



UNIVERSIDAD  
DE PLAYA ANCHA  
DE CIENCIAS DE LA EDUCACIÓN  
VALPARAÍSO

## UNIVERSIDAD DE PLAYA ANCHA

Contrato N° 21-22-003/01

CENTRO DE DOCUMENTACION  
CONAMA  
Casilla 520 V  
Santiago - Chile

Informe Final

Antecedentes técnico-científicos  
para la generación de la norma de calidad secundaria de sedimentos  
marinos y lacustres

Requirente

Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA)  
Obispo Donoso N° 6, Providencia  
Santiago

Ejecutante

Universidad de Playa Ancha  
Avenida Playa Ancha N° 850  
Valparaíso

Proyecto ejecutado en convenio con:

Oikos Chile S.A.  
11 Norte 907  
Casilla 805  
Viña del Mar

Julio 2002

06/06



Integrantes del equipo de trabajo	ii
Contenidos	iii
Índice de tablas	vii
Índice de figuras	xiv
Agradecimientos	xviii
Acrónimos	xix
Resumen	xx
Capítulo 1. Características y comportamiento de los sedimentos marinos y lacustres	1-4
1.1. PROPIEDADES FÍSICAS	1-5
1.1.1. Propiedades a nivel de grano	1-6
1.1.1.1. Tamaño de grano	1-6
1.1.1.1.1. Determinación del diámetro del grano	1-6
1.1.1.1.2. Nomenclatura granulométrica	1-8
1.1.1.1.3. Sistemas de clasificación del tamaño de grano	1-10
1.1.1.1.4. Descripción estadística del tamaño de los granos	1-11
1.1.1.2. Forma	1-13
1.1.2. Propiedades a nivel de conglomerado de granos	1-15
1.1.2.1. Distribución de tamaño de los granos	1-15
1.1.2.2. Razón de vacío y porosidad	1-15
1.1.2.3. Orientación y ordenamiento de los granos	1-15
1.1.2.4. Contenido de humedad	1-16
1.1.2.5. Densidad	1-16
1.1.2.6. Cohesión	1-16
1.1.2.7. Permeabilidad	1-16
1.1.3. Interpretación de las propiedades físicas de los sedimentos	1-17
1.1.4. Implicancias de las propiedades físicas de los sedimentos en los niveles de contaminantes	1-19
1.2. PROPIEDADES GEOQUÍMICAS	1-20
1.2.1. Composición química de los sedimentos	1-20
1.2.2. Clasificación geoquímica de los sedimentos	1-21
1.2.3. Condiciones geoquímicas de los sedimentos	1-21
1.2.4. Procesos físico-químicos involucrados en los sedimentos	1-22
1.2.5. Implicancias de las propiedades químicas sedimentarias en los contenidos de contaminantes	1-27
1.3. INFLUENCIA DE LA LITOLOGÍA Y GRANULOMETRÍA DE LAS PARTÍCULAS SEDIMENTARIAS SOBRE EL CONTENIDO DE CONTAMINANTES	1-30
1.3.1. Efectos granulométricos	1-30
1.3.2. Efectos de la litología	1-31
1.4. EL CICLO DE LOS SEDIMENTOS	1-32
1.4.1. Formación de los sedimentos	1-33
1.4.1.1. Tipos y origen de los granos de sedimentos	1-33
1.4.2. Transporte de sedimentos	1-35
1.4.2.1. Procesos sedimentarios en estuarios	1-37
1.4.4. Procesos sedimentarios en ambientes marinos litorales	1-40
1.4.5. Procesos sedimentarios en ambientes lacustres	1-42
1.4.5.1. Respuesta de los lagos a distintos tipos de forzantes físicos	1-44
1.4.5.2. Relación entre distribuciones de sedimentos y procesos limnológicos	1-45
1.5. DESARROLLO Y SITUACIÓN ACTUAL DE LAS REDES DE MONITOREO DE SEDIMENTOS IMPLEMENTADAS EN CHILE	1-49



Capítulo 2. Efectos adversos a los recursos naturales por la presencia de contaminantes en sedimentos	2-1
2.1. FUNCION DE LOS SEDIMENTOS EN LOS ECOSISTEMAS ACUATICOS	2-3
2.2. GRUPOS DE CONTAMINANTES DE IMPORTANCIA HALLADOS EN LOS SEDIMENTOS	2-6
2.2.1. Metales y metaloides	2-6
2.2.2. Nutrientes o enriquecedores orgánicos	2-18
2.2.3. Compuestos organopersistentes	2-20
2.2.3.1. Hidrocarburos de petróleo	2-20
2.2.3.2. Hidrocarburos halogenados	2-23
2.2.3.3. Pesticidas	2-25
2.2.3.4. Hidrocarburos clorados	2-25
2.2.3.5. Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos	2-27
2.3. EFECTOS DE LOS SEDIMENTOS CONTAMINADOS SOBRE EL AMBIENTE BIOTICO: ANTECEDENTES EXTRANJEROS	2-30
2.3.1. Caracterización ecotoxicológica	2-30
2.3.1.1. Pruebas de toxicidad	2-31
2.3.1.2. Biomarcadores	2-33
2.3.2. Caracterización biológica	2-35
2.3.2.1. Empleo de comunidades bentónicas para evaluar calidad de sedimentos	2-36
2.4. EFECTOS DE LOS SEDIMENTOS CONTAMINADOS SOBRE EL AMBIENTE BIOTICO: ANTECEDENTES NACIONALES	2-39
2.4.1. Características granulométricas de los sedimentos superficiales	2-39
2.4.1.1. Origen de los sedimentos del margen continental chileno	2-39
2.4.1.2. Características texturales de los sedimentos marinos en el territorio nacional	2-40
2.4.2. Niveles y distribución espacial de componentes y sustancias contaminantes asociadas con ambientes sedimentarios	2-44
2.4.3. Composición, distribución y estructura de comunidades macroinfaunales sublitorales en relación con la presencia de contaminantes en sedimentos	2-54
2.4.4. Pruebas de ecotoxicidad con sedimentos	2-56
Capítulo 3. Análisis de antecedentes extranjeros sobre normas de calidad de sedimentos marinos y dulceacuicolas	3-1
3.1. REVISION DE LOS PRINCIPALES ENFOQUES APLICADOS PARA DERIVAR DIRECTRICES DE CALIDAD DE SEDIMENTOS	3-5
3.1.1. Particionamiento de equilibrio (Equilibrium Partitioning, EqP)	3-5
3.1.2. El enfoque ER-L/ER-M	3-6
3.1.3. El enfoque TEL y PEL (directrices de calidad de sedimentos para Canadá y Florida)	3-6
3.1.4. Concentración de Nivel de Exploración (SLC)	3-7
3.1.5. Umbral de Efectos Aparentes (AET)	3-7
3.1.6. La triada de calidad de sedimentos	3-7
3.2. ANALISIS DE LA NORMATIVA EXTRANJERA DE CALIDAD DE SEDIMENTOS MARINOS Y DULCEACUICOLAS	3-8
3.2.1. Canadá	3-8
3.2.2. Estados Unidos	3-14
3.2.2.1. Legislación ambiental para sedimentos en el estado de Washington	3-22
3.2.3. Holanda	3-29
3.2.4. Reino Unido	3-32
3.2.5. Hong Kong	3-36
3.2.6. Australia y Nueva Zelanda	3-37
3.2.7. Suecia	3-41
Capítulo 4. Resultados de la campaña de muestreo de sedimentos marinos y lacustres efectuada a escala nacional	4-1
4.1. CRITERIOS DE SELECCION DE LOS SITIOS DE MUESTREO	4-2
4.2. METODOS Y PROCEDIMIENTOS APLICADOS	4-3
4.2.1. Sitios de muestreo	4-3
4.2.2. Obtención de las muestras de sedimentos y métodos de análisis	4-5
4.2.3. Obtención de las muestras de macroinfauna bentónica y métodos de análisis	4-7
4.3. RESULTADOS DE LA CAMPAÑA	4-9
4.3.1. Aluminio	4-9



UNIVERSIDAD  
DE PLAYA ANCHA  
DE CIENCIAS DE LA EDUCACION  
VALPARAISO

4.3.2. Arsénico	4-10
4.3.3. Cadmio	4-11
4.3.4. Cobre	4-12
4.3.5. Cromo	4-13
4.3.6. Hierro	4-14
4.3.7. Plomo	4-15
4.3.8. Mercurio	4-16
4.3.9. Níquel	4-18
4.3.10. Plata	4-19
4.3.11. Selenio	4-20
4.3.13. Vanadio	4-21
4.3.14. Zinc	4-22
4.3.15. Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos	4-23
4.3.16. Hidrocarburos Totales	4-24
4.3.17. Bifenilos Policlorados	4-25
4.3.18. Pesticidas Organoclorados	4-25
4.3.19. Carbono Orgánico Total	4-27
4.3.20. Sulfuros	4-28
4.3.21. Fósforo Total	4-29
4.3.22. Nitrógeno Total	4-30
4.3.23. Granulometría	4-31
4.3.24. Macroinfauna sublitoral	4-34
4.4. INTERPRETACION DE LOS RESULTADOS	4-43
4.5. CLASIFICACION DE LOS SEDIMENTOS A NIVEL NACIONAL	4-47
Capítulo 5. Proposición de un sistema de clasificación y límites máximos permisibles para contaminantes presentes en sedimentos	5-1
5.1. FUNDAMENTACION DEL MARCO REGULATORIO DE LA PROPOSICION DE NORMA DE CALIDAD DE SEDIMENTOS	5-5
5.1.1. Objetivo de protección ambiental y previsibilidad de su aplicación	5-5
5.1.2. Implementación de este tipo de normativa en otros países	5-5
5.1.3. Atribuciones y marco legal para el desarrollo de la norma de calidad de sedimentos	5-6
5.2. FUNDAMENTACION TECNICA DE LA PROPOSICION DE NORMA DE CALIDAD DE SEDIMENTOS	5-7
5.2.1. Directrices de Calidad de Sedimentos	5-7
5.2.2. Relación entre la condición ambiental de los sedimentos y distintos tipos de usos del ambiente acuático	5-9
5.2.3. Análisis de la estrategia a seguir en el desarrollo de una norma de calidad de sedimentos para el país	5-11
5.3. PROCEDIMIENTO PARA DERIVAR DIRECTRICES DE CALIDAD DE SEDIMENTOS	
5.3.1. Proposición de un modelo conceptual	5-17
5.3.2. Metodología para derivar los valores de límite inferior y superior de las DCS	5-19
5.4. LIMITES INFERIOR Y SUPERIOR PROPUESTOS PARA LA DCS	5-28
5.4.1. Metales y metaloides	5-28
5.4.2. Nutrientes	5-51
5.4.3. Compuestos orgánicos persistentes	5-54
5.5. RELACION ENTRE LAS DCS PROPUESTAS Y LOS USOS Y ACTIVIDADES LIGADOS AL BORDE COSTERO	5-61
5.6. PROPOSICION DE UN PROGRAMA DE MONITOREO DE VIGILANCIA NACIONAL PARA EL CUMPLIMIENTO DE LA NORMA SECUNDARIA	5-66
5.6.1. Diseño de monitoreo para sedimentos marinos	5-66
5.6.2. Determinación de áreas de observación	5-66
5.6.3. Determinación del número de estaciones de muestreo	5-70
5.6.4. Criterios de localización de las estaciones de muestreo	5-71
5.6.5. Frecuencia de ejecución del monitoreo	5-73
5.6.6. Parámetros considerados en el programa de monitoreo	5-73
5.7. PROCEDIMIENTO PROPUESTO PARA LA GENERACION DE DATOS CONDUCENTE A UNA NORMA SECUNDARIA PARA SEDIMENTOS LACUSTRES	5-74





UNIVERSIDAD  
DE PLAYA ANCHA  
DE CIENCIAS DE LA EDUCACIÓN  
VALPARAÍSO

Capítulo 6. Análisis de costos y beneficios en la implementación de una norma de calidad de sedimentos	6-1
6.1. METODOLOGÍA	6-2
6.2. ANALISIS	6-2
6.2.1. Red de estaciones de muestreo	6-2
6.2.2. Toma de muestra	6-3
6.2.3. Análisis de laboratorio	6-4
6.2.4. Procesamiento de los datos	6-4
6.2.5. Otros gastos	6-5
6.2.6. Generación de datos para cuerpos lacustres	6-5
6.2.7. Resumen de costos para la implementación del programa de monitoreo	6-6
Capítulo 7. Conclusiones	7-1
Capítulo 8. Referencias Bibliográficas	8-1
Capítulo 9. Glosario	9-1
Anexo 1. Desarrollo y situación actual de las redes de monitoreo de sedimentos implementadas en Chile	Anexo 1-1
Anexo 2. Análisis de enfoques aplicados en el extranjero para derivar Directrices de Calidad de Sedimentos	Anexo 2-1
Anexo 3. Antecedentes de las cuencas hidrográficas y localidades de muestreo	Anexo 3-1
Anexo 4. Clasificación granulométrica de los sedimentos	Anexo 4-1
Anexo 5. Marco legislativo para la proposición de una normativa para sedimentos	Anexo 5-1
Anexo 6. Base de datos nacional sobre contenido de analitos en la matriz sedimentaria	Anexo 6-1
Anexo 7. Manual de procedimientos operativos para sedimentos acuáticos	Anexo 7-1
Anexo 8. Encuesta: catastro de laboratorios ambientales nacionales	Anexo 8-1
Anexo 9. Valores determinados para las muestras de sedimentos marinos de referencia	Anexo 9-1



## Índice de tablas

	Pág
Tabla 1.1. Características de los métodos asociados con la determinación del tamaño de partículas.	1-8
Tabla 1.2. Escala de tamaño de grano de Udden-Wentworth, con modificaciones de terminología de clases propuesta por Friedman y Sanders.	1-9
Tabla 1.3. Comparación de sedimentos según el grado de madurez.	1-18
Tabla 1.4. Clasificación geoquímica del ambiente sedimentario. Concentración en moles por litro. H <sub>2</sub> S, sulfuro total	1-21
Tabla 1.5. Clasificación de los elementos que ingresan al ambiente acuático de acuerdo a criterios biogeoquímicos que determinan sus distribuciones verticales y tiempos de residencia en el ambiente.	1-23
Tabla 1.6. Formación de sulfuros metálicos debido a reacciones de precipitación conducidas por el estado redox de los sedimentos	1-26
Tabla 1.7. Modelo de reacciones de oxidación de la materia orgánica en los sedimentos (Froelich et al., 1979)	1-26
Tabla 1.8. Principales tipos y fuentes de granos de sedimentos	1-33
Tabla 1.9. Relación entre la dinámica del fondo (erosión, transporte y acumulación) y características físicas y químicas de los sedimentos superficiales de Lilla Ullevi Bay (Lago Mälaren, Suecia). Valores promedio y desviación estándar (entre paréntesis).	1-48
Tabla 1.10. Influencia potencial del viento y del oleaje sobre sedimentos de fondo estimada a partir de la longitud de la base de la ola (Sly, 1978).	1-48
Tabla 1.11. Programas de vigilancia ambiental acuáticos desarrollados a nivel nacional	1-50
Tabla 2.1. Diferencias generales en el comportamiento de metales/metaloideos y sustancias químicas en el ambiente (Chapman y Wang, 2000).	2-8
Tabla 2.2. Concentración promedio de metales y metaloides en la corteza terrestre (modificado de Chapman y Wang, 2000).	2-9
Tabla 2.3. Biopruebas aplicadas en programas de seguimiento de calidad de sedimentos (Vangheluwe et al., 1999)	2-31
Tabla 2.4. Valor relativo de micropruebas de toxicidad en evaluaciones ambientales. 1: pobre; 2: regular; 3: bueno; 4: excelente.	2-32
Tabla 2.5. Valor relativo de los biomarcadores en evaluaciones ambientales. 1: pobre; 2: regular; 3: bueno; 4: excelente.	2-34
Tabla 2.6. Técnicas univariadas. Resumen de los análisis para cada etapa de investigación.	2-37
Tabla 2.7. Técnicas de distribución. Resumen de los análisis para cada etapa de investigación. ANOSIM: test de similitudes.	2-37
Tabla 2.8. Técnicas multivariadas. Resumen de los análisis para cada etapa de investigación. MDS: análisis multidimensional no métrico; ACP: análisis de componentes principales	2-38
Tabla 2.9. Contenido promedio (ppm) de metales traza para los sedimentos submareales de caleta Coloso.	2-47
Tabla 2.10. Niveles de hidrocarburos (ppm en base seca) detectados en los sedimentos de bahía Quintero.	2-48
Tabla 2.11. Concentración de mercurio en las muestras de sedimentos submareales de la bahía de San Vicente. Valores de mercurio en mg/kg en base seca y de CO en %.	2-49
Tabla 2.12. Concentración de mercurio, cadmio y pesticidas en sedimentos de la bahía de Concepción. ND, no detectado.	2-49
Tabla 2.13. Valores promedio y rango de concentración de metales traza (ppm) analizados en dos niveles de la columna de sedimentos (superficial y subsuperficial). Se señalan además los valores reportados por otros autores para la bahía de Concepción (Salamanca et al. 1988) y de bahía San Vicente (Ahumada, 1992).	2-50
Tabla 2.14. Resumen de valores ideales y valores límite para la matriz sedimentaria de bahía San Vicente. Valores válidos para un fondo estándar con un 5% de material orgánico y 25% de lutum.	2-51
Tabla 2.15. Valores promedio de concentración de los metales analizados en muestras de sedimentos obtenidas del seno Aysén. Valores en µg/g base seca.	2-52
Tabla 2.16. Valores propuestos de línea base para la concentración de metales contenidos en los sedimentos marinos sublitorales del fiordo Aysén (µg/g). DS: desviación estándar.	2-52
Tabla 2.17. Concentración promedio de metales en los sedimentos de distintos fiordos de Campos de Hielo Sur (valores en ppm).	2-53
Tabla 2.18. Valores propuestos de línea base para la concentración de metales contenidos en los sedimentos marinos sublitorales para la zona de fiordos y del Canal Concepción (µg/g). (±DS): desviación estándar.	2-53
Tabla 2.19. Contenidos gravimétricos de hidrocarburos totales (µg/g base seca) en muestras de sedimentos. nd, no determinado.	2-54
Tabla 3.1. Directrices canadienses interinas de calidad de sedimentos dulceacuícolas (ISQG; peso seco); niveles de efecto probable (PEL; peso seco) e incidencia (%) de efectos biológicos adversos en rangos de concentración definidos por estos valores.*	3-10



Tabla 3.2. Directrices canadienses interinas de calidad de sedimentos marinos (ISQG; peso seco); niveles de efecto probable (PEL; peso seco) e incidencia (%) de efectos biológicos adversos en rangos de concentración definidos por estos valores.*	3-11
Tabla 3.3. Valores (en ppb peso seco) recopilados por la NOAA (SquiRTs, Screening Quick Reference Tables) para sustancia inorgánicas.	3-16
Tabla 3.4. Valores (en ppb peso seco) recopilados por la NOAA (SquiRTs, Screening Quick Reference Tables) para sustancias orgánicas.	3-17
Tabla 3.5. Descripciones de las DNCS dulceacuícolas publicadas y que han sido desarrolladas empleando distintos enfoques.	3-20
Tabla 3.6. Directrices estadounidenses de consenso de calidad de sedimentos dulceacuícolas, que reflejan tanto los TECs (threshold effect concentration) como los PECs (probable effect concentration).	3-21
Tabla 3.7. Criterios numéricos para los sedimentos marinos de Puget Sound, Washington (Estados Unidos).	3-26
Tabla 3.8. Estándares de manejo de sedimentos. Criterios de efectos biológicos para sedimentos marinos. Washington, Estados Unidos.	3-28
Tabla 3.9. Objetivos de calidad de sedimentos marinos en Holanda .	3-30
Tabla 3.10. Estándares de calidad para materiales de dragado marinos en Holanda.	3-31
Tabla 3.11. Niveles seguros provisionales (o SALs) para sustancias prioritarias y orgánicas peligrosas en sedimentos marinos en el Reino Unido.	3-33
Tabla 3.12. Criterios de calidad de sedimentos aplicables a las actividades de cultivo de peces en Escocia.	3-34
Tabla 3.13. Estándares de Calidad Ambiental (ECA) en Escocia para productos veterinarios aplicados a peces de cultivo.	3-35
Tabla 3.14. Criterios interinos de calidad de sedimentos marinos de Hong Kong.	3-36
Tabla 3.15. Directrices recomendadas de calidad de sedimentos marinos para Australia y Nueva Zelanda .	3-39
Tabla 3.16. Directrices en revisión para el vertimiento de sedimentos en el mar en Australia y Nueva Zelanda.	3-40
Tabla 3.17. Valores de referencia en Suecia para concentraciones de metales en sedimentos marinos.	3-42
Tabla 3.18. Desviaciones de los valores de referencia – metales en sedimentos marinos (método de análisis estándar Sueco, mg/kg peso seco)	3-43
Tabla 3.19. Desviaciones de los valores de referencia. Metales en sedimentos marinos (método de análisis total, mg/kg peso seco)	3-43
Tabla 3.20. Clasificación de compuestos tóxicos orgánicos en sedimentos marinos de Suecia. Valores en µg/kg peso seco, corrección al 1% de COT	3-44
Tabla 3.21. Metales en sedimentos lacustres suecos. Valores en mg/kg peso seco en la capa superficial (0-1 cm).	3-45
Tabla 3.22. Valores referenciales para metales (mg/kg peso seco) en sedimentos lacustres suecos.	3-45
Tabla 3.23. Clasificación de las desviaciones respecto de los valores referenciales de metales en sedimentos lacustres suecos.	3-46
Tabla 3.24. Valores referenciales (mg/kg peso seco) para sedimentos contaminados en Suecia	3-47
Tabla 3.25. Criterios básicos para evaluar desviaciones a partir de valores de referencia en Suecia.	3-48
Tabla 4.1. Localidades marinas y lacustres cubiertas por el muestreo de sedimentos.	4-3
Tabla 4.2. Condiciones de manejo de las muestras de sedimento destinados a análisis.	4-7
Tabla 4.3. Valores de aluminio (µg/g) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-9
Tabla 4.4. Valores de aluminio (µg/g) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales lacustres, para las diferentes localidades estudiadas.	4-9
Tabla 4.5. Valores de arsénico (µg/g) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-10
Tabla 4.6. Valores de arsénico (µg/g) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales lacustres, para las diferentes localidades estudiadas.	4-11
Tabla 4.7. Valores de cadmio (µg/g) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-11
Tabla 4.8. Valores de cadmio (µg/g) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales lacustres, para las diferentes localidades estudiadas.	4-12
Tabla 4.9. Valores de cobre (µg/g) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-13
Tabla 4.10. Valores de cobre (µg/g) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-13
Tabla 4.11. Valores de cromo (µg/g) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-14



Tabla 4.12. Valores de cromo ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-14
Tabla 4.13. Valores de hierro ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-15
Tabla 4.14. Valores de hierro ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-15
Tabla 4.15. Valores de plomo ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-16
Tabla 4.16. Valores de plomo ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-16
Tabla 4.17. Valores de mercurio ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-17
Tabla 4.18. Valores de mercurio ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-17
Tabla 4.19. Valores de níquel ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-18
Tabla 4.20. Valores de níquel ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-18
Tabla 4.21. Valores de plata ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-19
Tabla 4.22. Valores de plata ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-19
Tabla 4.23. Valores de selenio ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-20
Tabla 4.24. Valores de selenio ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-20
Tabla 4.25. Valores de vanadio ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-21
Tabla 4.26. Valores de vanadio ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-21
Tabla 4.27. Valores de zinc ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-22
Tabla 4.28. Valores de zinc ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-22
Tabla 4.29. Valores de HAP ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-23
Tabla 4.30. Valores de HAP ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-23
Tabla 4.31. Valores de HT ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-24
Tabla 4.32. Valores de HT ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-24
Tabla 4.33. Valores de PCB ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-25
Tabla 4.34. Valores de PCB ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-25
Tabla 4.35. Valores de POCL ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-26
Tabla 4.36. Valores de POCL ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-26
Tabla 4.37. Valores de COT (%) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades	4-27



estudiadas.	
Tabla 4.38. Valores de COT (%) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-27
Tabla 4.39. Valores de sulfuros ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-28
Tabla 4.40. Valores de sulfuros ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-28
Tabla 4.41. Valores de fósforo total ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-29
Tabla 4.42. Valores de fósforo total ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-30
Tabla 4.43. Valores de nitrógeno total ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-31
Tabla 4.44. Valores de nitrógeno total ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-31
Tabla 4.45. Promedio gráfico determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-32
Tabla 4.46. Promedio gráfico determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-32
Tabla 4.47. Desviación estándar gráfica inclusiva determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-33
Tabla 4.48. Desviación estándar gráfica inclusiva determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-33
Tabla 4.49. Sesgo gráfico inclusivo determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-34
Tabla 4.50. Sesgo gráfico inclusivo determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.	4-34
Tabla 4.51. Parámetros comunitarios de la macrofauna bentónica marina en las localidades estudiadas. S, número de taxa; N, número de individuos ( $\text{ind}/\text{m}^2$ ); B, biomasa húmeda ( $\text{g}/\text{m}^2$ ); H', diversidad específica ( $\text{bit}/\text{ind}$ ); J', uniformidad.	4-37
Tabla 4.52. Parámetros comunitarios de la macrofauna bentónica marina en las localidades estudiadas. S, número de taxa; N, número de individuos ( $\text{ind}/\text{m}^2$ ); B, biomasa húmeda ( $\text{g}/\text{m}^2$ ); H', diversidad específica ( $\text{bit}/\text{ind}$ ); J', uniformidad.	4-37
Tabla 5.1. Principales tipos de actividades humanas o fuentes contaminantes que alteran las condiciones del litoral marino chileno y que generan un grado de impacto (GI) sobre los sedimentos sublitorales (Modificado de Fernández et al. 2000).	5-12
Tabla 5.2. Publicaciones científicas y técnicas editadas en nuestro país. Las publicaciones primarias incluyen estudios ligados directamente con ciencias acuáticas, mientras las secundarias los incorporan ocasionalmente.	5-22
Tabla 5.3. Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) marinos para aluminio propuestas para Chile (este proyecto) y establecidas en el extranjero.	5-29
Tabla 5.4. Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) marinos para arsénico propuestas para Chile (este proyecto) y establecidas en el extranjero.	5-30
Tabla 5.5. Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) marinos para cadmio propuestas para Chile (este proyecto) y establecidas en el extranjero.	5-33
Tabla 5.6. Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) marinos para cobre propuestas para Chile (este proyecto) y establecidas en el extranjero.	5-35
Tabla 5.7. Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) marinos para cromo propuestas para Chile (este proyecto) y establecidas en el extranjero.	5-38
Tabla 5.8. Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) marinos para mercurio propuestas para Chile (este proyecto) y establecidas en el extranjero.	5-40
Tabla 5.9. Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) marinos para níquel propuestas para Chile (este proyecto) y establecidas en el extranjero.	5-42
Tabla 5.10. Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) marinos para plata propuestas para Chile (este proyecto) y establecidas en el extranjero.	5-43
Tabla 5.11. Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) marinos para plomo propuestas para Chile (este proyecto) y establecidas en el	5-46



extranjero.	
Tabla 5.12. Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) marinos para selenio propuestas para Chile (este proyecto) y establecidas en el extranjero.	5-47
Tabla 5.13. Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) marinos para vanadio propuestas para Chile (este proyecto) y establecidas en el extranjero.	5-49
Tabla 5.14. Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) marinos para zinc propuestas para Chile (este proyecto) y establecidas en el extranjero.	5-51
Tabla 5.15. Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) marinos para fósforo total propuestas para Chile (este proyecto) y en el extranjero.	5-52
Tabla 5.16. Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) marinos para nitrógeno total propuestas para Chile (este proyecto) y en el extranjero.	5-53
Tabla 5.17. Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) marinos para hidrocarburos totales propuestas para Chile (este proyecto) y en el extranjero.	5-56
Tabla 5.18. Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) marinos para HAP propuestas para Chile (este proyecto) y en el extranjero.	5-58
Tabla 5.19. Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) marinos para PCB propuestas en países extranjeros.	5-59
Tabla 5.20. Usos y actividades relacionadas con sedimentos marinos, clasificados según la clase de calidad ambiental.	5-65
Tabla 5.21. Principales localidades costeras identificadas a lo largo del territorio nacional. Se asigna un código de población según el número de habitantes (1: > 10.000; 2: 5.001-10.000; 3: 1.001-5.000; 4: < 1.000).	5-69
Tabla 6.1. Costos de toma de muestras.	6-3
Tabla 6.2. Costo de materiales y equipos.	6-4
Tabla 6.3. Costos involucrados para el laboratorio de SIG.	6-4
Anexo 1	
Tabla 1.1. Variables ambientales agrupadas según el tipo de indicador ambiental.	1-5
Tabla 1.2. Variables monitoreadas por tipo de matriz ambiental receptora.	1-6
Tabla 1.3. Número de estaciones muestreadas por cuerpo de agua, distribuidas por tipo de matriz ambiental receptora y agrupadas según el origen de la matriz acuosa.	1-7
Tabla 1.4. Número de estaciones muestreadas por cuerpo de agua, distribuidas por tipo de matriz ambiental receptora y agrupadas según el origen de la matriz acuosa.	1-9
Tabla 1.5. Límite de detección (LD) y unidades de medición para cada variable ambiental por tipo de matriz ambiental.	1-11
Anexo 2	
Tabla 2.1. Resumen de los enfoques de evaluación de sedimentos: Aplicabilidad.	2-4
Tabla 2.2. Resumen de los enfoques de evaluación de sedimentos: Versatilidad	2-6
Tabla 2.3. Resumen de los enfoques de evaluación de sedimentos: Facilidad de empleo	2-10
Tabla 2.4. Resumen de los enfoques de evaluación de sedimentos: Aceptabilidad	2-12
Tabla 2.5. Conclusiones posibles derivadas de la aplicación del enfoque de la tríada (US EPA, 1992)	2-23
Anexo 3	
Tabla 3.1. Localidades muestreadas clasificadas por el sistema de cuenca a que pertenecen.	3-2
Tabla 3.2. Condición erosiva que presentan los sistemas de drenaje en las localidades de muestreo.	3-6
Tabla 3.3. Condiciones de la cubierta vegetal	3-13
Tabla 3.4. Localidades importantes por cuencas	3-14
Tabla 3.5. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad (Pisagua)	3-23
Tabla 3.6. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad (Taltal)	3-24
Tabla 3.7. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad (Puerto Viejo)	3-25
Tabla 3.8. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad (Puerto Aldea)	3-26
Tabla 3.9. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad (Los Molles)	3-27
Tabla 3.10. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad (Quintay)	3-28
Tabla 3.11. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad (Pichilemu)	3-29



Tabla 3.12. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad (Caleta Pellines)	3-30
Tabla 3.13. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad (Lago Vichuquen)	3-31
Tabla 3.14. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad (Cobquecura)	3-32
Tabla 3.15. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad (Isla Mocha)	3-33
Tabla 3.16. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad (Laguna Laja)	3-34
Tabla 3.17. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad (Lago Budi)	3-35
Tabla 3.18. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad (Lago Caburgua)	3-36
Tabla 3.19. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad (Bahía Mansa)	3-37
Tabla 3.20. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad (Achao)	3-38
Tabla 3.21. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad (Lago Elizalde)	3-39
Tabla 3.22. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad (Puerto Cisnes)	3-40
Tabla 3.23. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad (Lago del Toro)	3-41
Tabla 3.24. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad (Puerto de Hambre)	3-42

#### Anexo 4

Tabla 4.1. Cantidad de muestras de sedimentos superficiales marinos obtenidas por cuerpos de agua.	4-2
Tabla 4.2. Cantidad de muestras de sedimentos lacustres superficiales obtenidos por cuerpos de agua.	4-2
Tabla 4.3. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Arica, 1997.	4-4
Tabla 4.4. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Iquique, 1997.	4-4
Tabla 4.5. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Tocopilla, 1997.	4-5
Tabla 4.6. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Antofagasta, 1997.	4-5
Tabla 4.7. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Taltal, 1997.	4-6
Tabla 4.8. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Chañaral, 1997.	4-6
Tabla 4.9. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Caldera, 1997.	4-7
Tabla 4.10. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Coquimbo, 1997.	4-7
Tabla 4.11. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Quintero, 1997.	4-8
Tabla 4.12. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Concón, 1997.	4-8
Tabla 4.13. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Valparaíso, 1997.	4-9
Tabla 4.14. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Playa Ancha, 1997.	4-9
Tabla 4.15. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. S. Antonio, 1997.	4-10
Tabla 4.16. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Talcahuano, 1997.	4-10
Tabla 4.17. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. San Vicente, 1997.	4-10
Tabla 4.18. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Coronel-Lota, 1997.	4-11
Tabla 4.19. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Puerto Montt, 1997.	4-11



UNIVERSIDAD  
DE PLAYA ANCHA  
DE CIENCIAS DE LA EDUCACION  
VALPARAISO

Tabla 4.20. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Castro, 1997.	4-12
Tabla 4.21. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Puerto Chacabuco, 1997.	4-12
Tabla 4.22. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Puerto Natales, 1997.	4-13
Tabla 4.23. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Punta Arenas, 1997.	4-13
Tabla 4.24. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Lago Villarrica, 1997.	4-14
Tabla 4.25. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Lago Ranco, 1997.	4-14
Tabla 4.26. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Lago Llanquihue, 1997.	4-15





## Índice de figuras

---

	Pág.
Figura 1.1. Espesor de la cubierta sedimentaria en los océanos del mundo y mares marginales. Adaptado del World Data Center for Marine Geology & Geophysics and the National Geophysical Data Center.	1-5
Figura 1.2. Esfericidad y redondez del grano según la escala de Powers (1953).	1-14
Figura 1.3. Cambios en las características de un sedimento conforme su madurez aumenta.	1-18
Figura 1.4. Representación del ciclo de los sedimentos.	1-32
Figura 1.5. Relación de fuerzas que actúan para poner en movimiento un grano de sedimento.	1-35
Figura 1.6. Mecanismos que intervienen en el desplazamiento de los granos de sedimento durante su transporte.	1-36
Figura 1.8. Esquema que representa el transporte litoral en la zona de barrido de la ola.	1-41
Figura 1.9. Representación de los factores que tienen influencia directa o indirecta sobre los procesos que ocurren al interior de los lagos. Levemente modificado de Sly (1994).	1-44
Figura 3.1. Procedimiento de derivación de las directrices de calidad de sedimentos en Canadá (CCME 1999).	3-13
Figura 4.1. Ubicación de las localidades de muestreos a lo largo del territorio nacional.	4-4
Figura 4.2. Fluctuación espacial de los valores de aluminio en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.	4-10
Figura 4.3. Fluctuación espacial de los valores de arsénico en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.	4-11
Figura 4.4. Fluctuación espacial de los valores de cadmio en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.	4-12
Figura 4.5. Fluctuación espacial de los valores de cobre en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.	4-13
Figura 4.6. Fluctuación espacial de los valores de cromo en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.	4-14
Figura 4.7. Fluctuación espacial de los valores de hierro en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.	4-15
Figura 4.8. Fluctuación espacial de los valores de plomo en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.	4-16
Figura 4.9. Fluctuación espacial de los valores de mercurio en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.	4-17
Figura 4.10. Fluctuación espacial de los valores de níquel en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.	4-18
Figura 4.11. Fluctuación espacial de los valores de plata en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.	4-19
Figura 4.12. Fluctuación espacial de los valores de selenio en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.	4-20
Figura 4.13. Fluctuación espacial de los valores de vanadio en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.	4-21
Figura 4.14. Fluctuación espacial de los valores de zinc en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.	4-22
Figura 4.15. Fluctuación espacial de los valores de HAP en los sedimentos sublitorales superficiales lacustres.	4-23
Figura 4.16. Fluctuación espacial de los valores de HT en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.	4-25
Figura 4.17. Fluctuación espacial de los valores de POCl en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.	4-26
Figura 4.18. Fluctuación espacial de los valores de COT en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.	4-27
Figura 4.19. Fluctuación espacial de los valores de sulfuros en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.	4-29
Figura 4.20. Fluctuación espacial de los valores de fósforo total en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.	4-30
Figura 4.22. Fluctuación espacial de los valores de nitrógeno total en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.	4-31
Figura 4.23. Promedio gráfico medio de los sedimentos superficiales marinos y lacustres en las localidades estudiadas.	4-32
Figura 4.24. Fluctuación espacial del número de taxa identificados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.	4-35
Figura 4.25. Fluctuación espacial del número de individuos identificados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.	4-35
Figura 4.26. Fluctuación espacial de la biomasa húmeda contabilizada en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.	4-36
Figura 4.27. Dendrograma de clasificación en similitud de los distintos cuerpos de agua, utilizando el índice de Bray Curtis como método de unión.	4-38
Figura 4.28. Plano de ordenación (MDS) de la macrofauna sublitoral de las localidades estudiadas.	4-39



Figura 4.29. Curvas ABC para la macrofauna bentónica de fondos blandos de las localidades en estudio.	4-41
Figura 5.1. Modelo conceptual propuesto para la derivación de los límites inferior y superior de la directriz de calidad de sedimentos (DCS).	5-17
Figura 5.2. Secuencia de derivación de las Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS)	5-19
Figura 5.3. Distribución conjunta ideal de los valores de concentración natural (verde) y valores recopilados de bibliografía (azul). Se observa el rango de sobreposición entre ambas series de valores (datos 0 a 60).	5-26
Figura 5.4. Establecimiento de los límites inferior (flecha clara) y superior (flecha oscura) de la DCS.	5-27
Figura 5.5. Ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido en sedimentos marinos del analito de interés. Ubicación del límite inferior (flecha) de la DCS.	5-29
Figura 5.6. Ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido en sedimentos marinos del analito de interés. Ubicación del límite inferior (flecha gris) y superior (flecha blanca) de la DCS.	5-30
Figura 5.7a. Ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido en sedimentos marinos del analito de interés. Ubicación del límite inferior (flecha gris) y superior (flecha blanca) de la DCS.	5-31
Figura 5.7b. Detalle del tramo inicial de la curva de ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido, indicando el límite inferior de la DCS para el analito de interés (flecha).	5-32
Figura 5.7c. Detalle del tramo de inflexión de la curva de ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido, indicando el límite superior de la DCS para el analito de interés (flecha).	5-32
Figura 5.8a. Ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido en sedimentos marinos del analito de interés. Ubicación del límite inferior (flecha gris) y superior (flecha blanca) de la DCS.	5-34
Figura 5.8b. Detalle del tramo inicial de la curva de ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido, indicando el límite inferior de la DCS para el analito de interés (flecha).	5-34
Figura 5.8c. Detalle del tramo de inflexión de la curva de ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido, indicando el límite superior de la DCS para el analito de interés (flecha).	5-35
Figura 5.9a. Ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido en sedimentos marinos del analito de interés. Ubicación del límite inferior (flecha gris) y superior (flecha blanca) de la DCS.	5-36
Figura 5.9b. Detalle del tramo inicial de la curva de ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido, indicando el límite inferior de la DCS para el analito de interés (flecha).	5-37
Figura 5.9c. Detalle del tramo de inflexión de la curva de ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido, indicando el límite superior de la DCS para el analito de interés (flecha).	5-37
Figura 5.10a. Ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido en sedimentos marinos del analito de interés. Ubicación del límite inferior (flecha gris) y superior (flecha blanca) de la DCS.	5-39
Figura 5.10b. Detalle del tramo inicial de la curva de ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido, indicando el límite inferior de la DCS para el analito de interés (flecha).	5-39
Figura 5.10c. Detalle del tramo de inflexión de la curva de ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido, indicando el límite superior de la DCS para el analito de interés (flecha).	5-40
Figura 5.11. Ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido en sedimentos marinos del analito de interés. Ubicación del límite inferior (flecha gris) y superior (flecha blanca) de la DCS.	5-41
Figura 5.12. Ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido en sedimentos marinos del analito de interés. Ubicación del límite inferior (flecha) de la DCS.	5-43
Figura 5.13a. Ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido en sedimentos marinos del analito de interés. Ubicación del límite inferior (flecha gris) y superior (flecha blanca) de la DCS.	5-44
Figura 5.13b. Detalle del tramo inicial de la curva de ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido, indicando el límite inferior de la DCS para el analito de interés (flecha).	5-45
Figura 5.13c. Detalle del tramo de inflexión de la curva de ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido, indicando el límite superior de la DCS para el analito de interés (flecha).	5-45
Figura 5.14. Ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido en sedimentos marinos del analito de interés. Ubicación del límite inferior (flecha) de la DCS.	5-47
Figura 5.15. Ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido en sedimentos marinos del analito de interés. Ubicación	5-48



del límite inferior (flecha) de la DCS.	
Figura 5.16a. Ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido en sedimentos marinos del analito de interés. Ubicación del límite inferior (flecha gris) y superior (flecha blanca) de la DCS.	5-49
Figura 5.16b. Detalle del tramo inicial de la curva de ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido, indicando el límite inferior de la DCS para el analito de interés (flecha).	5-50
Figura 5.16c. Detalle del tramo de inflexión de la curva de ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido, indicando el límite superior de la DCS para el analito de interés (flecha).	5-50
Figura 5.17. Ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido en sedimentos marinos del analito de interés. Ubicación del límite inferior (flecha gris) y superior (flecha blanca) de la DCS.	5-52
Figura 5.18. Ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido en sedimentos marinos del analito de interés. Ubicación del límite inferior (flecha) de la DCS.	5-53
Figura 5.19. Ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido en sedimentos marinos del analito de interés.	5-54
Figura 5.20a. Ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido en sedimentos marinos del analito de interés. Ubicación del límite inferior (flecha gris) y superior (flecha blanca) de la DCS.	5-55
Figura 5.20b. Detalle del tramo inicial de la curva de ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido, indicando el límite inferior de la DCS para el analito de interés (flecha).	5-55
Figura 5.20c. Detalle del tramo de inflexión de la curva de ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido, indicando el límite superior de la DCS para el analito de interés (flecha).	5-56
Figura 5.21. Ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido en sedimentos marinos del analito de interés. Ubicación del límite inferior (flecha) de la DCS.	5-57
Figura 5.22. Ordenamiento creciente de los contenidos del analito de interés en sedimentos marinos intervenidos. Se indica el valor del contenido en el punto de inflexión de la curva (flecha).	5-58
Figura 5.23. Ordenamiento creciente de los contenidos naturales del analito de interés en sedimentos marinos. Se indica el tramo de valores con contenidos bajo el límite de detección ( $< LD$ ) y el valor más alto registrado (flecha).	5-60
Figura 5.24. Comparación entre los contenidos medidos (promedio y rango) para cinco analitos y los límites inferior (LI) y superior (LS) de su respectivas DCS. Sólo para efectos del ejemplo se ha considerado un número menor de analitos de los propuestos en la DCS.	5-62
Figura 5.25. Comparación entre los contenidos medidos (promedio y rango) para cinco analitos y los límites inferior (LI) y superior (LS) de su respectivas DCS. Se representa el peor escenario en la componente espacial, es decir, los valores medios de todos los analitos en la Clase C.	5-63
Figura 5.26. Variación temporal de las mediciones para cada analito; se representa tres valores promedio (símbolos verde, blanco y rosado), cada uno derivado de campañas de monitoreo distintas. Para el Analito 3, se observa que los valores medios permanecen sostenidamente en la Clase C.	5-64
Figura 5.27. Selección de la localidad. Para este ejemplo se seleccionó la localidad de Caldera, III Región de Atacama.	5-67
Figura 5.28. Generación del área de influencia de radio 3 km.	5-67
Figura 5.29. Generación de la AOC. Intersección del área de influencia con el veril de 50 m de profundidad.	5-68
Figura 5.30. Representación de una estación de muestreo. El punto central georreferenciado responde al concepto ideal de una estación (E). Para efectos prácticos, la estación se considera como el círculo de radio de 25 m, delimitado por el desplazamiento de la embarcación alrededor del punto de fondeo.	5-70
Figura 5.31. Distribución de estaciones. Dos estaciones referenciales fuera del AOC y 12 estaciones (nAOC) dentro de la AOC.	5-72
Figura 5.32. Configuración final de la red de estaciones de monitoreo de sedimentos para Caldera.	5-72
Anexo 2	
Figura 2.1. Modelo conceptual de la Tríada de Calidad de Sedimentos (levemente modificado de US EPA, 1992)	2-22
Anexo 3	
Figura 3.1. La cuenca como unidad base.	3-1
Figura 3.2. Principales cuencas a nivel nacional	3-4



UNIVERSIDAD  
DE PLAYA ANCHA  
DE CIENCIAS DE LA EDUCACION  
VALPARAISO

Figura 3.3. Cuencas con sitios de estudio en la campaña	3-4
Figura 3.4. Índices de erosión a nivel nacional	3-5
Figura 3.5. Cubierta del suelo a nivel nacional	3-11
Figura 3.6. Vegetación natural a nivel nacional	3-11



## Agradecimientos

---

*Los autores de este proyecto quieren agradecer sinceramente a las siguientes personas, por su valiosa contribución y aplicación que dedicaron para cada una de las actividades que les fueron encomendadas:*

*a la Srta. Elizabeth Gahona, alumna egresada de la carrera de Oceanografía de la Universidad Católica de Valparaíso, quien tuvo a su cargo la separación y "sorting" de la macroinfauna bentónica.*

*al Sr. Cristian Rojas, alumno de la carrera de Biología Marina de la Universidad Católica del Norte, Sede Coquimbo, quien fue responsable de la identificación, recuento y pesaje de las muestras de organismos bentónicos.*

*al Sr. Marcelo González, alumno del último año de la carrera de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Playa Ancha, quien realizó los análisis granulométricos de las muestras de sedimentos y su procesamiento estadístico, ingresó y validó datos de análisis químicos procedentes del laboratorio.*

*a la Srta. Lorena Opazo, de Oikos Chile S.A., quien colaboró con las actividades desarrolladas en el laboratorio húmedo y participó en la edición final de este informe.*

*Así también, se agradece a la empresa Minera Escondida Limitada, por intermedio del Sr. Andrés Camaño, por la gentileza de proporcionar información sobre contenidos promedio de metales en sedimentos marinos, recopilados del Programa de Vigilancia Ambiental desarrollado para las instalaciones en caleta Coloso (Antofagasta).*

*Además, los autores hacen extensivo su reconocimiento a los profesionales que integraron la Contraparte Técnica de este proyecto, quienes a través de sus correcciones, comentarios, observaciones y recomendaciones a los sucesivos informes de avance, contribuyeron a darle forma, mejorar la coherencia y claridad del informe final.*



## Acrónimos

### Generales

ABC	Abundance Biomass Curves (Curvas de Abundancia Biomasa)
AVS	Acid volatile sulphides (Sulfuros volátiles ácidos)
CCS	Criterio de Calidad de Sedimentos
CONAMA	Comisión Nacional del Medio Ambiente
DCS	Directriz de Calidad de Sedimentos
DGA	Dirección General de Aguas
DGTM y MM	Dirección General del Territorio Marítimo y Marina Mercante (DIRECTEMAR)
EAA	Espectrofotometría de Absorción Atómica
EP	Particionamiento de Equilibrio
FBC	Factor de de bioconcentración
GPS	Global Positioning System (Sistema de Posicionamiento Global)
SAG	Servicio Agrícola y Ganadero
IGM	Instituto Geográfico Militar
SERNAPESCA	Servicio Nacional de Pesca
SEM	Simultaneous extracted metal (Metales extraídos simultáneamente)
SHOA	Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada
UTM	Unidad Técnica Mercator

### Localidades

PS	Pisagua	SA	Isla Mocha
TT	Taltal	LL	Laguna Laja
PV	Puerto Viejo	LB	Lago Budi
AL	Puerto Aldea	LC	Lago Caburga
MO	Los Molles	BM	Bahia Mansa
QU	Quintay	AC	Achao
MA	Pichilemu	LE	Lago Elizalde
CP	Caleta Pellines	PC	Puerto Cisnes
LV	Lago Vichuquén	LS	Lago del Toro
CB	Cobquecura	PH	Puerto de Hambre

### Símbolos y medidas equivalentes

$\mu\text{m}$	micrometro	Cu	Cobre	Zn	Zinc
$\mu\text{g/g}$	microgramo por gramo (ppm)	Cr	Cromo	HAP	Hidrocarburos aromáticos policíclicos
$\text{mg/kg}$	miligramo por kilogramo (ppm)	Fe	Hierro	HT	Hidrocarburos totales
ppm	parte por millón	Hg	Mercurio	PCB	Bifenilos policlorados
$\emptyset$	phi	Ni	Níquel	POCI	Pesticidas organoclorados
1%	Equivalente a 10.000 ppm	Ag	Plata	COT	Carbono orgánico total
Al	Aluminio	Pb	Plomo	$\text{Ind/m}^2$	Individuos por metro cuadrado
As	Arsénico	Se	Selenio	$\Sigma$	Sumatoria
Cd	Cadmio	V	Vanadio		



## Resumen

Dentro del marco del Programa de Dictación de Normas de la Comisión Nacional del Medio Ambiente, se propuso el Quinto Programa Priorizado de Normas (2000/2001) con miras a generar un estudio que reuniese antecedentes y propusiese una norma de calidad secundaria para sedimentos marinos y lacustres. En este contexto, la Universidad de Playa Ancha en convenio con la consultora Oikos Chile S.A., se dieron a la tarea de asumir bajo su responsabilidad la ejecución del proyecto denominado "Antecedentes técnico-científicos para la generación de la norma de calidad secundaria de sedimentos marinos y lacustres" (Contrato Nº 21-22-003/01). Tras 13 meses de desarrollo, el presente documento representa la materialización de los objetivos planteados y una proposición concreta, abierta a un debate constructivo y con altura de mira, para que nuestro país disponga en un futuro cercano de una normativa de calidad secundaria para sedimentos marinos, que contribuya a preservar nuestros ambientes costeros en beneficio de las personas y de la vida acuática..

El objetivo general del presente proyecto consiste en Generar los antecedentes necesarios especificados en el Reglamento para la elaboración de normas ambientales, para fundamentar la generación de la norma de calidad secundaria de sedimentos marinos y lacustres. Para materializar este objetivo, se diseñó un programa de trabajo organizado en base a seis objetivos específicos, cada uno con sus respectivas actividades a desarrollar, dentro de un plazo cercano a un año de duración. Como anteriormente se señala, este proyecto se estructuró de acuerdo con los siguientes 6 objetivos específicos:

1. Recopilar información científica respecto de las características y comportamiento de los sedimentos de tipo marinos y lacustres.
2. Recopilar resultados de las investigaciones científicas nacionales e internacionales que aportan antecedentes sobre los efectos adversos a los recursos naturales respecto de la presencia de contaminantes en sedimentos, y si hubiere información, a la salud humana.
3. Analizar los antecedentes disponibles en la literatura internacional sobre Normas de Calidad de Sedimentos Marinos y Dulceacuícolas y estudiar su aplicabilidad local.
4. Generar nueva información de calidad de sedimentos nacionales mediante una campaña de muestreo a nivel nacional de sedimentos marinos y lacustres.
5. Proponer un sistema de clasificación de sedimentos y límites máximos permisibles para diferentes contaminantes según la calidad esperada en estos sedimentos clasificados de tipo marino y lacustre.
6. Estimar los costos y beneficios que tendría implementar este tipo de normativa en nuestro país.



Para sintetizar las actividades efectuadas en el presente proyecto, se darán a conocer los resultados y conclusiones organizados por objetivo específico.

### Primer Objetivo Específico

Las principales actividades desarrolladas en este objetivo estuvieron centradas en recopilar y sistematizar antecedentes científicos con énfasis en nuestro país, sobre características de sedimentos marinos y lacustres. Así también, se recopiló y analizó información respecto de las actuales redes de monitoreo de sedimentos en el país y evaluar su desarrollo. En Chile, existe una carencia notoria de estudios especializados sobre sedimentos lacustres, lo cual se refleja claramente en la ausencia de publicaciones científicas que aborden este tema. Esta situación se explica principalmente por dos motivos: (1) existe un reducido número de investigadores nacionales en el campo de la limnología que potencien esta línea de investigación y (2) los limnólogos chilenos están abocados principalmente a otros campos de investigación, centrándose principalmente en procesos y fenómenos que ocurren a nivel de la columna de agua de cuerpos lénticos tanto naturales como artificiales.

Para el ambiente marino la situación es muy distinta. Si bien los estudios sedimentológicos sobre ambientes marinos son relativamente recientes en nuestro país (cerca de 40 años) han logrado cubrir un mayor porcentaje del territorio nacional, concentrándose principalmente en sectores geográficos en donde existen importantes asentamientos humanos costeros (Valparaíso, Coquimbo y Concepción). Más recientemente, y con una visión a largo plazo en la región austral de nuestro país, los cruceros oceanográficos de investigación patrocinados por el Comité Oceanográfico Nacional (CONA) han permitido realizar actividades científicas en zonas consideradas como remotas sólo algunas décadas atrás, incorporando de esta forma valiosos antecedentes sobre la constitución y composición de los fondos sedimentarios de bahías, canales y fiordos de la X, XI y XII regiones.

Respecto de la vigilancia ambiental de cuerpos acuáticos, actualmente en nuestro país existe sólo una red de monitoreo de cobertura nacional (POAL Continental), que incorpora dentro de las matrices ambientales, el seguimiento de parámetros químicos de sedimentos sublitorales, tanto marinos como dulceacuícolas (lagos y río). En nuestro país no se ha implementado otro tipo de redes de monitoreo similares, posiblemente debido a los altos costos que implica su implementación. Además, demanda la supervisión y coordinación de una institución estatal que vele o cautele el ámbito ambiental de acción del monitoreo.

Si bien, la red de monitoreo ambiental marina tiene incorporado un número importante de cuerpos de agua a lo largo del territorio nacional, todos ellos están situados en localidades costera con un variado grado de intervención antrópicas. Ello no desmerece en absoluto esta iniciativa pionera y los esfuerzos que ha realizado DIRECTEMAR por cautelar los cuerpos de agua bajo su tutela. Por ello, es recomendable que esta red de monitoreo perdure y se proyecte en el tiempo, coordinando objetivos y sus actividades con otros Servicios del Estado de modo de optimizar los recursos humanos y materiales destinados a este programa.





### Segundo Objetivo Específico

Las actividades desarrolladas para este objetivo se orientaron a recopilar información sobre los impactos que ejerce en los ecosistemas acuáticos (mares y lagos) y sobre las personas, la presencia de sustancias contaminantes en sedimentos.

A nivel nacional, las investigaciones sobre efectos de sedimentos contaminados se han centrado principalmente en mediciones de metales pesados, nutrientes e hidrocarburos de petróleo en distintas localidades costeras de nuestro país, con objeto de evaluar la calidad ambiental de los mismos. El desarrollo de estudios ecotoxicológicos en sedimentos es incipiente en Chile y sólo se registran dos publicaciones sobre esta temática. Para los sedimentos lacustres no se dispone de información en la literatura científica. Los antecedentes a este respecto se encuentran consignados en informes de distribución restringida y se asocian preferentemente con los efectos de las actividades de cultivo de especies salmonídeas sobre el ambiente.

En principio, los sedimentos de la zona norte de nuestro país evidencian altos contenidos metalogénicos asociados con actividades mineras. En la zona central y sur los principales efectos sobre la cubierta sedimentaria se traducen en altos niveles de nutrientes (*i.e.* enriquecimiento orgánico) y de hidrocarburos de petróleo. Los sedimentos de la zona austral de Chile serían los menos alterados del territorio y los focos de contaminación se centrarían en sectores costeros con asentamientos humanos importantes o alguna actividad productiva.

### Tercer Objetivo Específico

Para el cumplimiento de este tercer objetivo, se desarrolló las siguientes actividades:

- recopilar y sistematizar antecedentes internacionales respecto de la existencia de normas de calidad ambiental en sedimentos
- analizar y discutir la validez técnica de los antecedentes nacionales e internacionales para fundamentar una norma de calidad en sedimentos marinos y lacustres

Si bien se realizó una extensiva búsqueda sobre normativas de calidad ambiental para sedimentos aplicadas en países en vías de desarrollo, los resultados no indicaron la existencia, desarrollo o implementación de este tipo de iniciativas. En todo caso, los autores piensan que si alguno de estos países dispusiese de directrices de calidad de sedimentos, es muy posible que los valores límite hayan sido adoptados de algún país extranjero desarrollado.

Con respecto al análisis de los antecedentes disponibles sobre normativas extranjeras relativas a sedimentos marinos y lacustres, elaboradas por países con trayectoria en esta área (Canadá, Estados Unidos, Reino Unido, Holanda, Hong Kong, Australia, Nueva Zelandia y Suecia) y que son aplicables tanto al tema de la calidad como al de manejo de sedimentos, se desprenden las siguientes conclusiones:

- Ninguno de estos países extranjeros dispone de estándares de calidad de sedimentos, en términos que sean instrumentos aplicables obligatoriamente a nivel de nación desde un punto de vista legal. En todos los casos analizados (Estados Unidos, Canadá, Reino Unido, Hong Kong, Holanda, Suecia, Australia y



Nueva Zelanda), la legislación ambiental de dichos países dispone para la regulación de los sedimentos sólo de directrices de calidad, las que debido a su naturaleza no constituyen herramientas regulatorias de carácter obligatorio o impositivo.

- Si bien en países como Estados Unidos no existen estándares a nivel federal, a nivel estatal Washington es el único estado de esta nación que dispone de estándares de calidad y de manejo de sedimentos marinos para un sector específico (Puget Sound).
- Aunque en los últimos 20 años ha existido un considerable avance científico y técnico en el desarrollo de métodos y técnicas para el análisis de sedimentos, aún no existe consenso sobre cuál es el enfoque más adecuado y qué métodos son los más apropiados para evaluar el estado de condición de este compartimento ambiental. Aún existe un continuo desarrollo de nuevas técnicas, a todo nivel dentro de la organización biológica (i.e. genética, celular, poblacional y comunitaria), las cuales se orientan preferentemente a evaluar los efectos de sedimentos contaminados sobre la componente biótica del ecosistema (vida acuática, vida silvestre y seres humanos). Debido a que este es un bullente campo de investigación y aún no existe la suficiente claridad en la comunidad científica, hoy en día la comunidad reguladora no dispone de los elementos básicos necesarios que le permitan estructurar un marco regulatorio a nivel normativo para cautelar la calidad ambiental de los sedimentos.
- Por lo anterior, la existencia de diferentes criterios, enfoques y procedimientos para evaluar la condición ambiental de los sedimentos, se refleja en una alta dispersión en los valores establecidos como límites máximos en directrices de calidad para este tipo de matriz.
- En países como Reino Unido y Holanda, se ha adoptado alguno de los enfoques de derivación de directrices propuestos por investigadores estadounidenses o canadienses, mientras que en otros como Hong Kong, Australia y Nueva Zelanda, que no disponen de bases de datos extensas sobre los efectos biológicos de la presencia de sustancias contaminantes en los sedimentos, han adoptado valores extranjeros condicionándolos a futuras modificaciones en función de la disponibilidad de mayor información.
- Aunque existe cierto acuerdo sobre que grupos químicos deben ser normados, no se aprecia de las tablas de valores de directrices un criterio común para establecer cuales sustancias son prioritarias desde esta perspectiva.

#### Cuarto Objetivo Específico

La única actividad contemplada para este cuarto objetivo se relaciona con la generación de nueva información, mediante la ejecución de una campaña de muestreo de sedimentos de 14 cuerpos marinos y 6 cuerpos lacustres, que presenten mínima intervención antrópica para determinar los siguientes parámetros y contaminantes en las muestras: granulometría, carbono orgánico total, nitrógeno total, fósforo total, los metales: aluminio, arsénico, cadmio, cobre, cromo, plomo, mercurio, níquel, plata, selenio, vanadio, zinc y los contaminantes orgánicos: hidrocarburos aromáticos policíclicos, hidrocarburos totales, PCB's y pesticidas organoclorados.



Para este cuarto objetivo se proporcionan valiosos antecedentes relativos a niveles de metales y metaloides, nutrientes y compuestos órganopersistentes hallados en sedimentos marinos y lacustres, ubicados en sectores del territorio nacional sometidos a un bajo nivel de intervención antrópica. Además, en base a muestras procedentes de una campaña POAL, se realiza una caracterización y clasificación granulométrica de sedimentos recolectados en distintos puntos a lo largo del país. Para cada uno de estos grupos (granulometría, sustancias químicas y macrofauna bentónica) los resultados son analizados e interpretados desde una perspectiva ambiental

En términos globales, en la mayor parte de las localidades de muestreo, los contenidos sedimentarios de metales y metaloides reflejan las condiciones basales naturales de este tipo de matriz ambiental. En casos puntuales, los mayores contenidos detectados dejan en evidencia la existencia de una fuente aportante relativamente cercana que podría estar asociada con actividades antrópicas.

ck De los compuestos órganopersistentes analizados, teóricamente los niveles basales de aquéllos sintetizados o fabricados por el hombre (PCB y pesticidas organoclorados) deberían tener un valor cero en los sedimentos. La alta ocurrencia de concentraciones bajo el límite de detección registradas en la campaña avala en cierto modo esta situación (*i.e.* las concentraciones reales podrían estar aún bajo este límite analítico). Por otra parte, la ocurrencia de ambos tipos de compuestos en los sedimentos de sectores claramente identificables en el territorio nacional, son indicativos de su empleo por parte de actividades humanas.

Debido a que los sectores estudiados y las estaciones de muestreo se establecieron fuera de la posible influencia de fuentes contaminantes humanas, para el caso particular del COT, sulfuros, nitrógeno y fósforo los contenidos detectados e informados responderían a los niveles basales de los sedimentos. La variabilidad espacial observada se encontraría en estrecha relación con procesos naturales ligados con la dinámica de la matriz sedimentaria.

En base a los parámetros comunitarios, la macroinfauna sublitoral presenta una mayor composición y estructura comunitaria en los ambientes marinos en comparación a sus similares lacustres. Cabe señalar que en ambos casos, esta condición se sustenta sobre la base de análisis cuantitativos. Por otra parte, la aplicación análisis multivariados de ordenación permitió diferenciar las comunidades macroinfaunales de fondos marinos, lacustres y aquellos marinos.

#### Quinto Objetivo Específico

En términos concretos, este quinto objetivo está orientado a elaborar una propuesta de norma secundaria para los sedimentos marinos y lacustres en Chile. No obstante, con los antecedentes recopilados y el análisis de los mismos, se pudo establecer que sólo para un tipo de ambiente acuático hoy en día es posible formular una propuesta seria y sustentable científicamente.



### Sedimentos marinos

Dado que con el nivel de información disponible actualmente sobre características granulométricas y químicas de los fondos marinos no consolidados, los autores del presente proyecto proponen los siguientes límites para la Directriz de Calidad de Sedimentos marinos:

GRUPO	PARAMETRO	Unidad	DCS	
			Límite Inferior	Límite Superior
Metales y metaloides	Aluminio (Al)	%	1,7	NP
	Arsénico (As)	ppm	16,6	34,5
	Cadmio (Cd)	ppm	1,0	6,0
	Cobre (Cu)	ppm	22,7	200,0
	Cromo (Cr)	ppm	27,2	80,0
	Mercurio (Hg)	ppm	0,8	1,5
	Níquel (Ni)	ppm	22,7	60,0
	Plata (Ag)	ppm	1,3	NP
	Plomo (Pb)	ppm	31,8	200,0
	Selenio (Se)	ppm	0,7	NP
	Vanadio (Va)	ppm	83,2	NP
	Zinc (Zn)	ppm	70,7	350,0
Nutrientes	Fósforo total (P tot)	%	0,2	1,0
	Nitrógeno total (N tot)	%	0,1	NP
	Carbono Orgánico Total (COT)	--	NP	NP
Compuestos Orgánicos Persistentes (COP)	Hidrocarburos Totales (HT)	ppm	4,0	300,0
	Hidrocarburos Aromáticos Totales (HAP)	ppm	0,3	NP
	Bifenilos Policlorados (PCB)	--	NP	NP
	Pesticidas Organoclorados (POCI)	--	NP	NP

NP: no propuesta por falta de información

### Sedimentos lacustres

Los autores consideran que con el actual nivel de información disponible sobre la condición ambiental nacional de los sedimentos lacustres, aún no es posible siquiera proponer valores o límites que propendan hacia su protección y/o manejo. La información actualmente disponible es escasa y restringida a sólo tres lagos de la zona sur de Chile.

Dada la diversidad de ambientes lacustres distribuidos a lo largo del territorio nacional, creemos que lo más idóneo es primeramente establecer una adecuada clasificación de los lagos chilenos, atendiendo a criterios como su geomorfología y dinámica, acordes con el marco geográfico en que se encuentran insertos en el territorio



nacional. Si bien existen múltiples taxonomías propuestas por diversos autores extranjeros para clasificar los lagos a escala global (*i.e.* planetaria), pensamos que es necesario elaborar un sistema a escala regional en el cual estén representados elementos propios que caracterizan las condiciones de nuestro país.

Ante esta realidad, los autores estiman conveniente generar dentro de un plazo prudente (5 años) la información necesaria para derivar criterios o normas que permitan regular la evaluación y manejo de los sedimentos lacustres. Si bien, actualmente se dispone de valiosa información sobre niveles basales de contaminantes para 4 cuerpos lacustres de Chile, la cobertura espacial y la cantidad de datos disponibles aún no es suficiente para establecer un marco regulatorio que se sustente sobre argumentos científicos y técnicos defendibles.

En este sentido, consideramos que los esfuerzos que se están realizando para implementar el Reglamento Ambiental para la Acuicultura (RAMA) mediante la elaboración de una Resolución Acompañante, que actualmente se encuentra en proceso de consulta técnica, constituye una acción concreta tendiente a disminuir esta brecha en la carencia de información. Por lo demás, la acuicultura es una de las principales actividades desarrolladas en los lagos que tiene efectos sobre la condición ambiental de los sedimentos. Si bien las aguas de los sistemas lacustres también son utilizadas para actividades deportivas, turísticas, de transporte, agrícolas, forestales y ganaderas, se desconoce su efecto real sobre la calidad de los sedimentos. Es importante también señalar que, a su vez, la calidad de las aguas depende de los niveles de sustancias contaminantes presentes en los sedimentos, ya que éstos actúan como un reservorio natural que bajo determinadas circunstancias pueden liberarlas a la columna de agua alterando sus propiedades.

Por otra parte, otro punto importante incorporado dentro de este objetivo se refiere al Programa de Vigilancia Nacional, propuesto para el cumplimiento de la norma secundaria de calidad de sedimentos. A este respecto, las conclusiones fueron las siguientes:

- La incorporación de bioindicadores, como el aquí propuesto (macrofauna), son una herramienta fundamental para evaluar los efectos sobre la vida acuática debido a la presencia niveles de contaminantes en la matriz sedimentaria.
- La adopción de un Programa de Vigilancia ambiental de esta magnitud, requiere imperiosamente la aplicación de sistemas de información geográfico para la administración de las bases de datos que se generen con la ejecución de cada campaña de monitoreo.

#### Sexto Objetivo Específico

La actividad de este sexto objetivo se centra en analizar los impactos técnicos y económicos que puede generar la implementación de una norma de calidad secundaria para sedimentos marinos y lacustres. Del análisis técnico y económico efectuado para la implementación de esta normativa, se desprenden las siguientes conclusiones y recomendaciones:



- Considerando que la ejecución de este Programa significa coordinar una serie de instancias a nivel nacional, se recomienda efectuar un programa de monitoreo a nivel piloto, a objeto de evaluar su operatividad y calidad de los resultados antes de adoptarlo a una escala espacial mayor.
- Dado que un Programa de Vigilancia Nacional de esta envergadura requiere provisiones importantes para su ejecución, se sugiere una incorporación secuencial de las distintas AOC, según un programa priorizado acorde a las necesidades de fiscalización del Estado.
- Con objeto de optimizar los recursos destinados al monitoreo del cumplimiento de la norma de calidad secundaria, se recomienda que el Estado coordine las instancias necesarias para efectuar este programa de vigilancia en forma conjunta con otras iniciativas, actualmente en desarrollo o por implementar, que velan por la calidad ambiental de los recursos naturales del país.
- Una alternativa viable para reducir los costos de administración de la información generada, es recurrir a un servicio externo para estos fines o, alternativamente, implementar un departamento al interior de un Servicio que maneje información georreferenciada, no sólo para este tipo de programas de vigilancia sino también para otras de redes de monitoreo de calidad ambiental o iniciativas similares.



UNIVERSIDAD  
DE PLAYA ANCHA  
DE CIENCIAS DE LA EDUCACION  
VALPARAISO

## Antecedentes técnico-científicos para la generación de la norma de calidad secundaria de sedimentos marinos y lacustres



## Preámbulo

Este documento representa el producto final del proyecto denominado "Antecedentes técnico-científicos para la generación de la norma de calidad secundaria de sedimentos marinos y lacustres". Los inicios de este proyecto se gestaron dentro del Programa de Dictación de Normas de la Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA) que, bajo el amparo del Quinto Programa Priorizado de Normas (2000/2001), vislumbró la necesidad de generar un estudio que reuniese antecedentes y propusiese una norma de calidad secundaria para sedimentos marinos y lacustres aplicable a nivel nacional. Acorde con este marco de referencia, en marzo del 2001 la CONAMA invitó a siete universidades chilenas a participar en la licitación del Contrato Nº21-22-003/01.

