

## Tesis de Posgrado

# Toxicidad para invertebrados marinos de algunos metales pesados detectados en la zona costera próxima a Ushuaia, Tierra del Fuego

Amin, Oscar Antonio

1995

Tesis presentada para obtener el grado de Doctor en Ciencias Biológicas de la Universidad de Buenos Aires

Este documento forma parte de la colección de tesis doctorales y de maestría de la Biblioteca Central Dr. Luis Federico Leloir, disponible en [digital.bl.fcen.uba.ar](http://digital.bl.fcen.uba.ar). Su utilización debe ser acompañada por la cita bibliográfica con reconocimiento de la fuente.

This document is part of the doctoral theses collection of the Central Library Dr. Luis Federico Leloir, available in [digital.bl.fcen.uba.ar](http://digital.bl.fcen.uba.ar). It should be used accompanied by the corresponding citation acknowledging the source.

**Cita tipo APA:**

Amin, Oscar Antonio. (1995). Toxicidad para invertebrados marinos de algunos metales pesados detectados en la zona costera próxima a Ushuaia, Tierra del Fuego. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.  
[http://digital.bl.fcen.uba.ar/Download/Tesis/Tesis\\_2763\\_Amin.pdf](http://digital.bl.fcen.uba.ar/Download/Tesis/Tesis_2763_Amin.pdf)

**Cita tipo Chicago:**

Amin, Oscar Antonio. "Toxicidad para invertebrados marinos de algunos metales pesados detectados en la zona costera próxima a Ushuaia, Tierra del Fuego". Tesis de Doctor. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. 1995.  
[http://digital.bl.fcen.uba.ar/Download/Tesis/Tesis\\_2763\\_Amin.pdf](http://digital.bl.fcen.uba.ar/Download/Tesis/Tesis_2763_Amin.pdf)

**EXACTAS** UBA

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales



**UBA**

Universidad de Buenos Aires

**"Toxicidad para invertebrados marinos de algunos  
metales pesados detectados en la zona costera  
próxima a Ushuaia, Tierra del Fuego"**

**Autor: Lic. Oscar Antonio Amin**

**Director de Tesis: Dr. Enrique Marcelo Rodríguez**

**Lugar de Trabajo:**

**Centro Austral de Investigaciones Científicas  
(CADIC - CONICET)  
Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina**


**Trabajo de Tesis presentado para optar  
al Título de Doctor en Ciencias Biológicas  
de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales  
de la Universidad de Buenos Aires.**

**Año 1995**

**Nº 2763**  
Lj<sup>o</sup>



**Tesista: Lic. Oscar Antonio Amin**



**Director: Dr. Enrique M. Rodríguez**

## INDICE

1. INTRODUCCION	1
1.1 Aspectos generales	1
1.2 Los estudios de vigilancia y evaluación ambiental	3
1.3 Los bioensayos	5
1.4 Antecedentes y situación actual	7
1.5 Caracterización del área de estudio	8
1.5.1 Origen y Generalidades	8
1.5.2 Aspectos oceanográficos	9
1.6 Biología e importancia ecológica de las especies estudiadas	10
1.7 Objetivos	13
2. METODOLOGIA DE TRABAJO	16
2.1. Muestreos de sedimentos y mejillones. Métodos analíticos empleados para las determinaciones químicas	16
2.1.1 Sitios y frecuencias de la toma de muestras	16
2.1.2 Métodos de muestreo y métodos analíticos	17
2.1.3 Análisis estadísticos utilizados	19
2.2 Bioensayos	21
2.2.1 Consideraciones generales	21
2.2.1 a Condiciones generales de los ensayos	21
2.2.1.b Conducción de los bioensayos. Criterios utilizados	21
2.2.1.c Obtención y selección de los ejemplares	23
2.2.2 Resumen de los bioensayos desarrollados	25
a. Bioensayos en larvas de <i>Lithodes santolla</i>	25
b. Bioensayos en embriones de <i>Lithodes santolla</i>	28
c. Bioensayos en <i>Mytilus edulis chilensis</i>	29
2.2.3 Análisis estadísticos utilizados. Tratamiento de los datos	30
3. RESULTADOS	33
3.1. Determinación de metales pesados en el ambiente	33
3.1.1 Análisis preliminar de metales pesados en sedimentos costeros. Año 1992	33
3.1.2 Análisis del contenido de metales pesados en sedimentos costeros. Año 1993 y 1994	37

3.1.3	Análisis del contenido de metales pesados en tejido del mejillón <i>Mytilus edulis chilensis</i> .....	51
3.1.4	Resultados comparativos entre sedimentos y mejillones para ambos años de muestreo	68
3.2.	Resultados de los bioensayos .....	70
3.2.1	Bioensayos en larvas de <i>Lithodes santolla</i> .....	70
3.2.1.1	Efectos letales agudos en el estadio Zoea I .....	70
3.2.1.2	Efectos letales agudos en el estadio Zoea II.....	76
3.2.1.3	Efectos letales agudos de las mezclas de tóxicos en el estadio Zoea I .....	79
3.2.1.4	Ensayos de toxicidad crónica. Exposición durante el desarrollo larval completo .....	82
3.2.1.4.A.-	Resultados de la exposición a metales individuales durante el desarrollo larval completo de <i>Lithodes santolla</i> .....	82
3.2.1.4.B.-	Resultados de la exposición a las mezclas de metales durante el desarrollo larval completo de <i>Lithodes santolla</i> .....	84
3.2.1.4.C.-	Resultados comparativos .....	92
3.2.1.4.D.-	Relación entre la muda y la mortalidad	93
3.2.2	Efectos sobre la eclosión larval .....	95
3.2.3	Bioensayos en <i>Mytilus edulis chilensis</i> .....	102
3.2.3.1	Ensayos de toxicidad aguda y crónica. Exposición a metales individuales.....	102
3.2.3.2	Toxicidad de las mezclas	103
4.	DISCUSION.....	110
4.1	Metales pesados en sedimentos del ambiente	116
4.2	Metales pesados en mejillones del ambiente	114
4.3	Comparación entre sedimentos y mejillones	117
4.4	Caracterización del ambiente estudiado.....	118
4.5	Bioensayos en estadios larvales de <i>Lithodes santolla</i> .....	121
4.6	El efecto de los metales en la eclosión larval de <i>Lithodes santolla</i> .....	126
4.7	Los bioensayos en <i>Mytilus edulis chilensis</i> .....	128
5.	CONCLUSIONES FINALES .....	130
6.	BIBLIOGRAFIA .....	132

## AGRADECIMIENTOS

Deseo, como ellos lo merecen, agradecerles. Es mucha la gente que participa del trabajo de uno y es en este momento cuando uno más los tiene presentes. Ellos tienen una parte muy grande en los aciertos de este trabajo. Yo, como corresponde, soy el responsable de los errores.

Quiero agradecer especialmente a dos personas que son directamente responsables de que yo haya podido completar este trabajo: Enrique Rodríguez y Jorge Marcovecchio.

A Enrique Rodríguez, a quien conozco desde hace 10 años. Quien me enseñó todo lo que sabe, me dio una mano cuando más lo necesitaba, me dirigió en este trabajo a la distancia física pero no a la distancia afectiva. A él le debo más de lo que se imagina. Además me permitió compartir su amistad y pude descubrir a una gran persona.

A Jorge Marcovecchio, a quien conocí circunstancialmente por cosas del trabajo, porque fue el generador de parte de las ideas de esta Tesis. Porque me apoyó incondicionalmente. Confió permanentemente en este trabajo y me brindó no solo sus conocimientos y sus posibilidades laborales, sino también su casa, su familia, sus tiempos para que yo siga para adelante. Debo agradecer además a Silvita, su esposa y a sus hijos Diego, Santi (que siempre me prestó la cama) y Fede.

A la Dra. Graciela Esnal porque ha sido desde mucho antes de esta Tesis, una de las personas que más se preocupó por el destino de este Trabajo y se ocupó de todos los pedidos de último y primer momento que uno necesita de la Facultad y que, a la distancia, no son fáciles de conseguir. Siempre estuvo pendiente de ayudar a resolver los problemas académicos y personales. Es de las personas más cálidas que recuerdo de mi paso por la Facultad.

A todos los amigos y colaboradores del Laboratorio de Contaminación Marina del INIDEP (Mar del Plata). La fauna acompañante: Alberto Barral (el Inge), el tano, Ricardo, Walter (el tío, gran maestro), el "negro" Poblet, Marcelo Scagliola y, especialmente a quienes estuvieron directamente relacionados con este trabajo: Laura Ferrer, Santiago Andrade y Norberto Scarlatto.

A Laura Lopez y Daniel Medesani, quienes colaboraron en el análisis de las muestras de larvas y embriones.

A Marcelo Hernando, un colaborador permanente y participe de gran parte de las tareas experimentales y del análisis de muestras. Gracias por el entusiasmo y tus aportes siempre importantes.

Al Dr. Nemesio San Román, mi actual director de beca, por su interés permanente hacia este trabajo y por su ayuda en los momentos más difíciles que ambos conocemos.

A mis queridos amigos y grandes maestros: Alfonso V. Botello y Genoveva de Mahieu, quienes siempre me enseñaron, me regalaron sus ideas y me brindaron su calidez, haciendome el camino menos difícil.

A todo el personal del Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC-CONICET) y en a aquellos que me apoyaron en forma más directa con este trabajo: Manolito García, Alejandro Chizzini, Adalberto Ferlito, Sr Frecini y Quique Barrios por su colaboración en las campañas; a Sergio, Sonia y Olguita de la administración del Centro. A Victor Moyano, que ya no está en el CADIC, pero en su paso fue una de las personas que más interés mostró por mi trabajo.

A mis colegas del CADIC: Regina Silva, Guillermo Pastur, Guillermo Deferrari (gracias por la impresora!), Gustavo Rae. Un especial agradecimiento a Adrián Schiavinni, una gran persona, que siempre me dio buenas y atinadas sugerencias laborales y personales.

Al Intendente de la Ciudad de Ushuaia, Mario D. Daniele, que apoyó parte de estas investigaciones.

Al Concejo Deliberante de la Ciudad de Ushuaia y a la Concejala Laura Vera.

A la Pesquera del Beagle, en especial a Patricio, por su permanente disposición para proporcionar muestras y prestar las cámaras refrigeradoras para conservar muestras. También deseo agradecer a la Dirección Provincial de Recursos Naturales que autorizaron la obtención de los ejemplares de *Lithodes santolla* utilizados en este trabajo.

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas (CONICET) por haber otorgado las becas de Inciación y Perfeccionamiento que posibilitaron el desarrollo de esta Tesis y a los directivos del Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC).

A mis viejos, siempre a mi lado, en todo momento y a la distancia. A mis hermanos, cuñados y sobrinos.

A mi "otra" familia: Marta, Silvia, Tulio y la banda de sobrinas.

Dedico este trabajo a Laura (casi tan autora como yo) y a nuestro hijo en camino.



## ***1. - INTRODUCCION***

## 1.- INTRODUCCION

### 1.1.- ASPECTOS GENERALES

La Comisión Oceanográfica Intergubernamental (COI-UNESCO) describe a la polución marina como la introducción por el hombre, de manera directa o indirecta, de sustancias o energía en el ambiente marino (incluido los estuarios), resultando en efectos deletéreos tales como daño a recursos vivos, riesgo a la salud humana, obstáculo a las actividades marítimas -incluyendo la pesca-, y deteriorando la calidad general del agua del mar.

Para otros autores, el término "polución" sin embargo, fue separado del de "contaminación" refiriéndose a éste último como el proceso que tiene consecuencias químicas en un cuerpo de agua por impacto industrial o de otras fuentes, sin involucrar los efectos sobre la biota, mientras que el término polución implica una respuesta biológica a los disturbios producidos por el hombre (Bayne, 1989).

De una u otra manera, la Contaminación Ambiental es un fenómeno que se inició como una suma de situaciones puntuales y perfectamente acotadas en el espacio y en el tiempo, y que poco a poco fue aumentando en magnitud y cambiando su grado de significación, constituyendo actualmente un problema global que afecta a la mayor parte de los ecosistemas del planeta (GESAMP, 1990).

Entre los contaminantes de presencia más frecuente en el ambiente se destacan los metales pesados, que son sumamente tóxicos para muchos organismos acuáticos. Es muy común la contaminación por metales pesados en ecosistemas marinos y estuariales, especialmente en aguas costeras que reciben residuos industriales, derivados de la producción de electrónicos, pinturas, textiles e industrias químicas.

Los compuestos metálicos tienen la peculiaridad de poseer una elevada toxicidad aún cuando sus concentraciones sean muy bajas. Tal es el caso del cobre que, a pesar de ser un elemento traza esencial en los organismos vivos, podría transformarse en un elemento tóxico al incrementarse su concentración desde los aportes antropogénicos.

Así, en las últimas décadas, se han incrementado significativamente los estudios sobre la ocurrencia, distribución y acumulación de contaminantes, debido principalmente a los efec-

tos globales de la polución en los ambientes acuáticos; y muchos programas han sido desarrollados con el objeto de determinar los niveles de metales en distintos compartimientos de los ecosistemas marinos (Duedall *et al.*, 1983; Bacci *et al.*, 1984; Ackroyd *et al.*, 1986; Allen y Rae, 1986).

Es importante considerar que las zonas costeras representan generalmente los ecosistemas en los cuales el impacto de la acción antropogénica es mayor, dado que allí es donde se ubican preferentemente las poblaciones humanas. La mayoría de los desagües urbanos, los desechos de instalaciones fabriles y de las actividades portuarias, se reciben en la zona costera que, sumado al aporte natural de los ríos, van afectando las características físicas, químicas y biológicas de estas áreas.

Del total de materiales antropogénicos orgánicos e inorgánicos que se introducen en los mares por medio de los ríos u otros aportes, sólo el 10 % alcanza las profundidades del océano; el resto se acumula en los sedimentos costeros y consecuentemente pueden ser transferidos hacia la biota asociada.

El intenso desarrollo humano en las áreas costeras ha conducido generalmente al colapso de las pesquerías, a la erosión acelerada de las costas como resultado de las construcciones costeras, al cierre de playas por problemas de contaminación, y a otros tipos de alteraciones resultantes de la utilización de estas áreas con fines turísticos y recreacionales. A esto debe sumarse el desmedido crecimiento de las ciudades costeras.

De este modo, diversas instituciones internacionales tales como la Comisión Oceanográfica Intergubernamental (COI), la Agencia Nacional de Oceanografía y la Atmósfera (NOAA), Naciones Unidas a través de su Programa para el estudio del Medio Ambiente (PNUMA), han reconocido la necesidad de evaluar mediante medidas convincentes la respuesta biológica a la contaminación, impulsando el desarrollo de numerosas líneas de investigación en este campo (Bayne, 1989).

Por su parte, la interpretación de los resultados en investigaciones de campo pueden ser ayudadas mediante ensayos de laboratorio, donde las variables pueden ser controladas y los efectos cuantificados. A pesar de no ser una respuesta acabada al problema, las pruebas de toxicidad en laboratorio son generalmente aceptadas por la industria, universidades y científicos como una técnica útil para medir los efectos de la contaminación marina (Hansen, 1984).

## 1.2.- LOS ESTUDIOS DE VIGILANCIA Y EVALUACION AMBIENTAL

En todo estudio de contaminación resulta de extrema importancia la elección del compartimiento adecuado, con el objeto de llevar a cabo una evaluación ambiental. La elección de ese compartimiento ambiental dependerá del objetivo del estudio. Considerando que los sedimentos incorporan metales pesados desde el agua con la que entran en contacto durante el transcurso de los años, y que la adsorción de metales en sedimentos es muy estable, la concentración en los sedimentos es la mejor herramienta para estudiar las tendencias en contaminación, antes que el análisis mismo de las aguas (Klamer *et al.*, 1990). Por otra parte es bien reconocido que los perfiles de sedimentos ("cores") usualmente conservan la secuencia histórica de la polución, mientras que las distribuciones laterales ("perfiles de calidad"), son utilizados para evaluar y determinar fuentes locales de contaminación (Förstner *et al.*, 1978). Los mismos autores han establecido que la contaminación de las regiones costeras (incluyendo estuarios y lagunas costeras) puede ser atribuida a las siguientes fuentes: 1.- Entradas directas de efluentes industriales y domésticos; 2.- Volcado de desechos desde las embarcaciones o cloacas; 3.- Transporte atmosférico; 4.- Aportes de barros suspendidos o flotantes desde los ríos; 5.- Desechos derivados de la extracción de materiales desde el mar; 6.- Contaminación producida por industrias de navegación (Förstner *et al.*, 1978).

Los metales pesados adsorbidos en los sedimentos pueden ser incorporados a las tramas tróficas, afectando adversamente las condiciones fisiológicas de los organismos.

El estudio de contaminantes traza en los organismos involucran principalmente dos campos de acción: a) la medición de efectos biológicos, tales como cambios a nivel hormonal, bioquímico y/o morfológico abarcando los síndromes de estrés (o adaptación) (Bayne *et al.*, 1975; 1978) y b) el uso de algunas especies como centinelas o bioindicadores de la polución marina, con el objetivo de determinar y comparar tendencias en regiones geográficas amplias (Goldberg, 1980; Farrington *et al.*, 1983).

El concepto de "organismo indicador" ha sido revisado por Phillips (1980), afirmándose que algunos organismos son indicadores de ciertos tipos de contaminación o polución, solamente por estar presentes. Así la presencia de la bacteria *E. coli* es un indicador de aguas con presencia de residuos cloacales no tratados y de la probable presencia de virus patógenos. Altas concen-

traciones del Poliqueto *Capitella capitata* están asociados con sedimentos que contienen residuos con una alta carga orgánica. Mientras que ciertas algas verde-azules están asociadas con la eutroficación en aguas costeras. Sin embargo, un indicador biológico es usualmente seleccionado porque acumula contaminantes del agua del ambiente. Las características de un organismo indicador ideal según Phillips (1980) son: 1.- **No deben regular las concentraciones de un compuesto o elemento que es un contaminante.** Por ejemplo, muchas especies regulan la concentración de metales, principalmente de aquellos que participan en procesos fisiológicos, mientras que pueden "secuestrar" a aquellos metales tóxicos que no participan de tales procesos. Muchos grupos taxonómicos poseen un sistema enzimático que degrada ciertos tipos de contaminantes orgánicos, haciéndolos más solubles en agua y por lo tanto más fácilmente excretables. Esta capacidad está pobremente desarrollada en moluscos, haciéndolos buenos indicadores para compuestos tales como Aromáticos Polinucleares (PAH). Esta capacidad generalmente se incrementa de moluscos a crustáceos, peces, aves y mamíferos. 2.- **Las concentraciones en el tejido deben ser una función lineal de las concentraciones en el ambiente natural.** En la práctica esto es raramente logrado, puesto que no siempre puede separarse la capacidad de un sistema de funcionar como "reservorio" de determinados contaminantes de la real carga que es aportada en un instante determinado por una fuente puntual de impacto. 3.- **Debe ser sésil y preferentemente asentarse sobre áreas de libre acceso a fin de ser fácilmente recolectado** (ej. zona intermareal). 4.- **Abundante en toda el área de estudio.** 5.- **Tamaño razonable y de ciclo de vida largo.** Esto aseguraría una cantidad de tejido suficiente para el análisis, así como también muestras de clases de tamaño de al menos un año de vida. 6.- **Deben ser tolerables a aguas salobres.**

En el estudio de los ambientes utilizando algunas especies de bivalvos como "centinelas", son ampliamente discutidas las ventajas y limitaciones que este uso impone. Debe tenerse en cuenta, por ejemplo, que las variaciones en la concentración de metales pesados en tejidos de bivalvos puede responder a variaciones estacionales relacionadas con el ciclo reproductivo (Phillips, 1980).

La relación existente entre la concentración de ciertos metales en el agua de mar y la concentración en los tejidos de mejillones fue estudiada por varios autores. Incluso el uso de técnicas de traslado y mantenimiento desde y/o hacia zonas contaminadas ha sido reconocido como una medida de reducir la variabilidad inherente a los procesos de bioacumulación, los cuales

causan a menudo dificultades en las interpretaciones de los resultados de programas de vigilancia (Richardson *et al.*, 1994).

### 1.3.- LOS BIOENSAYOS

Las pruebas de toxicidad, cuya metodología se halla explícitamente tratada en las publicaciones de FAO (1981, 1982) y APIA (1992) son utilizadas en un gran número de formas para evaluar la toxicidad real y potencial de productos químicos (Martin *et al.*, 1981; Ahsanullah *et al.* 1981) y para localizar descargas tóxicas de mezclas de sustancias químicas (Martin *et al.*, 1989).

El desarrollo de los criterios de calidad de agua para la vida acuática ha sido confiado primariamente a las pruebas de toxicidad aguda sobre especies individuales en laboratorio. Estos ensayos proveen un método relativamente rápido, simple y no costoso para identificar niveles de peligrosidad de los efectos de productos químicos (Sherman *et al.*, 1987).

Los datos de toxicidad aguda pueden ser particularmente útiles en los primeros estadios del desarrollo en la investigación ecotoxicológica, y son herramientas imprescindibles para seleccionar las concentraciones de exposición para ensayos crónicos, bioacumulación y otros ensayos subletales utilizados en los programas de evaluación.

La sensibilidad relativa de diferentes especies o estadios de desarrollo expuestas agudamente a un contaminante, pueden ayudar a identificar las poblaciones de riesgo en un ecosistema acuático, pudiendo ser la variación de la sensibilidad entre especies mucho mayor que la variación que ocurre dentro de dichas especies como una función de los ensayos de toxicidad aguda (Hansen, 1984).

El uso más apropiado de las pruebas de toxicidad aguda es brindar una medida de la toxicidad relativa de las sustancias, y de la sensibilidad de las especies a determinadas sustancias, aunque no es útil para predecir directamente el riesgo ambiental. Es necesario destacar, sin embargo, que los datos de toxicidad letal aguda son un punto de referencia importante para elaborar criterios de calidad de aguas y planear futuros ensayos de toxicidad subletal.

Por su parte, las pruebas de toxicidad crónica proveen datos útiles en la predicción de concentraciones de seguridad ("safe

concentrations"). Sin embargo una crítica común a éstos, es que la extrapolación de los resultados con el fin de proteger a las comunidades de organismos de un ecosistema, que consisten en un gran número de especies que interactúan, no es posible sólo a partir de resultados de ensayos uniespecíficos.

Por otra parte, los bioensayos donde se utilizan sustancias químicas individuales no pueden brindar información sobre el efecto global de mezclas de contaminantes en el ambiente proveniente de desechos complejos o presentes en sedimentos contaminados que contienen mezclas de una gran variedad de químicos. Son muy útiles, en este sentido, los ensayos de laboratorio que estiman la toxicidad conjunta de una mezcla conocida de sustancias tóxicas.

A pesar de que las condiciones de exposición en laboratorio pueden diferir considerablemente de las existentes en el ambiente y que la heterogeneidad física, química y las características biológicas de los sistemas naturales pueden causar una gran variación en la toxicidad de los compuestos químicos (Levin y Kimball, 1984), se ha visto en algunos trabajos una buena capacidad predictiva de los ensayos de laboratorio. Por ejemplo, Geckler *et al.* (1976) reportaron que la toxicidad aguda del cobre varía con la calidad del agua de los estuarios, pero que los ensayos de toxicidad en el laboratorio predicen adecuadamente los efectos del cobre sobre la vida acuática, si se consideran las características químicas del agua.

Particularmente en el caso de los metales pesados, se han publicado numerosos trabajos sobre los efectos tanto para crustáceos como para bivalvos, involucrando estudios en diferentes estadios larvales, efectos combinados de salinidad-contaminante y bioacumulación (Macdonald *et al.*, 1988; Rosemberg y Costlow, 1976). Entre los estudios subletales, revisten particular interés aquellos concernientes a los efectos sobre el desarrollo gonadal, desarrollo embrionario y primeros estadios larvales, debido a que los perjuicios sobre estas etapas del ciclo de vida pone en juego el éxito reproductivo de las especies (Rodríguez y Pisanó, 1993; Rodriguez y Medesani, 1994; Sangalang y O'Halloran; 1972).

Teniendo en cuenta que los estadios larvales de crustáceos marinos, particularmente los primeros, son los más sensibles a los cambios ambientales (Katz, 1973; Neff *et al.*, 1976; Laughlin *et al.*, 1978), al determinar la magnitud de éstos se estará contribuyendo a establecer los niveles ambientales que no deben ser superados para garantizar el normal desarrollo de los

estadios más sensibles; pudiéndose además estimar el daño causado a la población en términos de crecimiento y productividad.

#### 1.4.- ANTECEDENTES Y SITUACION ACTUAL

La Provincia de Tierra del Fuego es el sector insular más austral del Continente Americano y se cree que es uno de los pocos lugares en el mundo que conserva características poco alteradas por las actividades humanas.

A pesar de ello, en un Informe de la Comisión Permanente de Saneamiento Ambiental (COPESA, 1990), fueron detectados 34 problemas ambientales diferentes en Ushuaia, entre los cuales podemos destacar: efluentes cloacales, residuos sólidos, residuos tóxicos, calidad y cantidad de agua potable, partículas en el aire, niveles elevados de plomo en el aire, impacto de la actividad turística sobre los recursos, etc.

Las modificaciones en las condiciones ambientales fueron constantes y crecientes; cabe destacar que Tierra del Fuego fue beneficiada por el régimen de promoción económica general cuyos resultados pueden evaluarse analizando las siguientes cifras: en el año 1970 la población total era de aproximadamente 13.500 habitantes, aumentando a 27.000 10 años después y a 65.000 en 1987. La industria ocupaba a menos de 600 fueguinos en el año 1974 y actualmente da empleo a más de 15.000 personas. Este proceso se ha caracterizado por aumentar la producción sin medir el impacto causado sobre los ecosistemas naturales y las condiciones ambientales en general.

Actualmente la Ciudad de Ushuaia posee aproximadamente 40 instalaciones industriales dedicadas a diferentes manufacturas (el 40 % del total de industrias de la Provincia, Anuario Estadístico de Tierra del Fuego, 1993), las que probablemente depositan en las costas productos tóxicos de desecho. Una tercera parte de esas industrias se dedica a actividades relacionadas con la metalurgia, productos químicos, plásticos e imprentas.

El desarrollo económico no planificado y el gran crecimiento demográfico han ocasionado en Ushuaia un incipiente deterioro ecológico: los residuos del sistema cloacal son enviados al mar sin tratamiento, lo cual constituye un aporte permanente de materiales con altos contenidos de fósforo, nitratos, y nitritos, metales pesados y compuestos orgánicos variados (detergentes, solventes, etc) los cuales ponen en riesgo al conjunto de las



comunidades naturales y en especial las litorales, en razón de aumentar en forma desmedida la concentración de estas sustancias tóxicas en el medio acuático.

El puerto de la ciudad de Ushuaia posee un tránsito creciente de barcos en sus aguas: 113 en 1990, 190 en 1991, 238 en 1992, 278 en 1993 y 279 en 1994, (se discrimina el tipo de carga en la Figura 1 a.); el 59% de esas embarcaciones transitaron entre los meses de noviembre a marzo (Fuente: Informe Estadístico Prefectura Naval Argentina) y la terminal de carga y descarga de combustible realiza idénticamente movimientos crecientes de su planta: 26074 metros cúbicos en 1990, 42288 en 1991, 75684 en 1992 y más de 100000 en 1993 (en gas oil, nafta para automóviles, aeroproductos y kerosenes) (Figura 1 b.). Esto convierte a las aguas adyacentes en un área expuesta a derrames provenientes de la actividad naviera (desde las instalaciones en la costa o en las mismas operaciones de carga y/o descarga), o del recambio del agua de lastre usualmente contaminada con los combustibles mencionados.

Hasta el desarrollo del presente trabajo no existe información disponible sobre la presencia y distribución de contaminantes en el área próxima a la Ciudad de Ushuaia que permitan medir, desde este punto de vista, el impacto del crecimiento poblacional y del uso de la costa en los últimos años.

## 1.5.- CARACTERIZACION DEL AREA DE ESTUDIO

### 1.5.1. ORIGEN Y GENERALIDADES

El Canal Beagle es un antiguo valle glacial, con dirección Este-Oeste, entre la Isla Grande de Tierra del Fuego al Norte y la Isla Navarino y otras islas del archipiélago fueguino al Sur (Rabassa *et al.*, 1986).

Su extensión es de 180km en sentido transversal al eje del continente, pero en sentido longitudinal con respecto a las líneas orográficas. Su ancho máximo se ubica en la Bahía Ushuaia (14400 m), mientras que el mínimo se ubica frente al paredón de Almanza (4060 m) (Daus, 1978). La profundidad del canal va aumentando hacia el Oeste, lugar donde estuvo la fuente de alimentación del glaciar que modeló al canal. En ciertos tramos se registra una notable merma en la profundidad, concretamente frente a las bahías y en la zona de la Isla Gable, donde existe acumulación de material de morena (Daus, 1978).

El ambiente marino se habría establecido totalmente a lo largo del canal y quizás también alrededor de la Isla Grande de Tierra del Fuego, unos 7900 años atrás (Rabassa *et al.*, 1986).

En algunas zonas, las orillas son de rápido declive y hasta carentes de todo displayado; el paredón de Almanza comprende uno de estos tramos de ribera acantilada, inaccesible; mientras que en otras porciones, en cambio, menudean las bahías, como se ve en el sector situado al oriente de Gable y en la bahía Ushuaia, en el sector central. Esta última es la más extensa del Canal Beagle (Daus, 1978).

Las subáreas de estudio, de donde provienen las muestras de campo, están caracterizadas de la siguiente manera:

El área próxima a la Bahía Ushuaia se caracteriza por una gran irregularidad en sus profundidades, que oscilan desde 6 a 30m en algunos sectores y una fosa abrupta de 100-170m en dirección Oeste-Este cercana a la costa Norte del Canal. En las zonas menos profundas, el fondo es arenoso-fangoso, consolidado con presencia de conchillas y piedras. Sobre la costa de esta bahía se desarrolló tanto la urbanización como el núcleo fabril de la ciudad.

Por su parte, el área cercana a Bahía Golondrina y Península Ushuaia está caracterizada por un fondo plano, con predominio de fango o arena, en el cual se intercalan piedras de variado tamaño, restos de conchillas de bivalvos, caracoles y cirripedios. Ese fondo plano alterna con sectores aislados de rocas importantes, que dan al fondo un aspecto irregular (Rafael Pastorino, com. pers.).

#### 1.5.2.- ASPECTOS OCEANOGRÁFICOS

La corriente residual o permanente en aguas abiertas del Canal Beagle alcanza velocidades superiores a los 7cm/seg (entre 7,9-13,7cm/seg), en sentido Oeste-Este. En el área que comprende la Bahía Ushuaia, se da un desplazamiento en sentido elíptico antihorario, con velocidades de 5,5 a 16,3cm/seg; mientras que el área de Bahía Golondrina, de menor superficie y menores profundidades que la anterior, presenta una corriente de igual sentido que los vientos predominantes (SSO-NNE), de 0,6cm/seg, (Balestrini *et al.*, 1990).

Si bien se trata de una corriente de aguas frías, la temperatura media anual del agua supera en 1°C la temperatura media anual del ambiente en la zona costera. Los períodos 1963-69 y 1977-79 (datos recopilados) presentan un promedio de 6,8°C. El período 1984-88 promedia una temperatura de 6,5°C, siendo mínima durante los meses invernales, en los cuales alcanza una media mensual de 4,5°C-4,3°C en julio-agosto (Figura 2). Por este motivo, se puede hablar de un flujo positivo de calor desde el mar hacia la atmósfera, especialmente importante en la temporada invernal, donde la temperatura media mensual del agua es de 3°C superior a la del aire, si bien pueden darse diariamente diferencias mucho más significativas (Iturraspe *et al.*, 1980).

Con respecto a la salinidad, se alcanzan valores máximos durante el invierno (31-31,5g/l) disminuyendo en primavera y verano, períodos en que se observa mayor variabilidad. Probablemente esta disminución se produce como consecuencia de un aporte importante de agua de deshielo, ya que el sitio de medición (muelle de combustible de Ushuaia) está influenciado por el caudal de los cursos de agua que vierten en la Bahía Ushuaia (Arroyo Grande, Arroyo Buena Esperanza), que presentan en esos meses sus mayores crecidas anuales. Se han registrado mínimos extraordinarios en la costa de la Bahía Ushuaia durante la primavera de 1972 que alcanzaron valores de 23g/l (Iturraspe *et al.*, 1989).

#### 1.6.- BIOLOGIA E IMPORTANCIA ECOLOGICA DE LAS ESPECIES ESTUDIADAS

La distribución de *Lithodes santolla*, comúnmente denominada centolla, comprende el extremo austral de América, abarcando en el Océano Pacífico desde Valdivia hasta el Cabo de Hornos, incluyendo el archipiélago fueguino. Desde aquí continúa hacia el norte en aguas del Océano Atlántico, Islas Malvinas y costas de Santa Cruz, hasta la Provincia de Chubut, en el área del Golfo de San Jorge. Su distribución alcanza la latitud de Uruguay en aguas más profundas de origen subantártico (Scelzo y Boschi, 1973; Vinuesa, 1977; Boschi *et al.*, 1992). Las profundidades a las cuales se encuentra la centolla en aguas del Canal Beagle, oscila entre 1 y 80 m. Hacia el Norte, en cambio, su distribución comprende profundidades generalmente mayores a 100 metros, siempre en aguas de la corriente de Malvinas (Boschi, 1976; Boschi *et al.*, 1992; Scelzo y Boschi, 1973; Scelzo, 1973; Vinuesa, 1977).

La centolla representa el principal recurso costero de la zona, conformando en Tierra del Fuego una pesquería mixta junto

al centollón (*Paralomis granulosa*). Su explotación comenzó en el Canal Beagle hacia 1928 en forma artesanal, y a partir de 1965 se inició una explotación organizada del recurso. Desde el año 1974, en el cual se alcanzó el máximo valor de capturas (316 toneladas), se han observado grandes fluctuaciones con un tendencia a la disminución progresiva en los valores de desembarco (Fuente: Anuarios Estadísticos de Tierra del Fuego). Dado que frente a la Bahía Ushuaia y zonas adyacentes la pesca de centolla ha sido más intensa, una nueva ley regula su explotación. Acorde con esta legislación, se ha prohibido su captura en el área mencionada en forma permanente, mientras que la misma prohibición rige para el resto del Canal Beagle durante la época que comprende el apareamiento y la reproducción, al tiempo que se especifican tallas mínimas de captura y artes de pesca a utilizarse.

La especie se reproduce anualmente, apareándose entre los meses de noviembre y diciembre. La fecundación es externa, los huevos fecundados son incubados por las hembras pero sin conexión fisiológica entre ella y los embriones.

Luego de la eclosión de los huevos (Setiembre a Noviembre), se desarrollan tres estadios larvales (Zoea) y un estadio postlarval o glaucothoe. La duración total de los tres estadios larvales es de 21 a 29 días, a  $7,5 \pm 0,5^{\circ}\text{C}$ . Tanto el apareamiento, como la reproducción y el desarrollo larval están sujetos a variaciones espaciales y temporales (Vinuesa, 1991).

