3) estación R 0 (estación de muestreo donde ingresan las aguas del río formado por el

deshielo de glaciares) (Fig. 5). A partir de cada punto elegido , se realiza un muestreo a 10, 25 y 50 metros de distancia equidistantes en dirección suroeste-noroeste, determinándose un total de 20 estaciones denominadas: F+650, F+350, F+150, CAP +50, CAP+25, CAP +10, CAP 0, CAP-10, CAP-25, CAP-50, Fach 0, R-50, R-25, R-10, R 0, R+10, R+25, R+50 y F-150 y F-350 (Fig. 5 y 6).

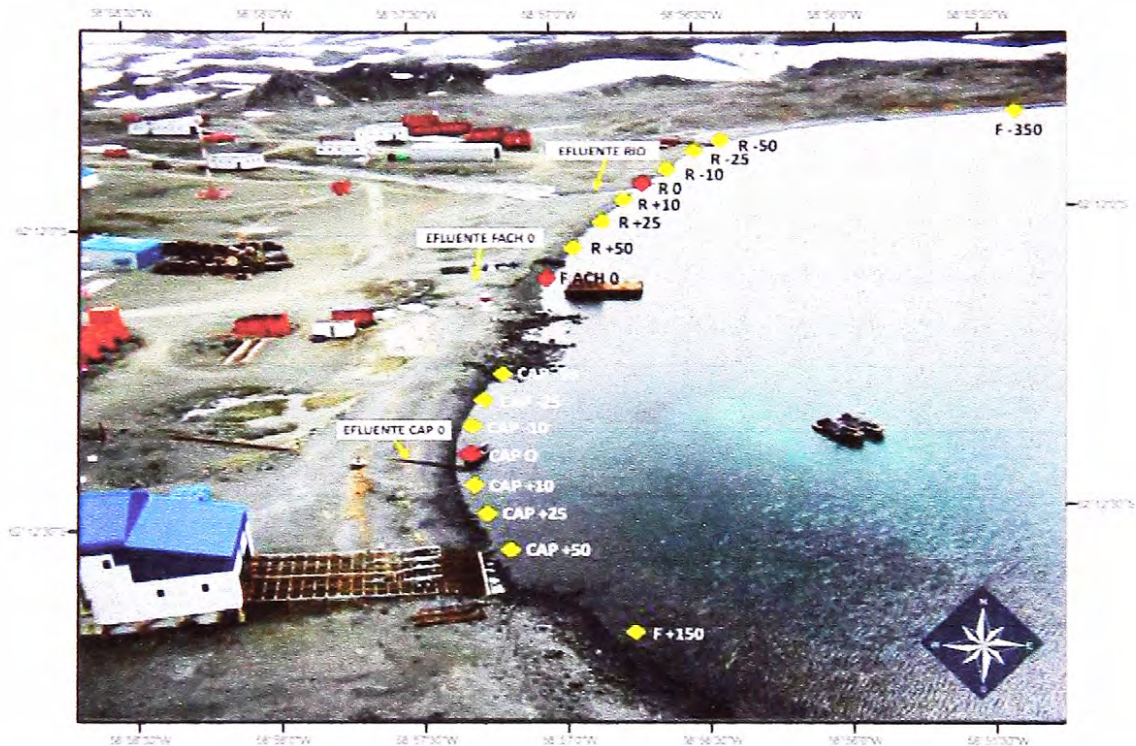


Fig. 5.-Fotografía que señala la ubicación de las estaciones de muestreo en relación a los 3 efluentes de descarga líquida existente en la Bahía Fildes (la estación F+350 y F+650 se señalan en la Fig. 6).

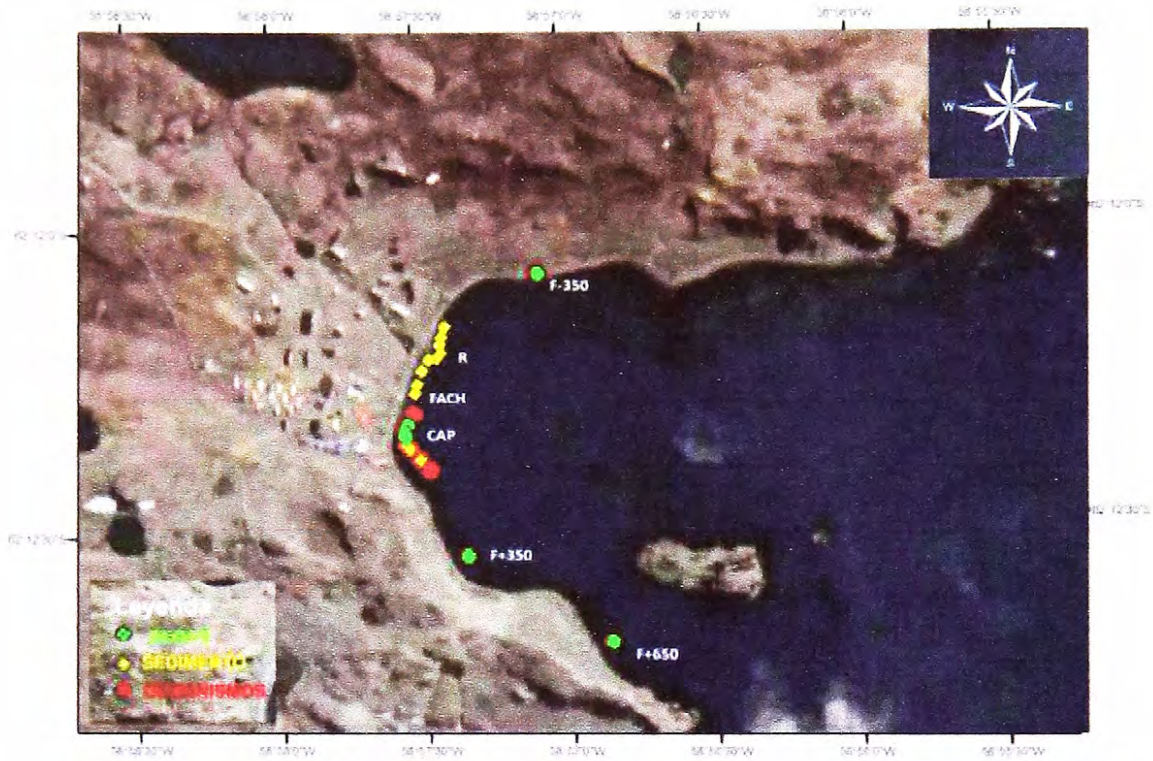


Fig. 6.-Imagen satelital con las 22 estaciones georreferenciados en donde se obtuvieron muestras de algas (color verde), sedimento (color amarillo) y organismos (color rojo).

Tanto la recolección de muestras como el método para la preservación de éstas se realizó en el periodo comprendido entre el 6-16 de enero del año 2009 en Bahía Fildes y bajo la metodología descrita en el “Manual de Monitoreo Ambiental Antártico” (COMNAP & SCAR, 2000). A continuación se da a conocer el tipo de muestreo utilizado para la obtención de las muestras. Los detalles de cada metodología se señalan en el Anexo 1 (posición geográfica, puntos de muestreo y cantidad total de muestras obtenidas).

4.2.1. Muestreo de *Nacella concinna*

Los estudios realizados por Ahn et al (2004; 1999) señalan que dentro de los organismos que se encuentran en la Antártica el molusco gasterópodo *Nacella concinna* es la más notable y única especie invertebrada de esta clase que se encuentra en la zona intermareal y submareal distribuida en formas de parches alrededor de la Península Antártica e Islas Adyacentes. Desde este punto de vista, el muestreo comprendió exclusivamente la extracción manual de individuos de *Nacella concinna* desde 10 estaciones de muestreo (F+650, F+350, F+150, C+50, C+25, C+10, CAP 0, C-10, C-25 Y C-50) distribuidas en forma paralela a la línea de costa de Bahía Fildes (Fig. 7). En cada punto de muestreo se recolectaron organismos de diferentes tamaños presentes en el intermareal bajo, siendo la cantidad total recolectada representativa del área en estudio. En cada punto de muestreo se recolectaron organismos de diferentes tamaños presentes en el intermareal bajo, siendo la cantidad total recolectada representativa del área en estudio. Una vez recolectados los individuos se procedió a guardarlos en bolsas plásticas con cierre hermético y posteriormente congelados para su conservación a -18° C. Finalmente, las muestras fueron trasladadas al Laboratorio de Química Ambiental de la Universidad de Magallanes (Campus Instituto de la Patagonia).



Fig. 7.-Distribución de las estaciones de muestreo de *Nacella concinna* en el borde costero Bahía Fildes. En color amarillo las estaciones distribuidas a 10, 25 y 50 metros desde el efluente de descarga líquida CAP 0 (estación de color rojo).

4.2.2. Muestreo de Algas

Para el estudio de la distribución de concentraciones de metales pesados en algas de Bahía Fildes se recolectaron algas desde 6 estaciones de muestreo denominadas F+650, F+350, CAP 0, C-10, C-25 y F-350 (Fig. 8). Las algas fueron recolectadas manualmente y guardadas en bolsas plásticas con cierre hermético y posteriormente congeladas a -18°C para su posterior traslado y análisis en el Laboratorio de Química Ambiental de la Universidad de Magallanes (Campus Instituto de la Patagonia).



Fig. 8.-Distribución de las estaciones de muestreo de algas en el borde costero de Bahía Fildes. En amarillo las estaciones distribuidas a 10, 25, 150, 350 y 650 metros del efluente de descarga líquida CAP 0 (estación en color rojo).

4.2.3. Muestreo de Sedimentos

Las muestras de sedimento fueron recolectadas de capas superficiales desde 13 estaciones distribuidas a lo largo de la Bahía Fildes (C+50, C+25, C+10, C 0, C-10 Fach 0, R+50, R+25, R+10, R 0, R-10, R-25 Y R-25) (Fig. 9). El muestreo fue realizado manualmente con la ayuda de una pala. Las muestras se guardaron en bolsas de plástico con cierre hermético para su preservación por congelación a -18°C y posterior traslado y análisis en laboratorio.



Fig. 9.-Distribución de estaciones de muestreo para sedimento costero de Bahía Fildes. En color amarillo las estaciones distribuidas a 10, 25 y 50 metros respectivamente de cada uno de los 3 puntos de descarga líquida en la Bahía (estaciones CAP 0, FACH 0 y R 0).

4.3. Tratamiento de las Muestras

4.3.1. Lavado de Material

El material de vidrio y plástico utilizado en este estudio (tanto en la toma de muestras como en el trabajo de laboratorio) fue previamente descontaminado a través de un proceso que consistió en lavar el material de vidrio (matraces, tubos para muestras, embudos, pipetas, tubos de digestión, etc.) en una solución de agua con detergente para luego darle un enjuague con agua corriente y, una vez eliminado todo

el detergente, el material fue lavado con agua destilada y agua desionizada (3 veces cada una). Finalmente, el material fue dejado en remojo en una solución de HNO₃ al 10% durante 24 horas. Una vez transcurrido este periodo el material fue enjuagado con agua destilada, con agua pura MilliQ (18 Ω) (4 veces) y finalmente fue secado en estufa a 30-35° C.

4.3.2. Organismos

4.3.2.1. Medición, pesaje, desconchado y homogeneizado de las muestras

A continuación se da a conocer las metodologías de tratamiento para cada una de las muestras de organismos, algas y sedimentos. En el Anexo 1 se encuentra el detalle de cada metodología, los pesos utilizados para la digestión de cada muestra y los tiempos y temperaturas involucradas en cada proceso de digestión. Los organismos fueron medidos con un pie de metro (largo, ancho y alto), posteriormente se seleccionaron por tamaño de valva (utilizando la mayor medida) y, se procedió a analizar cuatro muestras de cada tamaño (Tabla 1). Para la selección de los organismos en relación al tamaño (longitud de la concha) se utilizó el siguiente criterio de clasificación:

Tabla 1.-Medidas de selección por tamaño de las muestras

Tallas (mm)	<i>Nacella concinna</i>
Chica	< 23
Mediana	≥ 23-26.5
Grande	≥ 26.5

Una vez pesadas e identificadas las muestras en base a su tamaño, éstas fueron lavadas con agua destilada para la remoción de arena y tierra y se procedió a la separación de cada individuo de su concha con la ayuda de utensilios adecuados.

Posteriormente las muestras fueron secadas en estufa a 60° C aproximadamente hasta obtener un peso constante. Finalmente se realiza el homogeneizado de cada muestra a través de un mortero para luego proceder a pesar en balanza analítica entre 0-50 -1.00 g de muestra para la posterior determinación de metales.

4.3.2.2. Digestión de las muestras

La digestión ácida de las muestras comenzó agregando 17 mL de ácido nítrico concentrado (HNO₃), 2 mL de perhidrol (H₂O₂) al 30% y 2 mL de ácido clorhídrico (HCl) con el fin de digerir la materia orgánica y liberar los metales de la muestra. La solución resultante de la digestión fue evaporada hasta un volumen de 2 ml aproximadamente y luego fue filtrada en papel filtro n° 42 o similar y colocada en matraces aforados de 50 y 100 mL, donde el volumen restante es completado con agua desionizada.

4.3.3. Algas

4.3.3.1. Homogeneizado de las muestras

Las muestras de algas fueron descongeladas y lavadas con agua Mili-Q para la eliminación de organismos epifitos, la sal y todo tipo de partículas extrañas que pudieran estar adheridas. Posteriormente, las muestras fueron secadas a una temperatura ambiente por un periodo de 24 horas para luego ser llevadas a un horno a temperatura de 60° C hasta lograr el peso constante.

4.3.3.2. Digestión de las muestras

Una vez pesadas las muestras son colocadas en los tubos de digestión, añadiéndole 17 ml de HNO₃ concentrado, 2 ml de perhidrol (H₂O₂) al 30% y 2 ml de HCl con la finalidad de digerir toda la materia orgánica y liberar los metales de la muestra. Una vez realizada la digestión se procedió a evaporar la muestra hasta un volumen de 2 ml aproximadamente utilizando diferentes tiempos y posteriormente se procedió a filtrar las muestras con papel filtro N° 42 o similar y posteriormente a aforar a 50 y 100 ml con agua.

4.3.4. Sedimentos

4.3.4.1. Tamizado de las muestras

Se realizó un tamizado de 20 minutos para cada muestra sedimentaria con la finalidad de determinar la granulometría. Cada muestra fue tamizada en las siguientes fracciones:

Tabla 2.-Fracciones utilizadas en el tamizado de la muestra de sedimento

Tamaño Tamiz	Clase	Grado
> 2 mm	Grava	Gránulo
2 y 0,0063 mm	Arena	Muy gruesa a fina respectivamente
< 0,0063 mm	Arena	Muy fina

Una vez obtenida las fracciones se procedió a calcular el porcentaje de contribución de cada fracción en el sedimento (ver Anexo 1 para mayor detalle). En este trabajo de tesis se realizó la determinación de metales pesados en el sedimento fino (entre 0,2 y 0,063 mm) puesto que estudios han demostrado que esta fracción se encuentra compuesta de fragmentos provenientes de un surtido de rocas y minerales (Giordano et al, 1999). Asimismo, las partículas que se encuentran suspendidas proceden a interactuar químicamente con los elementos disueltos en el agua para posteriormente sedimentar y disponerse secuencialmente sobre el fondo, pudiéndose

de ésta manera, conocer la composición química de los sedimentos, los cambios de concentración por estrato que han ocurrido en el tiempo y las fluctuaciones de concentración de metales ocurrida en estos ambientes (Ahumada, 1998; Paredes, 1998).

4.3.4.2. Digestión de las muestras

Antes de que las muestras sean analizadas por Espectrometría de Absorción Atómica en laboratorio, éstas deben ser convertidas desde una forma sólida a líquida por lo que se procedió a pesar 1,0 gramo aproximadamente de cada sedimento y se agregó 15 mL HNO₃ concentrado y 10 mL de H₂O₂ con el fin de digerir la materia orgánica y liberar los metales de la muestra. La digestión fue realizada en un digestor a diferentes tiempos y temperaturas hasta alcanzar un volumen aproximado de 2 ml. Posteriormente se agregaron 5 mL de HCl para completar la digestión y se esperó hasta reducir el volumen de la solución a 2 mL aproximadamente. Finalmente, las muestras se dejaron enfriar y fueron filtradas en papel de filtro N° 42 o similar, aforando cada muestra a 100 ml con agua desionizada (ver detalla de metodología en Anexo 1).

Todos los reactivos utilizados en este estudio fueron “SuprapurTM”. Los extractos ácidos fueron analizados mediante Espectrofotometría de Absorción Atómica Perkin Elmer Aanalyst 700 (ver detalles en Anexo 1) en el Departamento de Química Ambiental de la Universidad de Magallanes. El instrumento fue calibrado con soluciones diluidas individuales estándar para cada elemento (Merck Centripur).

4.3.5. Control de Calidad

Para validar la metodología se analizó material de referencia certificado para sedimentos marinos MESS-3 de la ‘National Research Council, Canada’, organismos marinos TORT 2 (Hepatopáncreas), BCR-668 (Tejido de molusco) y plantas marinas BCR-060 de la ‘Community Bureau of Reference’ y Bovine Liver del National Institute of Standards & Technology’. A continuación se presenta el valor certificado de cada metal en mg Kg⁻¹. El porcentaje de recuperación que se obtuvo al aplicar la metodología utilizada en el tratamiento de las muestras de este trabajo en los materiales de referencia está por sobre el 70% (Tabla 3).

Tabla 3.-Valor certificado de cada metal en los distintos materiales de referencia (mg/Kg).

Material Referencia	Valor Certificado (mg Kg ⁻¹)					
	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
BCR 060	51.2 ± 1.9	1760 ± 60	-	-	64 ± 4	313 ± 8
BCR 482	7.03 ± 0.19	-	-	2.47 ± 0.07	40.9 ± 1.4	100.6 ± 2.2
MESS-3	33.9 ± 1.6	-	324 ± 12	46.9 ± 2.2	21.1 ± 0.7	159 ± 8
BCR 668	-	84.7 ± 93.5*	-	-	-	70.7 ± 0.4 *
TORT 2	-	-	-	-	-	-
Bovine Liver	160 ± 8	184 ± 15	10,5 ± 1,7	-	0,129 ± 0,004	127 ± 16

* Valor indicativo

5. Resultados y Discusión

5.1. Concentración promedio de Fe, Mn, Zn, Pb y Cu en *Nacella concinna* en relación a las estaciones de muestreo en Bahía Fildes.

En la siguiente sección se presentan los resultados correspondientes a la determinación de Fe, Mn, Zn, Cu y Pb en organismos de *Nacella concinna* extraídos desde 10 estaciones de muestreo distribuidas en el borde costero de la Bahía Fildes. Los resultados de concentración de metales en *N. concinna* son expresados en $\mu\text{g g}^{-1}$.

En la Tabla 4 se resume la concentración promedio, desviación estándar y el rango de concentración (valores máximos y mínimos) determinados para cada uno de los metales. El promedio y la desviación estándar general de cada elemento se calculó en base al total de organismos analizados en esta Bahía (09 individuos para las estaciones CAP-50, CAP-25, CAP 0, CAP+10, CAP+25, F+150 y F+650; 08 para la estación F+350; 07 para la estación CAP-10 y, 02 para la estación CAP+50; 80 organismos en total). El Fe presenta la mayor concentración promedio en comparación a los demás elementos, registrando un valor de $5636 \pm 3946 \mu\text{g g}^{-1}$ con un rango de concentración de este metal en *N. concinna* de 165-16522 $\mu\text{g g}^{-1}$. En el caso del Mn el promedio calculado fue de $89 \pm 56 \mu\text{g g}^{-1}$ con un rango de concentración entre 8-254 $\mu\text{g g}^{-1}$ para las 10 estaciones muestreadas. Con respecto al estudio de Zn en los organismos se identifica que la concentración promedio de este metal es de $87 \pm 41 \mu\text{g g}^{-1}$, variando los valores entre un mínimo de 7,75 $\mu\text{g g}^{-1}$ Zn y un máximo de 268 $\mu\text{g g}^{-1}$ Zn. En relación al estudio de Níquel en los organismos de Bahía Fildes, este elemento no se detectó en ninguna de las muestras testeadas mediante la técnica de Espectrofotometría de Absorción Atómica con Llama producto que el nivel de concentración de las muestras es inferior al límite de detección de la metodología utilizada ($< 0,003 \mu\text{g g}^{-1}$ Ni). Por el contrario, como las concentraciones para determinar Pb en los organismos fueron analizadas con Técnica de Horno Grafito se registra una concentración promedio de este elemento de $3 \pm 4 \mu\text{g g}^{-1}$ Pb en

los organismos con un rango de concentración entre $< 0,003 \mu\text{g g}^{-1}$ Pb y $25,32 \mu\text{g g}^{-1}$ Pb. Similar al Ni, se determina para el Cu una concentración promedio del metal cuyo valor mínimo se encuentra por debajo del límite de detección de la técnica utilizada, detectándose un rango de concentración entre $<0,002-4 \mu\text{g g}^{-1}$ Cu.