Efectuada la selección de las propuestas, el 14 de mayo del 2001 CONAMA informó a la Universidad de Playa Ancha que su propuesta había sido pre-seleccionada para la ejecución de esta asesoría. En virtud de lo anterior, se invitó a los proponentes a una reunión para precisar y mejorar algunos puntos para esta consultoría. Como resultado de esta convocatoria, se generó un Acta de Acuerdo que se distribuyó entre los distintos interesados (Contraparte Técnica y proponente). Finalmente, el 23 de mayo del 2001 la CONAMA comunicó oficialmente a la Universidad de Playa Ancha la adjudicación de la presente consultoría.

A continuación se da a conocer el objetivo general, objetivos específicos y actividades contempladas para la materialización del presente proyecto.

- **Objetivo General**

Generar los antecedentes necesarios especificados en el reglamento para la elaboración de normas ambientales, para fundamentar la generación de la norma de calidad secundaria de sedimentos marinos y lacustres.

- **Objetivos Específicos**

Según lo señalado en los Términos de Referencia, el Objetivo General del presente proyecto se disgrega en los siguientes seis objetivos específicos:

1. Recopilar información científica respecto de las características y comportamiento de los sedimentos de tipo marinos y lacustres.
2. Recopilar resultados de las investigaciones científicas nacionales e internacionales que aportan antecedentes sobre los efectos adversos a los recursos naturales respecto de la presencia de contaminantes en sedimentos, y si hubiere información, a la salud humana.
3. Analizar los antecedentes disponibles en la literatura internacional sobre Normas de Calidad de Sedimentos Marinos y Dulceacuícolas y estudiar su aplicabilidad local.





UNIVERSIDAD  
DE PLAYA ANCHA  
DE CIENCIAS DE LA EDUCACION  
VALPARAISO

4. Generar nueva información de calidad de sedimentos nacionales mediante una campaña de muestreo a nivel nacional de sedimentos marinos y lacustres.
5. Proponer un sistema de clasificación de sedimentos y límites máximos permisibles para diferentes contaminantes según la calidad esperada en estos sedimentos clasificados de tipo marino y lacustre.
6. Estimar los costos y beneficios que tendría implementar este tipo de normativa en nuestro país.

- Actividades

Conforme a lo estipulado en los Términos de Referencia, los objetivos específicos (OE) fueron operacionalizados en base a las siguientes nueve actividades:

- |             |  |
|-------------|--|
| <b>OE 1</b> | 1. Recopilar y sistematizar antecedentes científicos respecto de las características de los sedimentos marinos y lacustres a nivel general y especialmente de nuestro país.<br>2. Recopilar información respecto de las actuales redes de monitoreo de sedimentos en el país y evaluar su desarrollo.  |
| <b>OE 2</b> | 3. Recopilar información respecto de los impactos en los ecosistemas marinos y lacustres respecto de la existencia de contaminantes en sedimentos. Incluir los posibles impactos sobre la salud humana.  |
| <b>OE 3</b> | 4. Elaborar una clasificación de los sedimentos con los antecedentes de la actividad Nº1.<br>5. Recopilar y sistematizar antecedentes internacionales respecto de la existencia de normas de calidad ambiental en sedimentos.<br>6. Analizar y discutir la validez técnica de los antecedentes nacionales e internacionales para fundamentar una norma de calidad en sedimentos marinos y lacustres.   |
| <b>OE 4</b> | 7. Efectuar una campaña de muestreo de sedimentos de 14 cuerpos marinos y 6 cuerpos lacustres, que presenten mínima intervención antrópica para determinar los siguientes parámetros y contaminantes en las muestras: granulometría, carbono orgánico total, nitrógeno total, fósforo total, los metales: aluminio, arsénico, cadmio, cobre, cromo, plomo, mercurio, níquel, plata, selenio, vanadio, zinc y los contaminantes orgánicos: hidrocarburos aromáticos policíclicos, hidrocarburos totales, PCB's y pesticidas organoclorados. |
| <b>OE 5</b> | 8. Elaborar una propuesta de norma secundaria para los sedimentos marinos y lacustres en Chile.  |
| <b>OE 6</b> | 9. Efectuar un análisis de los impactos técnicos y económicos que puede generar la implementación de una norma de calidad secundaria para sedimentos marinos y lacustres.  |

Para dar a conocer los resultados del presente proyecto, la información recopilada y generada se organizará y sistematizará en base a cada uno de los objetivos específicos identificados anteriormente.

CENTRO DE DOCUMENTACION  
CONAMA  
Casilla 520 V  
Santiago - Chile



# Características y comportamiento de los sedimentos marinos y lacustres

1

## Objetivo específico

Recopilar información científica respecto de las características y comportamiento de los sedimentos de tipo marinos y lacustres

## INTRODUCCION

Los sedimentos corresponden a todo aquel material particulado orgánico e inorgánico no consolidado, que se deposita en el lecho de cursos y cuerpos de agua marinos y continentales<sup>1</sup>. Estas partículas provienen principalmente de procesos erosivos y de intemperización (meteorización) de material rocoso continental, erupciones volcánicas, actividad biológica y de procesos químicos que ocurren dentro de la corteza oceánica y de la matriz acuosa. Una vez formado este material de naturaleza granular, es transportado por distintos medios (agua, viento y hielo) hacia sectores de menor energía en donde se depositan (ambientes sedimentarios). Este ciclo se cierra cuando los sedimentos luego de su deposición, experimentan una serie de procesos físicos y químicos (diagénesis) que dan origen nuevamente a material consolidado.

Las rocas sedimentarias constituyen en volumen sólo el 5% de la litósfera conocida, mientras que las rocas ígneas forman el 95% restante (Clarke, 1924). Por otra parte, el área de los afloramientos de los sedimentos corresponde al 75% del área emergida, mientras que las rocas ígneas sólo afloran en un 25% del total. Como se desprende, los sedimentos forman sólo una delgada capa superficial. Sin embargo dependiendo de la región terrestre el espesor puede variar desde cero a 12,8 km. Según estimaciones realizadas por Kuenen (1941), el espesor promedio de los sedimentos (incluyendo el espacio de los poros) alcanza a 3 km sobre los fondos oceánicos, 5 km sobre el talud continental y 1,5 km sobre la plataforma continental. De acuerdo con datos más recientes, los depósitos sedimentarios a escala global alcanzan su mayor espesor a lo largo de los márgenes continentales, mientras que en los sectores de las dorsales oceánicas su espesor disminuye ostensiblemente (Figura 1.1).

<sup>1</sup> El material granular no consolidado que se encuentra depositado en ambientes terrestres subaéreos se conoce como regolito.

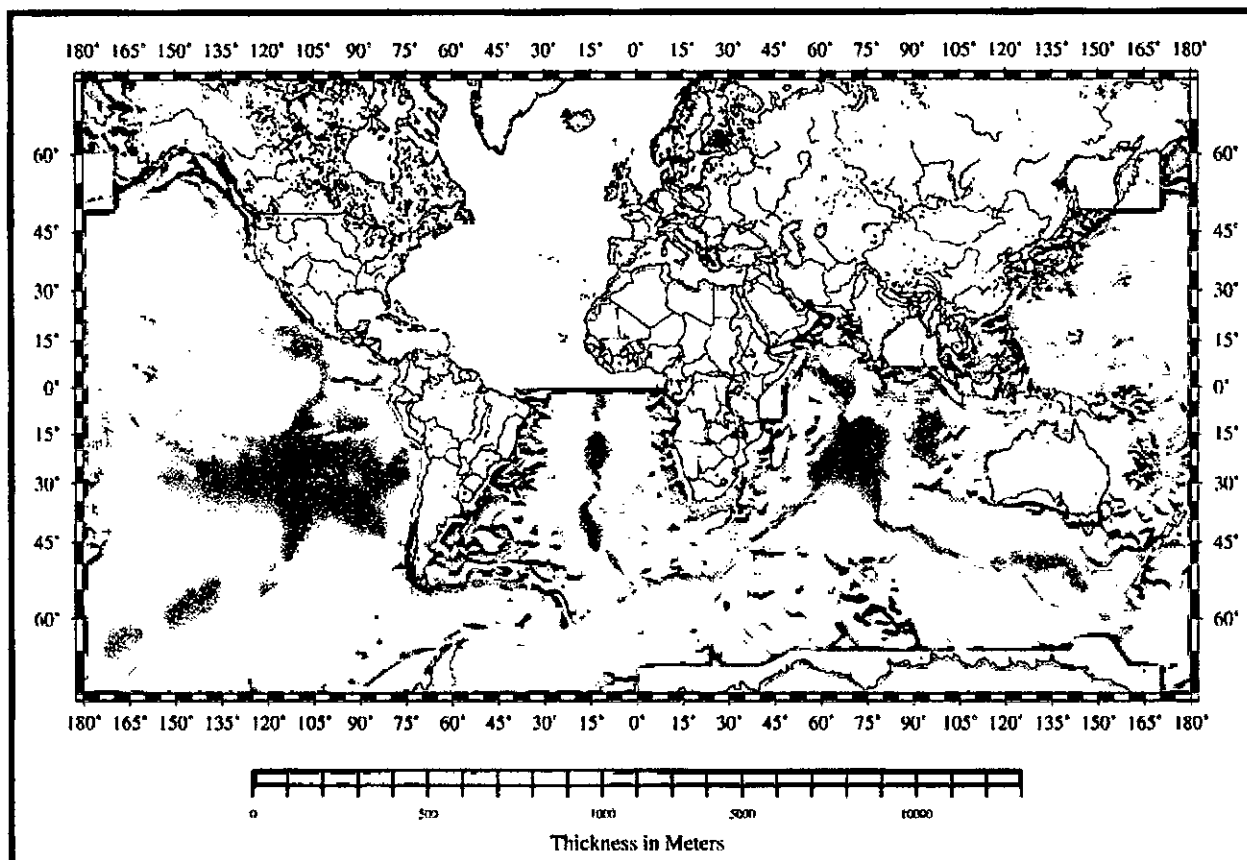


Figura 1.1. Espesor de la cubierta sedimentaria en los océanos del mundo y mares marginales. Adaptado del World Data Center for Marine Geology & Geophysics and the National Geophysical Data Center.

## 1.1. PROPIEDADES FISICAS

Las rocas sedimentarias se originan a partir de rocas preexistentes y son depositadas en forma laminar (capa sobre capa) en la superficie de la litósfera a temperaturas y presiones relativamente bajas, pudiendo llegar a constituir espesores de miles de metros. Estas rocas se forman principalmente de tres maneras diferentes, según se trate de acumulaciones mecánicas de minerales y fragmentos de rocas, por depositación de detritos biógenos o bien mediante depositación de medios químicos.

Las características de los sedimentos, sean éstas físicas, químicas o biológicas, reflejan en gran parte su historia pasada. Al interpretar estas características, es posible saber desde donde provino el material, el sistema de transporte que intervino en su dispersión, el medio ambiente en que se realizó la depositación y la naturaleza de los cambios diagenéticos que operaron durante permanencia en los fondos acuáticos (Pye, 1994). Para analizar las propiedades físicas de las partículas sedimentarias, se describirán primeramente las características a nivel de grano, y posteriormente se señalará las propiedades a nivel de masa sedimentaria (*i.e.* conjunto de partículas)



### 1.1.1. Propiedades a nivel de grano

Las propiedades físicas a nivel de grano o partícula de sedimento apuntan a su dimensión y forma. Dado que se necesita una descripción cuantitativa más precisa de estas propiedades, es necesario definir las en función de un conjunto de características cualitativas y cuantitativas como las siguientes:

- tamaño del grano
- forma

A continuación, se describe cada una de estas propiedades físicas, dando mayor énfasis al tamaño del grano debido a su importancia en la interpretación de contenidos de sustancias químicas adsorbidas a los sedimentos.

#### 1.1.1.1. Tamaño de grano

De todas las propiedades texturales del grano, tal vez la distribución del tamaño de los sedimentos ha sido la más intensamente estudiada, ya que proporciona datos para interpretar la historia geológica, como así también tiene implicancias sobre los procesos que condicionan la presencia de contaminantes en la matriz sedimentaria. La determinación e interpretación del tamaño de las partículas sedimentarias tiene un rol fundamental en hidráulica, geomorfología y sedimentología (*i.e.* Friedman and Sanders, 1978; Goudie, 1981).

Si todas las partículas que integran un sedimento clástico fuesen esféricas, no habría dificultad para definir o determinar sus tamaños; sólo con la especificación de sus diámetros sería suficiente. Sin embargo, los granos que conforman una muestra sedimentaria no son esféricos, sino por el contrario irregulares, por lo que la adopción de un criterio común para clasificarlos es complicada. Generalmente, se señala que los sedimentos están integrados por partículas de cierto diámetro. Nuevamente, en este punto surgen una serie de interrogantes sobre cómo definir este término. Uno de los primeros autores en encarar esta problemática fue Krumbein (1939) y tras una serie de análisis estableció definiciones empíricas.

##### 1.1.1.1.1. Determinación del diámetro del grano

En la práctica, el significado del término diámetro varía considerablemente según la forma como se haya efectuado la medición. Cabe señalar que distintos métodos de análisis del tamaño de partículas proporcionan o describen diferentes aspectos del tamaño del grano, por esta razón los resultados que se obtengan aplicando distintas metodologías serán distintos entre sí y no directamente comparables. Si bien, todos los métodos de medición suponen partículas o granos esféricos, en último caso todos ellos se verán influenciados en mayor o menor medida por la variación en la forma del grano (Paul A. Webb, [www.micromeritics.com](http://www.micromeritics.com)). Entre los conceptos de tamaño de partícula más ampliamente utilizados en sedimentología están los siguientes:



- diámetro máximo e intermedio, que se determinan por medición directa mediante un pie de metro

Análisis por medición directa: para aquellas partículas mayores que 16 mm, es necesario determinar el diámetro cuadrado más pequeño. La idea es que cada partícula pivotea por su eje mayor. De este modo, el diámetro cuadrado indica el tamaño de abertura mínima por el cual esta partícula puede atravesar.

- diámetro de tamizado, determinado mediante el tamizaje de una muestra de sedimento en húmedo o en seco

Análisis por tamizaje: una manera para determinar el diámetro de una partícula, se basa en la capacidad que éstas tiene para atravesar un determinado tamaño de malla de un tamiz geológico; sólo aquellas partículas de tamaño inferior a la abertura conocida de la red podrán cruzar la malla, segregándose de esta manera de las partículas de mayor tamaño (*i.e.* diámetro). Existen varias tamaños de malla estándares (*i.e.* el estándar alemán DIN 1171 11934 y el estándar británico BSS 410 11962). Cuando se aplica el tamizaje en seco, es importante minimizar la humectación de la muestra ya que la presencia de sólo el 1% de agua incrementa las fuerzas de adhesión, especialmente de las fracciones de material más fino (arcillas). El tamizaje en húmedo es preferible para los sedimentos lacustres ya que por lo general están ampliamente dominados por partículas finas (Hakanson y Jansson, 1983). Sin embargo, mediante este método no sólo se mide el tamaño, ya que por ejemplo las partículas aciculares pueden pasar por la abertura y ser pesadas erróneamente con otras de menor volumen (y por lo tanto de menor tamaño). Mediante esta técnica de tamizado, las partículas de sedimento se clasifican más bien en base a la dimensión del área de la sección menor (Pettijohn, 1963). El propósito principal del tamizaje es clasificar los granos dentro de incrementos o rangos de tamaño. Sin embargo, el tamizaje no sólo clasifica según el tamaño, sino que también implica, como se ha señalado, una relación de forma (*i.e.* granos esféricos y granos alargados). Para propósitos prácticos, esta técnica se aplica para sedimentos cuyos diámetros de partículas fluctúan entre 16 y 0,0625 mm (= 62,5  $\mu$ m)

- diámetro esférico equivalente, determinado mediante un tubo de precipitación o mediante métodos electro-ópticos

Análisis por sedimentación: otro enfoque se basa en la velocidad de decantación, que en realidad es válida si la densidad y la forma son constantes. Las técnicas de análisis por sedimentación se emplean para partículas cuyo rango de tamaño varía entre 64 y 0,0625 mm (Vergara, 1991). En este caso, el diámetro de sedimentación de un grano de sedimento equivale al diámetro de una esfera que tiene la misma densidad y velocidad de decantación. Esta definición tiene la ventaja de relacionar el diámetro de un grano respecto a su comportamiento en un medio fluido. Sin embargo, un análisis de sedimentación es una técnica que presenta una menor reproducibilidad con respecto a un análisis por tamizado y, además, los procedimientos de prueba aún no han sido estandarizados (US Army Corps of Engineers, 1998). Variantes a este enfoque definen un diámetro nominal, es decir, el diámetro de una esfera que tiene el mismo volumen de la partícula sedimentaria. Existen principalmente tres técnicas que se basan en este principio: el método de la pipeta, el método del hidrómetro y el método de la columna de sedimentación.

Análisis por contadores de partículas: este tipo de análisis se basa sobre el principio que las partículas suspendidas en un electrolito pasan a través de una pequeña abertura equipada con electrodos en ambos costados. Las partículas al moverse desplazan su propio volumen de electrolito, por lo que la resistencia eléctrica cambia en proporción al tamaño volumétrico de las partículas. El número de cambios por unidad de tiempo refleja el número de partículas por unidad de volumen en el medio de suspensión. Varios tipos de instrumentos se encuentran disponibles en el mercado cubriendo un rango de tamaño entre 1 y 1.000  $\mu$ m.

Los últimos avances en el estado de arte implican la utilización de sistemas de medición de partículas mediante difracción de láser. Este sistema se basa sobre la teoría de la lente convergente la cual ofrece mediciones continuas sobre el rango completo de medición del instrumento. Según los modelos que ofrece la empresa que patentó este sistema (Fritsch GmbH®, Alemania), el rango de medición de partículas varía de 0,1 a 1.250  $\mu$ m, con tiempos de medición de 10 seg para volúmenes de muestras que van de 0,1 a 2 cm<sup>3</sup> (húmedas) y de 5 a 20 cm<sup>3</sup> (secas). En la Tabla 1.1. se presenta un resumen de los principales tipos de análisis aplicados para determinar el tamaño de partículas.



Tabla 1.1. Características de los métodos asociados con la determinación del tamaño de partículas.

Fundamento del método	Propiedad o atributo que mide el método de análisis	Variables distintas del tamaño, que pueden afectar la propiedad medida	Técnicas de medición que se basan en la propiedad o atributo
Geométrico	Area o perímetro de sección transversal Desplazamiento de volumen Alguna dimensión como el diámetro o diámetro geométrico estadístico	Forma combinada con orientación Porosidad, humectabilidad Forma, orientación	Microscopía, reconocimiento de imágenes, tamizaje Sensores de zonas con carga Microscopía, reconocimiento de imágenes
Hidrodinámica /Aerodinámica	Velocidad de precipitación. Roca (resistencia al movimiento)	Forma y densidad combinada con propiedades del fluido circundante; número de Reynolds, homogeneidad molecular	Elutriación y sedimentación
Optica	Características de dispersión luminica	Indice de refracción, isotropía y microtextura superficial de la partícula. Indice de refracción del medio. Longitud de onda y polaridad de la luz incidente	Dispersión de luz estática (difracción de Mie y Fraunhofer)

Fuente: Paul A. Webb ([www.micromeritics.com](http://www.micromeritics.com))

#### 1.1.1.1.2. Nomenclatura granulométrica

Aunque se ha avanzado en dirección a establecer una nomenclatura estándar, aún existen diferencias en las terminologías aplicadas por geólogos, pedólogos e ingenieros. Uno de los primeros intentos de estandarización de sedimentos fue realizado por Udden (1898, 1914), quien ideó una escala geométrica de clases de tamaño y redefinió los términos comunes: bloque, grava, arena, limo y arcilla.

Más tarde, Wentworth (1922) modificó los límites granulométricos de la clasificación de Udden. Actualmente, la mayoría de los sedimentólogos han adoptado esta escala o una versión modificada de la misma. Esta escala identifica una serie de clases de tamaño de grano que difieren entre sí por un factor de 2 (Tabla 1.2). Aunque en el esquema original de Udden-Wentworth se establecía el límite entre limo y arcilla a un nivel de 0,004 mm (4  $\mu$ m), hoy en día la mayoría de los investigadores acepta como convención que esta frontera se halla en los 0,002 mm (2  $\mu$ m) (Pye, 1994). Es una práctica comúnmente aceptada, principalmente en estudios ambientales, subdividir el rango completo de los tamaños de los sedimentos en tres grupos: grava (> 2 mm), arena (entre 0,063 y 2 mm) y fango (< 0,063 mm).



Tabla 1.2 Escala de tamaño de grano de Udden-Wentworth, con modificaciones de terminología de clases propuesta por Friedman y Sanders.

Tamaño			Terminología de clases de tamaño de grano	
mm	µm	phi (φ)	Wentworth (1922)	Friedman and Sanders (1978)
2.048		-11	Bloques	Bloques muy grandes
1.024		-10		Bloques grandes
512		-9		Bloques medianos
256		-8		Bloques pequeños
128		-7		Bolones grandes
64		-6		Bolones pequeños
32		-5	Guijarros	Guijarros muy gruesos
16		-4		Guijarros gruesos
8		-3		Guijarros medianos
4		-2		Guijarros finos
2	2.000	-1	Gránulos	Guijarros muy finos
1	1.000	0	Arena muy gruesa	Arena muy gruesa
0,5	500	1	Arena gruesa	Arena gruesa
0,25	250	2	Arena media	Arena media
0,125	125	3	Arena fina	Arena fina
0,063	63	4	Arena muy fina	Arena muy fina
0,031	31	5	Limo	Limo muy grueso
0,016	16	6		Limo grueso
0,008	8	7		Limo medio
0,004	4	8		Limo fino
0,002	2	9		Limo muy fino
			Arcilla *	Arcilla

Fuente: Pye (1994)

**GRAVA**

**ARENA**

**LIMO**

**FANGO**

**ARCILLA**



### 1.1.1.1.3. Sistemas de clasificación del tamaño de grano

Generalmente, para un análisis de esta naturaleza se requiere caracterizar el diámetro para un grupo de partículas, más que el diámetro de una partícula o grano en particular. Aún los sedimentos mejor clasificados, tienen una variabilidad asociada con el tamaño de sus granos. La mayoría de las muestras sedimentarias naturales poseen algunas partículas grandes con un amplio rango de diámetros y otras muchas partículas pequeñas que abarcan un estrecho rango de diámetros. En consecuencia, la mayoría de las muestras de sedimentos naturales exhiben una distribución altamente sesgada. Sin embargo, algunos autores recientemente (Schnurrenberger, Russell y Kelts, 2000) han señalado que la clasificación de los sedimentos lacustres se ha basado sobre criterios individualistas, empleándose una terminología más (i.e. Troels-Smith, 1955) o menos bien definida. Así también, señalan que la proliferación de sistemas de clasificación de sedimentos se origina por tres causas principales: (i) la naturaleza individualista de la mayoría de los estudios; (ii) poco énfasis en el contexto sedimentario y (iii) la diversidad de entrenamiento disciplinario que poseen aquellos investigadores dedicados al estudio de sedimentos lacustres.

Actualmente, el sistema descrito por Folk, Andrews y Lewis (1970) es el más utilizado para clasificar el tamaño del grano de los sedimentos, ya sean marinos o lacustres. Es importante que la organización de un sistema de clasificación se relacione y se exprese en términos de una escala de tamaño de grano ampliamente aceptada. En este sentido, para facilitar la presentación gráfica y manipulación estadística de los datos de frecuencia de tamaño de grano, Krumbein (1934) propuso que los límites de la escala de tamaños debían ser transformados logaritmicamente en valores phi ( $\phi$ ), empleando la siguiente expresión:

$$\Phi = -\log_2 d$$

donde,  $d$  es el diámetro en milímetros

De este modo, el esquema de clasificación se basa en una escala geométrica, es decir, cada límite es la mitad o dos veces el valor del milímetro siguiente (Tabla 1.3). Las ventajas de utilizar esta unidad radican en: (a) empleo de números enteros en los límites de las clases sedimentarias de la escala de Wentworth evitando así el empleo de fracciones de milímetros, (b) permite efectuar comparaciones de distintas distribuciones de tamaño debido a la adimensionalidad de esta unidad; (c) se puede representar la distribución del tamaño de las partículas directamente en papel gráfico aritmético, obviando el uso del papel logarítmico; y, (d) se simplifica el cálculo de parámetros estadísticos. Por otra parte, las desventajas de la unidad  $\Phi$  son: (a) el valor es mayor a medida que el tamaño del grano es más pequeño y, (b) es difícil físicamente interpretar el tamaño en unidades phi sin que el usuario disponga de cierta experiencia.

Siguiendo las observaciones efectuadas por Krumbein (1934), en el sentido que las distribuciones de frecuencia acumulativa de la mayoría de los sedimentos se aproximan a una distribución log-normal, muchos sedimentólogos basan sus interpretaciones en comparaciones efectuadas entre la distribución observada o real y la distribución ideal log-normal.





#### 1.1.1.1.4. Descripción estadística del tamaño de los granos

Los parámetros estadísticos que describen el tamaño promedio, clasificación, sesgo y curtosis de la distribución de partículas en comparación con el modelo log-normal, pueden ser derivados gráficamente (ploteo de la distribución granulométrica en papel aritmético) o mediante análisis numéricos como el método de los momentos de Friedman (1961).

##### a. Método gráfico

El método más utilizado consiste en graficar la distribución de los datos del tamaño de granos. Existen distintos métodos de presentación gráfica de los datos: histograma, curva de frecuencia, curva aritmética acumulativa y curva probabilística acumulativa. Si la curva acumulativa se despliega sobre papel de probabilidades, las ventajas son mayores ya que se obtiene una mayor exactitud al momento de extrapolar o interpolar un valor determinado. A continuación, se describe los principales estadígrafos utilizados para describir la distribución de las partículas en aquellos casos de las distribuciones de tamaño multimodales.

Promedio gráfico: todas las muestras de sedimentos naturales contienen granos que tienen un rango de tamaños. Sin embargo, a menudo es necesario caracterizar la muestra empleando una única medida del diámetro como medida de tendencia central de la distribución. Originalmente, Inman (1952) propuso un promedio en base dos puntos ( $\phi_{16}$  y  $\phi_{84}$ ), sin embargo este estadígrafo fue cuestionado debido a que no era representativo para curvas sesgadas y en cambio se propuso una medición basada en tres puntos (Folk y Ward, 1957):

$$M_z = \frac{\phi_{16} + \phi_{50} + \phi_{84}}{3}$$

El valor calculado mediante esta ecuación, se contrasta con la escala de tamaños de granos propuesta por Udden -Wentworth.

Clasificación o Desviación Estándar Gráfica Inclusiva: debido a que la ecuación propuesta para este estadígrafo considera el 90% de la distribución y refleja con mayor representatividad el grado de dispersión (*i.e.* clasificación de los sedimentos), ha sido utilizada ampliamente para los estudios descriptivos de sedimentos. Esta ecuación propuesta por Folk y Ward (1957) representa el promedio de dos desviaciones estándares computadas en dos intervalos distintos de la distribución.

$$\sigma_1 = \frac{\phi_{84} - \phi_{16}}{4} + \frac{\phi_{95} - \phi_5}{6,6}$$



Una vez calculado el valor mediante esta ecuación, se aplica la siguiente escala para estimar el grado de clasificación de los sedimentos:

$\sigma_1 < 0,35$	: muy bien clasificado
$0,35 < \sigma_1 < 0,50$	: bien clasificado
$0,50 < \sigma_1 < 1,00$	: moderadamente clasificado
$1,00 < \sigma_1 < 2,00$	: poco clasificado
$2,00 < \sigma_1 < 4,00$	: mal clasificado
$\sigma_1 > 4,00$	: muy mal clasificado

Sesgo Gráfico Inclusivo: si bien como medida de asimetría el sesgo gráfico había sido ampliamente utilizado, Folk y Ward (1957) propusieron un nuevo estadígrafo ya que el primero cubría sólo el 68% de la región central de la curva, lo que confería una baja representatividad de la asimetría. La fórmula propuesta por estos autores promedia los sesgos del sector central de la curva con aquéllos que se presentan en los extremos o "colas":

$$Sk_i = \frac{\phi 16 + \phi 84 - 2\phi 50}{2(\phi 84 - \phi 16)} + \frac{\phi 5 + \phi 95 - 2\phi 50}{2(\phi 95 - \phi 5)}$$

Los valores calculados mediante esta ecuación, se contrastan con la siguiente escala de asimetría de distribución de los granos de sedimentos:

$-1,0 \leq Sk_1 < -0,3$	: alto exceso de gruesos
$-0,3 \leq Sk_1 < -0,1$	: moderado exceso de gruesos
$-0,1 \leq Sk_1 < +0,1$	: simétrica
$+0,1 \leq Sk_1 < +0,3$	: moderado exceso de finos
$+0,3 \leq Sk_1 < +1,0$	: alto exceso de finos

En general un sesgo positivo indica un exceso de granos finos. Esta situación se presenta en las arenas fluviales: el limo y el fango tienden a quedar atrapados entre los granos más gruesos conformando depósitos o bancos sedimentarios. Por otra parte, un sesgo o simetría negativa demuestra un exceso de granos gruesos. Ejemplos de este tipo de distribución granulométrica se presentan en las arenas de playas, limos y fangos transportados por olas y corrientes hacia mar afuera.

**Curtosis:** es una medida de la proporción entre el grado de clasificación ("sorting") de las "colas" de la curva y el grado de clasificación en la porción central de la misma. Si el sector central de la curva está mejor clasificado que las "colas", entonces la distribución es aguzada o leptocúrtica. En cambio, si la



situación es inversa (*i.e.* mejor clasificación de la región central que las "colas" de la distribución) entonces la curva es aplanada o platicúrtica. La medida de curtosis más utilizada corresponde a la propuesta por Folk y Ward (1957):

$$K_G = \frac{\phi_{95} - \phi_5}{2,44(\phi_{75} - \phi_{25})}$$

El grado de curtosis de una distribución se compara con la siguiente escala:

$K_G = 1$	: distribución normal
$K_G > 1$	: distribución leptocúrtica
$K_G < 1$	: distribución platicúrtica

#### b. Método de los momentos

Este método desarrollado originalmente por Friedman (1961), se basa en un enfoque computacional para el cálculo de los descriptores, en donde cada grano en el sedimento afecta la medición. Probablemente este enfoque ofrezca una visión más real que el método gráfico, ya que la representatividad de éste último se basa sólo en algunos valores porcentuales seleccionados. Por lo demás, se considera más sensible que el método gráfico (Folk y Ward, 1957), ya que incorpora información de toda la distribución granulométrica y no sólo de una parte de ella (*i.e.* entre los percentiles 5 y 95).

##### 1.1.1.2. Forma

El término *forma* tiene dos acepciones en la lengua inglesa: "shape" y "form". Ambos términos han sido empleados con distintos sentidos por diferentes autores. Con la finalidad de dar una mayor claridad a este concepto, la *forma del grano* se refiere a todos aquellos aspectos de la morfología externa de una partícula, incluyendo su esfericidad o equidimensionalidad, redondez (grado de agudeza de los bordes y aristas) y la textura superficial de la partícula (microrugosidades). A continuación se analiza brevemente cada una de estas tres propiedades de la forma de un grano de sedimento.

**Esfericidad:** este índice proporciona una medida de la equidimensionalidad de un grano y tradicionalmente se obtiene aplicando uno de los dos enfoques siguientes: (1) midiendo tres ejes de un grano (ortogonal, intermedio y corto) y luego se calcula sus proporciones, o (2) estimando el grado de desviación de una forma geométrica estándar, tal como una esfera o un elipsoide.

**Redondez:** corresponde al grado de agudeza que presentan las aristas y vértices del grano (Figura 1.2). Si bien se han propuesto diversas fórmulas para estimarla (*i.e.* Wadell, 1933; Powers, 1953; Folk 1955), todas ellas adolecen de cierto grado de imprecisión y dependen de la subjetividad del analista. En términos prácticos, los granos de sedimento que han



sido transportados a una corta distancia desde su fuente original, son típicamente angulares a subangulares, mientras que los granos que han experimentado un mayor lapso de transporte, acumulando varios ciclos de erosión y deposición, evidencian un mayor grado de redondez. Sin embargo, cabe señalar que el grado de redondez debido a procesos de abrasión que ocurren durante el transporte de una partícula, depende principalmente de la dureza de los minerales que la conforman.

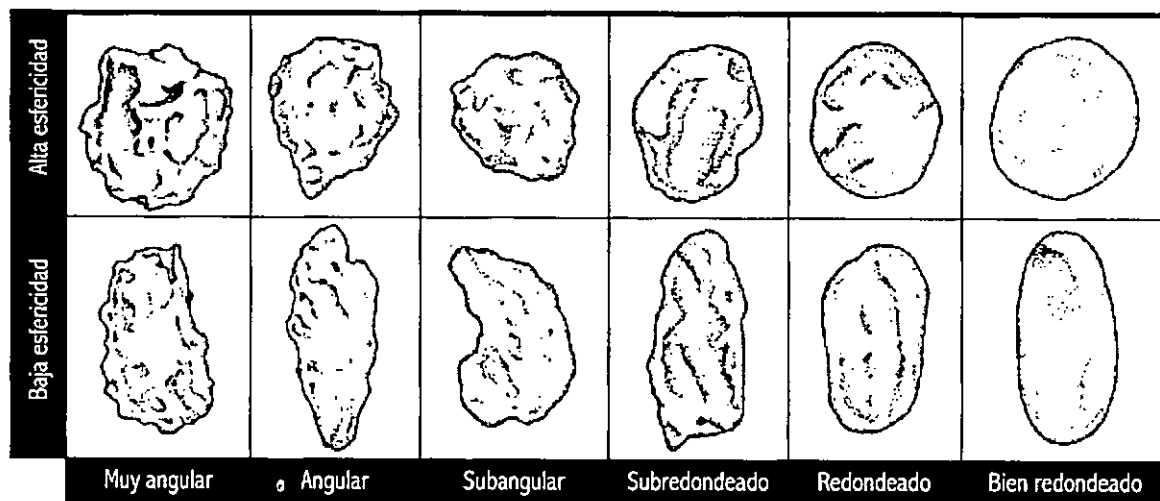


Figura 1.2. Esfericidad y redondez del grano según la escala de Powers (1953).

**Microtextura superficial:** en términos simples este aspecto se refiere al microrelieve que exhibe una partícula cuando se observa mediante algún sistema de magnificación visual. De este modo, el grano puede aparecer con una superficie aparentemente lisa o rugosa. Bajo circunstancias favorables, la microtextura superficial puede aportar claves sobre su origen, historia de transporte y alteraciones postdeposicionales experimentadas por los granos. Por ejemplo, cuando los granos no presentan brillo denotan que han estado expuestos a la acción del viento, mientras que la presencia de estriaciones se atribuye a la acción glacial.



### 1.1.2. Propiedades a nivel de conglomerado de granos

Las propiedades principales que tienen influencia sobre el arrastre y transporte de los sedimentos son:

- distribución del tamaño de los granos
- orientación y grado de ordenamiento de los granos
- porosidad
- contenido de humedad

A su vez, todas estas características gobiernan las propiedades de densidad, cohesión, fricción interna, elasticidad, y permeabilidad de los sedimentos. A continuación, se describe brevemente las principales de ellas.

#### 1.1.2.1. Distribución de tamaño de los granos

El rango de tamaños de partículas presente en un sedimento tiene una influencia directa sobre la porosidad, permeabilidad y grado de cohesión. Como regla general, un sedimento pobremente clasificado que exhibe un amplio rango de tamaño de partículas, requerirá una mayor velocidad crítica para su arrastre en comparación con un sedimento del mismo tamaño medio aunque con un menor rango de tamaño de granos (*i.e.* mejor clasificado). Los sedimentos mal clasificados en los que las partículas finas ocupan los poros que hay entre los granos de mayor tamaño, tendrán una menor porosidad y permeabilidad con respecto a los sedimentos bien clasificados que tienen un tamaño de grano casi uniforme.

#### 1.1.2.2. Razón de vacío y porosidad

La razón de vacío ( $e$ ) es la relación entre el volumen que ocupan los poros ( $V_v$ ) y el volumen de partículas sólidas ( $V_s$ ):

$$e = V_v/V_s$$

Dicha relación se expresa mediante un valor adimensional (normalmente un decimal, aunque algunos resultados pueden superar el valor 1). La porosidad ( $n$ ) de un sedimento se define como la relación entre el volumen de los poros y el volumen que ocupa el sedimento íntegro (poros más partículas), expresado mediante porcentaje:

$$n = V_v/V = V_v/(V_v + V_s)$$

#### 1.1.2.3. Orientación y ordenamiento de los granos

El grado de ordenamiento o disposición de los granos (empaquetamiento) tiene una fuerte influencia sobre la porosidad y razón de vacío del sedimento, como así también sobre la facilidad con la cual los granos pueden ser arrastrados por un



fluido. Teóricamente, los granos esféricos pueden adquirir distintas formas de ordenamiento espacial, de manera similar a la que pueden mostrar las bolas de billar a medida que van cayendo dentro de la buchaca. En términos generales, mientras más compacto es el empaquetamiento de las partículas, mayor es la fuerza de roce necesaria para arrastrar los granos superficiales del sedimento. Por otra parte, la disposición de los granos en los ambientes acuáticos proporciona información sobre la orientación predominante de las corrientes o del flujo predominante en los ríos. El grado de empaquetamiento de un conglomerado sedimentario depende del tamaño del grano, su forma y grado de clasificación.

#### 1.1.2.4. Contenido de humedad

El contenido de humedad ( $w$ ) del sedimento, es la masa de agua que puede ser removida debido al calentamiento a 105°C (generalmente por 24 horas). Este índice se expresa como porcentaje de la masa seca:

$$w = \text{pérdida de humedad} / \text{masa seca} * 100\%$$

Para arenas y fangos los valores se distribuyen en el rango de 3-60%, aunque materiales altamente absorbentes pueden mostrar valores que exceden el 100%.

#### 1.1.2.5. Densidad

La densidad bruta se define como la masa de sedimento, incluyendo agua y aire contenido en los poros, por unidad de volumen. Por otra parte, la densidad seca se refiere a la masa de sólidos por unidad de volumen, después de haber sido secada a 105°C. En particular, este último índice es útil para estimar la resistencia a la erosión de un determinado tipo de sedimento (especialmente los de naturaleza cohesiva).

#### 1.1.2.6. Cohesión

La cohesión se define como la fuerza intermolecular de atracción que actúa entre dos porciones adyacentes de una misma sustancia. Por otra parte, la fuerza de atracción que opera entre dos sustancias de distinta naturaleza se denomina adhesión. La importancia relativa de las fuerzas cohesivas varía con el tamaño de la partícula, siendo relativamente mayor en partículas de granulometría fina (*i.e.* arcillas) y virtualmente sin importancia para el caso de limos gruesos y arenas. Desde este punto de vista, los materiales granulares sólidos tales como arenas se denominan sedimentos *no cohesivos*, mientras que aquellos sedimentos que contienen una proporción significativa de arcillas se denominan *cohesivos*.

#### 1.1.2.7. Permeabilidad

La permeabilidad es la capacidad de un sedimento para descargar fluidos bajo un gradiente hidráulico. Esta propiedad se mide normalmente en forma directa en el laboratorio o en condiciones de campo empleando un permémetro.



### 1.1.3. Interpretación de las propiedades físicas de los sedimentos

El tamaño del grano y la distribución del tamaño depende de:

- el tamaño del grano del material parental
- la composición de los granos y su relativa resistencia a la meteorización, abrasión y erosión
- los niveles de energía necesarios para su arrastre, tipos de transporte y procesos de depositación

Esta propiedad es muy importante en las rocas fracturadas porque se relaciona con las condiciones dinámicas del transporte y depositación del material. En general, las partículas más pequeñas han experimentado un mayor transporte que las de mayor tamaño. Así también, el transporte de las partículas está controlado principalmente por el tamaño del grano y la velocidad del medio que sirve de transporte (*i.e.* agua o viento). La textura de los sedimentos está determinada primariamente por el tamaño del grano, que es indicativa de la condición energética bajo la cual se acumuló el depósito sedimentario:

- en áreas de alta energía cinética, los sedimentos serán de un mayor tamaño o diámetro (arenas y gravas). En otras palabras se requiere grandes cantidades de energía para transportar clastos de mayor tamaño (*i.e.* guijarros y bolones) y arenas.
- en áreas de baja energía cinética los sedimentos exhiben un diámetro menor (limos y arcillas). En este caso, si el agua estuviese en constante movimiento no sería posible la sedimentación de partículas más finas.

A medida que la partícula es transportada desde la fuente de origen al punto de acumulación, experimenta un proceso de maduración. Este cambio resulta de su asociación con el agua en movimiento, la que tiene la capacidad de transportar partículas de un cierto tamaño fuera del depósito y dejar atrás partículas de menor tamaño. La maduración de los sedimentos se refleja entre otros aspectos en su grado de clasificación.

- granos bien clasificados indican probablemente que los sedimentos fueron transportados por un largo tiempo en un ambiente de alta energía (olas o corrientes). Los granos más finos fueron posiblemente segregados o dispersados hacia ambientes menos dinámicos
- una pobre clasificación de los granos evidencia que los sedimentos han experimentado un bajo transporte desde su fuente original. También sugiere niveles de energía fluctuantes y una breve permanencia en el ambiente depositacional

Con el transcurso del tiempo de transporte, las partículas del tamaño de las arenas o mayores adquieren una mayor redondez debido a procesos de abrasión o de naturaleza química. De este modo la forma del grano también aporta información importante:



- la presencia de granos de arena bien redondeados indica que el sedimento ha sido transportado a gran distancia de su fuente original y que ha permanecido en un ambiente depositacional por un largo tiempo
- la ocurrencia de granos angulosos son evidencia de una breve lapso de transporte o que la permanencia en ambientes depositacionales ha sido esporádica

En resumen: los signos que indican un aumento en la madurez de los sedimentos son los siguientes (Figura 1.3):

1. disminución del contenido de arcillas (el sedimento pasa de un estado inmaduro a submaduro)
2. aumento del grado de clasificación (el sedimento se convierte de un estado submaduro a otro maduro)
3. aumento de la redondez de los granos (el sedimento alcanza un estado supermaduro)

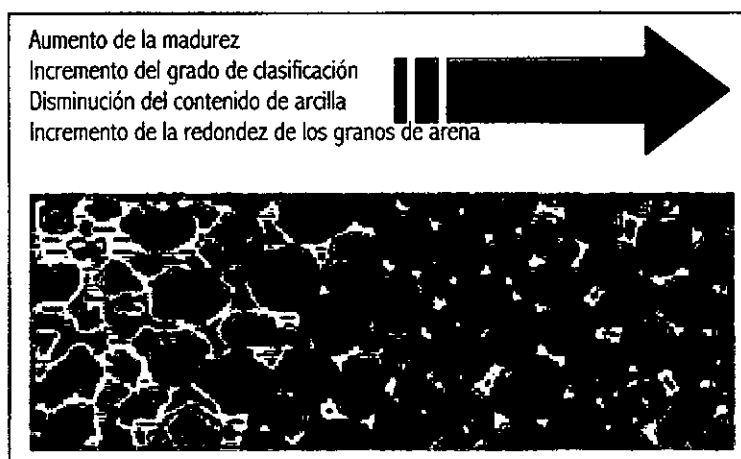


Figura 1.3. Cambios en las características de un sedimento conforme su madurez aumenta.

Por ejemplo, los sedimentos de origen glacial se caracterizan por un alto contenido de partículas de tamaño mayor y de grandes cantidades de arcilla, junto con un bajo grado de redondez; todas estas características son indicativas de sedimentos inmaduros o poco trabajados. En el otro extremo, los sedimentos maduros como las arenas de playa se caracterizan por su buena clasificación, una baja proporción de material arcilloso, en donde las partículas presentan una apariencia bien redondeada, signo que han sufrido un extensivo proceso de transporte (Tabla 1.3).

Tabla 1.3. Comparación de sedimentos según el grado de madurez.

Sedimentos inmaduros	Sedimentos maduros
matriz abundante	baja cantidad de matriz
pobre clasificación	moderado a buen grado de clasificación
granos angulares	granos redondos a subredondeados
baja porosidad primaria	relativamente alta porosidad primaria





### 1.1.4. Implicancias de las propiedades físicas de los sedimentos en los niveles de contaminantes

Considerando el empleo de tamices comprendidos entre 2 mm y 63  $\mu$ m de abertura de malla, tradicionalmente los sedimentos se dividen en tres fracciones principales: partículas gruesas (gravas), arenas y fangos (limos y arcillas). Aquellas partículas > 2 mm que consisten principalmente de fragmentos de conchas, piedras, trozos de madera o cualquier otro material detrítico, generalmente no constituyen fuentes de contaminantes biodisponibles (Mudroch *et al.*, 1997). La fracción fangosa tiene una alta área superficial y en razón de las características químicas de esta superficie probablemente adsorbe contaminantes orgánicos y metales pesados. Una de las técnicas para normalizar el contenido de contaminantes en sedimentos se efectúa en base a la fracción limo/arcilla.

Generalmente, las arenas y las fracciones de limo más gruesas tienen una alta proporción de cuarzo, aún cuando a veces también hay carbonatos y ocasionalmente silicatos (tales como feldespatos) o fragmentos de piedras. Los silicatos primarios también pueden estar presentes en la fracción arenosa, aunque son menos evidentes en las partículas de limo. En las partículas de arcilla tienden a predominar los silicatos secundarios. Otros minerales secundarios, tales como óxidos de aluminio y hierro, son componentes importantes de las fracciones finas de arcillas y limos. Esta situación es típica para la mayoría de los sedimentos terrígenos, aunque no difiere mayormente para los sedimentos marinos costeros. La mayoría de los contaminantes antropogénicos se asocian con las fracciones limo/arcillosas.

Los procesos físicos en los sedimentos tienen influencia sobre su propia química y sobre los contaminantes asociados a las partículas. La resuspensión de sedimentos puede resultar por agitación eólica, corrientes mareales y tráfico marítimo de embarcaciones mayores y menores, como así también por actividad biológica (bioturbación). Estos procesos pueden conducir a la clasificación de las partículas en base a su densidad o tamaño. Así también la resuspensión expone los granos a un ambiente químico distinto: agua suprayacente al fondo versus agua intersticial, y, generalmente, también a la dualidad de condiciones óxicas versus condiciones anóxicas. En ausencia de perturbaciones físicas o biológicas, el movimiento de los contaminantes a través de la matriz sedimentaria se produce vía procesos de difusión en las aguas intersticiales, que están controlados por factores tales como la porosidad.



## 1.2. PROPIEDADES GEOQUIMICAS

### 1.2.1. Composición química de los sedimentos

Debido a su resistencia cambios físicos y químicos y su ocurrencia en rocas terrestres, el cuarzo es el mineral más común encontrado en los materiales de la zona litoral. En playas ubicadas en latitudes templadas, los granos de cuarzo y feldespato constituyen más del 90% del material sedimentario (Krumbein and Sloss, 1963). Sin embargo, es importante señalar que el porcentaje de este mineral en las playas puede variar de 0 a 100%. Aunque el feldespato es un mineral común en la superficie terrestre, comprendiendo cerca del 50% de todas las rocas de la corteza terrestre, en comparación con el cuarzo que constituye el 12% (Ritter, 1986), los feldespatos están más sujetos a intemperización química, lo cual genera minerales de arcilla y cuarzo; debido a la condición inerte del cuarzo, este mineral finalmente se acumula sobre la superficie terrestre.

De este modo, los feldespatos y silicatos asociados se encuentran habitualmente en sedimentos costeros próximos a las fuentes de rocas ígneas y metamórficas, especialmente en sectores costeros montañosos y glaciales, donde los cursos de agua y el hielo se encargan de transportar sedimentos no intemperizados al borde costero. Por otra parte, las arenas de cuarzo y arcillosas son habituales en sectores costeros distantes de zonas montañosas, debido a que los sedimentos originales han estado expuesto por mayor tiempo a procesos de intemperización lo que ha reducido las proporciones relativas de feldespatos y silicatos.

La mayoría de las arenas de carbonatos tienen su origen en organismos vegetales y animales, dado que estos organismos ocupan carbonato de calcio para la construcción de sus exoesqueletos o cubiertas protectoras. El carbonato de calcio puede ser depositado como calcita o aragonita, aunque ésta última es inestable en el ambiente pudiendo solubilizarse o transformarse posteriormente en calcita. Este mineral, bajo algunas condiciones ambientales, puede ser alterado para transformarse en dolomita debido al reemplazo parcial del calcio por magnesio. Las arenas de carbonatos pueden contribuir hasta en un 100% con el material sedimentario de una playa, particularmente en situaciones donde estos carbonatos se producen en forma abundante en el ambiente marino local y el abastecimiento de sedimentos terrígenos se encuentra limitado. Generalmente, este tipo de arenas se compone de una combinación de conchas y fragmentos de conchas, fragmentos de coral, oolitas y trozos de algas calcáreas.

Otro tipo de minerales, que frecuentemente forman un pequeño porcentaje de las arenas de playa, se agrupan bajo una denominación común llamada minerales pesados ya que sus gravedades específicas generalmente son mayores que 2,87. Habitualmente, estos minerales presentan una coloración negra o rojiza y, si eventualmente están en altas concentraciones pueden dar una tonalidad distinta al material sedimentario. Según Pettijohn (1957), los minerales más comunes dentro de este grupo son: andalusita, apatita, augita, biotita, clorita, diopsido, epidota, granate, hornblenda, ilmenita, kianita, leucoxeno, magnetita, muscovita, rutila, esfeno, staurolita, turmalina, zirconio y zoisita. La abundancia relativa es una función de su distribución en la roca madre de los sedimentos litorales y en los procesos de meteorización. Ocasionalmente, los minerales pesados han sido empleados como trazadores naturales para identificar las vías de distribución de los sedimentos a partir de su origen en las rocas cristalinas (Trask, 1952; McMaster, 1954; Giles and Pilkey, 1965; Judge, 1970).



### 1.2.2. Clasificación geoquímica de los sedimentos

Un enfoque geoquímico a la clasificación de los sedimentos recientes fue propuesta por Berner (1981). Su sistema se basó sobre la presencia o ausencia de oxígeno disuelto y sulfuro en la cubierta sedimentaria. En primer lugar, los sedimentos son divididos en dos categorías: óxicos y anóxicos. A continuación, los depósitos anóxicos son clasificados en sulfhídricos y no-sulfhídricos, dependiendo de la presencia o ausencia de contenidos medibles de ácido sulfhídrico disuelto. En la Tabla 1.4 se entregan mayores detalles de las subdivisiones de esta clasificación. A menudo, estas clases se suceden unas a otras durante el proceso de diagénesis temprana en el siguiente orden: óxico, postóxico, sulfhídrico y metánico. Estas clases geoquímicas están íntimamente ligadas al pH, potencial de óxido-reducción (Eh) y a la especiación del hierro y manganeso en los sedimentos.

Tabla 1.4. Clasificación geoquímica del ambiente sedimentario. Concentración en moles por litro.  $H_2S$ , sulfuro total

Ambiente	Fases características
I. Óxico: $[O_2] \geq 10^{-6}$	Hematita, goetita, materiales tipo $MnO_2$ , ausencia de materia orgánica
II. Anóxico: $[O_2] < 10^{-6}$	
A. Sulfhídrico: $[H_2S] \geq 10^{-6}$	Pirita, marcasita, rodocrosita, alabandita; materia orgánica
B. No sulfhídrico $[H_2S]: < 10^{-6}$	
1. Post-óxico	Glauconita y silicatos de $Fe^{2+}$ y $Fe^{+3}$ (también siderita, vivianita, rodocrosita); ausencia de minerales sulfurosos; cantidades menores de materia orgánica
2. Metánico	Siderita, vivianita, rodocrosita; minerales sulfurosos formados tempranamente; materia orgánica.

Fuente : Berner (1981).

### 1.2.3. Condiciones geoquímicas de los sedimentos

Desde hace mucho tiempo, hidrobiólogos, oceanógrafos y geólogos han reconocido en los sedimentos acuáticos, dadas sus dimensiones y su actividad (*i.e.* entrada y flujo de energía, almacenamiento y reciclaje de material depositado en su interfase), uno de los ecosistemas de mayor relevancia en el ambiente acuático. Por otra parte, la permanencia de los contaminantes en los sedimentos aumenta su disponibilidad, afectando las poblaciones naturales. Cuando el grado de acumulación sobrepasa los niveles umbrales, tendrá un efecto negativo provocando la degradación de dicho ecosistemas. Los sedimentos son un componente ecológicamente importante del hábitat acuático y son el reservorio natural de sustancias contaminantes. Desde el contaminante orgánico menos polar hasta el más tóxico de los elementos traza reaccionan con el material particulado y se concentran en los sedimentos en niveles de varios órdenes de magnitud mayores que en solución.



El complejo sedimento-agua intersticial, entendido como una matriz compuesta por partículas, tanto orgánicas como inorgánicas, y agua entre los intersticios de la partículas), es un sitio de intensas reacciones químicas, biológicas y físicas, las cuales conducen a la formación de nuevas y/o alterada fases minerales, cambio en la composición de las aguas intersticiales, remineralización de compuestos orgánicos de diversa naturaleza. La naturaleza y tasa de dichas reacciones dependerá de la reactividad post-depositacional de cada elemento en interés. Aquellos compuestos que sobreviven a la diagénesis, específicamente a la remineralización de la materia orgánica depositada, son preservados en la columna de sedimento y pasan a formar parte permanente de los depósitos sedimentarios.

Dos funciones principales pueden reconocerse para los sedimentos en el reciclaje global de los elementos:

- a. Se constituyen en un sitio de oxidación, mineralización y biodegradación de compuestos orgánicos, sean estos naturales o xenobióticos (*i.e.* hidrocarburos). Por ejemplo, la materia orgánica se concentra 10.000 a 100.000 veces más en los sedimentos que en el agua, por lo tanto soporta una actividad biogeoquímica intensa.
- b. La segunda función es el enterramiento ("burial") diferencial y hundimiento de los elementos, proceso que opera a escala de tiempo mucho mayor que la dinámica del reciclaje.

Por lo expuesto, estudios sobre la composición del agua intersticial aportan antecedentes valiosos para enfrentar numerosos problemas relacionados con la biogeoquímica y por ende la contaminación. El agua intersticial de los sedimentos es especialmente atractiva para dichos estudios, debido los siguientes factores:

- mezcla y circulación restringidas dentro de los espacios existentes entre los granos de sedimento
- alta relación entre la superficie y el volumen de la partícula
- abundante suministro de detritus orgánico, como sustrato que sustenta grandes poblaciones microbianas.

#### 1.2.4. Procesos físico-químicos involucrados en los sedimentos

Los compuestos, tanto disueltos como particulados, producto de la intemperización de la corteza terrestre o incluso aquellos provenientes de la actividad humana (antropogénicos), ingresan principalmente al sistema acuático vía atmosférica y/o fluvial (alóctonos) o, son producidos en el mismo sistema (autóctonos). Los elementos o compuestos en el medio acuático están sujetos a cambios químicos en su paso por el medio acuático. Por ejemplo, algunos minerales se disuelven mientras otros precipitan, los ácidos reaccionan con las bases y, los metales disueltos se unen con dadores de electrones formando complejos.

En ausencia de fuerza externas, las reacciones químicas transcurren en una dirección, donde los reactantes y productos permanecen en sus menores estados de energía, condición denominada equilibrio termodinámico. Dicho equilibrio depende de la naturaleza química del medio en que transcurre; si el medio es acuoso, dependerá de la fuerza iónica del medio, estableciéndose claras diferencias entre el agua dulce y marina; si el medio es una matriz sedimentaria, el equilibrio dependerá, además, del tamaño, el área superficial y composición química de las partículas.



Todos estos factores que se conjugan en un comportamiento geoquímico específico para cada elemento y son los que determinan la distribución en el medio acuático y su destino final: los sedimentos. Al respecto, de acuerdo a ciertos parámetros geoquímicos como la cantidad de partículas que dejan la superficie del océano vs. la cantidad total que entra al océano y el flujo de partículas hacia los sedimentos vs. el flujo total de partículas, la razón entre la concentración de la capa superficial y profunda (Tabla 1.5), los elementos pueden clasificarse en:

- bio-limitantes
- bio-intermediarios
- bio-no limitantes

Tabla 1.5. Clasificación de los elementos que ingresan al ambiente acuático de acuerdo a criterios biogeoquímicos que determinan sus distribuciones verticales y tiempos de residencia ( $\tau$ ) en el ambiente.

Categoría	Elemento	C prof/C sup	g	f	f x g	$\tau$ (y)
Bio-limitante	P	3,0	0,95	0,01	0,01	$1 \times 10^5$
	Si	0,7	0,97	0,05	0,05	$2 \times 10^4$
Biointermediario	Ba	0,3	0,70	0,14	0,10	$1 \times 10^4$
	Ca	25,0	0,01	0,14	0,0013	$8 \times 10^5$
Bio-no limitante	S	5.000	—	—	0,0001	$2 \times 10^7$
	Na	50.000	—	—	0,00001	$2 \times 10^8$

Elementos como el fósforo y el sílice, muestran una marcada distribución vertical, con un marcado agotamiento en la capa superficial y un enriquecimiento en la capa profunda asociada a una alta eficiencia de reciclaje. Por el contrario, elementos como el azufre y el sodio, clasificados como bio-no limitantes, presentan leves o no presentan gradientes verticales debido a que una pequeña fracción de estos compuestos es incorporada a partículas biogénicas. Elementos con valores intermedios de f y g son clasificados como biointermediarios, donde una gran fracción de ellos son removidos como partículas desde la capa superficial del océano y posteriormente sedimentadas.

La transferencia de compuestos disueltos a la fase particulada y el subsiguiente hundimiento de partículas (sedimentación) son los mecanismos responsables de la remoción de compuestos desde el agua hacia los sedimentos. Debe ser enfatizado que las transformaciones que involucran la solución  $\rightarrow$  partícula es una de las fuerzas conductoras que remueve a la mayoría de los elementos hacia el reservorio litogénico. Este proceso puede ocurrir mediante distintos mecanismos, como son:

- incorporación a partículas biogénicas (*i.e.* fitoplancton)
- adsorción
- complejación
- precipitación



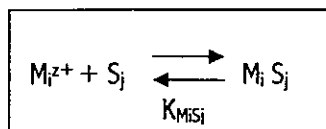
Una vez en los sedimentos, son transferidos a la trama trófica bentónica, llegando a bioacumularse en los tejidos de organismos que integran las poblaciones bentónicas o experimentan diversas reacciones geoquímicas. Todas estas transformaciones pueden denominarse como reacciones diagenéticas, las que se inician inmediatamente después de depositadas las partículas en la interfase agua-sedimento, y que se suceden desde escalas de tiempo de segundos (procesos microbiológicos) a miles de años (procesos geológicos). Dichas reacciones comprenden:

- adsorción-desorción
- reacciones redox
- precipitación- disolución

Al respecto, una fracción importante de los compuestos que reciben los sedimentos son de naturaleza inorgánica (*i.e.* metales pesados), los cuales se caracterizan por poseer una alta toxicidad para los organismos a relativamente bajas concentraciones. La geoquímica de los metales está determinada en gran medida por su alta reactividad con las partículas. Por otro lado, fases inorgánicas naturales como sólidos suspendidos y coloide, así como también como materia orgánica pueden transportar vía adsorción sustancias contaminantes de todo tipo. Por lo tanto, se torna en el sitio de almacenamiento final de contaminantes persistentes como insecticidas organoclorados, PCBs e hidrocarburos aromáticos policíclicos. Las reacciones de superficie son procesos que controlan la asociación de todos estos elementos o compuestos con la superficie de las partículas (adsorción), las que pueden causar variabilidad en la concentración de metales. Esta condición determina que estén presentes en muy bajas concentraciones en el agua debido a su rápida y eficiente remoción por las partículas.

De tal forma que el destino de muchos metales, así como también otros compuestos como hidrocarburos polares que llegan al cuerpo acuático, están determinado por el destino que sufrirá la fase transportadora, es decir las partículas y en último grado, los sedimentos. Debido a la gran capacidad de remoción de metales que poseen las partículas, proceso denominado secuestro o "scavenging", los sedimentos concentran ciertos elementos y compuestos químicos por sobre el contenido natural que debiera presentar la matriz de sedimentos, incrementando la importancia de los sedimentos como fuente directa de estos tóxicos para la biota. Por lo tanto, muchos de los mecanismos de manejo ambiental concernientes a, por ejemplo, el dragado, evacuación de agua residuales, infiltración de aguas subterráneas y remediación *in situ*, pasa por comprender interacciones de superficie. Muchas de estas reacciones pueden ocurrir por medio de ligantes, aniones o moléculas que forman compuestos de coordinación o complejos a través de uniones electrostáticas, covalentes o un modo intermedio.

La concentración y distribución de los metales y compuestos orgánicos (polares y no polares) están controladas por procesos de adsorción y complejación que pueden ser empíricamente expresados como una simple reacción de complejación:





donde,

$M_i^{z+}$  representa el ión metálico i

$S_j$  es la densidad de sitios de superficie no complejados sobre el componente j

$M_i S_j$  es el complejo formado

$K_{M_i S_j}$  es una constante de equilibrio que mide la intensidad de unión y afinidad del complejo

Cada término de la ecuación está sujeto a diversos factores ambientales que en definitiva afectan la cantidad de metal asociado con las partículas, entre ellos cabe mencionar los siguientes:

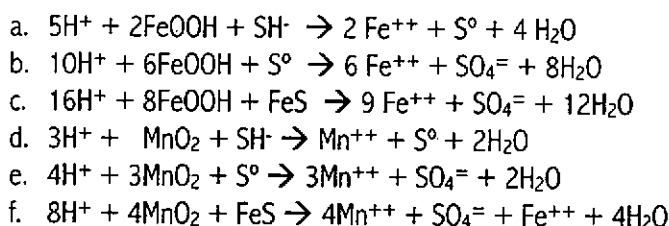
- cantidad de metal disponible en las aguas independientemente de su origen (natural o antropogénico)
- distribución de tamaño de los granos
- composición y área superficial por unidad de masa, ambas dependientes del tamaño de grano (*i.e.* el área superficial varía log-normal con la disminución del tamaño del grano)
- presencia de óxidos de Fe y Mn, y de materia orgánica que son muy reactivos con los metales

La desorción de compuestos desde una fase particulada hacia la solución es otro proceso relevante en el estudio de la distribución de contaminantes. Básicamente, la alta fuerza iónica del agua de mar, cargada de iones como Ca y Mg, compiten con los sitios de unión de las partículas y una desorción neta puede ser observada con metales u otros compuestos adsorbidos. La desorción es común en sistemas estuarinos donde existen marcados gradientes de salinidad.

Los ciclos geoquímicos de muchos elementos están conducidos en parte por reacciones de óxido-reducción, algunas fases minerales tales como sulfuros metálicos se disuelven en su oxidación con oxígeno, mientras otros como los óxidos de hierro se reducen en ambientes anóxicos. Por lo tanto, los equilibrios de solubilidad asociados a diversas reacciones redox tienen mayor importancia que las reacciones químicas de superficie para controlar la concentración de metales en la fase sólida en ambientes anóxicos. La solubilidad de ciertos metales, entre ellos los más abundantes Fe y Mn, están influenciados por reacciones de óxido-reducción asociadas a la diagénesis temprana de la materia orgánica. Ambos metales en sus estados oxidados son insolubles, mientras que en condiciones reducidas son especies solubles en el agua intersticial y, por lo tanto, están sujetos a cierta movilidad (migración) propia de los fluidos (*i.e.* difusión molecular e irrigación). Indirectamente, la sulfato-reducción, uno de los procesos cuantitativamente dominantes en la oxidación de la materia orgánica, conduce a la formación de sulfuro de hidrógeno ( $HS^-$ ). En presencia de este ión, muchas especies metálicas coprecipitan formando diversos sulfuros metálicos, entre los cuales se encuentran la pirita y otros óxidos de hierro ( $FeS_2$ ) (Tabla 1.6).



Tabla 1.6. Formación de sulfuros metálicos debido a reacciones de precipitación conducidas por el estado redox de los sedimentos



Por otro lado, la mineralización de la materia orgánica en los fondos marinos depende de diversas reacciones, todas ellas mediadas por microorganismos. Dicha mineralización o oxidación se desarrolla, tanto aeróbica como anaeróbicamente, a través de una secuencia de pasos metabólicos cada uno de los cuales realiza una oxidación parcial de los compuestos orgánicos (Tabla 1.7) (Jorgensen, 1983). De esta manera, desde la interfase agua-sedimento existe una estratificación de procesos biogeoquímicos en relación a la distribución vertical de aceptores de electrones disponibles (oxidantes) *i.e.*,  $\text{O}_2$ ,  $\text{Mn}^{4+}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , y  $\text{HCO}_3^-$ ; la cual refleja un orden termodinámico de utilización, todos ellos catalizados biológicamente por microorganismos.

Tabla 1.7. Modelo de reacciones de oxidación de la materia orgánica en los sedimentos (Froelich *et al.*, 1979)

1. $(\text{CH}_2\text{O})_{106} (\text{NH}_3)_{16} (\text{H}_3\text{PO}_4) + 138 \text{O}_2 \rightarrow 106 \text{CO}_2 + 16 \text{HNO}_3 + \text{H}_3\text{PO}_4 + 122 \text{H}_2\text{O}$	
	$\Delta G^\circ = -3190 \text{ kJ/mol}$
2. $(\text{CH}_2\text{O})_{106} (\text{NH}_3)_{16} (\text{H}_3\text{PO}_4) + 236 \text{MnO}_2 + 472 \text{H}^+ \rightarrow 236 \text{Mn}^{2+} + 106 \text{CO}_2 + 8 \text{N}_2 + \text{H}_3\text{PO}_4 + 366 \text{H}_2\text{O}$	
	$\Delta G^\circ = -3090 \text{ kJ/mol}$
3. $(\text{CH}_2\text{O})_{106} (\text{NH}_3)_{16} (\text{H}_3\text{PO}_4) + 94.4 \text{HNO}_3 \rightarrow 106 \text{CO}_2 + 55.2 \text{N}_2 + \text{H}_3\text{PO}_4 + 177.2 \text{H}_2\text{O}$	
	$\Delta G^\circ = -3030 \text{ kJ/mol}$
4. $(\text{CH}_2\text{O})_{106} (\text{NH}_3)_{16} (\text{H}_3\text{PO}_4) + 212 \text{Fe}_2\text{O}_3 \text{ (o } 424 \text{FeOOH)} + 848 \text{H}^+ \rightarrow 424 \text{Fe}^{2+} + 106 \text{CO}_2 + 16 \text{NH}_3 + \text{H}_3\text{PO}_4 + 530 \text{H}_2\text{O (o } 742 \text{H}_2\text{O)}$	
	$\Delta G^\circ = -1410 \text{ kJ/mol (Hematita, Fe}_2\text{O}_3)$
	$\Delta G^\circ = -1330 \text{ kJ/mol (Goetita, FeOOH)}$
5. $(\text{CH}_2\text{O})_{106} (\text{NH}_3)_{16} (\text{H}_3\text{PO}_4) + 53 \text{SO}_4^{2-} \rightarrow 106 \text{CO}_2 + 16 \text{NH}_3 + 53 \text{S}^{2-} + \text{H}_3\text{PO}_4 + 106 \text{H}_2\text{O}$	
	$\Delta G^\circ = -380 \text{ kJ/mol}$
6. $(\text{CH}_2\text{O})_{106} (\text{NH}_3)_{16} (\text{H}_3\text{PO}_4) \rightarrow 53 \text{CO}_2 + 53 \text{CH}_4 + 16 \text{NH}_3 + \text{H}_3\text{PO}_4$	
	$\Delta G^\circ = -350 \text{ kJ/mol}$

Un balance entre la concentración de dadores (sustratos orgánicos) y aceptores de electrones será, en definitiva, la condición que determina el estado redox (potencial de óxido-reducción) de los sedimentos. Los procesos que conducen a dichas reacciones son, en primer lugar la mineralización o respiración aeróbica (con  $\text{O}_2$  disuelto). No obstante, las condiciones subóxicas e incluso anóxicas son rápidamente establecidas, dada la alta tasa de consumo de  $\text{O}_2$  en relación con su tasa de suministro (difusión molecular a través de su interfase). En consecuencia, ocurren procesos de descomposición subóxica y anóxica, tales como:





- fermentación
- reducción de óxidos metálicos
- desnitrificación
- sulfato reducción
- metanogénesis

La oxidación de sustratos orgánicos complejos, presentes en los sedimentos, conduce a la regeneración de especies inorgánicas solubles del C, N y P. Los nutrientes (*i.e.*  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{HPO}_4^{2+}$ ), gases (*i.e.*  $\text{CO}_2$ ,  $\text{HS}^-$ ,  $\text{CH}_4$ ) y metales (*i.e.*  $\text{Fe}^{2+}$ ;  $\text{Mn}^{2+}$ ), se encuentran disueltos en el agua intersticial a concentraciones varios órdenes de magnitud superiores a los que se encuentran presentes en la columna de agua.

Por lo tanto son susceptibles de liberarse nuevamente a la columna de agua por uno o más de los siguientes procesos (Aller, 1980):

- difusión molecular
- bioirrigación
- bioturbación

El intercambio y el destino de los nutrientes, metales y gases liberados y/o consumidos durante la diagénesis temprana, son de fundamental importancia para diversos procesos biológicos y geoquímicos presentes en el cuerpo de agua. Este proceso es particularmente importante en ambientes acuáticos someros, donde la regeneración de nutrientes bentónicos puede aportar a los requerimientos nutricionales de los productores primarios en la columna de agua. Por lo tanto, para comprender cuantitativamente el acoplamiento entre los sedimentos y la columna de agua, proceso denominado acoplamiento "pelágico-bentónico", se requiere del conocimiento de los mecanismos que controlan la tasa de remineralización de la materia orgánica presente en los sedimentos y del intercambio de compuestos a través de la interfase agua-sedimento.