Por su parte, la etapa larval de la especie es esencialmente lecitotrófica, obteniéndose en laboratorio el desarrollo larval completo sin suministro de alimento, aunque también se ha observado predación sobre *Artemia sp.* (Comoglio y Vinuesa, 1991). Los estadios larvales poseen un comportamiento bentónico en condiciones de laboratorio, con capacidad de natación fototáctica positiva. No se han localizado hasta el presente las áreas de reclutamiento en aguas del Canal Beagle. El estadio postlarval o glaucothoe, de comportamiento principalmente bentónico y apariencia similar a un cangrejo, consume briozoos y pequeños crustáceos (Vinuesa y Lovrich, 1992), pudiendo realizar movimientos natatorios en condiciones de laboratorio. Los mismos autores reportan que el hábitat es demersal para todos los estadios de desarrollo larval y postlarval.

Los adultos de centolla poseen una dieta omnívora, siendo los equinodermos, moluscos gasterópodos, crustáceos y briozoos los principales constituyentes de la misma.

Por su parte, el mejillón *Mytilus edulis chilensis* pertenece al género *Mytilus* de amplia distribución geográfica (Koch, 1991). En la naturaleza, vive normalmente adherido a algún sustrato, formando grupos. Este sustrato puede ser variado: rocas, piedras, cascajo, aunque también aparece formando bancos sobre fondos de fango endurecido o arena, es decir, se fija sobre cualquier sustrato que le permita un anclaje seguro. Generalmente ocupa la franja intermareal e incluso aguas de escasa profundidad, siendo su nivel óptimo por debajo del nivel medio de mareas. Prefiere lugares con buena circulación de agua (Landin, 1981).

El período de desove para el mejillón patagónico en la Bahía Ushuaia, se extiende desde fines del invierno-principios de la primavera hasta mediados del verano siguiente, y desde principios del otoño a principios del invierno. Se observan dos picos de emisión de gametas, el más importante entre octubre y noviembre, verificándose el segundo hacia fines del otoño-principios del invierno (mayo-junio) (Tortorelli, 1987).

Esta especie ha sido objeto de explotación comercial sólo en forma artesanal y a baja escala. El consumo local de los mejillones se encuentra en la actualidad prohibido según lo dispuesto por la Dirección Provincial de Recursos Naturales, en razón de los niveles de toxicidad por marea roja que presentan desde 1992.

Por otra parte, poco se conoce sobre los efectos de contaminantes para las especies aquí estudiadas, como antecedentes, cabe mencionar los trabajos de Lombardo *et al.* (1982, 1991) donde se analizan la respuesta de las larvas de *Lithodes santolla* a contaminantes orgánicos (etilparation, DDVP, lindano y acetona) pero no a metales pesados, al tiempo que para *Mytilus edulis chilensis* se carece de información previa sobre el efecto de contaminantes, aunque se reportan diversos estudios para otras especies del género *Mytilus* (Bayne *et al.*, 1979; Smaal *et al.*, 1991; Stromgren y Nielsen, 1991).

## 1.7 OBJETIVOS

Los objetivos del presente trabajo han sido:

### a) En el ambiente:

1.- **CUANTIFICAR** la presencia y caracterizar los patrones de distribución de algunos metales pesados en el área costera próxima a la ciudad de Ushuaia, mediante el análisis de los sedimentos y la biota.

2.- **IDENTIFICAR** fuentes puntuales de contaminación, a fin de brindar información útil para la eventual protección de los recursos naturales.

### b) En el laboratorio:

#### 1.- En la centolla *Lithodes santolla*

- **EVALUAR** la toxicidad letal aguda de los metales detectados como de mayor peligrosidad (por su presencia y toxicidad relativa), para el primer estadio larval (zoea I).

- **ANALIZAR** la toxicidad de tales metales sobre el desarrollo larval.

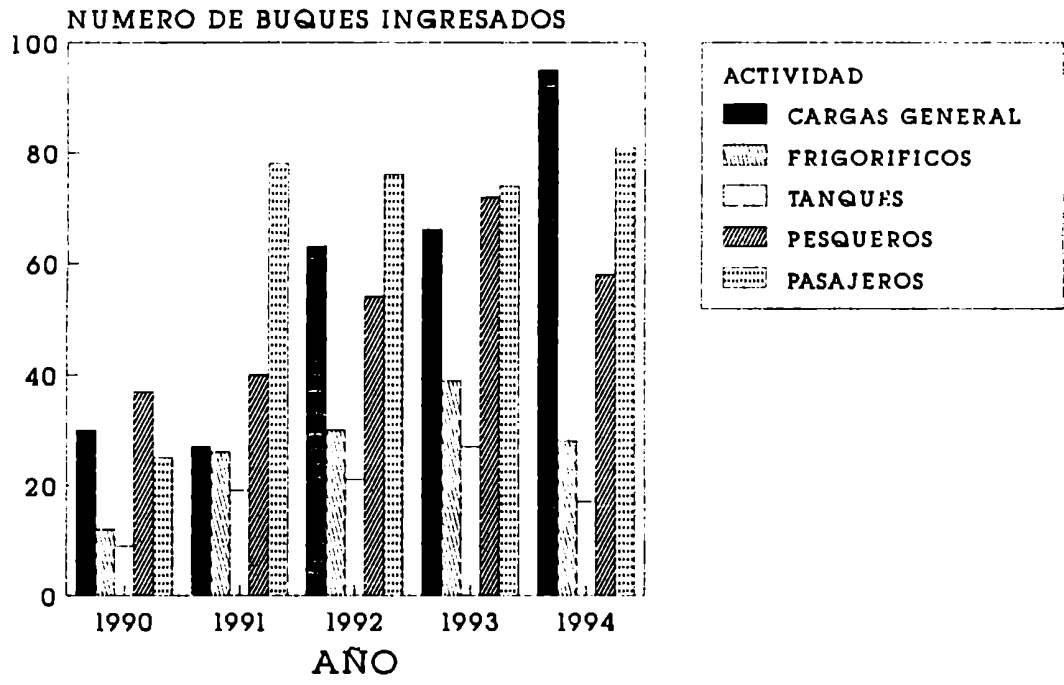
- **CHARACTERIZAR** el perjuicio de los metales ensayados sobre el éxito en la eclosión de desoves expuestos, en términos de disminución del porcentaje de eclosión y aparición de anomalías morfológicas en las larvas.

#### 2.- En el mejillón *Mytilus edulis chilensis*

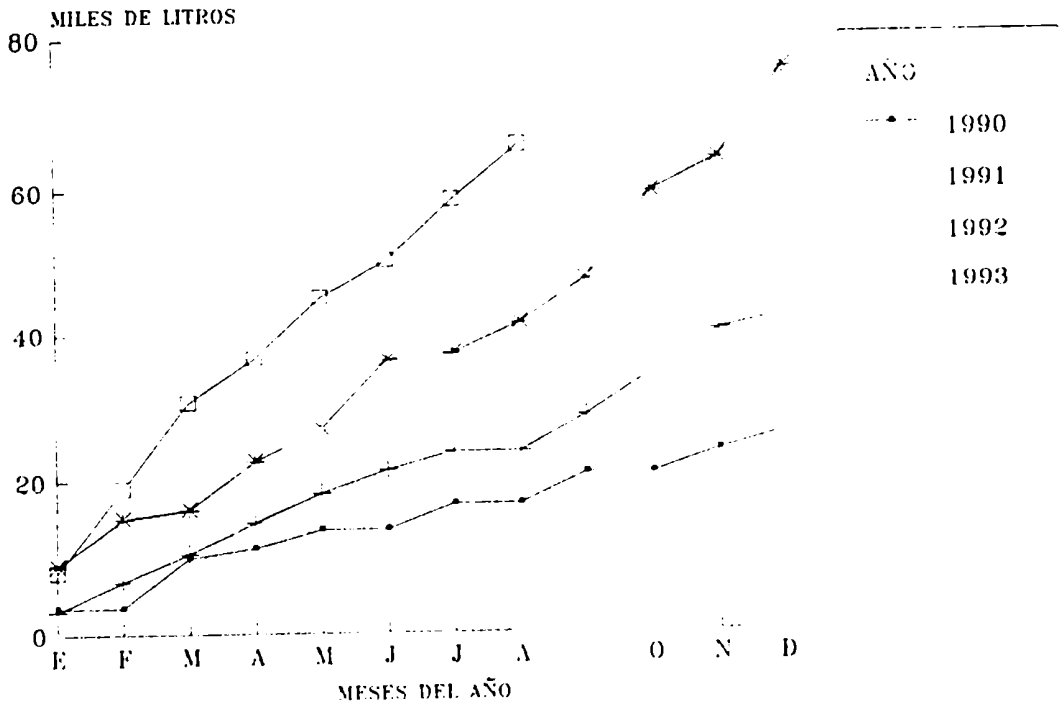
- **EVALUAR** la toxicidad letal aguda en adultos.

3.- **CORRELACIONAR** los resultados obtenidos con las observaciones de campo.

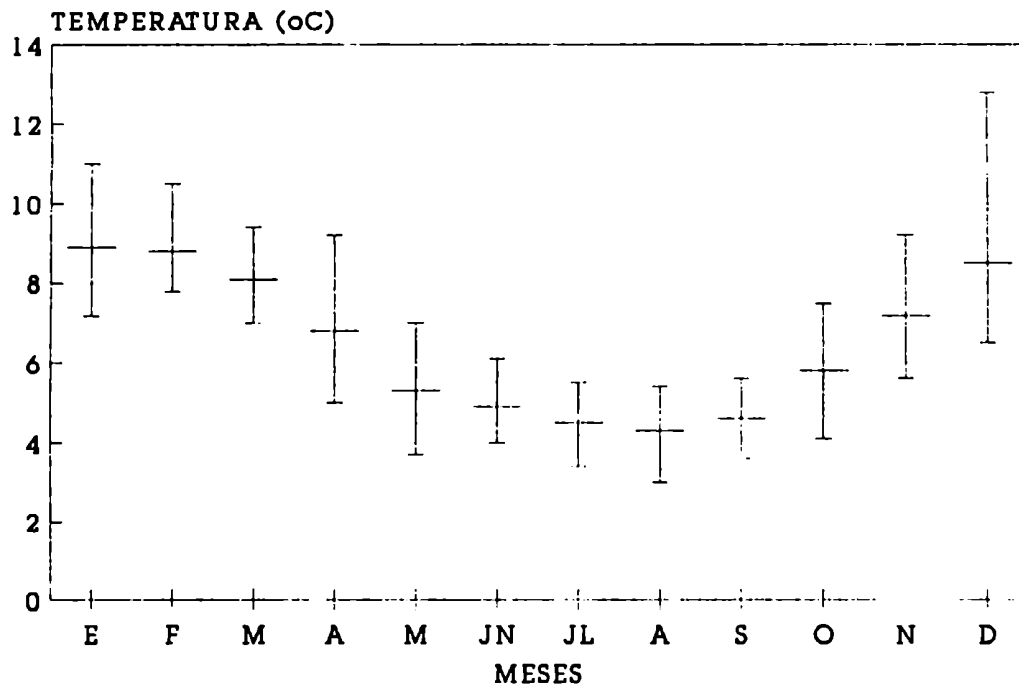
**FIGURA 1 a: Movimiento de Buques discriminados por actividad.**  
 (Fuente: Informe Estadístico Prefectura Naval)



**FIGURA 1 b: Movimiento mensual de combustibles en la Planta Orión (Ushuaia)**  
 (Fuente: Y.P.F - Ushuaia).



**FIGURA 2: Temperatura media y desvíos estándar en el Canal Beagle. Serie 84-88**  
(Fuente: Iturraspe *et al.* 1989)





## ***2. - METODOLOGIA DE TRABAJO***

## 2.- METODOLOGIA DE TRABAJO

### 2.1.- MUESTREOS DE SEDIMENTOS Y MEJILLONES. METODOS ANALITICOS EMPLEADOS PARA LAS DETERMINACIONES QUIMICAS.

#### 2.1.1.- SITIOS Y FRECUENCIAS DE LA TOMA DE MUESTRAS

Se tomaron muestras superficiales de sedimentos arenosos durante tres años, y se colectaron muestras de mejillones en el transcurso de dos años, según se detalla en la Tabla I. La ubicación geográfica de las estaciones de muestreo se observan en la Figura 3.

Las muestras de 1992 corresponden a los meses de Agosto, Octubre y Noviembre, las del año 1993 han sido realizadas con una frecuencia mensual en el caso de los mejillones y cuatrimestral (meses de Abril, Agosto y Diciembre) en el caso de los sedimentos, mientras que las de 1994 corresponden a una frecuencia cuatrimestral (meses de Abril, Agosto y Diciembre) para ambos compartimientos.

**TABLA I: Resumen de los muestreos realizados según años y compartimientos. Las frecuencias de muestreos se explican en los párrafos anteriores.**

AG: Arroyo Grande; ZI: Zona Industrial;

PO: Planta Orión; CN: Club Náutico; BE: Bahía Encerrada;

PU: Península Ushuaia; BG: Bahía Golondrina. PN: Parque Nacional

ESTACION	COMPARTIMIENTO Y AÑO DE MUESTREO					
	SEDIMENTOS			MEJILLONES		
	1992	1993	1994	1993	1994	
1. AG	X	X	X	X	X	
2. ZI		X	X	X	X	
3. PO	X	X	X	X	X	
4. CN	X					
5. BE	X					
6. PU	X	X	X	X	X	
7. BG	X	X	X	X	X	
8. PN	X					

## 2.1.2.- METODOS DE MUESTREO Y METODOS ANALITICOS

### a.- Sedimentos

Los sedimentos fueron extraídos con cucharas plásticas y mantenidos en freezer dentro de bolsas plásticas a  $-20^{\circ}\text{C}$  hasta su posterior tratamiento en laboratorio.

Las muestras fueron secadas en horno a  $50\pm 5^{\circ}\text{C}$  hasta peso constante y posteriormente homogeneizadas. Submuestras de  $300\pm 50\text{mg}$  fueron removidas para la determinación de Mercurio total, siguiendo el método de Uthe *et al.* (1970) con algunas modificaciones: las muestras fueron digeridas en una mezcla de ácido sulfúrico:ácido nítrico (4:1), en un baño termostático a  $60\pm 5^{\circ}\text{C}$ , durante 2 horas. La oxidación de la materia orgánica fue completada durante la noche con la adición de una solución de permanganato de potasio y gotas de agua oxigenada (peróxido de hidrógeno). Finalmente, y previo a la lectura de absorbancia, fue adicionada una solución de cloruro stanoso (10% ácido clorhídrico).

Para el análisis de los otros metales pesados (Cadmio, Cinc, Cobre, Plomo, Hierro y Manganeso) se utilizó una modificación del método descrito por Marcovecchio *et al.* (1988): submuestras de  $500\pm 50$  mg fueron separadas de la muestra original, previamente homogeneizada en mortero, y mineralizada con una mezcla de ácido perclórico:ácido nítrico (1:3), en un baño termostático a  $90\pm 10^{\circ}\text{C}$ , hasta evaporar a un volumen final menor a 1 ml. Las soluciones se llevaron a 5 ml con ácido nítrico 0.1 %.

La concentración de todos los metales analizados fue determinada por la absorbancia en espectrofotometría de absorción atómica, utilizando un equipo Shimadzu AA-640/13 instalado en el Laboratorio de Contaminación Marina del Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP / Mar del Plata).

Para la confección de las curvas de calibración se utilizaron reactivos de calidad analítica, evaluados a través del análisis de material de referencia provistos por el Instituto Nacional de Estudios Ambientales (NIES) de Tsukuba (Japón).

## b.- Mejillones

Se tomaron muestras de mejillones que habitan la franja intermareal (piso mesolitoral) de las costas próximas a la ciudad de Ushuaia.

Los ejemplares fueron seleccionados por la talla más frecuentemente muestreada, comprendidas en un rango de peso que permitió las determinaciones químicas correspondientes.

Los animales fueron transportados al laboratorio, y mantenidos en freezer a  $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$  hasta su tratamiento.

Se procedió a la disección de los ejemplares, reuniendo por cada estación de muestreo entre 5 y 7 individuos sobre los cuales se realizaron las determinaciones de Cobre, Cinc, Plomo, Cadmio, Hierro y Manganeso.

Todos los ejemplares fueron secados en estufa, homogencizando las muestras en mortero. Seguidamente, submuestras de  $250\pm 50$  mg fueron separadas de la muestra original y mineralizada con una mezcla de ácido perclórico:ácido nítrico (1:3), en un baño termostático a  $90\pm 10\text{ }^{\circ}\text{C}$ , evaporanado hasta conseguir un volumen final menor a 1 ml. Las soluciones fueron llevadas a 5 ml de volumen final con una solución de ácido nítrico 0,1%, y se realizaron todas las mediciones por duplicado y en algunos casos por triplicado.

Del mismo modo que para los sedimentos, la concentración de todos los metales analizados fue determinada por la absorbancia en espectrofotometría de absorción atómica, utilizando un equipo Shimadzu AA-640/13 instalado en el Laboratorio de Contaminación Marina del Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP / Mar del Plata).

### 2.1.3.- ANALISIS ESTADISTICOS UTILIZADOS

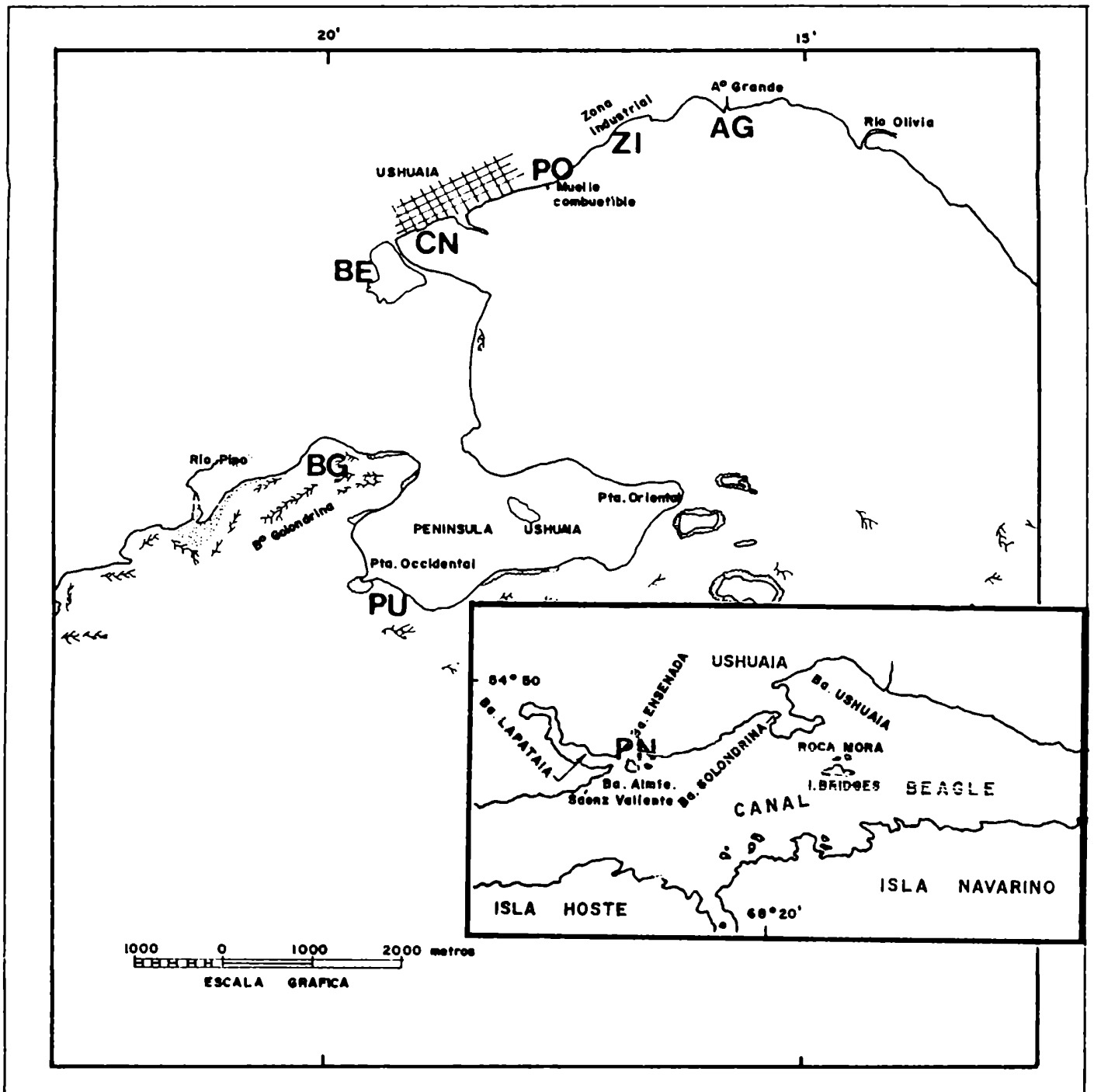
Se establecieron dos tipos de análisis para el tratamiento de los datos.

Para las muestras del año 1992 se utilizó la normalización de los metales detectados a hierro, la cual se basa en la correlación entre la concentración de los metales y un metal elegido como referencia, y el ajuste a una regresión lineal bajo los supuestos establecidos para los análisis paramétricos.

Para las muestras de 1993 y 1994 los valores obtenidos, tanto para las muestras de sedimentos como las de mejillones, fueron analizadas utilizando Análisis de la Varianza (ANOVA) y contrastes mínimas diferencias significativas (dms) y Scheffé.

Todos los análisis utilizados, se realizaron siguiendo la metodología descrita por Sokal y Rohlf (1981).

Figura 3: Area de muestreo. AG: Arroyo Grande; ZI: Zona Industrial; PO: Planta Orión; CN: Club Náutico; BE: Bahía Encerrada; PU: Península Ushuaia; BG: Bahía Golondrina; PN: Parque Nacional.



## 2.2.- BIOENSAYOS

### 2.2.1.- CONSIDERACIONES GENERALES

#### 2.2.1.a.- CONDICIONES GENERALES DE LOS ENSAYOS

Se trabajó en una sala climatizada de una superficie cubierta aproximada de 12 m<sup>2</sup>, en dependencias del Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC - CONICET).

Esta sala posee un equipo de refrigeración con emisión automática de aire climatizado, lo que sumado a su construcción adiabática aseguró el mantenimiento de la temperatura ambiente deseada durante el desarrollo íntegro de los ensayos. Por otra parte, el control del fotoperíodo se logró mediante la conexión al sistema de iluminación del laboratorio (tubos fluorescentes) de un temporizador que reguló el suministro de luz a intervalos fijos.

Para todos los ensayos llevados a cabo, se mantuvieron las siguientes condiciones:

- \* Fotoperíodo de 12 horas luz: 12 horas oscuridad
- \* Temperatura: 7,5 ± 0,5°C. (baño termostático)
- \* Salinidad entre 30±2%. elegida acorde a los valores promedio de las zonas de muestreo y las condiciones óptimas de mantenimiento en laboratorio según experiencias previas.

#### 2.2.1.b.- CONDUCCION DE LOS BIOENSAYOS. CRITERIOS UTILIZADOS

Se han seguido los lineamientos generales recomendados para el desarrollo de bioensayos toxicológicos (APIA *et al.*, 1992, Ward y Parrish, 1982). En todos los casos, el tipo de ensayo realizado fue el estático con renovación ("renewal test"), lo que implicó renovar todas las concentraciones y controles con una determinada frecuencia, que varió según las características de cada ensayo.

Sin apartarse de las pautas generales que antes se mencionan, las características particulares de los bioensayos fueron las siguientes:

- \* Los bioensayos de toxicidad letal aguda comprendieron 96 horas de duración, y los de letalidad crónica involucraron el desarro-

llo larval completo. Para establecer las concentraciones a utilizarse en los ensayos agudos definitivos, se realizaron previamente ensayos piloto exploratorios ("range finding test"). Los mismos tuvieron como objetivo encontrar una concentración que produjese mortalidad total a las 24 horas de exposición y otra que no registrase mortalidad al final de la exposición (96 horas), a fin de establecer los extremos del rango de concentraciones a utilizar en los bioensayos definitivos.

\* Se fijaron rutinas estándar respecto del horario de recambio de las soluciones de ensayo.

\* En los ensayos de toxicidad aguda, el agua de los recipientes fue renovada completamente cada 24 horas, mientras que para los ensayos crónicos se renovó cada 48 horas. A 48 horas la concentración de Oxígeno disuelto no disminuyó a valores menores que el 10% del valor de saturación para esa temperatura.

\* Para los bioensayos con larvas de *Lithodes santolla* se utilizaron recipientes de vidrio de 300ml de capacidad, mientras que para los mejillones se utilizaron recipientes plásticos de 1 litro de capacidad.

\* El volumen de solución del recipiente fue de 150 ml para las larvas de *Lithodes santolla* y de 500 ml para los ejemplares de *Mytilus edulis chilensis*. Se ubicaron hasta 10 ejemplares en cada recipiente ajustándose a los valores resultante de carga ("loading") a los recomendados por APHA *et al.* (1992).

\* El agua de dilución, definida como aquella contenida en todos los recipientes donde se distribuyen ejemplares para los bioensayos y que recibe distintas cantidades de tóxico (APHA *et al.*, 1992) fueron preparadas con agua de mar natural filtrada a través de filtros de papel de 0,45 micrones.

\* Para la preparación de las soluciones madre (o "stock") de los metales ensayados, se utilizaron las siguientes sales:  $\text{Cl}_2\text{Hg}$ ,  $\text{Cl}_2\text{Cd}$ ;  $\text{Cl}_2\text{Zn}$ ,  $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$  y  $\text{NO}_3\text{Pb}_2$ , disueltas en agua destilada, previa disolución en medio ácido (solvente). Toda las sales utilizadas fueron de calidad analítica.

\* Para la preparación de las soluciones utilizadas en los ensayos de toxicidad conjunta, las distintas mezclas fueron preparadas a partir de cada una de las soluciones madre de cada metal, realizando luego las diluciones apropiadas.



\* Se utilizaron dos tipos de controles: uno de agua de dilución y otro consistente en el agregado (al agua de dilución) de  $\text{HNO}_3$  en cantidad tal de reproducir la máxima concentración de solvente presente en los grupos tratados con cada metal. Los valores de pH en este control y en todas las concentraciones fue de  $7,5 \pm 0,2$ .

\* En todos los ensayos, los individuos fueron contabilizados diariamente, removiendo de los frascos a los organismos muertos. El criterio de mortalidad utilizado para las larvas fue la ausencia de latido cardíaco y de movimientos visibles (Armstrong *et al.*, 1976; Rodríguez y Amin, 1991).

\* En el caso de los mejillones, el criterio de mortalidad adoptado fue la combinación de otros criterios comúnmente utilizados en la bibliografía: los organismos fueron considerados muertos si se los encontraba con las valvas abiertas y si luego de ser transferidos a agua limpia o fuera del agua, no las cerraban. En tales casos se advirtió ausencia al estímulo mecánico sobre el pie, y/o falta de resistencia a la acción mecánica de la apertura valvar forzada por el operador.

\* En ningún caso los individuos fueron alimentados durante el desarrollo de los experimentos.

#### 2.2.1.c. OBTENCION Y SELECCION DE LOS EJEMPLARES

##### *i.- Larvas de *Lithodes santolla**

Para la selección de las larvas, se procedió a reunir a los individuos nacidos el mismo día del total de las hembras ovígeras mantenidas en laboratorio. Luego se seleccionaron de ese conjunto aquellas que presentaron mejor estado general (reacción a estímulos externos, buena movilidad y natación) siendo posteriormente asignadas a los tratamientos en forma aleatoria.

Las larvas utilizadas en los bioensayos, nacidas la noche anterior al inicio de aquellos, fueron obtenidas de un lote total de 25 hembras ovígeras recolectadas en aguas del Canal Beagle durante Setiembre de 1992, 1993 y 1994. Para todos los bioensayos desarrollados y por cada concentración ensayada, se utilizaron entre 30 y 60 individuos, distribuidos en réplicas de 10 individuos.

Los ejemplares fueron contados diariamente, determinándose su estadio larval y removiendo de los acuarios a los organismos muertos. Para el caso de los bioensayos de toxicidad crónica, al tiempo que las larvas cambiaban de estadio, fueron transferidas a nuevos recipientes, agrupando a todas aquellas mudadas simultáneamente y sometidas a idéntico tratamiento.

### *ii.- Embriones de Lithodes santolla*

Para los ensayos sobre los efectos de Cadmio y Plomo en la eclosión larval, los embriones fueron seleccionados de un grupo de 7 hembras ovígeras colectadas en aguas del Canal Beagle.

Los pleópodos fueron ablacionados, extrayendo la hemolinfa y residuos de otros tejidos del interior de aquellos para evitar la formación de hongos sobre las masas de huevos. Luego estas masas fueron subdivididas y distribuidas de modo tal que cada una estuviera representada en el control y en todos los tratamientos.

Los "racimos" fueron suspendidos desde el borde superior de los acuarios, fijados a un soporte por medio de un hilo de algodón resistente.

### *iii.- Mytilus edulis chilensis*

Para los experimentos con *Mytilus edulis chilensis*, los ejemplares fueron separados en dos lotes, establecidos en base a la longitud de la valva ( $36 \pm 4$  mm y  $47,2 \pm 3,2$  mm de longitud de la valva respectivamente).

Todos los organismos fueron recolectados en la zona intermareal de la costa próxima a Bahía Ensenada (Parque Nacional Tierra del Fuego), en razón de considerarse "a priori" esta zona como área sin influencia directa de contaminantes.

## 2.2.2.- RESUMEN DE LOS BIOENSAYOS DESARROLLADOS

### a.- Bioensayos en larvas de *Lithodes santolla*.

Se llevaron a cabo los siguientes bioensayos:

- 1.- De toxicidad aguda y/o crónica de Mercurio, Cadmio, Plomo, Cinc y Cobre sobre distintos estadios larvales.
- 2.- De toxicidad aguda y/o crónica de las mezclas Pb/Cu; Pb/Cd; Cd/Cu; Pb/Zn.

Los ensayos de toxicidad crónica se refieren a la exposición de las larvas durante su desarrollo larval, hasta arribar al estadio de Postlarva.

Las concentraciones utilizadas, el tiempo de exposición y el número de organismos empleados en cada caso se detallan en las Tablas II a V.

**TABLA II: Ensayos de toxicidad aguda con metales individuales (96 horas de exposición) para los estadios Zoea I y Zoea II de *Lithodes santolla*.**

ESTADIO	TOTAL DE LARVAS	TOXICO	CONCENTRACIONES (mg/l)
ZOEA I	180	Mercurio	0,00028/0,0007 0,0021/0,007/0,021
ZOEA I	180	Cadmio	0,764/1,531/ 3,062/6,125/12,25
ZOEA I	180	Plomo	1/1,5/2,1/ 2,42/2,51
ZOEA I	240	Cinc	0,025/0,25/2,5/ 4,45/7,74/14,2/25
ZOEA I	210	Cobre	0,1/0,2/0,48/ 1,00/1,58/3,00
ZOEA II	180	Cadmio	0,764/1,531/ 3,062/6,125/12,25
ZOEA II	210	Plomo	1/1,24/1,55 1,94/2,42/3
ZOEA II	180	Cobre	0,1/0,2/0,4/0,79/1,78

**TABLA III: Ensayos de toxicidad aguda conjunta (96 horas de exposición) para el estadio Zoca I de *Lithodes santolla* .**

NUMERO DE LARVAS	MEZCLA DE TOXICOS	CONCENTRACION DE LA MEZCLA (mg/l)	RELACION DE LOS TOXICOS EN LA MEZCLA
180	Cu+Pb	0,05/0,14/0,38 0,95/2,88	1:1
210	Cu+Cd	0,05/0,14/0,38 0,95/2,88/8,00	1:1
210	Pb+Cd	0,05/0,14/0,38 0,95/2,88/8	1:1

**Tabla IV: Ensayos de toxicidad crónica con diferentes metales (durante el desarrollo larval desde Zoca I a Postlarva) para *Lithodes santolla*.**

NUMERO DE LARVAS	DURACION DEL ENSAYO	TOXICO	CONCENTRACION (mg/l)
<b>AÑO 1993</b>			
150	26 DIAS	Cadmio	0,005/ 0,01/ 0,05/ 0,1/ 1
150	25 DIAS	Plomo	0,0001/ 0,001/ 0,01/ 0,1/ 1
90	26 DIAS	Zinc	0,005/ 0,05/ 0,5
<b>AÑO 1994</b>			
150	23 DIAS	Cobre	0,01/0,1
150	23 DIAS	Cadmio	0,01/0,1

**TABLA V: Ensayos de toxicidad crónica con mezclas de metales (durante el desarrollo larval desde Zoca I a Postlarva) para *Lithodes santolla*.**

NUMERO DE LARVAS	DURACION DEL ENSAYO	MEZCLA DE TOXICOS	CONCENTRACION DE LA MEZCLA (mg/l)	RELACION DE LOS TOXICOS EN LA MEZCLA
<b>AÑO 1993</b>				
90	20 DIAS	Pb + Cd	0,015/0,15/1,5	2:1
90	21 DIAS	Pb + Zn	0,015/0,15/1,5	2:1
<b>AÑO 1994</b>				
90	22 DIAS	Cu + Cd	0,05/0,14	1:1
90	22 DIAS	Cu + Pb	0,05/0,14	1:1

**b. Bioensayos en embriones de *Lithodes santolla*.**

El volumen de los acuarios fue de 16 litros, y las concentraciones ensayadas fueron de 0,16 mg/l y 1,6 mg/l para el plomo y de 0,2 mg/l y 2 mg/l para el cadmio. Se mantuvo aireación constante con 4 (cuatro) difusores por acuario.

La duración total del ensayo fue de un mes, iniciando la experiencia el 5/09/1994 y finalizandola el 4/10/1994. Durante ese período, los recambios se realizaron dos veces por semana, renovándose en cada oportunidad la totalidad del agua de los acuarios.

El material a ser analizado (huevos y/o larvas eclosionadas) fue fijado en Bouin (12 hs), luego se procedió a su deshidratación en sucesivos baños de alcohol 70° y alcohol 96°, para conservarlo definitivamente en alcohol butílico.

El resto de las condiciones experimentales fueron iguales las descriptas en la sección 2.2.1.b.-

Dado que las eclosiones ocurrieron durante todo el período que abarcó el bioensayo, se recolectaron diariamente todas las larvas eclosionadas y los huevos eventualmente desprendidos de los pleópodos. Una vez fijadas las muestras, se inspeccionaron larvas provenientes de todos los tratamientos a fin de detectar las distintas anomalías morfológicas presentes. Una vez que estas fueron tipificadas, se procedió a registrar en cada muestra las siguientes variables:

- 1) Número de larvas eclosionadas.
- 2) Número de huevos presentes (sin eclosionar).
- 3) Número de larvas que presentaron cada una de las anomalías morfológicas previamente tipificadas.

Los huevos remanentes en los pleópodos fueron fijados al finalizar el experimento, a fin de proceder a su conteo.

### **c.- Bioensayos en *Mytilus edulis chilensis*.**

#### **c.1.- Ensayos de toxicidad letal aguda**

Se analizó la respuesta letal en adultos de las dos clases de tamaño previamente definidas.

Las concentraciones experimentales, fueron para la talla menor 6; 10; 15; 22,2; 33,3; 50 y 75 mg/l de cadmio, mientras que para el plomo de 6; 10; 15; 22,2; 33,3; 50; 75 y 112 mg/l. Para la mayor, tanto para el plomo como para el cadmio, las concentraciones de la experiencia fueron 6; 10; 15; 22,2; 33,3; 50; 75 y 112 mg/l.

#### **c.2.- Ensayos de toxicidad aguda conjunta**

A fin de analizar la respuesta de la adición conjunta de dos contaminantes se estudió el efecto de la exposición simultánea a plomo y cadmio en un bioensayo de exposición corta (96 horas).