Tabla 4.-Concentración promedio general de Fe, Mn, Zn, Pb y Cu ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) en *Nacella concinna* de Bahía Fildes.

	Fe	Mn	Zn	Pb	Cu
Promedio	5636	89	87	3	$< 0,002$
D. Estándar	3946	56	41	4	5
Máximo	16522	253	268	25	4
Mínimo	165	8	8	0	$< 0,002$
N	80	80	79	80	80

En la Tabla 5 se presenta la concentración promedio de Fe, Mn, Zn, Pb y Cu detectada en cada una de las 10 estaciones de muestreo. Con motivo de estudiar la distribución de la concentración de elementos metálicos en los tejidos blandos de *N. concinna* en relación a la descarga líquida que ingresa a la Bahía se toma como referencia la estación central denominada CAP 0, estación que hasta la toma de muestras recibía las descargas líquidas de la Base Julio Escudero y Capitanía de Puerto directamente. Con respecto de CAP 0, al noroeste de esta estación se localizan las estaciones CAP-50, CAP-25 y CAP-10, mientras que al suroeste de la estación central se ubican las estaciones CAP+10, CAP+25, CAP+50, F+150, F+350 y F+650. Al realizar una comparación entre la concentración promedio de Fe detectado en las 10 estaciones de muestreo se desglosa que la máxima concentración promedio es detectada en los organismos extraídos desde la estación localizada a 10 metros noroeste de CAP 0 denominada CAP-10 con una concentración de $9453 \mu\text{g g}^{-1}$ Fe, mientras que el mínimo valor de concentración promedio para este metal es determinado en los organismos de la estación F+650 ($720 \mu\text{g g}^{-1}$ Fe). Similar a lo

observado en el Fe, la máxima concentración promedio de Mn entre las estaciones de muestreo se registra en la estación CAP-10 con un valor de $144 \mu\text{g g}^{-1}$ Mn mientras que el valor mínimo de concentración promedio es detectado en la estación F+650 con un valor de $14 \mu\text{g g}^{-1}$ Mn. A diferencia del Fe y Mn, la concentración promedio máxima de Zn entre las estaciones se observa en el efluente de descarga líquida denominado CAP 0 con una concentración de $138 \mu\text{g g}^{-1}$ Zn, mientras que el valor de concentración promedio mínimo es detectado a 50 metros suroeste de la estación CAP 0, en la estación denominada CAP+50 con una concentración de $38 \mu\text{g g}^{-1}$ Zn. Similar a lo observado para el Fe y Mn, la concentración mínima de Pb se localiza en la estación F+650 con un valor de $0,59 \mu\text{g g}^{-1}$ Pb, mientras que la máxima concentración de Pb es detectada a 10 metros noroeste del efluente de descarga CAP 0 con una concentración de $7,13 \mu\text{g g}^{-1}$ Pb. En relación al Cu, se detecta que la máxima y mínima concentración promedio de este metal entre las estaciones no sigue el patrón observado en el Fe y Mn, registrándose para este metal una máxima concentración promedio ($138 \mu\text{g g}^{-1}$ Cu) directamente en el efluente de descarga líquida CAP 0. Por su parte, las mínimas concentraciones promedio de Cu se detectaron en las estaciones CAP+50 y F+650 con un valor inferior a $0,002 \mu\text{g g}^{-1}$ Cu.

Tabla 5.-Concentración promedio de metales ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) por estación de muestreo en *N. concinna* recolectada en Bahía Fildes.

Localización	Estación	Fe	Mn	Zn	Pb	Cu
Noroeste de la Estación Central	CAP -50	3580	63	78	1,40	2,43
	CAP -25	5152	96	75	4,03	2,04
	CAP -10	9453	144	122	7,13	1,49
Estación Central	CAP 0	7897	116	138	3,96	2,84
Suroeste de la Estación Central	CAP +10	6046	103	79	3,03	1,68
	CAP +25	7532	122	80	4,04	0,40
	CAP +50	4892	54	38	1,89	<0,002
	F +150	7448	110	87	4,68	1,82
	F +350	3705	49	72	1,73	1,02
	F +650	720	14	69	0,59	<0,002

Con la finalidad de comprender, comparar y discutir los resultados obtenidos en este estudio, en la Fig. 10 se grafica en barras de colores el valor de concentración promedio general detectado de Fe, Mn, Zn, Pb y Cu en cada una de las estaciones de muestreo ubicadas en Bahía Fildes. De igual forma, se grafica mediante: una línea negra vertical el valor máximo y mínimo de concentración detectado en cada grupo de *N. concinna* analizado por estación, una línea negra continua suavizada el patrón de distribución promedio que presenta cada metal en la Bahía (utilizando como referencia la estación central CAP 0) y, una línea roja punteada el valor de concentración promedio de cada metal en la Bahía. Desde los resultados expresados en la Fig.1 se desprende para el Fe que un 50% de las estaciones de muestreo (5 estaciones) presentan una concentración mayor al promedio de Fe detectado para la Bahía ($5636 \mu\text{g g}^{-1}$), destacándose principalmente la estación ubicada a 10 metros del efluente (CAP-10) con un valor de concentración de Fe que supera 1,7 veces la media aritmética de este metal. Por el contrario, dentro de las estaciones que presentan una concentración promedio de Fe inferior al promedio general de la Bahía destaca la estación F+650 con un valor de concentración 8 veces inferior. Las estaciones restantes registran una concentración cuyo valor detectado se encuentra entre un 35% inferior con respecto de la concentración promedio para la Bahía (CAP-50 y F+350) y un 10% inferior (CAP-25 y CAP+50).

En relación a la máxima y mínima concentración de Fe detectada en *N. concinna* y, considerando todas las estaciones muestreadas, se observa que las estaciones CAP-10 y CAP+25 presentan las máximas concentraciones de este metal con un valor de $16522 \mu\text{g g}^{-1}$ y $15527 \mu\text{g g}^{-1}$ de Fe respectivamente. Por el contrario, las mínimas concentraciones de Mn en los organismos se registraron en las estaciones CAP 0 y F+650 con un valor de concentración de $165 \mu\text{g g}^{-1}$ y $360 \mu\text{g g}^{-1}$ respectivamente. En referencia al patrón de distribución general que presenta el Fe en los organismos de *N. concinna* de Bahía Fildes se desglosa que existe una tendencia

a aumentar el valor de Fe en las estaciones localizadas en el centro de la bahía (CAP-25, CAP-10, CAP 0, CAP+10, CAP+25 y F+150 (exceptuando CAP+50 en donde se registra disminución de la concentración), registrándose una variabilidad promedio de concentración entre las estaciones de $4892 \mu\text{g g}^{-1}$ y $9453 \mu\text{g g}^{-1}$ Fe. Posteriormente, la concentración promedio tiende a disminuir en las estaciones F+350 y F+650 detectándose un valor promedio de concentración de Fe de $720 \mu\text{g g}^{-1}$ y $3705 \mu\text{g g}^{-1}$ respectivamente.

En el caso del Manganeso se detecta a partir de 10 estaciones muestreadas, un 60% de ellas (6 estaciones) presenta un valor de concentración promedio superior al valor aritmético detectado para este metal ($89 \mu\text{g g}^{-1}$) observándose, al igual que el Fe, la máxima concentración promedio de este metal en la estación CAP-10 con un valor que supera aproximadamente 2 veces la concentración promedio de Mn en la Bahía. Por el contrario, el 40% de las estaciones muestreadas en la determinación de Mn presentan un valor de concentración promedio inferior al valor promedio general del metal detectado en la Bahía (F+650, F+350, CAP+50 y CAP-10), observándose un rango de concentración entre el valor mínimo y máximo detectado en estas estaciones de $14\text{-}49 \mu\text{g g}^{-1}$. Diferencia con respecto del Fe, la máxima concentración de Mn en *N. concinna* es detectada en la estación CAP+25 con un valor de $253 \mu\text{g g}^{-1}$. Por el contrario, la mínima concentración de Mn en *N. concinna* es registrada en las estaciones CAP+50 y F+650 con un valor de concentración en ambas de $8 \mu\text{g g}^{-1}$ Mn.

El patrón de distribución de Mn detectado en Bahía Fildes es similar al patrón de distribución del Fe, observándose un aumento en el valor de concentración promedio del metal en aquellas estaciones localizadas en el centro de la Bahía (desde CAP-25 a F+150, exceptuando la estación CAP+50 en donde se registra una disminución de la concentración de Mn, detectándose una variabilidad promedio de concentración entre estas estaciones de $110\text{-}144 \mu\text{g g}^{-1}$ Mn. Posteriormente, el valor

de concentración promedio del Mn tiende a disminuir en las estaciones F+350 y F+650 detectándose una concentración de $49 \mu\text{g g}^{-1}$ y $14 \mu\text{g g}^{-1}$ Mn respectivamente.

Diferencias con respecto al Fe y Mn presenta el valor promedio de concentración de Zn en los organismos de *N. concinna*. En este metal se detecta desde las 10 estaciones muestreadas, un 30% de ellas (3 estaciones) presenta un valor de concentración promedio por estación superior a la concentración general de Zn determinada para la Bahía ($87 \mu\text{g g}^{-1}$), registrándose un rango de concentración por sobre la media de $87\text{-}140 \mu\text{g g}^{-1}$ Zn en donde se destaca una concentración máxima promedio en CAP 0 con un valor de concentración doble con respecto al valor medio de este metal en la Bahía. Por el contrario, en 7 estaciones se observa un valor de concentración promedio inferior a la concentración general de Zn en la Bahía (CAP-50, CAP-25, CAP+10, CAP+25, CAP+50, F+350 y F+650), registrándose un rango de concentración entre estas de $38\text{-}82 \mu\text{g g}^{-1}$ Zn. De manera similar al Fe, la máxima concentración de Zn es detectada a 10 metros de distancia del efluente de descarga líquida CAP 0 (estación CAP-10) con un valor de concentración en el individuo de $268 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que la mínima concentración detectada presenta un valor de $8 \mu\text{g g}^{-1}$ en la estación F+650.

Al analizar la distribución del Zn en los organismos de Bahía Fildes se observa que las diferentes concentraciones determinadas en cada estación tienden a mantenerse por debajo del promedio general de Zn detectado en la Bahía (70% del total de las estaciones). Sin embargo, esta tendencia se pierde en el área donde se localiza el efluente con aguas no tratadas hasta el momento del muestreo y en las zona aledaña a ésta (CAP-10), observándose en estas estaciones los máximos valores de concentración de Zn detectados en la Bahía.

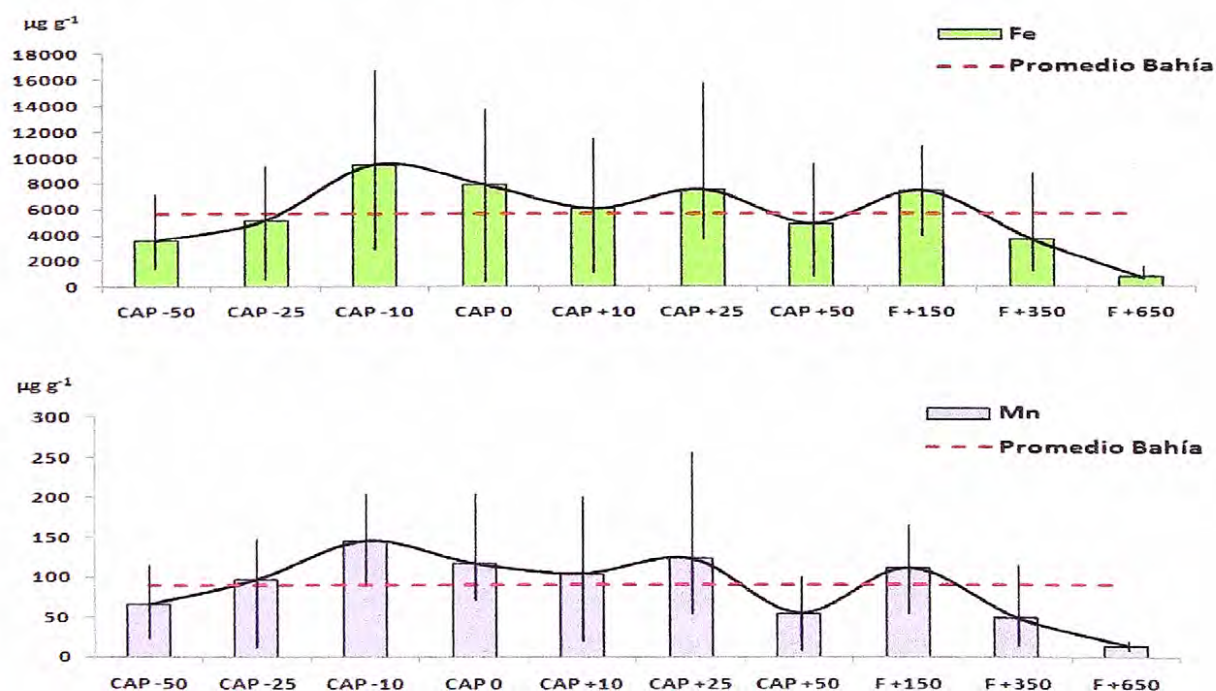
En el caso del Plomo se observa en la Fig. 10 que de un total de 10 estaciones muestreadas, el 60% de ellas (6 estaciones), todas localizadas al centro de la bahía y en las áreas más cercanas al asentamiento humano, presentan un valor de concentración promedio de Pb superior al valor promedio determinado para la Bahía ($3,23 \mu\text{g g}^{-1}$ Pb). El rango de concentración promedio de este metal es de $1-7 \mu\text{g g}^{-1}$ Pb, registrándose la máxima concentración promedio en la estación CAP-10 con un valor que supera 2 veces la concentración general de Pb en la bahía ($7 \mu\text{g g}^{-1}$ Pb). Por el contrario, las estaciones CAP-50, CAP+50, F+350 y F+650 registran un valor de concentración promedio inferior al valor aritmético detectado, observándose que la mínima concentración promedio de este metal en la estación F+650 y CAP-50 con un valor 2 veces inferior a la concentración de Pb general detectado en la zona de estudio.

En relación al valor máximo y mínimo de concentración de Pb detectado en organismos de *N. concinna* de Bahía Fildes, la estación CAP-10 registra un valor máximo de $25 \mu\text{g g}^{-1}$ Pb, mientras que las estaciones CAP-50, CAP-25 y F+650 registraron organismos en los cuales no fue posible determinar una concentración producto que el valor de ésta era inferior al límite de detección de la técnica utilizada (Técnica de Horno Grafito).

El patrón de distribución que presenta el Pb en *N. concinna* de Bahía Fildes es similar a lo detectado en Mn y Zn, observándose una tendencia a aumentar la concentración de este metal en las estaciones CAP-25, CAP-10, CAP+25 y F+150. De igual forma, el valor de concentración promedio de este metal en el grupo de organismos tiende a aumentar en aquellas estaciones localizadas en áreas cercanas al asentamiento humano establecido en la Bahía (CAP-25, CAP-10, CAP 0, CAP+10, CAP+25, CAP+50 y F+150, observándose que todas ellas (a excepción de CAP +50) presentan un valor de concentración superior al valor medio determinado para el Pb en la bahía.

Al observar la tendencia de los resultados del Cu en la Fig. 1 se calcula que en 3 estaciones (30% del total de estaciones muestreadas) fue posible determinar el valor de concentración de Cu mediante Espectrofotometría de Absorción Atómica con técnica de Llama, registrándose en las 7 estaciones restantes un valor de concentración promedio de este metal inferior a $0,002 \mu\text{g g}^{-1}$. Sin embargo, al analizar la concentración de Cu detectada en los organismos de *N. concinna* se observa que las estaciones CAP 0, CAP-50, CAP-25 y CAP+10 registran los máximos valores de concentración de este metal en los individuos con un rango de concentración entre $3 \mu\text{g g}^{-1}$ y $4 \mu\text{g g}^{-1}$ Cu.

El patrón de distribución del Cu en la bahía es difícil de establecer puesto que el 70% de las estaciones registra un valor de concentración bajo el límite de detección de la técnica utilizada. Sin embargo, se observa para la estación CAP-25 una concentración promedio de Cu cuyo valor es el doble con respecto al valor de concentración detectado en la estación CAP-10.



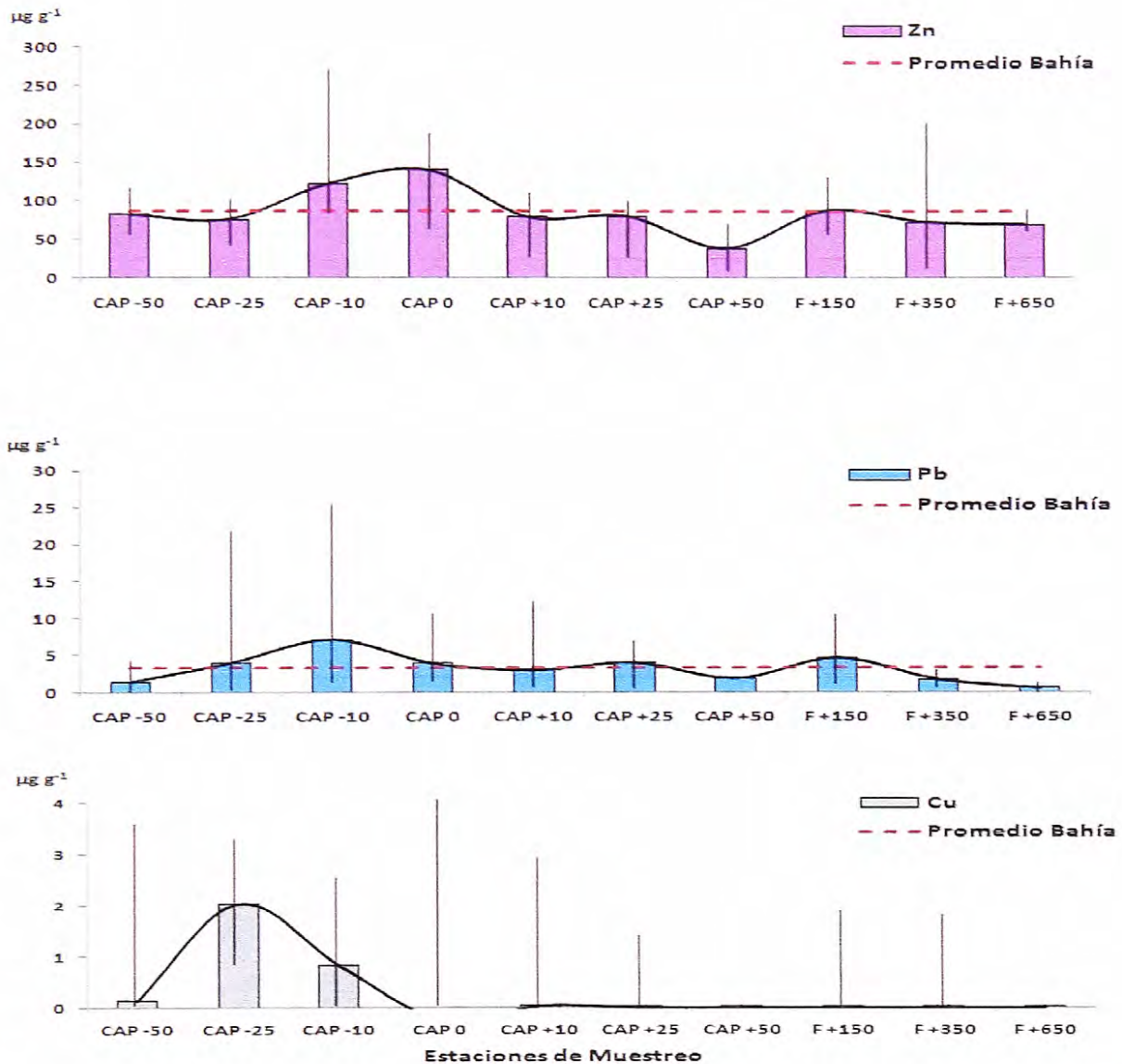


Fig. 10.-Concentración promedio de Fe, Mn, Zn, Pb y Cu ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) en *N. concinna* por estación de muestreo (barras de color). La línea negra vertical representa el valor máximo y mínimo de concentración detectado en cada individuo de *N. concinna* analizado por estación, la línea negra continua suavizada el patrón de distribución promedio que presenta cada metal en la Bahía y la línea roja punteada el valor de concentración promedio de cada metal en la Bahía.