### 1.2.5. Implicancias de las propiedades químicas sedimentarias en los contenidos de contaminantes

La química de los sedimentos está controlada por las condiciones de óxido reducción o estado redox (oxígeno disuelto, sulfuros), pH y la geoquímica de las partículas de sedimento. Los contaminantes están distribuidos dentro de un rango de fases geoquímicas, como así también se encuentran disueltos en el agua intersticial que satura los poros entre los granos. En último caso, la naturaleza de estas relaciones y el equilibrio agua intersticial/sedimento determinará la biodisponibilidad de las sustancias contaminantes.

En los sedimentos óxicos, las fases más importantes para los metales son aquellas que contienen hierro hidratado y óxidos de manganeso, aunque estas fracciones se encontrarán presentes como metales ión-intercambiables débilmente adsorbidas, o metales unidos a fases de carbonatos, orgánicas o sulfúricas. Una fracción importante del metal puede estar presente bajo una forma mineralizada detritica, aunque esta condición tiene una baja importancia ecológica ya que no está disponible para procesos de bioacumulación. Mediante técnicas y procedimientos de extracción selectiva se ha intentado separar químicamente los metales contenidos en estas fases (Campbell *et al.*, 1988; Kersten and Forstner, 1989; Allen, 1993). En sedimentos anóxicos, tanto marinos como estuarinos, predominan la piritita y otras fases sulfurosas.



Los contaminantes orgánicos se pueden dividir en especies hidrofóbicas (no polares o insolubles en agua) e hidrofílicas (polar o solubles), y además subdividir en compuestos ácidos, básicos o neutros. La primera distinción basada sobre la solubilidad en el agua se puede relacionar con el coeficiente de partición del compuesto octanol:agua. La materia orgánica, ya sea en forma de partículas discretas o como cubiertas adheridas a partículas inorgánicas, es la fase de adsorción primaria para los compuestos orgánicos hidrofóbicos; aunque depende de su carga, las fases inorgánicas pueden ser capaces de unirse a algunos compuestos.

Mientras los metales pueden existir tanto en formas acomplejadas como lábiles (libres), no se encuentran sujetos a los mismos procesos de degradación que son comunes a muchas moléculas orgánicas. Considerando el riesgo ambiental implícito de los metales y compuestos orgánicos, las formas químicas o especiación será un factor de importancia, del mismo modo como las vidas media de estas sustancias químicas y los procesos físicos y microbianos que intervienen en su degradación (Peterson and Batley, 1993). En la práctica, los compuestos orgánicos hidrofílicos típicamente son menos persistentes que los compuestos hidrofóbicos, ya que están más expuestos a mecanismos de hidrólisis y a otros procesos de degradación que ocurren en solución.

Los contaminantes que se unen a la fase sedimentaria probablemente están en equilibrio termodinámico con el agua intersticial. Este equilibrio implicará que los contaminantes se unan casi exclusivamente a sitios de adsorción sobre el sedimento. La adsorción ocurre durante la sedimentación y resuspensión de las partículas. A este respecto, existen modelos propuestos por distintos autores en que se discute el proceso de unión entre los metales y las partículas de sedimento (Oakley *et al.*, 1981; Luoma and Davis, 1983; Jenne *et al.*, 1986; Campbell *et al.*, 1988).

El estado redox de los sedimentos (*i.e.* si están en un ambiente oxidante o reductor), será determinado por el contenido de oxígeno disuelto del agua intersticial. Es posible que en algunos casos esta deficiencia de oxígeno se produzca varios milímetros bajo la cubierta sedimentaria. Esta hipoxia alterará la química de algunos metales tales como la del hierro y del manganeso, la cual a su vez afectará el comportamiento de otros metales pesados que previamente se encontraban ligados a óxidos de hierro y manganeso. Los óxidos hidratados de hierro (III) serán reducidos a especies de hierro (II) más solubles, mientras que los óxidos hidratados de manganeso serán reducidos a especies solubles de manganeso (II). El manganeso, que se encuentra más reducido que el hierro, aparece en la columna de agua intersticial en una zona más alta de los sedimentos. Necesariamente el límite de la zona redox no es estacionario y en consecuencia podría no ser factible aplicar condiciones de estado estacionario ("steady-state"), ya que éste puede ascender o descender en la columna sedimentaria a una velocidad mayor de la que responden los mecanismos químicos. Por ejemplo, la tasa de oxidación del manganeso es comparativamente menor que la del hierro y en consecuencia es transportado más rápidamente a través de los ambientes óxicos, generando una disminución relativa de su contenido en la roca sedimentaria.

La mayoría de los contaminantes orgánicos no son afectados directamente por los cambios de redox, aunque indirectamente la presencia de bacterias bajo condiciones específicas de redox, afectará la estabilidad de estos contaminantes debido a la ocurrencia de procesos de degradación microbiana.

Los nutrientes principales de interés ambiental en los sedimentos son el nitrógeno y el fósforo. Ambos están presentes en formas orgánicas e inorgánicas. Las formas inorgánicas de nitrógeno incluyen el nitrato, nitrito y amonio. El nitrógeno orgánico experimenta procesos de degradación bacteriana y desnitrificación vía amonio, nitrito y nitrato, para convertirse finalmente en nitrógeno elemental ( $N_2$ ). En sistemas donde el oxígeno es limitante, estas reacciones se detienen en el amonio. El fósforo existe como fosfatos, tanto en formas monoméricas como poliméricas, y generalmente en los sedimentos



se encuentra ligado al hierro. Considerables cantidades de fósforo y nitrógeno también se pueden encontrar junto con bacterias, de allí que sea importante considerar la microfauna del bentos como parte integral de la estructura del sedimento.

Los sedimentos representan una fuente potencial de contaminantes para el agua suprayacente y por lo tanto pueden tener influencia sobre su calidad. La liberación natural de contaminantes desde los sedimentos está controlada por su disolución en el agua intersticial. La difusión de estas sustancias a la columna de agua ocurrirá si la concentración en el agua intersticial excede la que está presente en el agua suprayacente. La medición de los flujos de contaminantes se efectúa mediante muestreadores de diálisis ("pore waters peepers"), cámaras bentónicas o reactores en sacatestigos ("corer reactors").



### 1.3. INFLUENCIA DE LA LITOLOGIA Y GRANULOMETRIA DE LAS PARTICULAS SEDIMENTARIAS SOBRE EL CONTENIDO DE CONTAMINANTES

El análisis de la presencia de sustancias contaminantes en los sedimentos ha ganado considerable importancia durante las última dos décadas, debido a que algunos de estos contaminantes se adsorben a partículas en suspensión y a material sedimentario de granulometría fina (*i.e.* limos y arcillas). Posteriormente, este material flocula y sedimenta aumentando los niveles naturales basales de los fondos sedimentarios en un factor de 1000 o más (Senten, 1989).

Sobre la base de su comportamiento en la naturaleza, los sedimentos pueden ser clasificados en dos grupos: sedimentos finos ( $< 63 \mu\text{m}$ ) subdivididos en limos y arcillas, y sedimentos más gruesos (arenas y gravas). Los sedimentos finos están constituidos principalmente por minerales arcillosos, materia orgánica, cuarzo, feldespatos y carbonatos. La mineralogía de los sedimentos gruesos es menos variada y consiste principalmente de cuarzo y feldespatos.

Numerosos autores han demostrado que los metales están ligados esencialmente a la fase orgánica y arcillosa de las suspensiones o sedimentos (Turekian *et al.*, 1967; Kharkar *et al.*, 1968; Grissinger and McDowell, 1979; Martin, 1971; Martin and Meybeck, 1979; De Groot, 1972; De Groot *et al.*, 1974; Bittel, 1973; Gibbs, 1973; Bloom and Ayling, 1977). De este modo, los metales no están distribuidos de manera homogénea en los sedimentos y en un mismo lugar. Las variaciones importantes de los contenidos observadas pueden ser atribuidas a heterogeneidades litológicas (*i.e.* composición de la roca sedimentaria) y granulométricas (*i.e.* tamaño del grano). La ocurrencia de leves diferencias en el espectro granulométrico pueden tener una alta incidencia en los contenidos metalogénicos (Förstner and Patchineelam, 1980). Según señalaron estos autores, aunque distintas muestras de sedimentos pueden exhibir distribuciones granulométricas muy similares, diferencias en su composición litológica y sus características geoquímicas pueden explicar la variabilidad observada en los contenidos de metales.

#### 1.3.1. Efectos granulométricos

Diferentes métodos han sido propuestos para corregir o ponderar el efecto de la granulometría sobre la determinación de los contenidos metálicos. Estos métodos están orientados por una parte a reducir (no a eliminar) la fracción del sedimento que en la mayoría de los casos es inerte desde un punto de vista químico (cuarzo, feldespatos y carbonatos) y, por otra, a aumentar la importancia de las componentes implicadas en el enriquecimiento metálico: minerales arcillosos, hidróxidos, sulfuros, materia amorfa y orgánica (Jouanneau, 1990). Los principales métodos que se emplean y que están orientados en este sentido son los siguientes:

- a. Separación de fracciones: tamizaje
- b. Extrapolación a partir de curvas de regresión: metal v/s fracción fina; metal v/s superficie específica
- c. Corrección por minerales inertes: sedimento libre de cuarzo; carbonato en base libre
- d. Tratamiento con ácidos diluidos o agentes complejantes (determinación de la fracción móvil): aplicación de HCl 0,1 a 0,5 M; ácido acético 25% EDTA
- e. Normalización mediante elementos conservativos: razón metal/aluminio; razón metal/Cs,Sc, Eu, Rb, Sm



### 1.3.2. Efectos de la litología

Los metales traza en los sedimentos recientes pueden ser clasificados en dos categorías en función de su origen: litogénicos o antropogénicos. Metales tales como el zirconio, rubidio, o estroncio que provienen de las rocas a través de procesos naturales de alteración, pertenecen al primer grupo de los mencionados. El segundo grupo está constituido por metales cuyo enriquecimiento se debe principalmente de la actividad humana y comprende, entre otros los siguientes: cromo, cobalto, níquel, cobre, zinc, cadmio, mercurio y plomo. Sin embargo, entre estos dos grupos el límite no es tan claro. Cuando se trata de estimar la importancia de la contaminación a través de los contenidos de metales pesados en los sedimentos, es recomendable disponer de un nivel natural (i.e pre-industrial) a fin de sustraer el valor medido y apreciar de esta forma el enriquecimiento introducido por la actividad antrópica.

Para obtener las mejores condiciones comparativas en un estudio ambiental, es ideal que las muestras de referencia sean numerosas, de granulometría y composición equivalentes y de origen geológico idéntico. Para afrontar esta situación existen distintos enfoques de aproximación que se basan principalmente en caracterizar niveles basales en rocas sedimentarias arcillosas (esquistos) y en sedimentos fosilizados de ambientes definidos, o determinar contenidos a distintas alturas de cortes verticales de muestras sedimentarias tomadas desde ambientes que han experimentado una baja perturbación.

Si bien existe una relación entre el tamaño de la partícula, el contenido orgánico y los niveles de elementos geoquímicos en los sedimentos, debido a la alta variación espacial de los dos primeros parámetros no es suficiente normalizar los contenidos sólo en base a ambos. Recientemente, Engström and Stevens (1999) han señalado que existen cinco factores que explican el 88% de la variabilidad geoquímica en los sedimentos superficiales:

- partículas de granulometría fina ( $< 16 \mu\text{m}$ )
- materia orgánica o sulfuros oxidables
- material carbonáceo (principalmente conchas)
- contribución antropogénica
- óxidos de Fe y Mn

Según estos autores, de estos cinco factores los tres primeros son los más importantes y deberían ser empleados en la nueva técnica de normalización múltiple que proponen.



## 1.4. EL CICLO DE LOS SEDIMENTOS

En principio, la corteza terrestre estaba compuesta sólo por rocas ígneas o derivadas del material volcánico. La acción del agua, del viento y de la dinámica tectónica removieron las partículas de estas rocas aborígenes dando comienzo al ciclo sedimentario (Figura 1.4). Este ciclo se organiza en cuatro fases:

- formación de sedimentos
- transporte de sedimentos
- depositación del sedimento
- litificación del sedimento

De estas cuatro fases, las tres primeras son relevantes para el propósito de este informe, de allí que se dará mayor énfasis sobre estos aspectos.

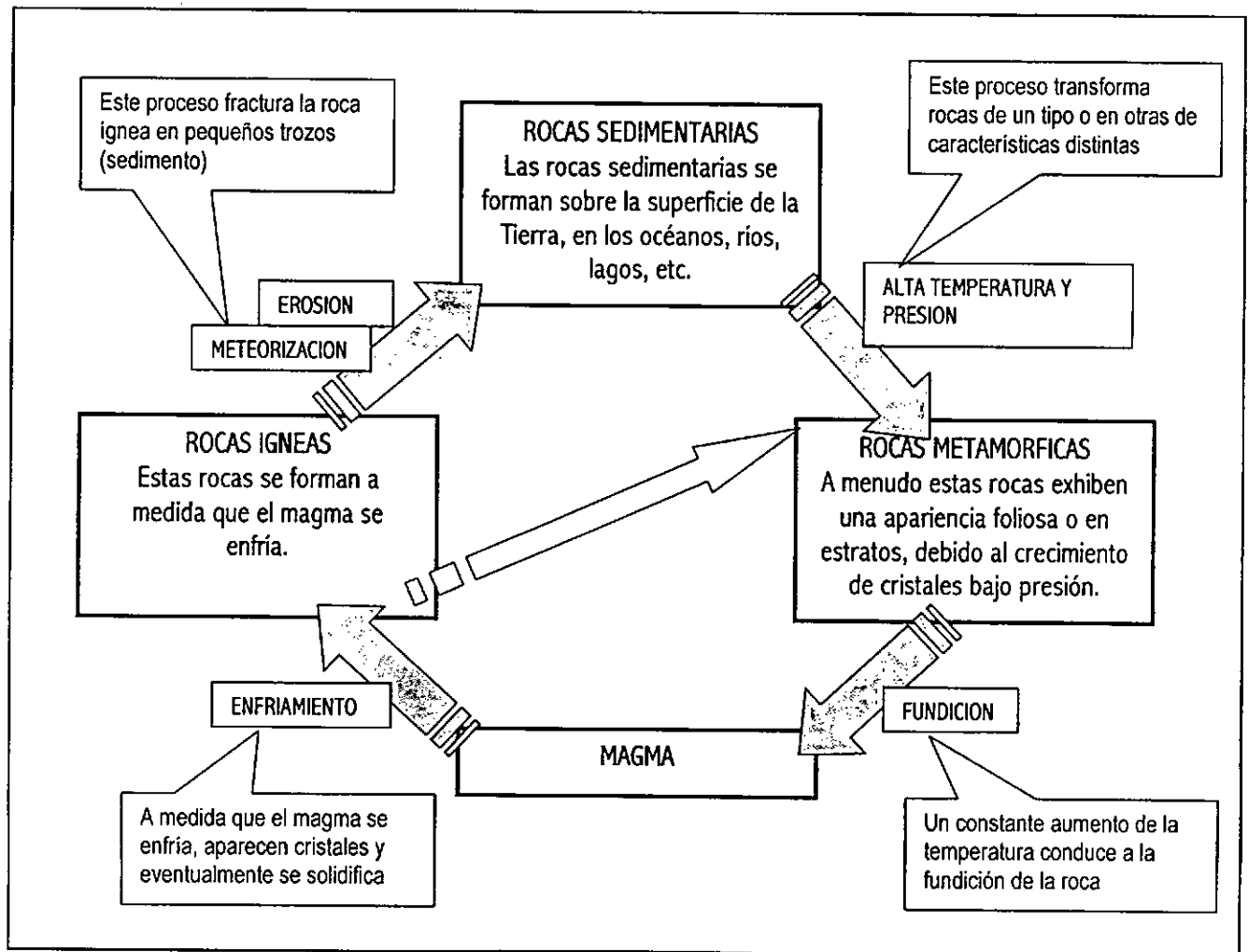


Figura 1.4. Representación del ciclo de los sedimentos.



### 1.4.1. Formación de los sedimentos

La palabra sedimento proviene del latín "sedimentum". Después que se comprendió su significado, este nombre fue aplicado a todo aquel material de naturaleza granular que no necesariamente se movía por la acción de fluidos como el agua y el viento. Para el caso particular de los materiales terrestres, éste se denomina regolito y corresponde al material disperso no consolidado que se encuentra sobre la corteza terrestre y puede deslizarse o precipitar sin la intervención de fluidos como medios de translocación. En un amplio sentido, los sedimentos han sido definidos como cualquier acumulación de partículas rocosas libres o sueltas que han experimentado un proceso de transporte.

Los sedimentos clásticos (del griego "klastos": roto o fracturado) consisten de partículas más o menos redondeadas que, generalmente, han sufrido algún tipo de cambio químico desde el momento que se desligaron de la roca madre. Los distintos tamaños de partículas clásticas son asignadas a clases que van desde piedras ( $> 256 \text{ mm}$ ) a arcillas ( $< 0,02 \text{ mm}$ ).

#### 1.4.1.1. Tipos y origen de los granos de sedimentos

Los granos de sedimento se pueden dividir en cuatro grupos principales de acuerdo con su naturaleza y fuente aportante (Tabla 1.8). En términos globales, los granos de cuarzo y de silicato liberados durante la meteorización y erosión de las rocas de la corteza son los de mayor significancia, aunque a escala regional y local los sedimentos pueden consistir en su totalidad o en una fracción importante de detrito biogénico, granos de sedimentos autigénico o de materia orgánica.

Tabla 1.8. Principales tipos y fuentes de granos de sedimentos

<i>Granos inorgánicos producidos por meteorización de rocas ígneas, sedimentarias y metamórficas</i>	<i>Granos inorgánicos producidos por procesos físicos y químicos en ambientes acuáticos superficiales</i>
Fragmentos de rocas Cuarzo (monocristalino y policristalino) Feldespatos Minerales pesados (óxidos y silicatos) Capas de silicatos (principalmente micas) Fragmentos de dolomita y piedra caliza Minerales arcillosos generados por intemperización química	Cristales autigénicos (gypsum, dolomita) Pellets de arcilla formados por la erosión eólica de fangos Flóculos de arcilla formados en el agua Arcilla autigénica y pellets ferríferos formados en ambientes acuáticos y suelos (glauconita, goetita) Ooides y peloides de carbonato formados en ambientes marinos someros (aragonita)
<i>Granos inorgánicos producidos por procesos volcanoclásticos</i>	<i>Granos biogénicos y mediados por procesos biogénicos</i>
Ceniza, piedra pómez, tefra y bombas formadas durante erupciones (vidrio, feldespatos, anfíbolos, piroxenos, olivinas) Partículas producidas por la conversión de gases y líquidos a fase sólida (i.e. partículas de sulfatos) Agregados de granos formados por carga electrostática y colisiones interpartícula	Granos de carbonato de esqueletos (algas calcificadas, testas de foraminíferos, placas y espículas de equinodermos, conchas de moluscos, etc.) Pellets fecales Frústulos de diatomeas Granos fosfóricos esqueléticos (huesos, algunas conchas, etc.) Materia orgánica

Fuente: Pye: 1994



Según el origen de los granos, los sedimentos pueden ser clasificados en cuatro grupos:

#### a. Litogénicos

El término litógeno significa derivado de las rocas. La mayoría de la masa rocosa que abastece de sedimento litógeno proviene de la corteza terrestre, de allí que también recibe también el nombre de terrígeno. No obstante, las islas volcánicas también son una fuente importante generadora de este tipo de material sedimentario. Dado que este tipo de rocas son inestables bajo las condiciones imperantes en la superficie terrestre, experimentan un proceso de desintegración química y física conocido como *meteorización*. A medida que estas rocas se desintegran, las partículas son transportadas al océano en donde quedan depositadas. La mayor cantidad de material litogénico se encuentra alrededor de los márgenes continentales (cerca del 38% del piso oceánico), aunque virtualmente en todas las cuencas oceánicas es posible detectar la presencia de este tipo de material sedimentario. La tasa de sedimentación de este tipo de material terrígeno varía de aproximadamente 1 mm/1000 años (arcillas abisales) a 10 cm /1000 años.

#### b. Biogénicos

Este tipo de material sedimentario se compone principalmente de residuos orgánicos fosilizados o insolubles de organismos unicelulares: exoesqueletos, cubiertas protectoras, frústulos, entre otros que se depositan en los fondos oceánicos. Los compuestos químicos más comunes que se encuentran en los sedimentos de origen biológico son el carbonato de calcio ( $\text{CaCO}_3$ ) y el sílice ( $\text{SiO}_2$ ). Los depósitos silíceos cubren aproximadamente el 15% de las cuencas oceánicas, mientras que los depósitos carbonáceos tienen una cobertura espacial aún mayor (50%). El tamaño medio de estas partículas es  $< 0,005$  mm, es decir, equivalente a partículas de limo o arcilla. Las tasas promedio de sedimentación de este tipo de material es similar a la que caracteriza a los limos y arcillas: 0,025 y 0,00025 cm/seg, respectivamente. Considerando estas velocidades, a una partícula de limo le toma 185 días en alcanzar el fondo, mientras que una de arcilla se demora 51 años en recorrer el mismo trayecto.

#### c. Hidrogénicos

Estos depósitos se forman por reacciones químicas que ocurren al interior de la matriz acuosa marina generando precipitados sólidos. Los principales tipos de sedimentos hidrógenos incluyen carbonatos no biógenos, fosforitas, nódulos de manganeso, fosforita, glauconita y evaporitas (depósitos de sales). La tasa de acumulación de este tipo de sedimentos es una de las más bajas en comparación a las restantes fuentes aportantes de material sedimentario. Por ejemplo la formación de un nódulo de manganeso de 1 a 10 mm tarda millones de años.

#### d. Cosmogénicos

Las partículas más típicas de origen cósmico (*i.e.* extraterrestre) que se encuentran en los sedimentos marinos son las esférulas magnéticas. Este tipo de partículas son ricas en hierro y sus dimensiones oscilan desde 10 a 640  $\mu\text{m}$ .





### 1.4.2. Transporte de sedimentos

Para una mejor comprensión de la dinámica de transporte de los sedimentos, este proceso se ha organizado en tres partes: fuerzas que actúan para movilizar los granos, mecanismos que intervienen para desplazar las partículas y dinámica de los sedimentos en distintos tipos de ambientes acuáticos.

#### a. Procesos físicos que actúan a nivel de partículas

Fuerzas que intervienen en el arrastre de los granos: Cuando los sedimentos son transportados lejos de la roca madre, distintos agentes naturales pueden intervenir en su desplazamiento (agua, viento y hielo). Para que el grano se ponga en movimiento en un fluido líquido, es necesario que supere un cierto umbral de erosión, el cual está determinado por la interacción de distintas fuerzas (Figura 1.5):

- Fuerzas que actúan para mover el grano: roce del fluido y arrastre (efecto Bernoulli)
- Fuerzas que resisten el movimiento del grano: en sustrato no cohesivo la fuerza de gravedad (*i.e.* el peso del grano); en sustrato cohesivo la atracción electrostática (minerales arcillosos) y mucílagos orgánicos

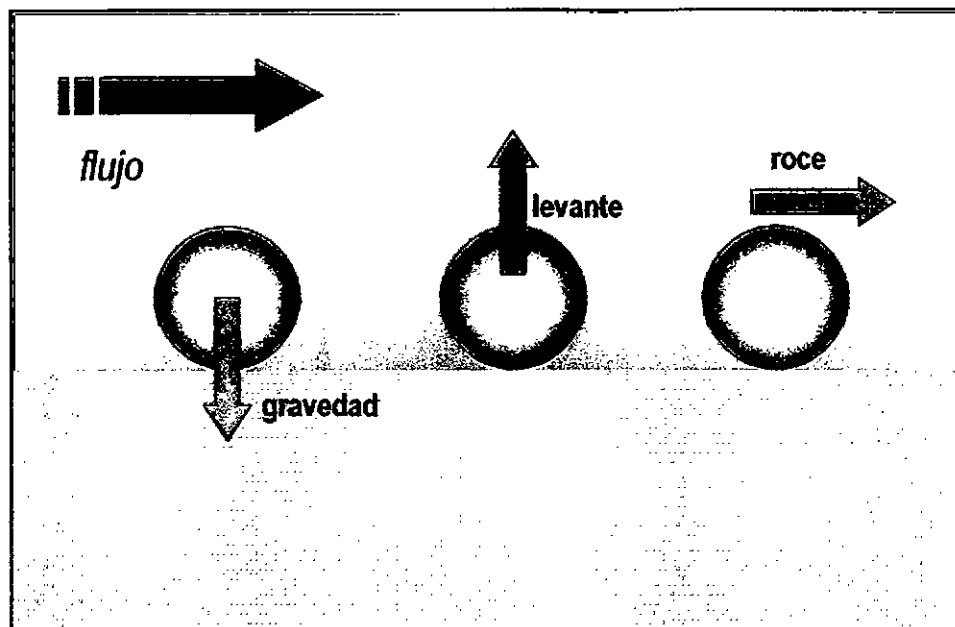


Figura 1.5. Relación de fuerzas que actúan para poner en movimiento un grano de sedimento.



### b. Mecanismos que intervienen en el desplazamiento de los granos

Una vez que el umbral de erosión ha sido excedido, los granos pueden ser desplazados por un fluido mediante tres mecanismos distintos: tracción, saltación y suspensión (Figura 1.6). Los dos primeros se conocen colectivamente como carga de fondo ("bedload"), mientras que el tercer mecanismo corresponde a la carga suspendida ("wash load").

- Tracción: en este caso los granos de sedimentos se arrastran o ruedan sobre el sustrato
- Saltación: mediante este mecanismo las partículas avanzan dando tumbos o saltos sobre la cubierta
- Suspensión: en esta modalidad los granos avanzan grandes distancias sin tener contacto con el sustrato

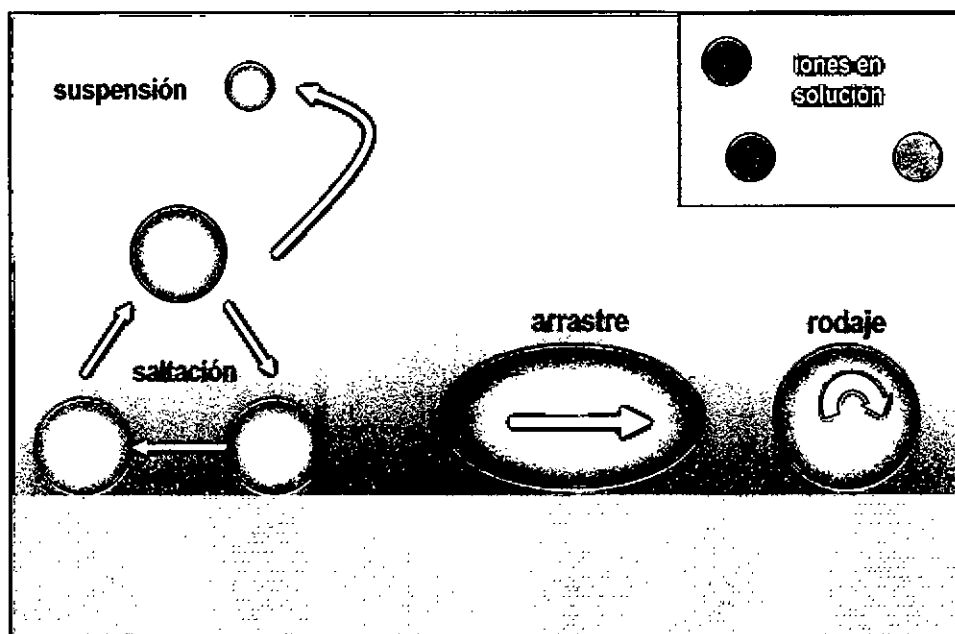


Figura 1.6. Mecanismos que intervienen en el desplazamiento de los granos de sedimento durante su transporte.

El mecanismo de desplazamiento depende parcialmente de la forma del grano y de manera significativa del tamaño de éste. Cuando los granos presentan cantos redondeados tienden a rodar, mientras que cuando son aplanados se arrastran sobre el sustrato. Por otra parte, las arcillas se desplazan en suspensión, las arenas mediante mecanismos de saltación, los guijarros por saltación y tracción, mientras que el material particulado de mayor tamaño avanza por tracción (Figura 1.6).

### c. Dinámica a nivel de conglomerados sedimentarios

Los sedimentos son transportados a los márgenes costeros de los océanos por ríos y glaciares que los depositan en estuarios, se incorporan a los deltas fluviales o se dispersan a lo largo de la plataforma continental por efecto de corrientes costeras, o en último caso son transportados más allá de la plataforma continental para depositarse en las llanuras abisales. El mayor volumen de transporte de sedimentos en el océano es efectuado por las corrientes costeras que corren paralelas a los márgenes continentales. Las corrientes de baja energía distribuyen los componentes más finos de los



sedimentos a los largo de los márgenes de la plataforma continental o aún a profundidades mayores. El diagrama o curva de Hjulstrom (Figura 1.7) representa la relación que existe entre la velocidad promedio de la corriente horizontal y los procesos de erosión, transporte y deposición de partículas comprendidas dentro de un rango de 0,001 a 100 mm. La curva que separa el proceso de transporte de partículas del de deposición de las mismas indica que las partículas de mayor tamaño precipitarán a una velocidad mayor en comparación con aquellas más pequeñas.

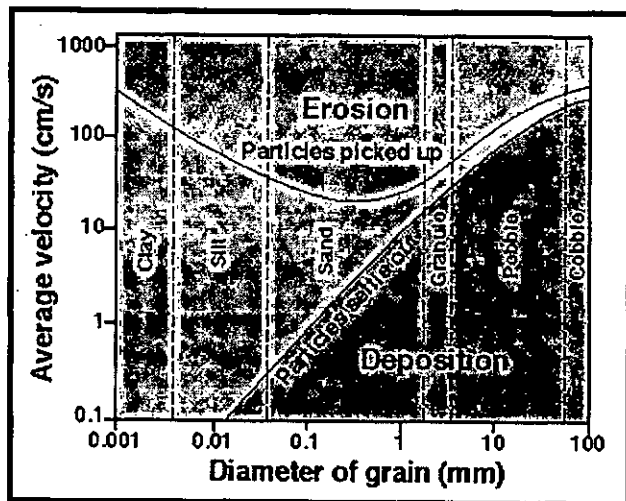


Figura 1.7. Curva de Hjulstrom.

Average velocity: velocidad promedio

Diameter of grain: diámetro del grano

Erosion: erosión

Particles picked up: partículas resuspendidas

Deposition: deposición

Particles settle out: partículas depositadas en otro sector

Clay: arcilla

Silt: limo

Sand: arena

Granule: gránulo

Pebble: guijarro

Cobble: bolón

Observando la curva que separa los procesos de erosión de los procesos de transporte, se puede apreciar que se requiere de velocidades de corriente mayores para erodar (suspender y desplazar) partículas del tamaño de arenas y mayores. Sin embargo, un hecho sorprendente es que las partículas de pequeño tamaño (arcillosas) requieren una velocidad de corriente mayor en comparación a la necesaria para erodar partículas de tamaño mayor a las arenas. Este fenómeno obedece a que las partículas arcillosas tienen una forma más aplanada en comparación con las partículas de arena que presentan una apariencia más redondeada. Por ello las partículas arcillosas disponen de una mayor superficie por unidad de masa para adherirse entre sí en un conglomerado sedimentario y de este modo disponen de una mayor fuerza de cohesión. De allí que se requiera una mayor velocidad de corriente para su erosión.

#### 1.4.2.1. Procesos sedimentarios en estuarios

Los estuarios tienen una alta significancia a nivel global respecto de la plataforma continental y procesos oceánicos ya que intercambian agua, contaminantes y sedimentos entre el ambiente terrestre y las aguas marinas costeras. Los estuarios constituyen la ruta de salida de los sedimentos que son transportados por cursos fluviales desde el interior de los continentes. Durante su paso por los estuarios, se producen modificaciones en la distribución del tamaño de los granos debido a continuos procesos de deposición, re-erosión y transporte, por lo que ciertas fracciones quedan atrapadas permanentemente en zonas estuarinas, mientras que otras son transportadas hacia sectores marinos. En consecuencia los procesos estuarinos actúan a modo de filtro respecto de los aportes sedimentarios que ingresan a este sistema. A ello también se agrega la ocurrencia de procesos químicos que pueden alterar las características mineralógicas de los algunos constituyentes que conforman las partículas de sedimento.



Los sedimentos constituyen un nexo crucial en los procesos estuarinos. Las concentraciones de sedimentos suspendidos son generalmente altas, las partículas son finas, cohesivas (por lo tanto proclives a flocular) y altamente ricas en materia orgánica. Debido a que una parte importante de los sedimentos móviles en los estuarios corresponde a minerales de arcilla de fina granulometría, los contaminantes se adsorben fácilmente sobre la superficie de estas partículas y pueden ser transportados hacia la zona costera en conjunto con los sedimentos. Además, las sustancias contaminantes tienen la potencialidad de afectar la floculación de las partículas, su transporte y deposición, como así también modificar probablemente su composición mineralógica. En consecuencia, el flujo y dispersión de los contaminantes en las zonas estuarinas sólo se puede comprender si se conoce el movimiento que exhiben las partículas de sedimento en este tipo de ambiente. En los estuarios, los sedimentos en suspensión alcanzan concentraciones suficientemente altas para limitar la penetración de la luz y productividad. Los sustratos fangosos pueden albergar comunidades biológicas altamente diversas y estructuradas, aunque la presencia de altos niveles de sólidos en suspensión asociados con bajos contenidos de oxígeno disuelto en el agua suprayacente al fondo pueden limitar el crecimiento y desarrollo de la biota.

#### a. Aporte fluvial de sedimentos

Se estima que a nivel mundial la descarga total de sedimentos a través de cursos fluviales asciende a  $7 \cdot 10^9$  ton aproximadamente (Milliman and Meade, 1983). La mayor parte de esta carga sedimentaria es vertida al mar por un bajo número de ríos que se ubican principalmente en áreas tropicales y subtropicales. La mayor descarga de sedimentos ocurre en el este y sur de Asia, en donde el volumen de sedimentos pueden exceder las  $1.000 \text{ ton/km}^2/\text{año}$ . Los ríos asiáticos transportan cerca del 75% del sedimento que se descarga en los mares a escala mundial; de este porcentaje, dos tercios del aporte corresponden a los ríos Amarillo y Ganges/Brahmaputra. Para tener una idea de los volúmenes de sedimentos que descargan los ríos de esta envergadura, el río Amarillo vierte al mar  $10 \cdot 10^8 \text{ ton/año}$  lo que se refleja en el aumento de 1 km de costa cada 40 años.

En muchos ríos existe una considerable variación anual en la descarga de sedimentos. La descarga sedimentaria depende del flujo y de la concentración de sólidos suspendidos presente en el curso de agua. En sectores donde la cuenca fluvial queda cubierta por nieve en invierno, obviamente la concentración de sólidos suspendidos es muy baja, no obstante la situación cambia drásticamente en la época cálida debido a que con el derretimiento de la nieve se produce el arrastre del material erodado.

#### b. Tipos de estuarios

Este tópico será abordado en términos generales para introducir algunos conceptos de circulación estuarina. En las zonas estuarinas, los patrones de circulación de agua residual y mareal procesos son importantes que determinan el transporte de sedimentos. Los sedimentos finos que viajan en suspensión propenderán a seguir junto los flujos de agua residual o mareal promedio; mientras que, las partículas de mayor diámetro (limos gruesos y arenas) serán transportadas por el fondo (a nivel de cubierta sedimentaria) y estarán afectas principalmente a las velocidades más altas que se mueven en dirección de la corriente predominante. En consecuencia, se desprende que los patrones de movimiento que exhiban los sedimentos dependerán del tipo de estuario. Dyer (1994) reconoce 4 tipos principales de estuarios: altamente estratificados, parcialmente mezclados, bien mezclados y predominantemente mareales.



### c. Región de máxima turbidez

Una de los rasgos más distintivos del transporte de sedimentos en estuarios meso y macromareales es la presencia de un máximo de turbidez. Esta es una zona que exhibe concentraciones de sedimentos suspendidos comparativamente mayores en relación con otro sector del estuario (en dirección al mar o hacia la cabecera del río); la región de máxima turbidez generalmente se localiza aguas arriba, en el frente de intrusión salina, donde las salinidades son cercanas al rango de 1-5‰. El flujo marea, que es el proceso que tiene la capacidad de mantener estas altas concentraciones, en conjunto con otros procesos estuarinos concentran los sedimentos suspendidos en esta zona evitando de este modo la tendencia de las partículas a dispersarse.

La mayor concentración de sedimentos suspendidos en la región de máxima turbidez varía dentro de límites amplios. A pesar de las diferencias debido a la disponibilidad de sedimentos, los estuarios de bajo rango marea tienen concentraciones máximas del orden de 100-200 ppm, mientras que en aquellos estuarios de alto rango marea, las concentraciones son mucho más altas (1.000-10.000 ppm).

La región de máxima turbidez, que contiene una alta proporción de partículas finas móviles que se distribuyen dentro de un estrecho rango de diámetro, juega un papel central en el control de la circulación de sedimentos finos al interior del estuario, como así también en el transporte de sedimentos desde el río hacia el mar.

### d. Ciclo sedimentario en la zona estuarina

Si bien la erosión, transporte y deposición de sedimentos finos en la región de máxima turbidez implica la participación de otros procesos, que comparativamente actúan a nivel de segundo orden, son extremadamente importantes en determinar las concentraciones de sólidos suspendidos y las magnitudes de los retardos ("lags") que se producen en los procesos de erosión y deposición. Estos procesos son: floculación, asentamiento, deposición, consolidación y re-erosión.

El transporte de sedimentos en los estuarios está regulado por los efectos combinados del flujo estuarino y la acción de las mareas. Las partículas en suspensión ingresan a través de la capa superior de baja salinidad y son transportadas en dirección al mar; en forma paralela, en las aguas subsuperficiales del estuario los efectos de la marea resuspenden las partículas sedimentarias situadas en el fondo. Así también, las partículas que se encuentran en el estrato superficial del agua tienden a mezclarse con las del estrato inferior debido a fenómenos de turbulencia. Considerando que una proporción importante de los sedimentos en suspensión son más densos que el agua dulce y que el agua de mar, estas partículas finalmente precipitan y se asientan sobre la cubierta del fondo.

En base a estos antecedentes, entonces el sector donde los sedimentos se acumulan debiera ubicarse próximo al punto de ingreso de las aguas fluviales al estuario y donde la circulación cambia de un flujo bilaminar a otro de tipo unilaminar (i.e. región de turbidez); en otras palabras, este fenómeno ocurriría inmediatamente después de la cabecera del estuario. Independiente de donde se produzca este cambio de flujo, en estuarios con aportes dulceacuícolas la acumulación de sedimentos se produce donde la salinidad es más baja (entre 0 y 15 partes por mil).

Así también, debido a que se produce un flujo neto subsuperficial forzado por las mareas, el transporte neto de las partículas es en dirección hacia la cabecera del estuario. La erosión causada por las corrientes de fondo también origina



que las partículas finas sean transportadas hacia este mismo sector del estuario. De este modo, los estuarios actúan como ambientes depositacionales de sedimentos finos; típicamente, los fondos sedimentarios de los estuarios se encuentran dominados por arcillas y limos excepto en aguas someras en donde las corrientes de fondo son rápidas.

Los efectos erosivos de las mareas sobre los fondos sedimentarios se asocian tanto con el ciclo mareal y estacional. Con cada marea llanante, una gran cantidad de partículas son dislocadas desde el fondo (*i.e.* saltación) y movilizadas hacia la columna de agua. En verano, este efecto es suficiente para generar una capa de agua turbia de varios metros de espesor sobre el fondo (Rhoads *et al.*, 1975). Bajo condiciones invernales la actividad biogénica es menor y los sedimentos tienden a ser más cohesivos. Debido a las bajas temperaturas, la película de bacterias ("biofilm") que cubre los sedimentos finos permanece sin mayores cambios ya que no es consumida por la meiofauna; este factor reduce la erodabilidad del fondo. En verano, con el aumento de la temperatura se reactivan los procesos de bioturbación y peletización del sedimento, como así también el consumo del biofilm bacteriano, los sedimentos tienden a presentar una superficie hidrodinámicamente más rugosa para el agua suprayacente al fondo. Como consecuencia, la velocidad crítica requerida para erodar es menor. La erosión resultante tiende a incrementar la turbidez en la columna de agua, exacerbando de este modo la tasa de intercambio de nutrientes con el agua cercana al fondo (Rhoads *et al.*, 1978; Yingst and Rhoads, 1978).

La sedimentación estuarina esta estrechamente relacionada con los patrones estacionales en los sectores de ingreso de aguas dulces. Los pulsos primaverales de agua dulce distribuyen la mayoría del ingreso fluvial anual de sedimentos suspendidos. Una vez que este material particulado se deposita en los fondos, durante el resto del año se desarrolla un proceso de retratamiento de los sedimentos debido a las corrientes de marea y a la ocurrencia de fenómenos turbulentos generados por la acción del viento (Schubel, 1972).

Si bien los estuarios se constituyen en áreas naturales de depositación, los sedimentos también pueden abandonar estos sectores en dirección al mar. El factor clave en este caso es la descarga fluvial. Aquellos ríos con un alto caudal empujan la región de turbidez aguas abajo, lo que genera mayores niveles de turbulencia asociados con el aumento el caudal promedio manteniendo por tiempos más prolongados los sedimentos en suspensión. Esta situación permite que los sedimentos se propaguen a través de la región de turbidez sin que sean atrapados y finalmente se dirijan en dirección al mar. Bajo condiciones de caudales de descarga bajo a medio, las partículas se aproximan a la región de turbidez, pero permanecen en ésta por semanas, desplazándose hacia delante y hacia atrás en sintonía con las mareas. Con un mayor caudal de descarga las partículas atraviesan el estuario al cabo de algunos ciclos mareales.

#### 1.4.4. Procesos sedimentarios en ambientes marinos litorales

Los procesos de transporte de sedimentos en zonas litorales marinos pueden ser clasificados en dos grandes clases: dentro y fuera de la zona de barrido de la ola. Dentro de esta zona es posible reconocer el transporte litoral que se produce a lo largo de la costa y el transporte cruzado o perpendicular a la misma.



### a. Transporte litoral

Las olas en la zona de rompientes y el sector de resaca en la orilla del mar se combinan con patrones horizontales y verticales de circulación de corrientes costeras para configurar el transporte de sedimentos de los sectores litorales. En algunos casos, este transporte se produce sólo como consecuencia de una reconfiguración local de las arenas generando barras y canalones, o en una serie de cúspides que modifican el perfil de las playas. Sin embargo, en otras oportunidades existe un extensivo desplazamiento de sedimentos paralelo a la costa, movilizando anualmente cientos de miles de metros cúbicos de arena a lo largo del borde costero. Este último tipo de transporte sedimentario ocurre principalmente dentro de la zona de barrido de la ola y está entre los procesos costeros más importantes que controlan la morfología de playas y que determina en gran parte las condiciones de erosión, acreción o estabilidad del borde costero (Figura 1.8).

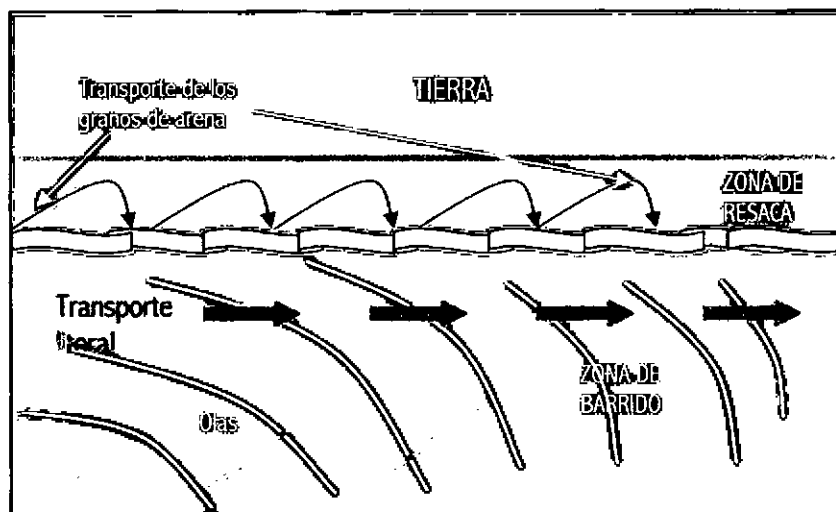


Figura 1.8. Esquema que representa el transporte litoral en la zona de barrido de la ola

Generalmente, las corrientes asociadas con la circulación de las celdas costeras sólo generan una redistribución local de los sedimentos en las playas. Las corrientes de resaca pueden tener cierta importancia en el desplazamiento perpendicular de los sedimentos con respecto a la playa, sin embargo el desplazamiento neto que generan en sentido paralelo a la costa es mínimo. En este sentido, es más importante el efecto de las olas que rompen en sentido oblicuo con respecto a la línea de costa, ya que este fenómeno tiene una mayor efectividad en el transporte de sedimentos paralelo a la costa. El movimiento resultante de los sedimentos de las playas a lo largo de la costa se conoce como transporte litoral o transporte de sedimentos costeros, mientras que los volúmenes de arena involucrados en el transporte se conocen como deriva litoral. El transporte litoral también puede ser resultado de corrientes generadas por gradientes en la altura de las olas a lo largo de la costa, comúnmente denominadas corrientes de difracción. Este transporte se manifiesta a través del movimiento de los sedimentos de las playas hacia las estructuras que crean estas corrientes de difracción (*i.e.* molos, puntas rocosas, penínsulas).



#### b. Transporte litoral cruzado

El transporte de sedimentos en un punto cercano a la zona costera es un vector resultante de dos componentes: una paralela a la costa y otra perpendicular a la misma. La primera componente del transporte litoral total ha sido extensamente estudiada y los aspectos básicos fueron delineados en el acápite anterior (a). El transporte litoral cruzado (segunda componente) sólo ha sido considerado en estudios relativamente recientes (una década atrás). Este tipo de transporte se relaciona tanto con el transporte costa afuera, tal como ocurre durante las tormentas, como así también con el transporte costa adentro el cual predomina durante los eventos de oleaje moderado.

El transporte en estas dos direcciones se desarrolla bajo condiciones distintas y en escalas de tiempo notoriamente diferentes. El transporte costa afuera es el más simple de los dos, tiende a presentarse con mayor rapidez, como un proceso más regular y con transporte más o menos en fase sobre todo el perfil activo. Por otra parte, el transporte hacia la costa dentro de la región delimitada por las barras de arena a menudo se presenta con movimientos tipo olas. En este caso, el transporte actúa desplazando bloques de arena que se mueven hacia la costa.

#### c. Transporte de sedimentos fuera de la zona de barrido de la ola

Desde la zona de rompientes hacia la playa, las olas y sus corrientes asociadas se reconocen como importantes fuentes de transporte y resuspensión de sedimentos. En cambio, desde la línea de rompientes en dirección al mar abierto existe una región cuya profundidad varía aproximadamente de 2 a 30 m de profundidad dentro de la cual la importancia que tienen las olas y corrientes sobre los procesos de transporte de sedimentos no se conoce en detalle (US Army Corps of Engineers, 1998). Esta zona se conoce como plataforma interior.

Se sabe que durante el desarrollo de severas tormentas en la zona costera parte del material removido desde las playas es transportado costa afuera y depositado sobre la plataforma interior. La profundidad en que se deposita no permite que bajo condiciones normales de oleaje este material se resuspenda.

#### 1.4.5. Procesos sedimentarios en ambientes lacustres

La depositación, erosión y transporte de sedimentos en lagos es un tema de interés en muchos campos de investigación, incluyendo la productividad y dinámica de nutrientes, calidad de hábitats acuáticos, circulación y transporte de contaminantes, interacciones agua/sedimento y biota/sedimento y evaluaciones cuantitativas relacionadas con procesos de erosión, deriva litoral, extracción de recursos, dragados y capacidad de almacenamiento de agua fresca.

Desde una perspectiva geológica, los lagos son rasgos efímeros del paisaje. Sólo aquellos grandes lagos que persisten durante largos períodos de tiempo, tienen la potencialidad de generar condiciones bajo las cuales los procesos que ocurren al interior de los mismos podrían influenciar las propiedades de la cubeta que los contiene. Generalmente, la magnitud de las energías hidráulicas sólo son suficientes para modelar los materiales no consolidados localizados en la zona litoral o distribuir selectivamente los nuevos aportes de sedimentos que ingresan a la cubeta lacustre. De esta manera, y en términos generales, las características y cantidades de sedimento que están sometidas a los procesos intra-lacustres





son producto de factores externos y temporales. Los factores temporales están representados por la influencia que continúan ejerciendo los primeros estadios en la evolución de la cubeta lacustre, ahora bajo condiciones ambientales más modernas.

Los lagos y ríos representan extremos opuestos en un espectro continuo de sistemas cerrados; los ríos son los miembros más abiertos de este espectro y tienen los tiempos de retención más breves. Por otra parte, los lagos se caracterizan fundamentalmente por la magnitud en que los procesos intralacustres se encuentran dominados por los efectos de borde (*i.e.* zona litoral). En consecuencia, se desprende que aquellos lagos más pequeños tendrán una mucha mayor influencia en sus propiedades físicas, químicas y biológicas debido a los procesos que ocurren en la zona litoral respecto de los lagos de mayor tamaño.

Aunque los lagos son una parte integral de muchos sistemas de drenaje, un lago representa una cubeta receptora (parcial o total) de las aguas procedentes de una cuenca hidrográfica. Dicha cuenca opera como un sistema colector de aportes difusos (principalmente atmosféricos), mientras que su descarga, compuesta de agua, materiales sedimentarios en suspensión y de arrastre, generalmente fluye a través de un curso de agua hacia el margen continental. Los lagos modifican esta descarga, funcionando tanto como filtro y tampón ("buffer"). Cuando el lago actúa como filtro, retiene una porción del material particulado que proviene del cuenca hidrográfica; mientras que cuando opera como tampón, modifica tanto la calidad del agua y de los sedimentos en respuesta a procesos bioquímicos y químicos que ocurren al interior del lago; además, juega un rol de integrador al recepcionar y homogeneizar el flujo procedente de distintos afluentes. En la Figura 1.9 se representa en forma sucinta los factores más importantes que directa e indirectamente influyen las condiciones limnológicas. Los procesos sedimentarios son una componente importante de tales condiciones.

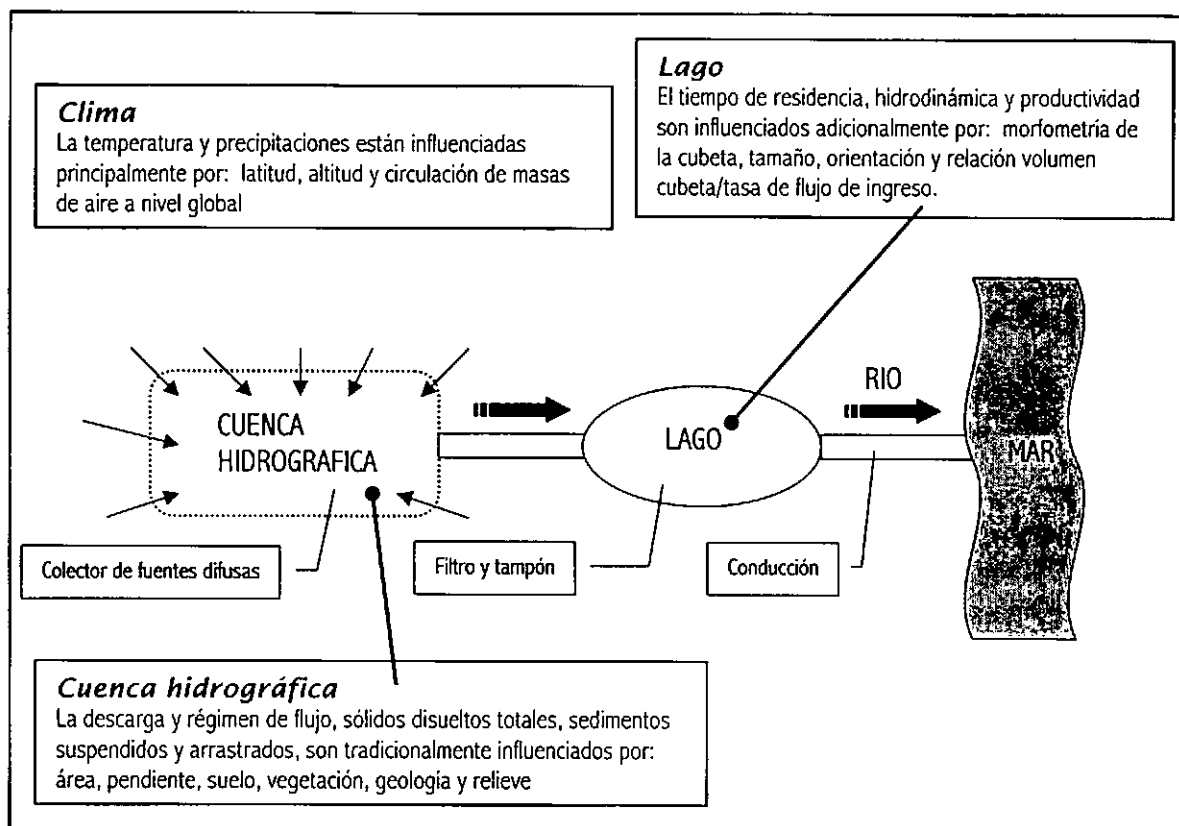


Figura 1.9. Representación de los factores que tienen influencia directa o indirecta sobre los procesos que ocurren al interior de los lagos. Levemente modificado de Sly (1994).

#### 1.4.5.1. Respuesta de los lagos a distintos tipos de forzantes físicos

Los factores forzantes (*funciones forzantes* según Sly (1978)) son aquellos agentes físicos primarios que generan algún tipo de respuesta en un sistema lacustre. La respuesta de los lagos a factores forzantes físicos se desarrolla a través de la integración de diferentes mecanismos. A nivel local, un determinado mecanismo puede predominar sobre los restantes; así por ejemplo, los patrones de circulación global de un lago, a nivel puntual pueden ser enmascarados por completo debido a los efectos de la descarga de un río. En términos generales, los procesos sedimentarios reflejan la integración temporal, a nivel local y regional, de los fenómenos y procesos que ocurren en la matriz acuosa.

Los principales agentes forzantes son el viento, afluentes fluviales, calentamiento solar, presión barométrica y gravedad. El viento genera olas, corrientes y efectos seiche (Hakanson, 1977), mientras que los aportes fluviales producen varios tipos de plumas de dispersión y tipos de arrastre en los sedimentos. La irradiación solar produce la estratificación de la columna de agua, en tanto si el enfriamiento térmico es sustancial resulta en la formación de hielo en la superficie del lago. Grandes variaciones en la presión barométrica generan seiches, casi siempre asociados con efectos eólicos. Las fuerzas gravitacionales generan una respuesta mareal en las aguas de los lagos, aunque ésta es perceptible sólo en aquellos lagos de grandes dimensiones.



En un segundo nivel de jerarquía se encuentran los factores controladores. En los lagos, los factores controladores se clasifican en dos tipos, aquéllos que aportan algún tipo de confinamiento fijo (tal como la morfometría de la cubeta) y otros que generan un confinamiento variable o en gradiente (*i.e.* estratificación del lago).

**Confinamiento fijo:** la morfometría del lago es un factor clave que, junto con el tamaño y orientación del mismo, actúan como control principal sobre los procesos sedimentarios en este tipo de ambiente acuático. En lagos muy someros, la acción de las olas superficiales se puede proyectar hasta el fondo de la columna de agua y perturbar continuamente la interfase agua/sedimento. También en este tipo de lagos, el calentamiento superficial durante los meses de verano puede abarcar todo el volumen de agua, lo que impide el desarrollo de procesos de estratificación en la columna acuosa. Por otra parte, en lagos más profundos se considera que los eventos hidrodinámicos superficiales no tienen mayor incidencia a nivel de fondo y a irradiación solar estival genera el calentamiento del estrato superficial de la columna de agua, lo que se traduce en la ocurrencia de estratificaciones estacionales. Otros factores tales como la forma, tamaño y orientación del lago influyen de modo colectivo el "fetch" y el desarrollo del régimen de olas. Por otra parte, el grado de desarrollo litoral proporciona alguna indicación del nivel de protección o exposición que puede existir a lo largo de distintos sectores de la orilla del lago; además, es indicativo del grado de complejidad que podría esperarse en la distribución de los sedimentos en la zona litoral.

**Confinamiento variable:** los factores que controlan los mecanismos de arrastre y formación de plumas fluviales de dispersión incluyen la descarga del afluente y las densidades relativas de las aguas receptoras y de los afluentes, debido a diferencias en temperatura y contenido en sólidos disueltos y sólidos suspendidos. En base a la cantidad de irradiación solar recibida, y a la latitud en que están ubicados, los lagos manifiestan distintos patrones de estratificación térmica. En base a estas diferencias, los lagos se clasifican en oligomícticos, monomícticos, polimícticos y amícticos. Debido a que la caracterización de cada uno de estos tipos lacustres está fuera del ámbito de este proyecto, se recomienda consultar los trabajos de Hutchinson and Löffler (1956) y de Wetzel (1975) para mayor información sobre el tema.

#### 1.4.5.2. Relación entre distribuciones de sedimentos y procesos limnológicos

Los procesos sedimentarios que se desarrollan en los lagos están estrechamente vinculados con la respuesta que exhiben los materiales particulados frente a un amplio rango de mecanismos hidráulicos (*i.e.* roce, arrastre, efectos de densidad, presiones diferenciales a nivel superficial, mareas, etc.). Los materiales en suspensión y aquellos yacen en el fondo de la cubeta reflejan las condiciones hidrodinámicas inmediatas. Sin embargo, en los sedimentos lacustres no es simple identificar un determinado tipo de efecto con un mecanismo hidráulico específico. Realmente, los sedimentos reflejan un balance neto de las condiciones formativas. Los procesos sedimentarios difieren no sólo en respuesta a regímenes de alta o baja energía, sino que se encuentran estrechamente relacionados con la influencia del efecto de borde de la cubeta lacustre.



#### a. Sedimentación en lagos

Los procesos de sedimentación en lagos se encuentran estrechamente relacionados con los patrones hidrológicos y con la topografía de la cubeta, los cuales influyen el régimen hidrodinámico (Hakanson and Janssen, 1983). Cuando se trata de estimar los procesos de sedimentación en cuerpos lacustres se debe considerar al menos los siguientes factores: la forma y volumen del lago (morfometría), la descarga de sedimento alóctono, la producción autóctona, las características del sedimento, el desarrollo de deltas, corrientes de turbidez, patrones de resuspensión y de flujo hidrodinámico (seiches, estratificación, fuerza de Coriolis, corrientes, entre otros). Todos estos factores exhiben variaciones espaciales y temporales. Según las investigaciones efectuadas por Sly (1978), los agentes forzantes o aportes energéticos más relevantes desde una perspectiva de respuesta sedimentológica son los vientos, los aportes fluviales y calentamiento atmosférico. Los efectos de estos factores forzantes están regulados por la morfometría del lago, el relieve topográfico circundante y el régimen hidrológico predominante del lago.

En un contexto sedimentológico, a menudo es útil distinguir entre áreas dominadas por la acción de cursos de agua (*i.e.* ríos) y áreas con predominio de la acción del viento. Las zonas de sedimentación deltaica y de plumas de dispersión de ríos corresponden exclusivamente a áreas que se encuentran bajo un régimen de dominio fluvial. Según Hakanson y Janssen (1983) existen cuatro factores que regulan la tasa de deposición en lagos:

- Un factor de deposición que describe la capacidad de un lago dado para comportarse como una trampa sedimentaria; mientras mayor el volumen de un lago más alta es su capacidad de entrapamiento, con la condición que todos los otros factores se mantengan constantes.
- Un factor de producción que describe la producción autóctona, *i.e.* la producción biológica interna total.
- Un factor de pre-atrapamiento que indican que los lagos ubicados "corriente abajo" reciben menor cantidad de material alóctono en comparación con los lagos ubicados "corriente arriba", los cuales actúan como trampas sedimentarias de partículas suspendidas y sedimentos.
- Un factor de carga que describe la carga natural de materiales alóctonos (carga de fondo y carga suspendida) y la carga antropogénica (proveniente de industrias, áreas urbanas y actividades de la agricultura) para un lago dado.

#### b. Dinámica de los fondos sedimentarios lacustres

Una vez que se produce la sedimentación de las partículas en el fondo de la cubeta lacustre, puede darse la ocurrencia de distintos procesos que se encuentran íntimamente ligados con el comportamiento de las aguas de fondo, los cuales determinan la existencia de áreas sujetas a distintos regímenes hidrodinámicos:

- Áreas de acumulación: prevalecen en donde se acumula continuamente materiales finos con tamaños de grano  $< 0,006$  mm (arcillas y limos).
- Áreas de transporte: éstas aparecen donde hay una deposición discontinua de agregados o materiales finos. Esta situación ocurre donde los periodos de acumulación son interrumpidos por lapsos de resuspensión, segregación de partículas finas o transporte, generalmente de breve duración asociados con eventos de recambio de aguas y tormentas.
- Áreas de erosión que prevalecen donde no existe deposición de materiales finos.



Las áreas de erosión se presentan con mayor frecuencia en aguas someras y se caracterizan por la ocurrencia de depósitos duros o consolidados, cuyo origen proviene de rocas, grava, arena y arcillas glaciales. Los sedimentos dentro de las áreas de transporte son generalmente muy variables, pudiéndose registrar desde arenas a fangos. Por otra parte, en las áreas de acumulación los sedimentos siempre se presentan disgregados, con un alto contenido de agua y de materia orgánica.

En zonas más profundas de los lagos, en donde predominan materiales sedimentarios finos de naturaleza cohesiva, Hakanson y Jansson (1983) no recomiendan utilizar el tamaño del grano de las partículas inorgánicas como el único o el mejor descriptor entre la velocidad/dinámica del agua y la dinámica de los fondos (*i.e.* Terwindt, 1977; Fisher *et al.*, 1979; Fukuda and Lick, 1980; McCall and Fisher, 1980). Dentro de un contexto sedimentológico, el conocimiento de la dinámica de fondo de los lagos es esencial para estimar los potenciales efectos ecológicos de la presencia de contaminantes. Desde un punto de vista práctico, también permite evaluar la mejor alternativa de sitios de vertimiento de dragados. Por otra parte, la presencia de contaminantes en la cubierta sedimentaria se asocia estrechamente con partículas finas y ricas en material orgánico depositadas principalmente en áreas de acumulación; mientras que, en áreas de transporte las variaciones físicas, químicas, biológicas y de contaminantes son muchos mayores (Tabla 1.9).

En los lagos las corrientes de turbidez son desprendimientos episódicos de sedimentos licuificados desde las paredes de la cubeta y que luego de cierto tiempo se redepositan en áreas de deltas. Este tipo de fenómenos pueden tener una influencia significativamente alta en los sedimentos lacustres y en los procesos sedimentológicos que ocurren en este tipo de ambientes. Otro factor que potencialmente afecta la distribución de los sedimentos lacustres es la influencia de los vientos y del oleaje (Johnson, 1980). Mediante los datos presentados en la Tabla 1.10, Sly (1978) proporciona antecedentes que relacionan la velocidad del viento con la altura de la ola y su efecto sobre la dinámica del fondo a través de la longitud basal de la misma (considerada como un 25% de la longitud de onda).



Tabla 1.9. Relación entre la dinámica del fondo (erosión, transporte y acumulación) y características físicas y químicas de los sedimentos superficiales de Lilla Ullevi Bay (Lago Mälaren, Suecia). Valores promedio y desviación estándar (entre paréntesis).

Parámetros	Erosión n=15	Transporte n=10	Acumulación n=14
<b>Físicos</b>			
Profundidad del agua (m)	13,0 (5,3)	17,5 (5,4)	31,6 (8,0)
Contenido de agua (%)	32,6 (9,0)	67,4 (9,6)	94,1 (2,3)
Densidad (g/cm <sup>3</sup> )	1,72 (0,15)	1,26 (0,10)	1,03 (0,02)
Contenido orgánico (%)	4,6 (2,2)	10,7 (4,6)	24,3 (2,5)
<b>Químicos</b>			
Nitrógeno (mg/g)	0,6 (0,4)	3,4 (1,2)	10,7 (1,5)
Fósforo (mg/g)	0,8 (0,4)	2,8 (2,1)	1,6 (0,5)
Carbono (mg/g)	0,5 (0,5)	2,7 (2,0)	10,4 (1,7)
Clorofila (µg/g)	5,3 (4,2)	18,5 (9,4)	167,1 (45,5)
Hierro (mg/g)	24,6 (10,4)	53,5 (14,4)	41,3 (3,2)
Manganeso (mg/g)	0,8 (0,8)	3,5 (2,6)	2,5 (1,5)
Zinc (µg/g)	41 (19)	111 (27)	189 (17)
Níquel (µg/g)	23 (8)	40 (8)	57 (10)
Cobre (µg/g)	18 (9)	31 (13)	59 (6)

Fuente. Hakanson (1980) con datos de Ryding and Borg (1973) *fide* Hakanson and Jansson (1983)

Tabla 1.10. Influencia potencial del viento y del oleaje sobre sedimentos de fondo estimada a partir de la longitud de la base de la ola (Sly, 1978).

Fetch (km)	Velocidad continua del viento (km/h)				Velocidad continua del viento (km/h)			
	74	56	37	28	74	56	37	28
	Altura significativa de la ola (1/3H)(m)				Base de la ola (m)			
600	7,3	4,9	2,6	1,6	77	53	35	24
400	6,4	4,4	2,4	1,5	59	45	27	20
200	5,0	3,4	2,0	1,3	41	31	18	15
100	3,8	2,7	1,6	1,2	29	22	14	12
50	2,9	2,1	1,3	0,9	20	15	10	8
10	1,5	1,2	1,0	< 0,5	9	6,5	4,5	3
5	1,2	0,9	0,8	--	6	4,5	3	2
2	1,0	0,6	< 0,5	--	3	3	1,5	--



## 1.5. DESARROLLO Y SITUACION ACTUAL DE LAS REDES DE MONITOREO DE SEDIMENTOS IMPLEMENTADAS EN CHILE

Las iniciativas desarrolladas en nuestro país sobre programas de vigilancia ambiental acuáticos pueden ser clasificadas en cuatro categorías:

- Programas de Seguimiento Ambiental Acuáticos dependientes del Estado
- Programas de Sanitización de Recursos Hidrobiológicos
- Programas de Monitoreo Ambiental para las Actividades de Acuicultura
- Proyectos que incluyen actividades de monitoreo

Sin embargo, sólo algunas de ellas incorporan indicadores de la matriz sedimentaria dentro de su seguimiento (Tabla 2.1). Actualmente, sólo la Dirección General del Territorio Marítimo y de Marina Mercante (DIRECTEMAR) tiene implementados programas de seguimiento ambiental que incluyen el monitoreo periódico de parámetros asociados con la calidad sedimentaria (POAL Continental y POAL Antártico). La Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA) mediante el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA), también recaba información al respecto a través de los programas de vigilancia que realizan los titulares de proyectos o actividades. Sin embargo, esta entidad aún no dispone de un sistema o red de monitoreo ambiental específicamente diseñada para vigilar la calidad de los sedimentos marinos y lacustres a escala nacional.

A nivel nacional el único Servicio que ha implementado y desarrollado una red de monitoreo de calidad ambiental, que incluye específicamente la matriz sedimentaria es la Dirección General del Territorio Marítimo y de Marina Mercante (DIRECTEMAR) a través del POAL. Los Servicios restantes (DGA, SAG, FIP) se clasifican en una de las dos categorías siguientes:

- (1) no han diseñado ni estructurado redes de monitoreo de calidad ambiental para sedimentos y sólo disponen de datos que se generan sin un procedimiento orientado específicamente para este objetivo (*i.e.* carecen de protocolos de obtención, preservación y métodos de análisis de las muestras) y sin una sistematización en la gestión de la información (*i.e.* compilación, procesamiento y almacenamiento de datos), o
- (2) si bien existen tales procedimientos, las redes de monitoreo apuntan a evaluar la calidad de otro tipo de matrices ambientales (*i.e.* agua), que están fuera del alcance de este proyecto.