Las concentraciones utilizadas fueron para ambas tallas y ambos tóxicos 13; 20; 30; 44,4; 66,6; 100; 150 y 224 mg/l ya que las soluciones se prepararon por adición de idénticas partes de las soluciones madre utilizadas en los ensayos individuales crónicos y agudos.

### 2.2.3.- ANALISIS ESTADISTICOS UTILIZADOS. TRATAMIENTO DE LOS DATOS.

Salvo en los casos en que se especifica otro origen, los análisis estadísticos aquí mencionados están basados en los descriptos por Sokal y Rohlf (1981).

#### *i.- Toxicidad aguda*

La concentración letal 50 (CL50), definida como la concentración a la cual muere el 50 % de los organismos de ensayo, fue calculada mediante programas de computación basados en el método "Probit" (Finney, 1971), y eventualmente en el método de Lichfield y Wilcoxon (1949), cuando aquel no fuese aplicable, utilizando la prueba recomendada por la American Public Health Association (APHA *et al.*, 1992), para comparar valores de CL50 entre sí

#### *ii.- Toxicidad crónica*

Para comparar los efectos de los tratamientos sobre el tiempo de desarrollo hasta zoea II (y de la misma forma hasta zoea III y postlarva), se definió el TM50 como el tiempo en el



cual el 50% del total de larvas completaron la muda al siguiente estadio. La comparación de los respectivos TM50 se realizó siguiendo la misma metodología descrita anteriormente para la CL50.

El efecto de las concentraciones de cada contaminante sobre el porcentaje de muda exitosa de un estadio al siguiente fue comparado por la prueba de independencia a partir de las correspondientes tablas de contingencia de 2X2 bajo modelo II, utilizando la prueba exacta de Fisher.

### *iii.- Toxicidad conjunta*

La prueba que mide los efectos de la toxicidad conjunta (en exposiciones agudas), establece que la sumatoria de las unidades tóxicas de cada componente en la mezcla puede ser mayor, menor o igual a 1, correspondiendo a antagonismo, sinergismo o aditividad estricta respectivamente (Kagan, 1985).

Una unidad tóxica se define en este contexto como el cociente entre la concentración de cada metal en la CL50 de la mezcla y la CL50 de cada metal individual.

En los casos de toxicidad conjunta se puso a prueba la hipótesis de aditividad estricta ( $H_0$ =la acción conjunta de ambos metales es estrictamente aditiva,  $H_a$ =la acción conjunta no es aditiva, luego es sinérgica o antagónica), y se realizó la correspondiente comparación a través de la prueba de Chi-cuadrado, utilizando el estadístico y la metodología propuestos por Finney (1971).

### *iv.- Análisis del efecto sobre la eclosión larval*

La proporción de larvas eclosionadas se estimó como el número de larvas eclosionadas sobre el total de huevos iniciales, ésta última cantidad se estimó sumando los huevos sin eclosionar y las larvas eclosionadas. Tal proporción se comparó entre tratamientos mediante el test de comparación de proporciones basado en una distribución normal (Sokal y Rohlf, 1981); considerando la propagación de errores producida por la comparación de a pares entre tres tratamientos (control y dos concentraciones, para cada tóxico) a fin de mantener el nivel de confianza deseado (5 %). La incidencia de cada anomalía se estimó como la proporción de larvas afectadas sobre el total de larvas eclosionadas, comparán-

dose entre tratamientos mediante el test arriba mencionado. Los tiempos medios de eclosión (TE50), se calcularon mediante el mismo programa utilizado para la estimación de CL50, considerando como número de respondientes a la cantidad acumulada de larvas eclosionadas en función de los días de exposición. Los valores de TE50 se compararon entre sí mediante el estadístico recomendado por APHA *et al.* (1992).

### ***3. - RESULTADOS***

### 3.- RESULTADOS

#### 3.1.- DETERMINACION DE METALES PESADOS EN EL AMBIENTE

##### 3.1.1.- ANALISIS PRELIMINAR DE METALES PESADOS EN SEDIMENTOS COSTEROS. AÑO 1992.

En la Tabla VI se presentan los resultados del contenido de metales pesados en los sedimentos costeros durante 1992.

**TABLA VI: Concentraciones de metales pesados en sedimentos costeros. Año 1992. AG: Arroyo Grande; PO: Planta Orión; CN: Club Náutico; BE: Bahía Encerrada; PU: Península Ushuaia; BG: Bahía Golondrina; PN: Parque Nacional. X = media; S = desvío estándar; n.d.= valor no detectable. Límite detección: mercurio 0,05 µg/g (peso húmedo), para el resto de metales 0,03 µg/g (peso húmedo).**

ESTACION		CONCENTRACION DEL METAL (peso seco)				
		Hierro (mg/g)	Plomo (µg/g)	Cobre (µg/g)	Zinc (µg/g)	Mercurio (µg/g)
AG	X	5,74	4,26	7,55	47,76	0,14
	S	0,46	0,30	0,80	4,80	0,06
PO	X	6,00	27,65	19,48	62,35	0,41
	S	1,07	7,70	4,00	8,90	0,03
CN	X	4,50	5,45	9,35	29,00	n.d
	S	1,38	1,50	2,90	10,7	
BE	X	4,00	7,90	13,30	35,50	n.d
	S	0,72	0,15	5,10	7,90	
PU	X	2,65	3,58	4,21	25,36	n.d
	S	0,45	0,80	1,10	6,30	
BG	X	4,87	5,86	8,58	47,46	0,11
	S	1,01	1,30	1,70	11,50	0,01
PN	X	3,96	2,51	4,75	36,25	nd
	S	0,72	0,8	1,7	6,3	

Los valores de cadmio para todas las estaciones de muestreo resultaron inferiores al límite de detección del instrumental.

El resultado de la normalización para la concentración de los metales en relación al hierro (utilizado como elemento de referencia) puede apreciarse en la figura 4.

La concentración de plomo normalizada a hierro mostró algunas concentraciones que resultaron entre dos a cuatro veces superiores al resto de las detectadas, los cuales correspondieron a los sedimentos de la estación Planta Orión. Por su parte, una tendencia similar ha sido observada a partir de la normalización de cobre a hierro en el estudio de estos sedimentos, aunque con una mayor dispersión que en el caso del plomo.

Contrariamente a lo observado para el cobre y el plomo, la normalización de cinc a hierro mostró una tendencia definida, en las que no se observan puntos aislados.

A partir de estos resultados se analizó la relación entre las concentraciones de los metales detectados en los sedimentos, ajustándolos a una regresión lineal del tipo  $Y = a + b \cdot X$  donde "Y" es la concentración del metal y "X" la concentración del metal de referencia (en este caso hierro).

Para la estimación de las rectas de regresión de plomo y cobre fueron excluidos los datos correspondientes a la estación Planta Orión, por lo señalado anteriormente.

Dado que este tipo de análisis comprende técnicas paramétricas, y que los datos obtenidos cumplieron las condiciones de normalidad y homocedacia, no fue necesario operar ninguna transformación a los mismos. Los resultados obtenidos se expresan en la tabla VII.

A partir de este muestreo se seleccionaron las áreas que se incluyeron en las etapas siguientes de relevamiento.

**TABLA VII: coeficientes de correlación.**

**A.- Para los diferentes metales y el hierro, de acuerdo a la relación:  $Y$  [metal] =  $a + b * X$  [hierro].**

**n: número de muestras analizadas, R: coeficiente de correlación.**

Metal	n	R		pendiente	ordenada al origen
Plomo	30	0,38 *		0,05	2,21
Cobre	38	0,53 **		1,24	1,60
Cinc	38	0,82 **		8,40	2,66

(\*)  $p < 0,05$

(\*\*)  $p < 0,01$

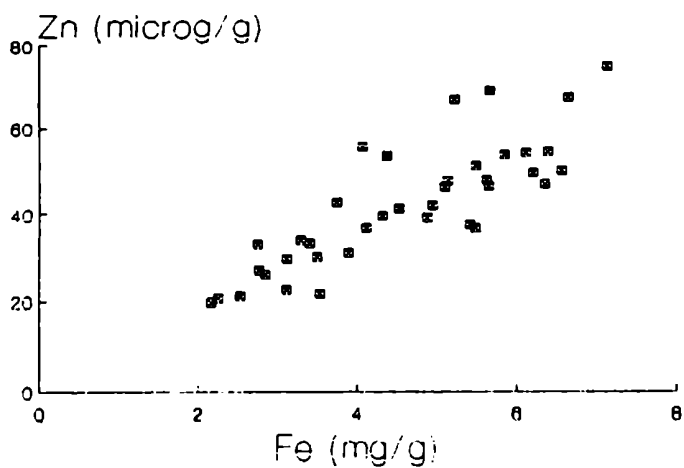
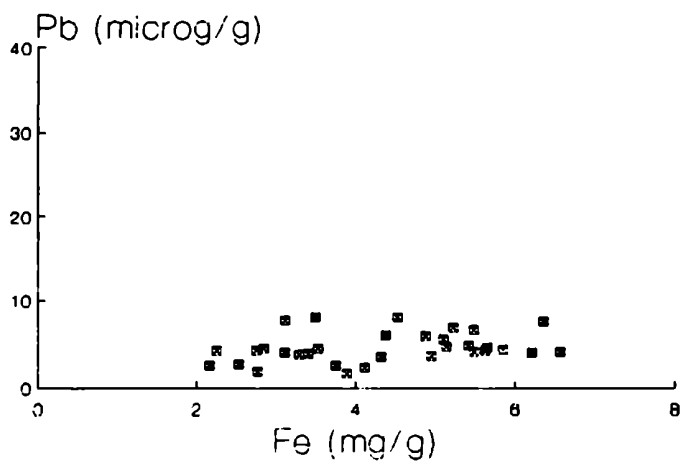
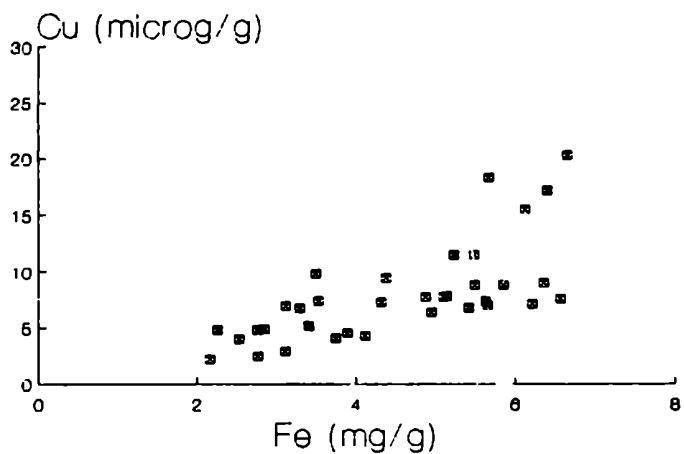
**B.- Entre diferentes metales**

	Plomo	Cobre	Cinc
Plomo	-----		
Cobre	0,873 **	-----	
Cinc	0,635 *	0,776 **	----

(\*)  $p < 0,05$

(\*\*)  $p < 0,01$

**Figura 4: Concentraciones de metales pesados normalizados a Hierro en sedimentos costeros del Canal Beagle. Año 1992.**



### 3.1.2.- ANALISIS DEL CONTENIDO DE METALES PESADOS EN SEDIMENTOS COSTEROS. AÑO 1993 y 1994.

A partir de los resultados obtenidos durante 1992 se realizaron ajustes en la selección de las estaciones para los años 1993 y 1994.

Se identificaron áreas con actividades antropogénicas visibles y se relevaron específicamente a fin de caracterizar su particular estado. Por esta razón para el análisis de los datos obtenidos no resultó aplicable el estudio a través de la normalización a un metal de referencia.

#### a.- PLOMO

En relación a la concentración de plomo en los sedimentos muestreados en 1993, se observaron diferencias significativas entre estaciones (Tabla VIII), siendo  $PO > ZI > AG > PU = BG$ . Durante 1994, se observó que fue mayor la concentración de plomo en Planta Orión y Zona Industrial, formando el resto un grupo homogéneo. Respecto a las épocas del año fue menor la concentración de plomo en el intervalo Setiembre a Diciembre para ambos años.

Para los muestreos del año 1993 se realizaron los contrastes de interacción resultando menor la concentración de plomo durante setiembre a diciembre en Planta Orión, Zona Industrial y Península Ushuaia y entre los meses de Mayo a Agosto, menor para la estación Bahía Golondrina (Tabla IX).

Para el año 1994, la interacción resultó no significativa ( $P > 0,05$ )



**TABLA VIII: Análisis de la Varianza para la concentración de Plomo en sedimentos. Los asteriscos encolumnados indican ausencia de diferencias significativas ( $P > 0,05$ ). AG: Arroyo Grande; ZI: Zona Industrial; PO: Planta Orión; PU: Península Ushuaia; BG: Bahía Golondrina.**

A) AÑO 1993

FUENTE DE VARIACION	SUMA DE CUADRADOS	GL	CUADRADO MEDIO	F	NIVEL SIGN.
ESTACION	1534,69	4	383,65	486,1	0,00
EPOCA	115,19	2	57,59	72,9	0,00
INTERACCION	234,55	8	29,32	37,2	0,00
RESIDUAL	11,84	15	0,79		
TOTAL	1896,2	29			

Prueba múltiple de rangos (Método: dms)

ESTACION	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO $\mu\text{g/g}$	GRUPOS HOMOGENEOS
PU	6	6,363	*
BG	6	7,413	*
AG	6	9,032	*
ZI	6	16,513	*
PO	6	25,347	*

EPOCA	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO $\mu\text{g/g}$	GRUPOS HOMOGENEOS
SET a DIC	10	10,19	*
ENE a ABR	10	13,91	*
MAY a AGO	10	14,69	*

B) AÑO 1994

FUENTE DE VARIACION	SUMA DE CUADRADOS	GL	CUADRADO MEDIO	F	NIVEL. SIGN.
ESTACION	128,81	4	32,20	60,0	0,00
EPOCA	10,69	2	5,34	9,9	0,009
INTERACCION	13,19	7	1,88	3,5	0,06
RESIDUAL	3,76	7	0,54		
TOTAL	151,46	20			

Prueba múltiple de rangos (Método: dms)

ESTACION	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO $\mu\text{g/g}$	GRUPOS HOMOGENEOS
PU	4	3,50	*
AG	6	4,25	*
BG	4	4,59	*
ZI	2	7,15	*
PO	5	9,77	*

EPOCA	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO $\mu\text{g/g}$	GRUPOS HOMOGENEOS
SET a DIC	6	5,02	*
MAY a AGO	9	5,85	* *
ENE a ABR	6	6,38	*

TABLA IX: Resultados de los contrastes de Interacción entre épocas y lugares de muestreo. AÑO 1993. Se presentan en la tabla los valores medios de concentración. Los asteriscos encolumnados indican ausencia de diferencias significativas ( $P > 0,05$ ). Método Scheffé. AG: Arroyo Grande; ZI: Zona Industrial; PO: Planta Orión; PU: Península Ushuaia; BG: Bahía Colondrina.

EPOCA	ESTACIONES				
	PO	PU	ZI	BG	AG
ENE a ABR	26,4 *	7,4 *	18,0 *	8,4 *	9,4 *
MAY a AGO	31,4 *	7,1 *	21,6 *	4,9 *	8,4 *
SET a DIC	18,3 *	4,6 *	9,9 *	8,9 *	9,3 *

## **b.- HIERRO**

Durante 1993 el área de mayor concentración de hierro en los sedimentos fue Arroyo Grande, que forma un grupo homogéneo con Planta Orión. Por su parte en los muestreos de 1994, se determinó un grupo homogéneo con mayor concentración de este metal, formado por las estaciones Península, Arroyo Grande y Planta Orión, los valores absolutos de este metal fueron notoriamente mayores en 1993. No se observaron diferencias significativas para ambos años estudiados en relación a las épocas de muestreo (Tabla X).

Se realizaron los contrastes de interacción para las muestras del año 1994, resultando significativamente mayor la concentración de hierro para la estación Península Ushuaia en la época de Setiembre a Diciembre en relación al resto de las épocas del año.

**TABLA X: Análisis de la Varianza para la concentración de Hierro en sedimentos. Los asteriscos encolumnados indican ausencia de diferencias significativas ( $P > 0,05$ ). AG: Arroyo Grande; ZI: Zona Industrial; PO: Planta Orión; PU: Península Ushuaia; BG: Bahía Golondrina.**

A) AÑO 1993

FUENTE DE VARIACION	SUMA DE CUADRADOS	GL	CUADRADO MEDIO	F	NIVEL SIGN.
ESTACION	221,78	4	55,44	3,19	0,0395
EPOCAS	15,17	2	7,58	0,44	0,653
RESIDUAL	294,73	17	17,34		
TOTAL	560,24	23			

Prueba múltiple de rangos (Método: dms)

ESTACION	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO mg/g	GRUPOS HOMOGENEOS
PU	6	22,96	*
Zi	4	23,71	* *
BG	4	24,55	* *
PO	4	29,58	* *
AG	6	30,41	*

EPOCA	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO mg/g	GRUPOS HOMOGENEOS
SET a DIC	10	25,34	*
MAY a AGO	8	25,74	*
ENE a ABR	6	28,64	*

B) AÑO 1994

FUENTE DE VARIACION	SUMA DE CUADRADOS	GL	CUADRADO MEDIO	F	NIVEL SIGN.
ESTACION	114,43	4	28,61	4,74	0,02
EPOCAS	3,97	2	1,98	0,33	0,73
INTERACCION	287,25	8	35,91	5,95	0,004
RESIDUAL.	66,35	11	6,03		
TOTAL	477,80	25			

Prueba múltiple de rangos (Método: dms)

ESTACION	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO mg/g	GRUPOS HOMOGENEOS
BG	5	1,94	*
ZI	6	2,25	* *
PO	6	5,31	* *
AG	5	5,37	* *
PU	4	8,03	*

EPOCA	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO mg/g	GRUPOS HOMOGENEOS
ENE a ABR	8	3,49	*
SET a DIC	8	4,56	*
MAY a AGO	10	4,95	*

### c.- COBRE

Se determinó mayor concentración de Cobre en los sedimentos del área de Planta Orión para ambos años estudiados (Tabla XI).

Durante el año 1993 se determinó menor concentración de cobre en el intervalo de los meses Mayo a Agosto, mientras que para el año 1994 no se hallaron diferencias significativas entre las épocas analizadas.

Los resultados de los contrastes de interacción para el año 1993 se presentan en la tabla XII. Para el año 1994 sólo fue significativa la diferencia hallada en la estación Planta Orión para la época que comprende los meses de Setiembre a Diciembre, en la cual fue menor la concentración de cobre que en el resto de las épocas estudiadas.

**TABLA XI: Análisis de la Varianza para la concentración de Cobre en sedimentos. Los asteriscos encolumnados indican ausencia de diferencias significativas ( $P > 0,05$ ). AG: Arroyo Grande; ZI: Zona Industrial; PO: Planta Orión; PU: Península Ushuaia; BG: Bahía Golondrina.**

A) AÑO 1993

FUENTE DE VARIACION	SUMA DE CUADRADOS	GL	CUADRADO MEDIO	F	NIVEL SIGN.
ESTACION	7494,06	4	1873,52	95,09	0,00
EPOCA	231,29	2	115,64	5,87	0,013
INTERACCION	2268,99	8	283,62	14,39	0,00
RESIDUAL	295,53	15	19,70		
TOTAL	10289,88	29			

Prueba múltiple de rangos (Método: dms)

ESTACION	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO $\mu\text{g/g}$	GRUPOS HOMOGENEOS
BG	6	23,25	*
PU	6	28,56	* *
ZI	6	29,39	*
AG	6	30,86	*
PO	6	66,99	*

EPOCA	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO $\mu\text{g/g}$	GRUPOS HOMOGENEOS
MAY a AGO	10	31,88	*
SET a DIC	10	37,75	*
ENE a ABR	10	37,78	*

B) AÑO 1994

FUENTE DE VARIACION	SUMA DE CUADRADOS	GL	CUADRADO MEDIO	F	NIVEL SIGN.
ESTACION	248,48	4	62,12	66,39	0,00
EPOCA	7,70	2	3,85	4,12	0,046
INTERACCION	35,19	8	4,39	4,70	0,0104
RESIDUAL	10,29	11	0,94		
TOTAL	294,95	25			

Prueba múltiple de rangos (Método: dms)

ESTACION	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO $\mu\text{g/g}$	GRUPOS HOMOGENEOS
PU	5	3,63	*
AG	5	5,28	*
BG	6	9,95	*
ZI	5	10,04	*
PO	5	11,63	*

EPOCA	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO $\mu\text{g/g}$	GRUPOS HOMOGENEOS
SET a DIC	9	8,05	*
ENE a ABR	8	8,18	*
MAY a AGO	9	8,31	*

TABLEA XII: Resultados de los contrastes de Interacción entre épocas y lugares de muestreo. AÑO 1993. Se presentan en la tabla los valores medios de concentración. Los asteriscos encolumnados indican ausencia de diferencias significativas ( $P > 0,05$ ). Método Scheffé. AG: Arroyo Grande; ZI: Zona Industrial; PO: Planta Orión; PU: Península Ushuaia; BG: Bahía Golondrina.

EPOCA	ESTACIONES				
	PO	PU	ZI	BG	AG
ENE a ABR	78,6 *	44,9 *	18,8 *	14,1 *	32,4 *
MAY a AGO	51,6 *	25,9 *	33,9 *	22,2 *	25,8 *
SET a DIC	70,8 *	14,8 *	35,4 *	33,3 *	34,3 *



#### d.- CINC

La concentración de cinc en Planta Orión y Arroyo Grande fue significativamente mayor que para las restantes estaciones para ambos años de muestreo, mientras que Península Ushuaia y Zona Industrial reportaron los menores valores en ambos años (Tabla XIII).

Con relación a las épocas del año se registraron diferencias significativas en 1993, siendo los meses de Setiembre a Diciembre los de mayor concentración de cinc en los sedimentos, mientras que, para el año 1994, no se determinaron diferencias significativas.

Los contrastes de interacción para el año 1993 se presentan en la tabla XIV. Para el año 1994 la interacción resultó no significativa.

**TABLA XIII: Análisis de la Varianza para la concentración de Cinc en sedimentos. Los asteriscos encolumnados indican ausencia de diferencias significativas ( $P > 0,05$ ). AG: Arroyo Grande; ZI: Zona Industrial; PO: Planta Orión; PU: Península Ushuaia; BG: Bahía Golondrina.**

A) AÑO 1993

FUENTE DE VARIACION	SUMA DE CUADRADOS	GL	CUADRADO MEDIO	F	NIVEL. SIGN.
ESTACION	6360,69	4	1590,17	36,71	0,000
EPOCA	2606,61	2	1303,30	30,08	0,000
INTERACCION	16336,64	8	2042,09	47,14	0,000
RESIDUAL	649,84	15	43,32		
TOTAL	25953,87	29			

Prueba múltiple de rangos (Método: dms)

ESTACION	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO $\mu\text{g/g}$	GRUPOS HOMOGENEOS
ZI	6	70,16	*
PU	6	71,56	*
BG	6	76,98	*
PO	6	95,36	*
AG	6	107,15	*

EPOCA	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO $\mu\text{g/g}$	GRUPOS HOMOGENEOS
MAY a AGO	10	74,45	*
ENE a ABR	10	81,49	*
SET a DIC	10	96,78	*

B) AÑO 1994

FUENTE DE VARIACION	SUMA DE CUADRADOS	GL.	CUADRADO MEDIO	F	NIVEL SIGN.
ESTACION	151,34	4	37,83	11,41	0,0002
EPOCA	5,09	2	2,54	0,77	0,48
INTERACCION	26,30	8	3,29	0,99	0,48
RESIDUAL	49,72	15	3,31		
TOTAL	232,45	29			

Prueba múltiple de rangos (Método: dms)

ESTACION	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO $\mu\text{g/g}$	GRUPOS HOMOGENEOS
PU	6	12,55	*
ZI	6	16,47	*
BG	6	17,12	*
AG	6	17,31	* *
PO	6	19,44	*

EPOCA	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO $\mu\text{g/g}$	GRUPOS HOMOGENEOS
SET a DIC	10	16,0	*
ENE a ABR	10	16,82	*
MAY a AGO	10	16,92	*

TABLA XIV: Resultados de los contrastes de Interacción entre épocas y lugares de muestreo. Año 1993. Se presentan en la tabla los valores medios de concentración. Los asteriscos encolumnados indican ausencia de diferencias significativas ( $P > 0,05$ ). Método Scheffé. AG: Arroyo Grande; ZI: Zona Industrial; PO: Planta Orión; PU: Península Ushuaia; BG: Bahía Golondrina.

EPOCA	ESTACIONES				
	PO	PU	ZI	BG	AG
ENE a ABR	137,6 *	67,3 *	42,4 *	52,3 *	107,8 *
MAY a AGO	50,5 *	94,6 *	74,5 *	55,5 *	97,6 *
SET a DIC	98,3 *	52,7 *	93,5 *	123,2 *	116,1 *

e.- MANGANESO

Para este metal solo se analizaron muestras del año 1993.

Se determinó mayor concentración de manganeso en los sedimentos de las estaciones Planta Orión y Zona Industrial, siendo menor la concentración en Península Ushuaia (Tabla XV).

En relación a las épocas del año no se registraron diferencias significativas.

**TABLA XV: Análisis de la Varianza para la concentración de Manganeso en sedimentos. Año 1993. Los asteriscos encolumnados indican ausencia de diferencias significativas ( $P > 0,05$ ). AG: Arroyo Grande; ZI: Zona Industrial; PO: Planta Orión; PU: Península Ushuaia; BG: Bahía Golondrina.**

FUENTE DE VARIACION	SUMA DE CUADRADOS	GL	CUADRADO MEDIO	F	NIVEL SIGN.
ESTACION	4384201	4	1096050	10,28	0,0002
EPOCAS	105124	2	52562	0,49	0,619
RESIDUAL	18126749	17	106627		
TOTAL	6643733	23			

Prueba múltiple de rangos (Método: dms)

ESTACION	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO $\mu\text{g/g}$	GRUPOS HOMOGENEOS
PU	6	966,4	*
BG	4	1230,4	* *
AG	6	1653,05	* *
ZI	4	1833,5	* *
PO	4	2237,68	*

EPOCA	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO $\mu\text{g/g}$	GRUPOS HOMOGENEOS
MAY a AGO	8	1349,43	*
ENE a ABR	6	1589,55	*
SET a DIC	10	1659,01	*

## f.- CADMIO

Dado que un alto porcentaje de las muestras analizadas resultó con valores situados por debajo del límite de detección del instrumental utilizado (0,03 µg/g peso húmedo), se presentan en la tabla XVI para cada estación los valores promedio y sus correspondientes desvíos para cada año de muestreo.

**TABLA XVI: Concentraciones de cadmio en sedimentos costeros.**

**AG: Arroyo Grande; PO: Planta Orión; ZI: Zona Industrial;**

**PU: Península Ushuaia; BG: Bahía Golondrina.**

**N = Número de muestras con valores detectables; ND = Número de muestras con valores no detectables; X = media; S = desvío estándar.**

### A) AÑO 1993

ESTACION	N	ND	X	S
AG	4	2	0,11	0,04
PO	1	5	0,15	--
BG	4	2	0,09	0,03
ZI	4	2	1,25	0,87
PU	4	2	0,10	0,02

### B) AÑO 1994

ESTACION	N	ND	X	S
AG	4	2	5,30	5,76
PO	2	4	6,66	9,08
BG	1	4	0,77	--
ZI	3	3	2,07	2,96
PU	2	2	2,31	2,28

### 3.1.3.- ANALISIS DEL CONTENIDO DE METALES PESADOS EN TEJIDO DEL MEJILLON *Mytilus edulis chilensis*.

#### a.- PLOMO

Los resultados obtenidos indican que existen diferencias significativas (Tabla XVII) tanto para los lugares como para las épocas del año. Con respecto a los lugares de muestreo y para ambos años, Zona Industrial y Planta Orión registraron las mayores concentraciones.

Respecto a las épocas del año los organismos que presentaron mayores concentraciones fueron los correspondientes a la época comprendida entre los meses de Mayo a Agosto para los organismos muestreados en 1993 y Enero a Abril para los correspondientes a 1994.

Los contrastes de interacción realizados para el año 1993, mostraron diferencias significativas para las estaciones Planta Orión y Zona Industrial con mayor concentración de plomo en los sedimentos de la época comprendida entre Mayo a Agosto.

**TABLA XVII: Análisis de la Varianza para la concentración de Plomo en tejido de mejillón. Los asteriscos encolumnados indican ausencia de diferencias significativas ( $P > 0.05$ ). AG: Arroyo Grande; ZI: Zona Industrial; PO: Planta Orión; PU: Península Ushuaia; BG: Bahía Golondrina.**

A) AÑO 1993

FUENTE DE VARIACION	SUMA DE CUADRADOS	GL	CUADRADO MEDIO	F	NIVEL. SIGN.
ESTACION	793,80	4	198,45	40,18	0,00
EPOCA	133,40	2	66,70	13,50	0,00
INTERACCION	270,82	8	33,85	6,85	0,00
RESIDUAL	350,68	71	4,94		
TOTAL	1504,47	85			

Prueba múltiple de rangos (Método: dms)

ESTACION	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO $\mu\text{g/g}$	GRUPOS HOMOGENEOS
PU	16	0,475	*
AG	14	1,190	*
BG	14	1,230	*
PO	22	2,850	*
ZI	20	8,29	*

EPOCA	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO $\mu\text{g/g}$	GRUPOS HOMOGENEOS
SET a DIC	32	2,08	*
ENE a ABR	24	2,89	*
MAY a AGO	30	4,457	*

B) AÑO 1994

FUENTE DE VARIACION	SUMA DE CUADRADOS	GL	CUADRADO MEDIO	F	NIVEL SIGN.
ESTACION	3,79	4	0,95	7,57	0,0015
EPOCA	77,78	2	38,89	310,5	0,00
INTERACCION	1,94	8	0,24	1,94	0,1283
RESIDUAL	1,88	15	0,125		
TOTAL	85,39	29			

Prueba multiple de rangos (Método: dms)

ESTACION	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO $\mu\text{g/g}$	GRUPOS HOMOGENEOS
PU	6	1,228	*
BG	6	1,415	* *
AG	6	1,735	* *
PO	6	1,858	* *
ZI	6	2,250	*

EPOCA	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO $\mu\text{g/g}$	GRUPOS HOMOGENEOS
MAY a AGO	10	0,451	*
SET a DIC	10	0,67	*
ENE a ABR	10	3,971	*



## **b.- HIERRO**

La zona de mayor concentración de hierro en los tejidos de mejillones para ambos años de muestreo fue Bahía Golondrina, (Tabla XVIII). Para las épocas del año, sin embargo, no se detectaron diferencias significativas para 1993, mientras que para 1994 se detectaron diferencias significativas entre las mismas, con menores valores en el período Enero a Abril.

Los resultados de los contrastes de interacción para las muestras del año 1994 se indican en la tabla XIX. Para el año 1993 no fue significativa la interacción.

TABLA XVIII: Análisis de la Varianza para la concentración de Hierro en tejido de mejillón. Los asteriscos encolumnados indican ausencia de diferencias significativas ( $P > 0,05$ ). AG: Arroyo Grande; ZI: Zona Industrial; PO: Planta Orión; PU: Península Ushuaia; BG: Bahía Golondrina.

A) AÑO 1993

FUENTE DE VARIACION	SUMA DE CUADRADOS	GL	CUADRADO MEDIO	F	NIVEL SIGN.
ESTACION	2889311	4	722327	2,97	0,0232
EPOCAS	573659	2	286825	1,18	0,3117
INTERACCION	3032868	8	379108	1,56	0,147
RESIDUAL	23584234	97	243136		
TOTAL	30193648	111			

Prueba múltiple de rangos (Método: dms)

ESTACION	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO $\mu\text{g/g}$	GRUPOS HOMOGENEOS
PU	22	351,53	*
PO	24	508,92	* *
ZI	20	629,29	* * *
AG	22	701,33	* *
BG	24	824,09	*

EPOCA	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO $\mu\text{g/g}$	GRUPOS HOMOGENEOS
SET a DIC	40	541,00	*
MAY a AGO	36	562,67	*
ENE a ABR	36	717,90	*

B) AÑO 1994

FUENTE DE VARIACION	SUMA DE CUADRADOS	GL	CUADRADO MEDIO	F	NIVEL SIGN.
ESTACION	7139,52	4	1784,88	39,17	0,000
EPOCAS	4751,18	2	2375,59	52,13	0,000
INTERACCION	4824,98	8	603,12	13,24	0,000
RESIDUAL	637,93	14	45,57		
TOTAL	17628,63	28			

Prueba múltiple de rangos (Método: dms)

ESTACION	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO $\mu\text{g/g}$	GRUPOS HOMOGENEOS
ZI	5	42,97	*
PO	6	54,19	*
AG	6	54,87	*
PU	6	59,07	*
BG	6	90,62	*

EPOCA	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO $\mu\text{g/g}$	GRUPOS HOMOGENEOS
ENE a ABR	10	42,81	*
SET a DIC	9	69,78	*
MAY a AGO	10	71,13	*

TABLA XIX: Resultados de los contrastes de Interacción entre épocas y lugares de muestreo. Año 1993. Se presentan en la tabla los valores medios de concentración. Los asteriscos encolumnados indican ausencia de diferencias significativas ( $P > 0,05$ ). Método Scheffé. AG: Arroyo Grande; ZI: Zona Industrial; PO: Pianta Orión; PU: Península Ushuaia; BG: Bahía Golondrina.

EPOCA	ESTACIONES				
	PO	PU	ZI	BG	AG
ENE a ABR	36,8 *	32,9 *	38,4 *	64,2 *	41,8 *
MAY a AGO	52,1 *	94,9 *	43,9 *	116,5 *	48,1 *
SET a DIC	73,7 *	49,3 *	50,1 *	91,2 *	74,8 *

### c.- COBRE

Para los organismos muestreados durante 1993, no se hallaron diferencias significativas para la concentración de cobre en los tejidos en relación a las estaciones de muestreo, como así tampoco respecto a las épocas del año (Tabla XX).

Para los muestros realizados durante 1994, se determinaron diferencias significativas en relación a las áreas de muestreo, resultando Planta Orión y Arroyo Grande las zonas de mayor y menor concentración respectivamente. Con respecto a las épocas del año no se detectaron diferencias significativas.

Los contrastes de interacción para los muestros de 1993 se presentan en la tabla XXI. Para el año 1994 la interacción resultó no significativa.