Comparativamente, los organismos pertenecientes a la estación CAP-10 y CAP 0 presentan el mayor valor de concentración promedio de Fe, Mn, Zn y Pb. Al realizar un análisis, en orden decreciente, del valor de concentración de estos metales en *Nacella concinna* se observa: $[Fe] > [Mn] > [Zn] > [Pb]$, siendo el valor de concentración de Cu y Ni no detectado mediante Espectrofotometría de Absorción Atómica con técnica de Llama.

Con la finalidad de establecer la afinidad existente entre los valores de concentración detectada para el Fe, Mn, Zn y Pb en los organismos analizados, la morfología de concha que éstos presentan (largo, alto, ancho) y el peso seco del organismo, se emplea el estudio estadístico de correlación bivariada. Desde los resultados expresados en la Tabla 6 se desglosa que existen altas correlaciones positivas entre el largo-ancho-alto y el peso seco de *N. concinna* ($p < 0,01$), observándose que las variables son dependientes entre sí. Referente a la concentración de Fe, Mn, Zn y Pb y la morfología del organismo se detectaron altas correlaciones inversas entre la concentración promedio de Fe-Mn y las medidas de alto, ancho y largo de la concha como del peso seco del organismo ($p < 0,01$), observándose que el valor de concentración de estos metales es inversamente proporcional a las medidas morfométricas y el peso seco de *Nacella concinna* (mayor tamaño corporal, menor concentración del metal). De igual manera, la correlación entre la concentración de Zn y Pb en relación al peso seco del organismo es inversa de tipo moderada en comparación con la baja e inversa correlación detectada entre estos metales y el alto, ancho y largo de la concha de *Nacella concinna*. A consecuencia que la concentración de Cu detectada en este estudio presenta valores por debajo del límite de detección de la técnica utilizada, este metal no fue incluido en la prueba estadística de correlación bivariada.

Entre los metales, similar a lo detectado por Lee et al (1990), se observan correlaciones altas entre el Fe-Mn, correlaciones moderadas entre el Fe-Zn, Fe-Pb, Mn-Zn, Mn, Pb y, correlaciones bajas entre el Zn-Pb, producto de que estos metales poseen origen litogénico y se van acumulando en el tejido de los moluscos de una manera irregular, reflejando los cambios en el ambiente.

Tabla 6.-Coeficientes de correlación de Pearson entre los parámetros morfológicos (alto, largo, ancho), peso seco del organismo y, el valor de concentración de Fe, Mn, Zn y Pb detectado en *Nacella concinna* de Bahía Fildes.

	Largo	Alto	Ancho	Peso	Fe	Mn	Zn	Pb
Largo	1	,891**	,987**	,751**	-,629**	-,610**	-,302**	-,394**
Alto		1	,889**	,680**	-,469**	-,432**	-,179	-,294**
Ancho			1	,749**	-,632**	-,616**	-,293**	-,379**
Peso				1	-,600**	-,607**	-,447**	-,418**
Fe					1	,940**	,604**	,589**
Mn						1	,574**	,527**
Zn							1	,423**
Pb								1

** . La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral)

Un estudio llevado a cabo por Ahn et al (2002) destaca que existe una directa relación entre la dieta alimenticia de la especie, la disponibilidad de alimento y la concentración de Fe, Mn, Zn, Cu y Pb en los organismos marinos producto que estos elementos son captados principalmente durante el proceso de alimentación de *Nacella concinna* y *Laternulla elliptica*. De igual forma, Ahn et al (2004), en un estudio cuyo objetivo fue determinar la influencia de las aguas de deshielo durante el verano austral en la acumulación de metales en *Nacella concinna* en áreas cercanas a la Estación King Sejong en Bahía Fildes (Marian Cove), concluye que el valor de concentración de la mayoría de los metales en Isla Rey Jorge refleja el nivel background de concentración en el ambiente marino, registrándose un elevado valor para el Fe, Mn y Cu en los tejidos blandos de *Nacella concinna* y, atribuyendo este hecho, al constante ingreso de aguas provenientes del deshielo del glacial en la Bahía.

Con la finalidad de realizar una comparación entre el valor de concentración promedio de Fe, Mn, Zn, Pb y Cu obtenido en este estudio y diferentes investigaciones basadas en la determinación de metales pesados en diversos organismos marinos subantárticos y antárticos, en la Tabla 7 se señalan diferentes concentraciones de Fe, Mn, Zn, Cu y Pb.

En este estudio el valor de concentración de Fe detectado para *N. concinna* ($5637 \mu\text{g g}^{-1}$) es 23 veces superior con respecto de la concentración registrada por Astorga et al (2005, 1998) en *Mytilus chilensis* del Estrecho de Magallanes ($228 \mu\text{g g}^{-1}$ y $226 \mu\text{g g}^{-1}$ respectivamente) y, 7 veces superior al valor de concentración detectado por Ahn et al (1996) en *L. elliptica* de Puerto Collins en Bahía Fildes ($800 \mu\text{g g}^{-1}$). Estudios realizados por Astorga et al (2005) y Ahn et al (2002) en *Nacella deaurata* del Estrecho de Magallanes y *Nacella concinna* de Marian Cove, Bahía Fildes, demuestran un valor de concentración de Fe, para ambas especies del género *Nacella*, superior al valor detectado en *Mytilus chilensis* del Estrecho de Magallanes (Astorga et al, 2005, 1998) pero 50% inferior al valor de concentración de Fe determinado en este estudio. Por el contrario, la concentración de Fe detectada por Ahn et al (2004) en *N. concinna* de Marion Cove (Bahía Fildes) es el doble ($< 12000 \mu\text{g g}^{-1}$) de la concentración detectada en este estudio para la misma especie.

En relación al Mn, el valor de concentración detectado en este estudio ($86,9 \mu\text{g g}^{-1}$ Mn) es aproximadamente 95% superior al valor detectado por Grotti et al (2008) en *Laternulla elliptica* ($8,6 \mu\text{g g}^{-1}$) y *A. colbecki* ($2,8 \mu\text{g g}^{-1}$) de Bahía Terra Nova, 80% superior al valor registrado por Astorga et al (1998) en *M. chilensis* del Estrecho de Magallanes ($18 \mu\text{g g}^{-1}$), 59% mayor a la concentración detectada por Grotti et al (2008) en *Laternulla elliptica* de Cape Evans, Bahía Fildes ($36,3 \mu\text{g g}^{-1}$) y, 35% mayor al valor de concentración detectado por Ahn et al (2002) en *N. concinna* de Marion Cove ($58,5 \mu\text{g g}^{-1}$). Sin embargo, la concentración detectada por Ahn et al

(1996; 1994) en *L. elliptica* de Puerto Collins y *N. concinna* de Marian Cove es superior a la concentración determinada en este estudio, observándose en el estudio de Ahn et al (1996; 1994) un valor $102 \mu\text{g g}^{-1}$ y $<120 \mu\text{g g}^{-1}$ respectivamente. Por su parte, el valor de concentración de Zn detectado en este estudio en *N. concinna* ($86,9 \mu\text{g g}^{-1}$) supera aproximadamente un 30% la concentración registrada por Astorga et al (2005) en *Mytilis chilensis* del Estrecho de Magallanes ($56 \mu\text{g g}^{-1}$ y $67 \mu\text{g g}^{-1}$), pero es similar a las concentraciones detectadas por Ahn et al (2002) en *N. concinna* de Marion Cove, Bahía Fildes ($70 \mu\text{g g}^{-1}$) y Grotti et al, 2008 en *A. colbecki* en Bahía Terra Nova ($99 \mu\text{g g}^{-1}$). Sin embargo, el valor de concentración de Zn detectado por Grotti et al (2008) y Ahn et al (1996) en *Laternulla elliptica* de Cape Evans y Puerto Collins supera 2,6 y 1,3 veces respectivamente la concentración detectada en este estudio.

El valor de concentración promedio de Cu no fue detectado por Espectrofotometría de Absorción Atómica con técnica de Llama por lo que no es factible realizar una comparación con otros trabajos realizados en moluscos tanto de la zona subantártica como antártica. Sin embargo, el rango de concentración de Cu detectado en este tipo de organismos es amplio, observándose una mínima concentración de $4,3 \mu\text{g g}^{-1}$ en *A. colbecki* de Bahía Terra Nova (Grotti et al, 2008) y una máxima concentración cuyo valor es $<100 \mu\text{g g}^{-1}$ para *N. concinna* de Marion Cove (Ahn et al, 2004).

Para el plomo, la concentración detectada en este estudio ($3,23 \mu\text{g g}^{-1}$) es 51% menor con respecto del valor de concentración detectado por Ahn et al (2004) en *N. concinna* de Marian Cove ($<5 \mu\text{g g}^{-1}$) pero, aproximadamente 57% superior a la concentración registrada por Ahn et al (1996) para *L. elliptica* de Puerto Collins ($1,35 \mu\text{g g}^{-1}$) y *N. concinna* de Marian Cove ($1,42 \mu\text{g g}^{-1}$). De igual forma, la concentración de Pb de este estudio es 80% superior con respecto de la concentración detectada por

Grotti et al (2008) en *L. elliptica* y *A. colbecki* de Bahía Terra Nova ($0,6 \mu\text{g g}^{-1}$ – $0,1 \mu\text{g g}^{-1}$ respectivamente) y *L. elliptica* de Cape Evans ($0,7 \mu\text{g g}^{-1}$).

Las diferencias en la concentración de un determinado metal para la misma especie que se observan entre los autores, pueden ser atribuidos a diferencias entre los factores bióticos y abióticos del lugar los cuales pueden estar interviniendo en la concentración de cada metal. En este contexto, Weihe et al (2010) realiza un estudio en *N. concinna* con la finalidad de establecer diferencias en la concentración de metales pesados entre individuos que viven estacionalmente en el intermareal y aquellos que habitan en forma permanente el submareal, detectando que la mayor concentración de Fe se encuentra en las branquias del organismo con un valor de $335,2 \pm 59,78 \mu\text{g g}^{-1}$ y en la glándula digestiva ($271,5 \pm 65,99 \mu\text{g g}^{-1}$), mientras que la mayor concentración de Zn es registrada en la glándula digestiva con un valor de $74,95 \pm 7,76 \mu\text{g g}^{-1}$, detectándose en las branquias un valor de concentración de $43,04 \pm 14,69 \mu\text{g g}^{-1}$ para *Nacella concinna*. De igual forma, Ahn et al (2001), quién en su estudio determinó la concentración de metales pesados en diferentes órganos viscerales (partes corporales no reproductivas) de *Laternulla elliptica* con el objetivo de promover la utilización de ésta especie en la biomonitorización de contaminación por metales en las aguas de Bahía Fildes, señala por ejemplo que el rango de concentración de Zn varía según el órgano, detectándose valores de concentración de este metal entre $400\text{-}6850 \mu\text{g g}^{-1}$ en el riñón, $96\text{-}136 \mu\text{g g}^{-1}$ en la glándula digestiva y de $93\text{-}187 \mu\text{g g}^{-1}$ en la branquias.

En otro contexto, dentro de las concentraciones determinadas y establecidas de metales en diferentes países del mundo, Kennish (1996) entrega muy buena referencia sobre los rangos de concentración ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) detectados en distintas especies de gasterópodos en España, Australia, Inglaterra, California y Noruega. En el caso del Zn, el rango de concentración promedio establecido para organismos

gasterópodos es de 60-120 $\mu\text{g g}^{-1}$ en España, 56-1050 $\mu\text{g g}^{-1}$ en Australia, 9,7-1500 $\mu\text{g g}^{-1}$ en Inglaterra y 87-2900 $\mu\text{g g}^{-1}$ en Noruega, siendo los valores de concentración obtenidos en este estudio similares a las concentraciones establecidas para Australia, España, Inglaterra y Noruega. Para el Pb el rango de concentración promedio detectado en este estudio (1-7 $\mu\text{g g}^{-1}$) es similar a los valores de concentración establecidos en gasterópodos de California (0,6-21 $\mu\text{g g}^{-1}$) y Noruega (0-39 $\mu\text{g g}^{-1}$) pero difiere con respecto de los rangos establecidos para organismos de España e Inglaterra (10-27 $\mu\text{g g}^{-1}$ y 0.2-0.8 $\mu\text{g g}^{-1}$ respectivamente). Por otra parte, los valores de concentración detectados para el Cu en este estudio ($>0,002$ -2 $\mu\text{g g}^{-1}$) son muy bajos en comparación con el rango de concentración de Cu establecido en países como España (5-50 $\mu\text{g g}^{-1}$) y Noruega (17-190 $\mu\text{g g}^{-1}$) pero similares a los valores mínimos detectados en Inglaterra (0-1750 $\mu\text{g g}^{-1}$) y California (3-177 $\mu\text{g g}^{-1}$).

Tabla 7.-Comparación entre el valor de concentración de Fe, Mn, Zn, Pb y Cu obtenido en este estudio y otras investigaciones realizadas en moluscos subantárticos y antárticos ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco).

Especie	Lugar	Metal ($\mu\text{g g}^{-1}$)					Autor
		Fe	Mn	Zn	Pb	Cu	
<i>N. concinna</i>	Bahía Fildes	5637	89,3	86,9	3,23	ND	Este estudio
<i>N. deaurata</i>	E. de Magallanes	3673	-	57	-	8	Astorga et al (2005)
<i>M. chilensis</i>	E. de Magallanes	288	-	67	-	4,7	Astorga et al (2005)
<i>M. chilensis</i>	E. de Magallanes	226	18	-	-	18	Astorga et al (1998)
<i>L. elliptica</i>	Bahía Terra Nova	-	8,6	-	0,6	12,4	Grotti et al (2008)
<i>A. colbecki</i>	Bahía Terra Nova	-	2,8	99	-	4,3	Grotti et al (2008)
<i>L. elliptica</i>	Puerto Collins	800	102	115	1,35	50	Ahn et al (1996)
<i>L. elliptica</i>	Cape Evans	-	36,3	226	0,7	4,8	Grotti et al (2008)
<i>N. concinna</i>	Marian Cove	3133	58,5	69,9	1,42	27,6	Ahn et al (2002)
<i>N. concinna</i>	Marian Cove	< 12000	< 120	< 100	< 5	< 100	Ahn et al. (2004)

5.2. Concentración promedio de Fe, Mn, Zn, Pb y Cu ($\mu\text{g g}^{-1}$) en relación al tamaño corporal de *Nacella concinna*.

Es importante establecer diferencias en el valor de concentración de elementos traza que presentan los organismos de *Nacella concinna* con distinto tamaño corporal puesto que nos permite tener una visión general de cómo va variando la concentración del elemento dentro del individuo a medida que éste se desarrolla y crece. En la siguiente sección se presentan los resultados correspondientes a la determinación de Fe, Mn, Zn, Pb y Cu en 80 organismos de diferente tamaño corporal (medido por la longitud de concha) de *N. concinna*.

La Tabla 8 expresa el número de individuos clasificados por categoría (chico, mediano o grande), el valor mínimo, máximo y el peso promedio obtenido en cada grupo de tamaño corporal de *N. concinna* de Bahía Fildes. A partir de 80 individuos analizados, 22 de ellos se clasificaron como organismos chicos producto que presentaban un largo de concha inferior a 23 mm, registrándose un peso promedio de estos individuos de 0,16 gramos y un rango de tamaño de concha entre 15,42 mm y 22,92 mm. De igual forma, se identifica para el grupo de tamaño mediano a 16 organismos en los cuales la longitud de la concha fluctuó entre 23,02 mm y 26,35 mm, registrándose un peso promedio de los individuos de 0,24 gramos. En relación al grupo de tamaño corporal grande, 42 organismos fueron clasificados en esta categoría, registrándose un rango de tamaño de la concha entre 26,58 mm y 39,95 mm y un peso seco promedio para el grupo de individuos de 0,41 gramos.

Tabla 8.-Valor máximo, mínimo y peso promedio obtenido para diferentes tamaños muestreados de *N. concinna* en Bahía Fildes.

	Longitud de concha (mm)		
	Chicos	Medianos	Grandes
N	22	16	42
Mínimo	15,42	23,02	26,58
Máximo	22,92	26,35	39,95
Peso	0,16	0,24	0,41

Para lograr una óptima comparación y discusión de los resultados obtenidos en la determinación de Fe, Mn, Zn, Pb y Cu, en la Fig. 11 y Tabla 9 se procede a graficar y expresar respectivamente el valor de concentración promedio y el rango (valor mínimo y máximo) detectado en este estudio para los organismos de tamaño chico, mediano y grande de *Nacella concinna*. Al analizar el Fe en el grupo de organismos chicos se obtiene un valor de concentración promedio de este metal ($8766 \mu\text{g g}^{-1}$ Fe) 20% superior al valor de concentración promedio detectado en el grupo de organismos medianos ($7081 \mu\text{g g}^{-1}$ Fe) y 54% superior al valor de concentración registrado en el grupo de organismos grandes ($4052 \mu\text{g g}^{-1}$ Fe). En relación a la mínima y máxima concentración promedio detectada para Fe en los tres grupos de *Nacella concinna*, se detecta un rango de concentración de $1934\text{-}16522 \mu\text{g g}^{-1}$ Fe para el grupo de tamaño chico, entre $2678\text{-}13932 \mu\text{g g}^{-1}$ Fe para el grupo de tamaño mediano y, $165\text{-}9636 \mu\text{g g}^{-1}$ Fe para el grupo de tamaño grande. Similar a la tendencia observada en el Fe, la máxima concentración promedio de Mn es detectada en el grupo de tamaño chico con una concentración cuyo valor supera en un 15% ($130 \mu\text{g g}^{-1}$) al valor de concentración registrado para el grupo de tamaño mediano ($111 \mu\text{g g}^{-1}$) y, en un 53% superior a la concentración promedio detectada para el grupo de tamaño grande. De igual forma, la Tabla 9 enuncia para el grupo de tamaño chico un rango de concentración que fluctúa entre $50\text{-}253 \mu\text{g g}^{-1}$ Mn mientras que para el

grupo de tamaño mediano, la concentración mínima y máxima detectada es de $42 \mu\text{g g}^{-1}$ y $199 \mu\text{g g}^{-1}$ respectivamente. Asimismo, el grupo de tamaño grande registra un rango de concentración de $8\text{-}147 \mu\text{g g}^{-1}$ Mn.

De manera similar a lo observado para el Fe y el Mn, el máximo valor de concentración promedio de Zn es detectado en el grupo de tamaño chico con una concentración ($105 \mu\text{g g}^{-1}$ Zn) que supera 6% el valor de concentración registrado en el grupo de tamaño mediano ($99 \mu\text{g g}^{-1}$ Zn) y 26% el valor determinado en el grupo de tamaño grande ($73 \mu\text{g g}^{-1}$ Zn). Se desglosa a partir de la Tabla 9 un rango de concentración de Zn entre $61 \mu\text{g g}^{-1}$ y $199 \mu\text{g g}^{-1}$ para el grupo de tamaño chico, $49\text{-}268 \mu\text{g g}^{-1}$ para el grupo de tamaño mediano y, $8\text{-}173 \mu\text{g g}^{-1}$ para el grupo de tamaño grande.

En este mismo contexto, a diferencia del Fe, Mn y Zn, el Pb registra la mayor concentración en el grupo de tamaño mediano con un valor de concentración ($5,7 \mu\text{g g}^{-1}$ Pb que) 14% superior con respecto del valor de concentración determinado en el grupo de tamaño chico y, 75% superior al valor de concentración detectado en el grupo de tamaño grande. Para este mismo elemento el rango de concentración detectado en cada grupo de tamaño corporal es $1,4\text{-}25,3 \mu\text{g g}^{-1}$ Pb para el grupo de tamaño chico, $1,3 \mu\text{g g}^{-1}$ y $21,5 \mu\text{g g}^{-1}$ Pb para el grupo de tamaño mediano y, $<0,003\text{-}5,5 \mu\text{g g}^{-1}$ Pb para el grupo de tamaño grande.

En relación al estudio de Cobre en los diferentes grupos de tamaño corporal de *Nacella concinna*, el valor de concentración de este elemento no fue detectado en el 53% de las muestras analizadas mediante la técnica de Espectrofotometría de Absorción Atómica con Técnica de Llama producto que el nivel de concentración de la muestra es inferior al límite de detección de la metodología utilizada. Sin embargo, en 38 muestras analizadas (7 de tamaño chico, 8 de tamaño mediano y 23 de tamaño grande) se registra una concentración de Cu, observándose el máximo valor de

concentración de este metal, similar al Fe, Mn y Zn, en el grupo de individuos de tamaño chico con una concentración de $4,4 \mu\text{g g}^{-1}$ Cu. De igual forma, el grupo de tamaño grande registra la segunda mayor concentración detectada para este metal con una valor de $3,6 \mu\text{g g}^{-1}$ mientras que, en el grupo de tamaño mediano la máxima concentración de Pb detectada registra un valor de $2,9 \mu\text{g g}^{-1}$ Cu.