Tabla 1.11. Programas de vigilancia ambiental acuáticos desarrollados a nivel nacional

Nombre del Programa	Institución responsable	Cobertura	Cuerpo de agua	Estaciones	Matrices ambientales y variables	Frecuencia
Programa de Observación del Ambiente Litoral (POAL)  1988 – 2001	DIRECTEMAR	Región: I a XII	Marinos y dulceacuícolas		Agua: metales pesados, nutrientes, constituyentes orgánicos agregados, compuestos orgánicos individuales y calidad microbiológica  Sedimentos: metales pesados, nutrientes, constituyentes orgánicos agregados y compuestos orgánicos individuales  Biota ( <i>Perumytilus purpuratus</i> ): metales pesados y calidad microbiológica	Semestral
Programa de Observación del Ambiente Litoral Antártico (POAL Antártico)  1996-1998	DIRECTEMAR	Bahía Fildes, Territorio Antártico Chileno	Marino	8	Agua: metales pesados, nutrientes, constituyentes orgánicos agregados, compuestos orgánicos individuales y calidad microbiológica  Sedimentos: granulometría, metales pesados, nutrientes, constituyentes orgánicos agregados y compuestos orgánicos individuales	Anual
Red de Calidad de Aguas Superficiales 1968 – 2001	DGA	Región: I a XII	Dulceacuícola	315	Agua: temperatura, pH, conductividad, oxígeno disuelto, metales pesados, DQO, nutrientes, carbonatos.	Trimestral y Cuatrimestral
Red Mínima de Control de Lagos 1983-2001	DGA	Región: IV, VI, VIII, IX, X y RM	Dulceacuícola	58	Agua: temperatura, pH, conductividad, O <sub>2</sub> disuelto, transparencia, turbiedad, nitrógeno y fósforo.	Estacional
Red de Aguas Subterráneas	DGA	Región: I, II, III, IV, V, VI, VII, VIII, X y RM	Dulceacuícola	73	Agua: temperatura, pH, conductividad, oxígeno disuelto, metales pesados, DQO, nutrientes, carbonatos.	Trimestral y Cuatrimestral

Fuente: Elaboración propia

En el Anexo 1 se entregan antecedentes más detallados sobre los distintos programas de vigilancia ambiental que actualmente se efectúan en el país.





# Efectos adversos a los recursos naturales por la presencia de contaminantes en sedimentos

2

## Objetivo específico

Recopilar resultados de las investigaciones científicas nacionales e internacionales que aportan antecedentes sobre los efectos adversos a los recursos naturales respecto de la presencia de contaminantes en sedimentos, y si hubiere información, a la salud humana

## INTRODUCCION

¿Por qué la contaminación de los sedimentos es un tema ambiental de relevancia nacional?

Los sedimentos proporcionan un hábitat para muchos organismos y funcionan como un importante componente de los ecosistemas acuáticos. Los sedimentos también actúan como receptáculo final de sustancias contaminantes químicas de tipo tóxicas y persistentes (*i.e.* de baja degradabilidad natural) que fueron liberadas al ambiente. En el medio acuático, todos aquellos productos de desecho eliminados por el hombre que no se degradan rápida o fácilmente, con el transcurso del tiempo se van acumulando en los sedimentos. De hecho, los sedimentos han sido descritos como el compartimiento final en donde se almacenan los contaminantes (Salomons *et al.*, 1987). Sin embargo, si esta ponencia fuera completamente cierta, entonces no sería necesario dedicar tanto interés, e invertir tiempo y recursos para analizar los potenciales efectos adversos de los contaminantes que se hallan "secuestrados" en la matriz sedimentaria. Realmente lo que ocurre es que los sedimentos actúan como una interfase, en el sentido que a veces atrapan sustancias contaminantes pero bajo condiciones distintas también pueden actuar como una fuente que los libera al ambiente acuático (*i.e.* caso de los relaves de cobre en Chañaral).



Los efectos adversos en los organismos, en o cerca de los sedimentos, pueden ocurrir aún cuando los niveles de las sustancias contaminantes presentes en el agua suprayacente al fondo sean bajos. Los organismos bentónicos (*i.e.* macroinfauna) se exponen a los contaminantes que están presentes en los sedimentos a través de contacto directo, por ingestión de partículas de sedimento o través de la incorporación de contaminantes disueltos que se encuentran en el agua intersticial. Además, las perturbaciones naturales (como por ejemplo el alud ocurrido en Antofagasta tiempo atrás) y antropogénicas (*i.e.* vertimiento de sedimentos dragados desde zonas portuarias) pueden liberar contaminantes al agua suprayacente, quedando de esta manera expuestos los organismos pelágicos. Evidencias surgidas desde experiencias en laboratorio muestran que los sedimentos contaminados pueden causar letalidad inmediata (toxicidad aguda), como así también efectos deletéreos a largo plazo (toxicidad crónica), particularmente sobre los organismos bentónicos. Por otra parte, mediante estudios efectuados en terreno, principalmente en los lagos del hemisferio norte (*i.e.* los Grandes Lagos), se ha revelado que existe una estrecha relación entre la presencia de sedimentos con altos niveles de compuestos tóxicos y la ocurrencia de tumores y otro tipo de lesiones en peces de fondo o demersales. Tales efectos pueden reducir o eliminar especies de importancia recreacional, comercial o de relevancia ecológica (tales como cangrejos, camarones y peces) en forma directa o afectando el abastecimiento alimentario que estas poblaciones necesitan para sobrevivir. Además, en otros casos los contaminantes presentes en los sedimentos y que ingresan al organismo por alguna de las vías anteriormente señaladas no liquidan al individuo, sino que éstos se acumulan en los tejidos comestibles a niveles que causan riesgos para la salud de la vida acuática y de las personas, como el caso Minamata en Japón.

En síntesis, la autoridad ambiental y todas aquellas entidades relacionadas con la calidad ambiental de los sedimentos fundamenta su gestión y accionar en los siguientes puntos, válidos para ambientes marinos y lacustres:

- Diversos contaminantes tóxicos que solo se encuentran en cantidades apenas detectables en la columna de agua, pueden acumularse en los sedimentos a niveles de dos a cinco órdenes de magnitud más altos.
- Los sedimentos actúan tanto como reservorio y fuente de sustancias contaminantes hacia la columna de agua y organismos
- Los sedimentos actúan como una matriz integradora en el tiempo de los contenidos de contaminantes, mientras que las concentraciones de sustancias contaminantes en columna de agua son mucho más variables y dinámicas.
- Los contaminantes presentes en los sedimentos (además de los contaminantes que están en la columna de agua) afectan negativamente a los organismos bentónicos, como así también a aquéllos que tienen algún grado de relación ecológica con esta matriz ambiental: organismos que se alimentan de especies bentónicas (bento-demersales) y el hombre.
- Los sedimentos son una parte integral del ambiente acuático ya que proporcionan hábitat, refugio, alimentación, sitios de desove y crianza para muchos organismos que habitan transitoria o permanentemente en este medio.

Los sedimentos contaminados pueden afectar la vida acuática de diferentes maneras. Sectores con altos niveles de sustancias contaminantes en los sedimentos pueden hacer desaparecer especies sensitivas (estenoicas) y, en algunos casos, a la comunidad biológica completa (defaunación). Dentro de nuestro territorio, el caso más extremo es el ocurrido en Chañaral; una situación similar también acontece en los fondos sedimentarios del puerto de Tocopilla y de San Vicente.

La contaminación de los sedimentos también puede afectar de modo adverso la salud de los organismos y convertirse en una fuente aportante de contaminantes hacia la cadena alimentaria (Lyman *et al.*, 1987). Por ejemplo, peces vivos con aletas dañadas y con una variedad de tumores, tanto externos como internos, han sido hallados en o próximos a fondos sedimentarios contaminados con hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) procedentes de una planta de creosota en



Elizabeth River, Virginia, Estados Unidos (Van Veld *et al.*, 1990). En este mismo país, en que se han efectuado la mayoría de este tipo de estudios, también se detectó tumores hepáticos y lesiones dérmicas en ejemplares de peces de gobio café que habitaban las aguas de río Black (Ohio), las cuales estaban contaminadas con HAP procedentes de una planta de coke. Los autores del estudio establecieron una relación causa-efecto entre la presencia de HAP en los sedimentos y la ocurrencia de cáncer hepático en las poblaciones de peces nativos (Baumann *et al.*, 1987)

Algunos casos de riesgo han sido señalados para aves y mamíferos que se alimentan de peces, producto del ingreso de sustancias contaminantes a cadenas alimentarias; Kubiak *et al.* (1989) señaló la incidencia de trastornos reproductivos en golondrinas de Forster del lago Michigan cerca de Green Bay y en granjas criadoras de visones que eran alimentados con peces procedentes de los Grandes Lagos (Auerlich *et al.*, 1973). En ambos casos, los problemas de reproducción fueron causados por los altos niveles de bifenilos policlorados (PCB) encontrados en los peces que servían de alimento. Además, la presencia de contaminantes en sedimentos también puede afectar la base de la trama alimentaria mediante la eliminación de recursos alimentarios y, en algunos casos, alterando la competencia natural, la cual puede tener efectos en la dinámica de las poblaciones a niveles tróficos superiores (Burton *et al.*, 1989; Landis and Yu, 1995).

La acumulación de contaminantes en tejidos de peces (llamada bioacumulación), y la translocación y aumento de los niveles de estos contaminantes a través de los sucesivos eslabones de la cadena alimentaria (conocida como biomagnificación), también tienen relevancia para la salud humana y para la vida silvestre, ya que ambos se alimentan de peces y mariscos. Según la USEPA (1992), el consumo de peces representa para los seres humanos la ruta más significativa de exposición acuática a muchos metales y compuestos orgánicos. La principal causa de malestares o enfermedades que sufre el hombre frente a la presencia de contaminantes en los sedimentos, ocurre a través de rutas indirectas que implican la liberación de contaminantes desde los sedimentos hacia la columna de agua o la exposición de organismos acuáticos a este tipo de ambientes. En Estados Unidos, un gran número de cuerpos de agua continentales exhiben avisos de prohibición de actividades de pesca debido a la existencia de altas concentraciones de PCB, mercurio, dioxina y otros contaminantes. En 1995, sobre 1500 cuerpos de agua en este país desplegaban este tipo de avisos; sólo cuatro estados se eximían de esta condición. Otro tipo de efectos indirectos que genera la contaminación en los sedimentos, es el cierre de las fuentes abastecedoras de agua potable y la prohibición de actividades de natación en lagos y lagunas.

## 2.1. FUNCION DE LOS SEDIMENTOS EN LOS ECOSISTEMAS ACUATICOS

Los sedimentos se constituyen en elementos esenciales para los ecosistemas acuáticos ya que amparan tanto organismos autótrofos como heterótrofos. Los sedimentos apoyan la producción de alimento para los organismos en variadas formas. Por ejemplo, los sedimentos en fondos duros, los cuales son característicos de cursos de agua rápidos (*i.e.* arroyos y esteros) y están compuestos principalmente de gravas, guijarros y bolones, proveen sustratos estables para que el perifiton pueda adherirse (*i.e.* algas que crecen sobre rocas). Los sedimentos no consolidados, que son comunes en lagunas, lagos y tramos de ríos de bajo caudal, se componen principalmente de arena, limo y arcilla, proporcionando sustratos apropiados para el asentamiento de macrófitas acuáticas. Al proveer de hábitats y nutrientes para vegetales acuáticos, los sedimentos están sustentando procesos de producción autotrófica en los sistemas acuáticos. Los sedimentos también pueden albergar comunidades bacterianas que representan un importante componente de los ecosistemas acuáticos, ya que participan activamente en la descomposición de la materia orgánica adherida a la superficie de las



partículas de sedimento. Al efectuar este proceso, las bacterias liberan nutrientes a la columna de agua e incrementan la biomasa bacteriana. Las bacterias representan los elementos heterotróficos primarios de los ecosistemas acuáticos. El rol que juegan los sedimentos al sustentar la productividad primaria es esencial ya que las plantas verdes y bacterias representan la piedra basal de las tramas alimentarias sobre la cual todos los otros organismos dependen.

Además de su rol en sustentar la productividad primaria, los sedimentos también proveen refugio para muchos invertebrados y peces. Algunas de estas especies de invertebrados viven sobre los sedimentos (epifauna), mientras otras se introducen en la capa sedimentaria (infauna). Ambos modos de vida consumen material vegetal, bacterias y a otros organismos que también se encuentran asociados con los sedimentos. Los invertebrados representan importantes elementos de los ecosistemas acuáticos ya que existe una amplia variedad de especies silvestres que se alimentan de ellos. Por ejemplo, virtualmente todas las especies de peces consumen invertebrados acuáticos durante una fase o durante su ciclo de vida completo. Además, muchas aves consumen ya sea invertebrados acuáticos o emergentes. En forma similar, los invertebrados acuáticos también representan una importante fuente de alimento para anfibios y reptiles.

De modo importante, los sedimentos también proporcionan hábitats para muchas especies silvestres durante algunos estadios de su ciclo de vida. Por ejemplo, una variedad de peces utiliza los sedimentos para desovar o para la incubación de sus huevos (*i.e.* truchas y salmones silvestres). Además, los peces juveniles a menudo encuentran refugio de predadores en los sedimentos y en la vegetación acuática que crece sobre los fondos sedimentarios. Además, muchos anfibios cavan en el sedimento y permanecen en estado de sopor hasta que las condiciones ambientales mejoren.

### ¿Cuáles son las fuentes potenciales de contaminación de los sedimentos?

Generalmente, los cuerpos de agua reciben descargas de contaminantes como resultado de distintas actividades humanas, tanto antiguas como recientes, que se desarrollan en las proximidades de este receptáculo acuático natural. Los efectos acumulativos fuentes históricas, puntuales y difusas pueden contribuir de modo significativo a la contaminación de los sedimentos. Una fuente puntual de contaminación es un tipo de aporte único e identificable, como por ejemplo el emisario de una industria o de una planta de tratamiento de aguas servidas. Por otra parte, una fuente difusa de contaminación generalmente, aunque no siempre, proviene desde tierra a través de escorrentías que incluyen sustancias contaminantes originadas entre otras de: actividades agrícolas, áreas urbanas, actividades mineras, marinas y tráfico de embarcaciones, construcción, movimientos de tierra y deposición atmosférica. La mayoría de los casos documentados sobre contaminación actual de sedimentos han sido causados por el uso industrial y agrícola en el pasado de sustancias químicas tóxicas y altamente persistentes, tales como PCB y clordano. Mientras el uso de tales sustancias ha sido prohibido o fuertemente restringido, los programas de monitoreo continúan analizando la distribución y severidad de sus efectos debido a su acumulación en sedimentos y consecuentemente en los tejidos de peces y mariscos.

Otros contaminantes potenciales en los sedimentos y que incluye a metales pesados, HAP, algunos pesticidas y productos químicos nuevos y ya existentes, continúan apareciendo en fuentes puntuales y difusas. Según la USEPA (1997), en Estados Unidos se ha efectuado un avance significativo en los últimos 15 a 20 años a través de iniciativas de prevención de contaminación industrial, como son los permisos que se otorgan a través del National Pollutant Discharge Elimination System (NPDES) y las limitaciones impuestas por los estándares de descarga a los efluentes, en acuerdo con la tecnología local disponible en ese país. Ambas medidas han permitido reducir sustancialmente la descarga de sustancias químicas



tóxicas y persistentes al medio ambiente. Una prueba de ello, señala la USEPA (1997), es que los sedimentos superficiales a menudo presentan un menor grado de contaminación (*i.e.* menores concentraciones de analitos) que los sedimentos más profundos, lo que indica una mejora en las condiciones de esta matriz en los últimos años.

Las características de la contaminación a nivel local en los sedimentos, por lo general reflejan los tipos de uso y actividades que se desarrollan dentro del área de drenaje del cuerpo de agua (*i.e.* la cuenca). Por ejemplo, aquellas bahías, cursos de agua y estuarios que se encuentran rodeados por áreas industriales o urbanizadas exhiben elevados niveles de metales y compuestos orgánicos, los cuales típicamente se asocian con las actividades humanas que se desarrollan en dichos asentamientos. En algunos casos, la contaminación se localiza bajo una descarga de residuos líquidos industriales o domésticos, mientras que en otros, los procesos de mezcla natural y las actividades de dragado dispersan los contaminantes.

En Estados Unidos, cada año se dragan aproximadamente 300 millones de yardas cúbicas de sedimento para profundizar bahías y canales de navegación. Entre 3 y 12 millones de yardas cúbicas de estos sedimentos se encuentran tan contaminados que requieren de un tratamiento especial, muchas veces de un alto costo económico. Si el dragado de estos sectores no se puede efectuar por la existencia de sedimentos con elevados niveles de contaminación, entonces el volumen de tráfico en estas vías marítimas muestra una clara disminución.

Además, tanto ríos como esteros pueden actuar como vehículos de transporte de sustancias contaminantes, trasladándolas desde fuentes ubicadas en el curso superior hacia cuerpos de agua ubicados en regiones inferiores, exacerbando los problemas de contaminación en los ambientes de deposición sedimentaria. La precipitación de contaminantes desde la atmósfera hacia cuerpos de agua, también es otra vía de ingreso hacia la matriz sedimentaria que contribuye al aumento de los niveles de sustancias tóxicas. Por ejemplo, la EPA estima que entre el 76 y 89% de la carga de PCB presente en el lago Superior ha ingresado producto de la contaminación atmosférica (USEPA, 1994).

Las fuentes puntuales de contaminación, incluyendo descargas deliberadas o accidentales, han producido sectores claramente delimitados con altos niveles de sustancias contaminantes. La adición accidental o intencional de este tipo de sustancias incluye las descargas de efluentes, derrames, vertimiento de dragados y la fumigación de herbicidas a lagos y otro tipo de reservorios acuáticos. Tanto las fuentes puntuales industriales como las domésticas (incluyendo las municipales), aportan un amplio espectro de contaminantes a los sedimentos. En las fuentes municipales se incluye las aguas servidas tratadas o no, y las descargas procedentes de los aliviaderos de las plantas de tratamiento, en las que se mezclan aguas lluvias con aguas servidas. Las fuentes puntuales de contaminación industrial comprenden las plantas de elaboración de productos elaborados y las centrales de generación eléctrica.

La capacidad de dispersión que tienen los compuestos orgánicos y metálicos en los sedimentos, en sectores cercanos a áreas urbanas y agrícolas, y la relación que existe entre el ingreso de cargas importantes de estos contaminantes con eventos de escorrentía (*i.e.* lluvias), constituyen evidencia a favor de la importancia de las fuentes difusas como por ejemplo la deposición atmosférica. En algunas regiones, las actividades mineras son una fuente importante de contaminación de los sedimentos, debido a la lixiviación que se produce desde los relaves, cuyas aguas altamente enriquecidas con metales posteriormente alcanzan el ambiente acuático (Baudo and Muntau, 1990; Candfield *et al.*, 1994). Los escurrimientos de la agricultura aportan selenio, arsénico, mercurio y una amplia variedad de pesticidas. Aquellos provenientes de áreas urbanas frecuentemente se mencionan como fuente de metales pesados y HAP. La deposición atmosférica puede ser una de las fuentes más importantes de plomo, arsénico, cadmio, mercurio, HAP, DDT y otros



pesticidas organoclorados, y PCB para muchos ambientes acuáticos (USEPA, 1993). Sin embargo, un hecho cierto es la dificultad que existe para determinar en qué proporción estos contaminantes son aportados por fuentes puntuales y difusas (Baudo and Muntau, 1990).

La contaminación histórica de los sedimentos también puede generar problemas en la actualidad. Por ejemplo, durante la ocurrencia de fuertes tormentas, depósitos sedimentarios contaminados que se hallaban cubiertos en sectores fluviales, pueden ser nuevamente abiertos, resuspendidos y transportados corriente abajo causando el aumento de los niveles de contaminantes en áreas que previamente permanecían libres de contaminación.

## 2.2. GRUPOS DE CONTAMINANTES DE IMPORTANCIA HALLADOS EN LOS SEDIMENTOS

Los contaminantes que ingresan al medio ambiente acuático, tanto marino como dulceacuícola, permanecen en dos fases distintas: una parte en solución y otra adsorbida a la superficie del material sedimentario. Ambas fuentes de contaminación, *i.e.* disuelta y sedimentaria, tienen la potencialidad de ser incorporadas por los organismos alterando sus procesos metabólicos. La concentración de sustancias tóxicas presentes en los sedimentos es una medida de su concentración en el agua con respecto a un período de tiempo y, de este modo se constituye además en una medida de la magnitud del riesgo implícito que significa para los organismos que allí habitan.

Para el caso de los organismos bentónicos depositívoros (alimentación directa desde sedimento) y suspensívoros (alimentación por filtración desde la columna de agua) existe un riesgo adicional por la ingestión directa de sedimentos que realizan a través de su boca o branquias, respectivamente, con la consecuente generación de efectos adversos. Debido a la tendencia que exhiben las sustancias contaminantes para concentrarse en los sedimentos, los niveles en la matriz sedimentaria son apreciablemente mayores en comparación con un volumen equivalente de agua (Crompton, 1997).

Si bien la presencia de contaminantes en los sedimentos se presenta más bien como una mezcla de ellos, para fines prácticos se acostumbra a dividirlos en distintas categorías según criterio del autor. Como una primera aproximación, se ha dividido este tipo de sustancias en cinco grupos principales: metales pesados y metaloides, nutrientes,

### 2.2.1. Metales y metaloides

Los metales pesados se encuentran entre los contaminantes más intensamente estudiados en ambientes marinos y estuarinos. Químicamente, corresponden a un grupo de elementos con pesos atómicos que varían de 63,546 a 200,590 y se caracterizan por una distribución electrónica similar en la capa externa (*i.e.* cobre, zinc, cadmio). Debido a los efectos tóxicos que producen en los organismos marinos y dulceacuícolas cuando se encuentran sobre un nivel de biodisponibilidad y a su persistencia en el ambiente, los metales pesados poseen condiciones potencialmente peligrosas. Según Kennish (1996) los metales se pueden clasificar en dos categorías: (1) metales de transición (*i.e.* cobalto, cobre, hierro, manganeso) los cuales son esenciales para el metabolismo en bajas concentraciones, aunque se tornan tóxicos cuando sus niveles aumentan, (2) metaloides (*i.e.* arsénico, cadmio, plomo, mercurio, selenio, aluminio) que generalmente



participan en funciones metabólicas y son tóxicos en bajas concentraciones. Un orden aproximado decreciente de toxicidad para los metales pesados más comunes es como sigue:

mercurio > cadmio > cobre > zinc > níquel > plomo > cromo > aluminio > cobalto

A concentraciones elevadas, los metales pesados actúan como enzimas inhibitoras en los organismos; sin embargo, la toxicidad de un metal dado puede variar en forma significativa de una especie a otra. La acumulación de metales pesados por organismos marinos es una función de muchos factores, tales como la temperatura, salinidad, dieta, desove y la capacidad del organismo para regular sus propias concentraciones corporales. Además de las citas señaladas en el mismo texto, la información que se presenta fue consultada y sintetizada de distintas fuentes bibliográficas (Long y Morgan, 1991; MacDonald, 1991; Mearns *et al.*, 1991; Mac Donald, 1994; ANZECC y ARMCANZ, 1999; Cole *et al.*, 1999; Environment Canada, 1999; Chapman y Wang, 2000).

#### a. Formas químicas

Los metales traza se presentan en las siguientes formas químicas durante su tránsito al mar (Kennish, 1996):

- en solución tanto como complejos iónicos inorgánicos e inorgánicos
- adsorbidos a superficies
- en partículas orgánicas sólidas
- formando cubiertas sobre material detrítico después de haber coprecipitado y en fase de sorción principalmente con óxidos de hierro y manganeso
- formando parte de la matriz cristalina en las partículas de detrito
- precipitado como fases puras, posiblemente sobre las partículas detríticas

Aunque los metales pesados existen en fases disuelta, coloidal y particulada en el agua de mar, la concentración de la fase disuelta es baja. Dado que la mayoría de estas partículas son reactivas, los metales rápidamente se adsorben sobre el material particulado suspendido a medida que ingresan en aguas fluviales o estuarinas. Este hecho es importante, ya que en general sobre el 90% del material particulado transportado por ríos se deposita en áreas estuarinas y marino costeras.

#### b. Distribución

Tanto procesos físicos como geológicos controlan la distribución y el transporte de metales pesados en los estuarios. Los metales adsorbidos a los sedimentos a menudo son resuspendidos desde el fondo durante las tormentas u otro tipo de eventos turbulentos. La remoción de los elementos traza desde la columna de agua durante los procesos de mezcla estuarina se acelera mediante los siguientes mecanismos: precipitación o interacción con superficies de partículas, floculación de coloides, coprecipitación con compuestos orgánicos y con óxidos hidratados de hierro y/o manganeso, incremento de la afinidad de los metales por aniones en el agua de mar y asimilación por organismos.

Los organismos también ejercen influencia sobre los procesos de reciclamiento de metales. Las actividades de bioturbación de la fauna bentónica redistribuyen los metales ligados a las partículas sedimentarias y promueven la liberación de otros



metales hacia las aguas intersticiales y suprayacentes al fondo. Así también, las plantas vasculares radiculadas de ambientes marinos y lacustres asimilan metales, que de otra forma permanecerían indefinidamente en los fondos sedimentarios, y luego los liberan a distintos compartimentos ambientales.

Debido al gran stock de metales traza que se encuentra en la cubierta sedimentaria marina, esta matriz ambiental ejerce un fuerte control sobre los ciclos biogeoquímicos de algunos metales pesados. Los sedimentos de fondo contienen de tres a cinco veces la concentración de los metales pesados hallados en el agua suprayacente al fondo; de este modo, la biodisponibilidad de aún una pequeña fracción del stock total de sedimentos asume una considerable importancia. Las concentraciones y biodisponibilidades de los metales en sedimentos estuarinos depende de muchos procesos diferentes (Bryan *et al*, 1992), tales como:

- la movilización de los metales a aguas intersticiales y su composición química
- su transformación química
- control ejercido por importantes componentes del sedimento (*i.e.* orgánicos y Feo) a los cuales los metales preferentemente se unen
- competición entre metales presentes en los sedimentos por sitios de asimilación en los organismos
- la influencia de la bioturbación, salinidad, redox o pH sobre estos procesos

### c. Biodisponibilidad, bioacumulación y efectos tóxicos

Los metales y metaloides difieren ampliamente de las sustancias químicas sintéticas (*i.e.* fabricadas por el hombre) en su comportamiento a nivel de la biósfera (Tabla 2.2). Estos últimos aumentan en cantidad y en variedad año tras año, mientras los primeros se mantienen constantes en ambos atributos, ya que el hombre sólo los redistribuye sobre la corteza terrestre generando sectores de alta concentración.

Tabla 2.1. Diferencias generales en el comportamiento de metales/metaloides y sustancias químicas en el ambiente (Chapman y Wang, 2000).

	Químicos orgánicos	Metales y metaloides	
		Esencial	No esencial
Fuente	Muchos son introducidos por los seres humanos	Se hallan en forma natural; su liberación puede ser promovida por actividad humana	
Destino	Más o menos degradables	Transformables pero no degradables	
Biodisponibilidad	Relacionada con la lipofilicidad de la sustancia	Relacionado sólo a una fracción de la sustancia ( <i>i.e.</i> forma disuelta, iones libres)	
Efecto			
Positivo	No	Si	No
Sin efecto	Posible	No	Si
Adverso	Toxicidad	Deficiencia y toxicidad	Toxicidad

Todos los metales y metaloides se presentan en una variedad de formas naturales en el ambiente, debido a que son parte integrante de la corteza de la Tierra. En la Tabla 2.2 se indica las concentraciones estimadas más recientes para la corteza terrestre de algunos metales y metaloides que tienen relevancia ambiental.





Tabla 2.2. Concentración promedio de metales y metaloides en la corteza terrestre (modificado de Chapman y Wang, 2000).

Elemento	"Ranking" en la corteza	Corteza continental (mg/kg) <sup>a</sup>	Agua oceánica (µg/L) <sup>b</sup>	Sedimentos marinos (mg/kg)	Sedimentos lacustres (mg/kg) <sup>c</sup>
Ag	66	0,07	0,002		0,1 - 8,05
Al	3	79.600	0,03		26.200 - 63.800
As	48	1,7	1,2		1,9 - 2,6
Cd	64	0,1	0,07	0,03 - 1	0,03 - 1
Co	29	24	0,0012		3,9 - 200
Cr	19	126	0,21		16 - 110
Cu	28	25	0,15		50
Fe	4	43.200	0,03		14.700 - 30.600
Hg	68	0,04	0,0001		1,95 - 6,8
Mn	12	716	0,02		214 - 4.500
Mo	52	1,1	10		S/I
Ni	25	56	0,48		1 - 218
Pb	35	14,8	0,0027	8,4 - 60	20 - 180
Sb	61	0,3	0,2		0,01 - 2,9
Se	63	0,12	0,155		0,03 - 1
Sn	45	2,3	0,0005		S/I
V	S/I	S/I	S/I		28 - 68
Zn	22	65	0,35		10 - 450

a) *vide* Wedepohl (1995) b) Conc. medianas en agua oceánica (*vide* Quinby-Hunt and Turekian, 1983; Nozaki, 1997) c) Crompton (1997)

Los tejidos de los organismos marinos y estuarinos tienden a acumular metales pesados procedentes del ambiente acuático circundante, por lo que la especiación y biodisponibilidad de los metales son aspectos importantes a considerar en este proceso. La acumulación de metales en la biota se produce por distintas vías o mecanismos (Hawker, 1990):

- ingestión de alimento y partículas suspendidas conteniendo metales adsorbidos
- asimilación de metales directamente desde los sedimentos o del agua intersticial
- remoción de metales desde la solución

La rutas más importantes de asimilación de metales en los invertebrados son en solución y vía el alimento sólido (Rainbow, 1993). Por otra parte, los peces incorporan metales mediante la ingestión de agua y el consumo de alimento (Heath, 1987). Numerosos factores tienen influencia en la incorporación de metales traza por parte de organismos marinos y estuarinos, la mayoría de ellos corresponden a factores de naturaleza físico - química extrínsecos que controlan la biodisponibilidad de los metales, por ejemplo, la concentración de metales disueltos, temperatura, salinidad, presencia o ausencia de agentes quelantes, presencia o ausencia de otros metales (*i.e.* antagonismo y sinergismo). No obstante, también existen factores intrínsecos que son inter o intraespecíficamente variables tales como condiciones de impermeabilidad superficial, estado nutricional, estado del ciclo de vida, capacidad osmótica, entre otros, y de los cuales algunos dependen a su vez de factores físico - químicos (Rainbow, 1993).



Existe una extensa literatura sobre los efectos tóxicos que ejercen los metales pesados en los organismos marinos y dulceacuícolas. Sobre un umbral de biodisponibilidad, todos los metales son potencialmente tóxicos (Rainbow, 1993). Viarengo (1989) ha señalado que la toxicidad de los metales podría ser una función de la actividad del metal iónico libre en el agua de mar más que de la concentración total del metal presente.

La capacidad de algunos organismos acuáticos para almacenar, remover o detoxificarse de metales varía considerablemente (Capuzzo *et al.*, 1985). Mientras algunas especies son capaces de regular sus concentraciones corporales, otras recurren a una estrategia metabólica distinta almacenando metales en la matriz celular de estructuras esqueléticas o concreciones. Las metalotioneínas son proteínas que se encuentran en procariotas y eucariotas y están implicadas en la detoxificación, secuestro y regulación celular de metales. Sin embargo, a pesar de su potencial para regular las concentraciones de metales en organismos, las metalotioneínas y otro tipo de proteínas afines disponen de una capacidad finita para ligarse a metales. Cuando esta capacidad se excede, se manifiestan los efectos tóxicos de estos contaminantes.

La exposición de organismos acuáticos (marinos y dulceacuícolas) a niveles tóxicos de contaminantes metálicos exagera un rango de respuestas patológicas, tales como inflamación y degeneración de tejidos, carencia de capacidad reparativa y regenerativa de los tejidos dañados, formación de neoplasmas y desórdenes genéticos. Otros efectos incluyen también inhibición del crecimiento, cambios fisiológicos, reproductivos y del desarrollo.

La acumulación de metales pesados por ciertos organismos ha sido de utilidad para evaluar el grado de contaminación en aguas y sedimentos. Las especies empleadas para monitorear los niveles de contaminantes se conocen genéricamente como bioindicadores, indicadores bioacumulativos, biomonitores u organismos centinela (Kennish, 1996).

#### d. Análisis individual de cada metal o metaloide

##### Aluminio (Al)

**Ocurrencia y distribución:** el aluminio es el tercer elemento con mayor distribución en la corteza terrestre y el metal más abundante en la litósfera. Su ciclo biogeoquímico es complejo y aún no se comprende en su totalidad. Este elemento se presenta bajo valencia  $Al^{3+}$  y como resultado de su carga y radio pequeño forma complejos estables con hidróxidos, fluoruros y sulfatos, y, además, con materia orgánica disuelta. En el agua de mar, el hidróxido de aluminio que es insoluble es la especie predominante y como consecuencia de ellos las concentraciones del aluminio disuelto son bajas ( $1 \mu g/L$ ). Las principales fuentes antrópicas de aluminio que introducen este elemento al medio acuático son las plantas de tratamiento de agua potable (utilizan sulfato de aluminio para remover por floculación material suspendido y ajustar pH entre otros), la descarga de efluentes de actividades industriales (papeleras, textiles, manufactura de productos en aluminio, tintorerías, plantas galvanizadoras, etc.), actividades mineras y precipitación atmosférica.

**Toxicidad:** excepto por algunas investigaciones, los efectos de la especiación del aluminio sobre la asimilación y toxicidad en los organismos acuáticos aún no ha sido evaluada sistemáticamente. En general, se ha observado que la máxima toxicidad del aluminio se asocia con un rango de pH 5-6. El aluminio ejerce sus efectos tóxicos sobre los invertebrados acuáticos a través de los procesos osmoregulatorios

**Biodisponibilidad y efectos biológicos adversos:** algunos autores han señalado que la materia orgánica disuelta (ácidos húmico y fúlvico) y la presencia de ligandos acomplejantes simples (*i.e.* citrato) tienen la capacidad de reducir la incorporación y toxicidad del aluminio en los organismos acuáticos, ya que ambas sustancias pueden secuestrar y ligar el  $Al^{3+}$ . Generalmente, la formación de



complejos Al-orgánicos solubles en agua es mayor bajo condiciones de baja dureza, alcalinidad, pH y altos niveles de materia orgánica disuelta. En ambientes marinos, debido a que el agua de mar tiene propiedades básicas y una alta capacidad de tampón, el aluminio tiende a precipitar como  $Al(OH)_3$  que es un compuesto relativamente no tóxico en este medio.

#### Arsénico (As)

**Ocurrencia y distribución:** el arsénico es un metaloide que no es considerado esencial para los organismos vivos. Posee estabilidad en cuatro estados de oxidación (+5, +3, 0 y -3), siendo posible hallarlo simultáneamente bajo una variedad de formas inorgánicas y orgánicas en sistemas acuáticos. En sistemas acuáticos marinos y dulceacuícolas, bajo condiciones normales de oxigenación, la forma predominante es arsenato ( $As^{5+}$ ;  $AsO_4^{3-}$ ). Este metaloide también puede estar presente bajo otras formas como arsenito ( $As^{3+}$ ;  $AsO_3^{3-}$ ) y especies orgánicas, tales como ácido monometilarsónico, ácido dimetilarsínico y arsenobetaina. El arsénico elemental ( $As^0$ ) tiene una escasa ocurrencia en condiciones naturales. Además de las fuentes naturales, el arsénico ingresa al medio acuático desde fuentes antrópicas como son: elaboración de pigmentos, productos farmacéuticos, manufactura de materiales de vidrio y elaboración industrial de aleaciones de cobre y plomo. Además, el As puede ser incorporado a los ecosistemas acuáticos por la aplicación de pesticidas (incluyendo herbicidas), defoliantes de planta y distintos tipos de sustancias preservantes.

**Toxicidad:** en términos generales, la toxicidad del arsénico para los organismos acuáticos disminuye conforme la siguiente relación: arsenito > arsenato > ácido monometilarsónico > ácido dimetilarsínico > arsenobetaina. Si bien se sabe que a niveles agudos el As es tóxico para la biota acuática, también se ha observado una variedad de efectos subletales (alteraciones en el crecimiento, reproducción, locomoción, comportamiento y respiración) en organismos expuestos a arsénico. En mamíferos, la exposición a arsénico se ha relacionado con una serie de efectos carcinogénicos, mutagénicos y teratogénicos.

**Biodisponibilidad y efectos biológicos adversos:** la mayoría del arsénico en aguas superficiales se presenta en forma soluble, la cual puede ser coprecipitada con óxidos de aluminio e hierro hidratado, o adsorbida/quelada por materia orgánica suspendida. El As tiene una alta afinidad por los sulfuros, por lo que se adsorbe y coprecipita con otros metales sulfurados. De este modo, los sedimentos son una ruta relevante de exposición de este metaloide para los organismos acuáticos. Los organismos bentónicos están expuestos tanto a las formas disueltas como particuladas de As, las cuales están presentes en el agua intersticial y en las aguas suprayacentes al fondo, como así también adsorbidas a las partículas sedimentarias. El As inorgánico es la forma predominante de este elemento en los sedimentos, columna de agua y agua intersticial. La distribución y persistencia del As en los sedimentos están estrechamente vinculados con la presencia de óxidos de hierro, con condiciones de óxido-reducción, pH y actividad microbiana.

Generalmente, el As está asociado con aquellas fracciones del sedimento (como óxidos de hierro) que realmente no se consideran biodisponibles. Sin embargo, el As puede ser liberado o desorbido como resultado de cambios en las condiciones ambientales: resuspensión de sedimentos, disminución del pH e incremento en el potencial de óxido reducción. Por otra parte, el As que se encuentra incorporado dentro de la matriz cristalina de arcillas y de otros minerales que están asociados con fracciones ácido-extraíbles, generalmente tiene una menor biodisponibilidad. La disponibilidad de arsénico en los sedimentos para la biota acuática parece ser mínima bajo condiciones oxidantes. A nivel bioquímico, los microorganismos presentes en los sedimentos pueden transformar As inorgánico a una forma orgánica, la cual en último caso puede ser acumulada en organismos acuáticos. De esta manera, los microorganismos pueden actuar como un vínculo crítico a nivel bioquímico durante el ciclo del As en los sistemas acuáticos, ya que las formas metiladas detectadas en aguas intersticiales son productos intermedios de la acción microbiana.

Actualmente, y para un sector en particular, no es posible predecir en forma concluyente en qué grado el As se encontrará biodisponible, considerando sólo las características físicas y químicas de los sedimentos o los atributos biológicos de los organismos endémicos. No obstante, con la información disponible se desprende que la incidencia de efectos biológicos adversos, asociada con la exposición al As, aumenta conforme se eleva la concentración de este elemento para un rango de tipos sedimentarios. Los organismos marinos tienden a tener mayores concentraciones de As en comparación a sus similares de ambientes dulceacuícolas. Sin embargo, se ha observado que las mayores concentraciones de As en organismos marinos no conlleva un riesgo biológico, ya que la bioacumulación de este elemento a niveles tróficos superiores se genera desde formas orgánicas relativamente no tóxicas (*i.e.* arsenobetaina).



### Cadmio (Cd)

**Ocurrencia y distribución:** el cadmio no es un elemento traza esencial que puede ser tóxico para la biota acuática a concentraciones elevadas. Las principales fuentes antrópicas de este metal son las actividades mineras, fundición de metales, industrias involucradas en la manufactura de aleaciones, pinturas, baterías y plásticos, fertilizantes y pesticidas que contienen cadmio y la combustión de combustibles fósiles. En las aguas superficiales, generalmente el cadmio se encuentra bajo valencia  $Cd^{2+}$ , como constituyente de compuestos inorgánicos (haluros, sulfuros y óxidos) y orgánicos.

**Toxicidad:** los efectos biológicos adversos debido a la exposición de los organismos acuáticos al Cd incluyen mortalidad aguda, disminución de la abundancia de invertebrados bentónicos, disminución del crecimiento e inhibición de la capacidad reproductiva. En los sedimentos, el cadmio es tóxico para los anfipodos marinos a concentraciones cercanas a los 7 ppm. En bioensayos con sedimentos dosificados con cadmio, se ha observado efectos sobre el comportamiento de enterramiento, de emersión y de evasión.

**Biodisponibilidad y efectos biológicos adversos:** el transporte de cadmio a los sedimentos ocurre principalmente a través de la sorción con materia orgánica (y subsecuente depositación), como así también mediante coprecipitación con óxidos de hierro, aluminio y manganeso. De este modo, los sedimentos actúan como una importante ruta de exposición de este metal para los organismos acuáticos. Sin considerar el origen del Cd en los sedimentos, los organismos acuáticos pueden verse afectados negativamente al estar expuestos a altas concentraciones de este metal. Cabe señalar, que la ocurrencia de efectos biológicos adversos no puede ser predicha en forma precisa considerando sólo valores de concentraciones de este elemento, ya que su incidencia está estrechamente relacionada con las características particulares del sector estudiado. Los factores que tienen influencia sobre la biodisponibilidad del cadmio incluyen la sensibilidad de cada especie, los "endpoints" analizados, como así también una variedad de variables físicas y químicas (pH, potencial redox y tamaño de partícula), biológicas (comportamiento alimentario y tasa de ingestión) y geoquímicas (niveles de materia orgánica y de sulfuros).

Los organismos bentónicos están expuestos al cadmio particulado y disuelto que está presente en el agua intersticial y en columna de agua), como así también al que se encuentra unido a los granos de sedimento a través del contacto directo o por la ingestión de los mismos. Sin embargo, se piensa que las formas disueltas de Cd son las más biodisponibles. En los sedimentos, el cadmio asociado con fracciones que exhiben una capacidad de intercambio catiónico o que son fácilmente reducidas, generalmente posee una mayor biodisponibilidad en comparación con el que se encuentra asociado con otras fracciones. En general, se considera que el cadmio tiene un prolongado tiempo de residencia en el medio acuático y por tanto se puede acumular a niveles importantes en los tejidos biológicos.

### Cobre (Cu)

**Ocurrencia y distribución :** si bien el cobre es un elemento traza esencial para la vida, la ocurrencia de concentraciones elevadas puede ser perjudicial para la biota acuática. Este elemento metálico es común en la corteza terrestre y forma parte de varios minerales. En los ambientes acuáticos, el cobre puede existir en cuatro estados de oxidación, aunque los principales por su mayor estabilidad son el  $Cu^{+1}$  y  $Cu^{+2}$ . Las fuentes antrópicas potenciales de introducción de cobre al medio acuático incluye las siguientes: corrosión de ductos de cobre y bronce por aguas de naturaleza ácida, uso de compuestos de cobre como alguicidas acuáticos, efluentes de plantas de tratamiento de aguas servidas, escorrentías y contaminación de aguas subterráneas debido al empleo agrícola de cobre como fungicida y pesticida en el tratamiento de suelos y precipitación atmosférica. Las fuentes industriales más importantes que aportan cobre al ecosistema acuático son la industria de la minería, fundición y refinación de cobre, industrias que combustionan carbón e industrias del hierro y acero.

**Toxicidad:** el cobre es un biocida de amplio espectro, que puede estar asociado con toxicidad aguda y crónica, reducción en el crecimiento, interferencia con los procesos de esmoltificación en salmónidos y una amplia variedad de efectos subletales. Al parecer, existiría pocas diferencias en la sensibilidad que presentan los organismos acuáticos considerando distintos grupos taxonómicos.

**Biodisponibilidad y efectos biológicos adversos:** una vez que el cobre ingresa al medio acuático procedente de la atmósfera o de fuentes terrestres, debido a su alta afinidad con el material particulado puede conformar precipitados de hidróxidos, fosfatos y sulfuros. La formación de estos complejos tiende a facilitar el transporte del cobre hacia los sedimentos. De este modo, la matriz sedimentaria se convierte en una ruta de exposición para los organismos bentónicos o para los organismos acuáticos que tienen



una estrecha relación ecológica con este tipo de biótopo. Bajo condiciones normales de pH y potencial redox, el cobre tiende a estar presente en los sedimentos bajo la forma de complejos orgánicos, complejos de carbonato cúpricos y coprecipitados con óxidos de hierro y manganeso.

En el campo de la ecotoxicología, se ha propuesto varios modelos para predecir la incorporación de metales en organismos acuáticos a partir de su disponibilidad en los sedimentos. Uno de dichos modelos considera la capacidad de los sulfuros volátiles ácidos (AVS en inglés) para modificar la biodisponibilidad de dos metales simultáneamente extraídos (SEM en inglés): el cadmio y el níquel bajo condiciones de anoxia en los sedimentos. Este modelo es aplicable al cobre y a otros metales que forman sulfuros. Los sulfuros volátiles ácidos corresponden a la fracción del sedimento que contiene un "pool" reactivo de sulfuro en fase sólida, que tiene la potencialidad de unirse a metales divalentes y de este modo evitar su asimilación por los organismos acuáticos. El modelo predice que cuando la relación molar de los SEM a los AVS en los sedimentos es  $<1$ , entonces los metales no estarán biodisponibles debido a que están acomplejados con el "pool" de sulfuros disponibles. Cuando la relación es  $>1$ , entonces se predice que la biodisponibilidad de los SEM será alta. Sin embargo, cuando la relación es  $>1$ , el modelo tiene varias limitaciones ya que no considera la importancia de otras fases conjugantes que también limitan la biodisponibilidad de los metales. Como el cobre es un micronutriente esencial, exhibe procesos de acumulación en los tejidos blandos de los organismos acuáticos (particularmente en las plantas). Sin embargo, no existe evidencia concreta para suponer que esta sustancia sea biomagnificada en el ecosistema acuático.

#### Cromo (Cr)

**Ocurrencia y distribución:** el cromo es un elemento traza esencial para la vida, aunque a concentraciones elevadas tiene la capacidad de tornarse tóxico para los organismos acuáticos. Las principales fuentes de cromo hacia el ambiente son las emisiones procedentes de industrias de ferrocromo y platinado de metales, combustión de carbón e hidrocarburos, producción de materiales refractarios, manufactura de cemento y la producción de aceros cromados. En el medio ambiente acuático el cromo existe en dos estados de oxidación: hexavalente ( $\text{Cr}^{6+}$ ) y trivalente ( $\text{Cr}^{3+}$ ). Los compuestos de cromo hexavalente se emplean en la industria metalúrgica para la producción de metal y aleaciones de cromo; además, son usados en la industria química en la elaboración de pinturas, tintas, explosivos, cerámicos y papel. Las sales trivalentes de cromo se emplean en la industria textil, en la industria de cerámicas y vidrio y en fotografía.

**Toxicidad:** los efectos tóxicos que genera la presencia de altos contenidos de cromo son similares a los descritos para los metales restantes (disminución de la abundancia de invertebrados bentónicos, mortalidad y alteraciones conductuales). Se ha demostrado que las plantas son más sensibles que los peces a la exposición con cromo.

**Biodisponibilidad y efectos biológicos adversos:** dado que este metal pueden ingresar por vía aérea o por descargas de residuos líquidos al ambiente acuático, y subsecuentemente se puede asociar con material particulado de la columna de agua, tiene la potencialidad de precipitar y acumularse en los sedimentos sublitorales, exponiendo a los organismos bentónicos a los efectos de su ocurrencia. Estudios relativamente recientes indican que el  $\text{Cr}^{6+}$  es la forma dominante en la fase disuelta, mientras que todo el cromo presente en los sedimentos, excluyendo aquél que se encuentra ubicado inmediatamente bajo la interfase agua-sedimento en un ambiente acuoso aeróbico, probablemente corresponda a  $\text{Cr}^{3+}$ .

La ocurrencia de efectos biológicos adversos debido a la presencia de Cr es sitio-específica y al igual que los metales restantes, depende de una serie de factores físicos, químicos, biológicos y geoquímicos. En la fase disuelta, el cromo hexavalente es la forma predominante de este elemento como así también es relativamente la menos reactiva; su remoción de la fase disuelta está regulada por procesos de adsorción a material particulado y por la reducción a cromo trivalente. En contraste, el  $\text{Cr}^{3+}$  se adsorbe fuertemente a las partículas acuáticas y puede acumularse por largos periodos en los sedimentos. De esta forma, la distribución del cromo en el ambiente acuático dependerá de su forma química: en aguas óxicas el cromo hexavalente será la especie predominante; mientras que, en los sedimentos, en las aguas anóxicas y en las aguas con pH bajo el cromo trivalente será la especie más abundante.

Si bien se cree que en los sistemas acuáticos los metales disueltos evidencian una mayor biodisponibilidad, cabe recordar que en los sedimentos las concentraciones comparativamente mayores de cromo representan una fuente potencial de exposición para algunos organismos acuáticos. En último caso, la biodisponibilidad del cromo dependerá del particionamiento que experimente entre las fases disuelta y particulada. Generalmente se acepta que los metales asociados con fracciones de sedimentos que tienen



y otras especies acuáticas tiene implicancias importantes con respecto a la salud humana. Si bien la biodisponibilidad y toxicidad de este metal (en su forma inorgánica y orgánica) no son predecibles en forma concluyente partir de factores fisicoquímicos o biológicos, existen antecedentes científicos que indican que un aumento en los niveles de Hg se asocian con una mayor incidencia de efectos biológicos negativos.

#### Níquel (Ni)

**Ocurrencia y distribución:** el níquel está ubicado en la posición 24 (ó 23 según otros autores) de los elementos más abundantes de la corteza terrestre, encontrándose a una concentración promedio cercana a los 75 µg/g. Aunque tiene seis estados de oxidación (de -1 a +4), la valencia más común en el ambiente es  $Ni^{2+}$ . Las fuentes naturales de níquel incluyen meteorización y erosión de materiales geológicos, polvo atmosférico, sales marinas, erupción de volcanes, incendios forestales, entre otros. Con respecto a las fuentes antrópicas, el níquel ingresa al medio acuático, en forma particulada y disuelta, a través de las siguientes vías: combustión de combustibles fósiles, actividades de extracción, fundición y refinamiento de minerales de níquel e industrias de electroplatinado (i.e. galvanización).

**Toxicidad:** existen diferencias importantes en la susceptibilidad al níquel entre diversos taxa. Los efectos agudos y crónicos no letales observados en peces e invertebrados incluyen daño tisular, genotoxicidad y disminución del crecimiento. La exposición de los organismos acuáticos a sedimentos contaminados con níquel puede ocasionar una variedad de efectos adversos, incluyendo mortalidad, reducción en el crecimiento y reacciones de evasión. La toxicidad del níquel aumenta con la presencia de cobre, por lo que el sinergismo puede ser un factor que modifica la toxicidad de esta sustancia. Mientras la bioconcentración del níquel ha sido observada para una variedad de organismos (particularmente en anélidos), la biomagnificación no tiene mayor significancia para los ambientes acuáticos.

**Biodisponibilidad y efectos biológicos adversos:** el níquel es un metal pesado relativamente móvil. Tanto en ambientes acuáticos marinos como dulceacuícolas, el transporte, destino y biodisponibilidad del níquel dependen de una serie de factores entre los que se cuentan el pH, el potencial redox, el tipo y concentración de ligandos orgánicos e inorgánicos (en particular ácidos fúlvicos y húmicos), y la presencia de superficies de adsorción (i.e. óxidos de manganeso y de hierro). En los sistemas acuáticos, el níquel se deposita en los sedimentos como resultado de la coprecipitación con óxidos de manganeso y hierro y, además, sorbido a partículas de materia orgánica. En los sedimentos, el níquel tiende a formar complejos con óxidos de Fe y Mn, sin embargo, puede formar complejos insolubles con sulfuros bajo condiciones anaeróbicas. Bajo condiciones aeróbicas y  $pH < 9$ , los compuestos que forma el níquel con hidróxidos, carbonatos, sulfatos y ligandos orgánicos de ocurrencia natural, son suficientemente solubles para mantener concentraciones acuosas de  $Ni^{2+}$  sobre los 60 µg/L.

#### Plata (Ag)

**Ocurrencia y distribución:** la plata está entre los elementos menos comunes, aunque más ampliamente distribuidos en la corteza terrestre. Las fuentes potenciales de ingreso de plata al ambiente acuático incluye percolados de rellenos o vertederos, incineración de residuos, combustión de carbón y efluentes procedentes de industrias del acero, hierro y cemento. Además, las descargas de plantas de tratamiento de aguas servidas también pueden contribuir con cargas importantes de plata al ecosistema acuático. En los sistemas acuáticos, la plata puede estar presente como  $Ag^0$ ,  $Ag^{+1}$  y  $Ag^{+2}$ . Sin embargo, este elemento en su estado iónico se encuentra principalmente en estado monovalente. En los sedimentos, la plata tiende a encontrarse asociada con dióxido de manganeso, sulfuros y varios haluros. La plata también se puede adsorber a materiales orgánicos presentes en los sedimentos.

**Toxicidad:** la plata es uno de los metales más tóxicos para la vida acuática. En general, las plantas son algo menos sensitivas que los peces e invertebrados acuáticos, lo cual depende principalmente de la especiación de este metal. El nitrato de plata y el yoduro de plata han sido identificados como especies químicas altamente tóxicas.

**Biodisponibilidad y efectos biológicos adversos:** la plata tiene un bajo potencial para acumularse en organismos acuáticos.

#### Plomo (Pb)

**Ocurrencia y distribución:** el plomo es un elemento traza no esencial para la vida. Cuando se halla en concentraciones elevadas puede llegar a ser tóxico para la vida acuática. En la naturaleza, este metal raramente se encuentra en su estado elemental ( $Pb^0$ ); por lo general, se presenta en sus estados monovalente ( $Pb^{1+}$ ), divalente ( $Pb^{2+}$ ) y tetravalente ( $Pb^{4+}$ ), predominando entre todos



ellos la forma iónica divalente por su mayor estabilidad. El plomo también puede formar compuestos organometálicos, tales como el tetraetilplomo que fue la mayor fuente de plomo atmosférico antes que se aplicaran aditivos a la gasolina. Una vez que el plomo ingresa a la columna de agua, experimenta una serie de fenómenos de acomplejamiento con materiales particulados para luego depositarse en los fondos sedimentarios. De este modo, los sedimentos actúan como una ruta de exposición de plomo para los organismos acuáticos.

**Toxicidad:** la ocurrencia de niveles elevados de plomo en los sedimentos se asocia con los siguientes efectos biológicos adversos: aumento en la mortalidad, disminución de la abundancia y diversidad de invertebrados bentónicos y desarrollo anormal durante el crecimiento de los organismos. Los compuestos orgánicos con plomo son sintetizados principalmente como resultado de las actividades humanas. Aunque estos compuestos generalmente son más tóxicos que sus equivalentes inorgánicos, su distribución a nivel global se encuentra limitada ciertas zonas. El nivel de toxicidad de las formas orgánicas de plomo es proporcional al grado de alquilación que éstas poseen; de este modo, los tetraalquilplomos son los compuestos más tóxicos de la serie. Los organismos acuáticos exhiben una amplia variedad de sensibilidades al plomo, siendo los gastrópodos el grupo más vulnerable. Las plantas acuáticas parecen ser relativamente insensibles a los efectos tóxicos del plomo.

**Biodisponibilidad y efectos biológicos adversos:** la biodisponibilidad del plomo, los factores que la controlan y sus efectos biológicos adversos son similares a los descritos para los otros metales. Sin embargo, con respecto a otros metales traza (i.e. cobre, zinc, cadmio y níquel), el plomo es el elemento que tiene la afinidad más alta por los óxidos. Bajo condiciones oxidantes, el plomo tiende a permanecer fuertemente unido a las partículas de sedimento, sin embargo puede ser liberado a la columna de agua si éstas se tornan reductoras. El plomo puede ser acumulado a niveles relativamente altos por la biota acuática.

#### Selenio (Se)

**Ocurrencia y distribución:** el selenio es un metaloide de amplia distribución, encontrado junto con minerales sulfurosos de cobre, hierro y zinc. Una revisión de la literatura indica que el selenio está presente en aguas marinas como ión selenito ( $\text{SeO}_3^{2-}$ ) a una concentración promedio de 0,2  $\mu\text{g/L}$ . Aunque se piensa que el selenio es un elemento esencial para el metabolismo de los organismos vivos (es considerado como un micronutriente a bajas concentraciones, responsable por la actividad de la enzima glutatión peroxidasa), este rol aún no ha sido establecido de manera concluyente.

**Toxicidad:** en años recientes el papel fisiológico del selenio como un elemento traza ha creado considerable especulación y controversias. Algunas investigaciones han señalado que el selenio tiene propiedades carcinogénicas como así también de tipo tóxicas. Sin embargo, otros autores han presentado evidencia que este elemento es altamente beneficioso como nutriente esencial. Su significancia e implicancias en la biósfera marina aún no se conoce en detalle.

**Biodisponibilidad y efectos biológicos adversos:** la reactividad biológica y toxicidad del selenio dependen de su forma química. En organismos marinos y estuarinos, la mayoría del selenio se encuentra enlazado orgánicamente; los sedimentos aportan una fracción biodisponible significativa de este tipo de sustancia. La dieta parece ser la fuente primaria de acumulación de selenio en organismos estuarinos y marinos. Existe alguna evidencia que apunta que el selenio se biomagnifica a través de la cadena alimentaria. En este sentido, las investigaciones indican que este metal se concentra principalmente en el riñón e hígado de peces, aves y mamíferos no así en el tejido muscular, en donde los niveles no son mayores que los cuantificados en la ingesta alimentaria. Se ha informado que prolongadas exposiciones a selenio, tanto en condiciones naturales como de laboratorio ocasionan la aparición de anomalías en peces, desórdenes reproductivos, bioacumulación selectiva y retardo en el crecimiento.

#### Vanadio (V)

**Ocurrencia y distribución:** en el ambiente natural el vanadio se presenta con valencias +2, +3, +4 y +5. Al parecer en ambientes acuáticos naturales sólo la forma iónica pentavalente ( $\text{V}^{5+}$ , vanadio o vanadato) predomina en cantidades apreciables. Aunque los estados trivalente y tetravalente ( $\text{V}^{4+}$ , vanadil) también se han detectado en la matriz acuosa, el primero de ellos aparece en concentraciones significativas en condiciones de pH bajo. Realmente, la materia orgánica no forma complejos con el vanadio en el agua ya que éste se presenta como complejos aniónicos de naturaleza estable. El vanadio tiene la tendencia a concentrarse en el ambiente por razones aún no totalmente dilucidadas. La movilización ambiental del vanadio y de sus compuestos desde el ambiente terrestre al acuático ocurre a través de distintas vías. La incorporación antrópica de vanadio al ambiente acuático se produce por escorrentías superficiales, emisiones industriales, precipitación atmosférica, transporte fluvial, y derrames de petróleo.



**Toxicidad:** el vanadio y sus compuestos son tóxicos, aunque esta toxicidad es variable. El  $V^{5+}$  es más tóxico para la vida acuática que el  $V^{4+}$ . Sin embargo, aún no está claro cuales especies de este metal son las responsables de dicha toxicidad. La toxicidad de este elemento se atribuye a su capacidad para inhibir sistemas enzimáticos (i.e. monoamino oxidasa, ATPasa, tirosinasa, entre otros).

**Biodisponibilidad y efectos biológicos adversos:** Información preliminar indica que el potencial de bioacumulación o bioconcentración del vanadio es bajo o limitado para mamíferos, aves y peces. Aunque esta potencialidad parece ser alta a muy alta para moluscos y crustáceos. El vanadio tiene afinidad natural por aceites y grasas.

#### Zinc (Zn)

**Ocurrencia y distribución:** este metal es un elemento traza esencial para los procesos biológicos de los organismos. Elevadas concentraciones de zinc en el ambiente pueden ser tóxicas para la biota de los sistemas acuáticos. Las principales fuentes de zinc hacia el medio acuático incluyen descarga de aguas residuales, actividades de minería, fundición y refinación de zinc, combustión de madera, incineración de residuos, producción de hierro y acero, y emisiones atmosféricas procedentes de distintas fuentes. En ambientes acuáticos el zinc se presenta principalmente como  $Zn^{+2}$ , aunque también puede formar complejos con compuestos orgánicos. A pH neutro, el zinc se puede depositar en los sedimentos mediante procesos de sorción a partículas de óxido de hierro y manganeso, arcillas minerales y materia orgánica

**Toxicidad:** los efectos adversos biológicos no difieren de los señalados para la mayoría de los metales analizados. Los organismos acuáticos exhiben un amplio rango de sensibilidades al zinc, sin embargo parece no haber diferencias sistemáticas en la toxicidad de esta sustancia entre peces, invertebrados y plantas acuáticas. La toxicidad del zinc en los sedimentos puede ser mitigada por la interacción de distintas fracciones que están incorporadas en su matriz química, las cuales pasan a jugar un rol de tipo protector. Por ejemplo, se ha encontrado que la materia orgánica y los sulfuros reducen la toxicidad del zinc que se encuentra asociado con las partículas de sedimento.

**Biodisponibilidad y efectos biológicos adversos:** los hidróxidos/óxidos de Mn y Fe parecen ser los ligandos más importantes del zinc en sedimentos gruesos, ya que en sedimentos de mayor diámetro de partícula los contenidos de materia orgánica son comparativamente más bajos. Por el contrario, en sedimentos finos los procesos de sorción a partículas de materia orgánica tienen una mayor importancia en la distribución de este metal. Bajo condiciones reductoras, los complejos Zn-orgánicos generalmente forman sulfuros insolubles. Debido a que distintos tipos de comunidades bióticas viven en directo o indirecto contacto con esta matriz ambiental, entonces los sedimentos se convierten en una ruta de exposición de zinc para este tipo de organismos acuáticos. De este modo, la ocurrencia de altos contenidos de zinc en los sedimentos puede afectar en forma adversa a los organismos acuáticos expuestos.

Se han propuesto varios modelos para predecir la incorporación de zinc por los organismos acuáticos desde los sedimentos que habitan. Uno de ellos, el rol de los sulfuros volátiles ácidos, ya fue discutido con anterioridad. Uno modelo alternativo plantea que la biodisponibilidad de zinc, medida como la acumulación de este metal en los tejidos de los organismos, se puede predecir calculando la concentración de metal disuelto en el agua intersticial y en el agua suprayacente a los sedimentos óxicos. Esta predicción considera la cantidad de Zn asociada débilmente con la fase particulada, tales como materia orgánica y óxidos metálicos, y los factores fisicoquímicos que tienen influencia sobre la distribución del zinc entre la fase disuelta y la fase ya mencionada. El cálculo de concentraciones de metal disuelto en aguas intersticiales y suprayacentes a los sedimentos, aplicando el modelo descrito, ha demostrado una buena correlación con los niveles de metales detectados en los tejidos blandos de invertebrados bentónicos. Sin embargo, otros autores señalan que el zinc es un micronutriente esencial y que su incorporación en la mayoría de los organismos acuáticos, parece ser independiente de las concentraciones ambientales. Si bien se ha detectado su bioacumulación en algunos organismos, no existe evidencia de procesos de biomagnificación en la cadena alimentaria.





La sedimentación del petróleo se facilita por la sorción de los hidrocarburos a la materia particulada suspendida en la columna de agua. Debido a las altas cargas de hidrocarburos que se encuentran presentes en los sedimentos de estuarios y bahías, este tipo de proceso predomina en zonas costeras. La adsorción de petróleo en el material particulado suspendido genera una mezcla de alta gravedad específica, cuyo valor es el doble del agua de mar ( $1,025 \text{ g/cm}^3$ ). La alta gravedad específica de estas partículas produce la depositación del petróleo sorbido.

Los microorganismos (bacterias, levaduras y hongos filamentosos) juegan un rol gravitante en la degradación de los petróleos crudos, siendo a menudo el factor dominante que controla el destino de los hidrocarburos tóxicos en los ambientes acuáticos (De Laune *et al.*, 1990). Los hidrocarburos livianos y estructuralmente más simples junto con los compuestos no hidrocarbonados son los que se degradan más fácilmente; mientras que, los constituyentes más pesados y más complejos resisten mucho más tiempo el ataque microbiológico y por lo general se depositan en los fondos. La degradación microbiológica del petróleo es más rápida en los ambientes cercanos a la costa, donde existe un importante aporte de nutrientes y sustratos orgánicos que estimulan la proliferación de densas poblaciones microbianas. Mientras el tiempo de residencia del petróleo en la columna de agua generalmente no supera los 6 meses, en los fondos sedimentarios puede extenderse por más de 10 años, sobre todo en sectores estuarinos protegidos y en praderas marinas (Page *et al.*, 1989; Corredor *et al.*, 1990). La contaminación por petróleo persiste por mucho más tiempo a lo largo de regiones costeras de latitudes altas que en zonas costeras templadas y tropicales.

La flora y fauna marina son altamente susceptibles a los efectos tóxicos del petróleo y de sus distintas fracciones. La mayoría de los organismos acuáticos absorben fracciones de hidrocarburos aromáticos policíclicos y alifáticos disueltas de petróleo. Estas fracciones son altamente liposolubles y tienden a bioconcentrarse en peces y en moluscos, generando una amenaza inmediata a los recursos pesqueros. Debido a que estos compuestos también se acumulan en los sedimentos, generan un daño crónico para la fauna bentónica aún mucho tiempo después de haber ocurrido un derrame.

Los organismos marinos y estuarinos pueden asimilar hidrocarburos disueltos o dispersos por exposición directa a través de la piel; por ingestión de partículas sorbidas con petróleo, incluyendo materia viva o muerta, y bebiendo o bombeando el agua que contienen este tipo de compuestos como es el caso de los peces. Muchos invertebrados, peces, mamíferos y aves son capaces de metabolizar y excretar al menos parte de los hidrocarburos ingeridos. Una vez ingeridos, los hidrocarburos pueden seguir una de las tres vías siguientes: ser metabolizados, almacenados para una posterior eliminación o excretados sin mayor cambio. Por ejemplo, los peces y algunos crustáceos tienen un sistema enzimático bien desarrollado de oxigenasa de función combinada (MFO en inglés) por lo que no acumulan hidrocarburos en gran cantidad, excepto posiblemente en áreas muy contaminadas por petróleo. A diferencia, los moluscos bivalvos, que tiene un pobre desarrollo de este sistema bioquímico, tienden a acumular compuestos de hidrocarburos, siendo su depuración muy lenta. La severidad de los impactos de los derrames de petróleo sobre los organismos marinos y estuarinos depende de muchos factores, siendo los más notables los siguientes:

- cantidad y composición
- forma (*i.e.* fresco, intemperizado o emulsificado)
- ocurrencia (*i.e.* en solución, suspensión, dispersión o adsorbido en material particulado)
- duración de la exposición
- exposición del neuston, plancton, neuston o bentos durante el derrame
- exposición de estadios juveniles o adultos
- historia previa de la biota a exposición de contaminantes similares o de otro tipo
- variables naturales de la zona afectada (*i.e.* temperatura, salinidad)



comercializados como mezclas de clorobifenilos llamadas Aroclors®. Se estima que 0,54 billones de kilogramos de PCB fueron comercialmente producidos en los Estados Unidos durante su período de producción (1929 y 1977). Sus propiedades únicas químicas y físicas: estabilidad química y termal, miscibilidad en compuestos orgánicos, alta constante dieléctrica, no inflamable y bajo costo, incidieron para que su uso se extendiese rápidamente, principalmente como fluido dieléctrico en transformadores y capacitores, intercambiador de calor y fluido hidráulico, lubricante y retardante de combustión, entre otros.

La ocurrencia de PCB en el ambiente marino ha estado presente por más de 50 años. Durante este período, se han distribuido en todo tipo de ambientes acuáticos. Los PCB ingresan a la hidrósfera a través de cuatro vías principales: (1) lixiviados desde rellenos, (2) volatilización por vaporización desde plásticos y combustión ineficiente en rellenos e incineradores, seguido por adsorción sobre partículas, transporte y precipitación, (3) adsorción en sedimentos y subsecuente transporte por ríos hacia el mar y (4) sedimentación en el mar.

Los PCB causan efectos deletéreos para la vida marina, ya que tienden a acumularse especialmente en los tejidos de los organismos de los niveles tróficos superiores. No obstante, los precisos efectos que causan los PCB no son claros, aunque se les ha atribuido desórdenes reproductivos en mamíferos marinos (*i.e.* leones marinos, focas, ballenas). Además, se les ha asociado a una variedad de enfermedades crónicas en seres humanos (lesiones en la piel, trastornos reproductivos y daño hepático); sospechándose además que este tipo de compuestos son cancerígenos (Kennish, 1996). Numerosos estudios se han realizado sobre este tipo de compuestos, ya que tienen importantes repercusiones sobre la salud humana. Las investigaciones realizadas han revelado que los PCB se constituyen en un peligro potencial para la vida marina debido a su gran estabilidad, persistencia y lipofilicidad, además de su baja tasa de metabolización en sistemas biológicos (Safe, 1989; Rice and O'Keefe, 1995). Estas características hacen de los PCB compuestos con un alto potencial bioacumulativo en las cadenas tróficas, de allí su importancia para el hombre que ocupa los niveles tróficos superiores.

Debido a que los PCB tienen una alta afinidad por el material particulado, se adsorben rápidamente a los sedimentos de granulometría fina y a la materia orgánica (Kennish, 1992; Klamer and Fomsgaard, 1993). Como consecuencia, los mayores contenidos de PCB se encuentran en ambientes sedimentarios costeros, ya que este tipo de contaminantes se acumula producto de las descargas de plantas elaboradoras, de instalaciones industriales y de vertimientos de dragados. No obstante, la realización de programas de muestreo han permitido detectar la presencia de PCB en sedimentos localizados a profundidades mayores de 5000 m (Fowler, 1990).

#### 2.2.3.5. Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos

Entre las sustancias orgánicas xenobióticas más ubicuistas en los ambientes acuáticos se encuentran los compuestos denominados Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP), que también se conocen como hidrocarburos aromáticos polinucleares o materia orgánica policíclica. En las últimas décadas, este tipo de compuestos ha ganado una considerable atención por parte de la comunidad científica y de las autoridades ambientales debido a su potencial carcinogenicidad, mutagenicidad y teratogenicidad para los organismos acuáticos y para el hombre. Los HAP son absorbidos y acumulados por los organismos marinos desde aguas contaminadas por residuos industriales y municipales. Elevados niveles de HAP se encuentran comúnmente en aguas marino costeras, estuarios y lagos, ubicadas próximas a asentamientos humanos densamente poblados.