**TABLA XX: Análisis de la Varianza para la concentración de Cobre en tejido de mejillón. Los asteriscos encolumnados indican ausencia de diferencias significativas ( $P > 0,05$ ). AG: Arroyo Grande; ZI: Zona Industrial; PO: Planta Orión; PU: Península Ushuaia; BG: Bahía Golondrina.**

A) AÑO 1993

FUENTE DE VARIACION	SUMA DE CUADRADOS	GL	CUADRADO MEDIO	F	NIVEL SIGN.
ESTACION	75,3	4	18,82	0,457	0,7671
EPOCA	160,63	2	80,31	1,95	0,15
INTERACCION	693,54	8	86,69	2,105	0,04
RESIDUAL	3995,5	97	41,19		
TOTAL	4920,29	111			

Prueba múltiple de rangos (Método: dms)

ESTACION	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO $\mu\text{g/g}$	GRUPOS HOMOGENEOS
ZI	20	11,98	*
AG	22	12,18	*
BG	24	13,34	*
PU	22	13,71	*
PO	24	13,96	*

EPOCA	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO $\mu\text{g/g}$	GRUPOS HOMOGENEOS
ENE a ABR	36	11,70	*
MAY a AGO	36	12,82	*
SET a DIC	40	14,54	*

B) AÑO 1994

FUENTE DE VARIACION	SUMA DE CUADRADOS	GL	CUADRADO MEDIO	F	NIVEL. SIGN.
ESTACION	0,743	4	0,185	2,12	0,1704
EPOCA	0,243	2	0,122	1,38	0,3046
INTERACCION	0,369	8	0,046	0,527	0,808
RESIDUAL	0,7023	8	0,087		
TOTAL	2,046	22			

Prueba múltiple de rangos (Método: dms)

ESTACION	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO µg/g	GRUPOS HOMOGENEOS
AG	5	1,798	*
BG	4	1,870	**
PU	6	1,915	**
ZI	5	2,002	**
PO	3	2,387	*

EPOCA	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO µg/g	GRUPOS HOMOGENEOS
SET a DIC	7	1,8628	*
MAY a AGO	8	1,915	*
ENE a ABR	8	2,096	*

TABLA XXI: Resultados de los contrastes de Interacción entre épocas y lugares de muestreo. Año 1993. Se presentan en la tabla los valores medios de concentración. Los asteriscos encolumnados indican ausencia de diferencias significativas ( $P > 0,05$ ). Método Scheffé. AG: Arroyo Grande; ZI: Zona Industrial; PO: Planta Orión; PU: Península Ushuaia; BG: Bahía Golondrina.

EPOCA	ESTACIONES				
	PO	PU	ZI	BG	AG
ENE a ABR	9,6 *	19,6 *	8,1 *	12,4 *	9,9 *
MAY a AGO	16,4 *	9,5 *	12,4 *	14,1 *	11,2 **
SET a DIC	15,9 *	13,5 **	14,6 *	13,5 *	15,2 *

#### d.- CINC

Las áreas de mayor concentración de cinc en los tejidos de mejillones muestreados durante 1993 correspondieron a las estaciones de Zona Industrial y Planta Orión, mientras que para 1994 fue mayor sólo para Zona Industrial, constituyendo el resto un grupo homogéneo (Tabla XXII).

En relación a las épocas del año se determinó mayor concentración durante los meses de Mayo a Agosto, para 1993; mientras que para los muestreos realizados durante 1994 no se determinaron diferencias significativas.

Los contrastes de interacción para los muestreos de 1993 se presentan en la tabla XXIII. Para el año 1994 la interacción resultó no significativa.

**TABLA XXII: Análisis de la Varianza para la concentración de Cinc en tejido de mejillón. Los asteriscos encolumnados indican ausencia de diferencias significativas ( $P > 0,05$ ). AG: Arroyo Grande; ZI: Zona Industrial; PO: Planta Orión; PU: Península Ushuaia; BG: Bahía Golondrina.**

**A) AÑO 1993**

FUENTE DE VARIACION	SUMA DE CUADRADOS	GL	CUADRADO MEDIO	F	NIVEL SIGN.
ESTACION	90216,2	4	22554,06	9,99	0,000
EPOCA	79666,12	2	39833,06	17,66	0,00
INTERACCION	74707,70	8	9338,46	4,14	0,0003
RESIDUAL	218830,80	97	2255,99		
TOTAL	460448,06	111			

**Prueba múltiple de rangos (Método: dms)**

ESTACION	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO $\mu\text{g/g}$	GRUPOS HOMOGENEOS
AG	22	114,37	*
PU	22	122,74	*
BG	24	123,65	*
PO	24	157,75	*
ZI	20	191,18	*

EPOCA	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO $\mu\text{g/g}$	GRUPOS HOMOGENEOS
SET a DIC	40	112,44	*
ENE a ABR	36	137,92	*
MAY a AGO	36	175,85	*



B) AÑO 1994

FUENTE DE VARIACION	SUMA DE CUADRADOS	GL	CUADRADO MEDIO	F	NIVEL SIGN.
ESTACION	453,67	4	113,42	5,53	0,0444
EPOCA	18,33	2	9,16	0,446	0,6631
INTERACCION	722,099	8	90,26	4,39	0,06
RESIDUAL	102,62	5	20,52		
TOTAL	1342,11	19			

Prueba múltiple de rangos (Método: dms)

ESTACION	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO $\mu\text{g/g}$	GRUPOS HOMOGENEOS
BG	4	15,37	*
PO	3	17,10	*
AG	4	17,40	*
PU	5	19,11	*
ZI	4	29,46	*

EPOCA	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO $\mu\text{g/g}$	GRUPOS HOMOGENEOS
SET a DIC	6	17,71	*
ENE a ABR	7	19,30	*
MAY a AGO	7	22,06	*

TABLA XXIII: Resultados de los contrastes de Interacción entre épocas y lugares de muestreo. Año 1993. Se presentan en la tabla los valores medios de concentración. Los asteriscos encolumnados indican ausencia de diferencias significativas ( $P > 0,05$ ). Método Scheffé. AG: Arroyo Grande; ZI: Zona Industrial; PO: Planta Orión; PU: Península Ushuaia; BG: Bahía Golondrina.

EPOCA	ESTACIONES				
	PO	PU	ZI	BG	AG
ENE a ABR	129,0 *	154,5 *	187,2 *	122,3 **	113,1 *
MAY a AGO	190,2 *	130,7 **	293,3 *	157,8 *	123,6 *
SET a DIC	154,0 **	90,9 *	117,6 *	90,9 *	108,7 *

#### e.- MANGANESO

Se hallaron diferencias significativas en relación a los lugares de muestreo, pero no para las épocas de muestreo (Tabla XXIV), siendo las estaciones Arroyo Grande y Bahía Golondrina las que presentaron mayor concentración de este metal en los tejidos, mientras que Península Ushuaia resultó con la menor concentración detectada.

No se realizaron las determinaciones de manganeso en las muestras de 1994.

Los contrastes de interacción para las muestras de 1993, indicaron diferencias significativas para la estación Arroyo Grande siendo mayor la concentración de manganeso en las muestras correspondientes a la época Enero-Abril.

**TABLA XXIV: Análisis de la Varianza para la concentración de Manganeso en tejido de mejillón. Año 1993. Los asteriscos encolumnados indican ausencia de diferencias significativas ( $P>0,05$ ). AG: Arroyo Grande; ZI: Zona Industrial; PO: Planta Orión; PU: Península Ushuaia; BG: Bahía Golondrina.**

FUENTE DE VARIACION	SUMA DE CUADRADOS	GL.	CUADRADO MEDIO	F	NIVEL SIGN.
ESTACION	10960,48	4	2740,00	3,59	0,0090
EPOCAS	939,20	2	469,60	0,61	0,54
INTERACCION	14440,94	8	1805,12	2,36	0,0229
RESIDUAL	74130,39	97	764,23		
TOTAL	100174,45	111			

Prueba múltiple de rangos (Método: dms)

ESTACION	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO $\mu\text{g/g}$	GRUPOS HOMOGENEOS
PU	22	13,43	*
PO	24	18,84	* *
ZI	20	21,14	* *
BG	24	30,18	* *
AG	22	41,33	*

EPOCA	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO $\mu\text{g/g}$	GRUPOS HOMOGENEOS
SET a DIC	40	23,047	*
ENE a ABR	36	23,796	*
MAY a AGO	36	28,488	*

## f.- CADMIO

Se determinaron diferencias significativas en la concentración de cadmio en los tejidos de los mejillones analizados en relación a los lugares de muestreo (Tabla XXV) resultando para el año 1993 menor la concentración de este metal en la estación Planta Orión, y mayor en el área denominada Zona Industrial; mientras que para 1994 fue mayor en Arroyo Grande y Zona Industrial.

En relación a las épocas el año también se encontraron diferencias significativas, resultando significativamente mayor para el año 1993 el valor para la época comprendida entre los meses de Mayo a Agosto y menor para el período que abarca desde Setiembre a Diciembre. Respecto al año 1994 fue mayor la concentración de este metal en los meses comprendidos entre Enero y Abril.

Para el año 1993 solamente se determinaron diferencias significativas en los contrastes de interacción de la estación Zona Industrial, siendo menor la concentración de cadmio de la época Agosto a Diciembre. Para el año 1994 los resultados se presentan en la tabla XXVI.

TABLA XXV: Análisis de la Varianza para la concentración de Cadmio en tejido de mejillón. Los asteriscos encolumnados indican ausencia de diferencias significativas ( $P > 0,05$ ). AG: Arroyo Grande; ZI: Zona Industrial; PO: Planta Orión; PU: Península Ushuaia; BG: Bahía Golondrina.

A) AÑO 1993

FUENTE DE VARIACION	SUMA DE CUADRADOS	GL	CUADRADO MEDIO	F	NIVEL SIGN.
ESTACION	61,87	4	15,47	29,76	0,00
EPOCA	6,85	2	3,43	6,59	0,0021
INTERACCION	28,76	8	3,59	6,92	0,00
RESIDUAL	50,41	97	0,52		
TOTAL	146,49	111			

Prueba múltiple de rangos (Método: dms)

ESTACION	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO $\mu\text{g/g}$	GRUPOS HOMOGENEOS
PO	24	0,49	*
AG	22	1,125	*
PU	22	1,231	* *
BG	24	1,645	*
ZI	20	2,759	*

EPOCA	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO $\mu\text{g/g}$	GRUPOS HOMOGENEOS
SET a DIC	40	1,1257	*
ENE a ABR	36	1,5064	*
MAY a AGO	36	1,6390	*

B) AÑO 1994

FUENTE DE VARIACION	SUMA DE CUADRADOS	GL.	CUADRADO MEDIO	F	NIVEL. SIGN.
ESTACION	0,57	4	0,14	2,60	0,0817
EPOCA	23,92	2	11,96	217,15	0,00
INTERACCION	1,21	8	0,15	2,74	0,0475
RESIDUAL	0,77	14	0,06		
TOTAL	26,75	28			

Prueba múltiple de rangos (Método: dms)

ESTACION	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO $\mu\text{g/g}$	GRUPOS HOMOGENEOS
PO	6	0,87	*
PU	6	0,89	*
BG	6	1,020	*
ZI	6	1,110	* *
AG	5	1,360	*

EPOCA	NUMERO DE MUESTRAS	PROMEDIO $\mu\text{g/g}$	GRUPOS HOMOGENEOS
MAY a AGO	10	0,272	*
SET a DIC	9	0,499	*
ENE a ABR	10	2,922	*

TABLA XXVI: Resultados de los contrastes de Interacción entre épocas y lugares de muestreo. Año 1994. Se presentan en la tabla los valores medios de concentración. Los asteriscos encolumnados indican ausencia de diferencias significativas  $P > 0,05$ . Método Scheffé. AG: Arroyo Grande; ZI: Zona Industrial; PO: Planta Orión; PU: Península Ushuaia; BG: Bahía Golondrina.

EPOCA	ESTACIONES				
	PO	PU	ZI	BG	AG
ENE a ABR	1,9 *	2,1 *	2,7 *	2,3 *	2,4 *
MAY a AGO	0,1 *	0,3 *	0,2 *	0,4 *	0,4 *
SET a DIC	0,5 *	0,3 *	0,5 *	0,3 *	1,4 *

### 3.1.4.- RESULTADOS COMPARATIVOS ENTRE SEDIMENTOS Y MEJILLONES PARA AMBOS AÑOS DE MUESTREO

Los resultados obtenidos en relación a los años de muestreo indicaron algunas diferencias de magnitudes, tanto para la concentración de metales en sedimentos como en los tejidos de los mejillones.

Con el propósito de analizar si existe una asociación entre la concentración de metales en los sedimentos y en los mejillones se graficó para cada metal su concentración en los tejidos de los mejillones en función de la concentración en el sedimento, tomando los valores medios para cada época de muestreo y para los años 1993 y 1994. Los resultados obtenidos se presentan en la figura 5.

Figura 5: Relación entre la concentración de metales en sedimentos y en los tejidos de mejillones, para ambos años de muestreo.

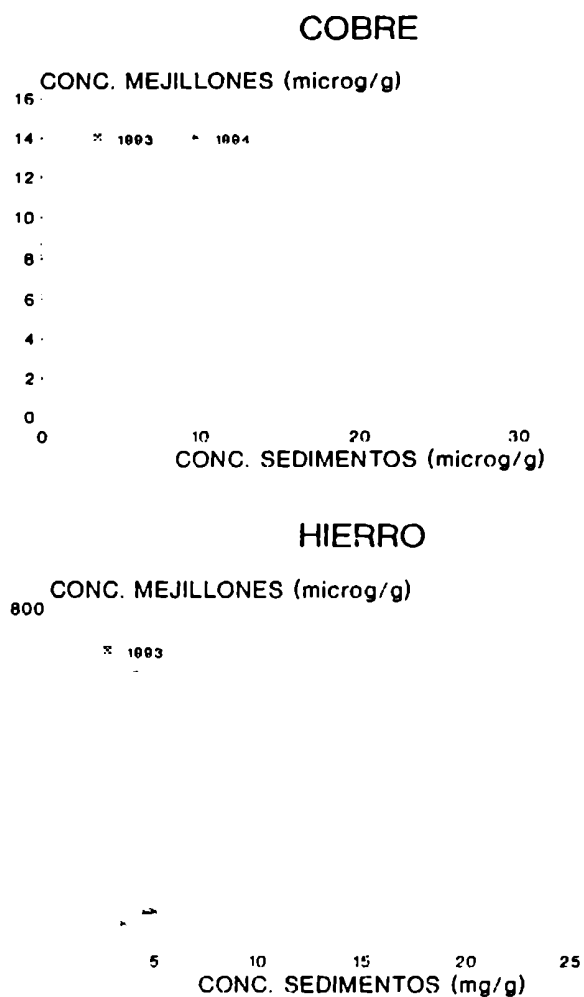


Figura 5: (continuación).

### CADMIO

CONC. MEJILLONES (microg/g)  
2.5

0.5 1 1.5 2  
CONC. SEDIMENTOS (microg/g)

### PLOMO

CONC. MEJILLONES (microg/g)  
5

\* 1993

4 6 8 10 12  
CONC. SEDIMENTOS (microg/g)

### CINC

CONC. MEJILLONES (microg/g)  
200

\* 1993    ^ 1994

•

20 40 60 80  
CONC. SEDIMENTOS (microg/g)



### 3.2.- RESULTADOS DE LOS BIOENSAYOS

#### 3.2.1.- BIOENSAYOS EN LARVAS DE *Lithodes santolla*

##### 3.2.1.1.- EFECTOS LETALES AGUDOS EN EL ESTADIO ZOEA I

La supervivencia de las larvas en el estadio I, expuestas durante 96 horas a los diferentes metales pesados ensayados, se representan en la Figura 6. La mortalidad en los controles de agua de dilución y de solvente fue menor al 5% en todos los experimentos al final de la exposición. A fin de evitar la superposición de curvas, las del control de solvente no se incluyen en la figura. Durante el curso del ensayo, no se produjeron mudas en ninguna concentración ni en los controles.

En la tabla XXVII se expresan los valores calculados de CL50. Una mortalidad no esperada se observó en bajas concentraciones de mercurio, por lo cual no se pudieron calcular los intervalos de confianza para este tóxico hasta después de 72 horas de exposición.

Dado que la mortalidad a las 24 horas de exposición a cinc fue muy reducida a todas las concentraciones ensayadas, no se pudo estimar el valor correspondiente de CL50. Dado que la mayor concentración ensayada produjo menos del 50% de mortalidad entre 24 y 48 horas, se expresa el correspondiente valor de CL50 como mayor que aquella concentración. Finalmente, en el ensayo con plomo, si bien no pudo determinarse estadísticamente el valor de CL50 para las 24 horas de exposición, el 50% de mortalidad se registró entre las concentraciones de 2,1 y 2,41 mg/l.

Los restantes valores de CL50 fueron estimados con precisión utilizando los métodos estadísticos previstos.

La toxicidad relativa de cada metal para el estadio zoea I puede apreciarse mejor a partir del análisis comparativo que se expone en la tabla XXVIII.

El mercurio muestra una toxicidad letal unas 10.000, 8.000 y 7.000 veces mayor que el cinc, el cadmio y el plomo respectivamente y del orden de unas 700 veces mayor que el cobre.

El resto de las comparaciones mantiene entre sí una relación que oscila entre 1 y 2 ordenes de magnitud según el caso, resultando solamente sin diferencias significativas la comparación entre la toxicidad del cinc y del cadmio ( $p > 0,05$ ).

No existieron diferencias significativas en la comparación de los valores de CL50 en relación al tiempo de exposición entre 72 y 96 hs en el ensayo de cadmio, pero si existieron diferencias significativas para el resto de los metales (con excepción del mercurio, en el cual sólo se estimó la CL50 a 96 horas). A pesar de ello se observó un decrecimiento asintótico de los valores de CL50 durante el curso de casi todos los ensayos (Figura 7) razón por la cual, de acuerdo a APHA *et al.*(1992), podemos asumir que la CL50 para los respectivos tóxicos representa una concentración letal incipiente para cada tratamiento. Esta tendencia asintótica no fue evidente para el caso del plomo.

Fueron observados algunos síntomas de preletalidad: movimientos de natación más lentos, pérdida parcial de la coloración, prominentes expansiones del caparazón. Este último aspecto, a la luz del criterio de mortalidad adoptado (ausencia del latido cardíaco), dificultó sensiblemente la observación.

**TABLA XXVII: Parámetros de toxicidad letal aguda para el estadio Zoca I de *Lithodes santolla***

Metal	Horas	CL50	Lim. Conf. 95%	Pend.	R <sup>2</sup>
Hg (µg/l)	96	0,234	0,150-0,300	9,04	0,93
Cu (mg/l)	24	1,622	2,127-1,238	14,637	0,99
	48	0,949	1,053-0,821	8,871	0,98
	72	0,364	0,421-0,308	7,111	0,99
	96	0,179	0,203-0,145	8,475	0,99
Pb (mg/l)	24	(2,1-2,42)	-----	--	--
	48	2,04	2,110-1,956	19,9	0,86
	72	2,82	1,990-1,836	14,76	0,91
	96	1,66	1,764-1,531	10,51	0,77
Cd (mg/l)	24	14,492	27,860-10,980	3,23	0,91
	48	4,367	5,176-3,628	4,58	0,93
	72	2,440	2,784-2,015	8,24	0,99
	96	2,073	2,396-1,756	7,25	0,79
Zn (mg/l)	24	> 25	-----	--	--
	48	25,045	73,280-16,120	1,81	0,79
	72	3,925	4,599-3,337	6,57	0,74
	96	2,472	3,125-1,953	20,49	0,76

**TABLA XXVIII: Comparación CL50 - 96 hs - estadio zoca I de *Lithodes santolla***

Comparación	Cociente CL50	Significación
Cu/Hg	765	p<0,001
Pb/Hg	7,094	p<0,001
Cd/Hg	8,859	p<0,001
Zn/Hg	10,564	p<0,001
Pb/Cu	9,27	p<0,001
Cd/Cu	11,58	p<0,001
Zn/Cu	13,81	p<0,001
Cd/Pb	1,25	p<0,001
Zn/Pb	1,49	p<0,001
Zn/Cd	1,19	p>0,05

Figura 6: Curvas de supervivencia en función del tiempo en exposiciones agudas de diferentes metales del estadio larval zoea I de *Lithodes santolla*

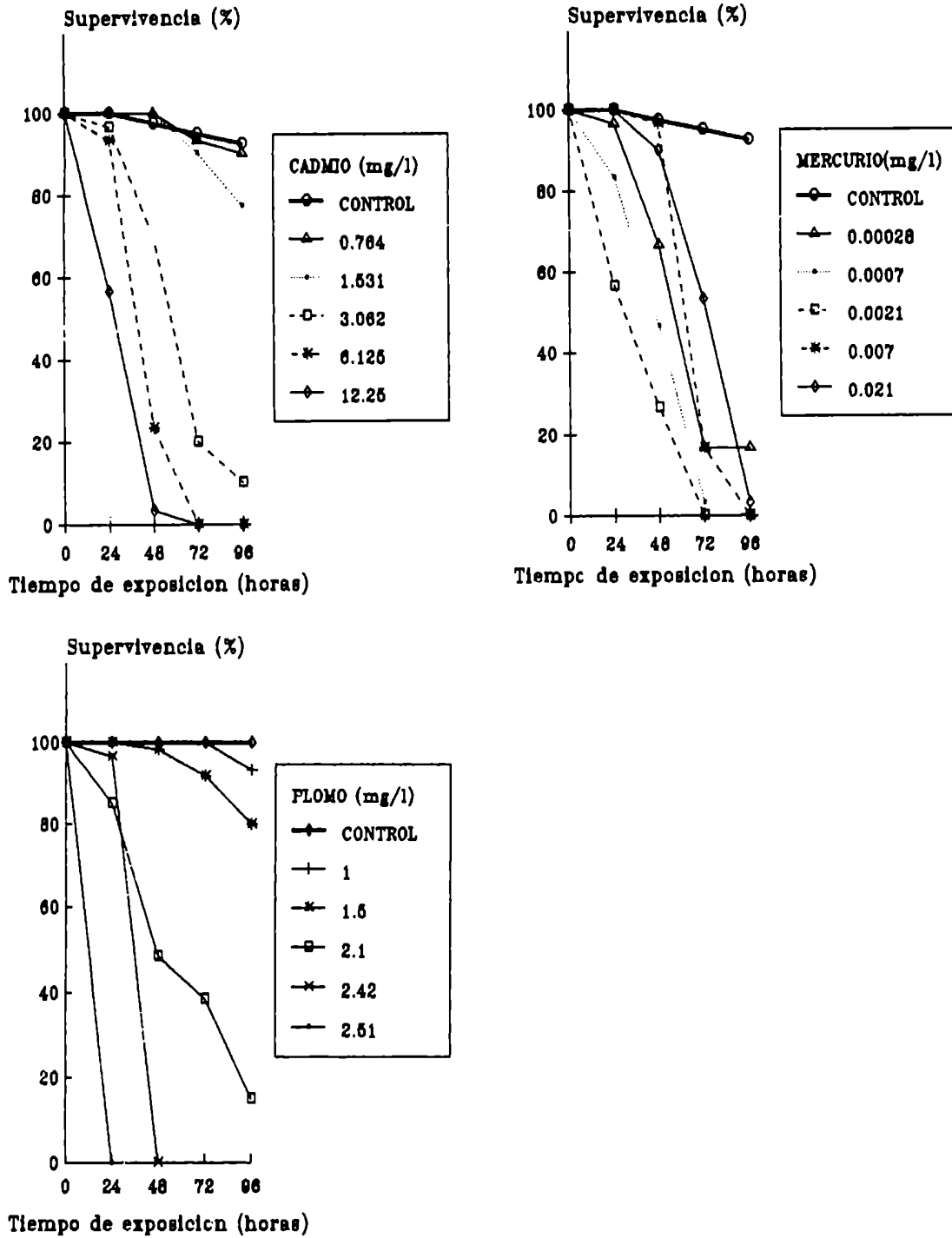


Figura 6: (continuación)

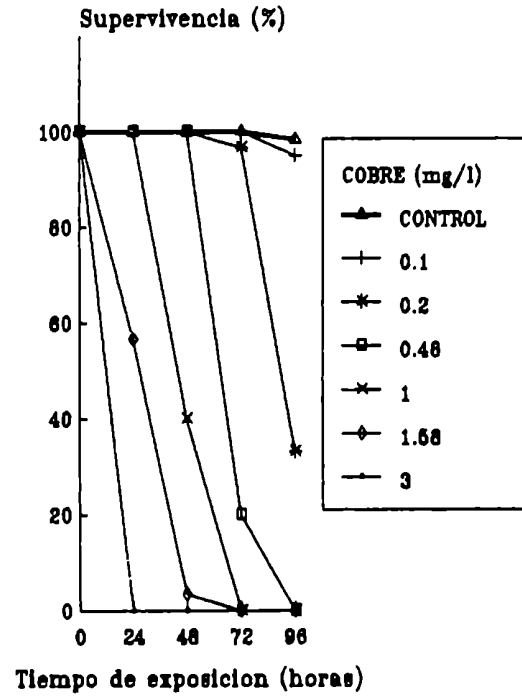
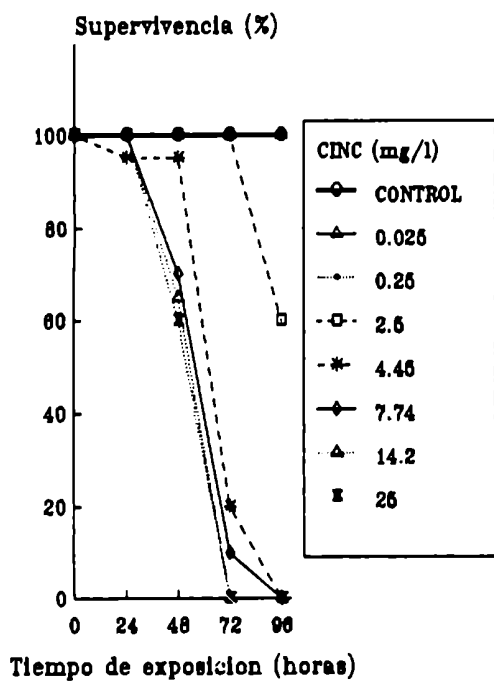
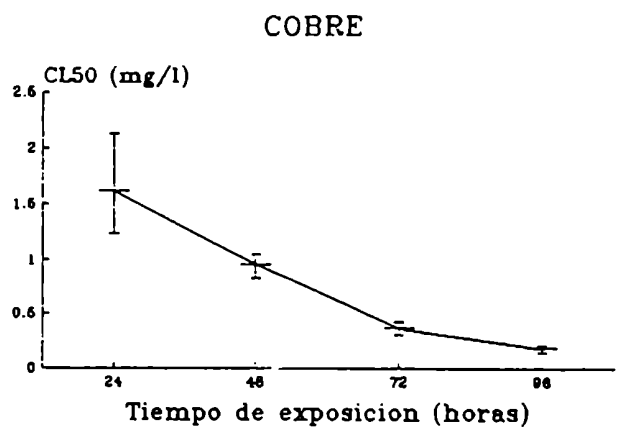
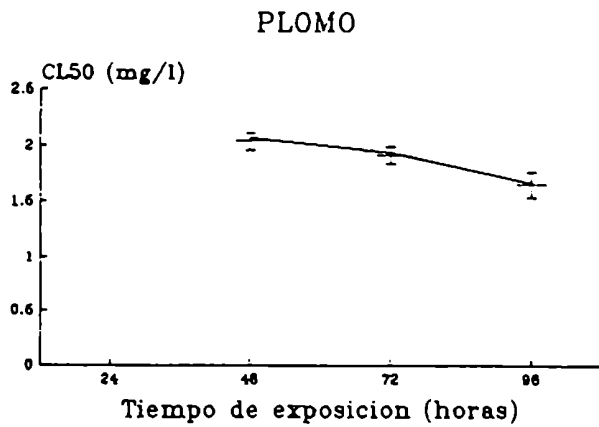
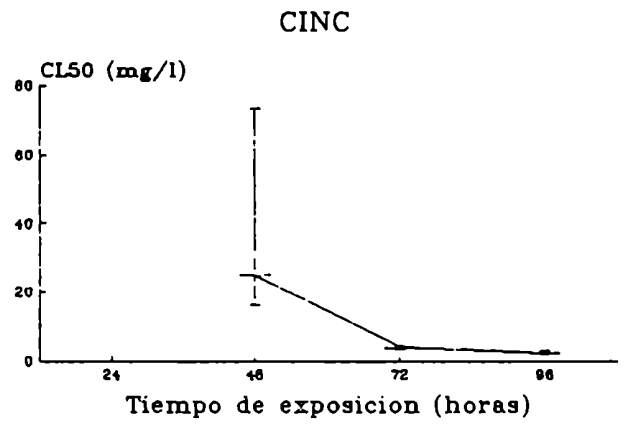
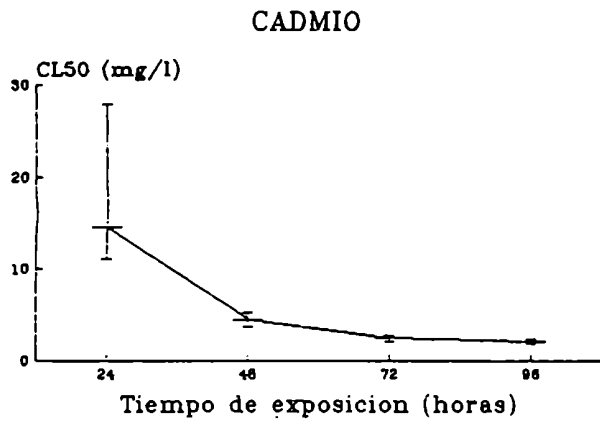


Figura 7: Curvas de toxicidad letal aguda de diferentes metales del estadio larval zoea I de *Lithodes santolla*.



### 3.2.1.2.- EFECTOS LETALES AGUDOS EN EL ESTADIO ZOEA II

En la figura 8 se puede observar la supervivencia de las larvas del estadio zoea II, expuestas durante 96 horas a los diferentes metales pesados estudiados.

No se produjeron mudas en ninguna concentración ni en los controles.

Una mortalidad relativamente alta (aproximadamente 40%) puede observarse en los controles de estos experimentos. Sin embargo es importante señalar que tal mortalidad no se aparta de los valores que obtuvieron otros autores (Comoglio y Vinuesa, 1991) En consecuencia, los correspondientes resultados de CL50 deberán ser considerados solo como orientativos, teniendo en cuenta que para obtener un valor confiable de CL50, la mortalidad de los controles no debe superar el 10% (APIIA *et al.*, 1992).

En la tabla XXIX se expresan los valores de CL50 obtenidos. No pudo calcularse la CL50 solo para el caso del cadmio a 24 horas de exposición dado que la mayor concentración ensayada produjo menos del 50% de mortalidad entre 24 y 48 horas, se expresa el correspondiente valor de CL50 como mayor que aquella concentración.

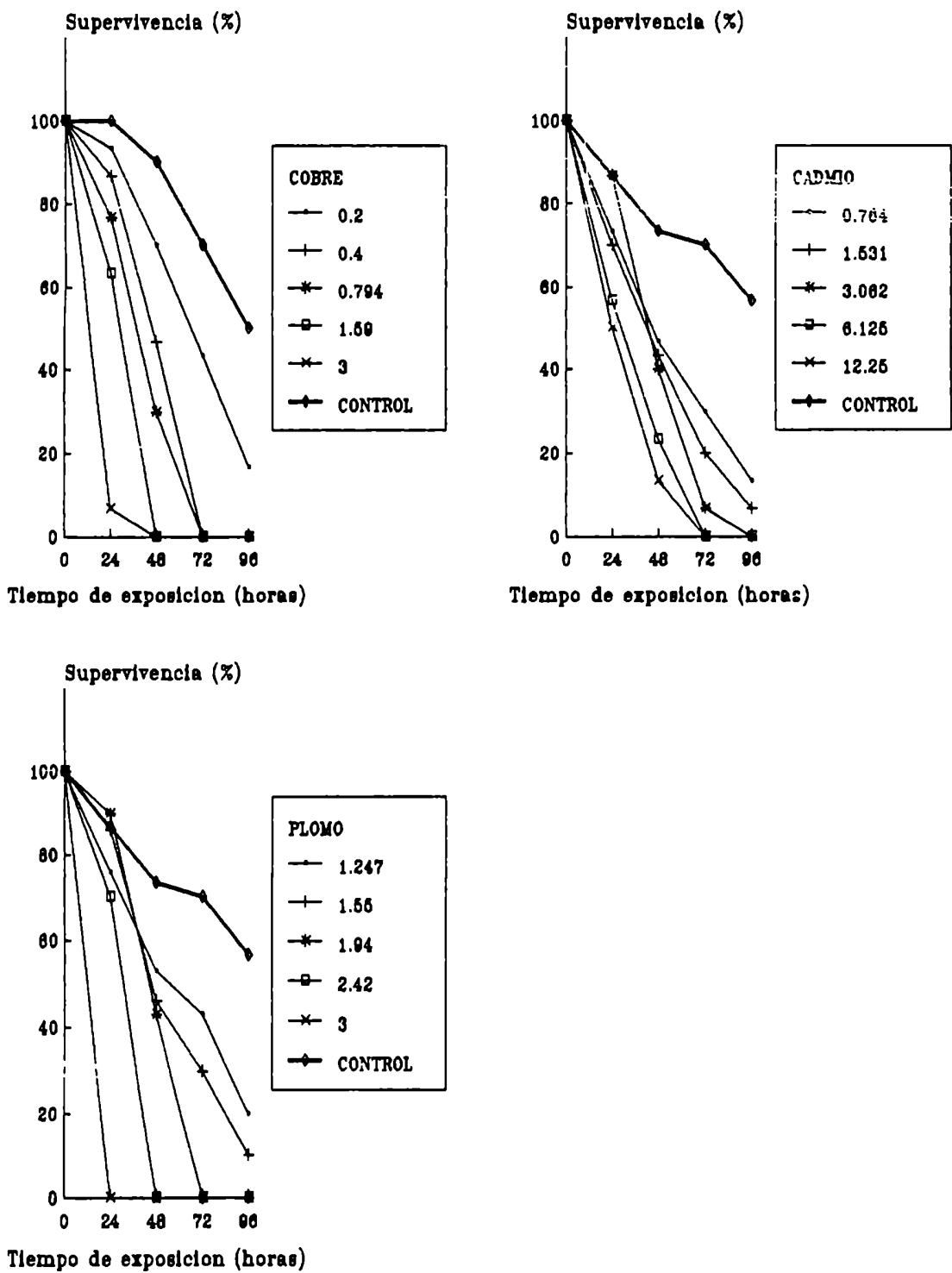
Los valores de CL50 96 horas indican que las toxicidades relativas de los metales mantienen una diferencia de 1 orden de magnitud. Para el cadmio y el cobre se observa un decrecimiento asintótico de los valores de CL50 durante el curso de los ensayos (Figura 10) razón por la cual, podemos asumir la existencia de concentraciones letales incipientes cercanas a los valores de CL50 para 96 horas de exposición. No se visualizó con claridad esta tendencia para el caso del plomo.

**TABLA XXIX: Parámetros de toxicidad letal aguda para el estadio Zoea II de *Lithodes santolla***

Metal	Horas	CL50 (mg/l)	Lim. Conf. 95%	Pend.	R <sup>2</sup>
Cd (mg/l)	24	> 12,5	-----	--	--
	48	2,357	4,284-0,840	1,09	0,96
	72	0,737	1,107-0,280	2,37	0,93
	96	0,442	0,773-0,001	2,64	0,88
Pb (mg/l)	24	2,119	2,306-1,969	7,06	0,63
	48	1,572	1,676-1,447	9,18	0,89
	72	1,639	1,734-1,550	15,3	0,60
	96	1,118	1,257-0,816	8,61	0,85
Cu (mg/l)	24	1,382	1,857-1,083	2,259	0,80
	48	0,424	0,536-0,316	2,911	0,90
	72	0,208	0,259-0,166	17,87	0,95
	96	0,166	0,340-0,082	5,515	0,98



Figura 8: Curvas de supervivencia en función del Tiempo en exposiciones agudas de diferentes metales del estadio larval zoea II de *Lithodes santolla*



### 3.2.1.3.- EFECTOS LETALES AGUDOS DE LAS MEZCLAS DE TOXICOS EN EL ESTADIO ZOEIA I

La supervivencia de las larvas en el estadio zoea I, expuestas durante 96 horas a las diferentes mezclas de metales pesados estudiados se representan en la Figura 9. La mortalidad en los controles de agua de dilución y de solvente fue menor al 5% al final de la exposición. A fin de evitar la superposición de curvas, los correspondientes a las del control de solvente no se incluyen. Durante el curso de los ensayos, no se produjeron mudas en ninguna concentración ni en los controles.