Tabla 9.-Valor de concentración mínimo, máximo y promedio detectado para Fe, Mn, Zn, Pb y Cu en organismos chicos, medianos y grandes de *Nacella concinna*.

		Metales ($\mu\text{g g}^{-1}$)				
		Fe	Mn	Zn	Pb	Cu
Tamaño Chico	Mínimo	1934	50	61	1,4	<0,002
	Máximo	16522	253	199	25,3	4,4
	Promedio	8766	130	105	4,9	<0,002
Tamaño Mediano	Mínimo	2678	42	49	1,3	<0,002
	Máximo	13932	199	268	21,5	2,9
	Promedio	7081	111	99	5,7	<0,002
Tamaño Grande	Mínimo	165	8	8	<0,003	<0,002
	Máximo	9636	147	179	5,5	3,6
	Promedio	3447	60	73	1,4	<0,002

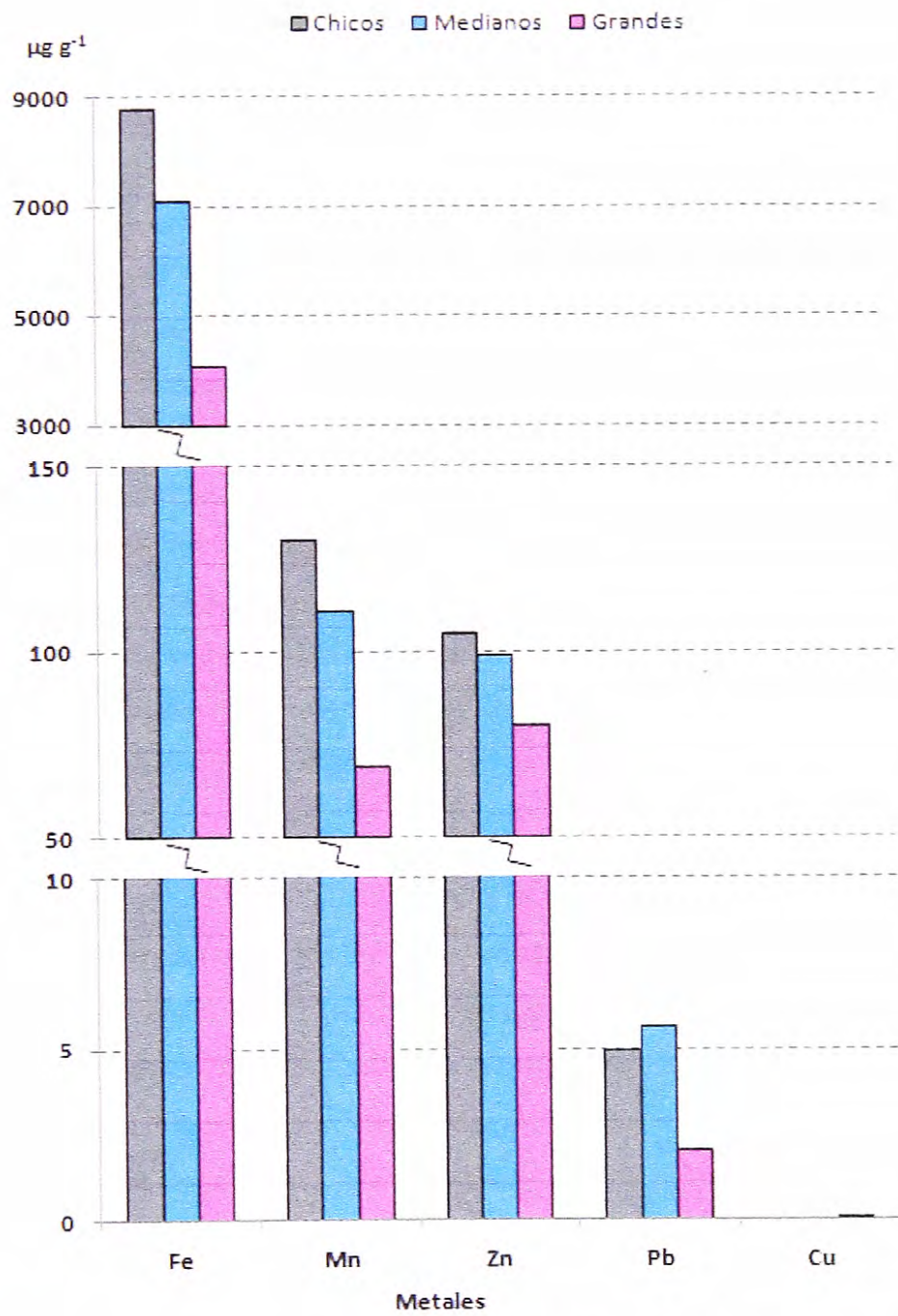


Fig. 11.-Concentración promedio de Fe, Mn, Zn, Pb y Cu ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) en organismos chicos, medianos y grandes de *Nacella concinna*.

Con la finalidad de comparar los resultados de concentración de Zn, Pb y Cu obtenidos en este estudio para organismos de *Nacella concinna* de diferente tamaño corporal, se selecciona un trabajo realizado por Vodopivec et al (2001) en donde se propone, para el Programa Argentino de la Estación Jubany, el monitoreo de metales pesados (Zn, Pb y Cu entre otros) como una herramienta para la caracterización de los ecosistemas antárticos y el manejo ambiental utilizando especies de *Laternulla elliptica* y *Nacella concinna* extraídas desde Potter Cove (territorio libre de hielo, localizado en Bahía Fildes que presenta características similares al área de estudio de este trabajo). Como los valores de concentración de metales en el trabajo antes mencionado se encuentran expresados en base húmeda se procede a transformar los valores de concentración obtenidos en este estudio considerando una humedad del 15% para los organismos (Astorga et al, 2004). En la Tabla 10 se realiza una comparación entre los valores de concentración de Zn, Pb y Cu ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso húmedo) obtenidos en este estudio y los resultados detectados por Vodopivec et al (2001) en *Nacella concinna* y *Laternulla elliptica*.

Similar al valor de concentración detectado por Vodopivec et al (2001) en *N. concinna* ($13,2 \mu\text{g g}^{-1}$, p.h.) y *L. elliptica* ($15,1 \mu\text{g g}^{-1}$, p.h.) de Potter Cove, la concentración de Zn determinada en este estudio para el grupo de tamaño chico presenta un valor de $15,75 \mu\text{g g}^{-1}$ (p.h.). Por su parte, la concentración de Zn detectada en organismos de tamaño mediano presenta un valor superior ($14,85 \mu\text{g g}^{-1}$, (p.h.)) a la concentración de Zn detectada por Vodopivec et al (2001) en *N. concinna* ($13,9 \mu\text{g g}^{-1}$, p.h.) e inferior con respecto de la concentración registrada en *L. elliptica* ($17,4 \mu\text{g g}^{-1}$, p.h.). En relación a los organismos de tamaño grande se desglosa un valor de concentración de Zn inferior ($10,95 \mu\text{g g}^{-1}$, p.h.) a la concentración registrada en *L. elliptica* de Potter Cove ($17,06 \mu\text{g g}^{-1}$, p.h.) pero similar al valor de concentración detectado en *N. concinna* ($11,8 \mu\text{g g}^{-1}$, p.h.).

El valor de concentración de Pb detectada en este trabajo para el grupo de tamaño chico y mediano ($0,7 \mu\text{g g}^{-1}$ y $0,9 \mu\text{g g}^{-1}$ Pb, p.h. respectivamente) es superior al valor de concentración detectado por Vodopivec et al (2001) en *N. concinna* y *L. elliptica* ($<0,6 \mu\text{g g}^{-1}$, p.h.). Por el contrario, para el grupo de tamaño grande la concentración detectada en este estudio, con un valor de $0,2 \mu\text{g g}^{-1}$ (p.h.) es similar a la registrada tanto en *N. concinna* como *L. elliptica* de Potter Cove ($<0,6 \mu\text{g g}^{-1}$, p.h.). Por su parte, la concentración de Cu obtenida en este trabajo para cada grupo de tamaño analizado (chico, mediano y grande) se encuentra por debajo del límite de detección de la técnica utilizada por lo que no es posible realizar una comparación con los resultados obtenidos por Vodopivec et al (2001) para el área de Potter Cove.

Tabla 10.-Comparación entre la concentración detectada de Zn, Pb y Cu ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso húmedo) en *N. concinna* y *Laternulla elliptica* de dos áreas diferentes de Bahía Fildes.

Especie	Grupo	Tamaño	Zn	Pb	Cu	Área
<i>N. concinna</i>	Chico	$< 23 \text{ mm}$	15,8	0,7	ND	Este estudio
<i>N. concinna</i>		$< 5 \text{ mm}$	13,2	0,6	12,1	Potter Cove
<i>L. elliptica</i>		$< 50 \text{ mm}$	15,1	$<0,6$	4,2	Potter Cove
<i>N. concinna</i>	Mediano	$\geq 23 - 26 \text{ mm}$	14,9	0,9	ND	Este estudio
<i>N. concinna</i>		$< 10 \text{ mm}$	13,9	$<0,6$	14,1	Potter Cove
<i>L. elliptica</i>		$< 100 \text{ mm}$	17,4	$<0,6$	4,9	Potter Cove
<i>N. concinna</i>	Grande	$\geq 26 \text{ mm}$	11,0	0,2	ND	Este estudio
<i>N. concinna</i>		$> 10 \text{ mm}$	11,8	$<0,6$	7,7	Potter Cove
<i>L. elliptica</i>		$> 100 \text{ mm}$	17,7	$<0,6$	4,9	Potter Cove

5.3. Contenido total de metales en algas de Bahía Fildes.

En el presente apartado se muestran los resultados correspondientes a la determinación de Fe, Mn, Zn, Cu, Ni y Pb en las algas de Bahía Fildes a partir de 6 estaciones de muestreo, localizadas en el borde costero de la Bahía. Los resultados de las concentraciones determinadas en las algas son expresados en $\mu\text{g g}^{-1}$ para cada metal en estudio.

La Tabla 11 resume la concentración promedio, la desviación estándar y el rango de concentración (valores máximos y mínimos) determinados para Fe, Mn, Zn y Pb en muestras de algas provenientes de la Bahía Fildes. Estos valores corresponden a estudio de concentración preliminar de estos metales en la Bahía; el promedio y la desviación estándar de cada elemento se calculó en base al total de las muestras (01 muestras por estación, 6 estaciones en total). El Fe presenta la mayor concentración entre los metales con un promedio de $837,57 \pm 739,52 \mu\text{g g}^{-1}$ y un rango de valores mínimo y máximo de concentración en las algas de $102,35\text{-}2189,12 \mu\text{g g}^{-1}$ Fe. Para Mn, el promedio calculado es de $17,26 \pm 8,65 \mu\text{g g}^{-1}$ con un rango de concentración entre $7,13\text{-}30,15 \mu\text{g g}^{-1}$ de Mn para las 6 estaciones. Asimismo, se identifica para el Zn que la concentración promedio del metal en las algas de Bahía Fildes es de $32,68 \pm 12,94 \mu\text{g g}^{-1}$, detectándose un rango de concentración entre los valores mínimos y máximos de $18,55\text{-}55,11 \mu\text{g g}^{-1}$ Zn. En relación al estudio de Níquel y Cobre, estos elementos no fueron detectados en ninguna de las muestras analizadas mediante la técnica de Espectrofotometría de Absorción Atómica con Llama producto que el nivel de concentración de las muestras es inferior al límite de detección de la metodología en ambos elementos. Sin embargo, como la concentración de Pb fue determinada por Técnica de Horno Grafito se detectó una concentración promedio de $0,33 \pm 0,27 \mu\text{g g}^{-1}$ para las algas de Bahía Fildes, registrándose un rango de concentración de $0,06\text{-}0,87 \mu\text{g g}^{-1}$ para las 6 estaciones estudiadas.

Tabla 11.-Concentración promedio de Fe, Mn, Zn y Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco), desviación estándar y valor máximo y mínimo detectado en algas costeras de Bahía Fildes.

	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	Pb
Promedio	837,57	17,26	32,68	-	-	0,33
Desviación Estándar	739,52	8,65	12,94	-	-	0,27
Valor Máximo	2189,12	30,15	55,11	-	-	0,87
Valor Mínimo	102,35	7,13	18,55	-	-	0,06
N	6	6	6	6	6	6

En la Tabla 12 se presentan las concentraciones de Fe, Mn, Zn y Pb detectadas en cada una de las estaciones de muestreo de Bahía Fildes. Para estudiar la distribución de la concentración de metales en las algas en relación a la descarga líquida que ingresa en la Bahía se toma como referencia la estación que hasta el momento de muestreo recibía las descargas líquidas sin tratamiento de las aguas, denominada CAP 0. A partir de CAP 0 se clasifican a CAP-10, CAP-25 y F-350 como estaciones localizadas al noroeste de CAP 0 y a F+650 y F+350 como estaciones localizadas al suroeste de CAP 0 (Fig. 7). De igual manera y, con el propósito de realizar una comparación entre las concentraciones detectadas en cada grupo de algas, se realiza la identificación del grupo taxonómico, en base al color y las principales características morfológicas que presentan, permitiendo clasificarlas en algas Chlorophytas (algas verdes), Rhodophytas (algas rojas) o Phaeophytas (algas pardas). De igual manera y en base a esta última clasificación, se desglosa la presencia de algas pardas en las 6 estaciones de muestreo, registrándose sólo la presencia de algas rojas en las estaciones F+350 y F+650 y algas verdes en la estación F+650 (Tabla 12). En el grupo de las algas pardas se desprende para el Fe que el valor mínimo de concentración se detecta en la estación F+650 ($265,61 \mu\text{g g}^{-1}$) localizada al suroeste de CAP 0, mientras que el máximo valor de concentración de Fe para este grupo fue detectado en la estación CAP-25 ($2189,12 \mu\text{g g}^{-1}$) localizada a 25 metros en dirección noroeste de la referencia CAP 0. El promedio de concentración de Fe para el grupo de las algas pardas es $1186,49 \mu\text{g g}^{-1}$ Fe. Diferencias se observan en la concentración promedio entre el grupo de algas pardas ($1186,49 \mu\text{g g}^{-1}$), el grupo de algas rojas ($158,42 \mu\text{g g}^{-1}$) y el grupo de las algas verdes ($102,35 \mu\text{g g}^{-1}$), determinándose que la concentración obtenida tanto por el grupo de las algas rojas y el grupo de las algas verdes sólo representa, respectivamente, un 13% y 9% la concentración detectada en el grupo de algas pardas. Sin embargo, notoria semejanza se observa en la concentración de Fe detectada en algas pardas, rojas y verdes de la estación F+650, registrándose un rango de concentración de 103-

265,61 $\mu\text{g g}^{-1}$ para la estación F+650. En la concentración determinada para Mn se desglosa para el grupo de algas pardas un rango de concentración de 13,33-30,15 $\mu\text{g g}^{-1}$ (en las estaciones F+650 y CAP-10 respectivamente) mientras que en el grupo de algas rojas se observa un rango de concentración cuyos valores detectados están entre 7,13-11,04 $\mu\text{g g}^{-1}$ (en las estaciones F+350 y F+650 respectivamente). Una tendencia similar al Fe presenta el Mn en relación al grupo de algas en el cual se detectó el mayor valor promedio de concentración, determinándose para, el grupo de algas pardas una concentración promedio superior (21,53 $\mu\text{g g}^{-1}$) a la registrada en el grupo de algas rojas (9,09 $\mu\text{g g}^{-1}$) y, para el grupo de algas rojas una concentración promedio superior a la determinada en el grupo de algas verdes (8,01 $\mu\text{g g}^{-1}$ Mn). Sin embargo, al comparar la concentración detectada de Mn en la estación F+650 en cada grupo de algas se observa que el rango de concentración de este metal no es amplio, registrándose valores de concentración entre 8,01-13,33 $\mu\text{g g}^{-1}$ de Mn para la misma estación. De igual forma a lo detectado en el Mn, el máximo valor de concentración de Zn se establece en la estación CAP-10, (a 10 metros en sentido noroeste de la estación CAP-0), mientras que el mínimo valor de concentración se registra en la estación localizada al suroeste de CAP 0, denominada F+350 (18,55 $\mu\text{g g}^{-1}$). La concentración promedio de Zn detectada en el grupo de algas pardas, rojas y verdes es mayor a la concentración de Mn detectada en cada grupo de algas, observándose las siguientes concentraciones promedio en cada grupo: 33,95 $\mu\text{g g}^{-1}$ Zn para el grupo de algas pardas, 34,74 $\mu\text{g g}^{-1}$ Zn para el grupo de algas rojas y, 20,9 $\mu\text{g g}^{-1}$ Zn para el grupo de algas verdes. Finalmente, en el Pb se detecta, al igual que en el caso del Mn, la mínima concentración en la estación F+350 (0,06 $\mu\text{g g}^{-1}$) mientras que su máxima concentración con un valor de 0,87 $\mu\text{g g}^{-1}$ es detectada en la estación CAP-10 al igual que en el caso del Mn y el Zn. Coincidente con el Fe y el Mn, el mayor promedio de concentración de Pb se registra en primer orden en el grupo de algas pardas (0,39 $\mu\text{g g}^{-1}$).

g^{-1}), segundo orden en el grupo de algas rojas ($0,25 \mu g g^{-1}$) y tercer orden en el grupo de algas verdes ($0,13 \mu g g^{-1}$).

Tabla 12.-Concentración promedio de metales pesados ($\mu g g^{-1}$ peso seco) por estación de muestreo y por tipo de alga para algas de Bahía Fildes.

Localización	Estación/Grupo	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	Pb
Noroeste de CAP 0	CAP -10 /Parda	1404,22	30,15	49,44	-	-	0,87
	CAP -25 /Parda	2189,12	16,01	30,59	-	-	0,65
	F -350 / Parda	1481,86	29,75	21,78	-	-	0,19
Estación Central	CAP 0 /Parda	813,1	22,93	55,11	-	-	0,26
	F +650 /Parda	265,61	13,33	28,22	-	-	0,22
Suroeste de CAP 0	F +350 /Parda	965,03	17,03	18,55	-	-	0,17
	Promedio Pardas	1186,49	21,53	33,95	-	-	0,39
	F +650 /Roja	209,57	11,04	40,43	-	-	0,43
	F +350 /Roja	107,26	7,13	29,05	-	-	0,06
	Promedio Rojas	158,42	9,09	34,74	-	-	0,25
	F +650 /Verde	102,35	8,01	20,9	-	-	0,13
	Promedio Verdes	102,35	8,01	20,9	-	-	0,13