Si bien no todos los HAP son carcinógenos, mutágenos o teratógenos, el impacto ambiental de la mayoría de ellos permanece incierto y sólo existe un conocimiento rudimentario con respecto a los procesos físicos, químicos y biológicos que controlan su comportamiento en los ambientes acuáticos (Guzzella and De Paolis, 1994). La mayoría de los compuestos de HAP liberados al ambiente se originan de actividades antrópicas, aunque algunos de ellos son sintetizados por bacterias, plantas y hongos, o derivan de procesos y productos naturales, tales como carbón y petróleo, incendios forestales y emisiones volcánicas (McElroy *et al.* 1989). La formación de combustibles fósiles vía procesos diagenéticos de la materia orgánica sedimentaria producen cantidades significativas de HAP. Las fuentes de generación antropogénicas más relevantes de estos contaminantes incluyen efluentes industriales y domésticos, incineración de residuos, derrames de petróleo (los petróleos crudos contienen de 0,2 a 7% de HAP en su composición), producción de asfaltos y la combustión de combustibles fósiles.

Aunque existen descargas directas a los ambientes acuáticos marinos y dulceacuícolas, procedentes de escurrimientos agrícolas y urbanos y del transporte subsuperficial mediante aguas freáticas, la deposición atmosférica de HAP a partir de la pirólisis de combustibles fósiles es la principal vía de distribución de este tipo de compuestos. Tanto en el ambiente aéreo como en el acuático, los HAP se sorben al material particulado suspendido. Este tipo de compuestos tiene una fuerte afinidad de adsorción por superficies particuladas debido a su hidrofobicidad, baja solubilidad acuosa, relativamente baja presión de vapor y aromaticidad. De este modo, a medida que los HAP ingresan a la hidrósfera marina experimentan un proceso de partición en la columna de agua, distribuyéndose hacia las partículas suspendidas y hacia los sedimentos (McElroy *et al.* 1989; Kennish, 1992). Los HAP están menos afectados a oxidación fotoquímica o biológica en los sedimentos que en la columna de agua, por lo tanto, tienden a persistir por largos períodos de tiempo y pueden acumularse en altas concentraciones dentro de la matriz sedimentaria (Guzzella and De Paolis, 1994). Los sedimentos marinos y dulceacuícolas actúan como un importante depósito de HAP y como una fuente de contaminación continua para las comunidades bióticas.

#### a. Estructura química

Los HAP son un grupo de compuestos que se estructuran en base a hidrógeno y carbono, cuyos átomos se configuran bajo la forma de dos o más anillos aromáticos fusionados (benceno) adoptando una disposición lineal, angular o racimosa con grupos no sustituidos adheridos posiblemente a uno o más anillos (Eisler, 1987). Este tipo de compuestos varían desde el naftaleno (dos anillos) al coroneno (siete anillos). Los HAP más comunes incluyen seis compuestos de dos anillos; cuatro de tres anillos, tres de cuatro anillos y cinco de cinco anillos.

Desde un punto de vista ambiental, los HAP se dividen en dos series. Los HAP de bajo peso molecular (LMWpah, en inglés), que contienen dos a tres anillos, son extremadamente tóxicos aunque no cancerígenos a un amplio espectro de organismos marinos. La otra serie, los HAP de alto peso molecular (HMWpah, en inglés), contienen de 4 a 6 anillos, son menos tóxicos pero tienen un mayor potencial cancerígeno (Neff, 1979). Entre los primeros están el antraceno, fluoreno, naftaleno y fenantreno, mientras que en el segundo grupo se encuentra el benzo(a)pireno, benzo(c)fenantreno, dibenzo(a,i)pireno y 3-metilcolantreno.



#### b. Toxicidad de HAP en sedimentos

El comportamiento de partición que exhiben los HAP hacia los sedimentos y hacia el material suspendido particulado provoca una mayor concentración de estos contaminantes en los fondos sedimentarios (generalmente por un factor de 1.000 o más) en comparación con la columna de agua. Los distintos grupos que componen los HAP tienden a ser persistentes en los sedimentos, por lo que han sido empleados como índices de la tasa de ingreso de HAP a los ambientes acuáticos. Las muestras sedimentarias tienen un efecto integrador sobre los patrones temporales de ingreso de HAP. Como se señaló anteriormente, la fracción disuelta de los HAP se degrada rápidamente en la columna de agua por procesos fotooxidativos, sin embargo en los fondos sedimentarios este proceso tiende a declinar, sobre todo en los sedimentos anóxicos.

Las concentraciones de HAP totales varían ampliamente en los sedimentos procedentes de distintos medios acuáticos. Los sedimentos de áreas receptoras de drenajes provenientes de centros industrializados pueden alcanzar niveles de 100 mg/kg (ppm) o más. En regiones donde no existen asentamientos humanos, los valores de HAP totales generalmente no superan el rango de las partes por billón (ppb) en los sedimentos. Es probable que muchas estas regiones remotas reciban aportes de este tipo de compuestos a través de aerosoles transportados vía atmosférica, partículas de incendios forestales o derrames de petróleo que se dispersan a grandes distancias desde la fuente de origen.

La toxicidad de los HAP aumenta con el incremento del peso molecular hasta un valor de 202 (fluoranteno, pireno). Los HAP de alto peso molecular no son extremadamente tóxicos, presumiblemente debido a una declinación concomitante en su solubilidad, situación que genera una disminución de la concentración de este tipo de contaminantes en el medio acuoso. Sin embargo aún a concentraciones muy bajas, los HAP de bajo peso molecular pueden causar efectos subletales tales como inhibición del crecimiento, desarrollo celular anormal, prevalencia de enfermedades crónicas, trastornos reproductivos y reducir el período de vida. Respuestas agudas de la biota marina a los HAP se observan a concentraciones de aproximadamente 0,2 a 10 ppm, en tanto que las respuestas subletales se aprecian cerca de los 5 a 100 ppb. La toxicidad de los HAP surge de su interferencia con las funciones de la membrana celular y con los sistemas enzimáticos asociados con esta estructura celular.

Las enfermedades comunes inducidas por los HAP y que han sido observadas en peces incluyen varios tipos de lesiones hepáticas, tales como neoplasias. Según Collier y Varanasi (1991), por ejemplo el lenguado inglés del Duwamish Waterway, un estuario altamente contaminado en Seattle (Washington), muestra una prevalencia de neoplasmas hepáticos (carcinoma hepatocelular, adenoma hepatocelular y carcinoma colangiocelular). Esta especie que habita y se alimenta en los fondos de este estuario se encuentra expuesta a elevadas concentraciones de HAP las cuales conducen a la prevalencia de lesiones hepáticas asociadas con este tipo de contaminantes. La bioacumulación de HAP en otros peces de hábitos bentónicos, incrementa significativamente la actividad de la mono-oxigenasa hepática (Hellou *et al.*, 1994).



## 2.3. EFECTOS DE LOS SEDIMENTOS CONTAMINADOS SOBRE EL AMBIENTE BIOTICO: ANTECEDENTES EXTRANJEROS

Las interacciones entre la biota, los sedimentos y los contaminantes en los sedimentos ocurren a varios niveles tróficos. Los procesos microbianos son importantes para degradar la materia orgánica y el nitrógeno asociado, vía respiración aeróbica y anaeróbica, como así también en participar en las reacciones de nitrificación y denitrificación. Todos estos procesos tienen influencia sobre el potencial redox y el pH, alterando significativamente la biodisponibilidad de metal. Por ejemplo, la biometilación es un importante proceso que afecta la biodisponibilidad del mercurio a través de la formación de metilmercurio.

Para el caso de los organismos bentónicos, se ha asumido que la ruta de exposición a los contaminantes involucra principalmente el agua intersticial. La ingestión de partículas de sedimento y exposición dérmica también pueden ser importantes mecanismos de exposición. La biota bentónica incluye filtradores (almejas, machas) y depositívoros (jaibas, algunos caracoles, pequeños bivalvos, entre otros). Algunos sólo se limitan a extraer selectivamente su alimento desde el fondo (*i.e.* peces ramoneadores), mientras que otros cavan dentro del sustrato en busca de su fuente alimentaria (por ejemplo poliquetos y cangrejos). Un análisis de los organismos bentónicos de agua dulce sugiere que, con excepción de los oligoquetos y algunos quinonómidos, prácticamente no existen organismos que ingieran sedimentos (Adams, 1987), no así en el ambiente marino en que un porcentaje importante utiliza esta estrategia alimentaria.

Los organismos cavadores tienen un tremendo impacto sobre las propiedades químicas y físicas del sedimento. La bioturbación, o actividades de cavado, afecta el perfil de la columna de sedimentos ya que los organismos al estar con el extremo cefálico ("cabeza") hacia abajo ingieren el sedimento y lo eliminan en la capa más superficial; de esta manera se produce un fenómeno de translocación de los sedimentos contaminados, que involucra la mezcla y redistribución de las sustancias contaminantes. Este cambio en las condiciones originales del sedimento puede tener efectos negativos sobre otros integrantes de las comunidades bentónicas, debido a un rango de tolerancia distinto frente a las nuevas condiciones sedimentarias.

Desde un punto de vista físico, el aumento de orificios en el sedimento por efecto de organismos cavadores aumenta la porosidad del sedimento y en consecuencia su irrigación (1 a 750 mL/h). Este efecto trae consigo un cambio en las condiciones de redox iniciales, potenciándose la movilización de contaminantes en estratos del sedimento que permanecían con una dinámica geoquímica más bien baja. Colateralmente, una mayor irrigación también implica que el organismo queda más expuesto al agua suprayacente al fondo que a la de naturaleza intersticial (Boese *et al.*, 1990).

### 2.3.1. Caracterización ecotoxicológica

Existen dos enfoques distintos aunque complementarios para la caracterización ecotoxicológica de los sedimentos contaminados: las biopruebas y las bioevaluaciones. Las biopruebas son test realizados bajo condiciones de laboratorio que incorporan protocolos y controles estrictamente experimentales (Tabla 2.3.). Dentro de este enfoque se encuentran las pruebas de toxicidad y los estudios de bioacumulación.



Tabla 2.3. Biopruebas aplicadas en programas de seguimiento de calidad de sedimentos (Vangheluwe *et al.*, 1999)

Especies	Tipo de organismo	Duración de la prueba	Punto final	Referencia
<i>Pruebas de toxicidad de contacto con el sedimento marino</i>				
<i>Vibrio fischeri</i>	Bacteria	20 min	Bioluminiscencia	Microtox®
<i>Arenicola marina</i>	Poliqueto	10-14 días	Supervivencia, crecimiento	---
<i>Corophium volutator</i>	Anfipodo	10-14 días	Supervivencia, crecimiento	Environmental Canada (1992)
<i>Rhepoxynius abronius</i>	Anfipodo	10-14 días	Supervivencia, crecimiento	Swartz <i>et al.</i> (1985)
<i>Pruebas de toxicidad del agua intersticial</i>				
<i>Vibrio fischeri</i>	Bacteria	20 min	Bioluminiscencia	Microtox®
<i>Crassostrea gigas</i>	Larvas de bivalvos	48 horas	Supervivencia, crecimiento	Thain (1991)
<i>Brachionus plicatilis</i>	Rotíferos	24 horas	Supervivencia	Snell and Persoone (1989)

Fuente: Vangheluwe *et al.* (1999)

Por el momento existen pocas pruebas en sedimentos capaces de medir los efectos de largo plazo. Así también, es importante considerar que las biopruebas dependen de interpretaciones y que no son predictores precisos de los efectos medioambientales.

Las bioevaluaciones son análisis realizados en el campo que carecen de un control estrictamente experimental (Power and Chapman, 1995); ver punto 2.3.4.2.

#### 2.3.1.1. Pruebas de toxicidad

Entre los esfuerzos más recientes que se han emprendido para evaluar la toxicidad, se encuentra el desarrollo de pruebas basadas en la sobrevivencia, crecimiento y reproducción de los organismos, y en menor grado en marcadores bioquímicos, fisiológicos e histológicos. El principio básico de las pruebas de toxicidad implica primero que existe una respuesta del organismo vivo a la presencia (exposición) del agente tóxico y, en segundo lugar, que las respuestas son directamente proporcionales a las dosis o concentraciones (nivel de exposición) del tóxico. De este modo, existen dos estrategias para enfrentar esta problemática: (1) pruebas de toxicidad aguda que evalúan la relación concentración/respuesta en base a la sobrevivencia y (2) pruebas de toxicidad crónica que evalúan los efectos subletales (*i.e.* que no causan muerte inmediata), tales como el crecimiento, reproducción, comportamiento y efectos bioquímicos. En ambos casos, el tiempo de exposición de los organismos ensayados se encuentra operacionalmente estandarizado.

Uno de los problemas con respecto a las pruebas de toxicidad del sedimento es la selección de las especies de ensayo. Actualmente, se usan un número bajo de especies para las pruebas de toxicidad del sedimento marino, estuarino o lacustre y las sensibilidades de muchas de estas especies son desconocidas. Además, cabe señalar que varias regiones geográficas no son representadas por las especies usadas rutinariamente en estas pruebas. Finalmente, aún se necesita demostrar que estas pruebas son capaces de predecir los cambios ecológicos de un determinado hábitat (Burton, 1992).



### a. Pruebas de microtoxicidad en sedimentos

Este tipo de pruebas se basa en el empleo de microorganismos (bacterias) para evaluar el grado de toxicidad de una sustancia. Una de las principales ventajas de este tipo de test es la rapidez de la respuesta, ya que ésta se referencia a un nivel celular o subcelular. El desarrollo de micropruebas ha estado centrado principalmente en la toxicidad de metales. Una desventaja de este tipo de pruebas es la sensibilidad que las bacterias tienen a los metales, la cual puede ser igual o menor en comparación otros organismos pluricelulares; incluso pueden llegar a exhibir resistencia. Otro inconveniente se relaciona con su bajo poder predictivo, el cual tiene su origen en su condición de procariota, ya que a nivel de ecosistema la mayoría de los efectos se visualizan a nivel de organismos eucariotas pluricelulares. Entre las micropruebas utilizadas con mayor frecuencia en el campo ambiental están Microtox, SOS Chromotest, Mutatox, ATP-TOX y el Test de Ames (Tabla 2.4).

Tabla 2.4. Valor relativo de micropruebas de toxicidad en evaluaciones ambientales.  
1: pobre; 2: regular; 3: bueno; 4: excelente.

Atributo	Microtox®	SOS Chromotest®	Mutatox®	ATP-TOX®	Ames
Rapidez	4	4	4	3	2
Tiempo	5-15 min	(h)	(h)	(5 h)	(72 h)
Simplicidad	4	2	2	2	2
replicabilidad	2	2	2	2	2
Precio	2	1	1	1	1
Estandarización	4	4	4	4	4
Sensibilidad al metal	2	2	2	2	2
Discriminación de contaminación	4	4	4	4	4
Relevancia ecológica	1	1	1	2	1
Relación laboratorio/terreno	1	1	1	1	1
Relación con estándares	1	1	1	1	1
Total	21	18	18	18	17

Fuente: Zúñiga (1998)

El test Microtox® está basado en la inhibición de la emisión luminosa en una bacteria luminiscente (*Photobacterium phosphoreum*), cuando está en presencia de algún agente contaminante. Una alternativa a este test es la prueba Mutatox®, que emplea un mutante no luminoso de la bacteria *P. phosphoreum* (M169), que al ser expuesto a agentes contaminantes produce una reversión a bacterias normales productoras de luz (Kwan *et al.*, 1990).

El SOS Chromotest está basado en la inducción del mecanismo de reparación SOS, que es activado cuando el ADN está dañado. En estas bacterias, el operón SOS ha sido fusionado con el operón  $\beta$ -galactosidasa, que puede ser detectada a través de una reacción enzimática. El ATP-TOX es una prueba que se fundamenta en la inhibición del crecimiento bacteriano medido a través de los niveles de ATP (Xu and Dutka, 1987). El nivel de ATP, un indicador de las células vivas, se mide por la emisión luminosa a través de la reacción luciferina-luciferasa específica para el ATP. esta prueba ha sido utilizada para evaluar los efectos de metales sobre *Escherichia coli*, *Pseudomonas fluorescens* y *Salmonella typhimorium*.



La prueba de Ames se efectúa con *Salmonella* y es una de las más utilizadas para evaluar la mutagenicidad de una sustancia tóxica (Ames *et al.*, 1975). Para la aplicación de esta prueba se emplea una cepa de *S. typhimorium* auxótrofa para histidina, que revierte a prototrofia después de la exposición a un contaminante

#### b. Bioensayos de toxicidad

Debido a la importancia de los sedimentos como una fuente de contaminantes, se ha desarrollado una amplia gama de pruebas con sedimentos, que han incluido desde la medición de respuestas letales y subletales hasta la estimación de alteraciones en la estructura y funcionamiento de comunidades bentónicas. De todo el espectro de invertebrados marinos y estadios de desarrollo, en este campo se le ha dado mayor importancia a las pruebas de toxicidad empleando los estadios de vida más sensibles de poliquetos, anfipodos, erizos y quironómidos.

Los crustáceos anfipodos están entre las especies bentónicas más sensibles a la presencia de contaminantes. Sus hábitos de vida de cavadores superficiales, ciclo de vida corto, amplia distribución geográfica, abundancia y facilidad de cultivo, les confiere ventajas comparativas importantes para su empleo en diversas pruebas de toxicidad; cabe señalar que la mayoría de las pruebas desarrolladas son estáticas y de corta duración (entre 7 y 28 días). La tasa de mortalidad es la respuesta más común que se determina durante las pruebas; en menor grado, también se observa la capacidad de enterramiento en sedimentos limpios después del período de exposición (Borgmann and Munawar; Borgmann *et al.*, 1989; Swartz *et al.*, 1984, 1988). Entre los géneros de anfipodos más utilizados están *Hyalella*, *Ampelisca*, *Rhepoxynius*, *Grandidierella* y *Gammarus*.

En ambientes dulceacuícolas, generalmente los quironómidos comprenden una proporción importante de la biomasa bentónica y participan en el reciclamiento de residuos presentes en los sedimentos. Especies de *Chironomus* han sido cultivadas en laboratorio y utilizadas exitosamente en pruebas de toxicidad (Ingersoll *et al.*, 1990; Kosalwat and Knight, 1987a, 1987b). Las larvas de quironómidos han sido utilizadas en pruebas que abarcan parte del ciclo o todo el ciclo de vida, determinándose específicamente efectos sobre la sobrevivencia, crecimiento y fecundidad de la primera generación.

#### 2.3.1.2. Biomarcadores

Un biomarcador se define como una prueba de diagnóstico y pronóstico de alerta temprana específica, sensible y aplicable a un amplio rango de organismos (Livingstone 1993; Mayer *et al.*, 1992). Los biomarcadores surgieron frente a la necesidad de detectar y evaluar el impacto de mezclas complejas con bajas concentraciones de contaminantes que ingresan al ambiente. A pesar de su utilidad en estudios de laboratorio, los biomarcadores aún no han sido utilizados adecuadamente en evaluaciones ambientales, aunque una serie de ellos se han aplicado para detectar contaminación por metales (Tabla 2.5).

**Proteínas de estrés:** recientemente, las proteínas de estrés han sido propuestas como biomarcadores potenciales de contaminación por metales (Abe *et al.*, 1994; Vedel and Depledge, 1995). El foco de estudio se ha centrado en las "chaperonas", (proteínas estrés-60 y en el grupo de proteínas de estrés-70). Este tipo de proteínas son inducidas por una amplia variedad de factores estresantes naturales y antropogénicos (*i.e.* metales).





Tabla 2.5. Valor relativo de los biomarcadores en evaluaciones ambientales.  
1: pobre; 2: regular; 3: bueno; 4: excelente.

Atributo	Prot. de estrés	Razón O/N	SFG	ARN/ADN	MT	Lisosomas
Rapidez	días-meses	semanas	semanas	meses	días-meses	días-meses
Estado de desarrollo	adulto	adulto	adulto	larva	adulto	adulto
Simplicidad	1	3	2	1	1	2
Replicabilidad	2	3	3	2	2	3
Costo	1	3	2	1	1	2
Estandarización	1	2	2	1	2	3
Sensibilidad a metal	2	1	1	1	4	3
Discriminación de contaminación	1	3	3	1	2	3
Relevancia ecológica	1	2	4	2	2	2
Relación laboratorio/terreno	1	2	3	1	2	2
Total	10	19	20	10	16	20

Fuente: Zúñiga (1998)

**Razón Oxígeno:Nitrógeno (O/N):** este índice indicativo de la utilización relativa de los constituyentes metabólicos (carbohidratos, lípidos y proteínas) se fundamenta en la proporción de oxígeno consumido y nitrógeno excretado (Cheng and Cheung, 1995; Widdows, 1985). Bajo condiciones de estrés severo, los organismos aumentan la utilización de proteínas y por lo tanto el valor de este índice tiende a bajar. A pesar de ser un índice simple, la razón O/N presenta algunos inconvenientes, principalmente relacionados con su inespecificidad hacia los metales y su covariación con factores externos e internos de índole fisiológica.

**Condición de crecimiento (SFG, Scope for Growth):** esta es una medida integrativa del estado energético de un organismo (Widdows and Donkin, 1989; Widdows *et al.*, 1995), ya que incluye varios parámetros energéticos directamente asociados al crecimiento y reproducción del organismos. El índice se basa en el concepto que la energía en exceso que no es utilizada en la mantención del organismo, puede ser invertida para el crecimiento y reproducción. Al igual que la razón O/N, el SFG puede variar en función de factores fisiológicos o ambientales. Como biomarcadores pueden ser aplicados a poblaciones naturales, aunque se dispone de una mejor aproximación si se utilizan organismos transplantados o translocados.

**Crecimiento determinado a través de la concentración de ARN:** se han desarrollado varios marcadores que han sido utilizados como indicadores de la tasa de crecimiento. Ya que las proteínas son el componente principal del peso de un organismo, se ha sugerido que la concentración de ARN, puede utilizarse como indicador de la tasa de crecimiento en invertebrados y peces (Barron and Adelman, 1984). Sin embargo, la razón ARN/ADN es un indicador que refleja con mayor exactitud la tasa de crecimiento, debido a que la concentración de ADN tiende a mantenerse constante. Sin embargo, este tipo de indicadores tienen la desventaja de depender de factores intrínsecos del individuo, además de las condiciones ambientales en que se desarrolla el individuo.

**Metalotioneínas (MT):** entre los biomarcadores comúnmente utilizados para evaluar contaminación por metales están la metalotioneínas, cuya presencia puede indicar exposición a zinc, cobre, cadmio y mercurio (Viarengo *et al.*, 1981; Bebianno and Langston, 1992; Mackay *et al.*, 1993). La evaluación del nivel de MT ha sido propuesto como una herramienta excelente para monitorear los efectos de metales, ya que representan una respuesta específica de los organismos a la contaminación metalogénica (Kagi and Schaffer, 1988). Las MT son proteínas solubles (*i.e.* citosólicas), de bajo peso molecular (7400 daltons), estables al calor y con alta afinidad por cationes metálicos. Una de las funciones más importantes de las MT es proteger las estructuras celulares de las interacciones de cationes metálicos con moléculas biológicas; simultáneamente, pueden detoxificar el exceso de metal que penetra a la célula. El exceso de metales puede estimular la síntesis de tioneínas que unirán metales y los mantendrán en forma no tóxica, reduciendo sus efectos deletéreos.



Estabilidad de membranas lisosomales: según Regoli (1992), la estabilidad de las membranas lisosomales es una excelente indicador de los efectos de diversos agentes tóxicos sobre organismos acuáticos. Los lisosomas corresponden a un grupo heterogéneo de organelos celulares membranosos que contienen en su interior un sistema enzimático con hidrolasas ácidas. Bajo condiciones normales, los lisosomas son estables y la membrana impide que las hidrolasas reaccionen con sustratos externos. Desde un punto de vista teórico, la estabilidad membranar disminuye en respuesta al estrés a medida que la permeabilidad celular aumenta. Por ejemplo, el cobre puede desestabilizar las membranas lisosomales de *Mytilus edulis* durante la exposición aguda (6 días) y crónica (76 días) (Viarengo *et al.*, 1981; Harrison and Berger, 1982).

### 2.3.2. Caracterización biológica

Según el grupo de expertos del GIPME (2000), actualmente no existe medición química alguna que prediga en forma confiable la toxicidad de los sedimentos. En realidad, existe un conjunto de valores de concentraciones químicas para los sedimentos que indican ausencia de toxicidad aguda (*i.e.* límites máximos permisibles). La probabilidad de toxicidad de los sedimentos aumenta a medida que la concentración química del contaminante también se incrementa, sin embargo existen diversos procesos que mitigan esta relación causa-efecto (O'Connor and Paul, 2000) por lo que ninguno de los métodos basados en un fundamento de naturaleza química predice en forma confiable y consistente la toxicidad. Esta es la razón de por qué cualquier lineamiento orientado a evaluar la calidad de los sedimentos, debe contar con una base científica que inevitablemente incorpore aspectos y consideraciones biológicas, químicas y físicas (GIPME, 2000).

Como se analizó en los acápites anteriores, en la literatura especializada existe un amplio arsenal de métodos ecotoxicológicos que pueden ser aplicados para determinar si un efecto observado sobre los organismos bentónicos obedece a la presencia de un contaminante químico (Gardner and Yevich, 1988; Wolfe, 1992; Buckler and Tillit, 1996; Papoulias and Buckler, 1996). Estos métodos incluyen toda una gama de pruebas que van de ensayos de toxicidad dentro del espectro aguda-crónica, mediciones de efectos subletales realizadas en terreno o bajo condiciones de laboratorio, hasta pruebas biológicas efectuadas a nivel subcelular (*i.e.* biomarcadores bioquímicos). Estas técnicas aportan una variedad de puntos finales y vías de exposición a diferentes niveles de organización biológica básica (*i.e.* subcelular, celular, tisular), sin embargo la extrapolación de estos resultados a niveles de organización biológica superiores (*i.e.* población, comunidad) es un tema complejo y discutible.

Hoy en día, existe un continuo desarrollo de herramientas y técnicas biológicas simples para estimar efectos de contaminantes: ensayos a nivel de lisosomas, monitoreo de actividad cardíaca en crustáceos, pruebas de inhibición de la colinesterasa, etc., que sin duda ofrecen el potencial para detectar gradientes de contaminación y alteraciones en la condición de salud de los organismos. Este conjunto de herramientas son valiosas en el campo de la evaluación ambiental. Actualmente, existen protocolos estandarizados para realizar experiencias con biomarcadores y pruebas de intercalibración entre laboratorios para alentar su utilidad en el campo de la ecotoxicología. Sin embargo, muchas de estas técnicas aún carecen de relevancia ecológica y algunas de ellas adolecen de una orientación interpretativa apropiada o de una adecuada estandarización (GIPME, 2000).

En último caso, la selección del conjunto más apropiado de ensayos biológicos depende de los objetivos específicos que se persigan, del nivel de contaminación que exista en área de estudio y del grado en que los métodos disponibles se encuentren estandarizados y validados.



Según este grupo de expertos (GIPME, 2000), los estudios ecológicos más relevantes implican mediciones de variables poblacionales y el análisis de comunidades. El principal inconveniente de este enfoque radica en que a menudo es difícil distinguir los cambios inducidos por la presencia de contaminantes de la variabilidad natural propia del sistema ecológico, como así también identificar mecanismos de causa y efecto, por ejemplo: qué contaminantes ambientales y en qué concentraciones pueden provocar cambios a nivel de la dinámica poblacional o en la estructura comunitaria.

### 2.3.2.1. Empleo de comunidades bentónicas para evaluar calidad de sedimentos

Uno de los componentes de los ecosistemas acuáticos, principalmente marinos, más utilizado para estimar los efectos contaminantes o tóxicos de los sedimentos corresponden a las comunidades bentónicas. Específicamente, los estudios ambientales diseñados para evaluar la reacción de los ecosistemas acuáticos a los sedimentos contaminados es la estructura de la macroinfauna bentónica, también conocida como comunidades sublitorales de fondos blandos.

Como se ha señalado anteriormente, una vez que los contaminantes ingresan al medio acuático, experimentan una serie de transformaciones que culminan con su adsorción parcial al material particulado que se encuentra suspendido en la columna de agua. Tarde o temprano, dependiendo de las propiedades físicas y químicas de las partículas y de las condiciones dinámicas de la columna de agua, el material particulado experimentará un proceso de decantación y terminará formando parte del sedimento. Precisamente, los fondos sedimentarios constituyen el hábitat natural de la macroinfauna sublitoral, por lo que estas comunidades serán las primeras en reflejar los efectos de una alteración en las propiedades originales de los sedimentos.

Por otra parte, la macroinfauna bentónica posee una serie de atributos operacionales, biológicos y ecológicos que le confieren ventajas sobre otro tipo de organismos que también se encuentran en los fondos sedimentarios (Clarke and Warwick, 1994):

- Contacto directo o cercanía con los sedimentos
- Modo de vida sedentario (relativa carencia de movilidad)
- Ciclos de vida comparativamente más longevos y estables
- Influencia de sus actividades sobre los procesos sedimentarios
- Importancia trófica, integrando los efectos de los contaminantes a través del tiempo
- Amplia gama de diversidad taxonómica, que operativamente cuenta con abundante bibliografía
- Facilidad para realizar muestreos cuantitativos

En el contexto de las investigaciones de la calidad del sedimento mediante el uso de comunidades de la macroinfauna sublitoral, se ha publicado una extensa literatura concerniente con las metodologías de análisis y efectos de distintos tipos de contaminantes sobre los atributos ecológicos de este tipo de comunidades. Revisiones sobre el estado del arte en estos aspectos han sido efectuados principalmente por investigadores extranjeros (Clarke and Warwick, 1994; Underwood, 1991, 1992 y 1994), aunque a nivel nacional también se han realizado contribuciones importantes en esta materia (Carrasco y Gallardo, 1989).

Las prácticas más frecuentes utilizadas en ecología bentónica para analizar los efectos de sedimentos contaminados sobre la composición, distribución y estructura comunitaria de la macroinfauna sublitorales se pueden sistematizar como sigue:



a. Técnicas univariadas (Tabla 2.6)

- Índices de diversidad, que integran el número de especies e individuos
- Índices bióticos de contaminación
- Especies indicadoras o sensibles a la contaminación

Tabla 2.6. Técnicas univariadas. Resumen de los análisis para cada etapa de investigación.

Etapas	Ejemplo de técnicas univariadas	
	Índice de diversidad	Especies indicadoras
1. Representación de comunidades	Promedios e intervalos de confianza (95%) para cada sitio/condición	
2. Discriminación de sitios/condiciones	Análisis de varianza de una vía (ANOVA)	
3. Determinación de los niveles de estrés	En referencia a datos históricos	
	Diversidad disminuye en las últimas fases	Aumento inicial de especies oportunistas
4. Relación con condiciones ambientales	Técnicas de regresión	

Fuente: Clarke and Warwick (1994)

b. Técnicas de distribución o métodos gráficos (Tabla 2.7)

- Curvas de distribución de abundancias por especie, que se categorizan bajo la denominación de análisis gráficos

Tabla 2.7. Técnicas de distribución. Resumen de los análisis para cada etapa de investigación. ANOSIM: test de similitudes.

Etapas	Ejemplo de técnicas distribucionales	
	Curvas ABC ( $k$ -dominancia)	Distribuciones de abundancia de especies
1. Representación de comunidades	Curvas para cada sitio/condición	
2. Discriminación de sitios/condiciones	Análisis de varianza de una vía (ANOVA) en base a estadígrafos generales	
	Test ANOSIM para docimar distancias entre cada par de curvas	Si es posible, test para docimar similitudes de distribuciones (i.e. chi-cuadrado)
3. Determinación de los niveles de estrés	Relación entre las curvas de biomasa y abundancia	Distribución de la abundancia de especies presenta "colas" más alargadas con la incidencia de disturbancia
4. Relación con condiciones ambientales	Difícil, excepto para sumarios univariados de las curvas	

Fuente: Clarke and Warwick (1994)



c. Técnicas multivariadas (Tabla 2.8)

- Procedimientos de clasificación y ordenación comunitaria que corresponden a métodos multidimensionales que agrupan estaciones y especies, los cuales pueden ser interpretados en función de gradientes de contaminación

Tabla 2.8. Técnicas multivariadas. Resumen de los análisis para cada etapa de investigación. MDS: análisis multidimensional no métrico; ACP: análisis de componentes principales

	Ejemplo de técnicas multivariadas		
Etapas	Clasificación jerárquica	Ordenación NMDS	Ordenación ACP
1. Representación de comunidades	Dendrograma de las muestras	Despliegue gráfico de las muestras (bidimensional)	
2. Discriminación de sitios/condiciones	ANOSIM en base a la matriz de similitud de las muestras Nivel de porcentaje de similitud arroja especies ecológicamente relevantes		ANOSIM en base a distancias euclidianas
3. Determinación de los niveles de estrés	"Meta-análisis", mediciones de variabilidad, quiebre de series		
4. Relación con condiciones ambientales	Visual: sobreponiendo variables ambientales sobre ordenaciones bióticas		
	Analítica: detectando subconjuntos de variables ambientales cuya ordenación tiene el "mejor ajuste" a la ordenación biótica		

Fuente: Clarke and Warwick (1994)



## 2.4. EFECTOS DE LOS SEDIMENTOS CONTAMINADOS SOBRE EL AMBIENTE BIOTICO: ANTECEDENTES NACIONALES

La síntesis que se realiza a continuación se basó en una extensiva recopilación bibliográfica que consideró los resultados publicados en los últimos 15 años en Chile y en el extranjero, tanto en revistas de investigación científicas como técnicas. Así también, se incluyó los resultados procedentes de las distintas expediciones CIMAR Fiordo realizadas por investigadores nacionales en la zona sur-austral de nuestro país.

Las líneas de investigación sobre sedimentos desarrolladas en Chile, entorno a la caracterización física y a la presencia de sustancias contaminantes en los sedimentos y sus efectos sobre la vida acuática se han organizado en cuatro campos de trabajo:

- a. Caracterización granulométrica de los sedimentos superficiales
- b. Niveles y distribución espacial de componentes y sustancias contaminantes asociadas con ambientes sedimentarios
- c. Composición, distribución y estructura de comunidades macroinfaunales sublitorales en relación con la presencia de contaminantes en sedimentos
- d. Pruebas de ecotoxicidad con sedimentos

### 2.4.1. Características granulométricas de los sedimentos superficiales

#### 2.4.1.1. Origen de los sedimentos del margen continental chileno

Los sedimentos del fondo oceánico fueron estudiados por primera vez en el Pacífico Sur durante la expedición del Challenger (1872-1876). Una etapa importante se desarrolló durante el Año Geofísico Internacional en la década de los años 50, especialmente a cargo de buques soviéticos (Expedición OB, 1955-59) y estadounidenses (Expediciones DOUNWIND, 1957-58; HORIZON, SPENCER BAIRD). Además de otras de igual relevancia: ENDEAVOUR, VEMA y ELTANIN (1962, 1967) Investigaciones más recientes fueron desarrolladas por el Instituto Geográfico de Hawai (KANA KEOKI, 1971), por el Instituto Scripps de Estados Unidos y por los cruceros interinstitucionales SCORPIO y EASTROPAC (1974). En años posteriores, los principales cruceros de investigación han sido estadounidenses y alemanes.

A nivel de macroescala, el aporte de material sedimentario a la Cuenca del Pacífico en su margen occidental proviene de cuatro fuentes básicas: terrígena, constituida principalmente por elementos clásticos y material sedimentario arcilloso; biógena, que está constituida principalmente de microesqueletos de organismos marinos recientes y fósiles. En forma esporádica, estas fuentes son sustituidas por otras que cobran relevancia a nivel local como es el caso de material volcánico y, en mucha menor escala y más disperso el material cosmogénico.

Las fuentes de aportes sedimentario terrígeno hacia el margen continental occidental de América del Sur provienen de este mismo subcontinente y de la Antártica, que es la mayor fuente de material sedimentario en la mayor parte del sur del Océano Pacífico (Lisitzin, 1974). La angosta banda costera que conforma el territorio nacional se constituye en un área de



drenaje natural del Pacífico, ya que aporta una cantidad importante de material sedimentario que se origina a partir de los procesos erosivos que ocurren en la Cordillera de los Andes. Sin embargo, la presencia de la Fosa Chileno-Peruana ubicada entre los 25° y 41°S actúa como una barrera natural que capta los sedimentos que ingresan desde la plataforma continental, evitando por este sector su propagación hacia la cuenca del Pacífico (Kulm *et al.*, 1981).

El aporte de sedimentos procedentes desde el continente antártico, vía material morrénico, es de aproximadamente el 1,6% respecto a la descarga de hielos (Evtseev, 1964). Según esta relación, la cantidad de sedimento que ingresaría a la cuenca del Océano Austral procedente desde la Antártica se calcula de 16 a 24 km<sup>3</sup>, equivalente a una cantidad de 40\*10<sup>9</sup> a 60\*10<sup>9</sup> ton/año. Otra fuente de aporte sedimentario lo constituye el material transportado por los témpanos de hielo, aunque éstos no alcanzan más allá de la Convergencia Antártica y la tasa de suministro no es constante.

En cuanto a la distribución de los sedimentos frente a las costas de Chile, la Fosa Chileno-Peruana contiene fangos verdosos de diatomeas los cuales son ricos en calcita y en carbonato orgánico, y con una menor proporción en ceniza volcánica procedente de los Andes. Por otra parte, los sedimentos del margen continental son similares a los que se hallan en esta fosa, aunque ciertas áreas presentan sedimentos con una alta proporción arenosa (Molina Cruz, 1975).

A nivel de la plataforma continental, particularmente a lo largo del borde costero chileno, los antecedentes disponibles publicados sobre sedimentos se concentran principalmente en investigaciones realizadas para sectores marinos, tanto de ambientes litorales (playas de arena) como submareales (bajo la línea de mareas. Los estudios editados se orientan básicamente hacia la descripción de las características texturales de los sedimentos, incluyendo composición granulométrica y distribución espacial

A la fecha se desconoce la existencia de publicaciones sobre caracterización de sedimentos de ambientes lacustres. La información sobre este tema se encuentra consignada en informes del Fondo de Investigación Pesquera (FIP), la cual ha sido utilizada para determinar capacidades de carga de algunos lagos de la zona sur de Chile. De acuerdo con los antecedentes que manejan los autores, estudios más recientes para ambientes dulceacuícolas sólo han sido realizados para cuerpos acuáticos artificiales, tal como el embalse Rapel (Pizarro *et al.*, 2001). Fundamentalmente esta falencia de información, se atribuye a la carencia de investigaciones en tal sentido y en consecuencia a la virtualmente nula publicación de estudios en campo de sedimentos lacustres. Las investigaciones limnológicas en nuestro país han estado orientadas preponderantemente a la descripción de procesos a nivel de la columna de agua, al análisis de la dinámica de poblaciones planctónicas y a problemas de eutroficación. A ello se agrega, los resultados de este tipo de estudios se encuentran dispersos y obedecen a esfuerzos individuales (Comité Nacional de Limnología, 2001)<sup>1</sup>.

#### 2.4.1.2. Características texturales de los sedimentos marinos en el territorio nacional

En Chile los primeros estudios sobre sedimentos marinos litorales fueron realizados en la década del 60 por Reyes (1967) con la elaboración de una carta batimétrica de la bahía de Valparaíso. Para concretar su objetivo, este autor analizó un total de 800 muestras de sedimentos superficiales, según la escala granulométrica de Thoulet, cubriendo los fondos

<sup>1</sup> Comité Nacional de Limnología. 2001. Aprovechamiento y gestión de los recursos hídricos en la Región. Reunión eutroficación de lagos y embalses. Taller Internacional de Eutroficación. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED). Resúmenes.



submareales comprendidos entre los veriles de 20 y 500 m de profundidad. Especialmente, el levantamiento de los fondos submarinos se extendió desde punta Concón por el norte hasta punta Cardones por el sur de la bahía de Valparaíso. Los resultados señalados por Reyes (1967) indican que en los fondos de esta bahía y en gran parte de la plataforma continental adyacente predominan los fangos arenosos. Las fracciones finas de las arenas se encuentran comprendidas dentro de una estrecha franja costera en las cercanías de punta Concón, próxima a la desembocadura del río Aconcagua. Las arenas se ubican preferentemente en las cercanías de la orilla del borde costero; aunque un área importante de los fondos conteniendo arena y arena fangosa fue descrita para profundidades comprendidas entre los 140 y 500 m de profundidad. Las fracciones más gruesas (gravas) se localizan de preferencia en sectores costeros de alta energía como son las puntas rocosas (punta Concón, punta Las Cabras, punta Los Angeles, entre otras). En otro estudio efectuado publicado con anterioridad, Bandy y Rodolfo (1964) analizaron la distribución de foraminíferos y algunos parámetros asociados con los sedimentos del piso de la fosa Chile-Perú.

En las dos décadas siguientes (1970-80), se publicaron unos pocos estudios en esta misma línea descriptiva para la bahía de Valparaíso, cubriéndose aspectos sedimentológicos de las playas de arena (Vergara, 1979; Vergara y Valenzuela, 1981) y de petrología sedimentaria y sedimentación reciente para el sector litoral y de la plataforma continental de Valparaíso (Valenzuela *et al.*, 1979 y Valenzuela y Reyes, 1980). En el primero de ellos, se señala que los sedimentos de la plataforma que cubren el 90% de la superficie del fondo son principalmente terrígenos (90%), mientras que la participación de sedimentos biógenos es mucho menor (10%). Según Valenzuela *et al.* (1979), el 10% restante de la superficie del fondo, consiste de rocas duras de composición granítica (55%), metamórfica (27%) y lamprofídica (18%); los sedimentos terrígenos están constituidos principalmente por limos gruesos y arenas muy finas, poco clasificadas, que incluyen un 19% de gravas mezcladas con arenas finas, mientras que los sedimentos biógenos corresponden a arenas de foraminíferos bentónicos que al aproximarse hacia la costa son reemplazadas por arenas calcáreas (conchuela).

A los antecedentes proporcionados por estos autores, Valenzuela y Reyes (1980) agregan que desde un punto de vista granulométrico, la cubierta superficial está compuesta por sedimentos terrígenos mal clasificados, constituidos por una mezcla en proporciones variables de limos y gravas, en la cual predominan los limos gruesos y las arenas muy finas. Desde un punto de vista genético, estos sedimentos representan los productos residuales estables, liberados por la meteorización de rocas ígneas, metamórficas y sedimentarias existentes en la plataforma costera. La interpretación de los distintos parámetros analizados por Valenzuela y Reyes (1980), *i.e.* granulometría, composición petrológica, distribución espacial de los sedimentos, entre otros, sugiere un proceso de progradación reciente del prisma sedimentario (*i.e.* avance progresivo de la cubierta sedimentaria) hacia el margen externo de la plataforma.

De los diversos estudios sedimentológicos efectuados en localidades costeras del norte del país, la mayoría de ellos se han centrado en el sistema de bahías de la IV Región de Coquimbo: bahía Coquimbo, bahía La Herradura de Guayacán, bahía Guanaqueros y bahía Tongoy. La mayor cantidad de estudios efectuados en esta zona, se debe a que por sus condiciones naturales de ubicación, de acceso y de grado de exposición, ha concitado el interés para el adelanto turístico y, especialmente, para el desarrollo de cultivos marinos y de proyectos de ingeniería costera (Berrios y Olivares, 1996). Entre los diversos estudios sedimentológicos realizados en este sistema de bahías, se encuentran los de Campusano (1979) y Valle *et al.* (1980) en bahía Coquimbo, quienes describen las condiciones del sustrato marino con motivo de la ejecución de proyectos costeros de distinta índole: prospección de fondos para el manejo de machas (*Mesosdesma donacium*) y caracterización granulométrica para la instalación de un emisario submarino, respectivamente.





En el campo de la investigación aplicada, Alfson (1979), Berríos *et al.* (1989) y Alarcón (1990) efectuaron estudios granulométricos y de contenido de carbono orgánico de los sedimentos de la bahía La Herradura, para disponer de información de base a estudios oceanográficos, prospectivos y de repoblamiento de recursos bentónicos.

Un estudio de similares características al efectuado por Alfson (1979), es realizado por Valenzuela y Alfson (1979) para caracterizar la granulometría de los sedimentos sublitorales de la bahía La Herradura (Coquimbo). Con un universo de 35 muestras de sedimentos colectadas durante 1977, estos autores señalaron que en los fondos de esta bahía predominan arenas finas mal clasificadas, terrígenas y de composición cuarzo feldespática. Desde un punto de vista de la distribución espacial, el 76% del lecho marino está constituido por arenas terrígenas, mientras que el 24% restante corresponde a fragmentos calcáreos biógenos (Valenzuela y Alfson, 1979). Agregan que el porcentaje de material calcáreo disminuye en forma paulatina según aumenta la distancia al borde rocoso y la profundidad. Entre las partículas sedimentarias, estos autores también encontraron materiales de origen antrópico: escoria de fundición (abundante), azarcón, plástico y trozos metálicos.

A principios de los 80, y con motivo de efectuar un manejo integral de los recursos bentónicos, también se realizaron trabajos sedimentológicos con una visión más aplicada. En las bahías de Tongoy y Guanaqueros (Coquimbo), Valenzuela (1982a) prospectó los fondos sedimentarios en sectores asociados con la presencia de bancos de ostiones (*Chlamys purpuratus*). Para describir los rasgos texturales de los sedimentos de la bahía Tongoy, estos autores procesaron un total de 73 muestras colectadas en profundidades entre 0 y 20 m de profundidad; mientras que los fondos sedimentarios de la bahía Guanaqueros fueron analizados en base a una colección de 53 muestras obtenidas entre los 0 y 31 m de profundidad. Según estos autores, el sustrato predominante en ambas bahías corresponde a arena fina, moderadamente bien seleccionada, simétrica, leptocúrtica y compuesta por cuarzo feldespático de coloración gris rosácea. Estas propiedades son indicativas de ambientes de baja energía, compatibles con flujos unidireccionales de 2 a 4 cm/seg y con velocidades orbitales de 15 a 30 cm/seg (Valenzuela, 1982).

Olivares (1987) realiza un estudio comparativo entre estas mismas bahías, en relación a sus condiciones hidrográficas, distribución granulométrica y contenido de materia orgánica de los sedimentos. Con respecto a los fondos sedimentarios, este investigador señala que los sedimentos predominantes en ambas bahías es la arena fina, con valores promedio de 2,88 $\phi$  y 2,51 $\phi$  para la bahía de Tongoy y Guanaqueros, respectivamente. El contenido de materia orgánica presenta los valores más bajos en sectores próximos al borde costero; Olivares (1987) señala que mientras más fino es el sedimento, también mayor es el contenido de materia orgánica.

En la década pasada destacan tres trabajos en materia de caracterización sedimentológica para esta zona (Berríos *et al.*, 1992; Alarcón y Navea, 1992; Berríos y Olivares, 1996). El primero de ellos enfocado a analizar los procesos de acresión-erosión del fondo arenoso de una pradera de algas de *Gracilaria chilensis*, junto con el seguimiento mensual del tamaño del grano y contenido de materia orgánica. Los resultados muestran que la dinámica del sustrato sigue un comportamiento estacional, con una acresión máxima, un menor diámetro de partícula y bajo contenido de materia orgánica bajo condiciones estivales; esta condición se revierte y muestra un patrón inverso durante el período otoño-invierno (Berríos *et al.*, 1992).

El segundo estudio se desarrolla bajo el ámbito de estudios prospectivos del recurso macha (Alarcón y Navea, 1992). El más reciente de todos ellos se elabora en base a antecedentes granulométricos y contenidos de carbono orgánico, correspondiente a información colectada de diversos cruceros de investigación realizados en períodos de primavera



(noviembre) en cada bahía durante el período 1989-1992 (Berrios y Olivares, 1996). Según estos autores, el sedimento predominante en las cuatro bahías estudiadas es una arena fina a muy fina, moderadamente bien clasificada, lo cual según Ogawa (1988) sugiere un bajo nivel de energía hidráulica. Las características del diámetro medio de los sedimentos de cada bahía permite a los autores inferir corrientes de fondo teóricas, cuyas velocidades varían entre 4 a 13 cm/s para bahía Coquimbo; 6 a 18 cm/s para la bahía La Herradura; 5 a 16 cm/s para bahía Guanaqueros y 4 a 15 cm/s para bahía Tongoy (Berrios y Olivares, 1996). Otro antecedente que aportan se relaciona con el contenido de carbono orgánico en los sedimentos; según los niveles obtenidos estos autores consideran que los valores son bajos y no superiores al 2,2%. Sólo en un sector puntual de bahía la Herradura detectaron una concentración levemente superior a este valor, que atribuyeron a la presencia de un antiguo emisario.

Para la zona sur del país, Yáñez (1971) entrega en su tesis los primeros resultados sobre la composición granulométrica de los sedimentos superficiales de la bahía de Concepción, en base al análisis de muestras provenientes de 10 estaciones de muestreo ubicadas en la bahía de Concepción. Según señala este autor, los datos fueron proporcionados por Cea *et al.* (1968) quienes realmente fueron quienes procesaron esta información sedimentológica. Además, se determinó contenidos de carbonatos, materia orgánica, porcentaje de minerales, entre otros. El origen los fondos sedimentarios de la bahía de Concepción es fundamentalmente producto del transporte fluvial y de la ocurrencia de procesos erosivos en la costa. Según señala Yáñez (1971), fundamentalmente estos fondos corresponden a sedimentos finos, fango y fango arenoso, homogéneo y bien seleccionado. Agrega, que en general las partículas de la zona costera no presentan una buena redondez, presumiblemente por la gran cantidad de partículas biógenas depositadas con posterioridad a la sedimentación de la mayoría de los otros clastos. La presencia de filitas se constituye en una evidencia de aportes de clastos procedentes de sectores costeros; además, la mayor proporción de minerales corresponde a cuarzo (Yáñez, 1971).

Un trabajo de similares características al efectuado en las bahías de Tongoy y Guanaqueros, fue realizado por Valenzuela (1982b) para un sector de la bahía de Ancud (Chiloé), tendiente a inferir las condiciones hidrodinámicas y las fluctuaciones estacionales del sustrato sedimentario asociado a bancos de almejas. Considerando un total de 129 muestras (intermareales y submareales) recolectadas en distintos períodos (desde marzo de 1979 a diciembre de 1980), este autor describió estos fondos señalando que los sedimentos varían desde gravas gruesas (150 cm/seg) en el sector central, hasta limos medios (2 cm/seg) en el golfo de Quetalmahue. El sustrato que acoge a estos moluscos se caracteriza por un predominio de arenas gruesas a medias, moderadamente o muy poco seleccionadas, con exceso de gruesos y distribución leptocúrtica (Valenzuela, 1982b).

En la zona de Valdivia, debido a su particular configuración costera, los trabajos de investigación se han orientado a describir los patrones sedimentológicos y la dinámica de zonas estuariales. Uno de los primeros en este sentido fue realizado por Mulsow y Pino (1981), quienes analizaron la distribución de los sedimentos submareales e intermareales del estuario del río Queule (IX Región) en base a una red de muestreo de 27 estaciones. El área se caracteriza por presentar tres sectores diferenciados según su granulometría y contenido en materia orgánica: el, primero ubicado en la boca y ribera norte del estuario (arenas finas con bajos aportes de fango y de materia orgánica, < 1%); otro en la parte media y superior del estuario, caracterizado por arenas fangosas con contenidos variables de fango (2 a 64%) y de materia orgánica (0,36 a 29,3%); un tercer sector, ubicado en la ribera sur del estuario, presentó arenas levemente rudíticas con valores de materia orgánica entre 1 y 8% (Mulsow y Pino, 1981). Más recientemente, Pino y Mulsow (1983) y Pino *et al.* (1999) han profundizado sobre la dinámica de este estuario, analizándolas la distribución de las cubiertas sedimentarias y la variabilidad espacio-temporal de los sedimentos de las planicies intermareales ubicadas en esa misma área de estudio (estuario del río Queule).



En otro campo de investigación estrechamente ligado con el anteriormente señalado, Salamanca (1995) agrupó e identificó los mecanismos hidrodinámicos de transporte en sedimentos intermareales y submareales de las costas del litoral centro-sur de Chile, aplicando una metodología estadística multivariada (análisis factorial). Como base de su estudio analizó muestras intermareales y submareales de sedimentos procedentes de ambientes costeros de la X Región y del extremo norte de la XI Región. Las conclusiones más relevantes señalan que desde un punto de vista hidrodinámico, los sedimentos intermareales están sujetos fundamentalmente a mecanismos de transporte de naturaleza saltacional y, además, no existen variaciones estacionales importantes en cuanto al orden de importancia de dichos mecanismos (Salamanca, 1995). En cambio, Salamanca (1995) señala que para los ambientes sedimentarios submareales los mecanismos predominantes de transporte son por tracción y suspensión, los cuales a su vez dependen de las características hidrodinámicas y geomorfológicas del lugar.

Uno de los estudios de mayor cobertura geográfica realizados para describir los sedimentos superficiales a nivel nacional fue realizado por Corvalán y Gándara (1983). En esta investigación no publicada (tesis), las autoras analizaron en forma preliminar la información obtenida mediante diversos cruceros de investigación oceanográficos efectuados dentro del área comprendida entre los 18°S-60°S y la línea de costa y 120°W. Las muestras fueron recolectadas principalmente de planicies abisales ubicadas frente a la costa chilena y de la fosa Chileno-Peruana (> 1500 m de profundidad). La información original provino de un total de 525 muestras de sedimentos recolectadas mediante un saca-testigo ("core"). Los cortes sedimentológicos fueron caracterizados en base a una escala descriptiva, separando los sedimentos biogénicos de los de origen mineral. Para la primera división, estas autores identificaron 16 categorías distintas, mientras que para la segunda reconocieron un total de 29 tipos diferentes. Los resultados se presentan en base a 37 láminas cartográficas en donde se indica el número de muestras y la composición de cada muestra.

Según Corvalán y Gándara (1983), el material más abundante de los sedimentos de origen mineral corresponde a arcilla (12,2% del volumen total); mientras que de los materiales biogénicos son los foraminíferos (9,9% del volumen total). Desde una perspectiva de la distribución espacial, los foraminíferos fue el material con mayor cobertura geográfica.

#### 2.4.2. Niveles y distribución espacial de componentes y sustancias contaminantes asociadas con ambientes sedimentarios

El primer trabajo realizado en Chile en este ámbito fue realizado por Stuardo *et al.* (1980b) y se orientó a caracterizar componentes bioquímicos y valores calóricos presentes en sedimentos marinos de la bahía de Valparaíso. Siguiendo dentro de esta misma línea, un año más tarde Stuardo *et al.* (1981) publicó los resultados obtenidos de un estudio granulométrico, contenido de materia orgánica y componentes bioquímicos de los sedimentos recolectados en tres estaciones submareales ubicadas, entre los 33 y 55 m de profundidad, en esta misma bahía. Entre las conclusiones señalados por estos autores, se indica que los sedimentos son predominantemente finos contienen altos niveles de material vegetal de origen terrestre; además, la granulometría y los valores de los distintos parámetros mostraron una baja variabilidad durante el período de estudio, a diferencia de la relación C/N. Los mayores contenidos de compuestos orgánicos estuvieron asociados con sedimentos de granulometría fina (Stuardo *et al.*, 1980b)



Para la bahía de Concepción, Ahumada *et al.* (1981) describió procesos químicos que estarían asociados con mecanismos diagenéticos. Según estos autores, esta bahía presenta dos periodos estacionales característicos en relación a la dinámica de sus aguas; en verano ingresan a la bahía Aguas Ecuatoriales Subsuperficiales con típicos contenidos bajos en oxígeno disuelto, mientras que bajo condiciones invernales se produce la intrusión de Aguas Subantárticas de características oxigénicas inversas. Esta dinámica tiene incidencia sobre los sedimentos que se refleja en los niveles de materia orgánica y nutrientes.

En razón de la importancia que ha adquirido en los últimos años la Undécima Región de Aysén y considerando la escasez de información oceanográfica de esa áreas, el Comité Oceanográfico Nacional (CONA) propició y coordinó una serie de cruceros oceanográficos que comenzaron a efectuarse de agosto de 1995. A partir de ese año, se han publicado periódicamente en revistas nacionales especializadas los resultados procedentes de distintas campañas. Entre los trabajos en química de sedimentos efectuados para los canales y fiordos del sur de Chile, ubicados desde Puerto Montt (42°31'S) y el cabo de Hornos (55°30'S) destacan los realizados por la expedición italiana Programma Nazionale di Ricerche in Antartide (PNRA), efectuada en 1989 y 1991 en la zona del estrecho de Magallanes (Brambati *et al.*, 1991; Lecaros y Lorenzo, 1994) y los de la expedición a Campos de Hielo Sur que incluyó varios fiordos próximos (Ahumada y Robles, 1995; Ahumada *et al.* 1996); ambas investigaciones cubrieron sectores de la zona comprendida al sur del golfo de Penas. Los estudios efectuados por Maturana (1997) y Silva *et al.* (1998) fueron los primeros en abarcar la región norte de los canales, comprendida desde Puerto Montt a laguna San Rafael.

Según los resultados encontrados por Silva *et al.* (1998), este autor dividió el área de estudio en cuatro zonas de acuerdo con la distribución de las concentraciones de materia orgánica, carbono total, carbono orgánico y nitrógeno Kjeldahl. En la primera (entre P. Montt y el grupo de las islas Desertores – Apiao), el contenido orgánico de los sedimentos presentó concentraciones comparativamente altas, con valores superiores a 7,5 de materia orgánica, 2,4% de C-orgánico y 0,3% de N-Kjeldahl. En la segunda zona delimitada por Silva *et al.* (1998), entre el grupo de islas Desertores – Apiao y la boca norte del canal Moraleda, el contenido orgánico de los sedimentos fue menor, con concentraciones inferiores al 5% de materia orgánica, 1,6% de C-orgánico y 0,3% N-Kjeldahl. Desde la boca norte del canal Moraleda a la boca norte del estero Elefantes, todos los contenidos orgánicos exhiben un aumento en sus valores. En la cuarta zona (boca norte del estero Elefantes a laguna San Rafael), los sedimentos presentaron niveles similares a los encontrados en la segunda zona. Los autores concluyen que las diferencias observadas en las concentraciones promedio de estos componentes, estarían asociadas con diferencias en la producción fitoplanctónica del área producto de las condiciones oceanográficas y topográficas. Otra fuente de variabilidad estaría relacionada con el aporte terrígeno de los ríos que desembocan próximos a las cabeceras de los canales (Silva *et al.*, 1998).

En una investigación similar efectuada posteriormente por De Vidts (1998), que comprendió el área de estudio desde el golfo de Penas hasta el estrecho de Magallanes, fue posible establecer la existencia de dos zonas que respondían de manera diferencial según los contenidos de materia orgánica, carbono orgánico, carbono inorgánico, fósforo total y nitrógeno orgánico. Una primera zona oriental, que alberga fiordos y canales interiores, presentó contenidos relativamente bajos en la mayoría de los parámetros analizados; mientras que, la segunda zona denominada oceánica, en donde se hallan los canales que desembocan al mar, evidenció contenidos comparativamente mayores. Sólo para la distribución del fósforo no se detectó diferencias apreciables en los patrones de distribución de los contenidos. Según De Vidts (1998), la menor concentración de estos analitos en el área oriental obedece al menos a dos causas: primero al efecto que tienen los glaciales, que al aportar material inorgánico ("harina glacial"), producto de procesos erosivos ejercidos sobre las rocas, generan una dilución del contenido orgánico de los sedimentos y, segundo, a la menor producción primaria detectada en



esta área. Por otra parte, los mayores valores encontrados en el área occidental se asocian con la producción planctónica típica de aguas estuarinas (De Vidts, 1998). Finalmente, esta autora señala que en los primeros centímetros de la cubierta sedimentaria los procesos geoquímicos se desarrollan en un ambiente aerobio (*i.e.* óxico)

Las investigaciones orientadas a determinar contenidos de metales traza en la matriz sedimentaria se han centrado prioritariamente en la zona norte de Chile. Debido a que las actividades mineras se desarrollan en el Norte Grande, y en menor escala en Norte Chico de nuestro país, existe un riesgo real y potencial para la salud humana y la vida acuática por la presencia de relaves cercanos a zonas costeras, la descarga de aguas industriales que han servido de vehículo para el transporte de concentrados mineros y las actividades de transferencia de concentrado de minerales que se realiza en los principales puertos de la zona norte del territorio nacional y que se constituyen en una fuente de material particulado fugitivo hacia la atmósfera.

La depositación de 150 millones de toneladas de relaves de cobre en la bahía de Chañaral, generó un punto focal de investigaciones que se ha traducido en la publicación de una serie de estudios para describir y evaluar los efectos de estos residuos sobre la biota acuática costera (Beauchesne, 1963; Castilla and Nealler, 1978; Castilla 1983; Vermeer y Castilla, 1991; Minestart, 1994; Miethke 1997). Como consecuencia de la acumulación de estos sedimentos terrígenos metalogénicamente enriquecidos, se formó una playa artificial de aproximadamente 5 km de largo, con un ancho variable entre 400 y 800 m (Castilla, 1983). Estos sedimentos no se confinan sólo al sector intermareal, sino que también se proyectan hacia el piso marino de la bahía en donde, según estimaciones realizadas por Beauchesne (1963), quedaría atrapado el 70% de estos relaves conformando una capa sedimentaria artificial de 9 m de espesor.

En cuanto a los niveles de metales en la matriz sedimentaria intermareal, Minestart (1994) realizó las primeras determinaciones en el agua intersticial (*i.e.* acumulada entre los granos de sedimento); según lo señalado por este autor, las concentraciones de Cl, Na, K, Ca, Fe, Mn y Mo son significativamente mayores en comparación con los niveles presentes en el agua de mar estándar. De hecho, resalta que la concentración del ión Cu alcanza valores 5 órdenes de magnitud superior con respecto a valores naturales del agua de mar. Si bien en principio Castilla y Nealler (1978) señalaron la presencia de fondos submareales compuestos de sedimentos finos, no consolidados, de hasta 2 m de profundidad y carentes de vida acuática, observaciones posteriores han mostrado que se ha producido la consolidación de este sustrato.

Los estudios granulométricos de estos sedimentos han indicado que en la playa de Chañaral el tamaño de partícula varía entre 70 y 600  $\mu\text{m}$  (Minestart, 1994), mientras que los sedimentos artificiales depositados en el ambiente submareal presentan en más del 90% de su extensión partículas bajo los 45  $\mu\text{m}$  (Beauchesne, 1963). En base a esta información, Miethke (1997) señala que la población de la ciudad de Chañaral podría estar expuesta a los componentes del relave por inhalación de estas partículas, no obstante agrega que no existen estudios epidemiológicos que permitan asociar esta condición con la prevalencia de cuadros de irritación de mucosas y/ enfermedades respiratorias en la ciudad de Chañaral, respecto de otras ciudades del Norte Grande Chileno.

Debido a que el caso de contaminación metalogénica de la bahía Chañaral ha trascendido de la escala local a la nacional, ha marcado un hito importante en materia del manejo de los riesgos asociados con la presencia residuos generados por la actividad minera en los ambientes costeros. En tal sentido, y como se verá en el próximo capítulo, las autoridades marítimas competentes en esta materia ambiental han implementado sistemas de vigilancia de alta cobertura, con objeto de monitorear los niveles de éstas y otras sustancias presentes en el medio ambiente marino del territorio continental



nacional. Sin embargo, la adopción de estas medidas no sólo ha estado limitada al accionar de las autoridades, sino que también ha sido acogida y efectuada por sectores privados de la actividad productiva nacional.

En un estudio solicitado por Minera Escondida y coordinado por el Instituto de Investigación Pesquera de la Octava Región, Ahumada (1995) presenta y analiza los principales resultados de un programa de vigilancia del contenido de metales en sedimentos marinos de la caleta Coloso, ubicada al sur de la ciudad de Antofagasta, y en donde esta empresa minera posee sus instalaciones portuarias para el embarque de concentrado de cobre. Este programa se inició en 1990 con la ejecución de un estudio de línea base y prosiguió con la realización de muestreos semestrales, el último de ellos realizado en agosto de 1993. Cabe señalar que a la fecha, esta empresa continua efectuando campañas de monitoreo en forma periódica para vigilar los niveles metalogénicos en esta y en otras matrices ambientales acuáticas.

Según el diseño de muestreo descrito por Ahumada (1995), se consideró una red de 35 estaciones para la obtención de muestras sedimentarias desde el ambiente submareal a objeto de cuantificar la ocurrencia 8 metales: As, Cd, Cu, Hg, Mo, Pb, Se y Zn. De esta serie, sólo cuatro de ellos (Cu, Pb, Zn y Hg) fueron detectados mediante espectrofotometría de absorción atómica (Tabla 2.9); el cobre correspondió al metal que exhibió las mayores concentraciones siendo además el que presenta una alteración evidente, según señala Ahumada (1995). El valor de línea base o concentración natural para el Cu en los sedimentos de esta caleta es de 49,73  $\mu\text{g/g}$  ( $\pm 7,06$ ) (Ahumada, 1995). De acuerdo con la distribución espacial de los valores, las áreas alteradas se circunscriben a las inmediaciones del puerto mecanizado y las mayores concentraciones se registraron en febrero de 1992 y en menor magnitud en febrero de 1993. Producto de esta situación, la empresa puso en práctica medidas de mitigación ya que la principal fuente aportante de metales al medio marino procedía del polvo fugitivo originado durante las faenas de embarque de concentrado.

Tabla 2.9. Contenido promedio (ppm) de metales traza para los sedimentos submareales de caleta Coloso.

Metal	ELB	Monitoreo 1	Monitoreo 2	Monitoreo 3	Monitoreo 4	Monitoreo 5
Cu	40,00	94,90	119,80	97,70	88,14	69,60
Pb	19,80	10,71	11,27	8,14	9,81	7,73
Zn	62,20	22,24	21,81	26,23	25,55	23,18
Hg	0,14	0,11	0,07	0,06	0,06	0,08

Fuente: Levemente modificada de Ahumada (1995)

Aplicando una técnica de datación geocronológica utilizando el Pb-210, Salamanca y Camaño (1994) determinaron la existencia de alzas en las concentraciones de metales traza para sedimentos de dos áreas costeras de Chile sometidas a una intensa actividad antrópica: caleta Coloso (Antofagasta) y marisma de Rocuant (Concepción). De acuerdo a los autores, en la marisma de Rocuant existe un sostenido aumento de Cu, Cd, Hg y Pb a partir de 1945, situación que obedece a la instalación y puesta en marcha de la planta siderúrgica de Huachipato en 1947 y el desarrollo industrial ulterior. En caleta Coloso, el aumento de cobre sobre los niveles preindustriales acontece desde 1960 y coincide con el aumento de la producción de la gran minería del cobre en la década 1960-70 (Salamanca y Camaño, 1994). La aplicación de esta metodología permitió a los autores concluir que los sedimentos superficiales de Rocuant contienen 10 veces los niveles preindustriales de Cu, Cd, Pb y Hg y, son superiores de 5 a 6 veces con respecto al valor preindustrial de cobre en caleta Coloso.



En la zona central de Chile, los estudios se centran principalmente sobre la determinación de contenidos de metales traza, nutrientes e hidrocarburos de petróleo en sedimentos intermareales y submareales. Las áreas más estudiadas corresponden a bahía de Quintero, bahía de San Vicente y bahía de Concepción.

Los estudios efectuados para determinar niveles de contaminantes en bahía Quintero (Región de Valparaíso), se encuentran publicados en tesis, en resúmenes de reuniones científicas y en informes de distribución restringida. Los estudios de calidad de los sedimentos realizados en esta bahía, se relacionan principalmente con eventos de derrames de hidrocarburos u otro tipo de compuestos químicos que accidentalmente han escapado desde fuentes fijas (Andrade, 1986; Andrade y Alcázar, 1986; Andrade, 1987). En una tesis relativamente reciente (Bosque y Zamora, 1990), las autoras presentan niveles de hidrocarburos aromáticos y algunos metales traza (Pb, Cu, Cd, Hg y As) medidos en distintas matrices ambientales entre mayo y noviembre de 1989 (Tabla 2.10). Sus resultados son comparados con valores registrados en estudios efectuados para otras localidades costeras de Chile. Bosque y Zamora (1990), señalan que en los sedimentos los niveles de hidrocarburos son menores en comparación con niveles reportados en fuentes bibliográficas; una situación similar acontece para las concentraciones de plomo, cobre, cadmio y arsénico, aunque los niveles de mercurio son comparativamente mayores en relación con otros reportados a nivel nacional.

Tabla 2.10. Niveles de hidrocarburos (ppm en base seca) detectados en los sedimentos de bahía Quintero.

Estación	Mes			
	Mayo	Julio	Septiembre	Noviembre
2	0,821	0,327	0,639	0,46
3	0,342	0,311	0,289	0,384
5	0,518	0,420	1,270	0,201
7	0,265	0,760	0,312	0,116

Entre las primeras investigaciones realizadas en la Octava Región, se encuentra una tesis no publicada sobre la distribución de mercurio en distintas matrices ambientales (agua, sedimentos y biota) para un área de la bahía de San Vicente (Hoffmann, 1978). Junto con la cuantificación de este metaloide, este autor también proporciona antecedentes granulométricos y mediciones de carbono orgánico para las muestras de sedimentos obtenidas de una red de 7 estaciones de muestreo en el período comprendido desde agosto de 1976 a abril de 1977. En la Tabla 2.11 se señala los resultados de las determinaciones químicas efectuadas por el autor.