Los resultados de las CL50 obtenidas se observan en la tabla XXX. En el caso de la mezcla Plomo-Cadmio no ha sido posible calcular la CL50 a los diferentes tiempos de exposición en razón de registrarse las máximas mortalidades siempre entre las dos concentraciones más altas de la serie (2,88 y 8 mg/l).

Se determinó el tipo de interacción entre los componentes de las mezclas y los resultados obtenidos se indican en la tabla XXXI. Se observó un efecto antagónico para las mezclas Cobre+Cadmio y Cobre+Plomo a 48 horas de exposición y efecto aditivo a las 72 horas en la mezcla Cobre+Cadmio. Las interacciones fueron determinadas para esos tiempos en razón de que sólo en esos casos pudo estimarse la CL50 de las mezclas.

**TABLA XXX: Parámetros de toxicidad letal aguda para el estadio Zoca I de *Lithodes santolla* - Ensayos combinados**

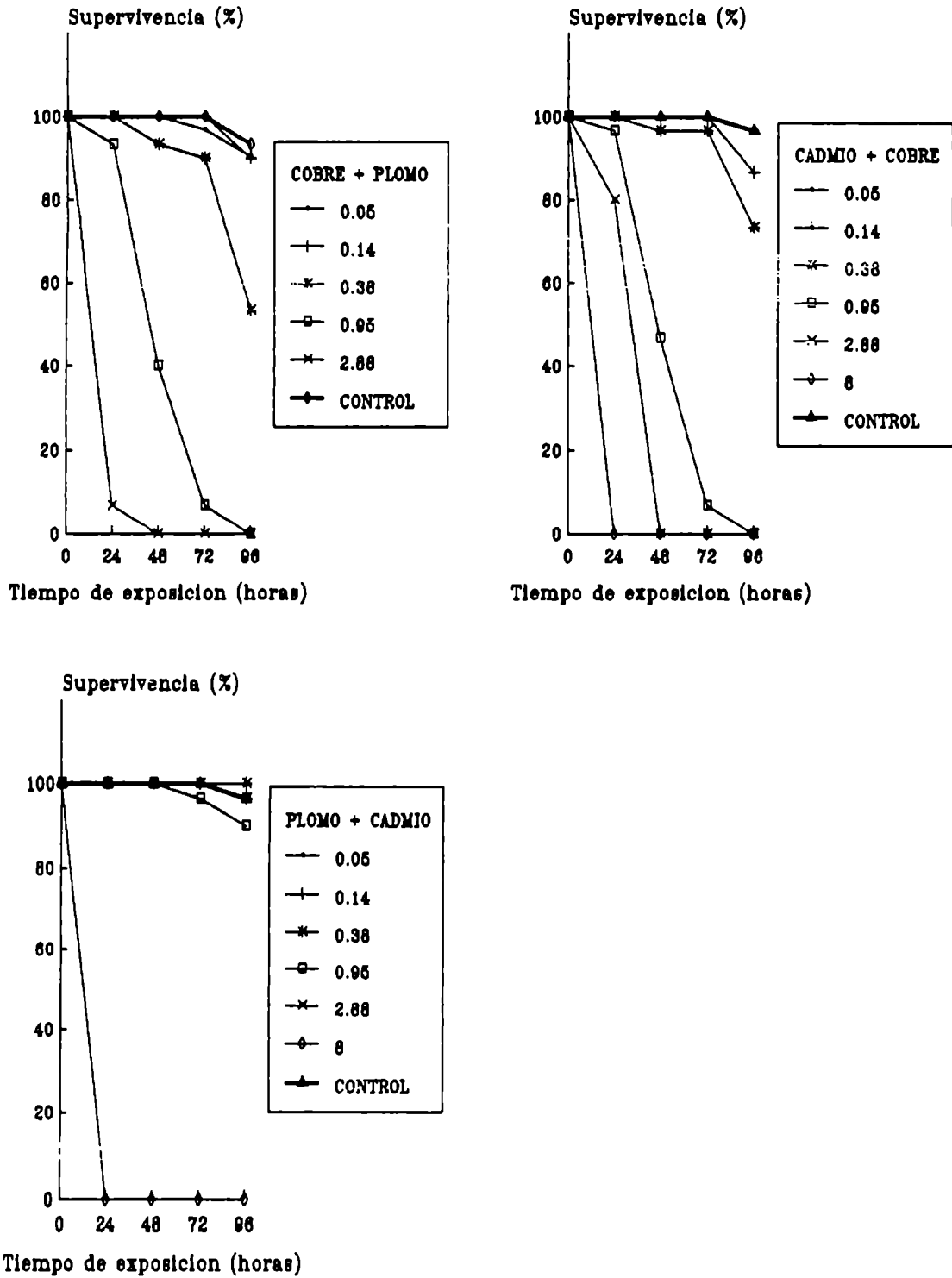
Mezcla	Horas	CL50	Lim. Conf. 95%	Pend.	R <sup>2</sup>
Cd+Pb (mg/l)	96	(2,88-8)			
Cu+Pb (mg/l)	24	1,654	2,001-1,368	6,236	0,99
	48	0,818	1,006-0,676	4,72	0,99
	72	0,579	0,682-0,495	6,99	0,99
	96	0,396	0,580-0,269	10,31	0,61
Cu+Cd (mg/l)	24	3,598	4,396-2,936	4,822	0,66
	48	0,897	1,100-0,747	5,176	0,99
	72	0,629	0,732-0,533	8,381	0,99
	96	0,452	0,690-0,296	9,335	0,60

**TABLA XXXI: Cálculos de la Toxicidad Conjunta, para el estadio Zoca I de *Lithodes santolla***

I = A/CL50A + B/CL50B, donde A y B representa la fracción de cada tóxico en la CL50 de la mezcla

Mezcla	Horas	$\chi^2$	I	Tipo de efecto
Cu+Cd	48	9034,7	0,5753	ANTAGONICO
	72	11,27	0,9482	ADITIVO
Cu+Pb	48	11973,2	0,6316	ANTAGONICO

Figura 9: Curvas de supervivencia en función del tiempo en exposiciones agudas de diferentes mezclas de metales del estadio larval zoea I de *Lithodes santolla*.



#### 3.2.1.4. ENSAYOS DE TOXICIDAD CRONICA. EXPOSICION DURANTE EL DESARROLLO LARVAL COMPLETO.

Los resultados de las comparaciones entre los tiempos medio de muda (TM50) y entre los porcentajes de muda obtenidos para los diferentes estadios se representan en las tablas XXXII y XXXIII.

En las figuras 10 y 11 se observa la respuesta en términos de muda acumulada en función del tiempo desde el estadio zoea I hasta el arribo a postlarva, para los diferentes tratamientos.

##### 3.2.1.4.A.- Resultados de la exposición a metales individuales durante el desarrollo larval completo de *Lithodes santolla*.

Cada uno de los experimentos fue realizado con su respectivo control de agua de dilución, resultando no significativos los análisis comparativos entre los controles tanto para los TM50 como para los porcentajes de muda. A pesar de ello se optó por comparar en forma independiente cada uno de los experimentos con su correspondiente lote control.

Los resultados obtenidos con el plomo respecto a la duración de los estadios indicaron que existen, para la muda de zoea I a II y zoea II a III, diferencias significativas entre el control y todas las concentraciones experimentales, excepto con la concentración mayor (0,1 mg/l) para la muda de zoea II a III. Para la muda de zoea III a postlarva, no se hallaron diferencias significativas entre los tratamientos y el control para los TM50 estimados.

No se hallaron diferencias significativas para los TM50 de todos los estadios al comparar las concentraciones experimentales de plomo entre sí.

Del análisis de los porcentajes de muda exitosa se observó que para la muda de zoea I a II se verificaron diferencias significativas entre el control y 0,01mg/l y entre 0,01mg/l y 0,1mg/l. De las comparaciones realizadas para la muda de zoea II a III solo se observaron diferencias significativas entre el control y 0,0001 mg/l. En el caso de la muda de zoea III a Postlarva no se hallaron diferencias significativas entre el control y las concentraciones experimentales, como así tampoco para los tratamientos entre sí.

En relación al cinc se hallaron diferencias significativas para el tiempo de muda de zoea I a II y de zoea III a postlarva entre el control y 0,05 mg/l. No se hallaron diferencias significativas entre los tratamientos.

Del análisis de los porcentajes de muda exitosa se obtuvieron, para zoea I a II diferencias significativas entre todas las comparaciones (control y 0,005 mg/l, control y 0,05 mg/l y entre ambas concentraciones experimentales), resultando los porcentajes de muda obtenido de 93,3 % para el control, 60 % para 0,005 mg/l y 26,6% para 0,05 mg/l.

Para los experimentos con cadmio, la diferencia entre los correspondientes TM50 de zoea I a II resultó significativa sólo en la comparación entre el control y 0,1mg/l.

Para la muda de zoea I a II resultó significativa la comparación entre los porcentajes obtenidos en el control (86,67 %) y en la concentración de 0,01mg/l (66,67 %) y entre 0,01mg/l y 0,1mg/l (6,6 %). Resulta importante señalar que en la concentración de 0,1mg/l los organismos no arribaron al estadio de zoea III. Se determinaron diferencias significativas para el porcentaje de zoea III obtenidas entre el control (93,1 %) y la concentración de 0,005mg/l (75 %), como así también entre el control y 0,05mg/l (68 %). No se hallaron diferencias significativas en la proporción de postlarvas obtenidas en todas las comparaciones realizadas.

Si bien los valores de TM50 y las proporciones de mudas exitosas variaron en los experimentos con cadmio al considerar las camadas de larvas utilizadas (vease tabla XXXII y XXXIII, Cd II y Cd III), los resultados obtenidos para cada caso resultaron similares.

En los experimentos con cobre no se registraron diferencias significativas entre el control y los tratamientos para el TM50 de todos los estadios. Por su parte, se determinaron diferencias significativas para el porcentaje de mudas obtenidas entre el control (57,57 %) y a la concentración de 0,01 mg/l (6,6 %) para el estadio zoea II a III. En la concentración de 0,01 mg/l no se obtuvieron postlarvas.

#### **3.2.1.4.B.- Resultados de la exposición a las mezclas de metales durante el desarrollo larval completo de *Lithodes santolla***

En los ensayos con la mezcla plomo y cadmio no se detectaron diferencias significativas para el TM50 de las mudas de ninguno de los estadios. En relación a las proporciones de muda de zoea I a II se determinaron diferencias significativas entre el control (83,3 %) y la concentración de 0,15 mg/l de la mezcla (50 %), en la cual, por su parte, no se obtuvieron zoeas III.

Del ensayo con las mezclas plomo y cinc no se obtuvieron diferencias significativas para el TM50 de todos los estadios. Respecto al porcentaje de mudas obtenidas se hallaron diferencias significativas entre la proporción de zoea II del control (83,3 %) y de 0,15 mg/l (5 %) y entre 0,015 mg/l de la mezcla (65 %) y 0,15 mg/l. No se obtuvieron zoeas III en la concentración de 0,15 mg/l.

TABLA XXXII: Valores de TM50 (tiempo de muda del 50 % de los individuos), durante el desarrollo larval de *Lithodes santolla*. Los asteriscos encolumnados indican ausencia de diferencias significativas ( $p > 0,05$ ). I, II y III: estadios de la larva zoea I de *Lithodes santolla*. PL: postlarva.

TOXICO Y TRATAMIENTO (Conc. mg/l)		MUDA		
		zoea I-II	zoea II-III	zoea III-PL
Pb	CONTROL	4,55 *	11,10 *	20,44 *
	0,0001	5,50 *	12,00 *	22,18 *
	0,001	5,08 *	11,92 *	21,23 *
	0,01	5,41 *	12,00 *	20,21 *
	0,1	5,27 *	11,63 **	22,00 *
Cd I	CONTROL	4,71 *	11,76 *	21,84 *
	0,005	4,58 *	11,68 *	21,62 *
	0,05	4,41 *	11,65 *	21,90 *
Cd II	CONTROL	4,65 *	12,15 *	21,10 *
	0,01	3,95 **	12,17 *	23,21 *
	0,1	5,00 *	----	----
Zn	CONTROL	4,95 *	11,79 *	21,08 *
	0,005	5,18 **	12,30 *	21,80 **
	0,05	6,97 *	12,72 *	23,00 *
Cu	CONTROL	6,21 *	13,33 *	22,27 *
	0,01	6,41 *	14,10 *	----
Cd III	CONTROL	6,21 *	13,33 *	22,27 *
	0,01	6,16 **	13,95 *	22,87 *
	0,1	7,03 *	----	----
Cd+Pb (1:2)				
CONTROL		3,50 *	9,93 *	19,61 *
Cd(0,005)+Pb(0,01)		3,89 *	10,09 *	19,52 *
Cd(0,05)+Pb(0,1)		5,06 *	----	----
Zn+Pb (1:2)				
CONTROL		3,50 *	9,93 *	19,61 *
Zn(0,005)+Pb(0,01)		4,12 *	10,75 *	20,67 *
Zn(0,05)+Pb(0,1)		4,00 *	----	----



TABLA XXXIII: Porcentajes de muda entre estadios durante el desarrollo larval de *Lithodes santolla*. Los asteriscos encolumnados indican ausencia de diferencias significativas ( $p > 0,05$ ). I, II y III: estadios de la larva zoca I de *Lithodes santolla*. PL: post-larva.

TOXICO Y TRATAMIENTO (Conc.en mg/l)		MUDA		
		zoca I-II	zoca II-III	zoca III-PL
Pb	CONTROL	90 *	66,67 *	33,33 *
	0,0001	70 **	85,71 *	22,22 *
	0,001	60 *	72,22 **	38,46 *
	0,01	76,6 **	47,83 **	54,54 *
	0,1	90 *	66,67 **	11,11 *
Cd I	CONTROL	96,67 *	93,1 *	38,09 *
	0,005	93 *	75 *	70 *
	0,05	96,67 *	68,97 *	62,96 *
Cd II	CONTROL	86,67 *	80,77 *	42,86 *
	0,01	66,67 *	65 *	61,64 *
	0,1	6,67 *	----	----
Zn	CONTROL	93,33 *	71,43 *	55 *
	0,005	60 *	37,5 *	69,23 *
	0,05	26,7 *	72,22 *	33,3 *
Cu	CONTROL	55 *	57,57 *	47,37
	0,01	51,11 *	6,67 *	----
Cd III	CONTROL	55 *	57,57 *	47,37 *
	0,01	33,33 *	46,67 *	71,4 *
	0,1	15,3 *		
Cd+Pb				
CONTROL		83,3 *	52,38 *	72,72 *
Cd(0,005)+Pb(0,01)		70 **	54,12 *	62,5 *
Cd(0,05)+Pb(0,1)		50 *		
Zn+Pb				
CONTROL		83,3 *	52,38 *	72,72 *
Zn(0,005)+Pb(0,01)		65 *	76,92 *	50 *
Zn(0,05)+Pb(0,1)		5 *		

**Figura 10: Efectos de la exposición continua a metales individuales sobre la muda, comenzando en el estadio zoca I. Las mudas para cada estadio representan el porcentaje de mudas a partir del número original de individuos que iniciaron el experimento. Los números romanos indican el estadio del desarrollo. I; II y III: estadios de zoca. PL: postlarva.**

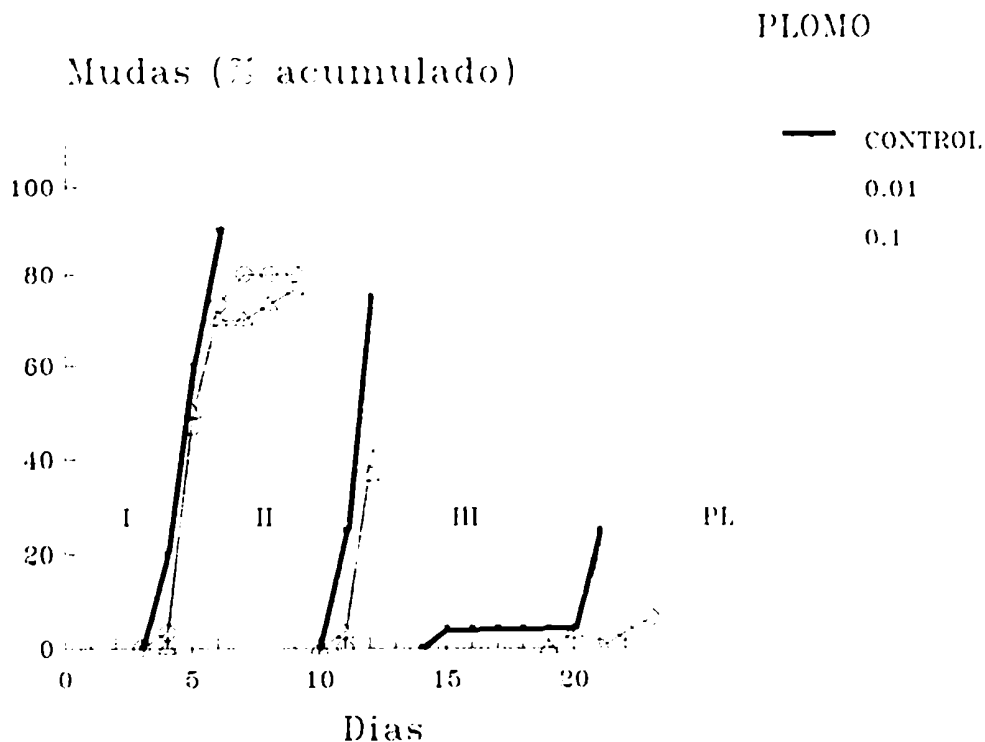
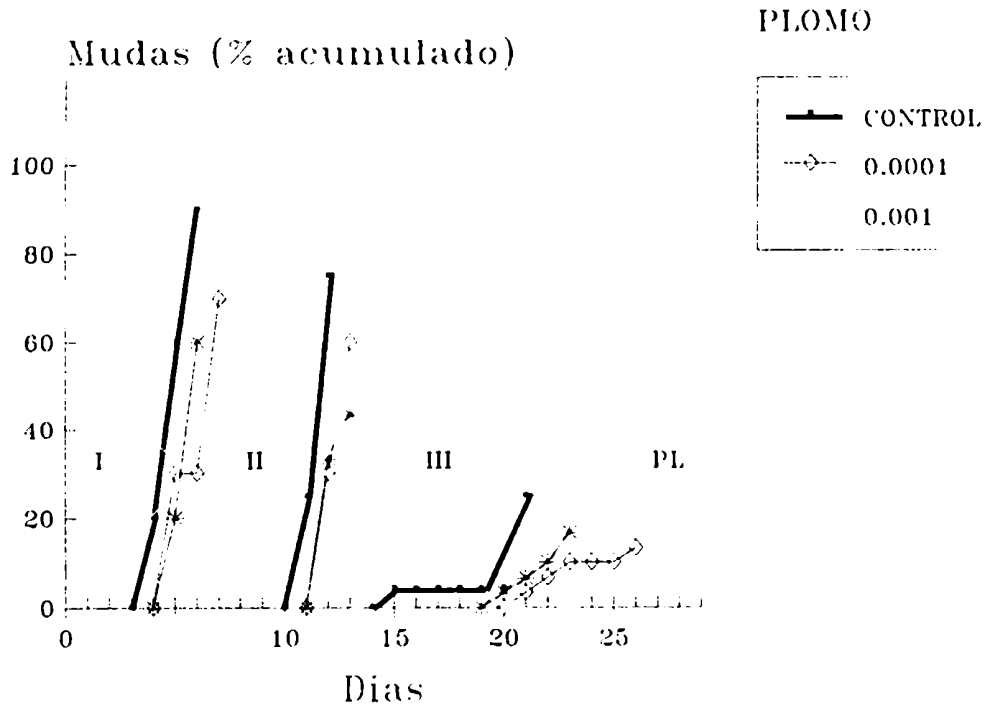


Figura 10: (continuación)

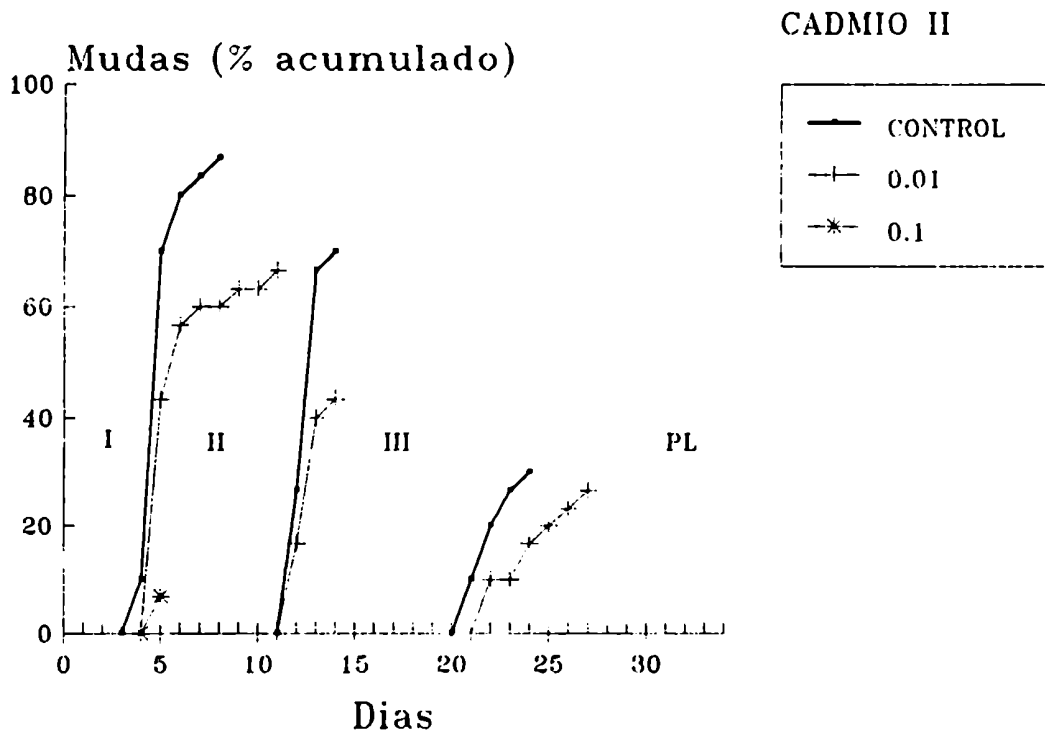
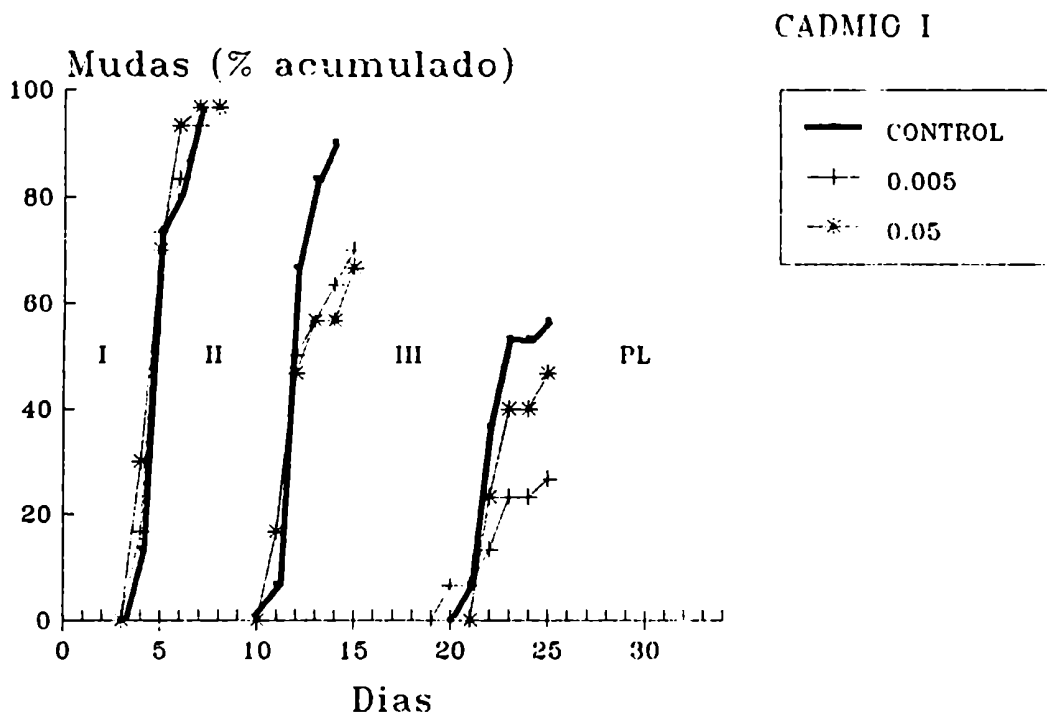


Figura 10: (continuación)

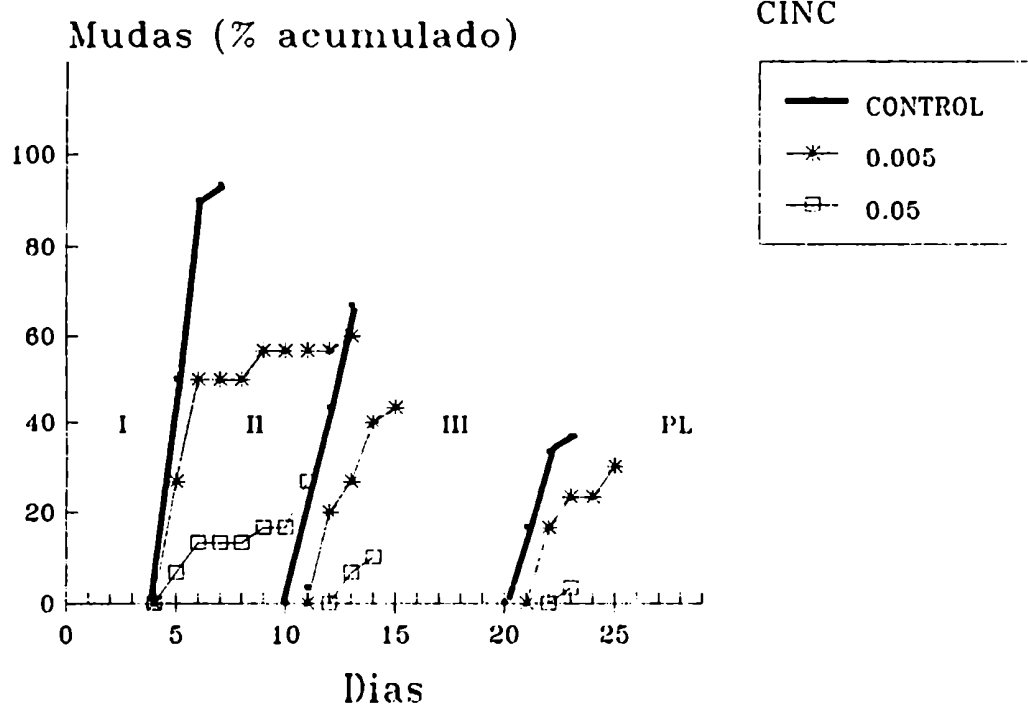
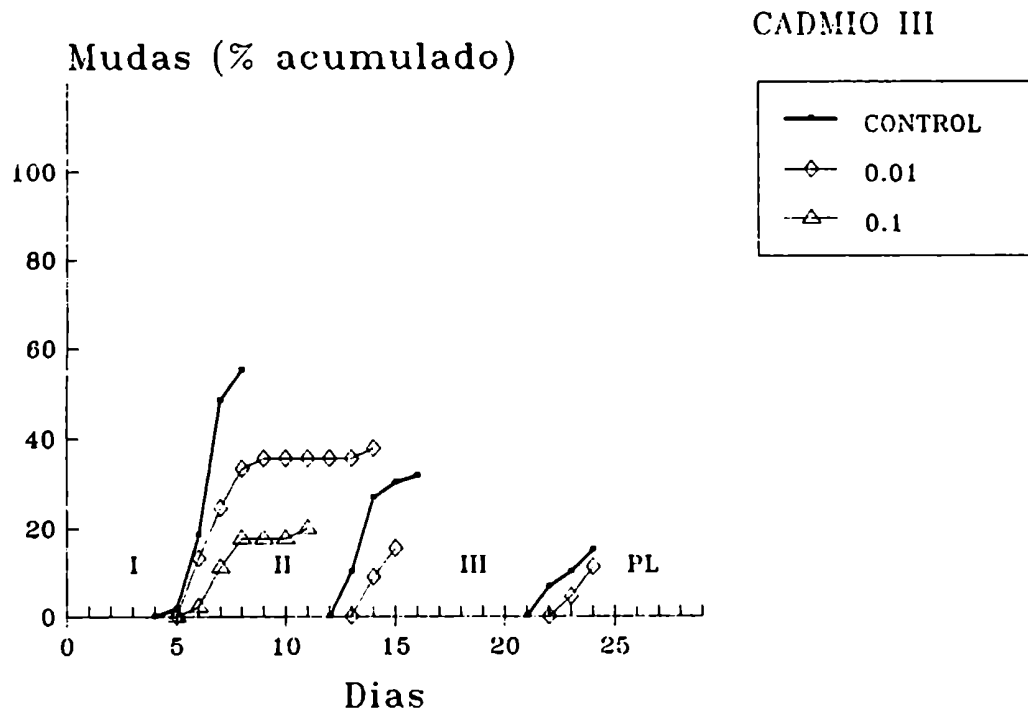


Figura 10: (continuación)

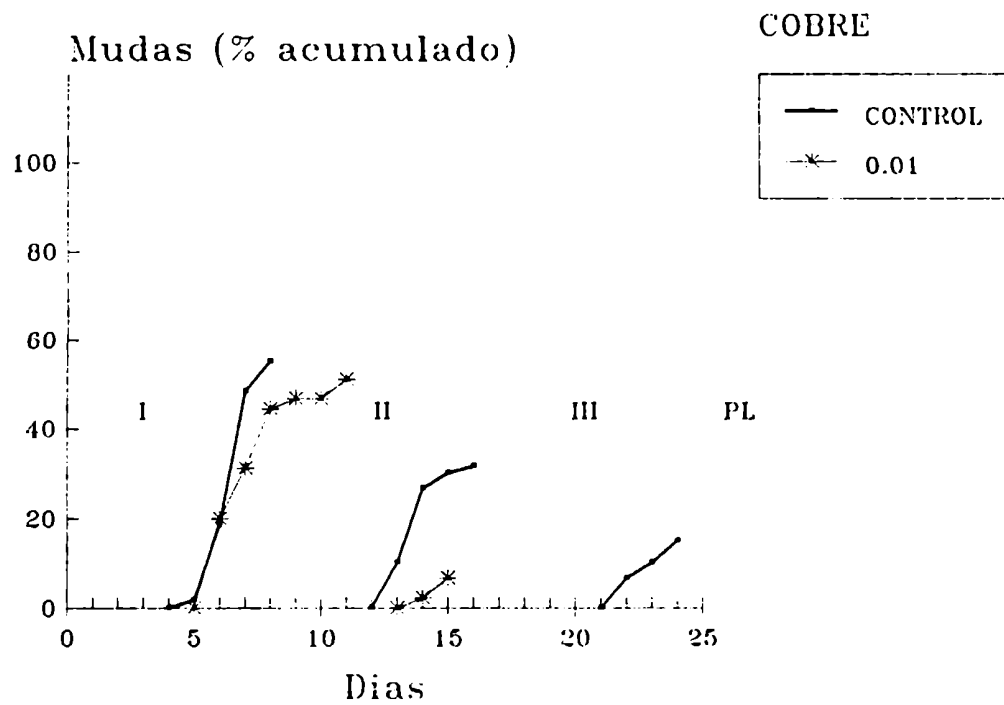
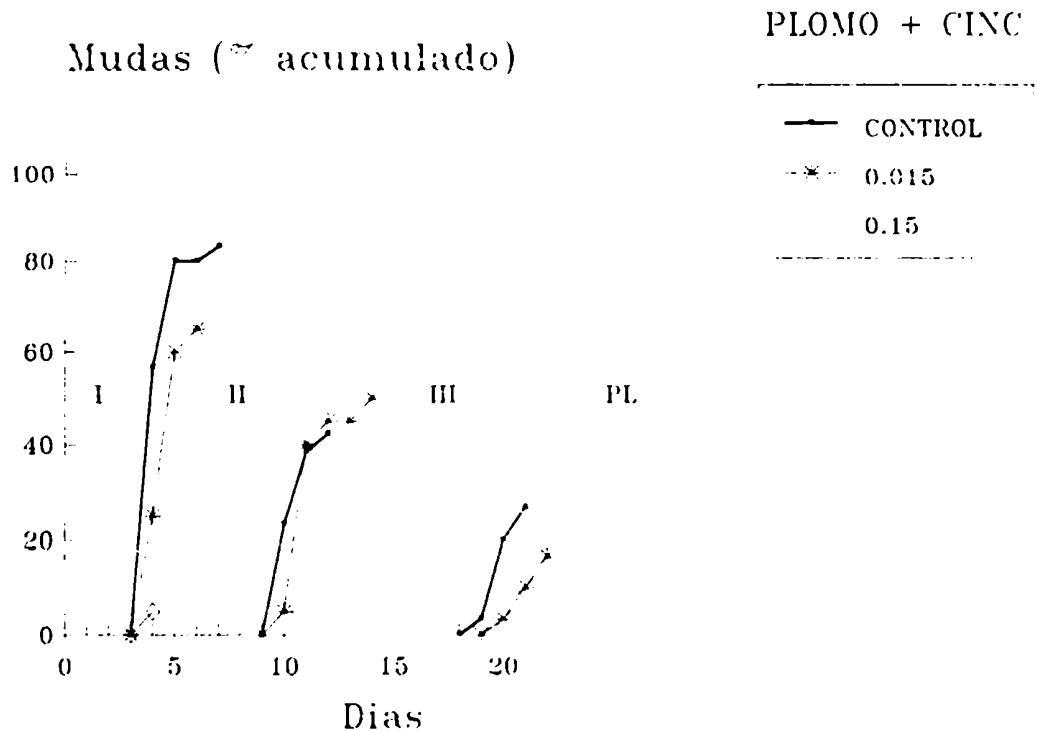
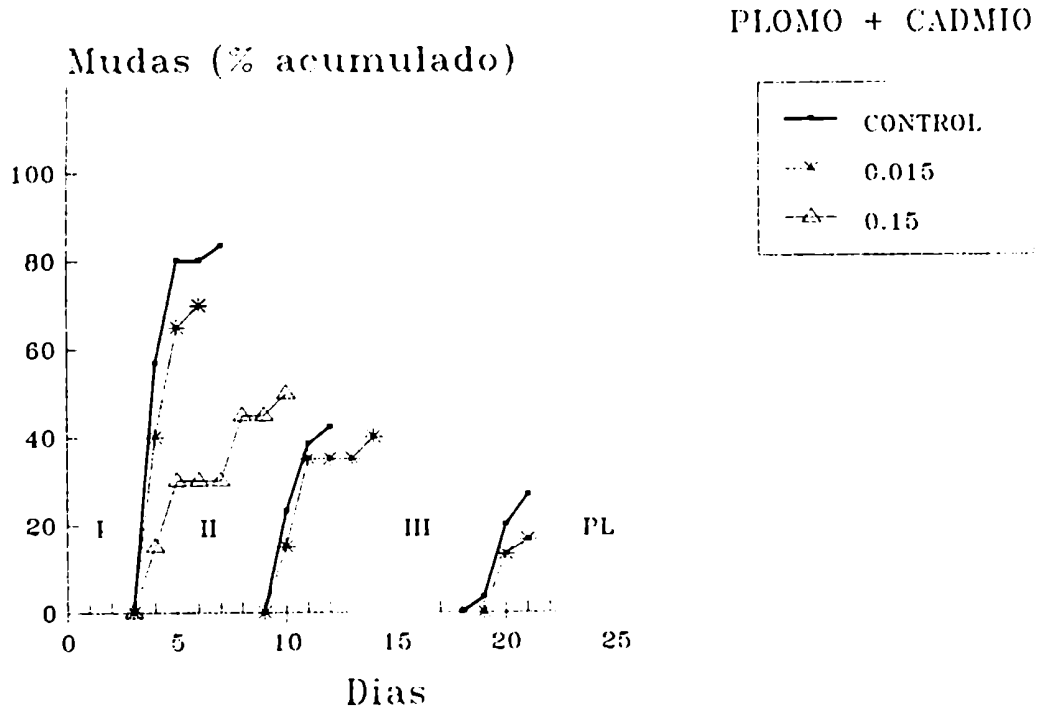


Figura 11: Efectos de la exposición continua a mezclas de metales sobre la muda, comenzando en el estadio zoea I. Las mudas para cada estadio resultan del porcentaje de mudas a partir del número original de individuos que iniciaron el experimento. Los números romanos indican el estadio del desarrollo. I; II y III: estadios de zoea. PL: postlarva.