Para lograr una óptima comprensión, comparación y discusión de los resultados de las concentraciones promedio detectadas en los diferentes grupos de algas se grafican en la Fig. 12 los valores detectados en este estudio para los elementos de Fe, Mn, Zn y Pb respectivamente y para cada una de las 6 estaciones de muestreo estudiadas en Bahía Fildes. De igual manera, se grafica mediante una línea gris punteada el valor promedio de la concentración para cada metal y, mediante una línea negra continua, el patrón de distribución que presenta el grupo de algas pardas para el Fe, Mn, Pb y Zn, realizando la descripción desde un sentido suroeste a noroeste de la Bahía (desde la estación F+650 a la estación F-350). Del análisis de Fe para el grupo de las algas pardas se desprende que el 67% de las estaciones (correspondiente a 4 estaciones) presenta una concentración mayor al promedio de Fe presente en la Bahía. Similarmente, se desglosa que a 25 metros noroeste del efluente de descarga líquido CAP 0 (estación CAP-25) existe una concentración tres veces mayor que el promedio general de Fe. Por el contrario, para las algas pardas de las estaciones F+650 y CAP 0, (correspondiente al 33% del total de las estaciones), se registra una concentración promedio cuyo valor es de un 68% y 3% respectivamente

más bajo que la media de Fe, destacándose, que en las estaciones F+650 y F+350 el grupo de algas pardas presenta mayor concentración que el grupo de algas rojas y éstas, mayor concentración que el grupo de algas verdes. Para el caso del grupo de algas rojas la concentración de Fe disminuye desde el suroeste al noroeste, detectándose que los valores de concentración son un 75% y un 87% respectivamente más bajos que el promedio muestral. El patrón de distribución de concentración que presenta el Fe tiende a posicionarse por sobre la media desde la estación F+350 localizada en el suroeste de la Bahía hasta la estación F-350 situada en el noroeste de la Bahía. Se aprecia un nivel de concentración 3,2 veces inferior a la media general para este elemento en la estación F+650. Por otra parte, la determinación de Mn en el grupo de algas pardas proyecta que un 50% del total de las estaciones (3 estaciones) presentan un valor que supera el promedio aritmético de este elemento en la Bahía, siendo igual el porcentaje de concentraciones que se encuentra por debajo de éste. La máxima concentración determinada para Mn en el grupo de algas pardas es detectada a 10 metros noroeste del efluente de descarga líquida CAP 0 (estación CAP-10), y su valor de concentración es 1,8 veces superior a la concentración detectada para el promedio general de la Bahía. Por el contrario, las concentraciones de Mn cuyo valor detectado se encuentra por debajo de la media se localizan al suroeste de la estación central CAP 0: F+650, F+350 y CAP-25. Para el grupo de algas pardas la menor concentración es detectada en la estación F+350 con un valor cuya concentración es 1.3 veces menor que la media general de Mn. Coincidente al Fe, el valor de concentración de Mn para el grupo de las algas rojas es mayor en la estación F+650. En relación al patrón de distribución de la concentración de Mn en el grupo de las algas pardas se observa que el Mn presenta una menor variabilidad en comparación al Fe, puesto que, en dirección suroeste a noroeste (desde F+650 a F-350), un 90% de las estaciones muestreadas (5 estaciones en total) presentan una tendencia a aumentar el valor de la concentración de Mn, existiendo una excepción de esta tendencia en la estación ubicada a 25 metros noroeste de la descarga líquida CAP 0 (CAP-25). En el

caso del Zn se observa para el grupo de las algas pardas que de un total de 6 estaciones muestreadas, un 33% de ellas (2 estaciones) presentan concentraciones mayor a la media de este metal en la Bahía. Se desglosa que los niveles máximos de concentración de Zn en las algas pardas se encuentran localizados tanto en la zona directa de descarga como en la estación localizada a 10 metros noroeste de CAP 0 (estación CAP 0 y CAP-10 respectivamente), superando en 1,7 y 1,5 veces respectivamente el valor aritmético de este metal para la Bahía. Para el grupo de algas rojas se extrae que el valor de concentración para la estación F+650 supera en 1,2 veces el promedio general de Fe. A diferencia del patrón de distribución de concentración detectado para el Fe y el Mn, la distribución observada en el grupo de algas pardas para el Zn demuestra que las concentraciones tienden a posicionarse por debajo de la media. Sin embargo, esta tendencia se quebranta en la zona directa y aledaña a la descarga líquida CAP 0 y CAP -10 respectivamente. Al igual que el Zn, el Pb presenta para el grupo de las algas pardas un 33% (2 estaciones) de sus estaciones con concentraciones mayores a la concentración media de este metal. De igual forma, la mayor concentración de Pb en el grupo de las algas es detectada en la estación F+650 con una concentración cuyo valor supera 1,3 veces el promedio de Pb en las algas. Coincidente con el Mn, la mayor concentración de Pb en el grupo de algas pardas se detecta a 10 metros noroeste del efluente de descarga líquido CAP 0 (estación CAP-10) con una concentración de Pb que supera 2,6 veces el promedio aritmético de este elemento. Diferente al patrón de distribución de concentración del Fe y Mn en el grupo de algas pardas, pero similar al patrón de distribución de concentración del Zn para el mismo grupo, la tendencia de distribución del Pb en la Bahía indica que las concentraciones detectadas en el grupo de algas pardas predisponen a establecerse por debajo del promedio aritmético de este metal, quebrantándose esta distribución en aquellas estaciones localizadas a 10 y 25 metros noroeste) de distancia del punto de descarga líquida CAP 0 (CAP-10 y CAP-25 respectivamente).

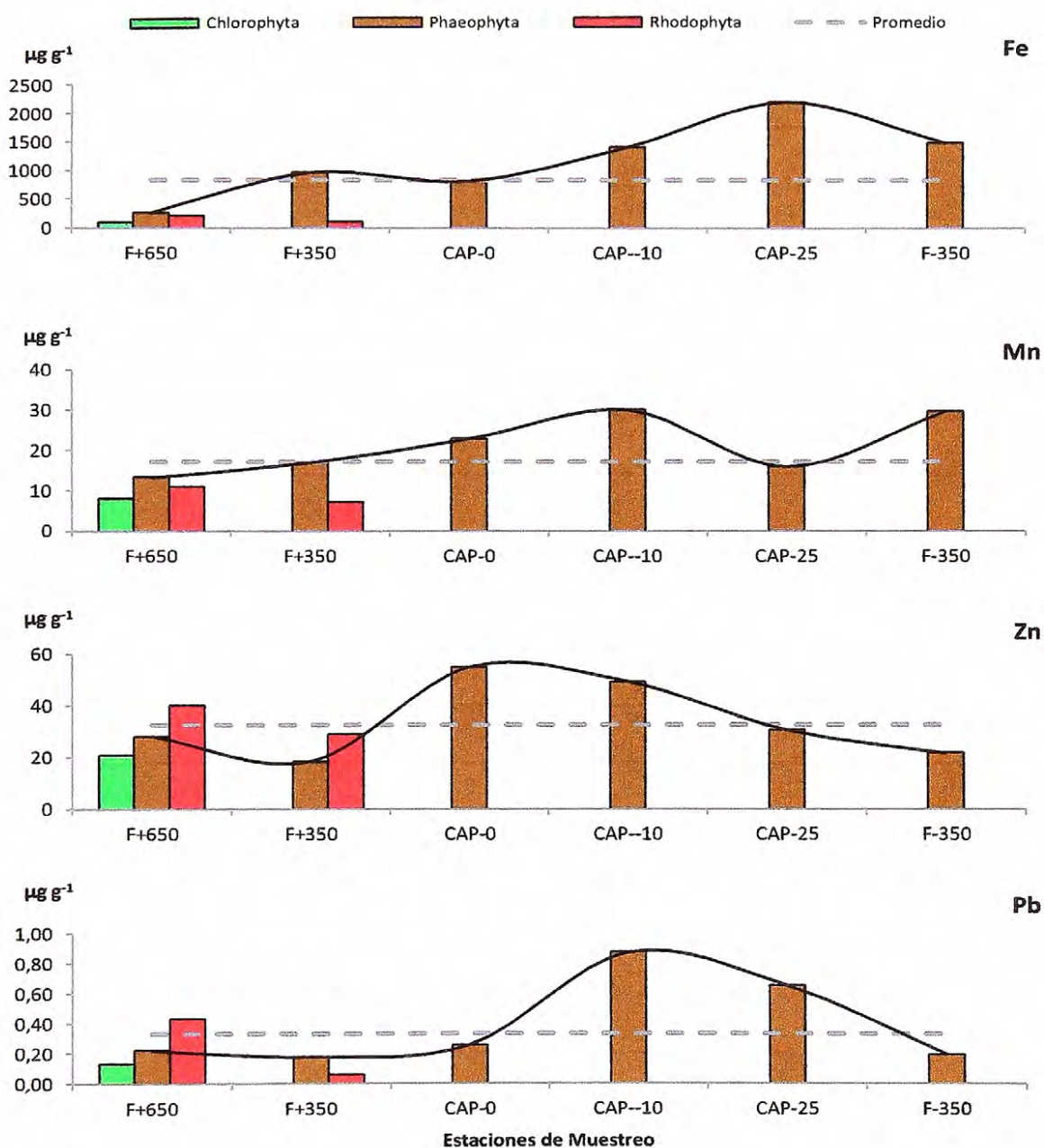


Fig. 12.-Concentración promedio de Fe, Mn, Zn y Pb en los distintos grupos de algas recolectadas en cada estación de muestreo. El color de la barra indica el grupo de alga recolectada (verde para Chlorophyta, café para Phaeophyta y roja para Rhodophyta) para cada estación. La línea continua indica el patrón de distribución de los metales en las Phaeophytas y la línea punteada indica el promedio de concentración de cada metal en las algas.

En un contexto general, al analizar y comparar los diferentes patrones de distribución de los metales para el grupo de las algas pardas se detecta que la concentración de Fe y Mn tiende a aumentar desde el suroeste al noroeste mientras que las concentraciones de Zn y Pb tienden a mantenerse constante en las zonas en donde la descarga líquida no actúa directamente (estaciones F+650, F+350 al suroeste de CAP 0) y (CAP-25 y F-350 al noroeste de CAP 0), aumentando la concentración de cada elemento en el área directa y aledaña al efluente líquido que descarga en la Bahía CAP 0 (estaciones CAP 0 y CAP -10).

Con el propósito de establecer la afinidad existente entre las concentraciones detectadas para los elementos Fe, Mn, Zn y Pb en las algas de Bahía Fildes se emplea el estudio estadístico de correlaciones bivariadas (Tabla 13). Se desglosa de los resultados que existen altas correlaciones positivas entre el Fe-Mn y Fe-Pb, correlación moderada entre Pb-Zn, correlación baja entre Mn-Zn y correlación muy baja entre Fe-Zn. De igual manera, al analizar las concentraciones determinadas para cada elemento, en orden decreciente y en todas las estaciones, se desglosa que la concentración de Fe es mayor que la concentración del Zn, Mn y Pb, la concentración de Zn mayor que la concentración del Mn y Pb y, finalmente, que la concentración del Mn es mayor que la del Pb.

Tabla 13.-Coeficientes de correlación de Pearson entre los metales determinados en las algas de Bahía Fildes.

	Fe	Mn	Zn	Pb
Fe	1,00			
Mn	0,66	1,00		
Zn	0,08	0,37	1,00	
Pb	0,62	0,48	0,54	1,00

No obstante a que en todas las estaciones se registra la tendencia que las concentraciones de $Fe > Zn > Mn > Pb$. Es importante considerar que existen múltiples factores que influyen en la concentración de un determinado metal en los tejidos de las algas. En la Tabla 14 se realiza una comparación con diferentes autores cuyas investigaciones se basan en la determinación de concentración de metales pesados en macroalgas de la zona Antártica y Subantártica. Igualmente, se realiza una clasificación de los trabajos en base al Phylum (Chlorophyta, Phaeophyta y Rodhophyta) que pertenecen las algas estudiadas y se compara la concentración de los diferentes estudios con el valor promedio obtenido para cada metal en este trabajo. Se puede observar, que para el grupo de las algas verdes la concentración promedio de Fe y Mn no puede ser comparado con valores de otros autores puesto que no se encontraron trabajos en los cuales se hayan determinado estos metales en algas verdes. Sin embargo, para este mismo grupo, un estudio llevado a cabo por Astorga et al (2008), que consistió en medir la concentración de varios metales pesados en *Enteromorpha sp.* recolectada en la zona costera del Estrecho de Magallanes, mostró valores de concentración promedio de Zn y Pb superiores al valor detectado en este trabajo. En el mencionado trabajo la concentración de Zn determinada en *Enteromorpha sp.* es de $35,80 \mu\text{g/g}^{-1}$ mientras que la del Pb es de $2,08 \mu\text{g/g}^{-1}$, ambos valores exhiben valores de concentración superior al obtenido en este estudio.

En un trabajo publicado por Farías et al (2002), que tuvo como objetivo investigar la habilidad natural de 11 macroalgas antárticas para acumular elementos traza desde el agua de mar se observa que en *Desmarestia anceps* y *Himantothallus grandifolius* las concentraciones de Fe detectadas son inferiores ($23,6 \pm 1,0 \mu\text{g/g}^{-1}$ y $108 \pm 4 \mu\text{g/g}^{-1}$ respectivamente) a las obtenidas en este estudio ($1187 \pm 660 \mu\text{g/g}^{-1}$ Fe). Por el contrario, la concentración promedio de Fe en *Phaeurus antarcticus* ($1400 \pm 30 \mu\text{g/g}^{-1}$) es 15% superior a la concentración de Fe detectada en este estudio para

el grupo de las algas pardas. En este mismo contexto, Santos et al (2006), quién ha determinado la concentración de elementos traza en diferentes especies de macroalgas Rhodophytas en la Bahía Almirantazgo, a publicado en su estudio que las concentraciones de Fe para la Bahía Almirantazgo fluctúan entre $37 \mu\text{g/g}^{-1}$ y $3095 \mu\text{g/g}^{-1}$, observándose que la concentración promedio detectada en este estudio para las algas verdes presenta un valor intermedio en comparación con lo registrado por este autor ($158 \pm 72,34 \mu\text{g/g}^{-1}$).

Existen pocos trabajos publicados sobre los requerimientos y los niveles de toxicidad del Mn en las algas. El promedio general de Mn en las algas en este estudio fue de $17,3 \mu\text{g g}^{-1}$, observándose las mayores concentraciones en un orden decreciente en algas pardas, algas rojas y algas verdes respectivamente. Para el Mn se aprecia en la tabla que la concentración promedio de Mn en el grupo de algas pardas ($21,53 \pm 7,24 \mu\text{g/g}^{-1}$) es mayor a las concentración registrada por Farías et al (2002) en Bahía Almirantazgo para *Desmarestia anceps*, *Phaeurus antarcticus* y *Himantothallus grandifolius* ($2,00 \mu\text{g/g}^{-1}$, $0,53 \mu\text{g/g}^{-1}$ y $17,1 \mu\text{g/g}^{-1}$ respectivamente). De igual forma, la concentración promedio de Mn para el grupo de algas rojas ($9,09 \pm 2,8 \mu\text{g/g}^{-1}$) de Bahía Fildes (este estudio) supera casi al doble la mayor concentración de Mn registrada por Farías et al (2002) en su estudio llevado a cabo en Bahía Almirantazgo en el alga *Monostroma hariotii* ($4,09 \pm 0,20 \mu\text{g/g}^{-1}$).

El valor de la concentración promedio de Zn para el alga verde *Enteromorpha sp.* registrada por Astorga et al (2008) supera en 1,7 veces el valor promedio de concentración de Zn detectado en para este mismo grupo en este estudio ($20,9 \mu\text{g/g}^{-1}$). Por el contrario, la concentración promedio de Zn detectada en el grupo de algas pardas en este estudio ($33,95 \pm 14,95 \mu\text{g/g}^{-1}$) supera tanto las concentraciones registradas por Farias et al (2002) en Bahía Almirantazgo para las especies

Desmarestia anceps ($<0,1 \mu\text{g/g}^{-1}$), *Himantothallus grandifolius* ($2,50 \pm 0,16 \mu\text{g/g}^{-1}$) y *Phaeurus antarcticus* ($5,04 \pm 0,30 \mu\text{g/g}^{-1}$), como las concentraciones determinadas por Moreno et al (1997) en las algas pardas *Adenocystis sp.*, *Durvillaea antarctica* localizadas en la Base Artigas (Isla Rey Jorge). Igualmente la concentración promedio de Zn en el presente estudio supera las concentraciones de Zn halladas en el estudio realizado por Astorga et al (2008) en el Estrecho de Magallanes ($22,18 \pm 6,74 \mu\text{g/g}^{-1}$ Zn en *Adenocystis utricularis* y $21,90 \pm 2,12 \mu\text{g/g}^{-1}$ Zn en *Porphyra columbina*). A diferencia del grupo de algas pardas, las algas rojas en el presente estudio registran un valor de concentración promedio de Zn ($34,74 \pm 8,1 \mu\text{g/g}^{-1}$) similar a lo detectado por Astorga et al, (2008) en el Estrecho de Magallanes para el alga verde *Mazzaella laminarioides* ($41,74 \pm 15,70 \mu\text{g/g}^{-1}$) y Santos et al (2006) en el alga verde *Palmaria decipiens* ($37,8 \mu\text{g/g}^{-1}$) de Bahía Almirantazgo. Por el contrario, la concentración promedio de Zn detectada en este estudio para el grupo de algas rojas es mayor que las concentraciones detectadas por Farías et al (2002) en *Iridaea cordata* ($< 0,1 \mu\text{g/g}^{-1}$), *Georgiella confluens* ($< 0,1 \mu\text{g/g}^{-1}$) y *Monostroma hariotii* ($15,0 \pm 0,6 \mu\text{g/g}^{-1}$) y Moreno et al (1997) en su estudio realizado con *I. cordata* en la Base Artigas ($5,50 \pm 0,48 \mu\text{g/g}^{-1}$).

Finalmente se observa en la Tabla 14 que la concentración promedio de Pb detectada para el grupo de algas verdes ($0,13 \mu\text{g/g}^{-1}$) es inferior con respecto de la concentración registrada en *Enteromorpha sp.* del Estrecho de Magallanes ($2,08 \pm 3,15 \mu\text{g/g}^{-1}$ Pb) (Astorga et al, 2008). Por el contrario, en el grupo de algas pardas se observa que la concentración promedio obtenida en este estudio ($0,39 \pm 0,29 \mu\text{g/g}^{-1}$ Pb) es similar a la concentración promedio obtenida por Farías et al (2002) en *D. anceps* ($< 0,6 \mu\text{g/g}^{-1}$ Pb) y *H. glandifolius* de Bahía Almirantazgo ($< 0,6 \mu\text{g/g}^{-1}$ Pb) y por Astorga et al (2008) en *A. utricularis* del Estrecho de Magallanes ($< 2,02 \mu\text{g/g}^{-1}$ Pb), pero difiere del valor de concentración de Pb detectado por Farías et al (2002) en

P. antarcticus de Bahía Almirantazgo ($7,59 \pm 0,42 \mu\text{g/g}^{-1}$ Pb) y Astorga et al (2008) en *P. columbina* del Estrecho de Magallanes (ND- $8,20 \mu\text{g/g}^{-1}$ Pb). Para el grupo de algas rojas, la concentración promedio de Pb determinada en este estudio ($0,25 \pm 0,26 \mu\text{g/g}^{-1}$) registra un valor que se incluye dentro del rango de concentración de Pb detectado por Astorga et al (2008) en *M. laminarioides* del Estrecho de Magallanes (ND- $7,40 \mu\text{g/g}^{-1}$ Pb). Sin embargo, al compararse el valor promedio de concentración obtenido en este trabajo para el grupo de algas rojas con las investigaciones realizadas por Farías et al (2002) y Moreno et al (2007) en Rhodophytas, se observa que la concentración detectada por estos autores supera aproximadamente 6 veces a la concentración determinada en este estudio.

Tabla 14.-Comparación de la concentración promedio de Fe, Mn, Zn y Pb ($\mu\text{g/g}^{-1}$ peso seco) obtenida en este estudio para algas verdes, pardas y rojas de Bahía Fildes con estudios realizados por varios autores en otras macroalgas antárticas.

		Metal				
Tipo/Especie	Lugar	Fe	Mn	Zn	Pb	
Este estudio *		BF	102,4	8,01	20,9	0,13
C	<i>Enteromorpha sp</i>	EM ²	-	-	35,80 ± 29,94	2,08 ± 3,15
Este estudio **		BF	1187 ± 660	21,53 ± 7,24	33,95 ± 14,95	0,39 ± 0,29
P	<i>D. anceps</i>	BA ³	108 ± 4	2,00 ± 0,11	< 0,1	< 0,6
P	<i>H. grandifolius</i>	BA ³	23,6 ± 1,0	0,53 ± 0,03	2,50 ± 0,16	< 0,6
P	<i>P. antarcticus</i>	BA ³	1400 ± 30	17,1 ± 0,8	5,04 ± 0,30	7,59 ± 0,42
P	<i>Adenocystis sp.</i>	BAA ⁴	-	-	2,30 ± 0,20	-
P	<i>D. antarctica</i>	BAA ⁴	-	-	8,10 ± 0,20	-
P	<i>Desmarestia spp</i>	BAF ⁴	-	-	16,48 ± 1,24	-
P	<i>Desmarestia spp</i>	BAJ ⁴	-	-	24,6	-
P	<i>A. utricularis</i>	EM ²	-	-	22,18 ± 6,74	ND-2.02
P	<i>P. columbina</i>	EM ²	-	-	21,90 ± 2,12	ND-8,20
Este estudio ***		BF	158 ± 72,34	9,09 ± 2,8	34,74 ± 8,1	0,25 0,26
R	<i>Iridaea cordata</i>	BA ³	45,4 ± 2,0	1,51 ± 0,10	< 0,1	1,60 ± 0,08
R	<i>Iridaea cordata</i>	BAA ⁴			5,50 ± 0,48	
R	<i>P. decipiens</i>	BA ¹	4450	-	37,8	-
R	<i>G. confluens</i>	BA ³	37 ± 1,0	0,33 ± 0,02	< 0,1	1,23 ± 0,05
R	<i>M. hariotti</i>	BA ³	3095 ± 35	4,09 ± 0,20	15,0 ± 0,6	1,57 ± 0,08
R	<i>M. laminarioides</i>	EM ²	-	-	41,74 ± 15,70	ND-7,40
*	Grupo de Chlorophytas					
**	Grupo de Phaeophytas					
***	Grupo de Rhodophytas					
C	Phyllum Chlorophyta					
P	Phyllum Phaeophyta					
R	Phyllum Rhodophyta					
BA ³	Bahía Almirantazgo		(Farías et al 2002)			
BA ¹	Bahía Almirantazgo		(Santos et al 2006)			
BAA ⁴	Base Artigas		(Moreno et al 1997)			
BAF ⁴	Base Ferras		(Moreno et al 1997)			
BAJ ⁴	Base Jubany		(Moreno et al 1997)			
BB ⁴	Bahía Biscoe		(Moreno et al 1997)			
BF	Bahía Fildes		Este estudio (rojas)			
EM ²	Estrecho de Magallanes		(Astorga-España et al 2008)			

En un contexto general, la gran mayoría de los estudios señalan que las algas poseen atributos específicos que las catalogan como indicadores ecológicos puesto que: 1) presentan un ciclo de vida corto lo que permite utilizarlas como organismos indicadores a corto plazo, 2) presentan hábitos de fijación que hacen que sean afectadas directamente por los cambios físicos y químicos ocurridos en la columna de agua, 3) por ser productores primarios son sensibles a contaminantes que no tienen efecto sobre los organismos heterotróficos y, 4) pueden acumular metales por la capacidad que tienen de absorber los iones metálicos puesto que presentan células de tamaño uniforme y polímeros en las paredes celulares (Ospina & Peña, 2004). Estos polímeros que componen la pared celular son ricos en grupos carboxílicos, fosforílicos, hidroxilos y aromáticos que pueden ligar cationes o producir complejos orgánicos que influyen en la absorción de metales (Farías et al., 2002; Santos et al., 2006). En este contexto, Handy (2000) realizó un estudio con algas del Mar Rojo con la finalidad de estudiar la capacidad de bioadsorber elementos traza y dentro de sus resultados señala que la diferencia de la capacidad de bioadsorción entre las algas se encuentra ligada al tipo de pigmentos que éstas poseen, existiendo una alta una alta afinidad en las algas verdes a bioadsorber diferentes metales tales como, en orden decreciente: $Pb > Cu > Cd > Ba > Sr > Ca > Co > Ni, Zn, Mn > Mg$ producto de la presencia de ácido algínico en su la pared celular (conformado por dos ácidos urónicos: β -1,4-D-ácido manurónico y su epímero C₅, α -1,4-L-ácido gulurónico), mientras que para las algas rojas la absorción se encuentra relacionada con la presencia de polisacáridos lineales, específicamente galactanos sulfatados (como principales constituyentes) destacándose los carragenanos y el agar como los dos tipos de polisacáridos principales en algas rojas.