Tabla 2.11. Concentración de mercurio en las muestras de sedimentos submareales de la bahía de San Vicente. Valores de mercurio en mg/kg en base seca y de CO en %.

Estación	n	Hg Máx	Hg Mín	Hg Prom	CO	Granulometría
P	5	577,3	123,6	265,6	36,14	Arena fina
L	7	290,3	78,0	194,0	0,99	Arena fina
S	6	211,4	28,0	147,8	1,26	Arena fina
E	9	121,9	9,6	47,1	1,12	Arena fina
D	5	3,0	0,22	1,88	0,00	Arena fina
A	5	1,79	0,10	0,47	0,00	Arena media
B	5	0,115	0,042	0,067	0,00	Arena gruesa
C	5	0,107	0,021	0,045	0,00	Arena gruesa

El contenido más alto de mercurio total alcanzó la concentración promedio más alta en el punto de vertimiento de los efluentes del complejo petroquímico, mientras que el nivel más bajo se detectó en la estación más distante de la desembocadura del estero Lengua (Hoffmann, 1978). A partir de la distribución espacial de los contenidos, este autor pudo establecer que los valores de mercurio tienden a disminuir conforme aumenta la distancia desde los puntos de descarga del complejo petroquímico. Agrega que, considerando una concentración natural de mercurio de 0,07 mg/kg, los valores promedio encontrados en la bahía San Vicente son aproximadamente 1 a 3.794 veces superiores en comparación con la concentración natural de este elemento. Hoffmann (1978), señala además que existe una buena correlación entre los niveles de mercurio y los contenidos de COT.

En un estudio posterior sobre vigilancia de contaminantes en la bahía de Concepción (Universidad de Concepción, 1985), se presentan resultados sobre niveles de mercurio, cadmio y algunos pesticidas cuantificados en los sedimentos superficiales de 6 estaciones distribuidas al interior de la bahía (Tabla 2.12).

Tabla 2.12. Concentración de mercurio, cadmio y pesticidas en sedimentos de la bahía de Concepción. ND, no detectado.

Estación	Metaloides (ppm, base seca)		Pesticidas (ppb, base seca)			
	Mercurio	Cadmio	Lindano	Aldrín	DDT	DDE
E1	< 0,01	< 0,4	0,058	ND	ND	ND
E4	--	--	0,053	ND	ND	ND
E6	--	--	0,531	ND	0,516	2,124
E13	< 0,01	< 0,4	0,306	ND	1,391	0,368
E15	0,02	1,1	0,374	ND	0,243	0,749
E16	0,24	3,1	0,413	ND	0,385	1,256

Fuente: Universidad de Concepción (1985)

Una investigación más reciente sobre niveles de metales traza en aguas y sedimentos de la bahía de Concepción, fue realizada mediante técnicas de voltametría de redisolución por Carrera *et al.* (1993). En esta oportunidad se determinó las concentraciones de Zn, Cd, Pb, Cu, Ni y Co en cuatro estaciones; según los valores de concentración presentes en la matriz





sedimentaria, esta serie de metales puede ser ordenada como sigue:  $Cu > Pb > Ni > Co > Cd$ . Según Carrera *et al.* (1993), la concentración de metales traza fue baja (Tabla 2.13) y cerca de un 50% más baja en comparación con los resultados reportados por Salamanca *et al.* (1988),

Tabla 2.13. Valores promedio y rango de concentración de metales traza (ppm) analizados en dos niveles de la columna de sedimentos (superficial y subsuperficial). Se señalan además los valores reportados por otros autores para la bahía de Concepción (Salamanca *et al.* 1988) y de bahía San Vicente (Ahumada, 1992).

Metal	Superficial	Subsuperficial	Salamanca <i>et al.</i> (1988)	Ahumada (1992)
Cd	2,0 (1,6-2,4)	2,2 (1,7-2,7)	6,27	3,06
Pb	26,4 (21,1-31,6)	20,8 (15,8-26,8)	40,10	17,40
Cu	31,5 (29,8-33,2)	28,2 (18,4-43,0)	41,0	27,7
Ni	8,0	11,5 (5,9-18,0)	--	45,6
Co	3,35 (3,2-3,5)	6,6 (4,5-8,7)	--	--

Dentro del proyecto de cooperación "Planteamiento de la contaminación costera de Talcahuano", enmarcado en el contexto del Convenio Marco de Cooperación en el Gobierno de Flandes y el Gobierno de Chile, un equipo interinstitucional de investigadores se abocó a caracterizar la contaminación de los sedimentos en la bahía de San Vicente y a proponer estrategias para su saneamiento (Gobierno de Flandes, CONAMA y Municipalidad de Talcahuano, 2000). El muestreo se realizó considerando una red de 17 estaciones distribuidas al interior de la bahía de San Vicente, aunque con una tendencia a concentrarse en el sector portuario y frente a las instalaciones del complejo industrial. Este estudio contempló análisis físicos y químicos de los sedimentos superficiales (y en algunos casos perfiles a la columna sedimentaria), análisis de PCB y lixiviación, grado de imposex, caracterización de la macrofauna bentónica, ensayos de toxicidad y experiencias de bioacumulación de metales traza. Entre los resultados señalados por estos autores, proponen valores ideales y valores límite de concentración para distintos analitos presentes en los sedimentos en la bahía de San Vicente (Tabla 2.14).

En base a los resultados obtenidos de los distintos estudios efectuados, aunque primaron los de orden ecológico, el grupo de trabajo estimó que era necesario sanear un área de aproximadamente 0,62 km<sup>2</sup> (denominada Zona II). Considerando las diferencias de espesor de los sedimentos dentro de esta área, se distinguió dos subáreas a objeto de cuantificar el volumen que finalmente debería ser dragado:

Zona II a: grosor medio del sedimento de 1 m. Esta zona cubre un área aproximada de 0,19 km<sup>2</sup> y contiene un volumen cercano a 190.000 m<sup>3</sup> de sedimentos a ser extraídos.

Zona II b: con un espesor medio de 4 m, esta zona cubre una superficie de 0,43 km<sup>2</sup> y contiene un volumen de 1.720.000 m<sup>3</sup> de sedimentos.



Tabla 2.14. Resumen de valores ideales y valores límite para la matriz sedimentaria de bahía San Vicente. Valores válidos para un fondo estándar con un 5% de material orgánico y 25% de lutum.

Componente	Valor ideal (mg/kg)	Valor límite (mg/kg)
As	18	72
Zn	450	675
Cd	2,9	10
Cu	33	165
Cr	220	330
Hg	1,3	2
Ni	54	160
Pb	173	350
HAP	0,4	5
PCB	0,03	0,13
EOX	0,24	3,5
Aceite mineral	151	1500

Fuente: Gobierno de Flandes, CONAMA y Municipalidad de Talcahuano (2000)

Más al sur, en la región de Valdivia se han realizado diversos trabajos sobre niveles de metales traza en sedimentos, estando la mayoría de éstos publicados sólo a nivel de tesis o en resúmenes de encuentros científicos. Un sustrato bastante productivo para la generación de este tipo de estudios de investigación han sido los sedimentos del complejo estuarial del río Valdivia (Quiroz *et al.*, 1992; Nelson, 1996; Villalobos, 1997; Contreras, 1998; Fuentes, 2000). De estos autores, Villalobos (1997) analizó la distribución espacial y temporal de metales traza (As, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn), en base cortes seccionales de columnas de sedimento obtenidas desde 13 estaciones ubicadas dentro de este complejo estuarial. Según esta autora, los sedimentos del estuario del río Valdivia presentaron concentraciones elevadas de Cr, Cu y Ni, con promedios de 83,5, 70,0 y 45,9 ppm, respectivamente; niveles intermedios de As (13,4 ppm en promedio) y valores bajos de Pb y Zn (promedios de 26,0 ppm y 95,2 ppm, respectivamente). Al interpretar estos valores, Villalobos (1997) postula que obedecerían a dos factores segregados temporalmente: primero, la actividad industrial desarrollada en Valdivia entre finales del siglo 19 y principios del siglo 20, y en segundo lugar a la presencia de vertimientos de aguas servidas y a la circulación del estuario. No obstante, concluye que actualmente los sedimentos no se encontrarían severamente contaminados (Villalobos, 1997).

Con respecto a la presencia de metales traza en sedimentos de la zona austral de Chile, Ahumada (1998) y Ahumada y Contreras (1999) han efectuado importantes contribuciones en tal sentido. Una primera caracterización de los niveles de metales traza presentes en la superficie y en la columna sedimentaria del seno Aysén (Tabla 2.15), permitió a Ahumada (1998) establecer una secuencia en las concentraciones de los metales estudiados: Ba > V > Zn > Cr > Cu > Pb > Ni > Co > Cd y el establecimiento o proposición de una línea base para esta zona geográfica (Tabla 2.16). Otro aporte interesante de este autor es la estimación de Factores de Enriquecimiento (FE) de los metales traza en los sedimentos. Según los valores arrojados por este índice, el plomo y zinc en el sector de cabecera del seno Aysén presentan concentraciones sobre la línea base y tendría un componente antrópico importante originado en las actividades realizadas en Puerto Chacabuco (Ahumada, 1998).



Tabla 2.15. Valores promedio de concentración de los metales analizados en muestras de sedimentos obtenidas del seno Aysén. Valores en  $\mu\text{g/g}$  base seca.

Metal	Estación 77 (n=4)	Estación 79 (n=6)	Estación 81 (n=6)	Estación 82 (n=6)
Ba	237,0	326,67	464,5	393,67
Cd	0,33	0,42	0,83	0,44
Co	19,75	18,51	12,25	15,33
Cr	44,25	38,33	29,75	29,67
Cu	44,50	34,83	23,75	27,67
Ni	24,0	17,33	15,0	13,83
Pb	17,5	17,67	29,25	32,17
V	186,25	170,83	132,75	159,33
Zn	85,75	94,67	116,75	127,67

Fuente: Ahumada (1998)

Tabla 2.16. Valores propuestos de línea base para la concentración de metales contenidos en los sedimentos marinos sublitorales del fiordo Aysén ( $\mu\text{g/g}$ ). DS: desviación estándar.

Metal	Valor ( $\pm$ DS)
Ba	133,17 ( $\pm$ 36,81)
Cd	0,41 ( $\pm$ 0,07)
Co	16,24 ( $\pm$ 2,44)
Cr	33,81 ( $\pm$ 4,94)
Cu	28,82 ( $\pm$ 4,25)
Ni	17,19 ( $\pm$ 2,32)
Pb	18,33 ( $\pm$ 2,57)
V	161,87 ( $\pm$ 11,49)
Zn	95,92 ( $\pm$ 6,65)

Fuente: Ahumada (1998)

El segundo estudio orientado a la determinación de contenidos de metales en sedimentos submareales (Tabla 2.17), efectuado por Ahumada y Contreras (1999), se centró en un área de extensos glaciares conocida como Campos de Hielo Sur (XI Región). El objetivo estos autores fue establecer niveles basales para los siguientes metales: Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Sr, V y Zn, en función de concentraciones analizadas tanto en muestras superficiales como en diferentes estratos de la columna de sedimentos (Tabla 2.18). Los resultados obtenidos por Ahumada y Contreras (1999) permitieron establecer el siguiente patrón de abundancia de concentración: Ba > V > Zn > Cr > Ni > Pb > Cu > Co. Según estos autores, la semejanza en la composición porcentual de metales entre fiordos, a pesar de poseer diferentes condiciones hidrográficas y en consecuencia procesos erosivos independientes, indica que la concentración de metales estaría regulada por la



geoquímica sedimentaria local, más que por los aportes procedentes de otras fuentes o vías. A juicio de Ahumada y Contreras (1999), esta situación es relevante ya que apunta a condiciones de estabilidad, particularidad y fragilidad propias de estos sistemas acuáticos semicerrados. Los contenidos de metales detectados en las muestras sedimentarias no evidenciaron la incidencia de alteraciones antrópicas en el área de estudio (Ahumada y Contreras, 1999)

Tabla 2.17. Concentración promedio de metales en los sedimentos de distintos fiordos de Campos de Hielo Sur (valores en ppm).

Fiordo	Zn	Co	Ni	Ba	Cr	V	Cu	Sr	Pb	Cd
Eyre	91,2	11,4	24,0	589,4	59,8	112,1	17,3	171,3	26,2	0,29
Penguin	101,2	12,8	26,5	638,4	82,2	123,8	16,0	147,9	26,9	0,13
Europa	99,6	12,2	30,0	652,7	72,2	119,6	17,2	154,9	29,3	0,22
U. Esperanza	122,0	13,0	30,8	726,3	49,6	139,8	22,6	149,9	6,9	0,49

Fuente: Ahumada y Contreras (1999)

Tabla 2.18. Valores propuestos de línea base para la concentración de metales contenidos en los sedimentos marinos sublitorales para la zona de fiordos y del Canal Concepción ( $\mu\text{g/g}$ ). ( $\pm\text{DS}$ ): desviación estándar.

Metal	Valor fiordos	Valor C. Concepción
Ba	649,7( $\pm 95,3$ )	190,7 ( $\pm 21,1$ )
Cd	0,27( $\pm 0,15$ )	0,45 ( $\pm 0,08$ )
Co	12,3( $\pm 2,1$ )	5,7 ( $\pm 0,07$ )
Cr	67,5( $\pm 13,5$ )	26,2 ( $\pm 3,4$ )
Cu	18,0( $\pm 4,6$ )	6,3 ( $\pm 1,3$ )
Ni	28,0( $\pm 4,9$ )	16,5 ( $\pm 2,6$ )
Pb	27,6( $\pm 3,8$ )	4,6 ( $\pm 0,5$ )
Sr	155,8( $\pm 29,8$ )	765,0 ( $\pm 17,1$ )
V	122,1( $\pm 13,8$ )	48,1 ( $\pm 5,7$ )
Zn	102,5( $\pm 13,4$ )	29,2 ( $\pm 3,2$ )

Fuente: Ahumada y Contreras (1999)

En la zona austral de nuestro país, particularmente en el Estrecho de Magallanes, ha ocurrido el varamiento de embarcaciones mayores lo cual que se ha traducido en derrames de hidrocarburos que han afectado la calidad ambiental de sectores marinos costeros. Sin embargo, existe un número reducido de antecedentes conocidos o publicados sobre niveles de este tipo de compuestos en ambientes sedimentarios inter o submareales. Uno de estos trabajos fue presentado por Lecaros *et al.* (1991) en un seminario internacional sobre contaminación marina realizado en Colombia. Con motivo del varamiento del buque tanque Cabo Pilar, en punta Davis, sector Paso Largo del Estrecho de Magallanes, se produjo un derrame de aproximadamente 6.100 m<sup>3</sup> de crudo liviano y de 500 m<sup>3</sup> de combustible Bunker-C. Esta contingencia significó la recolección de muestras de sedimentos intermareales y submareales para determinar los contenidos de hidrocarburos presentes en esta matriz ambiental. Según Lecaros *et al.* (1991), el contenido de hidrocarburos petrogénicos fue alto en los sedimentos intermareales, no así en los submareales en que no se detectó su ocurrencia (Tabla 2.19).



Tabla 2.19. Contenidos gravimétricos de hidrocarburos totales ( $\mu\text{g/g}$  base seca) en muestras de sedimentos. nd, no determinado.

Procedencia	Ambiente marino		
	Submareal (10-16 m)	Submareal (10 m)	Intermareal
Seno Indio	78,5	59,4	59,4
Seno Canoa	24,6	nd	45,6
Punta Davis	44,8	50,4	1859,9
Bahía Lewis	26,4	29,3	110,6
Canal Abra 1	24,9	35,5	nd
Canal Abra 2	34,6	6,5	nd
Estrecho Las Nieves	22,8	23,3	24,3

Fuente: Lecaros *et al.* (1991)

En una breve nota publicada por Bonert (1997), este autor proporciona los primeros antecedentes sobre niveles de hidrocarburos clorados en sedimentos de los canales australes de nuestro país. Su análisis se basa en los niveles determinados para sedimentos procedentes de cinco estaciones. En la mayoría de las muestras analizadas no se detectó la presencia de estos analitos, con excepción de DDT y sus metabolitos. En el seno Reloncaví, estero Castro y golfo Elefantes se detectó igual concentración de DDT ( $0,2 \text{ ng/g}$  base seca); los metabolitos de este pesticida fueron cuantificados para muestras sedimentarias procedentes del estero Castro (DDD y DDE:  $0,8 \text{ ng/g}$ ) y del golfo Elefantes ( $0,3 \text{ ng/g}$  DDD y  $0,2 \text{ ng/g}$  DDE).

Dos años más tarde, este mismo autor (Bonert, 1999) dio a conocer los resultados de determinaciones cuantitativas de compuestos organoclorados persistentes, efectuados para muestras de sedimentos obtenidas desde 4 estaciones submareales distribuidas en la zona de los canales, comprendidas desde caleta Tortel por el norte hasta Puerto Natales por el sector más austral. Según sus resultados, Bonert (1999) detectó sólo la presencia de DDT en prácticamente todas las muestras, exceptuando la proveniente de caleta Tortel. Los niveles reportados fueron los siguientes:  $0,2 \text{ ng/g}$  (canal Baker),  $0,3 \text{ ng/g}$  (seno Falcon) y  $0,6 \text{ ng/g}$  (Puerto Natales). La ausencia de los demás compuestos organoclorados (HCB, Aldrin, Lindano, Dieldrin y Endrin) se explica por la lejanía que existe entre el área de estudio y los centros de producción o uso de este tipo de compuestos (Bonert, 1999).

#### 2.4.3. Composición, distribución y estructura de comunidades macroinfaunales sublitorales en relación con la presencia de contaminantes en sedimentos

Las investigaciones básicas orientadas a caracterizar comunidades macroinfaunales de fondos blandos se remontan a estudios pioneros realizados en la década de los años 60. Los primeros trabajos fueron realizados por Gallardo (1963) y Gallardo (1967), sobre la fauna bentónica del sublitoral del norte de Chile y del golfo de Arauco, respectivamente; más tarde, Ramorino (1968) caracteriza la fauna de moluscos bivalvos de la bahía de Valparaíso. Con posterioridad, también Stuardo *et al.* (1979<sup>a</sup>, 1979<sup>b</sup> y 1980) realizó contribuciones a nivel de asociaciones macrofaunísticas, involucrando aspectos de producción secundaria, condiciones hidrológicas y sedimentológicas para la misma área de estudio. Estudios similares también se desarrollaron para distintas localidades costeras del país, entre otros cabe citar los siguientes:



Mejillones (Ramorino y Muñiz, 1970; Zúñiga *et al.* 1983), caleta Coloso (Carrasco, 1997), bahía La Herradura de Guayacán (Mackenney, 1996) bahía de Valparaíso (Orellana, 1985; Andrade, 1987; Moreno, 1998), bahía de Concepción (Yáñez, 1971; Yáñez y Castillo, 1973; Retamal y Yáñez, 1973; Carrasco y Gallardo, 1994; Carrasco, 1996), golfo de Arauco (Carrasco y Gallardo, 1983; Carrasco y Gallardo, 1995), estuario del río Queule (Bravo, 1994; Turner, 1984) y marisma de Chingihue en Puerto Montt (Clasing, 1976).

En nuestro país, sólo a finales de la década del 70 entran en escena los primeros estudios en que se analizan los efectos de sustancias contaminantes presentes en el medio acuático y su efecto sobre comunidades de invertebrados marinos. Los efectos de la deposición de relaves de cobre sobre las comunidades bióticas de la bahía de Chañaral han sido documentados por Castilla y Nealler (1978). Según estos autores, los efectos habrían sido prácticamente inmediatos generando sectores defaunados en la caleta Palito; esta situación se ha mantenido prácticamente sin variaciones hasta 1982, fecha en que Castilla (1983) informaba que aún no se registraban signos de recolonización biótica para estos ambientes.

Los primeros estudios en que se reporta la aplicación de índices ecológicos a muestras de macroinfauna sublitoral, para evaluar los efectos de sustancias contaminantes sobre fondos sublitorales corresponden a los de Andrade (1986 y 1987), Andrade *et al.* (1986) y Andrade y Gutiérrez (1988). Considerando aspectos de la composición específica y de la estructura comunitaria, y en algunos casos las fluctuaciones temporales, estos autores estimaron los efectos de descargas domésticas no tratadas sobre comunidades bentónicas de fondos blandos de la bahía de Valparaíso.

En el norte del país, específicamente en caleta Coloso que alberga las instalaciones de embarque de concentrado de cobre de Minera Escondida, Carrasco (1998) analizó la composición, distribución y abundancia de la macroinfauna bentónica (>0,5 mm) sublitoral, en el contexto de un plan de vigilancia ambiental del área marina potencialmente expuesta a contaminación metalogénica. En base al análisis efectuado, este autor concluye que estas comunidades no evidencian signos de exposición a ambientes perturbados. Sin embargo, recomienda proseguir con el programa de vigilancia para disponer de mayor cantidad de información y analizar en detalle eventuales cambios que podrían suscitarse en el tiempo.

En la Región del Biobío (VIII), alrededor del 80% del fondo de la bahía de Concepción, incluyendo su parte central, está compuesta principalmente por fangos finos reductores negros, con alto contenido en materia orgánica, anóxicos durante el verano y con presencia de  $H_2S$  (Gallardo, 1976; Rudolph *et al.*, 1984; Ahumada *et al.*, 1984). Varios autores (Wilhelm, 1930; Oliver 1930, 1940 y Falke, 1950) han correlacionado la mortandad en masa de organismos marinos con la presencia de estos sedimentos reductores en la bahía (Universidad de Concepción, 1985). Cerca de la costa de la bahía, a profundidades someras (< 15 m), los sedimentos están constituidos por una mezcla de arena, arcilla y fangos finos. Sin embargo en la zona exterior a la bahía Concepción, el sedimento es principalmente arcilla-gris parduzca fina, aunque Gallardo (1976) ha informado la presencia de manchones de sedimentos reductores a profundidades de hasta 100 m.

En la década de los noventa, Carrasco y Carbajal (1995) analizaron los efectos de enriquecimiento orgánico sobre la macroinfauna, en el sector portuario de la bahía de San Vicente. Recurriendo a un arreglo de 8 estaciones bentónicas distribuidas a lo largo de un gradiente de enriquecimiento orgánico de los sedimentos (6,5 km de longitud) del puerto de San Vicente, estos autores evaluaron la estructura de la macroinfauna mediante el tamaño promedio de los individuos y especies. Mediante este diseño, Carrasco y Carbajal (1995) analizaron si los cambios en el tamaño de la macroinfauna respondían a variaciones de corto plazo o a fluctuaciones de largo término en los niveles de perturbación por enriquecimiento orgánico de origen antrópico o, alternatively a fluctuaciones en los parámetros ambientales naturales.



Según los resultados obtenidos por estos autores, el tamaño o tala promedio de los individuos, y en menor grado de las especies, estaba significativamente correlacionado con la proximidad a la fuente de origen del gradiente orgánico. En localidades cercanas a la fuente de descarga orgánica, Carrasco y Carbajal (1995) verificaron que los tamaños promedio de los organismos disminuyeron.

En el sur de Chile, particularmente en la región valdiviana este tipo de investigaciones se ha centrado en los ambientes intermareales y en desembocaduras de ríos. El grupo de trabajo encabezado por el Dr. E. Jaramillo de la Universidad Austral de Chile ha realizado aportes relevantes sobre la dinámica de las comunidades intermareales que habitan ambientes de playas de arena y estuariales. Algunos de sus tesis han aportado antecedentes valiosos sobre la presencia de metales en sedimentos y biota (Nelson, 1996; Paredes, 1998; Contreras, 1998).

#### 2.4.4. Pruebas de ecotoxicidad con sedimentos

Esta línea de investigación se encuentra en un estado incipiente de desarrollo en nuestro país. Las primeras pruebas de ecotoxicidad comenzaron en Chile utilizando agua de mar como matriz de ensayo para evaluar la toxicidad de compuestos químicos sobre organismos de ambientes marinos o dulceacuícolas. Según antecedentes disponibles, las primeras experiencias de bioensayo en que se evaluó la toxicidad de sedimentos corresponden a la pruebas realizadas por Zúñiga (1993), quien empleó el anfípodo *Hyale* sp. para investigar los efectos de contaminantes depositados en sedimentos adyacentes al emisario submarino de caleta Coloso (Antofagasta). Paralelamente, este autor determinó contenidos de materia orgánica, potencial redox y contenido de cobre en la matriz sedimentaria. Aunque los niveles de sobrevivencia de anfípodos en los sedimentos cercanos al emisario fue menor (57,1 y 68,8%) en comparación con aquéllos mantenidos en los sedimentos de control ( $80 \pm 10\%$ ), Zúñiga (1993) señaló que las diferencias no fueron estadísticamente significativas; no obstante, detectó que el efecto más importante para la sobrevivencia de los ejemplares de *Hyale* sp. fue la presencia de fondos reductores, según se evidenciaba de los valores negativos de potencial de óxido-reducción medidos en los sedimentos. Una experiencia análoga fue desarrollada por Zúñiga y Espinoza (1997), aunque en esta oportunidad utilizaron gametos del erizo *Arbacia spatuligera* para evaluar la calidad de los sedimentos de la bahía San Jorge (Antofagasta) mediante la aplicación de ensayos de toxicidad crónica.

Para evaluar la calidad de los sedimentos de dos localidades de la bahía de San Vicente (Lenga y puerto de San Vicente) y de otra control (bahía Coliumo) que estaría libre de la presencia de contaminantes, Larraín *et al.* (1998) efectuó bioensayos de toxicidad aguda con ejemplares de *Ampelisca araucana*, siendo la primera vez que se empleaba este anfípodo para una experiencia como esta. Según estos autores, los anfípodos ensayados con sedimentos del puerto de San Vicente exhibieron una menor sobrevivencia en comparación con aquéllos mantenidos en sedimentos procedentes de las otras dos localidades. Desde un punto de vista operacional, Larraín *et al.*, (1998) recomiendan el empleo de esta especie para ensayos de toxicidad de sedimentos ya que es sensible a los efectos de sustancias contaminantes y tiene una amplia distribución geográfica en nuestro país.



# Análisis de antecedentes extranjeros sobre normas de calidad de sedimentos marinos y dulceacuícolas

3

## Objetivo específico

Analizar los antecedentes disponibles en la literatura internacional sobre normas de calidad de sedimentos marinos y dulceacuícolas y estudiar su aplicabilidad local

## INTRODUCCION

Tradicionalmente el interés sobre las políticas de manejo de cuerpos acuáticos se ha enfocado y sustentado sobre la calidad de la matriz acuosa, ya sea considerando las condiciones físicas, químicas y/o microbiológicas del estrato superficial o de la columna de agua en su totalidad. A nivel nacional, la situación no es muy diferente, tal como quedó de manifiesto en el análisis de los programas de monitoreo que actualmente se están desarrollando en Chile (Capítulo 2). Bajo esta perspectiva, los sedimentos han cobrado una mayor relevancia en las últimas dos décadas, ya que se reconoció su importancia en determinar la distribución y efectos de una amplia diversidad de sustancias contaminantes que se encuentran presentes en esta matriz ambiental (Long y Morgan, 1990).

La calidad de los sedimentos es particularmente importante debido a que muchos contaminantes tóxicos que sólo se encuentran en niveles traza en las aguas alcanzan niveles elevados en la matriz sedimentaria. Esta situación representa un riesgo potencial para la salud humana, ya que muchos contaminantes tienen la potencialidad de bioacumularse a niveles significativos en la trama alimentaria, pudiendo eventualmente ser incorporados al metabolismo humano a través de la ingesta de organismos que habitan fondos sedimentarios contaminados.





En la literatura extranjera, especialmente en la de habla inglesa, se utiliza una serie de términos para indicar o para contextualizar niveles que es necesario atender, con miras a proteger la integridad del ecosistema y de las personas. Dependiendo del país, estado, región, gobierno, entre otros, dicho nivel tendrá un mayor o menor peso legal para restringir los niveles de ciertos contaminantes, considerados de interés por su peligrosidad, toxicidad o persistencia, en uno o más compartimentos de la hidrósfera y/o biósfera. De este modo, en una rápida revisión de documentos relacionados con aspectos legales o reguladores en la materia, se pueden encontrar términos tales como "benchmarks", "guidelines", "criteria", "standards", entre otros.

Considerando que en algunas ocasiones estos términos son utilizados indistintamente, o bien se emplean como sinónimos, o se les da connotaciones distintas según la región del globo (Chapman, 2000), creemos que es importante en esta etapa del análisis establecer definiciones que propendan hacia una discusión en base a conceptos claros. Para proteger la salud humana y el ambiente, las agencias que administran, regulan o fiscalizan los recursos ambientales deben disponer de "valores límites, máximos o de referencia" ("benchmarks"), estimados en base a los efectos biológicos, para evaluar los riesgos ecológicos y sobre la salud humana que están asociados con la exposición a contaminantes de interés potencial en sedimentos y en aguas intersticiales que se encuentran en sitios contaminados (MacDonald y Macfarlane, 1999). Estos valores pueden corresponder a directrices, criterios o estándares de calidad ambiental. Veamos cada uno de ellos a continuación:

- **Directrices (Guidelines):** límites numéricos o descripciones narrativas que se recomiendan con objeto de proteger el uso dado a algún tipo de sedimento.
- **Criterios (Criteria):** límites numéricos o descripciones narrativas que se recomiendan para proteger, mantener y mejorar los usos establecidos para sedimentos y agua intersticial en lugares contaminados. Generalmente, los criterios se presentan como concentraciones numéricas de contaminantes en sedimentos y en el agua intersticial. Sin embargo, los criterios también podrían ser formulados en términos de niveles de riesgo para los usos establecidos para los sistemas acuáticos.
- **Objetivos (Objectives):** límites numéricos o descripciones narrativas que se han establecido para proteger y mantener los usos destinados del ambiente acuático, para un lugar geográfico en particular.
- **Estándares (Standards):** límites numéricos legalmente obligatorios, basados en niveles de riesgo o descripciones narrativas que se han establecido a partir de criterios o han sido derivados usando un enfoque del grado riesgo implícito. Los estándares pueden ser incluidos en permisos, aprobaciones, órdenes, regulaciones, estatutos, contrato o cualquier documento de naturaleza legal.

De los cuatro términos definidos: directrices, criterios, objetivos y estándares, sólo el último de ellos tiene una connotación legal y puede ser exigido para su cumplimiento. De los tres restantes, los objetivos de calidad son aplicables a un sector geográfico en particular que tiene propiedades o usos específicos (por ejemplo una zona portuaria, un área de manejo de recursos, una zona de alta fragilidad ecológica, entre otras). La diferencia entre directrices y criterios se basa fundamentalmente en que la primera se orienta a proteger el uso de un tipo de sedimento, por ejemplo en el caso de dragados, mientras que la segunda tiene una connotación más amplia.



Independientemente del tipo de valor límite (*i.e.* directriz, criterio o estándar) establecido dentro de una política ambiental, según MacDonald y Macfarlane (1999) estos valores pueden ser clasificados en dos grandes grupos:

- a. Valores límite para establecer calidad ambiental de sedimentos: corresponde a valores numéricos o descripciones establecidos con miras a cumplir objetivos de manejo ambiental más amplios, como es proteger y preservar ambientes de relevancia ecológica, y con una proyección en el tiempo a más largo plazo.
- b. Valores límite para la evaluación y manejo de sedimento: en su modalidad numérica o narrativa están orientados a evaluar y monitorear la efectividad de cualquier medida de remediación que sea propuesta y efectuada en sitios con sedimentos contaminados. Por lo general, estos valores tienen implícito un nivel que es necesario alcanzar (*i.e.* concentraciones de contaminantes químicos de interés), luego que sean aplicadas las medidas de saneamiento tendientes a abatir los altos niveles de contaminación iniciales.

Estos valores límite pueden ser aplicados en una variedad de formas, incluyendo las siguientes:

- como indicadores de la calidad de sedimentos en un sitio en particular
- para identificar aquellos contaminantes de interés potencial
- para fundamentar el diseño de programas de muestreo
- para interpretar los datos de concentraciones químicas en los sedimentos
- para identificar niveles de riesgo potencialmente inaceptables para el medio ambiente
- para determinar si un sitio o sector está contaminado
- para determinar qué factores se encuentran más probablemente asociados con los efectos ya cuantificados o potenciales
- para determinar si la remediación *in situ*, o una evaluación de riesgo o manejo de riesgo son necesarios
- como base para establecer metas para el manejo del sitio contaminado y objetivos de remediación
- como base para desarrollar estándares legalmente obligatorios
- para evaluar el logro de la remediación *in situ*
- para propósitos de emitir una certificación de aprobación por una actividad de remediación

La elaboración de valores límite para la calidad de sedimentos puede apuntar a la protección de distintos compartimentos dentro de la biósfera, de este modo se pueden establecer condiciones para proteger a los organismos bentónicos, a la vida silvestre en general y a la salud humana en regiones que alberguen sedimentos contaminados en sus cuerpos acuáticos. Veamos cada una de estas tres categorías en detalle:

**Valores límite para la vida acuática:** los valores límite de calidad de sedimentos para la vida acuática se orientan a aquellas especies que están en contacto directo con los sedimentos, a objeto de protegerlas de los efectos inaceptables que podrían estar asociados con la exposición a sedimentos contaminados. La principal vía de exposición para los organismos cavadores de sedimentos (incluyendo especies de la infauna y de la epifauna) se produce por el contacto directo con los sedimentos y con el agua intersticial, incluyendo la ingestión de sedimentos contaminados. Mientras se piensa que los criterios para la vida acuática se orientan principalmente a proteger invertebrados bentónicos, es probable que tales criterios también puedan proporcionar protección a los peces demersales ante la exposición directa a sedimentos contaminados.

**Valores límite para la vida silvestre:** además de ser peligrosos directamente a los organismos acuáticos, ciertos contaminantes tienen el potencial para afectar en forma adversa los ecosistemas acuáticos a través de procesos de bioacumulación en la trama alimentaria. Esta es una poderosa razón para establecer directrices de calidad de sedimentos para varias clases de sustancias bioacumulativas, incluyendo metales, hidrocarburos aromáticos policíclicos, bifenilos policlorados, dibenzodioxinas policloradas, furanos y pesticidas organoclorados. Las directrices para la vida silvestre (mamíferos y aves de ambientes terrestres y acuáticos), son establecidas para



proteger a estas especies faunísticas de los efectos adversos asociados con la bioacumulación de contaminantes en tejidos de peces y mariscos, que son consumidos como parte habitual de su dieta (*i.e.* vías de exposición indirecta). Mientras que en algunos casos puede ocurrir el contacto directo con contaminantes presentes en los sedimentos (*i.e.* contacto con la piel durante el enterramiento, consumo de sedimentos durante la alimentación de organismos bentónicos, entre otros), generalmente se asume que estas rutas de exposición para sustancias químicas bioacumulativas son menos importantes que las rutas indirectas.

**Valores límite para la salud humana:** los valores límite para la salud humana están principalmente orientados para proteger a los seres humanos de los efectos adversos que se asocian con la bioacumulación de contaminantes en tejidos de peces y de mariscos (*i.e.* vías de exposición indirecta). Mientras el contacto directo con sedimentos contaminados puede ocurrir esporádicamente, no se considera que esta ruta sea relevante en los procesos de ingreso de contaminantes al organismo.

Desde una perspectiva ambiental regulatoria, otro punto importante de aclarar es el término sedimento o sedimentos. Para el caso que aquí se analiza y que está dentro del marco de la norma de calidad secundaria que se está desarrollando, sedimento o sedimentos corresponde a todo aquel material granular depositado en los fondos de cuerpos de agua marinos (incluyendo los estuarinos) y lacustres que se componen, cuyas partículas son de varios tamaños, formas y mineralogía, y cuya fuente de origen también es variada (*i.e.* terrígena, biógena, autígena). De este modo, se excluyen inmediatamente el material sedimentario subaéreo o terrestre, como así también el que se encuentra en fase suspendida en la columna de agua. Tampoco forman parte del foco de este análisis, los sedimentos depositados en los cursos de agua (*i.e.* esteros, ríos) o aquéllos que forman parte de la cubeta de receptáculos acuosos artificiales (*i.e.* estanques, embalses).

La presencia de sedimentos contaminados se ha registrado a nivel mundial tanto en ecosistemas marinos como dulceacuícolas y estuarinos. Durante el transcurso del desarrollo de directrices de calidad de sedimentos, principalmente investigadores estadounidenses y canadienses han delineado y aplicado distintos enfoques para derivar valores numéricos que permitan clasificar los sedimentos de un lugar a una categoría determinada en función de su calidad ecotoxicológica. A continuación se efectúa una revisión de los distintos enfoques aplicados para establecer directrices, criterios o estándares de calidad de sedimentos. En el análisis se considera las fortalezas y debilidades de cada uno y la posibilidad de aplicar uno o más de ellos para el desarrollo de normas de calidad secundaria de sedimentos a nivel nacional.

En Estados Unidos y Canadá se ha desarrollado una variedad de enfoques para fundamentar la derivación de estándares de calidad de sedimentos (ECS) (Chapman, 1989; Adams *et al.* 1992; MacDonald *et al.*, 1992a; USEPA, 1992; MacDonald, 1994). Los procedimientos empleados para derivar los ECS y la filosofía que está detrás de su desarrollo son enfoque-específicos (MacDonald *et al.*, 1996). En consecuencia, cada enfoque tiene ciertas ventajas y limitaciones que afectan la aplicabilidad de las directrices resultantes. Actualmente, no hay mayor acuerdo sobre qué enfoque aporta las directrices más confiables (MacDonald, 1994), de allí que es necesario evaluar de acuerdo con la cantidad y calidad de información histórica disponible, y con la que potencialmente se podría contar en el futuro, que contribuya a definir cual de todos ellos es el más adecuado de implementar.



### 3.1. REVISION DE LOS PRINCIPALES ENFOQUES APLICADOS PARA DERIVAR DIRECTRICES DE CALIDAD DE SEDIMENTOS

Los distintos enfoques desarrollados para derivar directrices de calidad sedimentaria pueden ser clasificados en base a tres grandes métodos o procedimientos:

- establecidos a partir de una base de datos de efectos biológicos (o "peso de la evidencia") originada de la exposición de organismos a sedimentos contaminados bajo condiciones de laboratorio o en condiciones naturales
- derivados de un enfoque de equilibrio de particionamiento y la ulterior aplicación de directrices de calidad de aguas existentes a aguas intersticiales de los sedimentos
- aplicación de niveles basales ("background levels")

Los dos primeros métodos han sido la base, individual o colectivamente, de la estructura regulatoria para la calidad de los sedimentos acuáticos en muchos estados de los Estados Unidos, como así también de Canadá, Reino Unido, Hong Kong y Holanda. El tercer procedimiento, aunque carece de un buen fundamento teórico, aún se aplica en forma extensiva, principalmente para el establecimiento de directrices de calidad de sedimentos; por ejemplo, las Comisiones Oslo y París (1991, 1993) emplean este último procedimiento.

Cabe señalar que por definición los sedimentos suspendidos no están considerados en el presente proyecto. En consecuencia, a continuación se expone brevemente los principales enfoques aplicados en el extranjero para la derivación de límites de calidad ambiental de sedimentos de fondo, los cuales mayoritariamente han generado valores de directrices de calidad de sedimentos. Desde otro punto de vista, los enfoques señalados para derivar directrices de calidad de sedimentos también pueden ser clasificados dentro de dos categorías: basados en el agua intersticial (EqP) y basados en el sedimento íntegro, es decir, material particulado más agua intersticial (todos los restantes). No obstante, cabe la posibilidad que para aquellos enfoques en que se aplica bioensayos de sedimentos junto con otras técnicas (i.e. triada de calidad de sedimentos), el investigador utilice el agua intersticial (o también denominada agua de poro) para establecer el valor máximo de la sustancia contaminante. En el Anexo 2, se proporcionan antecedentes detallados sobre estos y otros enfoques que también han sido aplicados en los últimos 20 años, señalando ventajas y desventajas para cada uno de ellos.

#### 3.1.1. Particionamiento de equilibrio (Equilibrium Partitioning, EqP)

El fundamento de este enfoque se basa en que es posible establecer la presencia de niveles inocuos de contaminantes en los sedimentos, asegurando que los criterios de calidad del agua se cumplan para el agua intersticial presente en los sedimentos (Pavlou, 1987; Nipper, 1998). Mediante este enfoque se intenta modelar la tendencia que tiene una determinada sustancia química para desplazarse desde un compartimento ambiental a otro (i.e. desde la fase sólida al agua intersticial y luego a los tejidos de los organismos). El enfoque EqP conlleva las dos principales consideraciones técnicas que implica el establecimiento de criterios de calidad de sedimentos: la biodisponibilidad variable de las sustancias



químicas en los sedimentos y la selección de concentraciones adecuadas que reflejen efectos biológicos. El valor final crónico (Final Chronic Value, FCV), correspondiente a los criterios de calidad de agua de la USEPA, ha sido propuesto como la concentración química que podría proporcionar protección suficiente a los organismos bentónicos (DiToro *et al.*, 1991).

La conveniencia en aplicar criterios de calidad de aguas ya desarrollados se constituye en una poderosa razón para la aceptación del enfoque EqP. Ha sido adoptado por algunos países, como por ejemplo en Holanda, en donde se aplica para ambientes dulceacuícolas sobre la base que no existen datos de toxicidad disponibles para sedimentos (Nipper, 1998).

### 3.1.2. El enfoque ER-L/ER-M

Mediante este enfoque se establece dos valores de directrices, el ER-L (effects range-low) y el ER-M (effects range-median), derivados de sets de datos sobre efectos observados. Estas matrices corresponden a recopilaciones de resultados conjuntos de bioensayos de toxicidad de sedimentos y de análisis de comunidades bentónicas. El ER-L y ER-M representan el percentil 10 y el percentil 50 de las concentraciones de los datos de efectos, respectivamente, para un determinado número de sustancias químicas (Long and Morgan, 1990; Long *et al.*, 1995) que definen los rangos de concentración vinculados con la ocurrencia esporádica (rara), ocasional o frecuente de efectos biológicos adversos. Este enfoque considera sólo las concentraciones totales de contaminantes, no tomando en cuenta el rol de las propiedades del sedimento (*i.e.* COT, AVS, entre otras) las cuales juegan un papel importante en regular la biodisponibilidad de los contaminantes. Otra característica del enfoque ER-L/ER-M es que no considera los efectos interactivos de la co-ocurrencia de contaminantes en los bioensayos de sedimentos. Por lo tanto, Nipper (1998) sugiere que estas directrices deben ser empleadas más bien como herramientas informales de exploración en las evaluaciones ambientales.

### 3.1.3. El enfoque TEL y PEL (directrices de calidad de sedimentos para Canadá y Florida)

Las directrices de calidad de sedimentos aplicadas en Florida y Canadá (MacDonald, 1994; CCME, 1995; Smith *et al.*, 1996b), que tienen cierta similitud con el enfoque ER-L/ER-M, también definen dos valores para las concentraciones químicas: el Nivel de Efecto Umbral (Threshold Effect Level, TEL) y el Nivel de Efecto Probable (Probable Effect Level, PEL). Básicamente, se espera que la aparición de efectos adversos bajo el TEL sea más bien rara, mientras que sobre el PEL la ocurrencia de efectos adversos es frecuente. Los valores situados entre el TEL y el PEL representan el rango de concentraciones que podrían, potencialmente, estar asociadas con efectos biológicos adversos.

El TEL para cada sustancia química representa el promedio geométrico del percentil 15 más bajo de los datos de efectos y el percentil 50 de la concentración de los datos de no-efectos; mientras que el PEL representa el promedio geométrico del percentil 50 de la concentración de los datos de no-efectos y el percentil 85 de la concentración de los datos de no-efectos. Esta directriz tampoco considera los fenómenos de biodisponibilidad, los mecanismos causa-efecto o factores enmascarantes. De allí que deba ser aplicada como una herramienta de exploración más que un valor estándar (Nipper, 1998). Por otra parte, Chapman (1996) ha señalado que este enfoque presta utilidad para la identificación y delimitación de áreas y de contaminantes de interés.



#### 3.1.4. Concentración de Nivel de Exploración (SLC)

Este enfoque, más que concentrarse sobre bioensayos de toxicidad a microescala, utiliza esencialmente datos de campo que se basan en la co-ocurrencia de distintas concentraciones de contaminantes orgánicos no polares y la presencia de invertebrados bentónicos de la infauna. Mediante este procedimiento, se estima la concentración más alta de un contaminante orgánico no polar en los sedimentos (previamente normalizado con el nivel de COT) que puede ser tolerado por aproximadamente el 95% de la fauna bentónica (Neff *et al.*, 1988). Aunque originalmente se sugirió que el enfoque SLC fuera empleado con sustancias químicas orgánicas no polares, también puede ser utilizado para cualquier contaminante químico, siempre y cuando se efectúen los procedimientos de normalización apropiados (Chapman, 1989). Sin embargo, para muchas sustancias químicas de interés aún no están disponibles los procedimientos de normalización adecuados, especialmente para sustancias orgánicas iónicas y para varios metales (Nipper, 1998).

#### 3.1.5. Umbral de Efectos Aparentes (AET)

El enfoque conocido como Umbral de Efectos Aparentes (Apparent Effects Threshold, AET) se basa en concentraciones de sustancias químicas presentes en los sedimentos sobre las cuales se espera siempre la ocurrencia estadísticamente significativa de efectos biológicos adversos (PTI, 1988). Para establecer directrices numéricas para una variedad de sustancias químicas, el enfoque AET emplea extensas bases de datos sobre contenidos de sustancias químicas en sedimentos, como así también considera como una componente importante los bioensayos de toxicidad y análisis de la composición de la infauna bentónica. Este enfoque fue aplicado en Puget Sound (Washington) para generar estándares de calidad para 46 sustancias químicas. De manera similar a otros enfoques mencionados anteriormente, el AET recomienda el uso de concentraciones totales de sustancias químicas en sedimentos (en base a peso seco), aspecto que no considera la biodisponibilidad, factores enmascarantes y mecanismos de causa-efecto.

#### 3.1.6. La tríada de calidad de sedimentos

La integración de los resultados de bioensayos de toxicidad con los análisis de la composición de la infauna bentónica y las concentraciones de contaminantes presentes en los sedimentos se propuso a mediados de los 80, junto con el desarrollo del concepto de la tríada de calidad de sedimentos (Long and Chapman, 1985; Chapman, 1986; Chapman *et al.*, 1987; Chapman *et al.*, 1997). Mientras los análisis químicos proporcionan información sobre las concentraciones de sustancias químicas y los bioensayos de toxicidad permiten estimar su biodisponibilidad y efectos bajo condiciones de laboratorio, el análisis de las comunidades bentónicas aporta información sobre las alteraciones que se generan bajo condiciones naturales (*i.e. in situ*). El enfoque de la tríada tiene la ventaja de integrar los datos químicos con los test de laboratorio mencionados anteriormente y con la información biológica recopilada en terreno. Sin embargo, no está claro cómo se debe ponderar la importancia de cada una de estas componentes, es decir, en qué orden de importancia se debe considerar los datos químicos, toxicológicos y comunitarios de la fauna bentónica.



La triada difiere de los enfoques anteriores en el sentido que no proporciona resultados numéricos de valores aceptables de contaminantes en sedimentos, por lo tanto no permite efectuar comparaciones cuantitativas entre distintos sitios o locaciones. No obstante, pueden proporcionar muy buena información sobre la calidad puntual de sedimentos y puede ser aplicado bajo distintas situaciones, tales como evaluar los efectos ambientales de una plataforma de perforación petrolífera (Chapman *et al.*, 1991) o la descarga de un emisario de aguas servidas (Chapman *et al.*, 1993), o para evaluar la calidad de los sedimentos de áreas históricamente contaminadas.

### 3.2. ANALISIS DE LA NORMATIVA EXTRANJERA DE CALIDAD DE SEDIMENTOS MARINOS Y DULCEACUICOLAS

En el análisis de la normativa extranjera que se presenta a continuación, se consideró aquellos países que están a la vanguardia en materia de la proposición e implementación de regulaciones ambientales concernientes con la calidad de sedimentos marinos y dulceacuícolas. Bajo esta perspectiva, se consideró los aportes de Canadá, Estados Unidos, Reino Unido, Holanda, Hong Kong, Australia, Nueva Zelandia y Suecia.

Para el análisis de la normativa extranjera, los autores recopilaron información de documentos impresos y "on-line" (cuyas fuentes se encuentra citadas en el capítulo de referencias bibliográficas del presente documento), la que luego fue revisada, sistematizada y sintetizada para su presentación. En el análisis siguiente, se aprecia que la mayor cantidad de antecedentes se centra principalmente en Canadá y Estados Unidos; este hecho obedece a que ambos países disponen de una dilatada trayectoria de más de 20 años, tanto en el área de investigación de las propiedades físicas y químicas de los sedimentos, como así también en la implementación de regulaciones a nivel federal, estatal, provincial, entre otras, tendientes a mantener o mejorar la calidad de los sedimentos depositados en los lechos de los cuerpos acuáticos marinos y lacustres.

#### 3.2.1. Canadá

Las directrices canadienses de sedimentos para la protección de la vida acuática están siendo desarrolladas al amparo del Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). El gobierno de Canadá considera éste un tema de importancia para el país, debido principalmente a las consecuencias que tiene en los ámbitos de evaluación ambiental, protección y manejo de ecosistemas acuáticos. En años recientes, Canadá ha puesto mayor énfasis en la protección de otros componentes del ecosistema, como son los sedimentos y los suelos naturales, como así también en otros usos del agua, distinto al del agua potable para consumo humano, como son vida acuática marina y dulceacuícola, recreación y estética, riego, suministro de agua para animales y abastecimiento de agua industrial. Para asegurar la calidad del agua de los usos señalados, Canadá dispone actualmente de directrices de calidad de aguas desde 1987 (CCREM, 1987). En forma complementaria, y para evaluar la calidad de los sedimentos, este país ha elaborado directrices de calidad de sedimentos marinos y lacustres enfocadas hacia la protección de la vida acuática (Tablas 3.1 y 3.2).



Los principios que orientan el desarrollo de las DCS canadienses para la protección de la vida acuática, se basan en aquéllos adoptados por el CCME para el desarrollo de las directrices de calidad de aguas (CCME, 1991):

- las DCS son valores numéricos o descripciones narrativas, que se establecen con la intención de proteger a todas las formas de vida acuática y a las distintas etapas de sus ciclos de vida, durante un período de tiempo indefinido en que se encuentren expuestas a sustancias asociadas con sedimentos depositados en ambientes acuáticos.
- al derivar las DCS para la protección de la vida acuática, si existen datos disponibles se consideran todos los componentes del ecosistema acuático (*i.e.* bacterias, algas, macrófitas, invertebrados, peces). Sin embargo, la evaluación de los datos disponibles se debe enfocar sobre aquellas especies ecológicamente relevantes.
- las DCS interinas (Interim Sediment Quality Guidelines, ISQG) se derivan cuando la cantidad de datos es limitada y la falta de información se encuentra circunscrita e identificada.
- a menos que se especifique de otro modo, las DCS se refieren a la concentración total de la sustancia en los sedimentos superficiales (*i.e.* centímetros superiores) en base seca (*i.e.*  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  peso seco). Sin embargo, los sedimentos representan una matriz compleja y dinámica de componentes bióticos y abióticos, que podrían influenciar la biodisponibilidad de sustancias químicas asociadas a las partículas. Cuando exista suficiente información disponible para definir la influencia de algún factor sobre la toxicidad de una sustancia específica (*i.e.* COT para sustancias orgánicas no polares) (Swartz *et al.*, 1990; DiToro *et al.*, 1991), se desarrollará directrices que reflejen esta relación. Este es un aspecto importante, ya que al considerar este tipo de interacciones aumenta la aplicabilidad de las directrices a una amplia variedad de sedimentos.
- las DCS serán reactualizadas en la medida que surjan nuevos antecedentes científicos. El refinamiento de estas directrices, propenderá en el largo plazo a asegurar su aplicabilidad de una manera más globalizante.

En 1989, el Comité de Protección Ambiental de la CCME envió un mandato al Grupo de Tareas de las Directrices de Calidad de Agua del CCME, para que este grupo de trabajo estableciera las directrices de calidad de sedimentos de Canadá. La División de Evaluación e Interpretación, dependiente del Directorado de Conservación de Ecosistema de Environment Canada, fue la oficina encargada de aportar los conocimientos científicos y técnicos al Grupo de Tareas para el desarrollo de directrices, orientadas a establecer objetivos para la calidad de sedimentos que sustentasen a largo plazo condiciones ambientales saludables de los ecosistemas acuáticos.





Tabla 3.1. Directrices canadienses interinas de calidad de sedimentos dulceacuícolas (ISQG; peso seco); niveles de efecto probable (PEL; peso seco) e incidencia (%) de efectos biológicos adversos en rangos de concentración definidos por estos valores.\*

Sustancia	ISQG		PEL		%≤ISQG	ISQG<%<PEL	%≥PEL
Metales y metaloides							
Arsénico	5,9	mg/kg	17,0	mg/kg	5	25	12
Cadmio	0,6	mg/kg	3,5	mg/kg	11	12	47
Clordano	4,5	µg/kg	8,87	µg/kg	2	17	70
Cromo	37,3	mg/kg	90,0	mg/kg	2	19	49
Cobre	35,7	mg/kg	197	mg/kg	4	38	44
Plomo	35,0	mg/kg	91,3	mg/kg	5	23	42
Mercurio	0,17	mg/kg	0,486	mg/kg	8	34	36
Zinc	123	mg/kg	315	mg/kg	5	32	36
DDTs							
DDD <sup>†</sup> (2,2-Bis(ρ-clorofenil)-1,1,-dicloroetano; didoro difenil dicloroetano)	3,54	µg/kg	8,51	µg/kg	3	30	85
DDE <sup>†</sup> (1,1-dicloro-2,2,bis(ρ-clorofenil)-eteno; difenil dicloro etileno)	1,42	µg/kg	6,75	µg/kg	6	20	47
DDT <sup>†</sup> (2,2-Bis(ρ-clorofenil)-1,1,1- tricloroetano; didoro difenil tricloroetano)	1,19	µg/kg	4,77	µg/kg	8	5	59
Dieldrin	2,85	µg/kg	6,67	µg/kg	1	10	60
Endrin	2,67	µg/kg	62,4	µg/kg	1	64	59
Heptacloro epóxido	0,60	µg/kg	2,74	µg/kg	3	12	67
Lindano (hexaclorociclohexano)	0,94	µg/kg	1,38	µg/kg	0	50	49
Bifenilos policlorados							
Aroclor 1254	60	µg/kg <sup>†</sup>	340	µg/kg <sup>#</sup>			
PCB totales	34,1	µg/kg	277	µg/kg	4	40	50
Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos							
Acenafteno	6,71	µg/kg <sup>†</sup>	88,9	µg/kg <sup>§</sup>			
Acenaftleno	5,87	µg/kg <sup>†</sup>	128	µg/kg <sup>§</sup>			
Antraceno	46,9	µg/kg <sup>†</sup>	245	µg/kg <sup>§</sup>			
Benz(a)antraceno	31,7	µg/kg	385	µg/kg	13	6	38
Benzo(a)pireno	31,9	µg/kg	782	µg/kg	11	16	30
Criseno	57,1	µg/kg	862	µg/kg	8	14	25
Dibenzo(a,h)antraceno	6,22	µg/kg <sup>†</sup>	135	µg/kg <sup>§</sup>			
Fluoranteno	111	µg/kg	2.355	µg/kg	8	23	49
Fluoreno	21,2	µg/kg <sup>†</sup>	144	µg/kg <sup>§</sup>			
2-Metilnaftaleno	20,2	µg/kg <sup>†</sup>	201	µg/kg <sup>§</sup>			
Naftaleno	34,6	µg/kg <sup>†</sup>	391	µg/kg <sup>§</sup>			
Fenantreno	41,9	µg/kg	515	µg/kg	4	17	44
Pireno	53,0	µg/kg	875	µg/kg	7	16	32
Toxafeno	0,1	µg/kg <sup>**</sup>	---	---			

\* Los valores de ISQG y PEL presentados han sido calculados usando una modificación del enfoque del NT&S Program (CCME, 1995)

† Sumatoria de los isómeros p,p' y o,p'

‡ Provisional; adopción de ISQG marino

§ Provisional; adopción de PEL marino

‡ Provisional; adopción del nivel de efectos más bajo de Ontario (Persaud *et al.*, 1993)

# Provisional; adopción del nivel de efecto severo de Ontario (asume 1% de COT) (Persaud *et al.*, 1993)

\*\* Provisional, adopción del criterio crónico de calidad de sedimento del N. York State Department of Environmental Conservation (NYSDEC, 1994); asume 1% de COT

†† No se derivó PEL



Tabla 3.2. Directrices canadienses interinas de calidad de sedimentos marinos (ISQG; peso seco); niveles de efecto probable (PEL; peso seco) e incidencia (%) de efectos biológicos adversos en rangos de concentración definidos por estos valores.\*

Sustancia	ISQG		PEL		% ≤ ISQG	ISQG < % < PEL	% ≥ PEL
Metales y metaloides							
Arsénico	7,24	mg/kg	41,6	mg/kg	3	13	47
Cadmio	0,7	mg/kg	4,2	mg/kg	6	20	71
Clordano	2,26	µg/kg	4,79	µg/kg	9	12	17
Cromo	52,3	mg/kg	160	mg/kg	4	15	53
Cobre	18,7	mg/kg	108	mg/kg	9	22	56
DDTs							
DDD† (2,2-Bis(ρ-clorofenil)-1,1,-dicloroetano; dicloro difenil dicloroetano)	1,22	µg/kg	7,81	µg/kg	4	11	46
DDE† (1,1-dicloro-2,2,bis(ρ-clorofenil)-eteno; difenil dicloro etileno)	2,07	µg/kg	374	µg/kg	5	16	50
DDT† (2,2-Bis(ρ-clorofenil)-1,1,1- tricloetano; dicloro difenil tricloroetano)	1,19	µg/kg	4,77	µg/kg	8	5	59
Dieldrin	0,71	µg/kg	4,30	µg/kg	4	13	50
Endrin	2,67	µg/kg‡	62,4	µg/kg§			
Heptacloro epóxido	0,60	µg/kg‡	2,74	µg/kg§			
Plomo	30,2	mg/kg	112	mg/kg	6	26	58
Lindano (hexaclorociclohexano)	0,32	µg/kg	0,99	µg/kg	3	21	26
Mercurio	0,13	mg/kg	0,70	mg/kg	8	24	37
Bifenilos policlorados							
Aroclor 1254	63,3	µg/kg	709	µg/kg	1	24	76
PCB totales	21,5	µg/kg	189	µg/kg	16	37	55
Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos							
Acenafteno	6,71	µg/kg	88,9	µg/kg	8	29	57
Acenaftileno	5,87	µg/kg	128	µg/kg	7	14	51
Antraceno	46,9	µg/kg	245	µg/kg	9	20	75
Benz(a)antraceno	74,8	µg/kg	693	µg/kg	9	16	78
Benzo(a)pireno	88,8	µg/kg	763	µg/kg	8	22	71
Criseno	108	µg/kg	846	µg/kg	9	19	72
Dibenzo(a,h)antraceno	6,22	µg/kg	135	µg/kg	16	12	65
Fluoranteno	113	µg/kg	1.494	µg/kg	10	20	80
Fluoreno	21,2	µg/kg	144	µg/kg	12	20	70
2-Metilnaftaleno	20,2	µg/kg	201	µg/kg	0	23	82
Naftaleno	34,6	µg/kg	391	µg/kg	3	19	71
Fenantreno	86,7	µg/kg	544	µg/kg	8	23	78
Pireno	153	µg/kg	1.398	µg/kg	7	19	83
Toxafeno	0,1	µg/kg‡	#				
Zinc	124	mg/kg	271	mg/kg	4	27	65

\* Los valores de ISQG y PEL presentados han sido calculados usando una modificación del enfoque del NT&S Program (CCME, 1995)

† Sumatoria de los isómeros p,p' y o,p'

‡ Provisional; adopción de ISQG dulceacuicola

§ Provisional; adopción de PEL dulceacuicola

‡ Provisional; adopción del criterio crónico de calidad de sedimento del N. York State Department of Environmental Conservation (NYSDEC, 1994); asume 1% de COT

# No se derivó PEL



Como respuesta al requerimiento del Comité de Protección Ambiental de la CCME, Environment Canada solicitó un estudio en 1988 en que se revisara y evaluara los enfoques disponibles a la fecha para la elaboración de este tipo de directrices (MacDonald *et al.*, 1992). Dentro de los temas abordados por estos autores, se proporcionó una breve descripción de la metodología que emplea cada enfoque, sus mayores ventajas y limitaciones y su uso actual. Una evaluación preliminar, dejó en evidencia que para dicha época aún no existía un enfoque disponible que cumpliera con todos los requisitos necesarios para fundamentar científicamente la elaboración de directrices y, que además, considerará explícitamente aquellos factores que afectan la toxicidad de los contaminantes presentes en los sedimentos. En vista de esta situación, MacDonald *et al.* (1992) recomendaron que los valores de calidad de sedimentos basados en efectos procedentes de otras jurisdicciones fuesen evaluados para su aplicabilidad a las condiciones canadienses, o modificados con datos científicos existentes (si fuese necesario) para aumentar dicha aplicabilidad y de esta forma adoptarlos como directrices interinas de calidad de sedimentos en dicho país.

La información correspondiente a datos de dosis/respuesta fueron reconocidos como los más defendibles y ecológicamente más relevantes, en comparación con mediciones indirectas de efectos biológicos, tales como aquellas derivadas del equilibrio de particionamiento. Los autores compartieron el enfoque "three-tiered" recomendado al Ontario Ministry of the Environment (Hart, 1988). El procedimiento es el siguiente:

- (i) Seleccionar el nivel más bajo de las directrices basadas en efectos, si alguna de éstas ha sido o puede ser calculada.
- (ii) Si no existen datos disponibles basados en efectos, para contaminantes orgánicos se emplea el valor más bajo obtenido de los enfoques de equilibrio de particionamiento y de las directrices de calidad de agua: Para metales, se recomienda el enfoque del equilibrio de particionamiento sujeto a la aceptación del procedimiento de normalización de AVS (Allen *et al.*, 1993).
- (iii) Para objetivos sitio específicos, el límite basal debe ser usado si la directriz interina de (i) o (ii) están bajo el límite basal superior del contaminante.

Además del estudio de dichos autores, Environment Canada comisionó un estudio para validar y actualizar el National Status and Trends Program, NS&T (desarrollado por la NOAA de Estados Unidos) en el cual se dispone de información sobre los efectos biológicos de las sustancias contaminantes asociadas con las partículas de sedimentos. Los resultados de estas dos iniciativas aportaron la base para establecer un protocolo formal (Figura 3.1) mediante el cual se desarrollarán las directrices de calidad de sedimentos de Canadá (CCME, 1995 y 1999).

El protocolo formal establecido para derivar los valores numéricos de las directrices de calidad de sedimentos (DCS), es aplicable para la protección de la vida acuática marina (incluyendo estuarina) y dulceacuícola que vive asociada con los sedimentos que yacen en los fondos acuáticos. Este protocolo se basa principalmente en los lineamientos establecidos por el NS&T Program, con el empleo complementario del enfoque del Spiked-Sediment Toxicity Test (SSTT) que a futuro será implementado una vez que se resuelvan materias de índole metodológicas, ya que actualmente sólo se dispone de un número limitado de datos para sedimentos inoculados con determinadas sustancias químicas: cadmio, cobre, fluoranteno y pireno. En este sentido, la visión renovada del NT&S Program se fundamenta en datos de terreno que demuestran la asociación existente entre la presencia de sustancias químicas y la ocurrencia de efectos biológicos, mientras que desde otra perspectiva el enfoque SSTT establece una relación causa-efecto entre ambas. En consecuencia, los Niveles de Efectos Umbrales (TELS) que se calculan aplicando el nuevo enfoque NS&T Program son adoptados más bien como DCS interinas. Por otra parte, los Niveles de Efectos Probables (PELs), que también se calculan aplicando este enfoque, aportan información adicional que considera la potencialidad de observar efectos biológicos a concentraciones más altas.

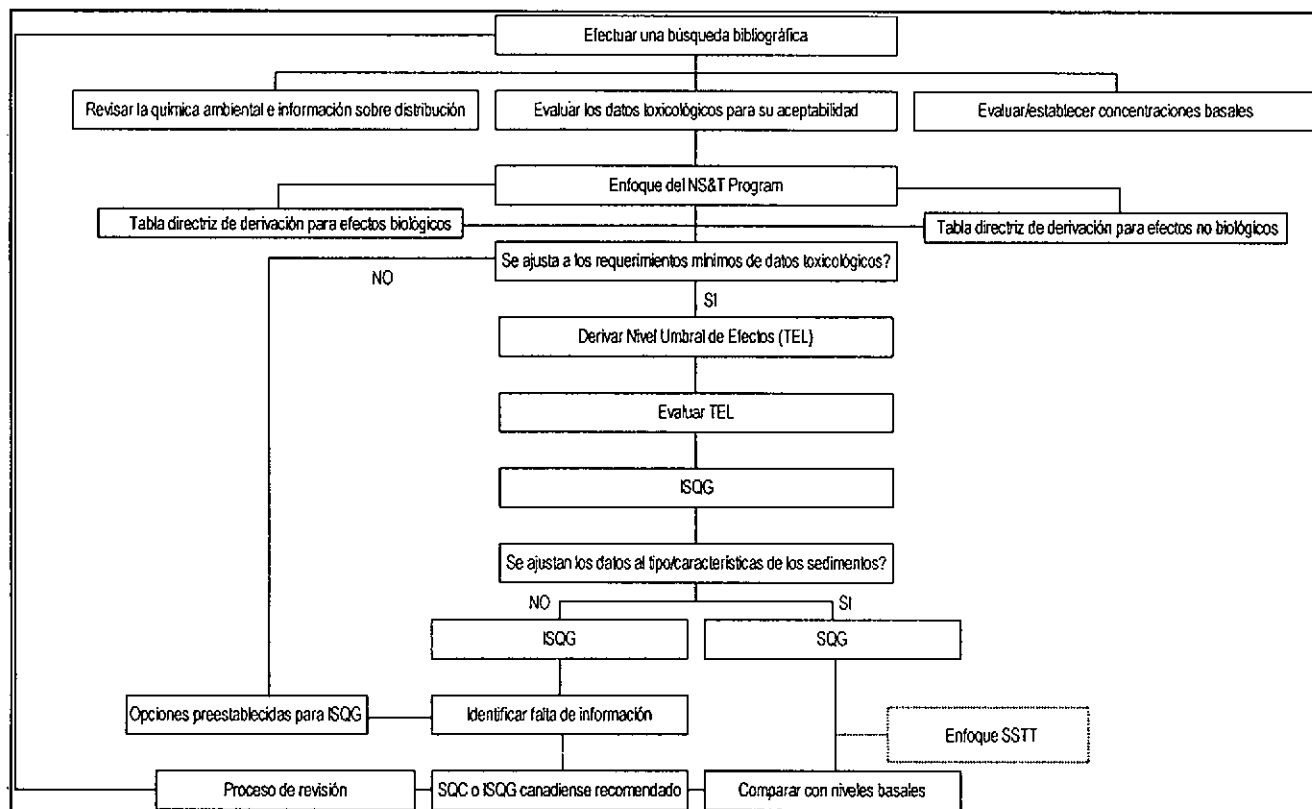


Figura 3.1. Procedimiento de derivación de las directrices de calidad de sedimentos en Canadá (CCME 1999).

Las DCS interinas (TELs) y los PELs son herramientas interpretativas flexibles para evaluar la significancia toxicológica de las concentraciones de sustancias químicas en los sedimentos, como así también son útiles para priorizar acciones y tomar decisiones en el manejo de sedimentos. Las concentraciones de sustancias químicas en los sedimentos bajo las DCS no estarían asociadas con efectos biológicos adversos, por el contrario concentraciones que superen los valores de los PELs frecuentemente estarían relacionadas con la ocurrencia de dichos efectos. Los valores de concentraciones químicas que se distribuyen entre los DCS y los PELs reflejan un rango dentro de la gradiente en el cual ocasionalmente se observa algún tipo de efecto. Desde un punto de vista práctico, la aplicación de estos dos valores permite caracterizar sitios en tres categorías según su importancia toxicológica: mínima, potencial y significativa.

De este modo, las DCS pueden ser utilizadas como herramientas de exploración a nivel nacional. Sin embargo, el CCME (1999) advierte que la ocurrencia de variaciones en las condiciones ambientales a través de Canadá, afectará de distintos modos la calidad de los sedimentos. De allí que, también es necesario disponer de concentraciones basales de sustancias químicas en su estado natural, la cual debe ser evaluada durante el desarrollo de las DCS, como así también considerada en la fase de implementación y de desarrollo de objetivos de calidad de sedimentos para lugares específicos.



### 3.2.2. Estados Unidos

Los temas relativos al manejo de sedimentos son de importancia para muchos programas que se ejecutan administrados por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA, 1990). En el verano de 1988, la Oficina de Regulaciones y Estándares del Agua (Office of Water Regulations and Standards, OWRS) de la USEPA estableció dos comités para identificar, coordinar y proporcionar directrices para actividades relacionadas con la evaluación y manejo de sedimentos contaminados con sustancias químicas tóxicas:

- Sediment Oversight Technical Committee
- Sediment Oversight Steering Committee

La meta de estos dos comités fue proporcionar decisiones públicamente aceptables y técnicamente defendibles para diferentes etapas del proceso de manejo (*i.e.* decisiones relativas a la evaluación química/biológica de los sedimentos contaminados, tipo de acción a implementar en la fuente de control y evaluación de las alternativas de remediación para los sedimentos).