### 3.2.1.4.C.- Resultados comparativos

Los resultados obtenidos de las comparaciones realizadas entre metales, entre mezclas y entre metales y mezclas se resumen en la tabla XXXIV. No se incluyen aquellos pares en las cuales para todas las comparaciones realizadas ningún parámetro resultó con diferencias significativas.

**TABLA XXXIV: Comparación de toxicidad entre metales o mezclas de metales a las mismas concentraciones (mg/l). Se indican con un asterisco sólo aquellas comparaciones que resultaron estadísticamente significativas ( $p > 0,05$ ). I, II y III: estadios de la larva zoea I de *Lithodes santolla*. PL: postlarva. TM50: Tiempo de muda para el 50% de los individuos.**

VARIABLE: COMPARACION	MUDA:	TM50			% DE MUDA	
		I-II	II-III	III-PL	I-II	II-III
Pb 0,01						
vs Cd 0,01						(*)
vs Pb(0,01)+Cd(0,005)		(*)				
vs Pb(0,01)+Zn(0,005)		(*)	(*)			
Pb 0,1						
vs Cd 0,1						(*)
vs Pb(0,1)+Cd(0,05)						(*) (*)
Vs Pb(0,1)+Zn(0,05)						(*)
Cd 0,005						
vs Zn 0,005						(*)
vs Pb(0,01)+Cd(0,005)						(*)
Cd 0,05						
vs Zn 0,05		(*)				(*)
vs Pb(0,1)+Cd(0,05)						(*)
Zn 0,005						
vs Pb(0,01)+Zn(0,005)		(*)	(*)			
Zn 0,05						
vs Pb(0,1)+Zn(0,05)						(*)
Pb(0,01)+Cd(0,005)						
vs Pb(0,01)+Zn(0,005)						(*)
Pb(0,1)+Cd(0,05)						
vs Pb(0,1)+Zn(0,05)						(*)

(\*) Significativo ( $p < 0,05$ )

### 3.2.1.4.D.- Relación entre la muda y la mortalidad.

En la tabla XXXV se expresa la relación de proporciones entre la mortalidad de los individuos expuestos y el tiempo transcurrido desde la muda para cada estadio.

**TABLA XXXV: Porcentaje de muertos para cada tratamiento y cada estadio por intervalos de días transcurridos desde la muda. I: estadio zoca I; II: estadio zoca II; N: número total de muertos en ese estadio**

TOXICO Y TRATAMIENTO (Conc.en mg/l)		ESTADIO	N	INTERVALOS DE DIAS					
				1a3	4a6	7a9	10a12	13a15	16a18
Pb	0,0001	II	2			50	50		
		III	14		50	43	7		
	0,001	II	5		60	20	20		
		III	7	14	14	29	43		
	0,01	II	12		42	42	16		
		III	5	20	40	40			
0,1	II	8	13	63	13	13			
	III	16		44	25	6	25		
Cd	0,005	II	8	25	13	50	12		
		III	12	17	41	17	17	8	
	0,01	II	7	14	14	14	58		
		III	5	40		20	20	20	
	0,05	II	9		11	78	11		
		III	7	14	58	14			14
0,1	II	2		50	50				
Zn	0,005	II	7	14	43	43			
		III	4	50	25		25		
	0,05	II	5	80		20			
		III	2	50		50			
Cd+Pb	0,015	II	6	33	67				
		III	3		75		25		
	0,15	II	9	11	56	33			
Zn+Pb	0,015	II	4	25	25	50			
		III	5		40	40	20		



En la tabla XXXVI se expresa la relación entre la mortalidad y la duración de los estadios zoea I en aquellos tratamientos en los cuales no se registraron mudas al estadio zoea II.

**TABLA XXXVI: Mortalidad total y del 50% en exposiciones crónicas para aquellos tratamientos en los cuales no se registraron mudas al estadio zoea II. En el caso de las mezclas se expresan, en cada caso, las concentraciones de la mezcla**

TOXICO	CONCENTRACION	DIA EN QUE SE REGISTRA MORTALIDAD	
		DEL 50%	DEL 100%
Cadmio	1 mg/l	8	12
Plomo	1 mg/l	13	15
Cinc	0,5 mg/l	8	13
Cobre	0,1 mg/l	6	9
Plomo+Cadmio	1,5 mg/l	4	9
Plomo+Cinc	1,5 mg/l	6	9
Plomo+Cobre	0,05 mg/l	7	12
Plomo+Cobre	0,14 mg/l	5	9
Cadmio+Cobre	0,05 mg/l	8	13
Cadmio+Cobre	0,14 mg/l	4	8

### 3.3.2.- EFECTOS SOBRE LA ECLOSION LARVAL

Las anomalías morfológicas detectadas en las larvas, luego de un análisis cualitativo del conjunto de las muestras, fueron las siguientes (Figura 12, fotos 1 a 6).

A) Hidropesía: consistió en un aumento de volumen de los tejidos de la larva en la región cefalotoracia, probablemente por hidratación. Se observa claramente en la foto 2 como un hinchamiento en la región anterior de la larva, en comparación con la larva normal (foto 1).

B) Espinas dorsales atrofiadas o ausentes: el par de espinas dorsales normales (foto 1), se encuentra reducida en tamaño o ausente (foto 2).

C) Pereiópodos con sedas atrofiadas o ausentes: las sedas que normalmente posee cada uno de los apéndices torácicos de la larva (foto 3) están ausentes o muy reducidas en la larva anormal (foto 4).

D) Pleon raquítico: se encuentra reducido el grosor y desarrollo normal del pleon (foto 2).

E) Telson con espinas y sedas atrofiadas o ausentes: las espinas caudales que normalmente presenta el telson (foto 5) están reducidas en tamaño o sin diferenciarse (foto 6)

F) Enanismo: se advierte a simple vista un tamaño corporal menor de la larva afectada (foto 2 vs. foto 1).

G) Espina rostral atrofiada: la espina rostral que en los controles sobresale de la región cefalotoracia (foto 1), se encuentra muy reducida (foto 2).

La Tabla XXXVII contiene la información sobre el número y proporción de larvas eclosionadas, así como el resultado de la comparación estadística entre tratamientos.

TABLA XXXVII: Número y proporción de larvas eclosionadas en los bioensayos sobre eclosión larval. TRAT.: tratamientos. Cd-: 0,2 mg/l, Cd+: 2 mg/l, Pb-: 0,16 mg/l, Pb+: 1,6 mg/l. Los asteriscos encolumnados indican ausencia de diferencias significativas ( $p > 0,05$ ).

TRAT	No. TOTAL (HUEVOS + LARVAS)	No. LARVAS ECLOSIONADAS	PROPORCION LARVAS ECLOS.	GRUPOS HOMOG.
Control	14278	2004	0,1403	*
Pb-	8080	576	0,0712	*
Pb+	9834	742	0,0754	*
Cd-	8110	1446	0,1782	*
Cd+	4661	891	0,1911	*

La Tabla XXXVIII contiene los resultados del análisis de anomalías en las larvas eclosionadas.

TABLA XXXVIII: Proporción de cada anomalía detectada (sobre el total de larvas eclosionadas). Cd-: 0,2 mg/l, Cd+: 2 mg/l, Pb-: 0,16 mg/l, Pb+: 1,6 mg/l. H: hidropesía, ED: espinas dorsales atrofiadas o ausentes, PE: pereiópodos con sedas atrofiadas o ausentes, PL: pleon raquílico, T: telson con espinas y sedas atrofiadas o ausentes, E: enanismo, ER: espina rostral atrofiada.

TRAT	H	ED	PE	PL	T	E	ER
Control	0,0079	0,0547	0,0369	0,0138	0,1017	0,0288	0,0977
Pb-	0,7743	0,3541	0,2100	0,0156	0,4930	0,0711	0,3645
Pb+	0,4332	0,3221	0,1536	0,0093	0,4366	0,1239	0,4298
Cd-	0,4589	0,3257	0,2171	0,0587	0,4827	0,0643	0,3539
Cd+	0,5420	0,6060	0,4488	0,1391	0,7553	0,2626	0,6160

La Tabla XXXIX muestra el resultado de la comparación estadística entre tratamientos, para la proporción de larvas anormales.

**TABLA XXXIX: Comparación estadística entre tratamientos para la proporción de larvas anormales, para cada anomalía estudiada.**

Ctrl: control, Cd-: 0,2 mg/l, Cd+: 2 mg/l, Pb-: 0,16 mg/l, Pb+: 1,6 mg/l. H: hidropesía, ED: espinas dorsales atrofiadas o ausentes, PE: perciópodos con sedas atrofiadas o ausentes, PL: pleon raquíptico, T: telson con espinas y sedas atrofiadas o ausentes, E: enanismo, ER: espina rostral atrofiada. Los asteriscos en columnas indican ausencia de diferencias significativas ( $p > 0,05$ ).

TRAT.	GRUPOS HOMOGENEOS ( $p > 0,05$ )						
	H	ED	PE	PL	T	E	ER
Ctrl	*	*	*	*	*	*	*
Pb+	*	*	* *	*	*	*	*
Pb-	*	*	*	*	*	*	*
Ctrl	*	*	*	*	*		*
Cd-	*	*	*	*	*		*
Cd+	*	*	*	*	*	*	*

Los resultados sobre tiempo medio de eclosión, calculado como el tiempo que demoró en eclosionar el 50 % del total de larvas eclosionadas, figuran en la tabla XL.

**TABLA XL: Tiempos medios de eclosión (TE50) para cada tratamiento. (TRAT.). Ctrl: control, Cd-: 0,2 mg/l, Cd+: 2 mg/l, Pb-: 0,16 mg/l, Pb+: 1,6 mg/l.**

TRAT.	TE50 (días)	INT.CONF (95 %)	PEND.	r2	GRUPOS HOMOG.
Control	23,54	23,42-23,67	7,44	0,61	*
Pb-	20,20	20,01-20,39	7,78	0,91	*
Pb+	21,65	21,49-21,81	9,26	0,92	*
Cd-	19,15	19,03-19,27	7,00	0,95	*
Cd+	16,74	16,55-16,93	5,40	0,26	*

A fin de evidenciar la relación existente entre el tiempo medio de eclosión (TE50) y la incidencia de cada anomalía, se realizó un análisis de correlación entre esas variables. Los resultados figuran en la tabla XLI.

**TABLA XLI: Correlación entre el tiempo medio de eclosión (TE50) y la proporción de anomalías morfológicas. H: hidropesía, ED: espinas dorsales atrofiadas o ausentes, PE: pereiópodos con sedas atrofiadas o ausentes, PL: pleon raquíptico, T: telson con espinas y sedas atrofiadas o ausentes, E: enanismo, ER: espina rostral atrofiada.**

PARAMETRO	H	ED	PE	PL	T	E	ER
r	-0,6404	-0,9392	-0,9702	-0,8790	-0,9506	-0,7766	-0,8683
r <sup>2</sup>	0,4101	0,8821	0,9413	0,7726	0,9036	0,6031	0,7539
ord.orig.	1,8493	1,7812	1,3636	0,4295	2,2046	0,6729	1,6483
pendiente	-0,0694	-0,0715	-0,0568	-0,0189	-0,0864	-0,0278	-0,0630

Figura 12: Anomalías morfológicas detectadas en las larvas eclosionadas de *Lithodes santolla*.

FOTO 1: Larva normal. Se observa la estructura normal de la espina rostral (ER), espinas dorsales (ED) y telson (T). Escala: 10  $\mu\text{m}$



FOTO 2: Larva anómala. Se observa una marcada hidropesía (H) en la región cefalotorácica, así como atrofia de espinas dorsales (ED), espina rostral (ER), pleon (PL) y telson (T). Escala: 10  $\mu\text{m}$

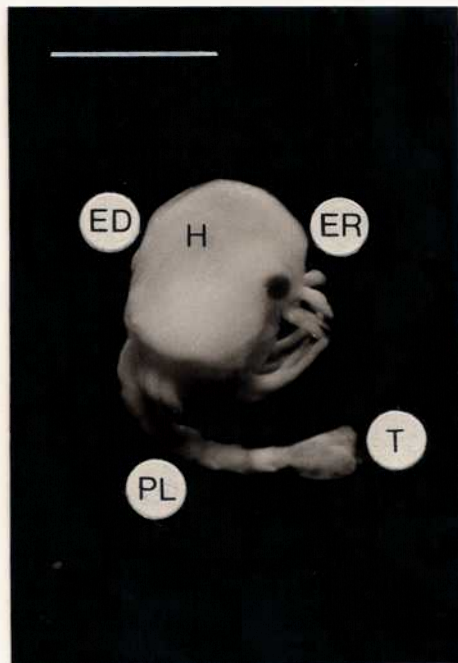


Figura 12: (continuación)

FOTO 3: Pereiópodos normales. Se observa el importante desarrollo de las sedas (S). Escala:  $5\ \mu\text{m}$

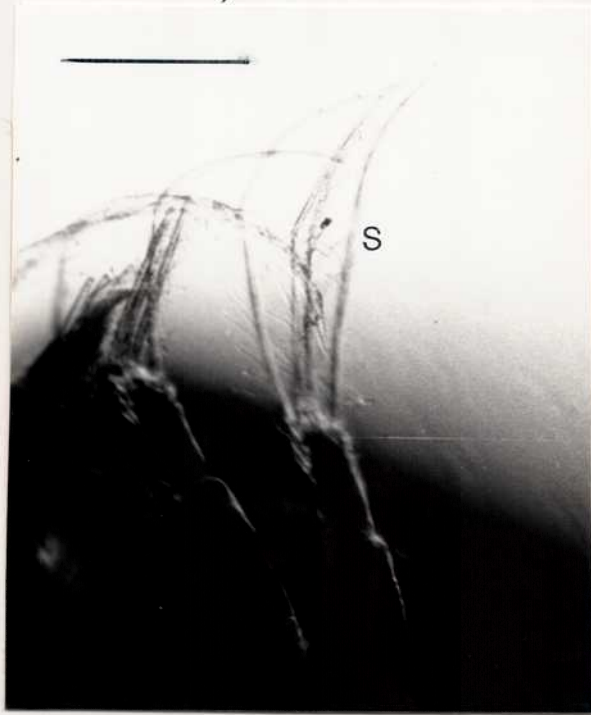


FOTO 4: Pereiópodos atrofiados, sin sedas. Escala:  $5\ \mu\text{m}$



Figura 12: (continuación)

FOTO 5: Telson normal. Las espinas (E) y las sedas (S) se encuentran bien desarrolladas. Escala:  $5\ \mu\text{m}$

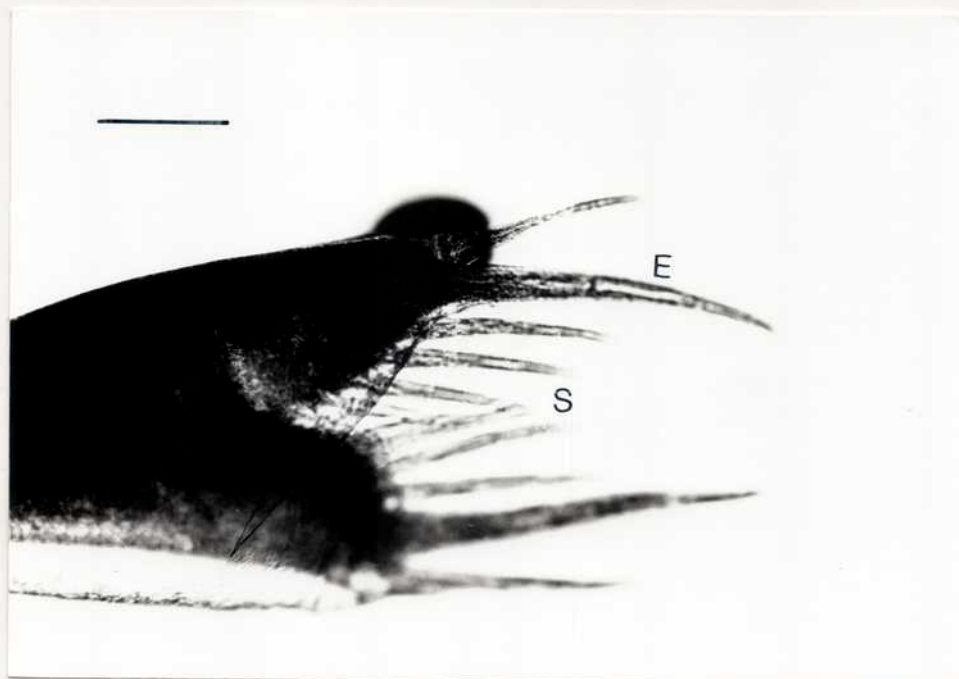


FOTO 6: Telson con espinas y sedas atrofiadas. Escala:  $5\ \mu\text{m}$





### 3.2.3.- BIOENSAYOS EN *Mytilus edulis chilensis*

#### 3.2.3.1.- ENSAYOS DE TOXICIDAD AGUDA Y CRONICA. EXPOSICION A METALES INDIVIDUALES

Los resultados obtenidos en las exposiciones agudas a cadmio y plomo se detallan en la tabla XLII, mientras que la respuesta en función del tiempo de exposición se representa en las figura 13 y 14. La mortalidad en los controles de agua y de solvente fueron cero en todos los casos y las curvas de estos últimos no se incluyen en las figuras para evitar la superposición de las curvas.

Se calculó y comparó, para cada uno de los rangos de talla predefinidos y a 96 horas de exposición la concentración letal 50 para cada uno de los diferentes tóxicos estudiados. También se comparó para cada tóxico la CL50-96 horas de los diferentes rangos de talla

Ninguna de estas diferencias resultó ser, sin embargo, estadísticamente significativa ( $P > 0,05$ , Tabla XLIII)

Figura 13: Curvas de supervivencia en función del tiempo, para *Mytilus edulis chilensis*. Cadmio a: Talla chica/ b: Talla grande

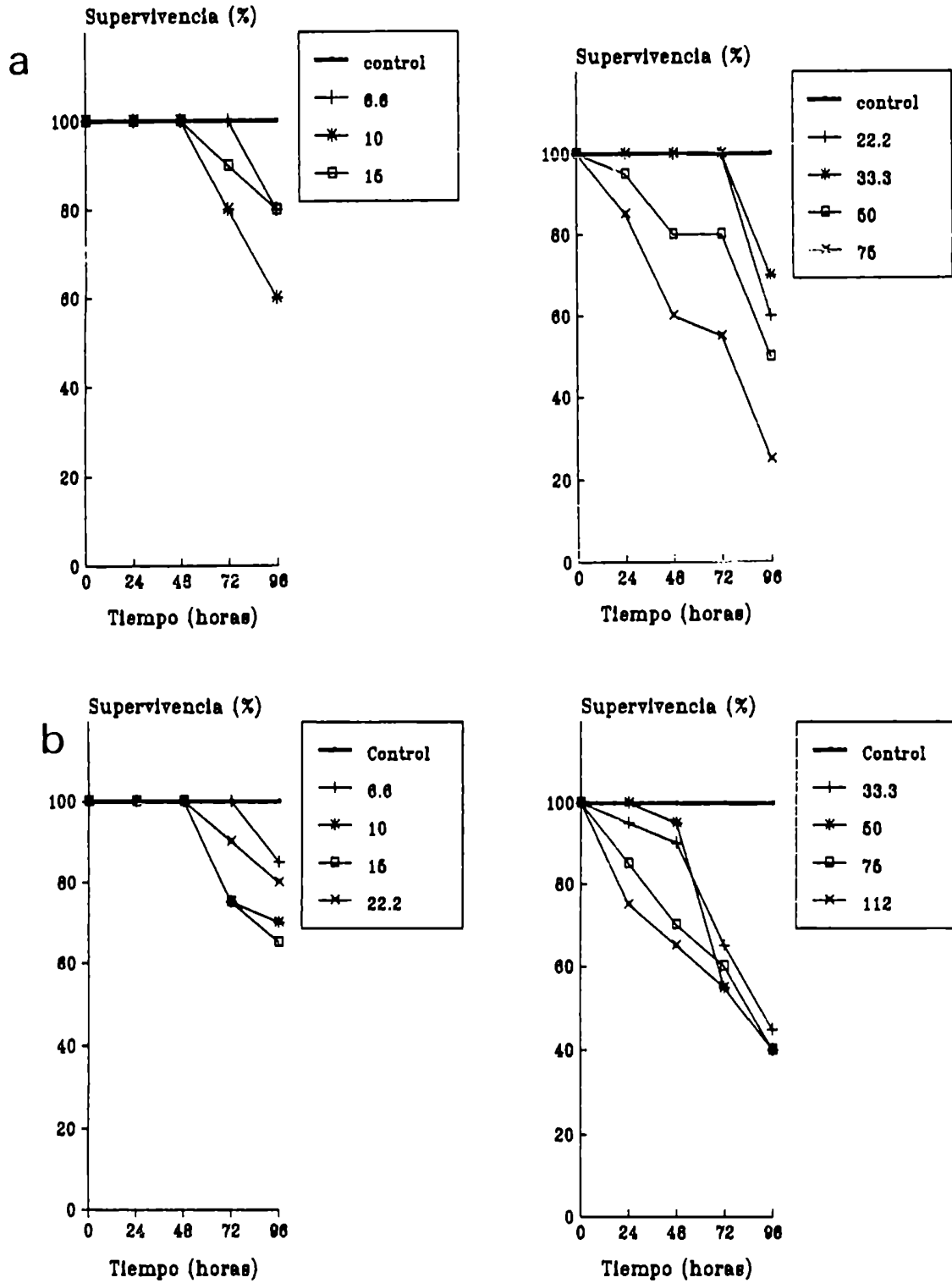
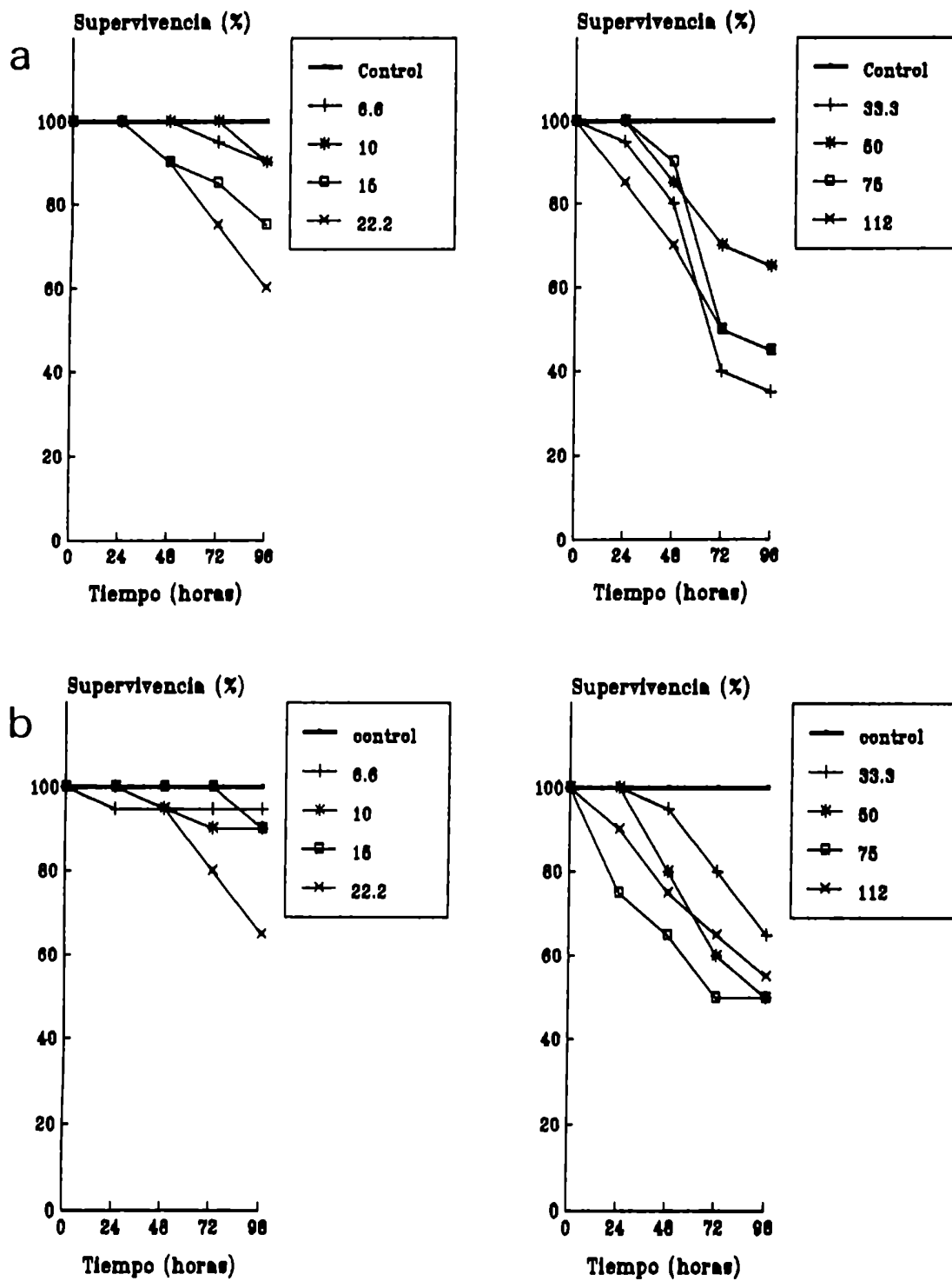


Figura 14: Curvas de supervivencia en función del tiempo, para *Mytilus edulis chilensis*. Plomo a: Talla chica/ b: Talla grande



**TABLA XLII: Valores estimados de CL50-96horas (expresada en mg/l) para cada experimento y para ambas tallas de *Mytilus edulis chilensis*. Los valores entre paréntesis indican los intervalos de confianza al 95%)**

TALLA\METAL	PLOMO	CADMIO	PLOMO+CADMIO
47,2 mm (± 3,2)	84,16 (57,6 - 167,7)	44,56 (28,66 - 90,8)	121,3 (85,85 - 212,99)
36 mm (± 4,0)	57,54 (20,15 - 42,74)	37,58 (21,52 - 92,32)	27,49 (4,17 - 52,14)

**TABLA XLIII: Comparación entre CL50 - 96 horas**

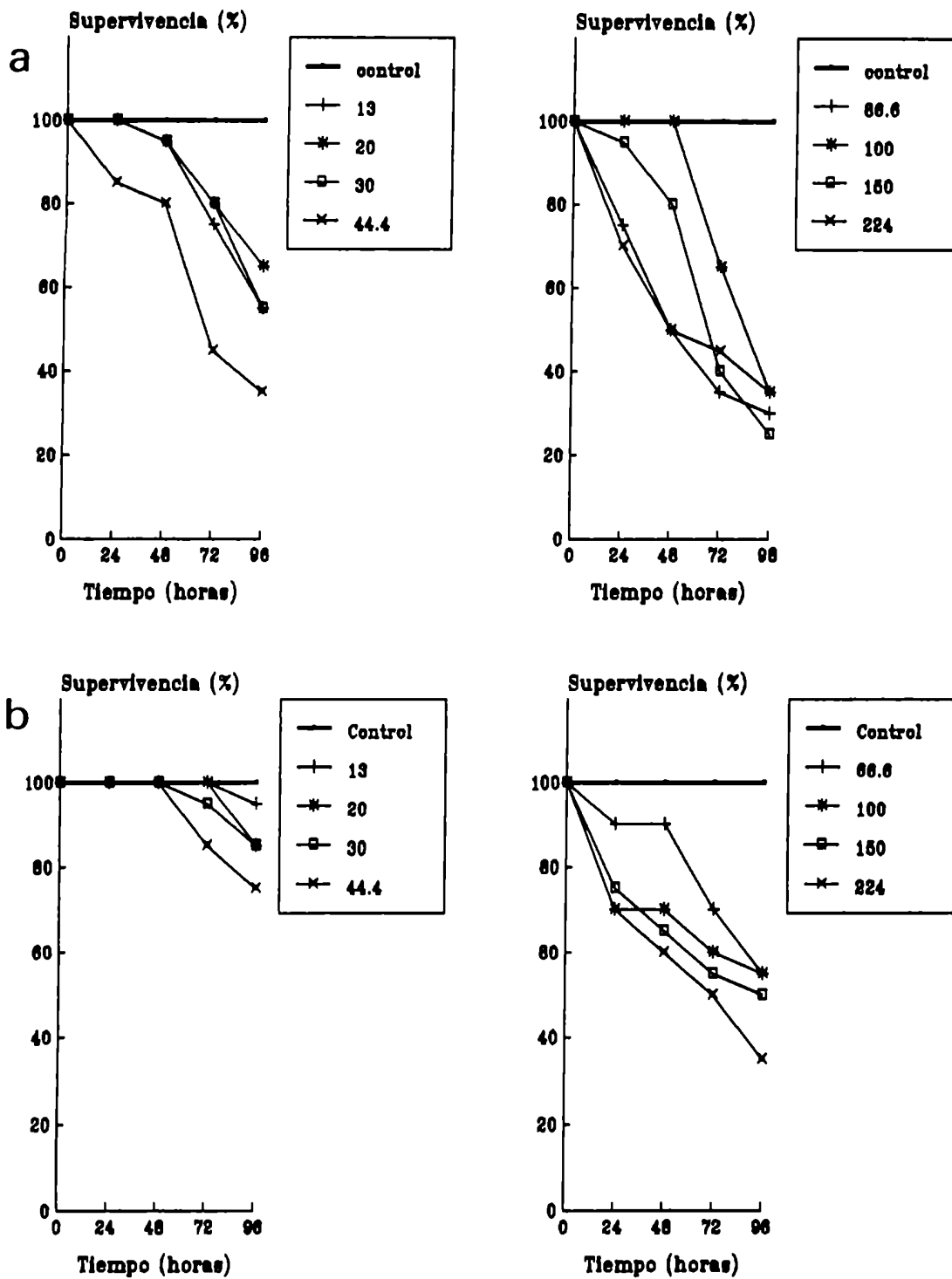
Comparación	Nivel de Análisis	Cociente CL50	Significación
Pb/Cd	T.grande	1,8887	p>0,05
Pb/Cd	T.chica	1,5311	p>0,05
T.grande/T.chica	Pb	1,4626	p>0,05
	Cd	1,1857	p>0,05
	Pb+Cd	4,43	p>0,05

### 3.2.3.2.- TOXICIDAD DE LAS MEZCLAS

Se calculó y comparó la concentración letal 50 para las mezclas Plomo:Cadmio (1:1) a 96 horas de exposición. La respuesta en función del tiempo de exposición se representan en la figura 15. La mortalidad en los controles de agua y de solvente fue cero en todos los casos y las curvas de estos últimos no se incluyen en las figuras para facilitar su lectura.

Se analizó el efecto de la exposición a las mezclas mediante la prueba de Chi-cuadrado (Tablas XLIV y XLV).

Figura 15: Curvas de supervivencia en función del tiempo, para *Mytilus edulis chilensis*. Mezcla Cadmio + Plomo  
a: Talla chica/ b: Talla grande



**TABLA XLIV: Cálculos de la toxicidad conjunta para el mejillón *Mytilus edulis chilensis*.  $I = A/CL50A + B/CL50B$ , donde A y B representan la fracción de cada tóxico en la CL50 de la mezcla**

MEZCLA	Horas	Nivel de análisis	$\chi^2$	I	Tipo de interacción
Pb+Cd	96	T.Chica	18.314 *	0.604	ANTAGONISMO
Pb+Cd	96	T.Grande	46.864 *	2.08	POTENCIACION

(\*) S (P<0.05)

**TABLA XLV: Cálculos de la toxicidad conjunta en *Mytilus edulis chilensis*. Prueba de Chi-cuadrado. Ho = aditividad estricta Ha = potenciación o antagonismo. N: Número de organismos por concentración; R: Número de organismos respondientes (muertos); P: Probabilidad de respuesta para cada concentración y cada tóxico**

**a) TALLA GRANDE**

Concentración de la mezcla	N	R	Concentración de Cadmio en la mezcla	Concentración de Plomo en la mezcla	P de Cadmio	P de Plomo	P de Mezcla	ESTADISTICO
13,2	20	1	6,6	6,6	0,190689	0,081307	0,25649	4,47173
20	20	3	10	10	0,246705	0,122491	0,33897	3,18758
30	20	3	15	15	0,308875	0,175006	0,42983	6,39008
44,4	20	5	22,2	22,2	0,374735	0,237595	0,52329	5,98820
66,6	20	9	33,3	33,3	0,446905	0,313483	0,62029	2,46244
100	20	9	50	50	0,521066	0,398442	0,71189	6,68823
150	20	10	75	75	0,594325	0,488303	0,79242	10,39659
224	20	13	112	112	0,663669	0,577784	0,85799	7,10153

Chi-cuadrado = 46,686385

Valor crítico = 16,0128 (7,0,0,975)

Valor crítico = 1,690 (7,0,0,0025)

\* S (P<0,05)

**b) TALLA CHICA**

Concentración de la mezcla	N	R	Concentración de Cadmio en la mezcla	Concentración de Plomo en la mezcla	P de Cadmio	P de Plomo	P de Mezcla	ESTADISTICO
13,2	20	9	6,6	6,6	0,183	0,137	0,294929	2,3128147
20	20	7	10	10	0,246	0,189	0,388506	0,1248424
30	20	9	15	15	0,317	0,249	0,487067	0,1099906
44,4	20	13	22,2	22,2	0,392	0,316	0,584128	0,3572432
66,6	20	14	33,3	33,3	0,475	0,391	0,680275	0,0357769
100	20	13	50	50	0,559	0,472	0,767152	1,5366518
150	20	15	75	75	0,64	0,553	0,83908	1,1753765
224	20	13	112	112	0,741	0,631	0,894466	12,6622444

Chi-cuadrado = 18,314922

Valor crítico = 16,0128 (7,0,0,975)

Valor crítico = 1,690 (7,0,0,0025)

\* S (P<0,05)



## ***4. - DISCUSSION***

#### 4.- DISCUSION

##### 4.1.- METALES PESADOS EN SEDIMENTOS DEL AMBIENTE

En relación a los resultados preliminares del contenido de metales pesados en sedimentos costeros del año 1992, y considerando la normalización de los valores de plomo y de cobre a hierro, es posible sostener que los sedimentos de la estación Planta Orión han recibido aportes significativos de plomo y cobre de origen antropogénico. Estos valores son aquellos que gráficamente se observan apartados de la nube de puntos.