Actualmente existen diferentes estudios que intentan explicar el origen que promueve la bioadsorción diferenciada de elementos traza en un mismo grupo de algas (verdes, pardas o rojas). Entre ellos destaca Farías et al (2002), con un estudio

cuyo objetivo fue medir la habilidad de acumulación de elementos traza de las macroalgas antárticas que concluye que los factores abióticos característicos de un determinado lugar influyen en la concentración de elementos traza en las macroalgas. Por su parte, Grotti et al (2008) y Runcie et al (2004), en diferentes estudios cuyos objetivos básicamente fueron determinar la variabilidad natural y distribución de elementos traza en organismos marinos costeros antárticos y determinar la concentración de macroalgas en el lado este antártico respectivamente, afirman que la variabilidad de factores ambientales propios del lugar, tales como la irradiancia o intensidad lumínica, el movimiento del agua, salinidad, temperatura, las condiciones redox del sedimento y las diferencias fisiológicas entre las especies, son los principales influyentes en los cambios de concentraciones de elementos traza en las algas. En acuerdo y complementario a lo mencionado por Grotti et al (2008), Runcie et al (2004), Astorga et al (2008) y Farías et al. (2002) mencionan que también el pH, la disponibilidad de nutrientes, la edad de la planta, la estación de muestreo y los métodos analíticos utilizados para la cuantificación son factores que influyen en la concentración final de metales en las algas. Adicionalmente, Runcie et al (2004) señala que la concentración de metales y la variabilidad entre las especies de macroalgas puede estar en parte controlada por la disponibilidad de los metales, ya sea de fuentes naturales o antropogénicas.

Una recopilación de diferentes trabajos publicada por Kennish (1996) indica que la concentración de elementos traza en los tejidos o partes reproductivas de las algas marinas controlan directamente tanto el crecimiento de las esporas como del esporofito (especialmente en las algas pardas) señalando que la concentración óptima de Zn para el crecimiento de estas partes reproductivas es de $0,03 \mu\text{g Zn g}^{-1}$. Una concentración superior a $0,1 \mu\text{g Zn g}^{-1}$ en las esporas promueve la reducción de la tasa de crecimiento y dificulta el proceso de germinación, mientras que una concentración de $1 \mu\text{g Zn g}^{-1}$ reduce el 50% de la tasa de crecimiento del esporofito,

afectando directamente el crecimiento de las algas. Por el contrario, Kennish (1996) indica que la deficiencia de Zn en las macroalgas es el principal promotor a la reducción del crecimiento celular, a la síntesis de proteínas macromoleculares, de clorofila y especialmente de ficobilinas.

Otro factor que influye en la concentración de elementos traza en los tejidos de macroalgas es la época de recolección de las muestras y los diferentes sucesos ecológicos que ocurran en la zona de muestreo. Así lo indica Grotti et al (2008) quién en su estudio señala que la concentración de metales pesados en macroalgas puede variar dependiendo la época de recolección de las muestras, detectando elevadas concentraciones de Mn y, en menor medida de Pb, en un alga roja (*Phyllophora antarctica*) que fue muestreada antes de un suceso biológico importante (bloom fitoplanctónico) en comparación con otra alga roja (*Iridaea cordata*) que fue muestreada después de ocurrido el bloom fitoplanctónico, observándose que la concentración de metales decrece producto de un efecto de dilución por el incremento de la biomasa. De esta forma, Grotti et al. (2008) y Astorga et al (2008) concuerdan en que las concentraciones de metales pesados pueden variar entre especies y, van a ser dependientes de la variabilidad natural del área de estudio, esto incluye la diferencia de tamaño y de edad de los organismos muestreados y, la variación temporal de la biomasa de los organismos.

5.4. Concentración de metales en sedimento de Bahía Fildes

En la siguiente sección se presentan los resultados correspondientes a la determinación de Fe, Mn, Zn, Cu y Pb en sedimentos superficiales de 13 estaciones de muestreo distribuidas en el borde costero de la Bahía Fildes. Los resultados para sedimento son expresados en las siguientes unidades: Fe en mg g^{-1} y Mn, Zn, Cu, Ni y Pb en $\mu\text{g g}^{-1}$.

La Tabla 15 expresa la concentración promedio, la desviación estándar y el rango de concentración (valores máximos y mínimos) determinados para cada uno de los metales. El promedio y la desviación estándar de cada elemento se calculó en base al total de las muestras (01 muestra por estación, 13 estaciones en total), el Fe presenta la mayor concentración en comparación a los demás elementos, registrándose un promedio de $13,15 \pm 2,18 \text{ mg g}^{-1}$ Fe con un rango de concentración de este metal en sedimentos de $6,93\text{-}14,80 \text{ mg g}^{-1}$. En el caso del Mn el promedio calculado fue de $538,70 \pm 176,42 \mu\text{g g}^{-1}$ con un rango de concentración entre $115,93\text{-}714,40 \mu\text{g g}^{-1}$ para las 13 estaciones. Asimismo, el Cu presentó una concentración promedio de $2,93 \pm 2,0 \mu\text{g g}^{-1}$ para las 13 estaciones, observándose que éste metal presenta la menor desviación estándar en comparación al Mn, Fe, Zn y Pb. En relación al rango de concentración de Cu, los valores varían entre un mínimo de $<0,002 \mu\text{g g}^{-1}$ y un máximo de $4,82 \mu\text{g g}^{-1}$. De igual forma, se identifica para el Zinc que la concentración promedio del metal en los sedimentos de Bahía Fildes es de $57,10 \pm 29,37 \mu\text{g g}^{-1}$, detectándose un rango de concentración entre $9,74\text{-}133,73 \mu\text{g g}^{-1}$ Zn (valores mínimos y máximos respectivamente). En relación al estudio de Níquel en los sedimentos de Bahía Fildes, este elemento no se detectó en ninguna de las muestras testeadas mediante la técnica de Espectrofotometría de Absorción Atómica con Llama producto que el nivel de concentración de las muestras es inferior al límite de detección de la metodología. Por el contrario, como las concentraciones

para determinar Pb en los sedimentos fueron analizadas con Técnica Horno Grafito se registra un promedio de concentración de Pb de $3,08 \pm 2,83 \mu\text{g g}^{-1}$ en los sedimentos y un rango de concentración entre $<0,003 \mu\text{g g}^{-1}$ y $10,22 \mu\text{g g}^{-1}$.

Tabla 15.-Concentración promedio de metales ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) en sedimentos de Bahía Fildes.

	Fe*	Mn	Cu	Zn	Ni	Pb
Promedio	13,15	538,70	2,93	57,10	-	3,09
D. Estándar	2,18	176,42	2,00	29,37	-	2,83
Máximo	14,80	714,40	4,82	133,73	-	10,22
Mínimo	6,93	115,93	<0,002	9,74	-	<0,003
N	13	13	13	13	13	13

*Fe expresado en mg g^{-1}

En la Tabla 16 se presentan las concentraciones de Fe, Mn, Zn, Cu y Pb halladas en cada una de las estaciones de muestreo de Bahía Fildes. Con motivo de estudiar la distribución de la concentración de elementos metálicos en el sedimento en relación a las descargas líquidas a la Bahía se toman como referencia tres estaciones; la estación más importante de acuerdo a su descarga y por ello llamada central CAP 0 (estación que hasta este muestreo recibía las descargas líquidas sin tratamiento), Fach 0 y R 0. Las estaciones que se encuentran localizadas al noroeste de CAP 0 (R-50, R-25, R-10, R-0, R+10, R+25, R+50, FACH-0 y CAP-10) y al suroeste de CAP 0 (CAP+10, CAP+25 y CAP+50). Para el Fe se desglosa que el valor más elevado de concentración se detecta en la estación localizada al suroeste de CAP 0 y denominada CAP+25 ($14,8 \text{ mg g}^{-1}$) mientras que el mínimo valor de concentración para este metal fue determinado en la estación R-10 ($6,93 \text{ mg g}^{-1}$ Fe) localizada al noroeste de la referencia (CAP 0) y a 10 metros del efluente río. Al analizar las concentraciones detectadas para Mn, notoria semejanza se observa con respecto al Fe puesto que para Mn la ubicación (R-10) da la mínima concentración de 116 mg g^{-1} y coincide con la ubicación de la mínima concentración del Fe en cuanto a la máxima concentración de 714 mg g^{-1} se registra en CAP-10, a 10 metros en el

sector noroeste de CAP 0. Al igual que el Fe y el Mn, el Cu muestra la mínima concentración a 10 metros del efluente del río (R-10), pero además esta concentración mínima se repite en la estación R-0, que corresponde al efluente río, coincidentemente con el Mn el cobre presenta su concentración máxima en la estación CAP-10 ubicada a 10 metros sector noroeste de CAP 0. Similar a lo registrado por Cu, el Zn presenta su mínimo valor de concentración en la estación R-0 mientras que su máximo valor de concentración se localiza en la estación considerada como central CAP-0. Finalmente, en el Pb se detecta la mínima concentración en R-10 al igual que en el caso del Fe, el Mn, el Cu y el Zn, sin embargo máxima concentración de Pb se encuentra ubicada la estación R-50 a cincuenta metros noroeste del efluente del río.

Tabla 16.-Concentración de metales ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) por estación de muestreo en sedimentos de Bahía Fildes.

Localización	Estación	Fe*	Mn	Cu	Zn	Ni	Pb
Noroeste de la Bahía	R -50	13,25	572	2,65	53	-	10,22
	R -25	14,22	622	2,87	65	-	6,43
	R -10	6,93	116	< 0,002	10	-	< 0,003
	R 0	11,04	340	< 0,002	27	-	0,16
	R +10	13,76	663	3,55	72	-	4,39
	R +25	14,15	560	3,19	51	-	2,26
	R +50	14,21	662	3,53	59	-	2,63
	Fach 0	11,50	298	4,48	33	-	0,87
CAP-10	14,26	714	4,82	76	-	2,48	
<i>Estación Central</i>	CAP 0	14,44	586	4,48	134	-	3,75
Suroeste de la Bahía	CAP +10	14,21	626	3,12	52	-	2,01
	CAP +25	14,80	664	4,28	59	-	3,36
	CAP +50	14,16	579	3,54	52	-	2,36

*Fe en mg g^{-1}

Con motivo de facilitar la comparación y discusión de los resultados de las concentraciones promedio determinadas en este estudio, se grafican estos valores para

los elementos Fe, Mn, Cu, Zn y Pb respectivamente para las 13 estaciones de muestreo ubicadas en Bahía Fildes. Asimismo, se gráfica mediante una línea roja punteada el valor promedio de la concentración para cada metal y, mediante una línea negra continua el patrón de distribución que presenta cada uno de los metales desde el suroeste al noroeste de la Bahía. Para el Fe se desprende desde los resultados que un 77% de las estaciones de muestreo (correspondiente a 10 estaciones) presentan una concentración mayor al promedio de Fe general para la Bahía. Del mismo modo, la concentración detectada en CAP+25 es un 11% mayor que el promedio general de Fe. Por el contrario, las estaciones R+10, R-0 y R-10 que representan el 23% del total de las estaciones presentan al igual que en FACH 0 los valores más bajos de concentración de Fe. Para FACH-0 se especifica una concentración cuyo valor es un 13% más bajo que el promedio muestral (11.5 mg g^{-1}), mientras que las concentraciones detectadas para R-0 y R-10 se encuentran entre un 16% y un 47% respectivamente bajo la media.

Al observar la Fig. 13 se verifica que el patrón de distribución de las concentraciones estudiadas para Fe muestra dos mínimos, uno en la estación del efluente del Rio y otro en la descarga correspondiente a la estación FACH 0, En las demás estaciones (CAP+50, CAP+25, CAP+10, CAP-0 y CAP -10), al igual que en el grupo de estaciones R+50, R+25, R+10, R-25 y R-50 se observa una distribución de las concentraciones más bien continua de Fe en los sedimentos. De manera similar, los resultados correspondientes a la determinación de Mn en los sedimentos de Bahía Fildes indican que este metal, al igual que el Fe, registra dos mínimos en FACH 0 y R-10 en cuanto a las demás estaciones, se presentan concentraciones mayores que el promedio en 10 ubicaciones, representando éstas el 77% del total de los puntos muestreados. Conviene señalar que la distribución de este metal en los sitios presenta una mayor variabilidad en comparación con el Fe, sin que ello signifique una tendencia o gran diferenciación. Por otra parte, la determinación de Zn en las

muestras de sedimento proyecta que un 46% del total de las estaciones presenta un valor más alto que la media. El zinc al igual que Fe y Mn presenta mínimos en FACH 0 y R-10. Al observar la tendencia de los resultados del Cu en la Fig. 13, se calcula que 9 muestras (69% del total de estaciones) presentan concentraciones más elevadas que el promedio aritmético de este elemento, lo que arroja por otro lado que un 16% de las muestras (estaciones R-25 y R-50) presentan niveles de concentración por debajo de la media mientras que un 15% del total de las muestras no pudieron ser determinadas producto que los niveles de concentración se encontraban por debajo del límite de detección del equipo (estación R-0 y R-10) y que a su vez representan los mínimos de concentración. El patrón de distribución que presenta este metal tiende a posicionarse por sobre la media desde la estación CAP+50 localizada en el suroeste de la Bahía hasta la estación R+10 situada en el noroeste de la Bahía. Posteriormente las concentraciones muestran un nivel de un 12% y un 10% respectivamente más bajo que la media general para este elemento en las estaciones R-25 y R-50.

En el caso del Plomo se observa en la Fig. 13 que de un total 13 estaciones muestreadas, un 39% de ellas (5 estaciones) presenta concentraciones más altas que la concentración promedio de Pb en los sedimentos. Asimismo, 7 estaciones, que representan el 53% del total de las estaciones muestreadas, presentan concentraciones bajo el nivel promedio para este metal. En los puntos correspondientes a las estaciones R-0 y R-10 no se detectó el elemento mediante técnica de Horno Grafito, representando también mínimos de contenido de Pb. La pauta de distribución del plomo en los sedimentos se muestra con una variabilidad de entre 1-4 $\mu\text{g g}^{-1}$ Pb entre las estaciones R+10 y CAP +50, mientras que esta variabilidad aumenta en las estaciones R-25 y R-50 donde se detectan las mayores concentraciones de Plomo (6,43 $\mu\text{g g}^{-1}$ y 10,22 $\mu\text{g g}^{-1}$ respectivamente).

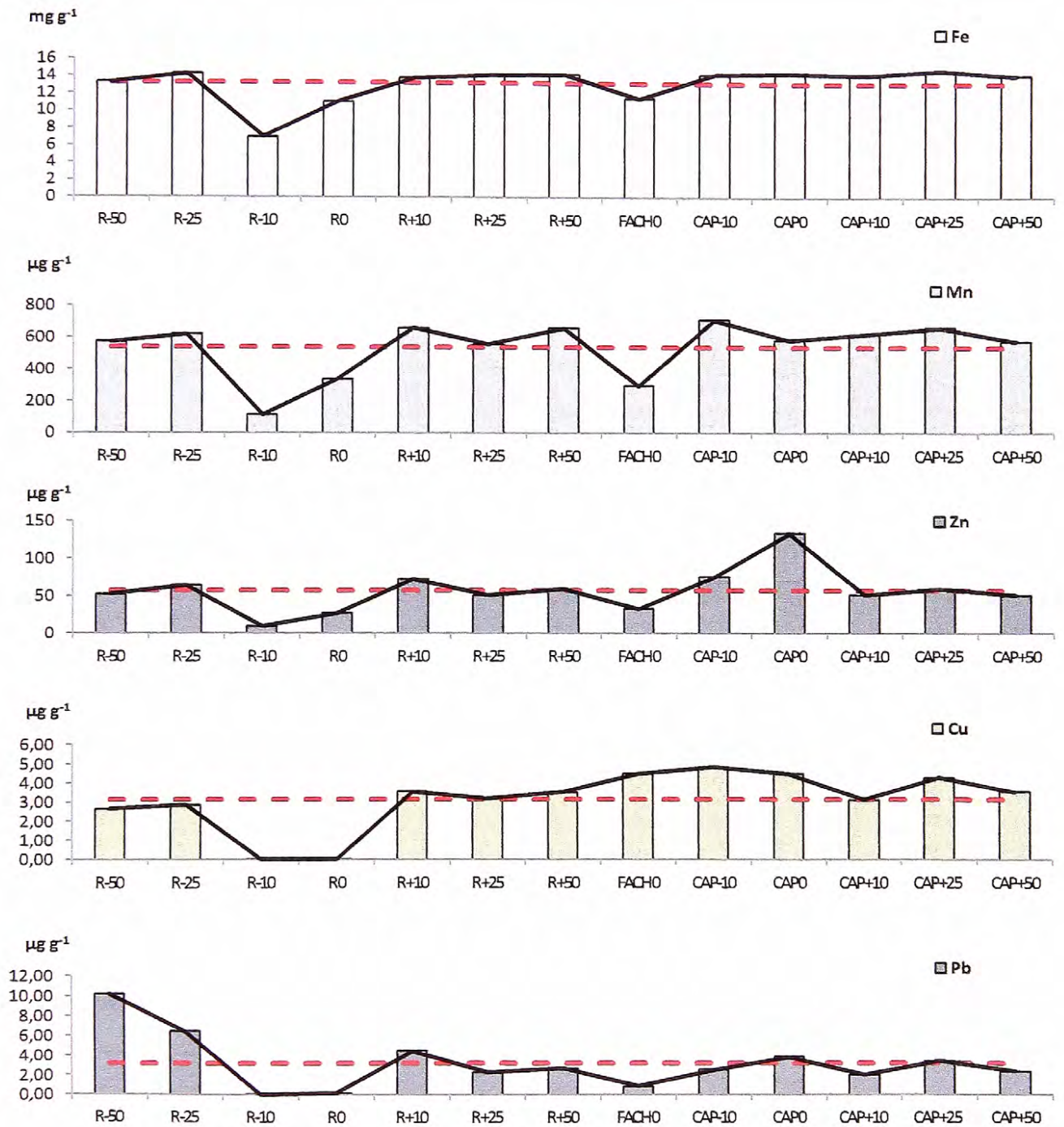


Fig. 13.-Concentración promedio de Fe (mg g^{-1}), Mn, Zn, Cu y Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$) determinados en 13 estaciones de sedimentos para la Bahía Fildes, Isla Rey Jorge.

En un contexto general, al analizar la tendencia de distribución de metales en el sedimento de las estaciones muestreadas en la Bahía Fildes, existe la siguiente pauta de distribución $Fe > Mn > Zn$, para los tres elementos mayoritarios estudiados, mientras que para el Cu y el Pb existen dos patrones de concentración diferentes; entre la estación CAP+50 y hasta la estación R+25 ubicada en el noroeste el cobre presenta mayor concentración que el Plomo ($Cu > Pb$), y a partir de la estación R+10 hasta la estación R-50 la concentración del Plomo supera al Cu ($Pb > Cu$).