Si bien la USEPA dispone de extensivas bases de datos sobre mediciones concurrentes de contaminación química y efectos biológicos por sedimentos contaminados, con objeto de evaluar la calidad de los sedimentos de esa nación<sup>1</sup>, en materia de criterios numéricos a la fecha esta agencia sólo ha propuesto cinco criterios numéricos para compuestos orgánicos no iónicos (USEPA 1993a,b,c,d,e). No obstante, también en Norteamérica los datos científicos han sido empleados para derivar una variedad de directrices de calidad de sedimentos mediante el empleo de datos químicos y biológicos para un conjunto de contaminantes prioritarios (Long y Morgan, 1990; MacDonald, 1994). Los datos químicos obtenidos mediante muestras de sedimentos íntegros (*i.e.* material particulado más agua intersticial) tienen un uso limitado en el contexto regulatorio (Southerland et. al 1992) debido a que existe poca claridad con respecto a los procesos de biodisponibilidad.

Durante los últimos años, la comunidad científica y reguladora ha ganado experiencia mediante el manejo de calidad de las aguas, ya que ha significado la transferencia de ideas y nuevas visiones para el manejo de la calidad de los sedimentos. En consecuencia, este tema se ha orientado hacia enfoques sitio-específicos (*i.e.* para un lugar determinado) y basados en efectos biológicos que consideran factores tales como la biodisponibilidad e integración de los efectos toxicológicos debido a la presencia de múltiples sustancias químicas (Adams *et al.*, 1992).

La USEPA define criterios para sedimentos de la siguiente manera: un criterio para sedimento corresponde a un nivel específico de protección, frente a los efectos adversos de contaminantes asociados con sedimentos, para beneficio del medio ambiente, para la biota o para la salud humana (USEPA, 1992). De este modo, un criterio para sedimentos debe necesariamente relacionar el componente dañino específico de dicho contaminante con un nivel apropiado de protección.

Por otra parte, la NOAA elaboró las Tablas de Referencia Rápida (Screening Quick Reference Tables, SquiRTs) en donde se presenta concentraciones para contaminantes inorgánicos y orgánicos (Tablas 3.3 y 3.4) para distintos tipos de matrices ambientales (Buchman, 1999). Las SquiRTs fueron originalmente desarrolladas para el uso interno de la Coastal Protection

<sup>1</sup> National Sediment Quality Survey Database 1980 a 1999, contiene más de 4,5 millones de registros de mediciones y que fuera enviada gentilmente en CD por Scott Iredale a los autores de este proyecto.



UNIVERSIDAD  
DE PLAYA ANCHA  
DE CIENCIAS DE LA EDUCACIÓN  
VALPARAÍSO

& Restoration Division (CPR) de la NOAA. La CPR tiene por misión identificar impactos potenciales sobre los hábitats y recursos costeros que podrían ser afectados por sitios con residuos peligrosos. Para identificar las sustancias que podrían amenazar los recursos de interés para la NOAA, se comparan las concentraciones ambientales con los niveles referenciales.

Cabe señalar que estas tablas tienen un carácter referencial y no representan una política oficial de la NOAA, como así tampoco constituyen criterios o niveles de saneamiento.

En las SQUIRTs se incluyó múltiples valores de referencia para sedimentos, con objeto de desplegar el espectro completo disponible de concentraciones que han sido asociadas con distintas probabilidades de ocurrencia de efectos biológicos adversos. Presumiblemente, dicho espectro varía desde niveles no tóxicos (*i.e.* contenidos de metales traza que representan niveles basales en condiciones naturales) a niveles tóxicos. Los valores referenciales conservativos, como son los niveles de umbral inferior (*i.e.* TELs) aseguran con un alto grado de confianza que si alguno de estos contaminantes se elimina de futuras consideraciones no significará una amenaza potencial. Sin embargo, este tipo de nivel no predice toxicidad. Los niveles de umbral superior (*i.e.* PELs) permiten identificar compuestos que probablemente se encuentran en niveles elevados a tóxicos.

Los valores límite de calidad de sedimentos se han derivado mediante distintos enfoques buscando metas distintas; por esta razón los valores no son intercambiables o comparables. Buchman (1999) advierte que no deberían ser aplicadas sin tener un conocimiento razonable de su desarrollo, de su funcionamiento y de sus limitaciones. Las concentraciones se presentan en base seca y se referencian con valores límite de calidad de sedimentos ya publicados. Así también, estas tablas proporcionan valores por separado para sedimentos dulceacuicolas o estuarinos y para sedimentos marinos.

Los niveles conocidos como Effects Range-Low (ERLs) y Effects Range Median (ERMs), además del Threshold Effects Levels (TELs) y del Probable Effects Levels (PELs) se basan en compilaciones similares de datos, aunque emplean cálculos distintos en su estimación.

ERL. Se calcula como el 10º percentil inferior de concentración de los datos de toxicidad de sedimentos disponibles, seleccionando sólo aquellas muestras consideradas como tóxicas por los investigadores. Buchman (1999) señala que este nivel no corresponde a un LC<sub>10</sub>. Ya que el ERL se encuentra en el extremo inferior del rango de niveles en el cual se observó efectos, considerando el universo de estudios recopilados, este nivel representa un valor en donde se podrían manifestar las primeras señales de toxicidad en las especies más sensibles.

ERM. Simplemente corresponde a la concentración mediana de los datos recopilados que representan sólo las muestras tóxicas. Buchman (1999) señala que el ERM no corresponde a un LC<sub>50</sub>.

TEL. Se calcula como el promedio geométrico del 15º percentil inferior de concentración del conjunto de datos de efectos tóxicos y la mediana del set de datos de no-efectos; como tal, representa la concentración bajo la cual se espera que los efectos adversos ocurran raramente.

PEL. Corresponde al promedio geométrico entre el 50% de las muestras tóxicas y el 85% de las muestras no impactadas, corresponde al nivel sobre el cual se espera que frecuentemente se observen efectos adversos. Los TEL/PELs dulceacuicolas se basan en métricos de comunidades bentónicas y en resultados procedentes de bioensayos de toxicidad.

AETs y UETs. El Umbral de Efectos Aparentes (Apparent Effect Thresholds) relaciona concentraciones químicas en sedimentos con indicadores sinópticos de daño biológico (*i.e.* bioensayos con sedimentos o abundancias de infauna bentónica deprimidas). Los AETs individuales son esencialmente equivalentes a la concentración observada en la muestra superior no tóxica. Como tal, estos valores representan la concentración sobre la cual siempre se espera que ocurran impactos biológicos adversos. Sin embargo, también se



presentan efectos adversos bajo el AET. Este tipo de valores fueron desarrollados para ser aplicados en Puget Sound (Washington) y no son fácilmente comparables con otros valores límites. Para sedimentos dulceacuicolas, el Umbral de Efectos Superiores (Upper Effect Threshold) fue derivado por la NOAA como el AET más bajo procedente de una recopilación de respuestas biológicas, en forma análoga a las respuestas biológicas de los AET marinos. Los UETs para contaminantes orgánicos se indican por lo general para sedimentos que contienen 1% de COT.

Tabla 3.3. Valores (en ppb peso seco) recopilados por la NOAA (SquiRTs, Screening Quick Reference Tables) para sustancia inorgánicas.

Compuesto	Sedimento dulceacuicola					Sedimento marino				
	Nivel basal o "background" <sup>2</sup>	ARCs inf. <i>H. azteca</i> TEL	TEL	PEL	UET <sup>3</sup>	TEL	ERL	PEL	ERM	AET <sup>4</sup>
Aluminio (%)	0,26	2,55								1,8 N
Antimonio	160				3.000 M					9.300 E
Arsénico	1.100	10.798	5.900	17.000	17.000 I	7.240	8.200	41.600	70.000	35.000 B
Bario	700									48.000 A
Cadmio	100-300	583	596	3.530	3.000 I	676	1.200	4.210	9.600	3.000 N
Cromo	7.000-13.000	36.286	37.300	90.000	95.000 H	52.300	81.000	160.400	370.000	62.000 N
Cobalto	10.000									10.000 N
Cobre	10.000-25.000	28.012	35.700	197.000	86.000 I	18.700	34.000	108.200	270.000	390.000 MO
Hierro (%)	0,99-1,8	18,84			4 I					22 N
Plomo	4.000-17.000	37.000	35.000	91.300	127.000 H	30.240	46.700	112.180	218.000	400.000 B
Manganeso	400.000	630.000			1.100.000 I					260.000 N
Mercurio	4-51		174	486	560 M	130	150	696	710	410 M
Niquel	9.9000	19.514	18.000	35.900	43.000 H	15.900	20.900	42.800	51.600	110.000 EL
Selenio	290									1.000 A
Plata	< 500				4.500 H	730	1.000	1.770	3.700	3.100 B
Estroncio	49.000									
Estaño	5.000									>3.400 N
Vanadio	50.000									57.000 N
Zinc	7.000-38.000	98.000	123.1000	315.000	520.000 M	124.000	150.000	271.000	410.000	410.000 I
Sulfuros					130.000 M					4.500 MO
Gradiente de toxic. predicho	En aumento →					En aumento →				

Fuente: PTI Environ. Serv., Contaminated Sediments Criteria Rpt., 1989; Wash. Dept. Ecol. Publ. 95-308, 1995 and 97-323a, 1997; J. Great Lakes Res. 22(3): 624-638, 1996 Gries and Waldow, Puget Sound Dredged Disposal Analysis Rpt., 1996; Environ. Manag; 19(1): 81-97, 1996; The AET Approach; Briefing Report to the EPA SAB, Sept. 1988; Int. Joint Comm., Procedures for Assessment of Contaminated Sediment in the Great Lakes, 1988; Ecotox. (5): 253-278, 1996; EPA Rpt. 905-R96-008, Sept. 1996; WAC Chapter 173-204; J. Great Lakes Res. 22(3): 602-623, 1996.

<sup>2</sup> Los valores "background" son derivados de una recopilación de fuentes, aunque provienen principalmente de Int. Joint. Comm. Sediment Subcommittee (1988)

<sup>3</sup> El valor es el más bajo, valor confiable entre una recopilación de niveles AET: I, impacto en la comunidad infaunal; H, bioensayo con *Hyalella azteca*; M, bioensayo con Microtox®

<sup>4</sup> El valor más bajo entre niveles AET: I, impacto en la comunidad infaunal; A, anfípodo; B, bivalvo; M, Microtox®; O, larva de ostra; E, larva de equinodermo; L, larval<sub>max</sub>; N, bioensayos con *Neanthes*.



Tabla 3.4. Valores (en ppb peso seco) recopilados por la NOAA (SquiRTs, Screening Quick Reference Tables) para sustancias orgánicas.

Compuesto	Sedimento dulceacuicola				Sedimento marino				
	ARCs inf. <i>H. azteca</i> TEL	TEL	PEL	UET <sup>5</sup>	TEL	ERL	ERM	PEL	AET <sup>6</sup>
<b>DIOXINAS CLORADAS Y PCBs</b>									
TCDD 2,3,7,8-				0,0088†H					0,0036 N
Bifenilos policlorados	31,62	34,1	277	26 M	21,55	22,7	180	188,79	130 M
<b>SEMIVOLATILES</b>									
Ac. benzoico									65 O
Alcohol benzílico									52 B
Dibenzofurano									110 E
<b>SEMIVOLATILES, NITROAROMATICOS</b>									
Nitrobenzeno									21 N
N-Nitrosodifenilamina									28 I
<b>SEMIVOLATILES, ORGANOCLORADOS</b>									
Aldrin				40 I					9,5 AE
Clordano		4,5	8,9	30 I	2,26	0,5	6	4,79	2,8 A
p,p-DDD (TDE)		3,54	8,51	60 I	1,22	2	20	7,81	16 I
p,p-DDE		1,42	6,75	50 I	2,07	2,2	27	374,17	9 I
p,p-DDT				< 50 I	1,19	1	7	4,77	12 E
DDT total		6,98	4.450	50 I	3,89	1,58	46,1	51,7	11 B
Dieldrin†		2,85	6,67	300 I	0,715	0,02	8	4,3	1,9 E
Endrin†		2,67	62,4	500 I					
Heptacloro				10 I					0,3 B
Heptacloro epóxido		0,6	2,74	30 I					6 B
Hexaclorobenzeno				100 I					
Hexaclorobutadieno									1,3 E
Hexaclorociclohexano				100 I					
Hexacloroetano									73 BL
Lindano		0,94	1,38	9 I	0,32			0,99	>4,8 N
Mirex				800 I					
<b>SEMIVOLATILES, FENOLICOS</b>									
Clorofenol 2-									8 A
Diclorofenol 2,4-									5 A
Dimetilfenol 2,4-									18 N
Metilfenol 2- [o-cresol]									8 B
Metilfenol 4- [p-cresol]									100 B
Pentaclorofenol [a pH 7,8]									17 B
Fenol				48†H					130 E

<sup>5</sup> El valor es el más bajo, valor confiable entre test AET, sobre una base de 1% de COT: I, impacto en la comunidad infaunal; H, bioensayo con *Hyalella azteca*†, valor expresado en peso seco; M, bioensayo con Microtox®

<sup>6</sup> El valor más bajo entre los test AET: I, impacto en la comunidad infaunal; A, anfípodo; B, bivalvo; M, Microtox®; O, larva de ostra; E, larva de equinodermo; L, larval<sub>max</sub>; N, bioensayos con *Neanthes*.





Tabla 3.4 (cont.). Valores (en ppb peso seco) recopilados por la NOAA (SquIRTs, Screening Quick Reference Tables) para sustancias orgánicas.

Compuesto	Sedimento dulceacuicola				Sedimento marino				
	ARCs inf. H. azteca TEL	TEL	PEL	UET	TEL	ERL	ERM	PEL	AET
Triclorofenol 2,4,5-									3 I
Triclorofenol 2,4,6-									6 I
<b>SEMIVOLATILES, FTALATOS</b>									
Butil benzil ftalato									63 M
Di[2-etilhexil]ftalato				750†M	182,16			2.646,51	1300 I
Dietil ftalato									6 BL
Dimetil ftalato									6 B
Di-n-octil ftalato									61 BL
Di-n-butil ftalato				110 H					58 BL
<b>SEMIVOLATILES, HAP</b>									
Acenafeno				290 M	6,71	16	500	88,9	130 E
Acenafileno				160 M	5,87	44	640	127,87	71 E
Antraceno	10			260 M	46,85	85,3	1.100	245	280 E
Benzo(k)fluoranteno	27,2			13.400 B					1.800 E1
Benzo(a)pireno	32,4	31,9	782	700 I	88,81	430	1.600	763,22	1.100 E
Benzo(b)fluoranteno									1.800 I1
Benzo(ghi)perileno				300 M					670 M
Benz(a)antraceno	15,72	31,7	3,85	500 I	74,83	261	1.600	692,53	960 E
Criseno	26,83	57,1	862	800 I	107,77	384	2.800	845,98	950 E
Dibenz(a,h)antraceno	10			100 M	6,22	63,4	260	134,61	230 OM
Fluoranteno	31,46	111	2.355	1.500 M	112,82	600	5.100	1.493,54	1.300 E
Fluoreno	10			300 M	21,17	19	540	144,35	120 E
Indeno(1,2,3-CD)pireno	17,32			330 M					600 M
Metilnaftaleno, 2-					20,21	70	670	201,28	64 E
Naftaleno	14,65			600 I	34,57	160	2.100	390,64	230 E
Fenantreno	18,73	41,9	515	800 I	86,68	240	1.500	543,53	660 E
Pireno	44,27	53	875	1.000 I	152,66	665	2.600	1.397,6	2.400 E
HAP BPM	76,42			5.300 M	311,7	552	3.160	1.442,0	1.200 E
HAP APM	192,95			6.500 M	655,34	1.700	9.600	6.676,14	7.900 E
HAP totales	264,05			12.000 M	1.684,06	4.022	44.792	16.770,4	
<b>VOLATILES, AROMS. Y HALOG.</b>									
Diclorobenzeno 1,2-									13 N
Diclorobenzeno 1,4-									110 IM
Etil benzeno									4 EL
Tetracloroetileno									57 I
Triclorobenzeno 1,2,4-									>4,8 E
Tricloroetileno									41 N
Xileno									4 BL

Fuente: EPA905-R96-008, Sept. 1996; J. Great Lakes Res. 22(3): 624-638, 1996; Wash. Dep. Ecol. Publ. 95-308, 1995 and 97-323A, 1997; Environ. Manage. 19(1): 81-97, 1996; The AET Approach Briefing Rpt. to the EPA SAP, September 1988; Gries and Waldow, Puget Sound Dredged Disposal Analysis Rept., 1996; Ecotox. (5): 253-278, 1996; WAC Chapter 173-204.

† USEPA propuso criterios basados en el Particionamiento de Equilibrio. Para Dieldrin los valores son 11.000 y 20.000, y para el Endrin son 4.200 y 760 µg/kg de COT, en sedimentos dulceacuicolas y marinos respectivamente.  
HAP BPM Hidrocarburos aromáticos policíclicos de bajo peso molecular  
HAP APM Hidrocarburos aromáticos policíclicos de alto peso molecular



En uno de los trabajos más recientes publicados, MacDonald *et al.* (2000) tratan de conciliar la gran diversidad de enfoques que actualmente existen en este país, tanto empíricos como teóricos, para derivar directrices numéricas de calidad de sedimentos (DNCS) dulceacuícolas (Tabla 3.5). Dado que cada enfoque tiene ciertas ventajas y limitaciones, las cuales en definitiva influyen su aplicabilidad en la evaluación de la calidad de los sedimentos, estos autores analizaron distintas DNCS en un intento por conciliar la disparidad de valores existentes.

Como resultado desarrollaron directrices de calidad para un total de 28 sustancias químicas de relevancia ambiental en sedimentos dulceacuícolas (Tabla 3.6). Para cada contaminante de relevancia, estos autores desarrollaron dos DNCS a partir de información previamente publicada, incluyendo la concentración de efecto umbral (TEC, en inglés) y una concentración de efecto probable (PEC, en inglés). Las DNCS resultantes para cada sustancia química, fueron validadas estimando el grado de ajuste existente entre contenidos químicos de sedimentos y datos de toxicidad procedentes de estudios de campo efectuados a través de Estados Unidos.



Tabla 3.5. Descripciones de las DNCS dulceacuícolas publicadas y que han sido desarrolladas empleando distintos enfoques.

Tipo de DNCS <sup>7</sup>	Acronimo	Enfoque	Descripción	Referencia
<b>DNCS del tipo concentración de efecto umbral</b>				
Lowest effect level	LEL	SLCA	Los sedimentos se consideran limpios a marginalmente contaminados. Bajo esta concentración no se espera que ocurran efectos sobre la mayoría de los organismos que habitan los sedimentos	Persaud <i>et al.</i> (1993)
Threshold effect level	TEL	WEA	Representa la concentración bajo la cual se espera que los efectos adversos ocurran raramente	Smith <i>et al.</i> (1996)
Effect range-low	ERL	WEA	Representa la concentración química bajo la cual los efectos adversos raramente podrían ser observados	Long and Morgan (1990)
Threshold effect level para bioensayo con <i>Hyalella azteca</i> de 28 días de duración	TEL-HA28	WEA	Representa la concentración bajo la cual los efectos adversos sobre la sobrevivencia o crecimiento del anfípodo <i>Hyalella azteca</i> se espera que ocurran raramente (dentro del lapso de 28 días)	USEPA (1996a); Ingersoll <i>et al.</i> (1996)
Minimal effect threshold	MET	SLCA	Los sedimentos se consideran limpios a marginalmente contaminados. Bajo esta concentración, no se espera la ocurrencia de efectos sobre la mayoría de los organismos que habitan los sedimentos.	EC and MENVIQ (1992)
Chronic equilibrium partitioning threshold	SQAL	EqPA	Representa la concentración predicha en los sedimentos que está asociada con concentraciones en el agua intersticial considerando un criterio crónico de calidad de agua. Bajo esta concentración, se predice que raramente ocurrirían efectos adversos sobre los organismos que habitan los sedimentos.	Bolton <i>et al.</i> (1985); Zarba (1992); USEPA (1997a)
<b>DNCS del tipo concentración de efecto probable</b>				
Severe effect level	SEL	SLCA	Los sedimentos se consideran fuertemente contaminados. Se espera que cuando esta concentración se supere ocurran efectos adversos en la mayoría de los organismos que habitan los sedimentos.	Persaud <i>et al.</i> (1993)
Probable effect level	PEL	WEA	Representa la concentración sobre la cual se espera que ocurran efectos adversos en forma frecuente	Smith <i>et al.</i> (1996)
Effect range-median	ERM	WEA	Representa la concentración química sobre la cual podrían ocurrir efectos adversos frecuentemente	Long and Morgan (1990)
Probable effect level para bioensayo con <i>Hyalella azteca</i> de 28 días de duración	PEL-HA28	WEA	Representa la concentración sobre la cual los efectos adversos sobre la sobrevivencia o crecimiento del anfípodo <i>Hyalella azteca</i> se espera que ocurran frecuentemente (dentro del lapso de 28 días)	USEPA (1996a); Ingersoll <i>et al.</i> (1996)
Toxic effect threshold	TET	SLCA	Se considera que los sedimentos están fuertemente contaminados. Se espera que los efectos adversos sobre los organismos que habitan los sedimentos ocurran a menudo si se supera esta concentración	EC and MENVIQ (1992)

Fuente: MacDonald *et al.* (2000)

<sup>7</sup> Se ha preferido mantener la nominación original inglesa de la DNCS.



Tabla 3.6. Directrices estadounidenses de consenso de calidad de sedimentos dulceacuicolas, que reflejan tanto los TECs (threshold effect concentration) como los PECs (probable effect concentration).

Sustancia	TEC	PEC
METALES (mg/kg peso seco)		
Arsénico	9,79	33,0
Cadmio	0,99	4,98
Cromo	43,4	111
Cobre	31,6	149
Plomo	35,8	128
Mercurio	0,18	1,06
Níquel	22,7	48,6
Zinc	121	459
HAPs (µg/kg peso seco)		
Antraceno	57,2	845
Fluoreno	77,4	536
Naftaleno	176	561
Fenantreno	204	1.170
Benz(a)antraceno	108	1.050
Benzo(a)pireno	150	1.450
Criseno	166	1.290
Dibenzo(a,h)antraceno	33,0	---
Fluoranteno	423	2.230
Pireno	195	1.520
HAPs Total	1.610	22.800
PCBs (µg/kg peso seco)		
PCB Total	59,8	676
Pesticidas organoclorados (µg/kg peso seco)		
Clordano	3,24	17,6
Dieldrin	1,90	61,8
Sumatoria de DDD	4,88	28,0
Sumatoria de DDE	3,16	31,3
Sumatoria de DDT	4,16	62,9
DDTs Total	5,28	572
Endrin	2,22	207
Heptacloro epóxido	2,47	16,0
Lindano (gamma-BHC)	2,37	4,99

Fuente: levemente modificada de MacDonald *et al.* (2000)



### 3.2.2.1. Legislación ambiental para sedimentos en el estado de Washington

Dado que sólo el estado de Washington, a través del Washington Department of Ecology (conocido como "Ecology"), tiene implementado estándares de manejo de sedimentos superficiales (Chapter 173-204 WAC), se consideró pertinente proporcionar antecedentes más detallados a este respecto. Dichos estándares fueron establecidos para sedimentos de ambientes marinos, de baja salinidad y dulceacuícolas en virtud de la siguiente legislación ambiental (Ecology, 1995a):

- La capacidad del Washington Department of Ecology (Ecology) para encarar temas relativos a la contaminación de sedimentos en Washington es contingente con las leyes existentes y con las regulaciones propuestas. El Water Pollution Control Act, Capítulo 90.48 RCW, faculta a Ecology con la capacidad para regular y manejar descargas existentes y propuestas y controlar cualquier impacto de dichas descargas sobre la calidad de los sedimentos. Por otra parte, the Model Toxics Control Act (MTCA), Capítulo 70.105D RCW, habilita a Ecology para establecer las actividades de limpieza ambiental que sean necesarias. Sin embargo, la facultad de Ecology para implementar el control necesario en la fuente y acciones de saneamiento para prevenir efectos adversos sobre los recursos biológicos o la salud humana, a través de la protección de la calidad de los sedimentos, se encuentra dificultada por una carencia de un marco uniforme de estándares de manejo de sedimentos para el control de la fuente y las actividades de limpieza.

#### a. Autoridad legal y propósitos

Los Estándares de Manejo de Sedimentos (Sediment Management Standards, SMS) se establecieron en virtud de la existencia de un marco legal regulador estatal. A continuación se señalan los más relevantes:

- Capítulo 43.21C RCW, el Acta Estatal de Política Ambiental (State Environmental Policy Act, SEPA) incluye una amplia política de mandatos para múltiples objetivos de protección ambiental
- Capítulo 90.48 RCW, la Ley de Control de la Contaminación Acuática (Water Pollution Control Act) establece los permisos más importantes y la autoridad que regula el control de las fuentes que capacita a Ecology para implementar los Estándares de manejo de Sedimentos. Esta ley requiere que las descargas autorizadas cumplan con los valores de calidad de sedimentos, como así también con los requerimientos establecidos para la zona de dilución
- Capítulo 70.105D RCW, la Ley Modelo de Control de Tóxicos (Model Toxics Control Act), asigna a Ecology los requerimientos para que identifique los procedimientos de saneamiento y los estándares más adecuados con objeto de proteger la salud humana y el medio ambiente. Ecology aún no ha incluido niveles de saneamiento para sedimentos en las enmiendas a las regulaciones establecidas en la MTCA (Capítulo 173-340 WAC). Los Estándares de Manejo de Sedimentos establecen tales requerimientos para sedimentos marinos, de baja salinidad y dulceacuícolas, siendo la intención de Ecology incorporarlos como referencia dentro de las regulaciones de saneamiento consignadas en la MTCA.
- Capítulo 90.52 RCW, la Ley de Declaración de Contaminación (Pollution Disclosure Act, 1971) confiere la autoridad a Ecology para implementar todos los métodos disponibles y razonables de prevención, control y tratamiento de los sedimentos a fin de proteger su calidad en todo el estado.
- Capítulo 90.54 RCW, la Ley de Recursos Acuáticos, confiere autoridad adicional a Ecology para implementar estos métodos a objeto de proteger la calidad de los sedimentos en todo el estado
- Capítulo 90.70 RCW, la Ley de Calidad del Agua de Puget Sound, confiere autoridad a Ecology para adoptar regulaciones tendientes a implementar el Plan de Manejo de Calidad de Aguas de Puget Sound (Puget Sound Water Quality Management Plan). Esta ley también autoriza la adopción de tales regulaciones a nivel subestatal.



El propósito de este marco regulador (Chapter 173-204 WAC) es reducir y finalmente eliminar los efectos adversos que ocasiona la contaminación de los sedimentos superficiales sobre los recursos biológicos y potencialmente sobre la salud humana. Para implementar esta meta, se han establecido los siguientes objetivos:

- Establecer estándares para la calidad de los sedimentos superficiales
- Aplicar estos estándares como base para el manejo y reducción de las descargas de sustancias contaminantes
- Implementar un proceso de manejo y decisión para el saneamiento de sedimentos contaminados.

#### b. Aplicabilidad de los estándares

Los Estándares de Calidad de Sedimentos (WAC 173-204-300 a 173-204-315 y 173-204-340) y los Estándares de Saneamiento de Sedimentos (WAC 173-204-500 a 173-204-580) tienen aplicabilidad a todos aquellos sedimentos superficiales.

Los Estándares de Calidad de Sedimentos son aplicables a sedimentos marinos, de baja salinidad y superficiales dulceacuícolas. Estos mismos estándares no tienen aplicabilidad bajo los siguientes casos:

- dentro de la zona autorizada de impacto sedimentario
- dentro de una zona autorizada de recuperación
- a partículas suspendidas en la columna de agua
- a partículas suspendidas presentes en la descarga de un efluente autorizado

Los Estándares de Control de la Fuente se aplicarán a cualquier persona que exponga o resuspenda sedimentos superficiales que excedan o pudiesen exceder los estándares aplicables. Los Estándares de Saneamiento de Sedimentos se aplicará a personas que tomen decisiones tendientes al saneamiento de sedimentos, considerando que las acciones de limpieza no sean suficientemente efectivas y dejen remanentes de sedimentos marinos, de baja salinidad o dulceacuícolas que excedan los estándares de calidad de sedimentos (WAC 173-204-320 a 173-204-340)

#### c. Definiciones

A continuación se señalan aquellas definiciones más relevantes para el ámbito de aplicación de este marco regulatorio:

- **Agudo:** significa la medición de efectos biológicos mediante la aplicación de bioensayos con sedimentos superficiales, efectuados en períodos de tiempo que son relativamente breves en comparación con el ciclo de vida del organismo de ensayo. Los efectos agudos pueden incluir mortalidad, anomalía larval u otro punto final determinado previamente.
- **Bioensayos biológicos adecuados:** corresponden sólo a aquellos ensayos diseñados para medir directamente, o través de una capacidad predictiva establecida, los efectos biológicos significativamente adversos que genera en las especies ensayadas o en algún posible recurso bentónico o acuático para una localidad en particular.
- **Crónico:** corresponde a las mediciones de los efectos biológicos mediante la aplicación de bioensayos efectivamente ejecutados, o simulando los períodos de exposición prolongada, por un lapso no menor que un ciclo de vida completo. Así también, incluye la evaluación de los efectos a largo plazo observados en terreno utilizando organismos endémicos; de procesos de biomagnificación y bioacumulación o de valores extrapolados a partir de métodos de simulación para analizar efectos a largo plazo. Los efectos crónicos



pueden incluir mortalidad, reducción en el crecimiento, alteraciones en la reproducción, anomalías histopatológicas, efectos adversos en aves y mamíferos u otro punto de quiebre preestablecido.

- **Persona:** en el sentido de un individuo, empresa, corporación, asociación, sociedad, consorcio, entidad comercial, convenio, industria, corporación privada, distrito portuario, unidad de gobierno local, agencia gubernamental estatal, agencia gubernamental federal, tribu indígena o cualquier otra entidad.
- **Sedimento contaminado:** se refiere a sedimentos superficiales que están definidos según el procedimiento establecido en el WAC 173-204-310, es decir aquellos que exceden los estándares de calidad de sedimento aplicables.
- **Sedimentos de baja salinidad:** son sedimentos cuya agua intersticial tiene la siguiente salinidad:  $> 0,05$  partes por mil de salinidad y  $< 25$  partes por mil de salinidad.
- **Sedimentos de referencia:** corresponde a una muestra sedimentos superficiales que actúa como un indicador de laboratorio para un bioensayo de tolerancia frente distintas características físicas y químicas de los sedimentos (*i.e.* granulometría, contenido orgánico). Las muestras de sedimentos referenciales representan la condición basal de calidad sedimentaria superficial (*i.e.* no afectada por actividad antrópica). Los sedimentos referenciales no pueden exceder los estándares de calidad para sedimentos que sean aplicables.
- **Sedimentos dulceacuícolas:** son sedimentos superficiales cuya agua intersticial (agua de poro) contiene 0,5 partes por mil o un nivel menor de salinidad.
- **Sedimentos marinos:** corresponde a aquellos sedimentos cuya agua intersticial contiene un nivel igual o mayor que 25 partes por mil de salinidad.
- **Sedimentos superficiales ("sedimentos"):** corresponde a la materia particulada que ha precipitado y se encuentra localizada en la zona acuática de predominante actividad biológica, o expuesta a la columna de agua. Los sedimentos superficiales también incluyen la materia particulada depositada que ha quedado expuesta debido a actividad humana (*i.e.* actividades de dragado).
- **Zona sedimentaria de impacto:** identifica un área donde se aplica los Estándares de Calidad de Sedimentos señalados en el WAC 173-204-320 al 173-204-340 y éstos son superados como resultado de la descarga autorizada o permitida de aguas residuales, aguas del sistema de evacuación de aguas lluvias o descargas autorizadas procedentes de fuentes difusas.
- **Zona sedimentaria de recuperación:** corresponde a un área donde los estándares de calidad de sedimentos consignados en el WAC 173-204-320 a 173-204-340, son excedidos debido a descargas históricas autorizadas como resultado de actividades de saneamiento.

#### d. Estándares de calidad sedimentaria

**Estándares de Calidad de Sedimentos:** los estándares de calidad de sedimentos de este capítulo (WAC 173-204-320 a 173-204-340) proporcionan los criterios de concentraciones químicas, criterios de efectos biológicos, criterios para la salud humana y otros criterios relacionados con sustancias tóxicas, radiactivas, biológicas o deletéreas que permiten identificar la presencia de sedimentos superficiales libres de efectos adversos sobre la componente biótica, ya sea de índole aguda o crónica, y sobre la salud de la población humana. Este tipo de estándar sólo se encuentra implementado para sedimentos marinos (ver valores SQS en la Tabla 3.7). Ecology aún no ha promulgado estándares formales para sedimentos de baja salinidad y de tipo dulceacuícola. En 1997, este departamento publicó un informe en que recopiló y evaluó información disponible sobre la calidad de sedimentos dulceacuícolas para identificar valores de Umbrales de Efectos Aparentes (AET).

**Estándares de Sedimentos Marinos para el Control de la Fuente:** la implementación de los estándares de sedimentos para la regulación de la fuente contaminante, servirá de base para controlar en la matriz sedimentaria los efectos de las descargas de contaminantes procedentes de fuentes fijas y fuentes difusas a través de permisos federales otorgados por el National Pollutants Discharge Elimination System (NPDES) u otros programas regulatorios de carácter estatal o subestatal (ver valores  $SIZ_{max}$ , CSL y MCUL en la Tabla 3.7). Los valores señalados en la Tabla 3.7 se refieren a criterios numéricos establecidos para las zonas sedimentarias de máximo impacto en el ambiente marino.

**Estándares de Sedimentos para Saneamiento:** los estándares de saneamiento de sedimentos establecen los procedimientos administrativos y los criterios para la identificación, clasificación, ordenamiento, priorización y limpieza de sedimentos superficiales contaminados. En este capítulo se establece y define un nivel de efectos adversos mínimos, considerando un nivel máximo de contaminación presente en las zonas sedimentarias que receptionan el impacto de descargas autorizadas (ver valores  $SIZ_{max}$ , CSL y MCUL en la Tabla 3.7).



#### e. Estándares de Manejo de Sedimentos. Criterios de Efectos Biológicos

Como se señaló en un principio, Puget Sound también dispone de criterios de efectos biológicos para los sedimentos marinos de esta región. Mediante estos criterios se espera que el grado de calidad de los sedimentos no genere efectos adversos a los recursos biológicos que habitan en la matriz sedimentaria de Puget Sound (Tabla 3.7).

#### f. Análisis de aplicación de los distintos criterios de calidad de sedimentos para la región de Puget Sound (Washington)

Dado que la aplicación de estos tres estándares se circunscribe a la región de Puget Sound (Washington), y que para esta región también se dispone de estándares para material de dragado (ver valores SL y ML en la Tabla 3.7), en el análisis se incluyó a modo referencial los estándares del Programa de Análisis del Vertimiento de Material de Dragado en Puget Sound (Puget Sound Dredged Disposal Analysis Program, PSDDA).

Cuando el análisis de laboratorio indique que una sustancia química no se detecta en la muestra de sedimento, es necesario que el laboratorio informe el límite de detección aplicado. Cuando el criterio químico en esta tabla representa la sumatoria de compuestos individuales (*i.e.* HAPL y HAPP totales), de isómeros (*i.e.* benzofluorantenos totales), o de grupos de congéneres (*i.e.* PCB totales) y el análisis químico identifica un valor no detectado para uno o más compuestos individuales, isómeros o grupos de congéneres, el SMS requiere que el límite de detección sea empleado para calcular la suma de los compuestos respectivos o grupos de isómeros o congéneres. Sin embargo, bajo el programa PSDDA sólo el límite de detección más alto de la sustancia química en un grupo es informado cuando todas las sustancias químicas en aquel grupo no se detectan; cuando alguna sustancia química en un grupo es detectada, sólo los valores detectados se incluyen en la sumatoria. Actualmente, Ecology está considerando adoptar el criterio de sumatoria del PSDDA en el ámbito del SMS.

Ambos criterios numéricos (SMS y PSDDA) se basan en los valores de umbrales de efectos aparentes (AET) para Puget Sound (Barrick *et al.* 1988). Conceptualmente, cada uno de estos criterios numéricos proporcionan dos niveles regulatorios para la evaluación de las concentraciones en los sedimentos contaminados. El SQS establecido bajo el amparo del SMS y el SL fijado por el programa PSDDA, representan concentraciones bajo las cuales la ocurrencia de efectos biológicos adversos se considera improbable.

Los estándares  $SIZ_{max}$ , CSL y MCUL enmarcados bajo el SMS, y el estándar ML establecido por el programa PSDDA, representan concentraciones sobre las cuales es significativa la ocurrencia de efectos biológicos adversos. La derivación de estos criterios numéricos a partir de los valores AET es un tanto distinta, debido del uso regulatorio diferencial que se da en ambos casos. Además, el hecho que bajo el SMS las concentraciones de compuestos orgánicos no ionizables se expresen en base a una normalización con COT y en el programa PSDDA se efectúe en base a peso seco, implica que no es posible establecer comparaciones directas entre ambos sets de criterios numéricos.





Tabla 3.7. Criterios numéricos para los sedimentos marinos de Puget Sound, Washington (Estados Unidos).

Parámetro químico	Estándares de Manejo de Sedimentos		Programa de Análisis del Vertimiento de Materiales de Dragado de Puget	
	SQS	SIZ <sub>max</sub> , CSL, MCUL	SL	ML
<b>Metales</b>	(mg/kg peso seco, ppm)		(mg/kg peso seco, ppm)	
Antimonio	--	--	20	200
Arsénico	57	93	57	700
Cadmio	5,1	6,7	0,96	9,6
Cobre	390	390	81	810
Cromo	260	270	--	--
Mercurio	0,41	0,59	0,21	2,1
Níquel	--	--	140	--
Plata	6,1	6,1	1,2	6,1
Plomo	450	530	66	660
Zinc	410	960	160	1.600
<b>Comp. Orgánicos no Ionizables</b>	(mg/kg carbono orgánico <sup>a</sup> , ppm CO)		(µg/kg peso seco, ppb)	
<b>Hidrocarburos Aromáticos</b>				
HAP BPM totales <sup>b</sup>	370	780	610	6.100
Naftaleno	99	170	210	2.100
Acenaftileno	66	66	64	640
Acenafteno	16	57	63	630
Fluoreno	23	79	64	640
Fenantreno	100	480	320	3.200
Antraceno	220	1.200	130	1.300
2-Metilnaftaleno	38	64	67	670
HAP APM totales <sup>c</sup>	960	5.300	1.800	51.000
Fluoranteno	160	1.200	630	6.300
Pireno	1.000	1.400	430	7.300
Benz[a]antraceno	110	270	450	4.500
Criseno	110	460	670	6.700
Benzofluorantenos totales <sup>d</sup>	230	450	800	8.000
Benzo[a]pireno	99	210	680	6.800
Indeno[1,2,3-cd]pireno	34	88	69	5.200
Dibenz[a,h]antraceno	12	33	120	1.200
Benzo[ghi]perileno	31	78	540	5.400
<b>Benzenos clorados</b>				
1,2-Diclorobenzeno	2,3	2,3	19	350
1,3-Diclorobenzeno	--	--	170	--
1,4-Diclorobenzeno	3,1	9	26	260
1,2,4-Triclorobenzeno	0,81	1,8	13	64
Hexaclorobenzeno	0,38	2,3	23	230
<b>Esteres de ftalato</b>				
Dimetil ftalato	53	53	160	--
Dietil ftalato	61	110	97	--
Di-n-butil ftalato	220	1.700	1.400	--
Butil benzil ftalato	4,9	64	470	--
Bis[2-etilhexil]ftalato	47	78	3.100	--



Parámetro químico	Estándares de Manejo de Sedimentos		Programa de Análisis del Vertimiento de Materiales de Dragado de Puget	
	SQS	SIZ <sub>max</sub> , CSL, MCUL	SL	ML
Di-n-octil ftalato	58	4.500	6.200	--
<b>Misceláneos</b>				
Dibenzofurano	15	58	54	540
Hexaclorobutadieno	3,9	6.2	29	290
Hexacloroetano	--	--	1.400	14.000
N-nitrosodifenilamina	11	11	28	220
PCB totales	12	65	130	2.500
<b>Pesticidas clorados</b>				
DDT total	--	--	6.9	69
Aldrin	--	--	10	--
Clordano	--	--	10	--
Dieldrin	--	--	10	--
Heptacloro	--	--	10	--
Lindano	--	--	10	--
<b>Compuestos Orgánicos Volátiles</b>				
Etilbenzeno	--	--	10	50
Tetracloroetano	--	--	14	210
Xileno total	--	--	12	160
Tricloroetano	--	--	160	1.600
<b>Compuestos Orgánicos Ionizables</b>	(µg/kg peso seco, ppb)		(µg/kg peso seco, ppb)	
Fenol	420	1.200	120	1.200
2-Metilfenol	63	63	20	72
4-Metilfenol	670	670	120	1.200
2,4-Dimetilfenol	29	29	29	50
Pentaclorofenol	360	690	100	690
Alcohol benzílico	57	73	25	73
Acido benzoico	650	650	400	690

Fuente: Ecology (1995a y b)

--	sin criterio numérico para esta sustancia química	PCB	bifenilos policlorados
AET	umbral de efectos aparentes (apparent effects threshold)	SIZ <sub>max</sub>	Nivel de contaminación máximo permisible en la Zona Sedimentaria de Impacto (WAC 173-204-420)
CSL	nivel de saneamiento (cleanup screening level)	SL	Nivel de exploración
HPAP	hidrocarburos aromáticos policíclicos de alto peso molecular	SMS	Estándares de Manejo de Sedimentos (WAC 173-204)
HAPL	hidrocarburos aromáticos policíclicos de bajo peso molecular	SQS	Estándares de Calidad de Sedimentos (WAC 173-204-320)
MCUL	nivel mínimo de saneamiento		
ML	nivel máximo		

- Los valores listados representan concentraciones en partes por millón "normalizadas" en base al carbono orgánico total. Para normalizar los valores a carbono orgánico total, la concentración en peso seco para cada parámetro se divide por la fracción decimal que representa el contenido porcentual de carbono orgánico total del sedimento.
- Los criterios de HAP BPM total se comparan con la sumatoria de las concentraciones de los siguientes HAP BPM: naftaleno, acenafileno, acenafieno, fluoreno, fenantreno y antraceno. El 2-metilnaftaleno no se incluye en la definición de HAP BPM bajo el SMS, aunque se incorpora en la definición de HAP BPM del programa PSDDA. Se está considerando incluir el 2-metilnaftaleno en la definición de HAP BPM bajo el marco de referencia del SMS. El criterio para los HAPL totales no corresponde a la sumatoria de los criterios respectivos listados para los compuestos individuales de HAP BPM.
- El criterio establecido para los HAP APM se comparan con la sumatoria de las concentraciones de los siguientes compuestos: fluoranteno, pireno, benz[a]antraceno, criseno, benzofluorantenos totales, benzo[a]pireno, indeno[1,2,3-cd]pireno, dibenz[a,h]antraceno y benzo[ghi]perileno. El criterio de los HAP APM totales no corresponde a la sumatoria de los criterios respectivos listados para los compuestos individuales de HAP APM.
- El criterio de los benzofluorantenos se compara con la sumatoria de las concentraciones de los isómeros *b*, *j* y *k* de este mismo compuesto.



Tabla 3.8. Estándares de manejo de sedimentos. Criterios de efectos biológicos para sedimentos marinos. Washington, Estados Unidos.

Bioensayos	Estándares de Calidad para Sedimentos <sup>a</sup>	Niveles Máximos en Sedimentos de la Zona de Impacto, Niveles de exploración de Saneamiento o Niveles Mínimos de Saneamiento <sup>b</sup>
Anfipodo	Los sedimentos de ensayo tienen un valor de mortalidad promedio significativamente más alto (t-test, $P < 0.05$ ) que los sedimentos de referencia, y en los sedimentos ensayados la mortalidad promedio excede el 25% en términos absolutos.	El sedimento de ensayo tiene una mortalidad promedio significativamente más alta (t-test, $P < 0.05$ ) comparada con el sedimento de referencia, y la mortalidad promedio del sedimento de ensayo es superior en un 30%, en términos absolutos respecto a la mortalidad promedio del sedimento de referencia.
Larval	El sedimento de ensayo tiene una sobrevivencia promedio de larvas normales significativamente menor (t-test, $P < 0.05$ ) que la sobrevivencia normal promedio de los sedimentos de referencia, y la mortalidad y anomalidad combinadas en el sedimento de ensayo, es mayor en un 15%, en términos absolutos, que el sedimento de referencia.	El sedimento de ensayo tiene una sobrevivencia promedio de larvas normales que es significativamente menor (t-test, $P < 0.05$ ) que la sobrevivencia normal promedio en el sedimento de referencia, y, además, la anomalidad y mortalidad combinadas en el sedimento de ensayo es superior en un 30%, en términos absolutos, que los sedimentos de referencia.
Infrauna bentónica	El sedimento de ensayo tiene una abundancia promedio menor al 50% con respecto al sedimento referencial, considerando dos de los siguientes grupos taxonómicos: Crustacea, Mollusca, o Polychaeta, y la abundancia del sedimento de ensayo es significativamente diferente (t-test, $P < 0.05$ ) de la abundancia del sedimento de referencia.	El sedimento de ensayo tiene una abundancia promedio menor al 50% en comparación con la abundancia promedio del área referencial para dos de los siguientes grupos taxonómicos: Crustacea, Mollusca, o Polychaeta, y la abundancia del sedimento de ensayo es significativamente diferente (t-test, $P < 0.05$ ) de la abundancia del sedimento referencial.
Poliquetos juveniles	La biomasa promedio de los poliquetos en el sedimento de ensayo es menor en un 70% con respecto a la biomasa promedio de los poliquetos de los sedimentos de referencia, y la biomasa del sedimento de ensayo es significativamente distinta (t-test, $P < 0.05$ ) de la biomasa del sedimento de referencia.	La biomasa promedio de los poliquetos en el sedimento de ensayo es menor en un 50% de la biomasa promedio de los poliquetos en el sedimento de referencia, y la biomasa del sedimento de ensayo es significativamente distinta (t-test, $P < 0.05$ ) de la biomasa del sedimento de referencia.
Microtox®	La luminosidad promedio de la mayor concentración de los sedimentos de ensayo es menor en un 80% en comparación con la luminosidad promedio de los sedimentos de referencia, y además los dos promedios son significativamente diferentes entre si (t-test, $P < 0.05$ ).	No aplicable

Fuente: Ecology (1995b).

- Los estándares de calidad de sedimentos son excedidos si falla una de las pruebas listadas en los criterios [WAC 173-204-320(3)].
- El nivel máximo en la zona sedimentaria de impacto, el nivel de "exploración" de saneamiento o el nivel mínimo de saneamiento son excedidos si falla una de las pruebas listadas para los criterios correspondientes [WAC 173-204-520(3)] o si dos pruebas fallan los criterios para los estándares de calidad de sedimentos [WAC 173-204-320(3)].



### 3.2.3. Holanda

En el pasado, Holanda jugó un rol prominente en el desarrollo de directrices de calidad de suelos, mientras que actualmente ha estado examinando en forma activa la calidad de los sedimentos. A partir del trabajo de Van der Kooij *et al.* (1991), basado en el enfoque del equilibrio de particionamiento, se han derivado dos directrices: la primera se basa sobre datos de toxicidad acuática ("de efectos acuáticos directos"), mientras que la segunda se fundamenta en tasas de bioacumulación.

El esquema de efectos directos basa su estimación del  $K_d$  sobre los coeficientes promedio de una base de datos de calidad de aguas superficiales. Ya que estos valores se basan en el material suspendido y no sobre sedimentos de fondo, se aplica un factor para convertir los datos de una fase a la otra. Para metales, se considera un valor de 1,5 para la relación de concentración empírica de materia suspendida/sedimento, mientras que para sustancias orgánicas se considera una relación de 2,0, la cual se basa sobre una diferencia en el contenido en materia orgánica.

El más bajo de los valores obtenidos desde cada uno de los dos esquemas es adoptado como el valor de la directriz. A la fecha, se han derivado directrices cerca de 120 contaminantes tanto para sedimentos como para aguas (Stortelder *et al.*, 1989 *fide* ANZECC, 1999) y han sido adoptadas por el Netherlands Ministry of Transport and Public Works. Quizás, no es sorprendente que las directrices derivadas de estos enfoques más empíricos difieran significativamente de otros criterios recomendados. La directriz para el cadmio calculada por Van der Kooij *et al.* (1991) con un valor de 8,7 mg/kg, es casi un orden de magnitud superior al valor derivado por MacDonald *et al.* (1992a) y más alto que la mayoría de otros criterios (Tabla 3.9).

Los objetivos de calidad ambiental y la política contextual en la cual éstos se establecen son revisados cada dos años. La última revisión fue publicada por el Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment (Van der Weiden *et al.*, 1994). En la Tabla 3.9 se presenta un resumen de los valores recomendados. Las directrices son especificadas en términos de un valor objetivo el cual se establece generalmente a una concentración de un centésimo de la concentración máxima permisible o el NOEL. Si el nivel inferior es menor que la concentración basal natural, entonces el valor objetivo se fija a dicho nivel. Ya que frecuentemente los valores objetivo sólo se alcanzan en el largo plazo, se han establecido objetivos intermedios definidos en términos de valores límites. Dichos valores se encuentran en un "área gris" y se determinan considerando intereses ambientales, económicos y sociales, y opciones técnicas y siguen el criterio ALARA (del inglés "as low as reasonably achievable", es decir, "tan bajo como sea razonablemente alcanzar"). Los valores límite fueron solamente establecidos para la capa sedimentaria superior, en contacto directo con el agua y fueron derivados aplicando el enfoque del equilibrio de particionamiento.

En muchos casos, los objetivos de calidad sedimentaria propuestos para sustancias orgánicas se basaron en valores de la calidad actual de los sedimentos, los cuales se consideraron relativamente libres de contaminación. Para algunas sustancias se efectuó una evaluación de riesgo y los hallazgos se incluyeron como valores objetivos.

Generalmente, los valores de intervención indican concentraciones sobre las cuales hay serios problemas de contaminación, pero las recomendaciones apuntan la importancia de otros parámetros sedimentarios. Por ejemplo, en el caso de los metales, altas concentraciones bajo condiciones anaeróbicas implicarán un bajo riesgo inmediato, pero si las condiciones cambian, el riesgo podría aumentar.



El enfoque holandés relaciona estrechamente suelos y sedimentos y las fórmulas son establecidas relacionando la composición del suelo, el porcentaje de materia orgánica y el porcentaje de arcilla. El valor de este es cuestionable en el caso de los metales, aunque para sustancias orgánicas la importancia del carbono orgánico como un factor de normalización también ha sido identificada. Los valores para sustancias orgánicas en la Tabla 3.9 se basan sobre un sedimento estándar que tiene un 10% de materia orgánica. Se asume que existe una relación lineal entre el contenido de materia orgánica y la concentración a la cual ocurren los efectos adversos.

Los valores objetivos listados para metales en la Tabla 3.9 no son muy distintos de aquellos usados en otras partes. Los valores límites son mayores que los valores ER-M lo cual está probablemente más relacionado a la definición del valor límite. Las concentraciones para sustancias orgánicas son en general más conservativas que otras directrices. Para materiales de dragado, Holanda también dispone de estándares de calidad (Tabla 3.10).

Tabla 3.9. Objetivos de calidad de sedimentos merinos en Holanda<sup>8</sup>.

Contaminante	Valor Objetivo (mg/kg peso seco)	Valor Límite <sup>9</sup>	Valor de intervención
Arsénico	29	55	55
Cadmio	0,8	2	12
Cobre	36	36	190
Plomo	85	530	530
Mercurio	0,3	0,5	10
Zinc	140	480	720
Clordano	0,01	0,02	5
Dieldrin	0,0005	0,02	4
Lindano	0,00005	0,001	2
PCB Total	0,02	---	---
HAP de bajo peso molecular	---	---	---
HAP de alto peso molecular	1	---	40

Fuente: ANZECC (1999)

<sup>8</sup> Valores aplicables a sedimentos que contengan un 10% de materia orgánica y un 25% de arcilla

<sup>9</sup> El valor límite se aplica a sedimentos recientemente formados, i.e. el estrato superior de 5-10 cm



Tabla 3.10. Estándares de calidad para materiales de dragado marinos en Holanda.

Sustancia Química (mg/kg peso seco)	Valor de referencia	Valor de ensayo	Valor de señal	
Cromo	100	480	1.000	
Níquel	35	45	200	
Cobre	36	90	400	
Zinc	140	1.000	2.500	
Cadmio	0,8	7,5	30	
Mercurio	0,3	1,6	15	
Plomo	85	530	1000	
Arsénico	29	85	150	
Naftaleno	0,01	---	---	( <sup>10</sup> )
Criseno	0,01	0,8	3	0,2
Fenantreno	0,1	0,8	3	0,2
Antraceno	0,1	0,8	3	0,2
Fluoranteno	0,1	2,0	7	1,2
Benzo(a)pireno	0,1	0,8	3	0,2
Benzo(a)antraceno	1	0,8	3	0,2
Benzo(k)fluoranteno	10	0,8	3	0,6
Indeno(1,2,3cd)pireno	10	0,8	3	0,2
Benzo(ghi)perileno	10	0,8	3	0,2
Aceite mineral total	50	3.000	5.000	
Octano, Heptano	1	---	---	
Pentaclorofenol	0,1	0,3	0,5	
Hexaclorobenzeno	0,001	0,02	0,5	
PCB 28	0,01	0,03	0,1	
PCB 52	0,01	0,03	0,1	
PCB 101	0,01	0,03	0,1	
PCB 118	0,01	0,03	0,1	
PCB 138	0,01	0,03	0,1	
PCB 153	0,01	0,03	0,1	
PCB 180	---	0,03	0,1	
Hexaclorociclohexano	0,001	0,02	0,5	
Aldrin	0,01	0,04	0,5	
Dieldrin	0,01	---	---	
Endrin	0,001	0,04	0,5	
DDE	0,01	0,02	0,5	
Endosulfano	0,01	0,02	0,5	
Clordano	0,01	---	---	
Heptacloroepóxido	0,01	0,02	0,5	
Hexaclorobutadieno	0,01	0,02	0,5	

Fuente: Davis *et al.* (1990). World Bank Technical Paper 126.

<sup>10</sup> Calidad ambiental general de los sedimentos: calidad actual de los sedimentos en regiones relativamente no contaminadas



### 3.2.4. Reino Unido

De manera similar a lo que ocurre en otros países europeos, el énfasis que el Reino Unido ha puesto en las directrices de calidad de sedimentos se origina en el interés por los vertimientos oceánicos, no sólo por la disposición de los sedimentos procedentes de las actividades de dragado sino también por la disposición final de los lodos que provienen de las plantas de tratamiento de aguas servidas. Este tema ha sido manejado por el Marine Pollution Monitoring Management Group of the Directorate of Fisheries Research, Ministry of Agriculture Fisheries and Food. La orientación seguida por este grupo de trabajo se ha basado en el enfoque del equilibrio de particionamiento para establecer criterios provisorios de calidad ambiental para componentes orgánicos (Webster and Wridgeway, 1994). Algunos valores han sido propuestos en base a información originada en Estados Unidos, aunque se ha considerado revisiones susceptibles de incorporar a las directrices de calidad de aguas en operación en aguas europeas.

En un estudio preparado para un consorcio ambiental de Reino Unido (UK Marine SACs Project), se señaló que aunque este país actualmente dispone de Estándares de Calidad Ambiental estos sólo son aplicables a la columna de agua y aún no están disponibles estándares equivalentes para sedimentos. En todo caso, existen algunos estándares operacionales para sustancias tóxicas que pueden ser aplicados en circunstancias específicas por las agencias ambientales del Reino Unido.

Este es el caso de los llamados "Límites de Acción para Sedimentos" (Sediment Action Limits, SALs) desarrollados por Grupo de Manejo y Monitoreo de la Contaminación Marina (Marine Pollution Monitoring Management Group, MPMMG) dependiente del Ministerio de Agricultura, Pesquerías y Alimentos (Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, MAFF) del Reino Unido (MAFF, 1994). En base al enfoque del Particionamiento de Equilibrio (EqP), este grupo de trabajo desarrolló los SALs, que representan niveles máximos los cuales si son excedidos, significa que se deben emprender estudios para investigar la biodisponibilidad de contaminantes. Los SALs se indican para un cierto número de sustancias de la "Lista Roja" y para otras sustancias peligrosas prioritarias (Tabla 3.11). Los valores se presentan normalizados al 1% de carbono orgánico.

El enfoque para el desarrollo de estándares de calidad de sedimentos se resumió en el contexto de la Lista II de Metales. Para el Reino Unido se recomienda el enfoque canadiense/estadounidense que implica la derivación de Niveles de Efectos Umbrales y de Niveles de Efectos Probables a partir de una extensiva base de datos que contenía mediciones directas de toxicidad de sedimentos contaminados para un rango de organismos acuáticos expuestos bajo condiciones de laboratorio y en condiciones ambientales naturales. Los efectos podían ser observados en algunas especies sensitivas expuestas al TEL, mientras que el PEL probablemente causa efectos adversos en un rango más amplio de organismos.

En todo caso, estas directrices aún no han sido validadas para su aplicación en el Reino Unido y que la proporción de la especies ensayadas en la base de datos no son endémicas del Reino Unido y que además existen diferencias fundamentales en la geoquímica de los sedimentos. Sin embargo, en ausencia de estándares en el Reino Unido, estas directrices pueden ser empleadas como una primera aproximación para evaluar si los organismos están en riesgo por la presencia de sustancias tóxicas en los sedimentos.



Tabla 3.11. Niveles seguros provisionales (o SALs) para sustancias prioritarias y orgánicas peligrosas en sedimentos marinos en el Reino Unido.

Sustancia Química	SAL ( $\mu\text{g g}^{-1}\text{CO}^{-1}$ )
<i>Revisadas</i>	
Lindano	0,04
ppDDT	0,16
ppDDE	0,297
HCBD	0,20
HCB	1,11
Aldrin	0,125
Endrin	0,0166
PCP Total como Aroclor	4,40
PCB Total como ICES 7	2,312
PCB 28	0,279
PCB 31	0,192
PCB 52	0,300
PCB 101	0,285
PCB 118	0,334
PCB 153	0,474
PCB 105	0,117
PCB 138	0,292
PCB 156	0,045
PCB 180	0,348
Trifluralina	1,38
Didorvos	0,0055
Atrazina y Simazina	0,324
Azinfos metil	0,00248
Malation	0,178
Fluoranteno	360
<i>En revisión</i>	
Dieldrin	0,046
TCB Total	0,92
1,3,5-TCB	3,31
1,2,4-TCB	2,12
Pentaclorofenol (PCP)	189,6
Tributilestaño (TBT)	0,0014
Trifenilestaño (TPT)	0,0057

Fuente: MAFF (1994)

En algunos casos se presentan situaciones en que las concentraciones basales de sustancias tóxicas son más altas que lo normal debido a actividades humanas realizadas durante mucho tiempo pero donde la biota se ha adaptado exitosamente a estas nuevas condiciones. En general, donde las concentraciones de sustancias tóxicas en los sedimentos son cercanas o son mayores que la concentración TEL, la agencia ambiental debe establecer aquellas concentraciones de interés y buscar minimizar los aportes de estas sustancias a los cuerpos de agua.





Dentro del Reino Unido, particularmente la Agencia de Protección Ambiental de Escocia (Scottish Environment Protection Agency, SEPA) ha desarrollado criterios de calidad para sedimentos (Tabla 3.12). Sin embargo, esta misma entidad señala que los métodos para derivar criterios de calidad para sedimentos se encuentran en un menor estado de desarrollo en comparación con sus similares de agua y que aún no existen estándares de calidad de sedimentos ampliamente aceptados. La SEPA (2000) agrega que para los sedimentos se aplica el término criterio de calidad más que el de estándar, ya que los métodos para derivar límites de protección no están tan bien establecidos y validados como lo están los estándares para aguas.

Tabla 3.12. Criterios de calidad de sedimentos aplicables a las actividades de cultivo de peces en Escocia.

Componente	Determinando	Nivel de acción dentro de la Zona Permitida de Efectos		Nivel de Acción fuera de la Zona Permitida de Efectos
Bentos	Número de taxa	< 2 taxa de poliquetos presentes (en réplicas integrales)		Al menos el 50% del valor de la estación de referencia
	Número de taxa	Dos o más réplicas con ningún taxa presente		
	Abundancia	En condiciones de enriquecimiento orgánico los poliquetos están presentes en densidades anormalmente bajas		Bajo condiciones de enriquecimiento orgánico los poliquetos no deben exceder el 200% del valor de la estación de referencia
	Diversidad de Shannon-Wiener	N/D <sup>11</sup>		Al menos el 60% del valor de la estación de referencia
	Índice Trófico Infaunal (ITI)	N/D		Al menos el 50% del valor de la estación de referencia
Lecho marino	<i>Beggiatoa</i>	N/D		Colonias presentes
	Pellets de alimento	Acumulación de pellets		Pellets presentes
Sedimento	Teflubenzuron	10,0 mg/kg peso seco por cada 5 cm del core aplicado como promedio en la ZPE		2,0 µg/kg de peso seco cada 5 cm del core
	Cobre	Efectos Probables 270 mg/kg de peso seco	Efectos posibles 108 mg/kg de peso seco	34 mg/kg de sedimento seco
	Zinc	Efectos probables 410 mg/kg	Efectos posibles 270 mg/kg de peso seco	150 mg/kg de sedimento seco
	Sulfuro libre	4.800 mg/kg peso seco		3.200 mg/kg peso seco
	Carbono orgánico	9%		
	Potencial redox	Valores < -150 mV (como un promedio del perfil), o Valores < -125 mV (en sedimentos superficiales 0-3 cm)		
	Pérdida por ignición	27%		

Fuente: SEPA (2000)

<sup>11</sup> ND: no disponible



En la Tabla 3.12 se indican criterios de calidad de sedimentos para regular y monitorear las actividades de acuicultura de peces en Escocia. El enfoque utilizado para estimar la magnitud de los valores en las muestras analizadas, considera su comparación con sedimentos de sitios referenciales no contaminados. La SEPA distingue condiciones de calidad de sedimentos dentro y fuera de la zona de impacto; esta zona se considera típica de un sector fuertemente contaminado.

La SEPA identifica este sector como la Zona Permitida de Efectos, ZPE (Allowable Zone of Effect, AZE) y la define de la siguiente manera: "el área (o volumen) de piso marino o cuerpo de agua receptor en el cual la SEPA permitirá cierta excedencia de un Estándar de Calidad Ambiental (Environmental Quality Standard, EQS) de relevancia o algún daño al medio ambiente".

Una ZPE presta utilidad como instrumento regulatorio cuando la tecnología de tratamiento del effluente no está disponible o es demasiado costosa para su implementación. Por otra parte, los procesos de dilución o degradación natural en el ambiente receptor constituyen un paso necesario antes de poder aplicar estándares ambientales. Este enfoque de "zona de mezcla" es una parte integral de la filosofía EQO (Environmental Quality Objectives)-EQS para controlar las descargas puntuales al medio ambiente acuático. Según la SEPA (2000) existen principalmente dos tipos de descargas procedentes de las jaulas de cultivo de peces: descargas intermitentes tales como las originadas por la aplicación de quimioterapéuticos y las descargas continuas que tienen su origen en la liberación de nutrientes y sustancias biocidas antiincrustantes (*i.e.* antifouling).

Específicamente dentro de la ZPE del piso marino, la SEPA acepta algún grado de deterioro en las propiedades físico-químicas de los sedimentos y/o flora y fauna residentes. Sin embargo, no acepta un deterioro completo dentro de esta zona, para lo cual dispone medidas regulatorias como son los estándares señalados en la Tabla 3.13. Dichos valores han sido establecidos para asegurar que hay suficientes organismos de la infauna para procesar el sedimento y mantenerlo aireado (*i.e.* oxigenado).

Tabla 3.13. Estándares de Calidad Ambiental (ECA) en Escocia para productos veterinarios aplicados a peces de cultivo.

Sustancia química	Nombre del producto	ECA	Aplicación	Fuente
Teflubenzuron	Calicide®	2,0 µg/kg peso seco	promediada sobre los primeros 5 cm del sacatestigo, aplicado como una concentración máxima permisible fuera de la ZPE	SEPA (1999)
		10.000 µg/kg peso seco	promedio de los primeros 5 cm de un sacatestigo, aplicado como un valor promedio dentro de la ZPE	SEPA (1999)
Emamectina	Slice®	0,763 µg/kg peso seco	promediada sobre los primeros 5 cm del sacatestigo, aplicado como una concentración máxima permisible fuera de la ZPE	SEPA (1999)
		7,63 µg/kg peso seco	promedio de los primeros 5 cm de un sacatestigo, aplicado como un valor promedio dentro de la ZPE	SEPA (1999)

Fuente: SEPA (2000)



### 3.2.5. Hong Kong

El enfoque recomendado para los valores de calidad de sedimentos para Hong Kong (Chapman and Allard, 1996 *vide* ANZECC, 1999; Chapman *et al.*, 1999) fue adoptar un conjunto de valores extranjeros basados en efectos, los cuales fueron comparados con un limitado rango de datos existentes para Hong Kong a fin de establecer su consistencia. Estos valores, denominados directrices interinas de calidad de sedimentos (ISQG en inglés) tienen la potencialidad de ser mejorados sobre la base de información local. Los valores fueron propuestos considerando que los efectos biológicos fuesen improbables y sobre los cuales los efectos adversos fuesen de ocurrencia muy probables, para distribuir información sobre tres clases de sedimentos: no contaminados, contaminados y altamente contaminados (Tabla 3.14).

Tabla 3.14. Criterios interinos de calidad de sedimentos marinos de Hong Kong.

Contaminante	ISQG - Inferior	ISQG - Superior
<b>METALES (mg/kg peso seco)</b>		
Cadmio	1,5	9,6
Cromo	80	370
Cobre	65	270
Plomo	75	218
Mercurio	0,15	1
Niquel	40	---
Zinc	200	410
<b>METALOIDES (mg/kg peso seco)</b>		
Arsénico	8,2	70
<b>ORGANICOS (µg/kg peso seco)</b>		
Acenafteno	16	500
Acenaftaleno	44	640
Antraceno	85,3	1.100
Fluoreno	19	540
Naftaleno	160	2.100
Fenantreno	240	1.500
HAP BPM	552	3.160
Benzo(a)antraceno	261	1.600
Benzo(a)pireno	430	1.600
Dibenzo(a,h)antraceno	63,4	260
Criseno	384	2.800
Fluoranteno	600	5.100
Pireno	665	2.600
HAP APM	1.700	9.600
HAP Total	4.022	44.792
DDT Total	1,6	---
PCB Total	22,7	---

Fuente: ANZECC (1999)



Los datos internacionales seleccionados para metales y metaloides correspondieron a valores de co-ocurrencia de la NOAA (Long and Morgan, 1990; Long *et al.*, 1995), ya que estos datos mostraron una relación razonable en la mayoría de los casos para concentraciones y efectos, e incluyen datos desde áreas tropicales. Para los valores mínimos de ISQG de metales se aplicó los criterios previos de Hong Kong para los cuales no se había observado efectos a la fecha, sin embargo para el mercurio y arsénico se empleó los valores de la NOAA. Los límites máximos del ISQG para arsénico y metales, excluyendo mercurio, fueron establecidos en base a los valores de los efectos de rango mediano de la NOAA, con excepción de un valor de níquel que fue considerado de baja confiabilidad. El valor máximo para mercurio consideró el criterio previo empleado para Hong Kong ya que el ER-M no era confiable.

Para sustancias orgánicas, los valores de HAP se basaron en los valores de la NOAA, los cuales eran más bajos y más conservativos que los criterios para sólo los tres HAP propuestos por la US EPA. Los límites para DDT total y PCB total se basaron en los valores de la NOAA, aunque no se estableció valores máximos. Para otros contaminantes orgánicos, tales como fenoles y TBT, no se dispuso de valores confiables y en consecuencia no se fijó valores para estas sustancias.

En general, para aquellas sustancias en que la NOAA no disponía de valores referenciales o existía una baja relación con la incidencia de efectos observados, no se propuso un valor límite para el contaminante en cuestión o se optó por un valor de la USEPA.

Si bien los valores ISQG no son ideales ya que se basan en datos procedentes de zonas templadas, se consideran de utilidad ya que son comparables con los rangos de concentraciones químicas de los distintos contaminantes presentes en los sedimentos de Hong Kong. Como sucede con todos los datos basados en efectos, éstos no consideran relaciones de sinergismo entre contaminantes, basándose solamente en la toxicidad sobre receptores biológicos, aunque estos son generalmente más restrictivos que los valores establecidos para la salud humana.

Los valores interinos aceptados (Tabla 3.14) proporcionan una base efectiva para la exploración de sedimentos. En aquellos casos en que los sedimentos se encuentran contaminados, es necesario incorporar datos sobre efectos biológicos como parte de la toma de decisión final. La generación de nueva información sobre nuevos efectos conducirá en último caso al refinamiento de los valores interinos y al desarrollo de criterios aceptables de calidad de sedimentos.