En el caso de la normalización de cinc a hierro, la distribución obtenida permite considerar, por lo menos, dos posibles hipótesis: 1) El sistema no está recibiendo aportes antropogénicos de cinc, y por lo tanto los valores determinados corresponden al nivel base; o, 2) existe aporte antropogénico de cinc al sistema, pero el metal se incorpora bajo una forma química no acumulable (por ejemplo disuelto), lo que permitiría una redistribución regional del elemento. La segunda hipótesis parece ser más razonable, considerando que en el área se han identificado fuentes antropogénicas de plomo y cobre y que en la bibliografía se ha reconocido que los efluentes que incluyen residuos industriales como los mencionados, usualmente también incluyen cinc (Salomons y Forstner, 1984). Por otro lado se ha demostrado que en sistemas bajo influencia antropogénica la fracción disuelta de metales puede ser igual o incluso sobrepasar la particulada (De Groot *et al.*, 1976)

A partir del análisis de correlación efectuado, es importante subrayar que los metales típicamente antropogénicos (cobre, plomo y cinc) mostraron una alta correlación entre sí, lo que sugiere una ausencia de una única fuente contribuyente. Estos resultados coinciden claramente con los observados por Ray y Macnighth (1984) en los sedimentos del puerto de Saint Johns (Canadá) o Lacerda *et al.* (1987) para la bahía de Sepetiba en Rio de Janeiro, Brasil.

Las concentraciones halladas para el Hierro en el presente estudio variaron entre un mínimo de 1,94 y un máximo de 30,41 mg/g (peso seco), con un promedio de valores, según las estaciones estudiadas, que varió entre 4,27 y 20,22 mg/g (peso seco). Para otras zonas de Argentina, los valores de hierro obtenidos en el presente trabajo fueron mayores que las concentraciones halladas por Ferrer *et al.* (1993) en los sedimentos del Sud-Este de la provincia de Buenos Aires (valores promedio  $6,43 \pm 2,2$  mg/g, con un

rango de 2,79 y 11,20 mg/g), mientras que resultaron similares a los hallados por Villa (1988) en el estuario de Bahía Blanca (valores entre  $21,30 \pm 13,3$  y  $28,30 \pm 12,50$ ).

En relación a otros lugares del mundo, las concentraciones de hierro obtenidas en el presente trabajo, fueron mayores a las reportadas por Kouadio y Trefry (1987), en los sedimentos de la región de Ivory Coast como así también a los hallados por Batley (1987) en los sedimentos de la costa de Gales del Sur en Australia.

Los valores de plomo hallados en el presente estudio variaron entre 1,5 a 37,6  $\mu\text{g/g}$  (peso seco), con valores promedios que variaron desde  $2,51 \pm 0,8$   $\mu\text{g/g}$  hasta  $27,65 \pm 7,7$   $\mu\text{g/g}$  (peso seco). Estos valores han resultado ser mayores que los registrados en la zona Sur de la Provincia de Buenos Aires por Ferrer *et al.* (1993) (promedios  $2,8 \pm 0,7$   $\mu\text{g/g}$  con valores máximos y mínimos de 1,3 a 4,4  $\mu\text{g/g}$ ), y del mismo orden de magnitud que los reportados por Villa (1988) para el estuario de Bahía Blanca (valores promedios mínimos de  $16,6 \pm 4,5$  y máximos de  $22,3 \pm 6,6$   $\mu\text{g/g}$  peso seco).

En relación a los valores obtenidos por otros autores en diferentes partes del mundo, resultaron similares a los reportados por Rehm *et al.* (1984) en los sedimentos del mar Wadden en el estuario de Wesser (Alemania) los cuales variaron desde 1,9  $\mu\text{g/g}$  a 45  $\mu\text{g/g}$  en peso seco. Ray y Macnighth (1984) determinaron niveles de plomo en sedimentos del puerto Saint John (Brunswick, Canadá) entre  $18,5 \pm 9,8$  y  $30,8 \pm 15,4$   $\mu\text{g/g}$ , en tanto que Lacerda *et al.* (1985) determinaron valores desde 4,8 a 5,2  $\mu\text{g/g}$  en los sedimentos de la bahía Sepetiba (Río de Janeiro, Brasil). Finalmente Paez-Osuna *et al.* (1986) señalaron para el Estuario de Coatzacoalcos, sur del Golfo de México, valores que van desde 17  $\mu\text{g/g}$  a 91  $\mu\text{g/g}$  en los sedimentos superficiales.

Las concentraciones de cobre halladas en el presente trabajo variaron entre 2,66 y 78,63  $\mu\text{g/g}$  con valores promedios de 3,63  $\mu\text{g/g}$  hasta 66,99  $\mu\text{g/g}$ . Para otros ambientes de la Argentina, de los valores hallados por otros autores podemos citar a Villa (1988) que determinó concentraciones de Cobre entre  $5,9 \pm 2,1$  y  $8,5 \pm 3,8$   $\mu\text{g/g}$  en los sedimentos del estuario de Bahía Blanca, mientras que Sericano y Pucci (1982) señalaron valores de 24,1  $\mu\text{g/g}$  para la misma área. También Ferrer *et al.* (1993) determinaron, para el Sudeste de la Provincia de Buenos Aires, valores promedio de  $2,4 \pm 1,3$   $\mu\text{g/g}$  con valores máximos y mínimos de 0,6 a 6,0  $\mu\text{g/g}$  respectivamente.

Para otras regiones del mundo las concentraciones por ejemplo la Bahía de Corio, Smith *et al.* (1981), reportaron valores que variaron entre 2 y 50  $\mu\text{g/g}$ . Asimismo Pragatheeswaran *et al.* (1986), señalaron concentraciones entre 24 y 180  $\mu\text{g/g}$  en los sedimentos de la Bahía de Bengal (India). Lacerda *et al.* (1987) han determinado valores de concentraciones de cobre en la Bahía Sepetiba (Rio de Janeiro, Brasil) entre 2,1 y 166  $\mu\text{g/g}$ .

Respecto al cinc, las concentraciones halladas en la presente investigación variaron entre 12,5 a 137,68  $\mu\text{g/g}$  de peso seco, con valores promedio de 12,56  $\mu\text{g/g}$  a 107,15  $\mu\text{g/g}$ . Para ambientes de la Argentina, Villa (1988) ha informado valores de este metal que oscilan entre  $30,2 \pm 7,1$   $\mu\text{g/g}$  hasta  $39,4 \pm 8,8$   $\mu\text{g/g}$  para muestras del área de Bahía Blanca mientras que Ferrer *et al.* (1993) determinaron valores promedio de cinc de  $7,8 \pm 3,2$   $\mu\text{g/g}$  para las áreas costeras próximas a la Ciudad de Mar del Plata.

Ray y Macnight (1984) determinaron para los sedimentos de área de Saint Johns (Canadá), valores promedios máximos y mínimos de  $41,2 \pm 16,1$   $\mu\text{g/g}$  a  $69,2 \pm 56,0$   $\mu\text{g/g}$ . Pragatheeswaran *et al.* (1986), señalaron concentraciones entre 62 y 106  $\mu\text{g/g}$  en los sedimentos de la Bahía de Bengal (India), mientras que Paez-Osuna *et al.* (1986) señalan para el Estuario de Coatzacoalcos, sur del Golfo de México, valores que van desde 10  $\mu\text{g/g}$  a 130  $\mu\text{g/g}$  en los sedimentos superficiales estudiados. Lacerda *et al.* (1987) han determinado valores de concentraciones de cinc entre 18,1  $\mu\text{g/g}$  y 795  $\mu\text{g/g}$  para la Bahía Sepetiba (Rio de Janeiro, Brasil).

Por último el análisis de mercurio y cadmio en las muestras de sedimentos analizadas han mostrado similares resultados: por un lado las concentraciones de mercurio variaron desde el nivel "no detectable" (menor a 0,01  $\mu\text{g/g}$  peso húmedo) a valores de  $0,41 \pm 0,03$   $\mu\text{g/g}$ , mientras que el cadmio, resultó desde no detectable (menor a 0,03  $\mu\text{g/g}$  peso húmedo) a 6.54  $\mu\text{g/g}$ .

Comparados con otros valores de la Argentina los resultados aquí obtenidos son sensiblemente mayores que los valores hallados por Marcovecchio *et al.* (1983) ( $0,34 \pm 0,22$   $\mu\text{gHg/g}$ ) y los de Villa (1988) (valores desde  $0,38 \pm 0,12$  hasta  $0,51 \pm 0,43$   $\mu\text{gCd/g}$ ), ambos para el estuario de Bahía Blanca. Estos valores resultaron, por su parte coincidentes con los resultados obtenidos por Ferrer *et al.* (1993) para la costa de Mar del Plata (no detectable para mercurio y cadmio).

En relación a las otras áreas del mundo con las cuales se han comparado los resultados obtenidos, Ray y Macnight (1984)

determinaron para los sedimentos del área de Saint Johns (Canadá), valores promedios máximos y mínimos de  $0,06 \pm 0,02$  a  $0,22 \pm 0,12$   $\mu\text{gCd/g}$ ;  $0,02 \pm 0,01$  a  $0,05 \pm 0,06$   $\mu\text{gHg/g}$ . Pragatheeswaran *et al.* (1986), han determinado concentraciones desde "no detectable" a 3  $\mu\text{gHg/g}$  para los sedimentos de la Bahía de Bengal (India), mientras que Paez-Osuna *et al.* (1986) señalaron para el Estuario de Coatzacoalcos, sur del Golfo de México, valores que van desde 0,1 a 2,4  $\mu\text{gCd/g}$  en los sedimentos superficiales estudiados, mientras que Lacerda *et al.* (1987) determinaron niveles de cadmio entre 0,05 a 8,7  $\mu\text{g/g}$  para la Bahía Sepetiba (Rio de Janeiro, Brasil).

Los estudios de niveles de contaminantes en los sedimentos posibilitan establecer un estado temporal integrado del ecosistema. Sin embargo resulta a menudo difícil de determinar cuando la medición de un contaminante determinado representa un enriquecimiento natural o antropogénico (Schropp *et al.*, 1990)

Como una regla general, las formas contaminantes del tipo de los metales pesados debidas a varias especies químicas y a fenómenos físicos y biológicos, precipitan dentro de un estrecho margen de kilómetros desde el sitio de descarga. En consecuencia, ellos se acumulan en los sedimentos de la línea de costa, y el grado de contaminación no depende de fluctuaciones estacionales, contrariamente a lo que sucede con los organismos (Satsmadis, 1985). Sin embargo, Thompson *et al.*, 1984 han demostrado que las descargas de cobre en los efluentes de aguas de desecho señalan a los sedimentos superficiales como indicadores sensibles de los cambios temporales en las descargas de metales.

En forma general se ha observado que Planta Orión, Zona Industrial y Arroyo Grande son las estaciones con mayor concentración de contaminantes en sus sedimentos, reflejando la marcada actividad antropogénica de estas áreas.

#### 4.2.- METALES PESADOS EN MEJILLONES DEL AMBIENTE

Los valores hallados en el presente estudio coinciden, excepto para el cadmio, con los medidos por Szefer y Szefer (1990), en ejemplares de *Mytilus edulis* colectados en la región Báltica, ubicada en una latitud similar a la zona aquí estudiada. Estos autores, a su vez, asignan a este grupo de organismos la propiedad de buenos indicadores de condiciones de contaminación.

Al-Sayed *et al.* (1994) al analizar la presencia de diferentes metales pesados en los tejidos de la ostra perlífera *Pinctada radiata* durante un período de un año a intervalos de 6 a 8 semanas, hallaron valores que oscilaban entre 554 a 1532  $\mu\text{g/g}$  para el cinc, 0,4 a 3,4  $\mu\text{g/g}$  para el cobre, 0,95 a 3,75  $\mu\text{g/g}$  para el manganeso, 12,6 a 62,2  $\mu\text{g/g}$  para hierro, 1,25 a 14  $\mu\text{g/g}$  para el plomo, 0,25 a 3,8  $\mu\text{g/g}$  para cadmio. Estos valores son mayores que los hallados para el cinc durante 1993 y 1994 y menores que los hallados para el cobre, hierro y manganeso durante 1993.

En el presente trabajo, la menor concentración de cinc fue coincidente con los meses que abarca la época de desove de la especie, período en el cual cada animal se detoxificaría al liberar sus gametas, ya que el cinc se acumula principalmente en ese tejido (Bryan, 1984).

Las gametas de los organismos adultos son relativamente pobres en contenidos de metales, en comparación con otros órganos como branquias y glándula digestiva (Phillips, 1980). Sin embargo existen excepciones: en el caso de cinc los niveles en las gónadas exceden a los que se encuentran en otros tejidos con lo cual es esperable que el desove reduzca severamente la concentración corporal total de este metal (Phillips, 1980). En el presente trabajo, si bien no se discrimina la concentración por órganos, se encontró una asociación entre época reproductiva y descenso en los niveles corporales de cinc.

Por otra parte, Lobel (1987) obtuvo diferencias significativas entre las concentraciones de cinc estudiadas en diferentes órganos del mejillón *Mytilus edulis*, las cuales oscilaron en el orden de hasta 40 veces para épocas separadas entre sí solamente tres meses.

Ha sido ampliamente reconocido que puede darse una gran variabilidad inexplicada en la concentración de ciertos metales en algunos tejidos (The International Mussel Watch, 1980). Lobel *et al.* (1991a) sugieren que los elementos que son acumulados en

grandes cantidades en forma insoluble muestran un mayor grado de variabilidad que aquellos que son acumulados en forma soluble. Esta posibilidad podría estar explicando la variabilidad observada en las concentraciones de los metales analizados en el presente trabajo.

Sobre este particular, también es oportuno mencionar el trabajo de Paez-Osuna *et al.* (1994). Estos autores han estudiado la concentración de diversos metales en el mejillón *Mytella strigata* en la laguna costera de Ensenada de Pabellón (México) durante tres años consecutivos y han establecido un pico de concentraciones de todos los metales analizados en el año intermedio de muestreo, adjudicando estas variaciones locales a sucesos de grandes lluvias. Particularmente para el cinc los valores descienden de 1300 µg/g en 1990 a 100 µg/g en 1991 y para el cobre de 4 µg/g a 1 µg/g para el mismo sitio de muestreo.

En el presente trabajo idénticas tendencias fueron halladas para el plomo, hierro, cobre, y cinc, ya que sus concentraciones resultaron sensiblemente mayores en 1993 que en 1994; y si bien estos resultados pueden ser adjudicado a factores climáticos reinantes o la concentración en el material particulado, se concluye que estas y otras variables locales no contempladas en el presente trabajo deberán ser estudiadas en el futuro a fin de establecer sus posibles relaciones.

Desde otro punto de vista, las variaciones en la concentración de metales a que están sometidos los mejillones que habitan la zona intermareal, también fueron reportadas para otros bivalvos: cadmio en el mejillón *Mytilus californianus* de la costa de California (Goldberg *et al.*, 1983) y un rango amplio de metales en la Ostra *Crassostrea corteziensis* del puerto de Matlazán, México (Osuna-Lopez *et al.*, 1990). Sin embargo, en estos trabajos, los mecanismos que producen las variaciones observadas no fueron determinados.

Finalmente, y sumado a todas las hipótesis en juego que involucran variabilidad intrínseca de los organismos, no puede dejar de considerarse, como otra fuente importante de variación, la originada por la distribución horizontal de los mismos. Thompson *et al.* (1984), sostienen que si los organismos son usados para detectar fuentes diferenciales de contaminación, los sitios de muestreo deben ser seleccionados cuidadosamente y en especial en cuerpos de agua con patrones de corriente poco conocidos. Phophan *et al.* (1980), han hallado grandes cambios en las concentraciones de cadmio, plomo y cinc en *Mytilus edulis* dentro

de 1 kilómetro de distancia de la fuente. McGreer (1982), reportó un definido gradiente en la concentración de los metales en *Macoma baltica*, declinando en más de seis veces dentro de algunos cientos de metros distantes del punto de descarga.

Sin embargo, a pesar de que el muestreo de sedimentos ha sido ampliamente aplicado a estudios de vigilancia de metales pesados en áreas costeras, las muestras de sedimentos no dan una estimación directa de la disponibilidad de los mismos para la biota (Bryan y Hummerstone, 1977). Por lo tanto, el uso de organismos provee un conocimiento específico de la disponibilidad de los metales, antes que el uso de sedimentos.

En resumen los resultados del presente trabajo, que en relación a la concentración de metales pesados en mejillones, permiten visualizar aportes de origen antrópico los cuales son recibidos en las estaciones Planta Orión (plomo), Zona Industrial (plomo, cadmio y cinc) y Arroyo Grande (cadmio), mientras que, en términos relativos, Península Ushuaia y Bahía Golondrina no resultan, al presente, con signos de aportes significativos de estos metales.



#### 4.3 COMPARACION ENTRE SEDIMENTOS Y MEJILLONES.

Del análisis comparativo entre los años de muestreo y entre compartimientos, resulta importante destacar:

Se verificó una buena asociación entre la concentración en sedimentos y en mejillones para el hierro y para el cobre.

En el análisis de la relación entre la concentración de los metales en sedimentos y en mejillones, tanto para el plomo y como para el cadmio, se observó una alta dispersión de los valores.

Respecto al cinc se verificó una alta dispersión en los valores de 1993 y un mejor ajuste en los valores de 1994.

De esta manera, se concluye que la concentración de metales en los mejillones reflejan en forma directa la concentración en sedimentos tanto para el hierro como para el cobre, pero no es aplicable, a partir de estos resultados, para el caso del plomo ni para el del cadmio.

Finalmente, la variabilidad entre los niveles detectados en el ambiente de estudio entre ambos años podría ser atribuída a diversos factores que a continuación se mencionan:

1.- No se ha considerado la granulometría de los sedimentos; con lo cual la presencia de fracciones de grano más fino en las submuestras pudieron alterar las respectivas determinaciones ya que se sabe que la concentración de metales aumenta a medida que el tamaño de grano disminuye.

2.- La forma en la que ingresan los metales al ambiente puede variar el destino de los mismos ya que como se señaló anteriormente en algunos ambientes la fracción disuelta de metales puede ser igual o incluso sobrepasar la particulada (De Groot *et al.*, 1976)

3.- Si bien la propia actividad industrial en Ushuaia ha disminuído en 1994 con respecto a 1992 (14% menos de Industrias y 18% menos de personal empleado, Fuente: Dirección General de Industria y Comercio de la Provincia), es tal vez el elemento de menor peso, aunque de importancia a considerar en estudios a largo plazo.

#### 4.4.- CARACTERIZACION DEL AMBIENTE ESTUDIADO

Los resultados obtenidos, constituyen el primer aporte sobre este tema en la zona costera próxima a la Ciudad de Ushuaia. De estos resultados se destaca:

1.- Los mínimos valores hallados en los sedimentos para los diferentes metales estudiados durante ese período (hierro, cobre, plomo, cinc, mercurio y cadmio), son coincidentes con los establecidos por otros autores como niveles básicos de algunos ambientes naturales en diferentes regiones del mundo (Katz y Kaplan, 1981; Lacerda *et al.* 1987).

2.- Si bien, de acuerdo a Grimalt (1989), las concentraciones de metales en los sedimentos costeros son similares a las que este autor asigna para ambientes caracterizados como *moderadamente contaminados* (las cuales oscilan entre 10-50 µg/g para el plomo; 50-120 µg/g para el cinc; 5-25 µg/g para el cobre; 0,1-0,3 µg/g para el cadmio y de 200-500 µg/g para el manganeso), se concluye que la zona costera próxima a Ushuaia puede caracterizarse como no impactada por la presencia de metales pesados en los sedimentos, aunque diferentes incrementos dan lugar a establecer con bastante confiabilidad la existencia de ciertos aportes antropogénicos, los cuales merecen un estudio continuo.

3.- Para los mejillones, por su parte, de acuerdo a las concentraciones halladas para cada uno de los metales estudiados en los tejidos del mejillón, e independientemente del año de muestreo, todas resultaron comprendidas en el rango de las asignadas a los ambientes *moderadamente contaminados*, de acuerdo a los valores propuestos por Grimalt (1989). Según este autor las concentraciones de metales en los tejidos de mejillones para este tipo de ambientes oscilan entre 0,1-30 µg/g para el plomo; 50-600 µg/g para el cinc; 50-3000 µg/g para el hierro; 0,1-20 µg/g para el cobre; 0,1-5 µg/g para el cadmio y de 0,5 a 400 µg/g para el manganeso.

4.- En el presente trabajo, la normalización a hierro resultó constituir una buena herramienta a fin de identificar diferencias naturales y desviaciones debidas a la contaminación. A partir de este análisis y de los resultados obtenidos en los años sucesivos de muestreo se realizó una primera caracterización del ambiente estudiado, la cual permitió reconocer a las siguientes zonas como las de mayores aportes antropogénicos:

**A) PLANTA ORION:** Es el lugar en el cual se realiza un tráfico intenso de barcos, con operaciones de carga y descarga de combustible. Se reconocen en el lugar al menos dos tipos de fuentes: una generada por la misma actividad como muelle de aprovisionamiento de combustible, y otra a través de un curso de agua que desemboca a pocos metros del muelle y que recorre parte del sector NE de la ciudad. En este sitio de muestreo se ha determinado un fuerte aumento relativo en lo que respecta al contenido de plomo, cinc y cobre, incluidos los registros más altos de los valores de mercurio y cadmio en los sedimentos, mientras que, en los tejidos de los mejillones, se destacan altos valores de plomo y cobre.

**B) ZONA INDUSTRIAL:** Es una área ubicada en el centro geográfico del sector en el cual se establecieron la mayoría de las industrias locales, e incluso coincidente con grandes asentamientos de viviendas, muchas de las cuales carecen de servicios sanitarios adecuados. Sobre la costa pueden visualizarse claramente descargas a través de pequeños entubamientos, que depositan en la costa residuos, presumiblemente sin ningún tipo de tratamiento. En esta zona de muestreo se han identificado en el sedimento altos valores de plomo y cobre durante 1993 y 1994 y cadmio en 1993, mientras que en los tejidos de mejillones se destacan los más altos valores de plomo, cadmio y cinc de toda el área de estudio del presente trabajo.

**C) ARROYO GRANDE:** Es el curso de agua más importante en el ámbito del área de estudio. Este curso de agua, ubicado al Norte de la ciudad, recorre desde el denominado Valle de Andorra zonas con diferentes actividades: primero una zona rural, luego una zona urbana y finalmente un sector de la zona fabril, hasta desembocar en la costa a pocos metros del Matadero Municipal. En esta estación de muestreo se han reconocido altos valores relativos de cadmio, hierro y cinc en los sedimentos y de cadmio en los mejillones.

En relación a otros lugares en los cuales se recomienda un estudio a largo plazo, se mencionan:

**1.- BAHIA GOLONDRINA:** En este lugar las concentraciones de metales que han sido detectadas estarían directamente relacionadas a los posibles aportes del Río Pipo que desemboca en las cercanías de la zona de muestreo, luego de transitar en su curso los terrenos lindantes al Basural Municipal, en donde se depositan los residuos sólidos domésticos de toda la ciudad para su quema a

cielo abierto. Por otra parte, la ciudad se ha desarrollado hacia ese sector (el margen Sur) en cuyas cercanías (margen SO de la Península Ushuaia) se ubica la salida del colector cloacal máximo, con lo cual esta zona resulta expuesta a potenciales aportes de diferentes tipos de contaminantes.

2.- **BAHIA ENCERRADA:** Se ubica sobre la costa SO de la Bahía Ushuaia, la cual muestra promedio de valores, para algunos metales, mayores a los considerados niveles de base. Esta zona merece una especial atención en razón de tratarse de un sistema cerrado en forma artificial y que recibió durante mucho tiempo gran cantidad de residuos incluyendo descargas cloacales sin tratamiento. En la actualidad se ha operado una doble comunicación hacia la Bahía Ushuaia, con recambios de agua parciales provocados por la dinámica de mareas, considerándose necesarios estudios que estén orientados a analizar los efectos de esta obra sobre la costa de ambos cuerpos de agua.

#### 4.5.- BIOENSAYOS EN ESTADIOS LARVALES DE *Lithodes santolla*.

De la misma manera que en el presente trabajo, otros autores han hallado, para exposiciones agudas que el mercurio es el metal pesado con mayor toxicidad relativa para crustáceos (De Nicola *et al.*, 1993, McDonald *et al.*, 1988). En el presente estudio los resultados indican que la tendencia decreciente de la toxicidad entre los metales fue mercurio>cobre>plomo>cadmio=cinc.

La relación de la toxicidad aguda (cociente entre las CL50-96Hs) del mercurio/cadmio en larvas de *Lithodes santolla* fue de 10.000 veces, valor notoriamente superior a la misma relación encontrada en los adultos del cangrejo marino *Scylla serrata* que fue de 30 veces (Krishnaja *et al.*, 1987).

El cadmio, por su parte, resultó mas tóxico para las larvas de *Lithodes santolla* que para larvas de *Patagonothoten cornucula* (Pisces, Nothotenidae). Esta es una especie que desova en aguas costeras del Canal Beagle y cuyas larvas son de hábitos pelágicos. Su valor de CL50-96hs estimado fue de 6,4 mg/l (Amin *et al.*, Ms). El cadmio también resultó mas tóxico para la especie aquí estudiada que para algunas especies de peces, en las cuales se obtuvieron valores de CL50-96hs entre 12 y 50 mg/l para adultos de *Tilapia mossambica*, *Cyprinodo dearborni*, *Poecilia vivipara* (Chung, 1983), y de 4,39 mg/l, en juveniles de *Pimepha promelas* (Sherman *et al.*, 1987).

En otras especies, la toxicidad de cadmio resultó ser mayor que la del cinc. Chapman (1978) reportó para los estadios juveniles de peces una toxicidad letal de cadmio de alrededor de 100 veces mayor que la de cinc. A pesar que la sobrevida al cadmio de larvas de *Lithodes santolla* fue ligeramente menor que la correspondiente a adultos de otras especies de cangrejos marinos (Krishnaja *et al.*, 1987; O'Hara, 1973) se puede concluir que la toxicidad de cinc está amplificadas en larvas de *Lithodes santolla* ya que la relación fue de 1,19 entre las respectivas CL50-96hs.

En relación al cobre se estableció una mayor toxicidad relativa frente a los otros metales aquí estudiados (excepto para el mercurio). Similitudes en cuanto a esta tendencia fueron halladas para el copépodo *Tropocyclops prasinus mexicanus* por Lalonde y Pinel-alloul (1986) y para *Uca pugilator* (Weis *et al.*, 1992).

Del mismo modo a lo establecido para el caso del cadmio, el cobre resultó significativamente más tóxico para las larvas de centolla que para las larvas del pez *Patagonothoten cornúcula* (Amin *et al.*, Ms).

Respecto a los estudios en exposiciones crónicas o durante el desarrollo larval y las variadas respuestas posibles de ser analizadas, Thorpe y Costlow (1989) señalan que la toxicidad de los metales puede estimarse en términos de un decrecimiento en la supervivencia, cambios en la tasa de crecimiento o en las frecuencias de muda.

Por otra parte, una de las variables a considerar en la evaluación de las respuestas de los organismos en los ensayos crónicos, es la capacidad de regular las concentraciones externas de los metales.

Teniendo en cuenta que los organismos han desarrollado una variedad de mecanismos para la depuración de metales pesados, entre ellos los depósitos intra y extracelulares de calcio los cuales pueden secuestrar a estos cationes (Fowler *et al.*, 1981) y el hecho de que los crustáceos tienen en el exoesqueleto depósitos calcáreos los cuales son eliminados en la ecdisis, los metales podrían ser removidos al tiempo que los organismos mudan.

De este modo, el proceso de muda en organismos expuestos en forma prolongada a contaminantes en el medio operaría como un mecanismo de depuración, tal como sugieren algunos autores que reportan datos sobre la pérdida de metales por muda en los crustáceos (White y Rainbow, 1986; Benayoun *et al.*, 1974; Fowler, 1977). Para exposiciones prolongadas que abarcan todo el desarrollo larval tal proceso de muda podría resultar afectado.

En las exposiciones que abarcaron todo el desarrollo larval de *Lithodes santolla* se observó que la presencia de los contaminantes (solos o formando parte de una mezcla) comparativamente con sus controles no resultó en ningún caso en una disminución del tiempo medio de muda. Por el contrario, en algún estadio del desarrollo aumentaron significativamente su TM50 como fue observado para zoea I a II en todas las concentraciones de plomo ensayadas, en 0,1 mg/l de cadmio y en 0,05 mg/l de cinc; para zoea II a III en todas las concentraciones de plomo a excepción de 0,1 mg/l y en 0,005 mg/l de cinc en la muda de zoea III a postlarva. En este último caso, tal diferencia podría ser atribuida a la elevada mortalidad durante el transcurso del experimento en el cual sólo un individuo arribó a postlarva.

Efectos de retardo en la muda también ha sido observado por Weis (1976, 1977, 1979 y 1980) en el cangrejo *Uca pugilator* expuestos separadamente a cadmio a una concentración de 1 mg/l y a cinc a 1 y 3 mg/l.

Sin embargo, en las experimentos realizadas, el tiempo total de duración del desarrollo larval en todos los casos en los cuales se arribó a postlarva, no resultó significativamente diferente al de los controles, aún en aquellos en los cuales se hallaron diferencias entre los TM50 de algún estadio. En este análisis no fue considerado el único caso en el que se registró diferencias significativas para la muda zoea III a postlarva (cinc 0,05 mg/l), dado que solamente arribó un individuo a postlarva. La duración del desarrollo larval obtenida en el presente trabajo coincide con lo reportado por Vinuesa (1991) para la especie en condiciones naturales y por Comoglio y Vinuesa (1991) en experimentos de laboratorio.

Por su parte en las mezclas de plomo y cinc comparativamente con los metales solos, disminuyen significativamente los TM50 en las concentraciones menores, tanto para la muda de zoea I a II como zoea II a III. Sin embargo, del mismo modo que fue señalado para la comparación con los controles, el tiempo total de desarrollo fue similar entre todos los tratamientos.

En el presente estudio, para el cadmio y el cinc, la concentración que en los ensayos crónicos inhibieron la muda del estadio zoea I (1 mg/l de cadmio y 0,5 mg/l de cinc), resultaron sensiblemente inferiores a sus correspondientes valores de CL50 a 96 horas de exposición de dicho estadio, mientras que en cambio para el plomo y cobre (1 mg/l y 0,1 mg/l respectivamente), fueron cercanas a sus respectivas CL50-96 hs. Por su parte, para la mezcla plomo y cadmio, la concentración que no registra mudas al estadio zoea II es 1,5 mg/l.

En todos estos casos los sobrevivientes permanecieron en el estadio I aún por el doble del TM50 estimado. El caso más notorio fue el del plomo que en la concentración de 1 mg/l se registró una mortalidad del 50% de los individuos el día 13, mientras que la totalidad murió el día 15, cuando el TM50 del estadio fue estimado en 4,55 días.

En las concentraciones de cadmio de 0,1 mg/l y en las de las mezclas cadmio-plomo y zinc-plomo de 0,15 mg/l se verificó una mortalidad total en el estadio zoea II. En estos experimentos se

observaron individuos vivos hasta el día 12 de iniciada la experiencia, coincidiendo aproximadamente con el TM50 estimado para ese estadio. Este hecho indica que, a diferencia de lo señalado anteriormente para zoea I, los organismos no postergaron su muda sino que el efecto a estas concentraciones y para este estadio es directamente sobre la supervivencia.

Finalmente de los individuos que arribaron al estadio zoea III, solo para el caso del cobre a 0,01 mg/l se verificó un efecto totalmente letal sobre estos organismos.

Resulta probable que la interacción entre contaminantes varíe con el tiempo de exposición ya que las cinéticas y características de los procesos de captación, distribución interna y depuración pueden variar de una exposición aguda a una crónica.

Si bien algunas investigaciones han demostrado que los crustáceos son más susceptibles a los estresores ambientales durante la muda, tal como lo reportado por Weis *et al.* (1992) en organismos de *Cancer magister* expuestos a material de dragado y por McCahon y Pascoe (1988) para organismos de *G. pulex* expuestos a cadmio; del análisis de los resultados obtenidos en el presente trabajo no se ha establecido una mortalidad asociada en forma directa al momento de muda o postmuda, si bien se han observado circunstancialmente algunos individuos muertos en los que podía visualizarse el nuevo caparazón en formación.

Teniendo en cuenta que la contaminación en ambientes acuáticos involucra la mezcla de muchos contaminantes y variadas condiciones naturales, resulta relevante desde el punto de vista ecotoxicológico el conocimiento de la interacción de un contaminante con otros y también con determinadas variables ambientales. Asimismo, como fue señalado para los metales individuales, las mezclas de los metales pueden resultar aditivas en ensayos agudos pero pueden actuar en forma impredecible en exposiciones prolongadas.

Al comparar, en las exposiciones crónicas, el efecto de las mezclas con el de los metales individuales, se verificó para el caso de la mezcla plomo y cinc, si se trata de la concentración menor (0,015 mg/l de la mezcla), una disminución de los tiempos medios de muda entre el estadio I a II y II a III, mientras que, para la concentración mayor (0,15 mg/l de la mezcla) una disminución significativa en la proporción de mudas del estadio I al II.



Respecto a la comparación entre exposiciones agudas y crónicas, en el caso de las mezclas de plomo y cadmio se obtuvo en el ensayo agudo el 50% de mortalidad entre 2,88 y 8 mg/l, no pudiéndose caracterizar el tipo de interacción para exposiciones de hasta 96 horas. Sin embargo en las exposiciones crónicas se obtuvieron significativamente menores porcentajes de mudas del estadio I al II, en comparación tanto a la acción individual del cadmio para 0,015 y 0,15 mg/l de la mezcla y para el plomo en comparación a 0,15 mg/l de la mezcla.

En cambio, para la mezcla de cobre con plomo y cobre con cadmio, si bien se determinó un tipo de interacción antagónica para ambas mezclas a 48 horas de exposición y aditiva para la mezcla cobre y cadmio a 72 horas, se estableció en exposiciones crónicas que ambas mezclas resultaron con una tendencia sinérgica, dado que las concentraciones ensayadas fueron completamente letales para el estadio de zoea I. En estos experimentos las larvas permanecieron con vida hasta el día 8 y 12 (en 0,05 y 0,14 mg/l de la mezcla cobre y cadmio, respectivamente) y hasta el día 10 (en ambas mezclas de plomo y cobre) aunque sin cambiar de estadio.

En todas las experimentos realizados, se estableció que para el desarrollo larval completo, a mayor concentración del metal o de la mezcla de metales estudiados correspondió menor porcentaje de individuos que completaron el desarrollo, mencionándose como única excepción los porcentajes de postlarvas obtenidos para cadmio 0,005 mg/l y 0,05 mg/l.