La diferencia observada en los patrones de distribución de los metales alrededor de la Bahía puede estar relacionada con el tipo de actividad que se registra en las áreas cercanas a las estaciones de muestreo. En el área comprendida entre las estaciones CAP+50 y CAP-10 (localizadas al suroeste de la Bahía) se destacan las actividades realizadas por Capitanía de Puerto de Bahía Fildes tales como carga y descarga de suministros para la base, movimientos de zodiacs, carga y descarga de pasajeros y, principalmente, en la estación CAP-0 se realiza la descarga de los residuos domésticos de la Capitanía de Puerto y la Base Científica Profesor Escudero. Asimismo, la estación FACH-0 se caracteriza por presentar el tubo de descargas de las aguas servidas de la Base Teniente Marsh (lo que incluye las descargas de Villas Las Estrellas, Aeródromo Teniente Marsh y otras dependencias de la Fuerza Aérea de Chile), pero a diferencia de CAP-0 en la época del muestreo, esta estación de muestreo presenta una planta de tratamiento de tipo biológico para las aguas servidas. En el trayecto establecido entre FACH-0 y R+25, cercano al borde costero, se encuentran variadas estructuras metálicas abandonadas, tal como fierro, cobre, aluminio, las cuales permanecen en ese lugar con la finalidad de ser retiradas por los remolcadores chilenos que trasladan desechos hacia el continente. Sin embargo, estos desechos pueden permanecer en el borde costero un periodo de 4-5 años antes de ser retirados. Estas estructuras representan fuentes de entrada de metales al sistema, situación similar a la descrita por Tin & Roura (2004) en donde señala que las

posibles fuentes de entrada de metales para Bahía Fildes pueden estar dada, para el Cu por ejemplo, a través de diferentes materiales que hayan sido arrojados a las costas marinas en los años 1970 y 1980 (antes que se creara el Protocolo de Madrid), o por las diferentes construcciones que se han realizado en el área incluyendo la pista de aterrizaje y el movimiento de los aviones dentro de la pista con sus motores encendidos durante largos periodos de tiempo (destacándose principalmente el despegue como el aterrizaje ya que ambos arrojan combustibles en forma de aerosol). Asimismo, el último reporte ecológico generado por Hans-Ulrich et al (2007) señala que el borde costero de Bahía Fildes se encuentra totalmente intervenido y contaminado por derrames de combustibles (no se detalla si estos corresponden a petróleo, bencinas o lubricantes), este sector se ubica al noroeste de la Bahía en donde se encuentra establecida la base Rusa.

Para el trayecto de la bahía, comprendido entre la estación R+10 y R-50 se destacan las actividades realizadas por la base rusa las cuales comprenden principalmente maniobras de abastecimiento de suministros y combustibles para la base. Asimismo, se cree que las mayores concentraciones de Plomo en las estaciones localizadas al noroeste de la Bahía son reflejo de antiguos derrames de petróleo realizado por los rusos en el año 2005 (Hans-Ulrich et al., 2007).

Las concentraciones detectadas para cada uno de los metales (Fe, Mn, Zn, Cu y Pb) y su respectiva distribución dentro de la Bahía determinan que para Fe, Mn, Zn y Pb existen disminuciones en la concentración de cada metal en la estación FACH-0, aumentando los niveles a medida que se aleja de la estación. Este descenso en los niveles detectados puede producirse porque las aguas que están siendo vertidas en este lugar son aguas que han pasado por un sistema de limpieza o tratamiento de aguas servidas, por lo que las concentraciones (a excepción del cobre) disminuyen. Similar situación ocurre para el Fe, Mn, Zn, Cu y Pb en las estaciones que se encuentran cercanas al río (R-0 y R-10) puesto que las aguas que están ingresando a

la Bahía pueden provocar dilución de las concentraciones de estos metales en el sedimento. Las aguas del río provienen del derretimiento de glaciares y lagunas formadas en las cercanías de la estación Teniente Marsh (Aeródromo de Bahía Fildes) y son utilizadas como agua potable en la estación Rusa Bellingshausen. Existe la posibilidad que los metales pesados provenientes de glaciares y del arrastre de las aguas sean diluidos, lo que provoca una baja detección de tales metales en la estación R-0 y R-10. Asimismo, existe diferencia en la concentración de Zinc de la estación CAP-0 con respecto de las demás estudiadas, lo que puede explicarse directamente por la falta de un tratamiento a las aguas servidas que son depositadas en dicha estación. Kennish (1997) menciona que las elevadas concentraciones de Zn en aguas servidas puede ser producto de los tipos de desechos que son vertidos, destacando principalmente los productos para automóviles, limpiadores, cosméticos, extintores, ruedas, pesticidas, lubricantes, aceites, pinturas, etc. A su vez, otros metales que pueden ser introducidos al medio ambiente a través de aguas servidas son el Co, Cu, Fe, Pb, Mn, Hg, Mo, Ni, V y Zn entre otros.

Por otra parte, el estudio estadístico de correlaciones bivariadas (Tabla 17) permite establecer la afinidad existente entre los elementos Fe, Mn, Zn, Cu y Pb presentes en los sedimentos de Bahía Fildes mediante una Correlación de Pearson. Para este estudio se identifican altas correlaciones positivas entre los metales Fe-Mn y Fe-Cu con un valor de $p < 0,01$ lo que implicaría que estos metales provienen principalmente de una fuente litogénica por los procesos naturales de erosión como en el caso del Cu, Fe y Mn. Asimismo, el nivel de significancia de las correlaciones Cu-Mn, Zn-Mn, Fe-Mn y Cu-Zn fue inferior al 5%, mientras que no se observaron correlaciones significativas ni altas para el caso del Plomo. La ausencia de correlación entre el Pb y los demás elementos corrobora la posibilidad de que éste metal haya sido introducido al sistema por acción del hombre.

Tabla 17.-Tabla de Correlación de Pearson entre los metales determinados en Bahía Fildes.

	Mn	Fe	Cu	Zn	Pb
Mn					
Fe	,943**				
Cu	,679*	,750**			
Zn	,655*	,679*	,649*		
Pb	,493	,440	,232	,368	

** . La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

* . La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral).

Una comparación de los resultados obtenidos en el presente estudio con otros estudios realizados en sedimentos antárticos nos permite obtener una visión general del rango de concentración de estos metales en la Bahía Fildes. En la Tabla 18 se presentan resultados de las concentraciones registradas por diversos autores y las obtenidas en este estudio, y en la Fig. 15 se señala la ubicación geográfica de las áreas de estudio utilizadas para la comparación. Los niveles de Fe cuantificados en el sedimento costero son inferiores a los obtenidos en distintos estudios desarrollados en zonas costeras próximas a la Bahía, registrándose una concentración un 75% más baja que la concentración promedio detectada en la zona de Bahía Almirantazgo (64,7 mg g⁻¹, Santos et al, 2005); 41% más baja que la concentración detectada por Ahn et al., (1996) en Puerto Collins (22,4 mg g⁻¹) y 50% y 47% más baja que la concentración determinada en los sedimentos de la estación Rusa Bellingshausen y Teniente Marsh respectivamente (Alam & Sadiq, 1993, ambas localizadas en Bahía Fildes). De igual forma, concentraciones un 47% mayor que las obtenidas en este estudio fueron registradas por Lenihan et al. (1990) en las aguas de Isla Rey Jorge. Del mismo modo, el valor de concentración promedio de Mn obtenido en este estudio presenta un porcentaje de similaridad superior al 90% con respecto de las concentraciones determinadas en los sedimentos costeros de la Base Rusa Bellingshausen y Teniente Marsh (500 µg g⁻¹ y 524 µg g⁻¹ respectivamente), existiendo asimismo, sólo un 15%

de diferencia con las concentraciones detectadas por Ahn et al (1996) en los sedimentos costeros de Puerto Collins.

En relación al Zinc, se observa que las concentraciones de este estudio se encuentran dentro del rango de concentraciones detectadas por otros autores, diferenciándose un 15% de las concentraciones detectadas por Alam & Sadiq (1993) en la estación Rusa Bellingshausen. Para el caso del Cu y Pb se puede mencionar que las concentraciones de Cu y Pb detectadas en este estudio difieren con respecto de las concentraciones detectadas en otros estudios realizados en sedimento antártico puesto que los valores detectados de Cu y Pb para el sector costero de Bahía Fildes (este estudio) son bajos ($2,93 \mu\text{g Cu g}^{-1}$ y $3,09 \mu\text{g Pb g}^{-1}$ respectivamente) en comparación con los sedimentos de Bahía Almirantazgo (Santos et al., 2005) que registraron valores de $92 \mu\text{g g}^{-1}$ para Cu y $10,5 \mu\text{g g}^{-1}$ para Pb o los sedimentos estudiados en Puerto Collins (Bahía Fildes, Ahn et al, 1996) que presentan una concentración de $77 \mu\text{g Cu g}^{-1}$ y de $8,7 \mu\text{g g}^{-1}$ para Pb.

Tabla 18.-Comparación de metales pesados ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) en sedimentos de Bahía Fildes con sedimentos de otras áreas Antárticas. (Fe* en mg g^{-1}).

Autor	Matriz (lugar)	Fe *	Mn	Zn	Cu	Pb
Este estudio	Bahía Fildes (KGI)	13,15	538	57	2,93	3,09
Santos et al. (2005)	Bahía Almirantazgo (AB, KGI)	64,7	624	89	92	10,5
Ahn et al. (1996)	Puerto Collins (CH, KGI)	24,2	640	69	77	8,7
Alam & Sadiq (1993)	Bellingshausen (RU, KGI)	26,7	500	67	50	76,1
Alam & Sadiq (1993)	Teniente Marsh (CL, KGI)	27,9	524	89,8	61	85,4
Vodopívez et al. (2001)	Potter Cove	-	-	32	11	7,0
Gómez (1999)	Bahía Almirantazgo (AB, KGI)	12,08	990	46		3,3
Lenihan et al (1990)	Área entre marea (KGI)	23,7	280	47	52	-

• Fe en mg g^{-1}

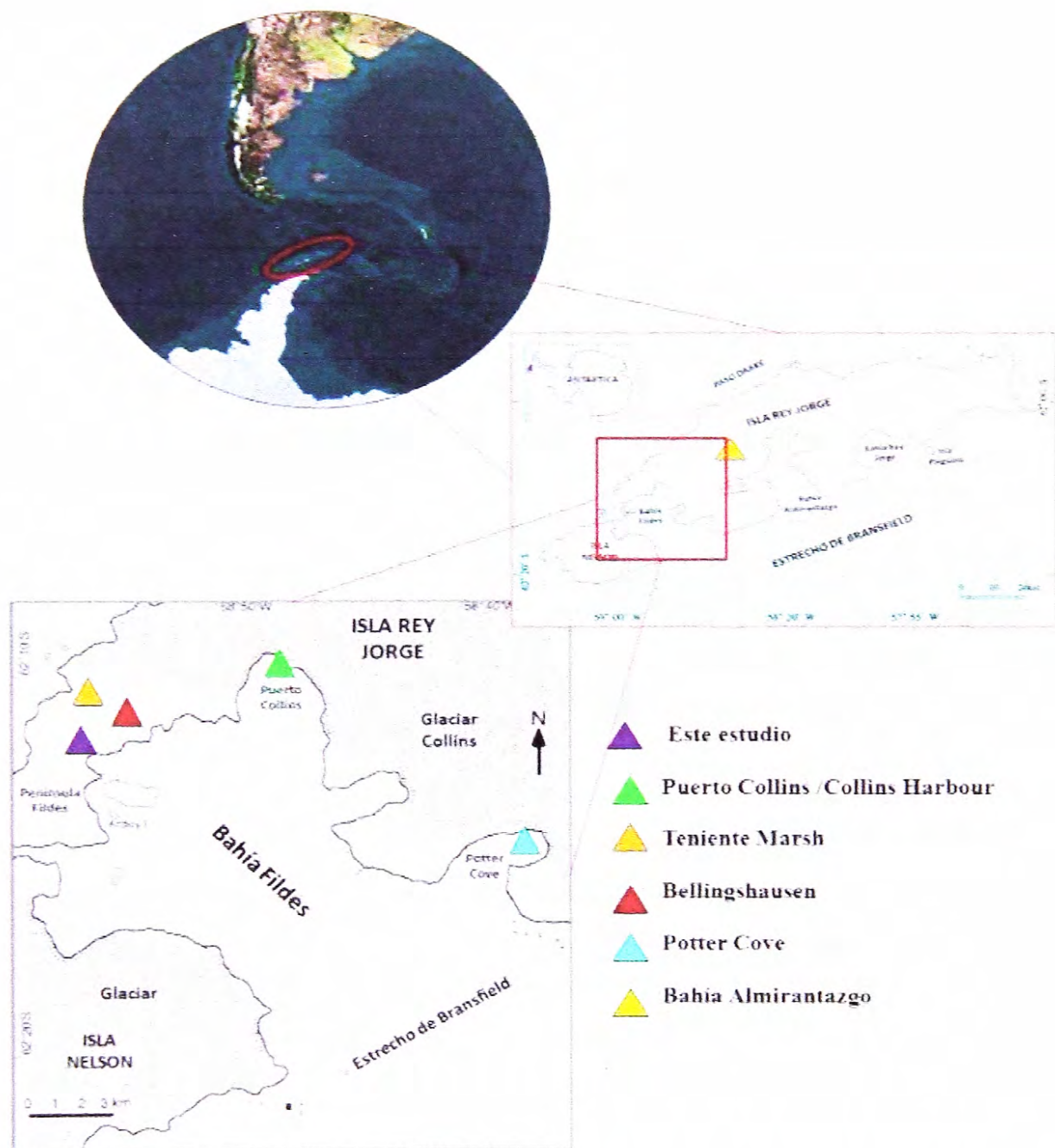


Fig. 14.-Mapa geográfico de Bahía Fildes representando las principales estaciones de investigación científica permanente y las estacionales.

6. CONCLUSIONES

- ✓ En el presente trabajo se establecen los niveles de concentración de Fe, Mn, Zn, Cu y Pb en algas, organismos de *Nacella concinna* y sedimentos de Bahía Fildes, territorio antártico, mediante Espectrofotometría de Absorción Atómica con llama y técnica de horno grafito respectivamente.
- ✓ La concentración preliminar de Fe, Mn, Zn, Pb y Cu para *Nacella concinna*, algas marinas y sedimentos costeros de Bahía Fildes permiten establecer niveles de concentración de referencia para la zona en estudio, pudiendo estos ser utilizados en futuras investigaciones.
- ✓ La concentración de Fe, Mn, Zn, Pb y Cu es mayor en sedimentos > organismos (*Nacella concinna*) > algas. El valor de concentración de estos metales en *Nacella concinna* observado es: $[Fe] > [Mn] > [Zn] > [Pb]$, siendo el valor de concentración de Cu y Ni no detectado mediante Espectrofotometría de Absorción Atómica con técnica de Llama.
- ✓ Para organismos y sedimentos, se acepta la hipótesis N° 1 “La concentración de Fe, Mn, Zn, Pb, Cu y Ni en las matrices ambientales de Bahía Fildes aumenta en las áreas cercanas y/o área de efluentes líquidos que ingresan a la bahía”, puesto que las mayores concentraciones de Fe, Mn, Zn, Pb y Cu en los organismos son detectadas en las estaciones cercanas al efluente de descarga líquida CAP 0, CAP-10 y CAP+10 perteneciente a Capitanía de Puerto y Base Escudero. Por el contrario, en las algas esta tendencia es observada únicamente para el Zinc.
- ✓ La Hipótesis de trabajo N° 2 que indica “El valor de concentración de Fe, Mn, Zn, Pb, Cu y Ni en *Nacella concinna* no varía en relación al tamaño corporal” se rechaza para los elementos Fe, Mn, Zn y Pb puesto que se determina una relación

inversa entre el valor de concentración de los elementos mencionados y el tamaño corporal de *Nacella concinna*, registrándose las mayores concentraciones de estos elementos en organismos de tamaño chico con una longitud de concha inferior a 23 mm. En el caso del Pb, las mayores concentraciones se detectan en los organismos de tamaño mediano (longitud de concha entre ≥ 23 y 26 mm). Esta hipótesis no se coloca a prueba para el Cu producto del bajo porcentaje de muestras que registraron un valor de concentración durante el análisis.

- ✓ Se rechaza la hipótesis N° 3 que enuncia “El nivel de concentración de elementos metálicos en algas de Bahía Fildes es similar en Rhodophytas, Phaeophytas y Chlrophytas”, ya que se registra que el valor de concentración de Fe en algas pardas es mayor al valor detectado en algas rojas y verdes. A excepción del Zn, la concentración de Fe y Mn es mayor en algas pardas que en algas rojas. En el caso del Zinc y el Plomo, las algas pardas, rojas y verdes registran un valor de concentración similar.
- ✓ En futuras investigaciones relacionadas con los organismos *N. concinna*, se recomienda realizar la determinación de metales pesados en diferentes órganos de *N. concinna* con la finalidad de determinar la vía de ingreso del contaminante en el organismo.

7. LITERATURA CITADA

- Abollino, O., Aceto, M., Buoso, S., Gasparon, M., Green, W., Malandrino, M., y otros. (2004). Distribution of major, minor and trace elements in lake environments of Antarctica. *Antarctic Science* , 16 (3), 277-291.
- Ahn, I.-Y. (1994). Ecology of the antarctic bivalve *Laternulla elliptica* (King and Broaderip) in Collins Harbour, King George Island: Benthic environment and an adaptative strategy. *Mem. Natl. Inst. Polar Res* , 50, 1-10.
- Ahn, I.-Y., Chung, K., & Choi, H. (2004). Influence of glacial runoff on baseline metal accumulation in the Antarctic limpet *Nacella concinna* from King George Island. *Marine Pollution Bulletin* , 49, 119-141.
- Ahn, I.-Y., Kang, J., & Kim, K. (2001). The effect of body size on metal accumulations in the bivalve *Laternulla elliptica*. *Antarctic Science* , 13 (4), 355-362.
- Ahn, I.-Y., Kim, K., & Choi, J. (2002). A Baseline study on Metal Concentrations in the Antarctic limpet *Nacella concinna* (Gastropoda: Patellidae) on King George Island: variations with sex and body parts. *Marine Pollution Bulletin* , 44, 421-431.
- Ahn, I.-Y., Lee, S., Kim, K., Shim, J., & Kim, D.-Y. (1996). Baseline Heavy Metals Concentrations in the Antarctic clam *Laternulla elliptica* in Maxwell Bay, King Georg Island, Antarctica. *Marine Pollution Bulletin* , 32, 592-598.
- Ahn, I.-Y.; Kang, J.; Kim, K. (1999). A preliminary Study on Heavy Metals in the Antarctic limpet , *Nacella concinna* (Strebel, 1908) (Gastropoda:Patellidae) in an intertidal habitat on King George Island. *Korean J. Polar Res.* , 10, 1-8.
- Ahumada, R. (1998). Metales Traza en los sedimentos: Una herramienta de Gestión Ambiental para la zona Costera. *Minería del Cobre, Ecología y Ambiente Costero* , 297-315.
- Ahumada, R. (1994). Nivel de Concentración e Índice de Bioacumulación para Metales Pesados (Cd, Cr, Hg, Cu, Pb y Zn) en Tejidos de Invertebrados Bentónicos de la Bahía San Vicente, Chile. *Rev. Biol. Mar* , 29 (1), 77-87.
- Alam, I. A., & Sadiq, M. (1993). Metal Concentrations in Antarctic Sediment Samples Collected During the Trans-Antarctica 1990 Expedition. *Marine Pollution Bulletin* , 523-527.
- ASOC, (. a. (2007). A case study of Fildes Peninsula, King George Island. *XXX Antarctic Treaty Consultative Meeting: Implementing the Madrid Protocol*.