Finalmente es importante destacar que los porcentajes de muda exitosa para los diferentes estadios en los controles de todas las experiencias realizadas durante el presente trabajo, resultaron similares, y en algunos casos superiores, a los que hasta el momento habían sido reportados por otros autores para esta especie en idénticas condiciones experimentales.

#### 4.6.- EL EFECTO DE LOS METALES EN LA ECLOSION LARVAL DE *Lithodes santolla*.

De los resultados obtenidos en el bioensayo sobre eclosión larval, merece destacarse lo siguiente:

1) Si bien las anomalías morfológicas estudiadas se observaron también en los controles, la incidencia de anomalías en los grupos tratados con plomo y cadmio resultó en general mucho mayor, indicando un efecto deletéreo asociado a los metales. Solo la anomalía denominada "pleon raquíptico" no mostró diferencias entre el control y los tratamientos con metales.

2) El hecho que se hayan observado las mismas anomalías en todos los tratamientos, aunque en distinto grado, indica una ausencia de especificidad en el efecto de los tóxicos ensayados. Este efecto inespecífico fue también notado en larvas del cangrejo *Chasmagnathus granulata* luego de la exposición de hembras ovígeras a plaguicidas (Rodríguez y Pisano, 1993) y a cadmio (Rodríguez y Medesani 1994). La hidropesía, la atrofia de espina dorsal, de sedas en los pereiópodos y de espinas y sedas en el telson, se observaron tanto en *L. santolla* expuesto a plomo o cadmio, como en *C. granulata* luego de la exposición a plaguicidas o a cadmio.

3) El tiempo durante el cual se expuso el desove de *L. santolla* a los metales (30 días) fue relativamente prolongado, en comparación con el período de incubación para otras especies de decápodos (por ejemplo el brachyuro *C. granulata*). Debe tenerse en cuenta, sin embargo, que un período de 30 días representa en la centolla solo la última parte de su desarrollo embrionario, que comprende aproximadamente 9 meses (Vinuesa, 1987). De acuerdo al mismo autor, hacia la última parte del desarrollo embrionario ocurre un importante aumento de tamaño del huevo, así como el desarrollo completo del caparazón y miembros. Esto daría oportunidad a los contaminantes o estresantes en general para producir efectos deletéreos, tales como reducción del tamaño corporal o anomalías estructurales, aún cuando sólo actúen en la fase final del desarrollo.

4) La relación positiva dosis-respuesta se advierte con claridad para el caso del cadmio, no así para el plomo, cuyas concentraciones no se diferencian significativamente entre sí en el nivel de respuesta producido. Tanto el comportamiento en solución, como los mecanismos de ingreso al huevo podrían estar influenciando la acción tóxica del plomo.

5) El análisis de la correlación entre el tiempo medio de eclosión y la proporción de anomalías, indicó que ambas variables se encuentran correlacionadas negativamente, es decir, la mayor incidencia de las anomalías estuvo asociada con un menor tiempo de incubación. Los mayores coeficientes de correlación se observaron para la formación de sedas (en pereiópodos y telson), seguidos de los correspondientes a la formación de espinas (dorsales y rostral), y mostrando el enanismo y la hidropesía el grado mas bajo de correlación. En los crustáceos decápodos, las estructuras delicadas como sedas y espinas se forman poco tiempo antes de la eclosión, incluso se encuentran habitualmente reducidas o ausentes en estadios de prezoa (Gore, 1985). En consecuencia, existen razones para pensar que la elevada incidencia de anomalías estructurales (reducción o ausencia de sedas y espinas) observadas en *L. santolla* por efecto de cadmio y plomo, podría deberse meramente a un adelanto de la eclosión, es decir a la eclosión en un estadio de desarrollo embrionario que, aunque avanzado, fuese incompleto. Esta eclosión adelantada quizá represente para el embrión una alternativa de escape ante la agresión de los tóxicos. La hidropesía observada en la región cefalotorácica de la larva, por su parte, no sería tan dependiente del momento de la eclosión, dado que se manifiesta en estructuras preformadas.

6) La presencia de larvas anormales de centolla en muestras tomadas del ambiente, podría considerarse como un indicador de la presencia de contaminantes, al menos de metales pesados en concentraciones menores a una parte por millón. Ha quedado evidenciado que aun cuando el desarrollo embrionario esta muy avanzado, tales contaminantes son capaces de producir efectos deletéreos para la supervivencia de la centolla como especie.

#### 4.7. LOS BIOENSAYOS EN *Mytilus edulis chilensis*

Si bien no se determinaron diferencias significativas, en los experimentos agudos con metales individuales el plomo resultó más tóxico que el cadmio tanto para la talla menor (en 1,5 veces) como para la talla mayor (1,8 veces).

Las tallas menores resultaron más sensibles que las mayores para ambos tóxicos en valores de 1,46 y 1,18 para el plomo y el cadmio respectivamente.

En los ensayos de mezclas, las tallas menores resultaron más sensibles, en el orden de 4,43 veces aunque no significativamente. Las mezclas actúan en forma diferente para cada grupo de tallas: acción antagónica entre tóxicos para la talla menor y potenciación para la talla mayor.

En relación a las larvas de *Lithodes santolla* la CL50-96horas de exposición resultaron para las tallas mayores del orden de 21,53 para el cadmio y de 52,6 para el plomo y, respecto de las tallas menores de 18,15 para el cadmio y de 35,96 para el cadmio.

Para los experimentos consistentes en exposiciones prolongadas (24 días) la cuantificación de la concentración de los metales en los tejidos del mejillón *Mytilus edulis chilensis* se consideran de carácter preliminar, en razón de que las determinaciones fueron realizadas en un número limitado de muestras y por lo tanto no es posible una comparación adecuada con la bibliografía existente.

A pesar de ello, de los ensayos de exposición crónica merece destacarse:

1.- El análisis para 4 días de exposición indicó que los valores obtenidos en los tejidos de los mejillones para las tres concentraciones ensayadas de cadmio (0,001 mg/l; 0,1 mg/l y 1 mg/l respectivamente) oscilaron, para las tallas mayores entre 1,4 µg/g, 6 µg/g y 40 µg/g y para las tallas menores entre 1,8 µg/g, 20 µg/g y 39,6 µg/g.

2.- Para las tres concentraciones de plomo, los valores hallados resultaron: de 1,1 µg/g; 9 µg/g y 47 µg/g para la talla mayor y de 6 µg/g; 21 µg/g y 76 µg/g para la talla menor, para 0,001mg/l; 0,1mg/l y 1mg/l de plomo respectivamente. De este modo tanto para el cadmio como para el plomo, a concentraciones subletales y a 96

horas de exposición, las tallas menores acumularon relativamente más tóxico que las tallas mayores.

3.- No hubo sobrevivientes para 0,1 mg/l y 1 mg/l de cadmio, para ambas tallas estudiadas, luego de 16 días de exposición.

En el presente trabajo, los organismos permanecían largo tiempo con las valvas cerradas, produciendo poca cantidad de bisco, síntomas subletales que han sido descritos por varios autores (Kraak *et al.*, 1993), quienes han atribuido a este comportamiento una consecuente disminución en la tasa de filtración de los organismos y consecuentemente en la sobrevida.

## ***5. - CONCLUSIONES FINALES***

## 5.- CONCLUSIONES FINALES

\* Las concentraciones de metales pesados detectadas en los sedimentos de la zona en estudio, son similares a los niveles de base reconocidos para otros ambientes, y representan la distribución natural actual.

\* A pesar de poder considerarse un ambiente no impactado fuertemente por metales pesados, existen áreas relevadas que merecen especial atención, ya que presentan claros indicios de recibir aportes derivados de la actividad humana. Tales áreas son: Planta Orión, Zona Industrial y Arroyo Grande.

\* La normalización de la concentración de los metales a hierro demostró ser una técnica válida para identificar diferencias naturales y desviaciones debidas a la contaminación. Estudios a largo plazo, que involucren además un análisis de la distribución de metales en la columna de agua, permitirán establecer los niveles de base para el ambiente en estudio, que a su vez podrán ser aplicados directamente a futuros programas de control.

\* La relación entre la concentración de los metales en sedimentos y la concentración de metales en tejidos de mejillones, muestra que para el hierro y el cobre los mejillones reflejan la concentración en el medio, mientras que para el plomo y el cadmio no lo hacen.

\* En ensayos de exposición aguda sobre larvas de *L. santolla*, la toxicidad de los metales estudiados siguió el siguiente orden: Hg>Cu>Pb>Cd=Zn. La sensibilidad de las larvas de centolla fué de 1 a 2 órdenes de magnitud mayor que la de los adultos de *M. edulis*, comparando para los mismos metales.

\* El cobre merece especial atención como contaminante en la zona estudiada, a causa de su elevada toxicidad relativa para *L. santolla* y de su probada presencia en las muestras ambientales analizadas.

\* Todos los metales estudiados son capaces de inhibir completamente la muda del primer estadio larval de *L. santolla*, a concentraciones que van desde 0,1 mg/l (cobre) a 1 mg/l (plomo y cadmio). Las mudas posteriores (hasta el estadio de postlarva), son inhibidas completamente por concentraciones tan bajas como 0,01 mg/l (cobre) y 0,1 mg/l (cadmio).

\* Si bien el efecto tóxico del cobre sobre el primer estadio larval de *L. santolla* mostró antagonismo tanto con el cadmio como con el plomo a 48 hs de exposición, el efecto deletéreo del cobre no se vió antagonizado por los otros metales en exposiciones mas prolongadas, es decir, durante el desarrollo larval. Estos reultados enfatizan aun mas la peligrosidad del cobre para la especie estudiada.

\* Los metales ensayados no mostraron un efecto de retardo en el tiempo de desarrollo, para aquellas larvas de *L. santolla* que fueron capaces de completar su desarrollo en los diferentes tratamientos. Tampoco los metales causaron una mortalidad significativa durante el proceso de la muda o en el período inmediato de postmuda.

\* Tanto el plomo como el cadmio han producido en el desove maduro de *L. santolla*, un adelanto en la eclosión larval. Tal adelanto podría explicar el escaso desarrollo de sedas y espinas en las larvas eclosionadas de huevos tratados, mientras que otras anomalías detectadas, como la hidropesía y el enanismo, probablemente sean efectos directos de los metales. Cualquiera sea el mecanismo causante de las anomalías observadas, la presencia de larvas anormales en muestras del ambiente, resulta un indicador biológico a tener en cuenta en futuros programas de vigilancia ambiental.



## **6. - BIBLIOGRAFIA**

## 6.- BIBLIOGRAFIA

ACKROYD DR; AJ BALE; RJM HOWLAND; S KNOX; GE MILLWARD y  
AW MORRIS. 1986

Distribution and behaviour of dissolved Cu, Zn and Mn in the Tamar  
estuary.

Est. Coast. Shelf. Sci. 23:621-640

AHSANULLAH M; DS NEGILSKY y MC MOBLEY. 1981

Toxicity of zinc, cadmium and copper on the shrimp *Callinassa  
australiensis*. Effects of individual metals.

Mar. Biol. 64:311

AL-SAYED H; AM MAHASNEH Y J AL-SAAD. 1994

Variations of trace metals in seawater and pearl oyster *Pinctada  
radiata* from Bahrain (Arabian Gulf)

Marine Poll. Bull. (28) 6: 370-374

ALLEN JRL y JE RAE. 1986

Time sequence of metal pollution, Severn estuary, southwestern UK.

Mar. Poll. Bull. 17:427-431

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA) AMERICAN WATER WORKS  
ASSOCIATION (AWWA). WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION (WPCF).  
1992

Standar methods for the examination of water and wastewater.

APHA, Washington DC, 14th Ed. 1193 pp

AMIN OA (MS)

Informes de Avance y Final. Beca de Perfeccionamiento

Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas.

AMSTRONG DA; DV BUCHANAN; MH MALLION; RS CALDWELL y  
RE MILLEMAN. 1976

Toxicity of the insecticide methoxychlor to the dungeness crab  
*Cancer magister*.

Mar. Biol. 38:239-253.

BACCI E; F BALDI; R BARSAGLI y C GAGGI. 1984

Recovery trends in a mercury-polluted marine area.

In: Meeting on the Biogeochemical Cycle of Mercury in the  
Mediterranean. FAO Fish. Rep. n°325. Siena (Italy), 27-

31/Aug/1984: 20-28

**BALESTRINI C.; JH VINUESA; C SCHIROEDER y N LANFREDI. 1990.**  
Estudio de las corrientes marinas en los alrededores de la  
Península Ushuaia.  
Servicio de Hidrografía Naval. Informe Técnico No. 56/90.

**BATLEY GE. 1987**

Heavy metal speciation in waters, sediments and biota from Lake  
Macquarie, New South Wales.  
Aust. J. Mar. Freshw. Res., 38:591-606

**BAYNE BL; PA GABBOTT y J. WIDDOWS. 1975**

Some effects of the stress in the adults on the eggs and larvae  
of *Mytilus edulis* L.  
J. Mar. Biol. Assoc. (UK) 55: 675-689

**BAYNE BL; DL HOLLAND; MN MOORE; DM LOWE y J WIDDOWS. 1978**

Further studies on the effects of stress in the adults on the  
eggs of *Mytilus edulis*  
J. Mar. Biol. Assoc. (UK) 58: 825-841

**BAYNE BL; MN MOORE; J WIDDOWS; DR LIVINGSTONE y P SALKELD. 1979**

Measurements of the responses of individuals to environmental  
stress and pollution: studies with bivalve molluscs.  
Phil. Trans. Roy. Soc. Lond. B. (286):562-581

**BAYNE B. 1989**

The Biological aspects of Marine Pollutants  
Marine Pollution. Albaigés J. (ed). Pág 131-152

**BENAYOUN G; SW FOWLER y B OREGIONI. 1974**

Flux of cadmium through euphausiids.  
Mar. Biol 27:205-212.

**BOSCHI, EE. 1976.**

Nuevos aportes al conocimiento de la distribución geográfica de  
los crustáceos decápodos del Mar Argentino.  
Physis, Buenos Aires. Secc. A, 35 (90): 59-68.

**BOSCHI EE; CE FISCHBACH y MI IORIO 1992**

Catálogo ilustrado de los Stomatopodos y Decapodos marinos  
Argentinos.  
Publicación N°10. Frente Marítimo. Comisión Técnica Mixta del  
Frente Marítimo.

**BRYAN G. W. 1984**

Pollution due to Heavy metals and their compounds. In: Marine Ecology, pp 1289-1431. Ed by O. Kinne.

**BRYAN GW y LG HUMMERSTONE. 1977**

Indicators of heavy metals contamination in the Looe Estuary (Cronwall) with particular regard to silver and lead.

J.Mar.Biol.Assoc. UK 57:75-92

**COI (Comisión Oceanográfica Intergubernamental). 1984**

Marco para la ejecución del Plan General de Investigación Mundial de la Contaminación del Medio Ambiente Marino

Contribución N°25 28 pp

**COMOGLIO LI and JH VINUESA. 1991**

Larval Culture under laboratory conditions of Southern King crab *Lithodes santolla* and False Southern King crab *Paralomis granulosa*. European Aquaculture Society.

Special Publication Nro 15.

**CHAPMAN GA. 1978**

Effects of continuous zinc exposure on sockeye salmon during adult-to-smolt freshwater residency.

Trans Am Fish Soc, 107: 828-836.

**DE GROOT AJ; W. SALOMONS y E ALLERSMA. 1976**

Process affecting heavy metals in estuarine sediments. 131-137

In: JD Burton and PS Liss (eds). Estuarine Chemistry. Acad. Press. NY.

**De NICOLA M; CARDELLICCHIO N; GAMBERDELLA C; GUARINO SM; C MARRA. 1993**

Effects of cadmium on survival, bioaccumulation, histopathology and PGM polymorphism in the marine isopod *Idotea baltica*.

In: Ecotoxicology of Metals in Invertebrates (R.Dallinger and PS Rainbow, eds.). Setac Special Publication, Lewis Publishers, Boca Raton, 461 pp

**DAUS F. 1978.**

Geografía del Canal Beagle.

Boletín 97 de GAEA (Soc. Arg. de Est. Geográficas). Bs.As.

**DUEDALL IW; BH KETCHUM; PK PARK y DR KESTER (eds). 1983**

Industrial and sewage wastes in the ocean. Vol 1. Wastes in the Ocean Series. John Wiley and Sons. NY 431 p.

**FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION). 1981**

Manual de métodos de Investigación del Medio ambiente acuático.  
Parte 4a. Base para la elección de ensayos biológicos para  
evaluar la contaminación marina.  
FAO DOC TEC PESCA NO 164: 34 pp.

**FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION). 1982**

Manual of Methods in Aquatic Environment Research. Part 6:  
Toxicity Tests. FAO FISH TEC PAPERS No 185: 23 pp.

**FARRINGTON JW; ED GOLDBERG; RW RISEBROUGH; JH MARTIN y  
VT BOWEN. 1983**

An overview of the trace metal, DDE, PCB, hydrocarbon and  
artificial radionuclides data.  
Envirom. Sci. Technol. 17:490-496

**FERRER LD; MO SCAGLIOLA y JE MARCOVECCHIO. 1993**

Heavy metal concentrations in surface marine sediments near Mar  
del Plata city coast, in Argentina.  
En: Heavy Metals in the Environment, RJ Allan & JO Nriagu (eds),  
CEP Consult. Ltd., Edinburgh, UK, 98-101.

**FINNEY DJ. 1971**

Probit analysis.  
Cambridge University Press. 333.

**FORSTNER U; G MULLER y P STOFFERS. 1978**

Heavy metal contamination in estuarine and coastal sediments:  
sources, chemical association and diagenetic effects.  
in Biogeochemistry of Estuarine Sediments. Proc. of the  
UNESCO/SCOR workshop, Melreux, (Belgium) 29/11-3/12: 49-69.

**FOWLER BA; NG CARMICHAEL; KS SQUIBB Y DW ENGEL. 1981**

Factors affecting trace metal uptake and toxicity to estuarine  
organisms. II. Celular mechanisms. pp 145-163. In: Biological  
monitorin of marine pollutants. FJ. Vernberg, A. Calabrese, FP.  
Thurberg, and WB. Vernber (eds). Acad. Press. NY.

**GECKLER JR; WB HORNING; TM NEHEISAL; QH PICKERING; EL ROBINSON y  
CE STEPHAN. 1976**

Validity of laboratory tests for predicting copper toxicity in  
streams, EPA 600/3-76-116.  
National Technical Information Service, Springfield, Va.

**GESAMP. 1990**

The state of the marine environment. Rep. Stud. GESAMP  
N°39:111pp.

**GOBERNACION DE LA PROVINCIA DE TIERRA DEL FUEGO, ANTARTIDA E  
ISLAS DEL ATLANTICO SUR. 1993**

Anuario estadístico de provincia de Tierra del Fuego Antártida e  
Islas del Atlántico Sur.

**GOLDBERG ED. 1980**

(ed.) The International Mussel Watch.  
National Academy of Science, Washington, USA. 248.

**GOLDBERG ED; M KOIDE; V HODGE; AR FLEGAL y JH MARTIN. 1983**

US Mussel watch 1977-1978 results on trace metals and  
radionucleides.  
Estuar.Coast.Shelf.Sci 16:69-93.

**GORE RH. 1985.** Molting and growth in decapod larvae. En: Crus-  
tacean Issues 2, editado por A.M. Wenner, Balkema Publ., Rotter-  
dam, pp. 1-65.

**GRIMALT JO. 1989**

Sampling, sample handling, and operational methods for the analy-  
sis of trace pollutants in the marine environment.  
In: Marine Pollution. J. Albaigés (ed). 223-278

**HANSEN DJ. 1984**

Utility of toxicity test to measure effects of substances on  
marine organisms.  
In Concepts in Marine Pollution Measurements. III White ed.  
Maryland Seagrant College (Pub). 35-56.

**ITURRASPE R; R. SOTTINI; C. SCHROEDER y J. ESCOBAR. 1989**

Hidrología y variables climáticas del Territorio de Tierra del  
Fuego. Información básica.  
Cont. Cient. No7 CADIC. 196 p

**KAGAN YS. 1985**

Principles of pesticide toxicology.  
USSRUNEP/IRPTC. Centre of International Projects, Moscú. 176 p.

**KATZ LM. 1973**

The effects of water soluble fraction of crude oil on larvae of  
decapoda crustacean *Neopanone texana*  
Envir Poll 5:199-204

**KATZ A y IR KAPLAN. 1981**

heavy metals behaviour in coastal sediments of southern California: A critical review and synthesis.  
Marine Chemistry 10:261-269

**KLAMER JC; RN HULL; RWPM LAANE y D EISMA. 1990**

The distribution of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediments of the Oyster Grounds (North Sea)  
Netherl.J.Sea.Res, 26:83-87

**KOEHN J. 1991**

The genetics and taxonomy of species in the genus *Mytilus*.  
Aquaculture, 94: 125-145.

**KOUADIO I y JH TREFRY. 1987**

Sediment trace metal contamination in the Ivory Coast, West Africa.  
Water, Air & Soil Pollut. 32: 145-154.

**KRAAK MHS; M TOUSSAINT; EAJ BLEEKER y D LAVY. 1993**

Metal regulation in two species of freshwater bivalves.  
En: In: Ecotoxicology of Metals in Invertebrates (R.Dallinger and PS Rainbow, eds.). Setac Special Publication, Lewis Publishers, Boca Raton, 461 pp Capítulo 10, 175-186

**KRISHNAJA AP; MS REGE y AG JOSHI. 1987**

Toxic effects of certain heavy metals (Hg, Cd, Pb, As and Se) on the intertidal crab *Scylla serrata*.  
Marine Environmental Research 21 : 109-119.

**LACERDA LD; WC PFEIFFER y M PISZMAN. 1987**

Heavy metal distribution, availability and fate in Sepetiba Bay, SE Brazil.  
Sci. Tot. Environ, 65:163-173.

**LALANDE M y B. PINEL-ALLOUL. 1986**

Acute toxicity of cadmium, copper, mercury and zinc to *Tropocyclops prasinus mexicanus* (Cyclopoida, Copepoda) from three Quebec lakes.  
Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 5, pp. 95-102.

**LANDIN A. 1981**

Biología y ecología del mejillón.  
Cuadernos Marisqueros. Publicación de divulgación No. 4. España. 59p.

LAUGHLIN RB; LGL YOUNG y JM NEFF. 1978

A long term study of the effects of water soluble fraction of N°2 fuel-oil on the survival, development rate and growth of the mud crab *Rhithropanopeus harrisi*  
Mar.Biol.47:87-95

LEVIN SA y KD KIMBALL (EDS). 1984

New perspectives in ecotoxicology.  
Envir Mgmt. 8:375-442

LITCHFIELD JT y F WILCOXON. 1949

A simplified method for evaluating dose-effect experiments.  
J. Pharmacol. Exp. Ther. 96:99-101

LOBEL PB. 1987

Short term and long term uptake of zinc by the mussel *Mytilus edulis*: A study in individual variability.  
Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16: 723-732

LOBEL PB; HP LHONGERICH; SE JACKSON; y SP BELKHODE. 1991 a

A mayor factor contributing to the high degree of unexplained variability of some elements concentration in biological tissue:27 elements in 5 organs of the mussel *Mytilus* as a model.  
OSC Contribution Number 68 8 p

LOMBARDO RJ; L FERRARI y JII VINUESA. 1982

Efectos del etil paration y DDVP sobre larvas de centolla *Lithodes antarcticus* Jaquinot. Ecosur 9:141-151

LOMBARDO RJ; L FERRARI y JII VINUESA. 1991

Effects of Lindane and Acetone on the Development of larvae of the Southern King Crab (*Lithodes antarcticus* Jaquinot)  
Bull. Environ. Contam. Toxicol. 46:185-192

MACDONALD JM; JD SHIELDS and RK ZIMMER-FAUST. 1988

Acute toxicities of eleven metals to early life-history stages of the yellow crab *Cancer anthonyi*.  
Marine Biology 98, 201-207.

MARCOVECCHIO JE; RJ LARA y EA GOMEZ. 1983

Total mercury in marine sediments near a sewage outfall. Relation with organic matter.  
Environ. Technol. Lett. 7:501-507



MARCOVECCHIO JE; VJ MORENO y A PEREZ. 1988 Determination of heavy metal concentrations in biota of Bahía Blanca, Argentina. *Sci.Tot.Environ.*, 75:181-190.

MARTIN M; KE OSBORN; P BILLIG y N GLICKSTEIN. 1981 Toxicities of ten metals to *Crassostrea gigas* and *Mytilus edulis* embryos and *Cancer magister* larvae. *Mar. Pollut. Bull.* 12:305-308

MCCANNON CP y D PASCOE. 1988 Cadmium toxicity of the freshwater amphipod *Gammarus pulex* (L.) during the molth cycle. *Freshwater Biol.* 19:197-203

MCGREER, ER. 1982 Factors affecting the distribution of bivalvie *Macoma baltica* (L.) on a mud flat receiving sewage effluent. Fraser River Estuary British Columbia. *Mar. Envir. Res.* 7, 131-149

NEFF JM; JW ANDERSON; BA COX; RB LAUGHLIN, SS ROSSI y HE TATEM. 1976 Effects of petroleum on survival, respiration and growth of marine animals. In: Sources, effects and sinks of hidrocarbons in the aquatic environment pp 515-539 Washington, DC American Institute of Biological Science.

O'HARA J. 1973. The influence of temperature and salinity on the toxicity of cadmium to the fiddler crab, *Uca pugilator*. *Fishery Bulletin*: Vol. 71, No.1 : 149-153.

OSUNA-LOPEZ JI; H ZAZUETA-PADILLA; H RODRIGUEZ-HIGUERA y F PAEZ-OSUNA. 1990 trace metal concentrartion in mangrove oyster (*Crassostrea cortiziensis*) from tropical lagoons environments, Mexico. *Mar.Poll.Bull.* 21:486-488

PAEZ-OSUNA F; A VASQUEZ-BOTELLO y S VILLANUEVA. 1986 Heavy metals in Coatzacoalcos Estuary and Ostion Lagoon, Mexico. *Mar. Pollut. Bull.* 17:516-519

PAEZ-OSUNA F; JI OSUNA-LOPEZ; G IZAGUIRRE-FIERRO y H ZAZUETA-PADILLA. 1994 Trace metals in mussels from the Ensenada del Pabellón Lagoon,

México.

Mar. Poll. Bull. (28) 2:124-126

PHILLIPS D. 1980 Quantitative Aquatic Biological Indicators.  
Pollution Monitoring Series. Apply Sci. Publ. Ltd London 455pp

POPHAN; JD y JM d'AURIA. 1980

Combined effect of body size, season and location on trace  
element levels in mussels (*Mytilus edulis*).

Arch. Env. Cont. Toxic. 12, 1-14.

PRAGATHI ESWARAN V; B LOGANATHAN; A RAMESH y VK VENUGOPALAN. 1986  
Distribution of heavy metals and organic carbon in sediments off  
Madras and Visakhapatnam.

Mahasagar-Bull. Natl. Inst. Oceanogr. 19:39-44

RABASSA JO; H CALVIN y R STRECKEWATH. 1986

New data on Holocene sea transgression in the Beagle Channel:  
Tierra del Fuego, Argentina.

Quaternary of South America and Antarctic Peninsula. (4): 291-  
309.

RAY S y SD MACNIGHT. 1984

Trace metal distributions in Saint John Harbour sediments.

Mar. Pollut. Bull. 15:12-18

REHM E; M SCHULZ-BALDES y B REHM. 1984

Geochemical factors controlling the distribution of Fe, Mn, Pb,  
Cd, Cu and Cr in Wadden areas of the Weser Estuary (German  
Bight).

Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerh. 20:75-102

RICHARDSON BJ; JS GARNHAM y JG FABRIS. 1994 Trace metal Concen-  
trations in Mussels (*Mytilus edulis planalatus L.*) Transplantan-  
ted into Southern Australian Waters.

Mar. Poll. Bull. (28), 6: 392-396

RODRIGUEZ E y O AMIN. 1991

Acute toxicity of parathion and 2,4 D to larval and juvenile  
stages of *Chasmagnathus granulata* (Decapoda, Brachyura).

Bull. of Environm. Cont. and Toxicol. N47: 34-640.

RODRIGUEZ EM y A PISANO. 1993

Effects of Parathion and 2,4-D to eggs incubation and larvae  
hatching in *Chasmagnathus granulata* (Decapoda- Brachyura).

Comp. Biochem. Physiol. (104c) 1:71-78

**RODRIGUEZ EM y D MEDESANI. 1994**

Pathological lesions in larvae hatched from ovigerous female of *Chasmagnathus granulata* (Decapoda, Brachyura) exposed to cadmium. *Experientia* 50: 975-977

**ROSENBERG R y JD COSTLOW Jr. 1976**

Synergistic effects of Cadmium and Salinity with constant and cycling temperatures on the larval development of two estuarine crab species.

*Mar. Biol.* (38) 291-303

**SALOMONS W. y U. FORSTNER 1984**

Metals in the hydrocycle.

Springer Verlag, Berlin-Heidelberg, Ny, 346 pp

**SANGALANG GB y MJ O'HALLORAN. 1972**

Cadmium-induced testicular injury and alterations of androgen synthesis in brook trout.

*Nature* (240)470-471.

**SATSMADJIS J y P VOUTSINOY-TALIADOURI. 1985**

An index of metal pollution in marine sediments.

*Oceanologica Acta* 8(3):277-284

**SCELZO M. 1973**

Lista de los crustáceos decápodos anomura obtenidos en 1966 por la expedición "Walter Herwig" en el Atlántico Sur y depositados en las colecciones del Instituto de Biología Marina.

*Physis*, Buenos Aires. Secc. A, 32 (84): 161-174.

**SCELZO M. y EE BOSCHI. 1973**

Aportes al conocimiento de la distribución geográfica de los crustáceos decápodos anomura del Atlántico Sudoccidental frente a las costas argentinas.

Trabajo V Congreso Latinoam. Zool. 1: 204-216.

**SCHROPP SJ; FG LEWIS; HL WINDOM; JD RYAN; FD CALDER y**

**LC BURNEY. 1990**

Interpretation of metal concentrations in estuarine sediments of Florida using Aluminum as a reference element.

*Estuaries* 13:227-235.

**SERICANO JL y AE PUCCI. 1982**

Cu, Cd and Zn in Blanca Bay surface sediments, Argentina.

*Mar. Pollut. Bull.* 12:429-431

SIHERMAN RE; SP GLOSS and WL LION. 1987

A comparison of toxicity tests conducted in the laboratory and experimental ponds using cadmium and the fathead minnow (*Pimephales promelas*).

Wat. Res. Vol. 21. No.3, pp. 317-323.

SMAAL ACL; A WAGENVOORT; J HEMELRAAD y I AKKERMAN. 1991

Response to stress of mussels (*Mytilus edulis*) exposed in dutch tidal waters.

Comp. Biochem. Physiol. (100c)1/2:197-200.

SMITH JD; ECV BUTLER; BR GRANT; GW LITTLE; N MILLIS y P MILNE. 1981

Distribution and significance of copper, lead, zinc and cadmium in the Corio Bay ecosystem.

Aust. J. Mar. Freshw. Res. 32: 151-164.

SOKAL RR y RJ ROHLF. 1981

Biometry. W.H. Freeman and Company. New York. EEUU. 859 P.

STROMGREN T y MV NIELSEN. 1991

Spawning frequency, growth and mortality of *Mytilus edulis* larvae, exposed to copper and diesel oil.

Aquatic toxicology, 21:171-180.

SZEFER P y K SZEFER. 1990

Metals in molluscs and associated bottom sediments of the southern Baltic.

Helgolander Meeresunter, 44:411-424

THOMPSON AE; SN LOUMA; CE JOHANSSON y DJ CAIN. 1984

Comparisson of sediments and organisms in identifying sources of biologically available trace metal contamination.

Water Res 18: 755-765

THORPE GJ y JD COSTLOW. 1989

The relation of the acute (96-h) uptake and subcellular distribution of cadmium and zinc to cadmium toxicity in larvae of *Rhithropanopeus harrisi* and *Palaeomonetes pugio*.

Aquatic Toxicology and Hazard Assessment:12th Volume. ASTM STP 1027, UM Cowgill and LR Williams, eds, American Society for Testin and Materials, Philadelphia, 82-94.

**TORTORELLI M. 1987**

Contribución al estudio de los ciclos reproductivos del mejillón patagónico, *Mytilus chilensis* Hupe, y de la cholga, *Aulacomya ater* Molina, en el Canal Beagle.

Tesis para optar al título de Doctor en Ciencias Biológicas  
Universidad de Buenos Aires. 257 p.

**UTHE JF; FAJ ARMSTRONG y MP STANTON. 1970**

Mercury determination in fish samples by wet digestion and flameless atomic absorption spectrophotometry.

J. Fish. Res. Bd. Can. 27:805-811

**VILLA N. 1988**

Spatial distribution of heavy metals in seawater and sediments from coastal areas of the southeastern Buenos Aires Province, Argentina.

En: Metals in Coastal Environments of Latin America. U Seelinger, Ld Lacerda & SR Patchineelam (eds), Springer-Verlag, Heidelberg, 30-44 p.

**VINUESA JII. 1977.**

Aportes al conocimiento de la distribución de los crustáceos decápodos de Tierra del Fuego, con algunas observaciones zoogeográficas.

Physis, Buenos Aires. Secc. A. 36 (92): 9-19.

**VINUESA JII. 1987**

Embryonary development of *Lithodes antarcticus* Jaquinot (Crustacea, Decapoda, Lithodidae) developmental stages, growth and mortality.

Physis (Buenos Aires), Secc A, 45 (108):21-29.

**VINUESA JII. 1991**

Pesquería de la centolla (*Lithodes santolla*).

Atlántica, Río Grande, 13(1):233-244.

**VINUESA JII y GA LOVRICH. 1992**

Biología y pesca de la centolla en el Canal Beagle, Tierra del Fuego, Argentina. Recomendaciones para su manejo.

Contribución Científica CADIC n°15. 26p.

**WARD GS y PR PARRISH. 1982**

Manual of methods in aquatic environment research. Part 6.

Toxicity tests.

FAO Fish. Tech. Pap. (185):23 p

**WEIS JS. 1976**

Effects of mercury, cadmium and lead salts on regeneration and ecdysis in the fiddler crab, *Uca pugilator*.  
Fish. Bull 74:464-7

**WEIS JS. 1977**

Limb regeneration in fiddler crabs: Species differences and effects of methylmercury.  
Biol. Bull 152:263-74

**WEIS JS. 1979**

Effects of mercury, cadmium and lead compounds on regeneration in estuarine fishes and crabs. In: Marine Pollution. Functional Responses. (Eds W.B. Vernberg, et al) Acad. Press. NY. 151-169

**WEIS JS. 1980**

Effect of zinc on the regeneration in the fiddler crab *Uca pugilator* and its interactions with methylmercury and cadmium.  
Ma. Env. Res. 3:249-255

**WEIS JS; A CRISTINI y KR RAO. 1992**

Effects of pollutants on molting and regeneration in crustacea.  
Amer. Zool., 32: 495-500.

**WHITE SL y PS RAINBOW. 1986**

Preliminary studi of Cu, Cd and Zn binding componenets in the hepatopancreas of *Palacmon elegans* (Crustacea, Decapoda).  
Comp.Biochem.Physiol. (3C):111