- Astorga, M., Calisto, N., & Guerrero, S. (2008). Baseline Concentrations of Trace Metals in Macroalgae from the Strait of Magellan, Chile. *Bull Environ Contam Toxicol* , 80, 97-101.
- Astorga, M., Peña, E., Lecaros, O., & García, F. (1998). Heavy Metals In *Mytilus chilensis* from the Strait of Magallenes (Chile). *Marine Pollution Bulletin* , 36 (7), 542-546.
- Astorga, M., Rodríguez Rodríguez, E., & Díaz Romero, C. (2005). Sodium, K, Ca, Mg, Fe, Cu and Zn concentration in molluscs from the Magellan Strait (Chile): Their contribution dietary intake. *International Journal of Food and Nutrition* , 56 (5), 337-347.
- Astorga, M., Rodríguez, E., & Díaz, C. (2007). Comparison of mineral and trace element concentrations in two molluscs from the Strait of Magellan (Chile). *Journal of Food Composition and Analysis* , 20, 273-279.
- Astorga, M., Rodríguez, E., & Díaz, C. (2004). Manganese, nickel, selenium and cadmium in molluscs from the Magellan Strait, Chile. *Food Additives and Contaminants* , 21 (8), 768-773.
- Bargagli, R. (2008). Environmental contamination in Antarctic Ecosystems. *Sci total Environ* , 400 (1-3), 212-226.
- Bargagli, R., Agnorelli, C., Borguini, F., & Monaci, F. (2005). Enhanced deposition and bioaccumulation in Antarctic terrestrial ecosystems facing coasta polynia. *Environ Sci Technol* , 39, 8150-8155.
- Beaty, R., & Kerber, J. D. (1993). Concepts, Instrumetns and Techniques in Atomic Absorption Spectrophotometry. *The Perkin-Elmer Corporation* , 96.
- Bozo, L., Fernández, M., López, M., Reyes, R., & Suárez, P. (2007). Biomarcadores de contaminación química en comunidades microbianas. *Interciencia* , 32 (001), 8-13.
- C.I.A.T. (s.f). Centro de Información y Asesoramiento Toxicológico.
- Calisto, N. (2008). Estudio de Minerales y Elementos traza en macroalgas del Estrecho de Magallanes. *Tesis de Magister. Facultad de Ciencias. Universidad de Magallanes. Punta Arenas. Chile* .
- Carballeira, A., Carral, E., Puente, X., & Villares, R. (1997). *Estado de la Conservación de la costa de Galicia " Nutrientes y metales pesados en sedimentos y organismos intermareales"*. Santiago de Compostela: Servicio de Publicaciones e Intercambio Científico.
- Carlosena, A. (1995). "Estudio de métodos analíticos para la determinación de metales en suelos y vegetación. Influencia del tráfico rodado". Tesis Doctoral.

Departamento de Química Analítica. Facultad de Ciencias. Universidad De La Coruña. España.

- CEPIS: El Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. (2000). *CEPIS*. Recuperado el 04 de 12 de 2010, de <http://www.cepis.org.pe/cepis/e/cepisacerca.html#introduccion>
- Committee on Environmental Health. (1993). Lead Poisoning: From Screening to Primary Prevention. *Pediatrics* , 92, 176-183.
- COMNAP, & SCAR. (2000). (Council of Managers of National Antarctic Programs & Scientific Committee on Antarctic). Antarctic Environmental Monitoring Handbook: "Standard Techniques for monitoring in Antarctica". 218.
- Farías, S., Pérez Arisnabarreta, S., Vodopivec, C., & Smichowski, P. (2002). Levels of essential and potentially toxic trace metals in Antarctic macroalgae. *Spectrochimica* , 57, 2133-2140.
- Frew, R., & Hunter, K. (1995). Cadmium-phosphorus cycling at the subtropical convergence south of New Zealand. *Marine Chemistry* , 51, 223-237.
- Galimberti, D. (1991). Antarctica an Introductory Guide. Argentina, Buenos Aires, Argentina: Zagier & Urruty Publications.
- Gennaro, A. (2003). Farmacia. Ed. Médica Panamericana, 2506 pp.
- Giordano, R., Lombardi, G., Ciaralli, L., Beccaloni, E., Sepe, A., Ciprotti, M., y otros. (1999). Major and trace elements in sediments from Terra Nova Bay, Antarctica. *The Science of the Total Environment* , 227, 29-40.
- Grotti, M., Soggia, F., Lagomarsino, C., Dalla Riva, S., Goessler, W., & Francesconi, K. (2008). Natural variability and distribution of trace metal elements in marine organisms from Antarctic coastal environments. *Antarctic Sciences Ltd* , 20 (1), 38-51.
- Gutiérrez, E., Villaescusa, J., & Arreola, A. (1999). Bioacumulación de metales de cuatro sitios selectos de la Región costera de Baja California. *Ciencias Marinas* , 25 (4), 557-578.
- Gutiérrez, M., & Orzáez, T. (2003). La información al consumidor en los productos dietéticos. Ediciones Díaz de Santos, 335 pp.
- Hamdy, A. (2000). Biosorption of Heavy Metals by Marine Algae. *Current Microbiology* , 41, 232-238.
- Hans-Ulrich, P., Buesser, C., Osama, M., & Pfeiffer, S. (2007). Risk assessment for the Fildes Peninsula and Ardley Island, and development of management plans for their designation as Specially Protected or Specially Managed Areas. *Institute*

of Ecology, Friedrich Schiller University Jena, Dornburger Strasse 159, D-07743 Jena .

- Hugues, K., Bolter, M., & Convey, P. (2006). Colonisation processes. Trends in Antarctic Terrestrial and Limnetic Ecosystems. *Springer* , 35-54.
- IPCS. (1998). International Programme on Chemical Safety.
- Kennish, M. (1997). Practical Handbook of Estuarine and Marine Pollution. Boca Raton, Florida, USA: CRC Press.
- Lauwerys, R. (1994). Toxicología industrial e intoxicaciones profesionales. España: Elsevier, 631 pp.
- Lee, S., Kim, K., & Kim, S. (1990). Trace metals in the surface water of Maxwell Bay, King George Island, Antarctica. *Korean J. Polar Res* , 1, 11-15.
- Lenihan, H., Oliver, J., Oalden, J., & Stephenson, M. (1990). Intense and localized benthic marine pollution around McMurdo Station, Antarctica. *Mar. Pollut. Bull* , 21 (9), 422-430.
- Matte, T. (2003). Efectos del plomo en la salud de la niñez. *Salud pública México* , 45 (2), 220-224.
- Miller, J., & Miller, J. (1993). Estadística para Química Analítica. Wilmington, Delaware, USA: Addison-Wesley Iberoamerican, S.A.
- Moreno, d. J., Gerpe, M., Moreno, V., & Vodopivec, C. (1997). Heavy metals in Antarctic organisms. *Polar Biology* , 17, 131-140.
- Mountouris, A., Voutsas, E., & Tassios, D. (2002). Bioconcentration of heavy metals in aquatic environments: the importance of bioavailability. *Mar Poll Bull* , 44, 1136-1141.
- Olavarria, Y. (2007). Determinación de Trazas de Cadmio en Cholga (*Aulacomya ater*), Chorito (*Mytilus chilensis*) y Ostra Chilena (*Ostrae chilensis*) en la zona de Chiloé (Hueuhue). *Tesis de Grado. Facultad de Ciencias. Universidad Austral de Chile* .
- Ospina, N., & Peña, E. (2004). Alternativas de Monitoreo de Calidad de Aguas: Algas como Bioindicadores. *Acta Nova* , 2 (4), 513-517.
- Paredes, M. (1998). Determinación de Metales Pesados en dos especies de Bivalvos del Estuario de Valdivia y la Bahía de Corral (X Región) mediante Análisis Electrotérmico. Tesis de Pregrado, Escuela de Biología Marina, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.
- PNUMA. (1980). Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente " El Estado del Medio Ambiente".

- Préndez, M., & Carrasco, A. (2003). Elemental Composition of Surface Waters in the Antarctic Peninsula and interactions with the Environment. *Environmental Geochemistry and Health* , 25, 347-367.
- Quilodrán, B. (2002). Síntesis y caracterización de polímeros con capacidad extractivas de iones metálicos con impacto en el medio ambiente. Tesis de Magister en Ciencias, mención Química, Universidad de Concepción.
- Riffenburgh, B. (2007). Encyclopedia of the Antarctic. CRC Press.
- Rodier, J. (1998). Análisis de las Aguas, Aguas Naturales, Aguas Residuales y Agua de Mar. Ediciones Omega, Barcelona, España, 439 pp.
- Runcie, J., & Riddle, M. (2004). Metal concentrations in macroalgae from East Antarctica. *Baseline / Marine Pollution Bulletin* , 49, 1109-1126.
- Sakurai, H., Sato, T., Takasaki, A., Tada, S., Hori, H., Matsuyama, T., y otros. (1996). Habitats of fish and epibenthic invertebrates in Fildes Bay, King George Island, Antarctica. *Polar Biol* , 9, 231-242.
- Santos, I., Silva-Filho, E., Schaefer, C., Sella, S., Silva, C., Gomes, V., y otros. (2006). Baseline mercury and zinc concentrations in terrestrial and coastal organisms of Admiralty Bay, Antarctica. *Environmental Pollutions* , 140, 304-311.
- Seki, T., & Hiramio, Y. (2002). On line preconcentration and determination of traces of Lead in River-water and Seawater by Flow Injection-Flame Atomic Absorption Spectrometry and ICPMass Spectrometry. *Analytical Sciences* , 18, 351-354.
- Smichowski, P., Farías, S., Valiente, L., Iribarren, M., & Vodopivec, C. (2004). Total Arsenic content of nine species of Antarctic macro algae as determined by electrothermal atomic absorption spectrometry. *Anal Bioanal Chem* , 378, 465-469.
- Stark, J., Snape, I., & Riddle, M. (2003). The effects of petroleum hydrocarbon and heavy metal contamination of marine sediments on recruitment on Antarctic soft-bottom assemblages: A field experimental investigation. *Mar Biol Ecol* , 283, 21-50.
- Tin, T., & Roura, R. (2004). Environmental Reports of Fildes Peninsula: 1988-1997. ASOC.
- Tin, T., Fleming, Z., Hugues, K., Ainley, D., Convey, P., Moreno, C., y otros. (2009). Review: Impacts of local human activities on the Antarctic environment. *Antarctic Science* , 21 (1), 3-33.

- Usero, J., Morillo, J., & Garcia, I. (2005). Heavy metal concentrations in molluscs from Atlantic coast of Southern Spain. *Chemosphere* , 59, 1175-1181.
- Valle, P., & Lucas, B. (2000). Toxicología de Alimentos. *Instituto Nacional de Salud Pública, Centro Nacional de Salud Ambiental, México, D.F.* , 261 pp.
- Vinay, K., Cotran, R., & Robbins, S. L. (2003). *Patología Humana*. España: Elsevier España, 873 pp.
- Vodopivec, C., Smichowski, P., & Marcovecchio, J. (2001). Trace metals monitoring as a tool for characterization of Antarctic ecosystems and environmental management. The Argentine programme at Jubany Station. En S. Caroli, P. Cescon, & D. Walton, *Chemistry, Environmental Contamination in Antarctica: a challenge to Analytical*. Elsevier Science Publishers: New York (USA), Ch.6: 155-180.
- Weihe, E., Kriews, M., & Abele, D. (2010). Differences in heavy metal concentrations and in the response of the antioxidant system to hypoxia and air exposure in the Antarctic limpet *Nacella concinna*. *Marine Environmental Research* , 69, 127-135.
- WHO. (1996). Trace elements in human nutrition and health. Geneva: WHO Library Cataloguing in Publication Data.

ANEXO 1

Tabla 19.-Puntos de muestreo de organismos *Nacella concinna* en Bahía Fildes.

Puntos	E	N	Individuos
C-50	398046	3101885	8
C-25	398034	3101861	9
C-10	398028	3101846	7
CAP 0	398029	3101837	9
C+10	398031	3101824	9
C+25	398040	3101814	9
C+50	398060	3101792	3
F+150	398080	3101771	9
F+350	398156	3101598	8
F+650	398448	3101424	9

Tabla 20.-Puntos de muestreo de algas en Bahía Fildes.

Puntos	E	N
C-25	398034	3101861
C-10	398028	3101846
CAP 0	398029	3101837
F-350	398295	3102172
F+350	398156	3101598
F+650	398448	3101424

Tabla 21.-Puntos de muestreo de sedimento marino costero en Bahía Fildes.

Puntos	E	N
FACH	398053	3101948
C-10	398028	3101846
CAP 0	398029	3101837
C+10	398031	3101824
C+25	398040	3101814
C+50	398060	3101792
R-50	398107	3102064
R-25	398101	3102043
R-10	398097	3102028
R 0	398100	3102011
R+10	398092	3102001
R+25	398076	3101997
R+50	398062	3101975

Procedimiento de preparación de muestra para determinación de Fe, Mn, Zn, Pb, Ni y Cu en muestras de *Nacella concinna* y algas intermareales de Bahía Fildes.

Reactivos utilizados

- HNO₃ concentrado
- HCl concentrado
- H₂O₂ (30%)
- Tipo de agua I, para toda la preparación de las muestras y las diluciones.

Procedimiento de digestión de muestras

Los individuos de *N. concinna* y las algas fueron secados en estufa a 60° C hasta obtener peso constante y posteriormente se procedió a pesar los individuos, registrando sus masas.

Los diferentes pesos fueron introducidos dentro de un tubo digestor para consecutivamente añadir 10 ml de HNO₃ concentrado. Posteriormente se llevó a la máquina digestora en los siguientes tiempos:

Tabla 22.-Tiempos de digestión en bloque para tratamiento de organismos

Etapa	Proceso de Digestión	Temperatura (° C)	Tiempo (min)
1	10 ml HNO ₃ + muestra	125	100
2	5 ml HNO ₃	130	30
3	2 ml HNO ₃	135	40
4	2 ml H ₂ O ₂	140	40
5	2 ml HNO ₃	145	60
6	2 ml H ₂ O ₂	135	60
7	2 ml HNO ₃	135	60
8	2 ml H ₂ O ₂	135	60
9	2 ml HNO ₃	135	60
10	2 ml H ₂ O ₂	135	60
11	2 ml HCl	138	120

Las muestras entre cada etapa se dejaron enfriar durante una hora y posteriormente se procedió a la siguiente etapa. Desde la etapa 3 hasta la etapa 10 se procedió a digerir la muestra hasta reducir el volumen entre 5-10 ml por muestra.

Finalmente, las muestras fueron enfriadas y se añadieron 2 ml de ácido clorhídrico, volviendo a calentar los tubos hasta la reducción del volumen a 2 ml. Una vez que la muestra redujo volumen, se dejó enfriar y se procedió a filtrar a través de papel filtro Whatman n° 42 (o equivalente) para ser transferida cuantitativamente a un matraz de 100 ml. Se diluyó el volumen con agua desionizada hasta lograr el aforo de la muestra.

**Procedimiento de preparación de muestra para determinación de Fe, Mn, Zn,
Pb, Ni y Cu en sedimentos marino costero de Bahía Fildes.**

Reactivos utilizados

- HNO₃
- H₂O₂ (30%)

Procedimiento de tamizado y digestión de muestras

Los sedimentos fueron secados en estufa a 60° C hasta obtener peso constante y posteriormente se procedió a pesar aproximadamente 1 gramo de sedimento tamizado por muestra, registrando sus pesos.

Tabla 23.-Tamizado y Cálculo del tamaño del Grano en los

Puntos	Inicial	> 2 mm	2 y 0,063 mm	< 0,063	% Grava	% Arena	% Fino
Fach	936,11	505,37	428,2	2,54	53,99	45,74	0,27
CAP-10	721,58	362,17	349,08	10,33	50,19	48,38	1,43
CAP 0	543,64	231,2	294,34	18,1	42,53	54,14	3,33
CAP+10	853,75	413,15	399,59	41,01	48,39	46,80	4,80
CAP+25	784,23	294,38	431,55	58,3	37,54	55,03	7,43
CAP+50	476,66	153,48	228,43	94,75	32,20	47,92	19,88
R-50	669,01	234,4	427,08	7,53	35,04	63,84	1,13
R-25	610,54	78,64	520,33	11,57	12,88	85,22	1,90
R-10	855,81	245	597,11	13,54	28,63	69,77	1,58
R	914,85	490,85	423,05	0,95	53,65	46,24	0,10
R+10	758,98	376,76	381,64	0,58	49,64	50,28	0,08
R+25	825,62	375,5	448,26	1,86	45,48	54,29	0,23
R+50	831,88	420,04	410,56	1,28	50,49	49,35	0,15

Los diferentes pesos fueron introducidos dentro de un tubo digestor para consecutivamente añadir 10 ml de HNO₃ concentrado. Posteriormente se llevó a la máquina digestora en los siguientes tiempos:

Tabla 24.-Tiempos de digestión para tratamiento ácido de sedimento

Etapa	Proceso de Digestión (Aditivo)	Temperatura (° C)	Tiempo (min)
1	10 ml HNO ₃ + muestra	100	60
		120	60
		135	80
2	5 ml HNO ₃	137	60
3	3 ml H ₂ O ₂	133	40
4	1 ml H ₂ O ₂	130	40
5	1 ml H ₂ O ₂	130	40
6	1 ml H ₂ O ₂	130	40
7	1 ml H ₂ O ₂	132	40
8	1 ml H ₂ O ₂	135	60
9	10 ml Agua Tipo I	133	50

Las muestras entre cada etapa se dejaron enfriar durante una hora y posteriormente se procedió a la siguiente etapa. Desde la etapa 3 hasta la etapa 8 se procedió a digerir la muestra hasta reducir el volumen a 5 por muestra. Finalmente, las muestras fueron enfriadas y se 10 ml de Agua Tipo I, volviendo a calentar los tubos hasta la reducción del volumen a 2 ml. Una vez que la muestra redujo volumen, se dejó enfriar y se procedió a filtrar a través de papel filtro Whatman n° 42 (o equivalente) para ser transferida cuantitativamente a un matraz de 100 ml. Se diluyó el volumen con agua desionizada hasta lograr el aforo de la muestra.

Procedimiento de análisis de los elementos

Preparación de los estándares de Fe, Mn, Zn, Pb, Ni y Cu

Para la determinación de la concentración de los elementos Zinc, Cobre, Hierro, Manganeso y Níquel en las distintas matrices se procedió a la preparación de estándares para cada uno de los elementos. Las concentraciones de cada uno de los estándares se resumen en la siguiente tabla:

Tabla 25.-Estándares utilizados durante el análisis

C. Estándar (mg/L)	Zn	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb
1	0.10	0.05	5	0.50	0.02	0.002
2	0.50	0.10	25	1.00	0.05	0.005
3	1.00	0.150	50	2.00	0.10	0.010
4	2.00	0.250	75	5.00	0.20	0.015
5			100	7.00		0.020
6				10.00		0.025
7						0.050
8						0.100
8						0.150
10						0.200
11						0.250

Todos los estándares de estos elementos se prepararon a partir de estándares certificados, cuya concentración es de 1000 mg/L.

El equipo de Espectrofotometría de Absorción Atómica entrega la concentración sin corregir de la muestra por lo cual es necesario posteriormente realizar el cálculo de concentración incluyendo el peso y el volumen de cada una de las muestras. Para determinar la concentración de cada una de las muestras analizadas se procede a la utilización de la siguiente ecuación:

$$C_m = \frac{(\text{Concentración} \times \text{Absorbancia}) \times \text{Volumen Aforo}}{\text{Masa Digerida}}$$

Tabla 26.-Parámetros del espectrofotómetro por elemento

Metal	Longitud de Onda (nm)	Slit (nm)	Energía lámpara	Flujo de Aire (L/min)	Flujo de Acetileno (L/min)
Zn	213.9	0.2	72	17.0	2.0
Cu	324.8	0.2	75	17.0	2.0
Fe	248.3	0.2	52	17.0	2.0
Mn	279.5	0.2	59	17.0	2.0
Ni	232.0	0.2	48	17.0	2.0
Pb	283.3	0.7	59	17.0	2.0

Miller & Miller (1993) describen el límite de detección de un analito como aquella concentración que proporciona una señal en el instrumento que es significativamente diferente de la señal de una muestra en “blanco” o “señal de fondo”. La ACS clarifica el concepto establecido anteriormente y lo define como el nivel de concentración más bajo de un analito que un proceso analítico nos permite detectar verazmente, expresándolo de la siguiente manera, en unidades de concentración (Carlosena Zubieta, 1995):

$$LDD = \frac{3 \sigma_b}{m}$$

Siendo σ_b la desviación estándar para la medida de diez blancos reactivos (sometidos a todo el proceso analítico) y m la pendiente de la recta de calibrado. El factor 3 permite establecer un nivel de riesgo mínimo (nivel de confianza del 95%). En la siguiente tabla se indica el límite de detección del proceso global o del método:

Tabla 27.-Límites de detección determinados en este trabajo.

Blanco	Método
Fe	1,43
Ni	0,0000
Cu	0,002
Zn	0,003
Mn	1,656
Pb	0,003

ANEXO 2

INSTRUMENTOS UTILIZADOS EN ESTE TRABAJO DE TESIS



Fig. 15.-Equipo de Espectrofotometría de Absorción Atómica Perkin Elmer Aanalyst 700.



Fig. 16.-Bloque Digestor “Velp Scientifica DK 20 Heating Digestor”.



Fig. 17.-Sistema de purificador de Agua Tipo I “Easy Pure”.