### 3.2.6. Australia y Nueva Zelandia

En el extenso documento elaborado por la ANZECC (1999), esta entidad australiana-neozelandesa analiza los distintos enfoques utilizados para derivar directrices de calidad de sedimentos en distintas partes del globo. Según los antecedentes recopilados, claramente el enfoque más adoptado recurre al empleo de bases de datos de efectos observados para sitios contaminados y no contaminados; este conjunto de datos proviene de tres fuentes principales:

- datos obtenidos en terreno u observaciones de campo,
- bioensayos de toxicidad en laboratorio, y
- valores predichos en base al equilibrio de particionamiento de contaminantes distribuidos entre las partículas de sedimento y el agua intersticial



Sin embargo, en este documento se señala que existe un bajo número de datos confiables sobre toxicidad de sedimentos ya sea para muestras recolectadas en Australia o en Nueva Zelanda. Esta condición impide configurar una base técnica para derivar de manera independiente directrices de calidad de sedimentos, como así también la carencia de recursos financieros significa un serio obstáculo para disponer de este tipo de información a corto plazo. Considerando este escenario adverso, la ANZECC (1999) recomienda, tal como se ha efectuado en muchos otros países, adoptar las mejores directrices extranjeras disponibles de calidad de sedimentos y adaptarlas a la realidad de ambos países, en base a la información disponible de concentraciones conocidas existentes para sustancias químicas en Australia y Nueva Zelanda. Además, este enfoque se irá complementando con datos de efectos biológicos a nivel local en la medida que estén disponibles.

Cómo derivar directrices a partir de una base de datos de efectos biológicos no es una cuestión simple. Según la ANZECC (1999), actualmente existen dos enfoques metodológicos que son aceptados como procedimientos de derivación: el primero de la NOAA tal como fuera descrito por Long and Morgan (1990) y Long *et al.* (1995) y el segundo desarrollado por MacDonald *et al.* (1992a, b y 1996) aplicado en el estado de Florida y Canadá. El primero se basa solamente en datos de efectos biológicos, mientras que el último combina datos de efectos observados con datos de no-efecto.

Por otra parte, las directrices australianas para el vertimiento de sedimentos al océano (ANZECC, 1996) se basan en un listado de la NOAA, similar a la directriz implementada en Hong Kong. Considerando todos estos antecedentes, la ANZECC (1999) recomienda que estas listas estructuren la base de las directrices que serán adoptadas. Además, aconseja que se estos valores sean reconocidos en calidad de interinos y que se revisen dentro de un plazo prudente en la medida que se disponga de nueva información.

El enfoque adoptado por las directrices de la ANZECC fija tres niveles de contaminación, que se establecen en base a dos límites conocidos como Directrices Interinas de Calidad de Sedimentos (Interim Sediment Quality Guidelines, ISQG) inferior y superior (Tabla 3.15). Bajo el ISQG inferior existe una baja probabilidad que se presenten efectos adversos sobre la biota bentónica; mientras que sobre el ISQG superior existe una alta probabilidad de efectos tóxicos. Los valores que se agrupan entre ambos ISQGs tienen asociada una probabilidad intermedia para generar efectos adversos. Los valores de los ISQG inferior y superior corresponden a los efectos de rango bajo y mediano (ER-L y ER-M) empleados en la tabla de directrices de la NOAA (Long *et al.*, 1995). Por otra parte, ambos países también disponen de directrices, que actualmente se encuentran en revisión, para el vertimiento de sedimentos en ambientes (Tabla 3.16).

CENTRO DE DOCUMENTACION  
CONAMA  
Casilla 520 V  
Santiago - Chile



Tabla 3.15. Directrices recomendadas de calidad de sedimentos marinos para Australia y Nueva Zelanda<sup>12</sup>.

Contaminante	ISQG Inferior	ISQG Superior
<b>METALES (mg/kg, peso seco)</b>		
Antimonio	2	25
Cadmio	1,5	10
Cromo	80	370
Cobre	65	270
Plomo	50	220
Mercurio	0,15	1
Niquel	21	52
Plata	1,0	3,7
Zinc	200	410
<b>METALOIDES (mg/kg, peso seco)</b>		
Arsénico	20	70
<b>ORGANOMETALICOS</b>		
Tributil estaño $\mu\text{gSn/kg}$ peso seco)	5	70
<b>ORGANICOS (<math>\mu\text{g/kg}</math> peso seco)<sup>13</sup></b>		
Acenafteno	16	500
Acenaftaleno	44	640
Antraceno	85	1.100
Fluoreno	19	540
Naftaleno	160	2.100
Fenantreno	240	1.500
HAP BPM <sup>14</sup>	552	3.160
Benzo(a)antraceno	261	1.600
Benzo(a)pireno	430	1.600
Dibenzo(a,h)antraceno	63	260
Criseno	384	2.800
Fluoranteno	600	5.100
Pireno	665	2.600
HAP APM	1.700	9.600
HAP Total	4.000	45.000
DDT Total	1,6	46
p,p'-DDE	2,2	27
o,p'- + p,p'-DDD	2	20
Clordano	0,5	6
Dieldrin	0,02	8
Endrin	0,02	8
Lindano	0,32	1
PCB Total	23	---

Fuente: ANZECC (1999)

<sup>12</sup> En principio adaptado de Long *et al.* (1995)

<sup>13</sup> Normalizado al 1% de COT

<sup>14</sup> HAP BPM: hidrocarburos aromáticos policíclicos de bajo peso molecular HAP APM: hidroc. arom. policíclicos de alto peso molecular



Tabla 3.16. Directrices en revisión para el vertimiento de sedimentos en el mar en Australia y Nueva Zelanda.

Contaminante	ER-L <sup>15</sup>	ER-M <sup>16</sup>
<b>METALES (mg/kg peso seco)</b>		
Cadmio	1,2	9,6
Cromo	81	370
Cobre	34	270
Plomo	47	218
Mercurio	0,15	0,71
Níquel	21	52
Plata	1	3,7
Zinc	200	410
<b>METALOIDES (mg/kg peso seco)</b>		
Arsénico	20	70
<b>ORGANICOS (µg/kg peso seco)<sup>17</sup></b>		
Acenafeno	16	500
Antraceno	85	1.100
Fluoreno	19	540
Naftaleno	160	2.100
Fenantreno	240	1.500
HAP BPM <sup>18</sup>	552	3.160
Benzo(a)antraceno	261	1.600
Benzo(a)pireno	430	1.600
Dibenzo(a,h)antraceno	63	260
Criseno	384	2.800
Fluoranteno	600	5.100
Pireno	665	2.600
HAP APM	1.700	9.600
HAP Total	4.022	44.792
Hexaclorobenzeno	2	2,3
DDT	17	170
DDE	2,2	27
DDT Total	1,6	46
Dieldrin	1	10
Clordano	11	110
Heptacloro	3,2	32
Aldrin	26	260
Endrin	2	2
PCB Total	22,7	180
Oxidos de tributilestaño	1	60

Fuente: ANZECC (1996)

<sup>15</sup> ER-L: effects range-low

<sup>16</sup> ER-M: effects range-median

<sup>17</sup> Normalizado al 1% de COT

<sup>18</sup> HAP BPM: hidrocarburos aromáticos policíclicos de bajo peso molecular HAP APM: hidroc. arom. policíclicos de alto peso molecular



### 3.2.7. Suecia

La información que se presenta a continuación sobre directrices de calidad de sedimentos en Suecia, fue extractada de los antecedentes "on-line" en versión inglesa que la Agencia de Protección Ambiental de Suecia (Naturvårdsverket) mantiene en su sitio web (<http://www.internat.environ.se/index.php3>). En primer lugar se analiza las directrices para ambientes marinos y luego las correspondientes a ambientes lacustres.

Como se verá a continuación, en Suecia se han establecido cinco clases de calidad sedimentaria, las cuales responden al grado de contaminación presente en esta matriz ambiental. La Clase 1 corresponde a sedimentos cuyos niveles de sustancias químicas reflejan el "background" natural, es decir sin intervención antrópica. Por ejemplo, para el caso de los metales los valores basales se miden en muestras de sedimentos obtenidas a una profundidad de 55 cm bajo la cubierta sedimentaria, ya que a esa profundidad los contenidos no estarían influenciados por aportes antrópicos. Para el caso de los lagos, también los niveles referenciales se obtienen de determinaciones efectuadas de muestras procedentes de capas subsuperficiales de sedimentos, como así también se realiza una distinción entre lagos al norte del río Dalälven y al sur del mismo. Los lagos situados al sur del mencionado río estarían sujetos a un mayor grado de contaminación por actividad industrial en comparación a los del sector norte. Las clases de calidad siguiente se diferencian entre sí, en base a un ajuste que se realiza de tal modo que incluyan un porcentaje determinado de muestras con cierto contenido de sustancias químicas; estos datos provienen de distintos estudios sobre calidad de sedimentos efectuados en Suecia.

#### a. Ambiente marino

**Metales:** Suecia dispone de valores referenciales para sedimentos, los cuales corresponden a las concentraciones medias registradas a un nivel de 55 cm de profundidad del fondo en los sedimentos de áreas pelágicas ubicados dentro de la jurisdicción marítima de este país. El fundamento para utilizar sedimentos subsuperficiales en carácter de referenciales, se basa en el supuesto que éstos se han depositado en épocas preindustriales por lo que no estarían afectados en forma significativa por las actividades humanas. Por otra parte, considerando que existen dos metodologías implementadas para analizar sedimentos en Suecia y ambas generan resultados distintos, esta agencia ambiental proporciona dos tipos de valores: uno vía el método de análisis estándar sueco y otro mediante el método de análisis total (Tabla 3.17).





Tabla 3.17. Valores de referencia en Suecia para concentraciones de metales en sedimentos marinos.

Metal	Método analítico (mg/kg peso seco)	
	Estándar sueco	Análisis total
Arsénico	10	10
Cadmio	0,2	0,2
Cobalto	12	14
Cromo	40	80
Cobre	15	15
Mercurio	0,04	0,04
Níquel	30	33
Plomo	25	31
Zinc	85	85

Fuente: Agencia de Protección Ambiental de Suecia (Naturvårdsverket)

Desviaciones a partir de los valores de referencia: la clasificación de desviaciones señalada en la Tabla 3.18 y 3.19, indica en que grado las concentraciones registradas de metales difieren de las condiciones naturales prístinas representadas por los valores de referencia. La línea divisoria entre las Clases 1 y 2 corresponde al valor referencial. Con el método de análisis total de concentraciones de metales en sedimentos, el límite entre las clases 4 y 5 se ha establecido de tal modo que el 1% de los valores que han sido cuantificados en años recientes en las áreas marinas de Suecia se agrupan en la Clase 5. Cuando los sedimentos se analizan mediante el método estándar Sueco, la proporción que corresponde en la Clase 5 representa el 5% en la mayoría de los casos. En general, los valores de concentración de la Clase 5 para metales son indicativos de la existencia de contaminación procedente de una fuente fija local.



Tabla 3.18. Desviaciones de los valores de referencia – metales en sedimentos marinos (método de análisis estándar Sueco, mg/kg peso seco)

Metal	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4	Clase 5
	Pequeña o nula	Débil	Significante	Grande	Muy grande
As	< 10	10–17	17–28	28–45	> 45
Cd	< 0,2	0,2–0,5	0,5–1,2	1,2–3	> 3
Co	< 12	12–20	20–35	35–60	> 60
Cr	< 40	40–50	50–60	60–70	> 70
Cu	< 15	15–30	30–50	50–80	> 80
Hg	< 0,04	0,04–0,13	0,13–0,4	0,4–1	> 1
Ni	< 30	30–45	45–65	65–100	> 100
Pb	< 25	25–40	40–65	65–110	> 110
Zn	< 85	85–130	130–200	200–350	> 350

Fuente: Agencia de Protección Ambiental de Suecia (Naturvårdsverket)

Tabla 3.19. Desviaciones de los valores de referencia. Metales en sedimentos marinos (método de análisis total, mg/kg peso seco)

Metal	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4	Clase 5
	Pequeña o nula	Débil	Significante	Grande	Muy grande
As	< 10	10–16	16–26	26–40	> 40
Cd	< 0,2	0,2–0,5	0,5–1,2	1,2–3	> 3
Co	< 14	14–20	20–28	28–40	> 40
Cr	< 80	80–110	110–160	160–220	> 220
Cu	< 15	15–30	30–60	60–120	> 120
Hg	< 0,04	0,04–0,10	0,10–0,27	0,27–0,7	> 0,7
Ni	< 33	33–43	43–56	56–80	> 80
Pb	< 31	31–46	46–68	68–100	> 100
Zn	< 85	85–125	125–195	195–300	> 300

Fuente: Agencia de Protección Ambiental de Suecia (Naturvårdsverket)

Compuestos orgánicos: en la Tabla 3.20 se presentan valores de concentración para una selección de compuestos tóxicos orgánicos presentes en los sedimentos acuáticos marinos de Suecia. Las muestras analizadas proceden de diversos programas de monitoreo ambiental efectuados por ese país. El límite entre las Clases 2 y 3 es casi equivalente a los niveles más bajos medidos en años recientes en Suecia. En general, el límite entre las clases 4 y 5 se ha fijado de modo que el 95% de los valores registrados en años recientes se agrupen dentro de las Clases 1-4. Por lo tanto, se desprende que esta clasificación no se vincula con la ocurrencia de efectos biológicos. La cantidad de sustancias orgánicas tóxicas depende de qué niveles contienen carbono orgánicamente ligado. Por esta razón, los límites de las clases en la Tabla 3.19 se corrigieron considerando la presencia del 1% de COT en los sedimentos. Por ejemplo: los niveles medidos de sustancias tóxicas en los sedimentos que contenían 1,8% de carbono orgánico se dividen por 1,8 antes que se comparen con los valores presentados en la tabla señalada. Los niveles de carbono deben ser cuantificados mediante el análisis del carbono orgánico total (COT).



Tabla 3.20. Clasificación de compuestos tóxicos orgánicos en sedimentos marinos de Suecia. Valores en  $\mu\text{g/kg}$  peso seco, corrección al 1% de COT

Sustancias	Clase 1 Nulo	Clase 2 Nivel bajo	Clase 3 Nivel moderado	Clase 4 Nivel alto	Clase 5 Nivel muy alto
Fenantreno	0	0 - 10	10 - 30	30 - 100	> 100
Antraceno	0	0 - 2	2 - 8	8 - 30	> 30
Fluoranteno	0	0 - 20	20 - 80	80 - 270	> 270
Pireno	0	0 - 12	12 - 50	50 - 200	> 200
Benzoantraceno	0	0 - 10	10 - 35	35 - 110	> 110
Criseno	0	0 - 13	13 - 50	50 - 180	> 180
Benzo(b)fluoranteno	0	0 - 50	50 - 150	150 - 400	> 400
Benzo(k)fluoranteno	0	0 - 20	20 - 50	50 - 160	> 160
Benzo(a)pireno	0	0 - 20	20 - 60	60 - 180	> 180
Benzo(ghi)perileno	0	0 - 30	30 - 100	100 - 350	> 350
Indeno(cd)pireno	0	0 - 50	50 - 170	170 - 600	> 600
HAP ( $\Sigma$ de los 11)	0	0 - 280	280 - 800	800 - 2500	> 2500
HCB	0	0 - 0,04	0,04 - 0,2	0,2 - 1	> 1
PCB 28	0	0 - 0,06	0,06 - 0,2	0,2 - 0,6	> 0,6
PCB 52	0	0 - 0,06	0,06 - 0,2	0,2 - 0,8	> 0,8
PCB 101	0	0 - 0,16	0,16 - 0,6	0,6 - 2	> 2
PCB 118	0	0 - 0,15	0,15 - 0,6	0,6 - 2	> 2
PCB 153	0	0 - 0,03	0,03 - 0,3	0,3 - 3,5	> 3,5
PCB 138	0	0 - 0,3	0,3 - 1,2	1,2 - 4,1	> 4,1
PCB 180	0	0 - 0,1	0,1 - 0,4	0,4 - 1,9	> 1,9
PCB ( $\Sigma$ de los 7)	0	0 - 1,3	1,3 - 4	4 - 15	> 15
PCB Total	0	0 - 5	5 - 20	20 - 75	> 75
Alfa-HCH	0	0 - 0,01	0,01 - 0,07	0,07 - 0,3	> 0,3
Beta-HCH	0	0 - 0,03	0,03 - 0,3	0,3 - 3	> 3
Gamma-HCH	0	0 - 0,01	0,01 - 0,1	0,1 - 1,3	> 1,3
$\Sigma$ Hexaclorociclohexano	0	0 - 0,03	0,03 - 0,3	0,3 - 3	> 3
Gammaclordano	0	0 - 0,01	0,01 - 0,04	0,04 - 0,1	> 0,1
Alfaclordano	0	0 - 0,02	0,02 - 0,04	0,04 - 0,1	> 0,1
Transnonacloro	0	0 - 0,02	0,02 - 0,05	0,05 - 0,15	> 0,15
$\Sigma$ clordano	0	0 - 0,02	0,02 - 0,08	0,08 - 0,3	> 0,3
p.p'-DDT	0	0 - 0,02	0,02 - 0,1	0,1 - 0,7	> 0,7
p.p'-DDE	0	0 - 0,2	0,2 - 0,7	0,7 - 2,5	> 2,5
p.p'-DDD	0	0 - 0,13	0,13 - 0,8	0,8 - 5	> 5
$\Sigma$ DDT	0	0 - 0,2	0,2 - 1	1 - 6	> 6
OE-Cl	0	0 - 600	600 - 4.000	4000 - 30000	> 30.000
OE-Br	0	0 - 400	400 - 1.000	1.000 - 3.000	> 3.000
EPO-Cl	0	0 - 150	150 - 700	700 - 3.000	> 3.000
EPO-Br	0	0 - 90	90 - 250	250 - 800	> 800

Fuente: Agencia de Protección Ambiental de Suecia (Naturvårdsverket)

OE: orgánicamente extraíble EPO-Cl y EPO-Br: proporción de OE-Cl y OE-Br presentes en sustancias persistentes



## b. Ambiente lacustre

**Metales:** La clasificación de las concentraciones de metales en los sedimentos se basa en la distribución de las concentraciones en los sedimentos superficiales de los lagos suecos (Tabla 3.21). Las Clases 1-3 incluyen el 95% de los valores de la data básica. Los niveles en las Clases 4-5 se presentan en la mayoría de las locaciones contaminadas. Los niveles de la Clase 5 se han medido en sectores aislados de Suecia. Las concentraciones de metales en los sedimentos se pueden clasificar en base a análisis individuales. Las muestras sedimentarias se deben recolectar de sectores en donde se produzcan procesos de acumulación en la cubeta lacustre.

Tabla 3.21. Metales en sedimentos lacustres suecos. Valores en mg/kg peso seco en la capa superficial (0-1 cm).

Metal	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4	Clase 5
	Muy bajo	Bajo	Moderadamente alto	Alto	Muy alto
Arsénico	< 5	5-10	10-30	30-150	> 150
Cadmio	< 0.8	0.8-2	2-7	7-35	> 35
Cromo	< 15	15-25	25-100	100-500	> 500
Cobre	< 15	15-25	25-100	100-500	> 500
Mercurio	< 0.15	0.15-0.3	0.3-1	1-5	> 5
Níquel	< 5	5-15	15-50	50-250	> 250
Plomo	< 50	50-150	150-400	400-2000	> 2000
Zinc	< 150	150-300	300-1000	1000-5000	> 5000

Fuente: Agencia de Protección Ambiental de Suecia (Naturvårdsverket)

**Valores referenciales:** los valores referenciales corresponden a estimaciones de concentraciones naturales de metales en diferentes tipos de ambientes acuáticos suecos. Los estimados se basan en concentraciones recientes registradas en las capas más profundas de sedimentos del norte de Suecia. La Tabla 3.22 también incluye niveles basales actuales (i.e. niveles actuales considerados como "normales" para lagos y cursos de agua que aún no han sido afectados por la acción antrópica). Dentro de este contexto, el límite entre el sector norte y sur de Suecia corresponde al río Dalälven.

Tabla 3.22. Valores referenciales para metales (mg/kg peso seco) en sedimentos lacustres suecos.

Sedimentos	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	V	Zn
Valor referencial	8	0.3	15	15	15	0,08	10	5	20	100
Nivel basal: Norte de Suecia	10	0,8	--	15	15	0,13	10	50	20	150
Nivel basal: Sur de Suecia	10	1,4	--	15	20	0,16	10	80	20	240

Fuente: Agencia de Protección Ambiental de Suecia (Naturvårdsverket)



Desviaciones a partir de los valores de referencia: como se señaló anteriormente, la clasificación de las desviaciones indica el grado de dispersión que exhiben las concentraciones medidas de metales con respecto de los niveles naturales (prístinos) correspondientes a los valores de referencia (Tabla 3.23). Los niveles originales en los sedimentos pueden ser estimados en base a mediciones efectuadas al menos 15-20 cm bajo la superficie. La agencia ambiental sueca, recomienda que para disponer de concentraciones originales de plomo, se debe recolectar las muestras a niveles más profundos en los sedimentos. Este mismo criterio se debe considerar para otros metales que se encuentran en lagos con altos niveles de nutrientes. Si no se dispone de tales estimaciones, entonces se puede recurrir a los valores estándares citados anteriormente.

Clase 1, las desviaciones indican que las actividades humanas son insignificantes o no existen.

Clase 2 incluye niveles elevados como resultado de la contaminación por fuentes locales o metales que han sido transportados largas distancias a través de la atmósfera. Sin embargo, la Clase 2 también puede incluir ambientes que no han sido contaminados.

La línea divisoria entre las Clases 4 y 5 se ha fijado de modo que el 5% de los resultados analíticos de años recientes se agrupe bajo la Clase 5 (lagos y cursos de agua con fuentes contaminantes distantes). Generalmente, los niveles de la Clase 5 dan cuenta de los efectos de fuentes locales de contaminación.

Tabla 3.23. Clasificación de las desviaciones respecto de los valores referenciales de metales en sedimentos lacustres suecos.

Clase	Magnitud de la desviación	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
		Nivel medido/Valor de referencia							
1	Sin desviación	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
2	Débil	1-2	1-5	1-2	1-2	1-3	1-2	1-15	1-2
3	Significante	2-3	5-13	2-6	2-4	3-8	2-4	15-45	2-5
4	Grande	3-4	13-23	6-11	4-7	8-13	4-8	45-80	5-10
5	Muy grande	> 4	> 23	> 11	> 7	> 13	> 8	> 80	> 10

Fuente: Agencia de Protección Ambiental de Suecia (Naturvårdsverket)

### c. Ambientes contaminados

Para efectuar una evaluación de riesgo confiable de un sitio contaminado, es necesario desarrollar algún tipo de noción sobre los niveles de contaminación existentes en cada matriz ambiental que ha sido afectada. En el caso de los sedimentos, también es necesario estimar la cantidad de contaminantes presentes y el volumen de material contaminado.

**Valores de referencia:** los valores de referencia, empleados dentro de este contexto, corresponden a estimaciones de los niveles de contaminación que podrían haber existido si el área estudiada no hubiese sido contaminada por alguna fuente puntual local. En otras palabras, los valores de referencia reflejan los niveles naturales de sustancias ambientalmente relevantes, más los aportes que resultan de la dispersión de sustancias contaminantes a gran escala (Tabla 3.24).



Tabla 3.24. Valores referenciales (mg/kg peso seco) para sedimentos contaminados en Suecia

Metal	Sedimentos lacustres		Sedimentos marinos
	Norte de Suecia	Sur de Suecia	
Arsénico	40	40	45
Plomo	4.000	6.400	110
Cadmio	18	32	3
Cobre	100	140	80
Cromo	160	160	70
Mercurio	1.7	2	1
Níquel	80	80	100
Zinc	1.500	2.400	360
Antimonio			4,7
Bario			700
Berilio			4.2
Germanio			28
Cobalto			60
Litio			70
Molibdeno			40
Talio			1,5
Estaño			14
Vanadio			180
Tungsteno			70

Tabla 3.24. (cont). Valores referenciales (mg/kg peso seco) para sedimentos contaminados en Suecia.

Sustancias orgánicas en sedimentos marinos	
HAPs ( $\Sigma$ de 11)	2,5
Hexaclorobenzeno	0,001
PCBs ( $\Sigma$ de 7)	0,015
PCB Total	0,08
HCH Total	0,003
Clordano Total	0,0003
DDT Total	0,006
EOCI	30
EOBr	3
EPOCI	3
EPOBr	0,8

Fuente: Agencia de Protección Ambiental de Suecia (Naturvårdsverket)



Desviaciones a partir de los valores de referencia: a partir de las desviaciones estimadas comparando los valores medidos con los referenciales, es posible determinar si el área estudiada ha sido o no afectada por alguna fuente puntual local de contaminación. Para tal efecto se aplica la Tabla 3.25.

Tabla 3.25. Criterios básicos para evaluar desviaciones a partir de valores de referencia en Suecia.

Evaluación	V. medido/ V. refer.
Efecto bajo o nulo procedente de la fuente puntual	< 1
Efecto probable procedente de la fuente puntual	1-5
Efecto alto procedente de la fuente puntual	5-25
Efecto muy alto procedente de la fuente puntual	>25

Fuente: Agencia de Protección Ambiental de Suecia (Naturvårdsverket)



# Resultados de la campaña de muestreo de sedimentos marinos y lacustres efectuada a escala nacional

4

## Objetivo específico

Generar nueva información de calidad de sedimentos  
nacionales mediante una campaña de muestreo a nivel  
nacional de sedimentos marinos y lacustres

## INTRODUCCION

La consecución de este objetivo persigue generar nueva información relativa a valores de contenidos de sustancias químicas de relevancia ambiental, mediante la ejecución de una campaña de muestreo a escala nacional, en sectores marinos y lacustres *que presenten mínima intervención antrópica*. Tal como fuera planteado en la propuesta técnica, este criterio excluye aquellos cuerpos acuáticos que actualmente sustenten algún tipo de uso (comercial, recreativo u otro). Por otra parte, la información relativa a niveles de contaminantes en sedimentos intervenidos antrópicamente proviene de una recopilación de datos extractados de distintas fuentes bibliográficas de carácter científico y técnico.





## 4.1. CRITERIOS DE SELECCION DE LOS SITIOS DE MUESTREO

En la selección de los cuerpos acuáticos marinos y lacustres con un bajo grado de alteración en sus condiciones originales, consideramos que debían estar ubicados fuera de la influencia directa de actividades antrópicas o ésta debería ser mínima en su borde costero. Para satisfacer este requerimiento, se elaboró un marco de referencia considerando los siguientes criterios:

- a. Incluir cuerpos de agua que se encuentran bajo la influencia de distintos regímenes climáticos y oceanográficos, de modo que las muestras obtenidas de la matriz sedimentaria representen un amplio espectro de condiciones ambientales.
- b. Debido a restricciones financieras que son inherentes a todo proyecto, también hemos considerado limitantes de orden presupuestarias y logísticas para la selección de los cuerpos de agua. Factores tales como accesibilidad, condiciones climáticas, transporte y comunicaciones, costos de análisis de laboratorio, entre otros deben ser tomados en cuenta para balancear las expectativas del proyecto con la real dimensión en que se plantean los términos de referencia.
- c. Si bien existen un número importante de localidades costeras distantes de los grandes y medianos centros poblados y de los núcleos industriales de actividad productiva, que estarían fuera de la influencia de los efectos de descargas directas industriales y domésticas, la disponibilidad de embarcación y avituallamiento es un factor importante a considerar para el éxito de las actividades de muestreo. De allí que para seleccionar los sitios de muestreo se consideró como base las localidades citadas en el "Listado Nacional de Caletas Permanentes de Pescadores", registro que mantiene el Servicio Nacional de Pesca (SERNAPESCA).
- d. De igual modo, para los cuerpos de agua dulce se seleccionó aquellos lagos que no sustenten usos que degraden su calidad ambiental (por ejemplo pesca deportiva) o, en caso que los alberguen, éstos sean de baja magnitud y localizados en sectores claramente delimitados dentro de la cubeta lacustre. Como información de base se utilizó el estudio "Diseño de la red nacional mínima de control de lagos. Etapa 1: Catastro de los principales lagos y lagunas de Chile", cuyo requirente fue la Dirección General de Aguas (DGA, 1983).



## 4.2. METODOS Y PROCEDIMIENTOS APLICADOS

### 4.2.1. Sitios de muestreo

La cuantificación de distintos analitos en los sedimentos se efectuó en base a un muestreo que cubrió un total de 14 localidades costeras marinas y 6 lagos (Tabla 4.1 y Figura 4.1). Originalmente este diseño contemplaba la inclusión de las localidades de Matanzas y Puerto Saavedra. Sin embargo, debido a que en Matanzas no trabajan buzos, solo pescadores, se optó por desplegar las actividades de muestreo en Pichilemu. Por otra parte, en Puerto Saavedra no existe una caleta de pescadores debido a lo expuesto del litoral caracterizado por fuertes rompientes; la localidad alternativa (Tirúa) contemplada en reemplazo de P. Saavedra no ofrecía las condiciones ambientales más adecuadas debido a la desembocadura del río Tirúa, del cual se desconocía la calidad sanitaria de sus aguas. Frente a esta situación, el muestreo se efectuó definitivamente en Isla Mocha, ubicada frente a esta última localidad.

Tabla 4.1. Localidades marinas y lacustres cubiertas por el muestreo de sedimentos.

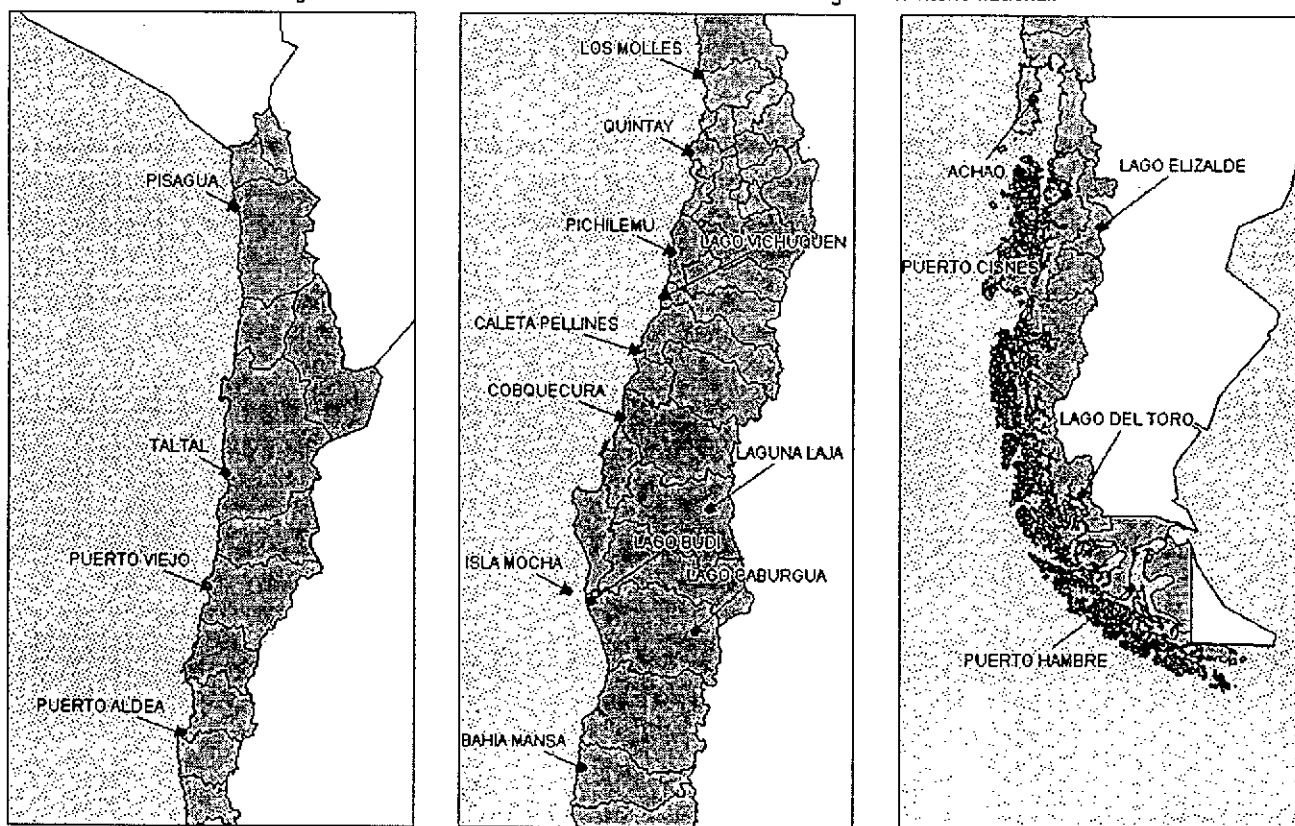
Región	Marinos	Lacustres
I	Pisagua	
II	Taltal	
III	Puerto Viejo	
IV	Puerto Aldea	
V	Los Molles	
V	Quintay	
VI	Pichilemu	
VII	Caleta Pellines	Lago Vichuquén
VIII	Cobquecura	Laguna Laja
VIII	Isla Mocha	
IX		Lago Budi
IX		Lago Caburgua
X	Bahía Mansa	
X	Achao	
XI	Puerto Cisnes	Lago Elizalde
XII	Puerto de Hambre	Lago del Toro

$n=14$

$n=6$



Figura 4.1. Ubicación de las localidades de muestreos a lo largo del territorio nacional.



El personal de muestreo estuvo conformado a lo menos por dos personas: un técnico muestreador y un buzo profesional con los permisos correspondientes visados por la autoridad marítima. La embarcación de apoyo (bote a motor, de preferencia con compresor a bordo) fue contratada en la misma caleta base. Todas las actividades de muestreo fueron comunicadas a la autoridad marítima correspondiente (Capitanía de Puerto).

Se contempló un máximo de tres estaciones de muestreo por localidad marina o lacustre, cuya ubicación definitiva dentro del cuerpo acuático fue establecida en terreno. Para este cometido, previamente se recopiló información relevante sobre dichas localidades que permitió obtener referencias en los sectores de muestreo más representativos conjugando su accesibilidad y mínima exposición a potenciales efectos antrópicos (Anexo 3).

Para el posicionamiento de la embarcación en las estaciones de muestreo se recurrió al Sistema de Posicionamiento Global (GPS), asistido por georreceptores satelitales (GARMIN®) y demarcaciones de tierra. Los puntos de muestreo fueron georreferenciados en base al Datum WGS84 considerando una cobertura satelital no inferior a 3 satélites. La profundidad del fondo fue medida mediante un escandallo o con el profundímetro del buzo.



#### 4.2.2. Obtención de las muestras de sedimentos y métodos de análisis

Las muestras de sedimento fueron recolectadas por un buzo que empleó un sacatestigo cilíndrico confeccionado en PVC. Una vez en el fondo, el buzo procedió a arrastrar sobre la cubierta sedimentaria este aparato, hasta coleccionar una cantidad suficiente de material. Efectuada esta operación, cierra el sacatestigo y sube a la superficie. A bordo de la embarcación, el contenido se fracciona en 4 porciones, en cantidades adecuadas para cada análisis a efectuar: granulometría, metales pesados, compuestos organopersistentes y nutrientes. Cada fracción se almacena en el envase adecuado (plástico o papel aluminio), se rotula con una etiqueta y se almacena en condiciones adecuadas para su ulterior análisis en laboratorio. En todos los casos, las muestras sedimentarias son obtenidas desde los primeros 3 cm del fondo no consolidado.

A continuación se describe brevemente los métodos de análisis físicos y químicos aplicados a las muestras de sedimentos marinos y lacustres para la cuantificación de los diferentes analitos de interés. En la Tabla 4.2 se resume el protocolo de análisis por parámetro.

**Granulometría:** las muestras fueron extraídas de los primeros 3 cm de la cubierta sedimentaria y almacenadas en bolsas plásticas de alta densidad. Una vez en la cubierta de la embarcación, fueron rotuladas con una etiqueta codificada externa y siempre visible, para luego ser mantenidas en refrigeración dentro de neveras con hielo natural o con estuches de hielo químico. Una vez en el laboratorio, las muestras fueron caracterizadas cualitativamente con respecto a su textura, color y apariencia. Posteriormente, fueron enjuagadas con agua dulce (potable) para eliminar el exceso de sales y secadas a temperatura ambiente hasta conseguir su completa deshidratación. Para el análisis granulométrico, se siguió la metodología propuesta en el manual de Holme y McIntyre (1971): la muestra fue cuarteada y luego se extrajo una submuestra de 100 g para ser sometida a un cernido en un agitador rotacional. Para este proceso, se emplearon tamices geológicos con intervalos de malla de un  $\phi$  ( $\emptyset$ ), comprendidos entre -1 y 5 $\emptyset$ , más una bandeja receptora de finos.

Luego de agitar la muestra durante 15 minutos, se procedió a pesar la fracción retenida en cada uno de los tamices y con estos valores se construyó la curva de porcentajes acumulativos versus unidades  $\phi$ , que sirvió de base para calcular el promedio gráfico, el grado de selección por tamaño o desviación estándar gráfica inclusiva y la asimetría gráfica o el sesgo gráfico inclusivo, según las ecuaciones propuestas por Folk (1980) y Folk y Ward (1957). Las ecuaciones para el cálculo de estos parámetros se encuentran señaladas en las páginas 11 a 13 del primer capítulo.

**Metales pesados:** las muestras de sedimentos fueron envasadas en bolsas plásticas de alta densidad y etiquetadas externamente con un código para su identificación en el laboratorio. Para su preservación, estas muestras fueron mantenidas en refrigeración constante dentro de neveras utilizando hielo natural o químico para mantener estable la temperatura interior. En el laboratorio, el primer paso consistió en secar las muestras en una estufa a 105°C. Una vez deshidratadas, fueron cernidas mediante un tamiz de acero inoxidable de 200  $\mu$ m de abertura de malla, de modo de estandarizar los resultados con respecto a una fracción granulométrica determinada. A continuación, la fracción no retenida en el tamiz ( $< 200 \mu$ m) fue sometida a un proceso de digestión con una mezcla ácida, hasta constatar la emisión de humos blancos. Posteriormente, las lecturas se realizaron mediante la técnica de Espectrofotometría de Absorción Atómica (EAA) y los resultados se expresaron en miligramos por kilogramo (mg/Kg) o partes por millón (ppm).

**Carbono orgánico total:** los sedimentos para el análisis de carbono total fueron envasados en bolsas plásticas de alta densidad, rotulados externamente con un etiqueta codificada para su identificación y mantenidos en refrigeración constante dentro de neveras con hielo; de esta manera se evita la descomposición bacteriana de la materia orgánica. La determinación analítica del COT se efectuó mediante el método de oxidación crómica, propuesto por Walkley y Black (1934). Básicamente, una muestra de 0,2 a 2 g, dependiendo del contenido, se digiere con 20 mL de ácido crómico (0,4 N) de modo que en 20 minutos alcance una temperatura máxima de 155°C. Después de 1 minuto a la temperatura señalada, se enfría el sistema, se diluye a 400 mL aproximadamente y se valora el dicromato no consumido con sulfato ferroso en presencia de indicador fenolín. Los resultados son expresados en porcentaje de COT.



**Sulfuros:** una vez obtenidas las muestras superficiales de sedimento, éstas fueron almacenadas en envases plásticos y mantenidas en refrigeración a 4°C (aunque idealmente es recomendable fijar la muestra con acetato de zinc (2N), 10 mL/100 g). Una vez en el laboratorio, los análisis cuantitativos fueron realizados mediante una titulación yodométrica. Brevemente, en este método de medición el yodo reacciona con los sulfatos en solución ácida, oxidándolos a sulfuros; luego se valora por retroceso el exceso de yodo con una solución de  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$  con adición de solución yoduro-zinc-almidón.

**Nitrógeno total:** se utilizó el método Macro-Kjeldahl. Entre 2 y 3 g de muestra se digieren con ácido sulfúrico en presencia de una mezcla catalizadora que contiene sulfato de cobre, sulfato de potasio, óxido de mercurio y selenio en polvo. Si el contenido de materia orgánica es alto, se puede ayudar con agua oxigenada. El digesto se neutraliza con hidróxido de sodio concentrado, se basifica con una mezcla hidróxido de sodio-tiosulfato de sodio, se destila y se recoge en ácido bórico saturado. Finalmente se valora el destilado con ácido sulfúrico 0,02 N en presencia de indicador mixto.

**Fósforo total:** se cuantifica digiriendo con ácido sulfúrico/ácido perclórico entre 2 y 3 g de muestra seca, hasta obtener humos blancos, ayudando con agua oxigenada si es necesario. Una alícuota del digesto se lleva a un volumen conocido, después de neutralizar y se determina el fósforo por el método del azul de fosfomolibdeno.

**Hidrocarburos totales:** las muestras sedimentarias para cuantificar el contenido de hidrocarburos totales, fueron almacenadas en frascos de vidrio con tapas libres de partes plásticas, a fin de evitar la incorporación de residuos hidrocarbonados procedentes de otras fuentes distintas a la muestra original. Alternativamente, las muestras fueron almacenadas dentro de papel de aluminio, ya que este material tampoco transfiere interferentes. En ambos casos, las muestras fueron identificadas mediante un rótulo codificado y mantenidas en refrigeración constante hasta su ingreso al laboratorio. Para la cuantificación de este analito, una cantidad entre 20 y 30 g de muestra seca se extraen en diclorometano por 8 horas en un equipo Soxhlet. El extracto se evapora a sequedad y se redissuelve en hexano a un volumen conocido. Una alícuota de esta solución, o su totalidad si es necesario, se purifica en una columna de alúmina separando fracciones con la secuencia hexano, hexano-diclorometano y diclorometano. La segunda fracción, evaporada a sequedad y redissuelta en hexano, se analiza por fluorimetría, interpolando las lecturas en una curva que va de 0,1 a 6 ppm. Este resultado se informa como hidrocarburos totales.

**Hidrocarburos aromáticos policíclicos:** en la cuantificación de los HAP se utilizó la determinación espectrofluorimétrica. Una alícuota acidificada de la muestra es extraída con hexano. Se separa la fase hexánica, se seca, se evapora casi a sequedad, se siembra el extracto en una columna de alúmina, se eluye con una secuencia de hexano, hexano-diclorometano y diclorometano y en esta última fracción se determinan los hidrocarburos poliaromáticos por lecturas espectrofluorimétricas en una curva de calibración que van desde 0,1 a 6 ppm.

**Bifenilos policlorados:** se realizó una extracción similar a la descrita para los hidrocarburos totales. El extracto redissuelto en hexano se purifica en una columna de florisil, con una secuencia hexano, hexano - diclorometano. La segunda fracción, que contiene los PCB, se limpia de sulfuros con mercurio metálico, se lleva a un volumen final conocido y se analiza por cromatografía en fase gaseosa.

**Pesticidas organoclorados:** para la determinación de este analito, se repite la extracción descrita para los PCB, así como la purificación en columna de florisil. Se agrega una elución con diclorometano, fracción en la que se analizan los pesticidas por cromatografía en fase gaseosa.



Tabla 4.2. Condiciones de manejo de las muestras de sedimento destinados a análisis.

Parámetro	Envase	Fijación/Preservación	Método analítico	Unidad
Granulometría	Polietileno HD	Refrigeración 4°C	Tamizado en seco	phi (Ø)
Metales Pesados	Polietileno HD	Refrigeración 4°C	EAA	µg/g
COT	Papel aluminio	Refrigeración 4°C	Oxidación crómica	%
Nitrógeno total	Polietileno HD	Refrigeración 4°C	Macro Kjeldahl	µg/g
Fósforo total	Polietileno HD	Refrigeración 4°C	Azul de fosfomolibdeno	µg/g
Hidrocarburos totales	Papel aluminio	Refrigeración 4°C	Espectrofluorimetría	µg/g
HAP	Papel aluminio	Refrigeración 4°C	Espectrofluorimetría	µg/g
PCB	Papel aluminio	Refrigeración 4°C	Cromatografía gaseosa	µg/g
POCI	Papel aluminio	Refrigeración 4°C	Cromatografía gaseosa	µg/g

HD: alta densidad; COT: carbono orgánico total; HAP: hidrocarburos aromáticos totales; PCB: bifenilos policlorados; POCI: pesticidas organoclorados  
EAA: espectrofotometría de absorción atómica

#### 4.2.3. Obtención de las muestras de macrofauna bentónica y métodos de análisis

En cada estación se obtuvieron tres réplicas independientes de una cobertura de 0,1 m<sup>2</sup> cada una. Las muestras fueron obtenidas hasta una profundidad de 15 cm en el fondo marino, ya que es el límite máximo que alcanza la macrofauna a penetrar en los sedimentos. La macrofauna fue recolectada, utilizando un aparato muestreador tipo "air-lift" que extrae los sedimentos junto con la fauna asociada. Mediante este aparato se aspiró una superficie de 0,1 m<sup>2</sup> demarcada por una cuadrícula de PVC dispuesta sobre el fondo marino, hasta la profundidad ya señalada.

Para retener el material en el extremo distal del aparato se monta una bolsa de un 1 mm de abertura. Una vez concluida la toma de muestra, el aparato muestreador es llevado a la superficie y personal a bordo de la embarcación transfiere el contenido de la malla a una bolsa plástica conteniendo formalina diluida al 5% con agua de mar, para luego proceder a sellarla y etiquetarla. Este procedimiento se repite de igual forma para cada una de las tres réplicas obtenidas en cada estación.

Una vez obtenidas las muestras, la siguiente fase se realizó en el laboratorio y consistió en separar la macrofauna del detrito. Para este efecto, las muestras fueron cernidas en un tamiz de 1,0 mm de abertura de malla bajo un flujo continuo de agua. Los organismos retenidos fueron transferidos a frascos conteniendo el mismo tipo de solución fijadora. Posteriormente, los organismos fueron identificados, contados y pesados. La separación final de los organismos se realizó con ayuda de infraestructura óptica de bajo poder de magnificación, mientras que la identificación se realizó con estereomicroscopios (MOTIC®) de mayor poder resolutivo a fin de individualizar los caracteres anatómicos de relevancia taxonómica. Una vez identificado el material se procedió a su recuento y luego a su pesaje en una balanza analítica (SCALTEC® Mod. SBA 51) con una precisión de  $\pm 0,01$  g. El procesamiento estadístico de la información se realizó con las rutinas incorporadas en el programa computacional PRIMER® (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research, Plymouth Marine Laboratory). Para el análisis de los datos se aplicó los siguientes índices ecológicos y métodos multivariados.



**Riqueza.** El número de especies o categorías supraespecíficas identificadas por estación de muestreo o en el área de estudio.

**Abundancia.** Corresponde a la cantidad de ejemplares o a la biomasa de los mismos por estación, por especie o en área de estudio.

**Diversidad.** Para el cálculo de este parámetro comunitario existen varios índices, de los cuales el más utilizado, y que fue aplicado en este estudio, es el de Shannon-Wiener (Shannon y Weaver, 1949).

$$H' = - \sum_i p_i (\ln p_i) \quad \text{donde } p_i \text{ es la proporción de la abundancia (o biomasa) total de las } i \text{ especies.}$$

**Uniformidad.** Este parámetro representa que tan homogénea es la distribución del número de individuos por especie. El índice aplicado para el cálculo de estos valores correspondió al sugerido por Pielou (1976).

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}} \quad \text{donde } H'_{max} \text{ es la diversidad máxima que se podría alcanzar si todas las especies tuviesen la misma abundancia.}$$

**Clasificación.** Para el reconocimiento de asociaciones faunísticas se empleó un análisis clasificatorio en variante normal (modo Q), considerando para este efecto todas las especies identificadas. Como índice de distancia se empleó el de Bray-Curtis (1957) y como estrategia de formación de grupos la variante aglomerativa jerárquica de la media no ponderada sugerida por Sneath y Sokal (1973), que originalmente se conoce por "unweighted pair-group mean average" cuyo acrónimo es UPGMA. Para la representación gráfica del análisis clasificatorio se elaboró un dendrograma. La identificación e interpretación de los grupos de estaciones no se establecerá "a priori" mediante un determinado valor de distancia, sino que se efectuará en base a un criterio de asociación inferido de la información disponible para la matriz sedimentaria.

**Índice de Bray-Curtis ( $\delta_{jk}$ )**

$$\delta_{jk} = 100 \frac{\sum_{i=1}^p |y_{ij} - y_{ik}|}{\sum_{i=1}^p (y_{ij} + y_{ik})} \quad \text{donde: } y_{ij} \text{ representa el valor en la } i\text{ésima fila de la } j\text{ésima columna de la matriz de datos, } i.e. \text{ abundancia (o biomasa), para la } i\text{ésima especie de la } j\text{ésima muestra (} i = 1, 2, \dots, p; j = 1, 2, \dots, n \text{). De forma similar, } y_{ik} \text{ es el valor para la } i\text{ésima especie en la } k\text{ésima muestra.}$$

**Ordenación.** En forma complementaria al análisis de clasificación, también se realizó una ordenación de las estaciones de muestreo. Para este efecto, se recurrió a un método multivariado no paramétrico conocido como Análisis de Escalamiento Multidimensional no Métrico (AMNM). Este método fue originalmente introducido por Shepard (1962) y Kruskal (1964). Los datos de entrada para este análisis consisten en una matriz de similitud o de distancia. El propósito del AMNM consiste en elaborar un "mapa" o configuración de las muestras, en un número específico de dimensiones (generalmente dos), que intente satisfacer todas las condiciones impuestas por la matriz ranqueada de (dis)similitud. El algoritmo de AMNM se basa en un procedimiento iterativo que construye la configuración refinando sucesivamente las posiciones de los puntos (estaciones) hasta que ellas satisfacen, tan cercanamente posible, las relaciones de disimilitud entre los puntos. Por ejemplo, si la estación 1 tiene una mayor similitud con la estación 4, que la que tiene con las estaciones 2 y 3, entonces en el "mapa" de ordenación la estación 1 quedará ubicada más próxima a la estación 4 que a la 2 y a la 3.

**Método ABC.** También conocido como curvas ABC, este es un método gráfico desarrollado por Warwick (1986), cuyo acrónimo deriva de la expresión "Abundance/Biomass Comparison". Mediante la aplicación de este método se pudo establecer niveles de disturbancia (perturbación), inducida por agentes contaminantes o de otra naturaleza, sobre las comunidades bentónicas.



### 4.3. Resultados de la campaña

A continuación se presentan los resultados obtenidos en la campaña de muestreo, analizados por parámetro y por tipo de matriz sedimentaria (marina y lacustre).

#### 4.3.1. Aluminio

Las concentraciones de aluminio en los sedimentos marinos muestran en general un patrón definido, en el cual es posible apreciar contenidos relativos bajos en la zona Norte y centro del país, mientras hacia el Sur la condición cambia a una mayor concentración, pero con una relativa disminución de la variación local. En la primera mitad de la gráfica, se aprecian los contenidos más altos en la localidad de Puerto Viejo, donde su baja variabilidad indica la presencia de este elemento a nivel zonal. Valores puntuales más altos fueron encontrados en Taltal y Quintay, aunque en promedio más bajos. Pisagua y Los Molles, por su parte, experimentan los valores más bajos de este metal en los sedimentos analizados. Hacia la segunda mitad de la gráfica se aprecia un aumento en las concentraciones medias de este analito, alcanzando los máximos en Achao, Cobquecura y Caleta Pellines, mientras puntualmente en Isla Mocha y Bahía Mansa los niveles medios tienden a decaer (Tabla 4.3 y Figura 4.2).

En cuanto a la distribución espacial de aluminio en sedimentos lacustres, los contenidos promedio tienden a ser más altos en los lagos Vichuquén, Budi y Caburga, debido en todos ellos a valores puntuales altos que proporcionaron, a su vez, una alta variabilidad local (Figura 4.2). Del mismo modo, los lagos Laja, Elizalde y Toro muestran valores relativos menores, con una menor dispersión de los datos (Tabla 4.4).

Tabla 4.3. Valores de aluminio ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	PS	TT	PV	AL	MO	QU	MA	CP	CB	SA	AC	BM	PC	PH
1	3132	7574	6428	4072	1856	7816	10569	13848	15520	3781	17189	5530	7614	13360
2	880,1	3375	6438	6341	2104	1747	13904	13584	14809	6377	13836	7847	8921	14124
3	891,4	4131	6261	2076	1014	2829	9639	14480	13714	4766	15912	7559	8364	13967

Tabla 4.4. Valores de aluminio ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales lacustres, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	LV	LL	LB	LC	LE	LS
1	40200	17318	32144	24288	14778	14102
2	35718	15894	34176	30604	19221	12842
3	21643	17856	9376	10677	15889	12721



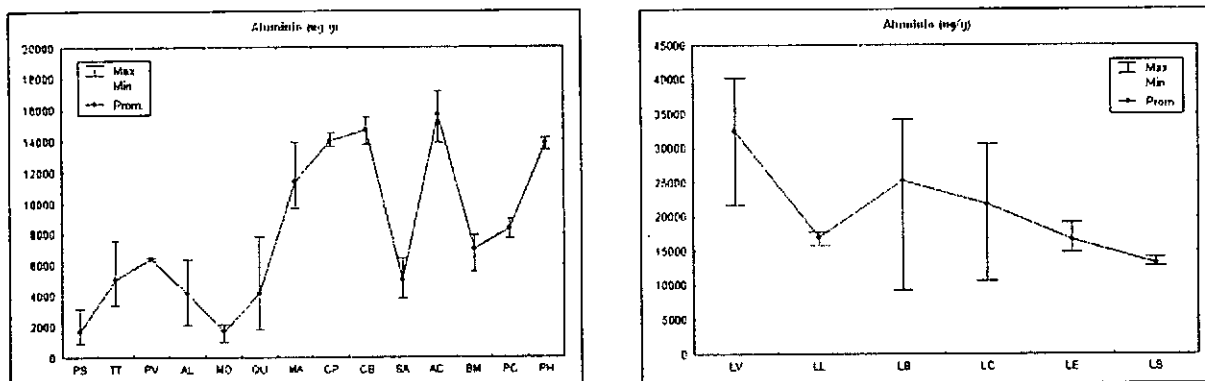


Figura 4.2. Fluctuación espacial de los valores de aluminio en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.

#### 4.3.2. Arsénico

En una perspectiva global de la distribución espacial presentada por los contenidos de arsénico en sedimentos marinos (Figura 4.3), es evidente el alto grado de fluctuación exhibido entre las diferentes localidades en estudio, denotando una curva oscilatoria a lo largo del país. Si bien la mayoría de los valores en esta matriz varían en el mismo orden de magnitud, existen valores que sobrepasan hacia ambos sentidos dichos márgenes. Es el caso de Pisagua, que pese a presentar el contenido relativo más alto (16,6  $\mu\text{g/g}$ ), presenta también los contenidos más bajos (0,5  $\mu\text{g/g}$ ); con ello, la variación local que presenta es la mayor obtenida para esta campaña de muestreo, mientras su promedio se ubica dentro del promedio de las localidades restantes. En cuanto a valores medios, las concentraciones más altas de este metaloide corresponden a las localidades de Pichilemu y Caleta Pellines, con 8,1  $\mu\text{g/g}$  y 7,87  $\mu\text{g/g}$ , respectivamente (Tabla 4.5).

En lo que respecta a la matriz lacustre, los contenidos de este metaloide difieren de lo encontrado para la matriz marina, en cuanto se aprecian valores medios que bordean entre los 10,0  $\mu\text{g/g}$  y 20,0  $\mu\text{g/g}$ . El Lago Vichuquén corresponde al cuerpo de agua que presenta la mayor concentración de arsénico dentro de esta matriz, con un contenido medio de (29,73  $\mu\text{g/g}$ ). Por su parte el Lago Caburga muestra los índices más bajos de este metaloide en los sedimentos (3,27  $\mu\text{g/g}$ ) (Tabla 4.6).

Tabla 4.5. Valores de arsénico ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	PS	TT	PV	AL	MO	QU	MA	CP	CB	SA	AC	BM	PC	PH
1	16,6	2,1	3,3	1,9	1,4	3,8	7,1	8,3	2,2	7,0	1,5	7,3	4,0	2,9
2	0,9	0,9	4,4	2,1	1,5	5,1	11,6	7,6	4,4	7,2	1,3	8,1	4,4	1,7
3	0,5	0,5	5,1	1,5	1,5	2,3	5,6	7,7	4,4	4,0	1,0	6,5	3,9	1,4



Tabla 4.6. Valores de arsénico ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales lacustres, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	LV	LL	LB	LC	LE	LS
1	22,4	13,0	24,3	3,8	11,7	9,5
2	53,4	16,3	23,9	4,8	13,6	9,2
3	13,4	5,2	6,5	1,2	12,2	11,2

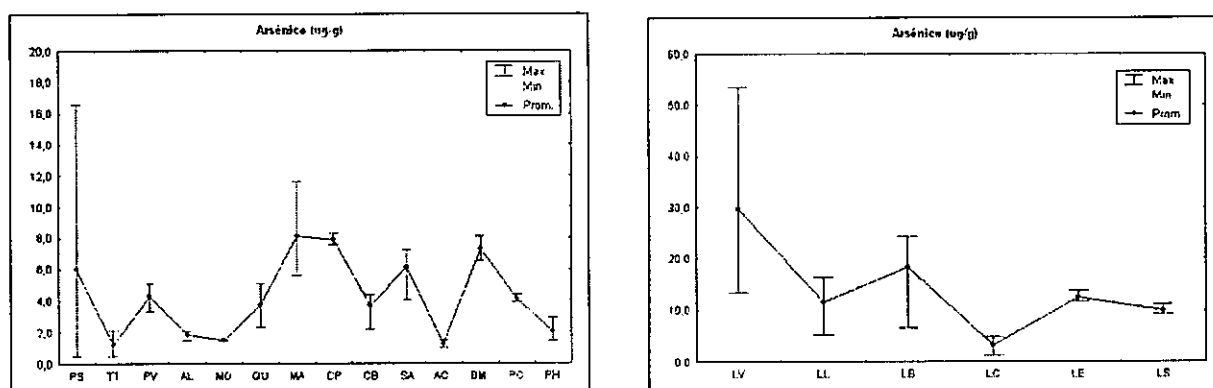


Figura 4.3. Fluctuación espacial de los valores de arsénico en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.

### 4.3.3. Cadmio

Los contenidos de cadmio en la cubierta sedimentaria demuestran la presencia de este metal a niveles no cuantificables en la mayor parte de las estaciones de muestreo a lo largo del país (Tabla 4.7 y 4.8). Niveles apenas por sobre el límite de detección instrumental para este metal en sedimentos ( $0,2 \mu\text{g/g}$ ), se encuentran en las localidades de Quintay y Lago Toro, con valores que no superan los  $0,3 \mu\text{g/g}$ . Por su parte, Puerto Aldea exhibe el contenido promedio más alto de este metal, al presentar un valor puntual de  $1,0 \mu\text{g/g}$  que eleva el promedio de esta localidad a  $0,53 \mu\text{g/g}$ , y una alta variabilidad (Figura 4.4).

Por tanto, este metal no correspondería a un elemento constitutivo importante de la corteza terrestre, tanto de ambientes marinos como lacustres, ya que en prácticamente la totalidad de la zona estudiada los valores de dicho elemento permanecen indetectables analíticamente.

Tabla 4.7. Valores de cadmio ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	PS	TT	PV	AL	MO	QU	MA	CP	CB	SA	AC	BM	PC	PH
1	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	0,3	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	1,0	< 0,2	0,3	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
3	< 0,2	< 0,2	< 0,2	0,4	< 0,2	0,3	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	0,2	< 0,2



Tabla 4.8. Valores de cadmio ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales lacustres, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	LV	LL	LB	LC	LE	LS
1	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	0,3
3	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	0,2

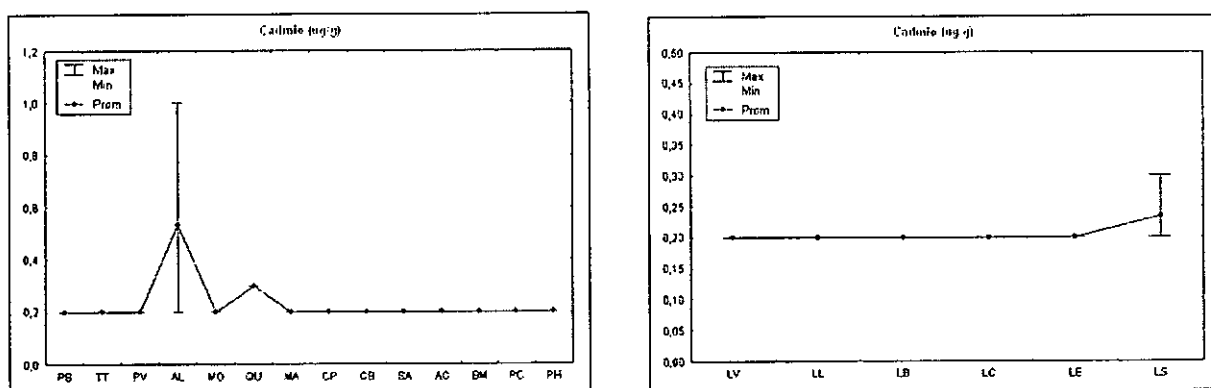


Figura 4.4. Fluctuación espacial de los valores de cadmio en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.

#### 4.3.4. Cobre

Los análisis de cobre en los sedimentos marinos arrojaron agrupaciones en sus concentraciones a nivel regional. Como se desprende de la Figura 4.5, los contenidos medios más altos de este metal se ubican hacia la zona del Norte grande, en las localidades de Pisagua, Taltal y Puerto Viejo, bordeando los  $13,0 \mu\text{g/g}$ . También con contenidos medios relativos altos se encuentra la zona centro Sur, con localidades como Pichilemu, Caleta Pellines, Cobquecura y Achao. Hacia el Sur los niveles de concentración de este metal tienden a disminuir, encontrando valores medios inferiores a los  $6,0 \mu\text{g/g}$ . Por otro lado la variación en los contenidos de cobre es alta para localidades como Pisagua, Taltal y Quintay, donde contenidos puntuales altos produjeron dicha condición (Tabla 4.9).

En cuanto a los contenidos de cobre en sedimentos lacustres, se aprecia un máximo en el Lago Caburga, denotando también una alta fluctuación local debido a la presencia de muestras con niveles superiores a los  $50,0 \mu\text{g/g}$ . Las localidades ubicadas hacia el Norte presentan contenidos medios levemente más bajos, aunque con variaciones locales altas; mientras hacia el Sur (Lagos Elizalde y Toro), los contenidos son bajos y sus diferencias mínimas (Tabla 4.10).

La condición de mayor concentración de cobre en los sedimentos marinos en la zona Norte del país, se debería a una situación natural, debido a la existencia de fuentes naturales de este metal en esta zona y a las actividades antrópicas realizadas en la mayor parte de la zona norte del país.



Tabla 4.9. Valores de cobre ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	PS	TT	PV	AL	MO	QU	MA	CP	CB	SA	AC	BM	PC	PH
1	3,9	22,7	13,3	5,6	2,5	3,1	11,0	8,9	9,5	2,9	9,4	2,6	4,4	6,0
2	19,3	11,2	11,4	8,7	2,7	4,2	11,3	9,4	9,3	3,4	8,0	3,0	2,8	4,3
3	19,1	10,2	14,0	6,2	2,7	16,2	11,3	9,0	9,4	2,8	9,2	4,7	3,0	7,1

Tabla 4.10. Valores de cobre ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales lacustres, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	LV	LL	LB	LC	LE	LS
1	39,1	24,3	32,9	52,1	4,8	11,4
2	5,9	9,7	29,9	50,3	4,7	9,1
3	21,2	11,9	6,1	13,0	4,2	12,3

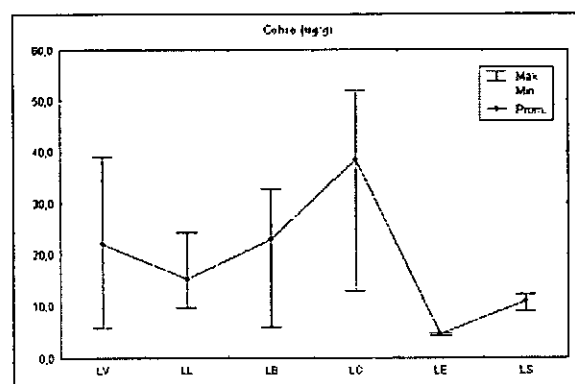
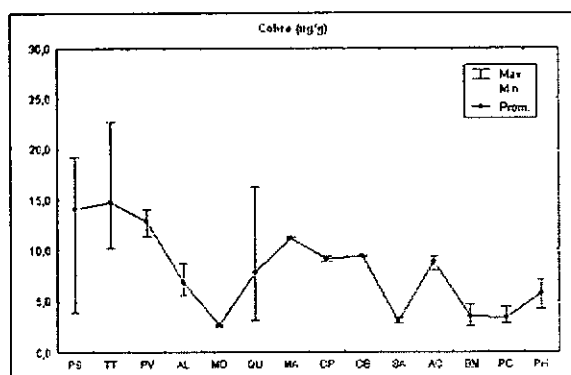


Figura 4.5. Fluctuación espacial de los valores de cobre en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.

#### 4.3.5. Cromo

La distribución en los contenidos de cromo en los sedimentos marinos superficiales presenta un patrón muy oscilante a lo largo de las localidades monitoreadas; sin embargo, es posible establecer en él dos máximos relativos. El primero de ellos se ubica en las localidades de Puerto Viejo y Puerto Aldea, con niveles medios fluctuantes alrededor de los  $15,0 \mu\text{g/g}$ , y un segundo máximo levemente superior, alcanzado por las localidades de Cobquecura y Achao, las cuales superan los  $20,0 \mu\text{g/g}$  (Tabla 4.11). Por otra parte, las localidades de Pisagua y Puerto Cisnes arrojan los valores más bajos a nivel nacional, presentándose bajo el límite de detección instrumental en la primera de ellas ( $< 1,1 \mu\text{g/g}$ ) y los  $5,5 \mu\text{g/g}$  para la segunda localidad (Figura 4.6).

Para el caso de los sedimentos lacustres, las diferencias entre una localidad y otra son notorias (Tabla 4.12). Es así como los valores máximos llegan a alcanzar los  $47,7 \mu\text{g/g}$  para el Lago Vichuquén, mientras los mínimos se mantienen bajo los  $3,5 \mu\text{g/g}$ , para el caso del Lago Elizalde (Figura 4.6). Un aumento tanto en el promedio como de su variación local, se presenta en la localidad de Lago Caburga, elevando su nivel medio hasta los  $18,8 \mu\text{g/g}$ .



Tabla 4.11. Valores de cromo ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	PS	TT	PV	AL	MO	QU	MA	CP	CB	SA	AC	BM	PC	PH
1	< 1,1	9,4	11,1	18,5	7,6	9,6	15,9	15,7	19,9	16,4	12,1	9,3	4,8	13,9
2	< 1,1	4,2	13,7	17,9	6,8	9,8	13,0	19,5	18,9	15,2	27,2	10,3	4,0	13,9
3	< 1,1	7,5	19,6	15,1	7,3	17,5	11,2	14,0	23,8	14,3	18,9	11,7	8,6	11,7

Tabla 4.12. Valores de cromo ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales lacustres, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	LV	LL	LB	LC	LE	LS
1	40,1	4,4	12,6	26,0	3,5	11,5
2	75,2	4,7	10,5	23,6	3,8	11,2
3	27,8	4,0	8,2	6,8	3,1	10,9

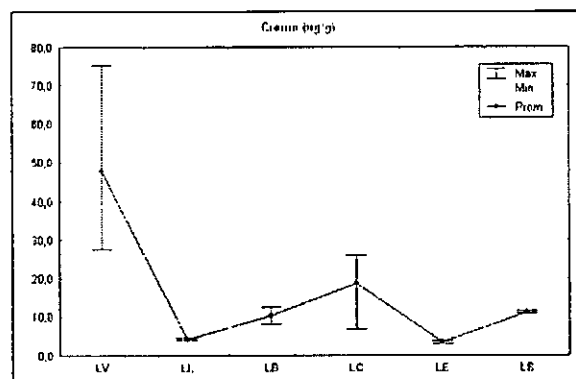
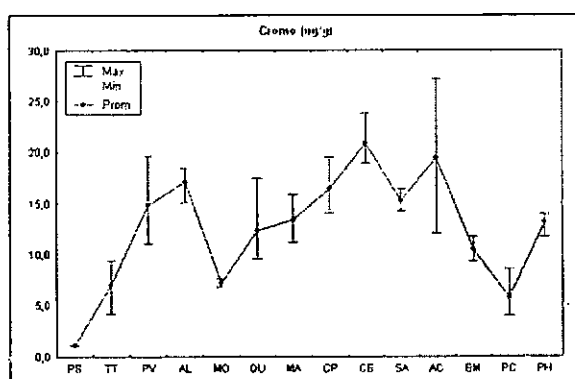


Figura 4.6. Fluctuación espacial de los valores de cromo en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.

#### 4.3.6. Hierro

La distribución espacial de los contenidos de hierro en sedimentos marinos muestra una concentración superior en la localidad de Achao, dado por un valor puntual de  $29.166 \mu\text{g/g}$ , que eleva el promedio local a los  $22.979 \mu\text{g/g}$ . Hacia el Norte, los contenidos tienden a mantenerse bajo los  $3.000 \mu\text{g/g}$ , con la excepción de valores un orden de magnitud superiores en las localidades de Puerto Viejo y Quintay, que rompen con el patrón. Desde Pichilemu y hasta Achao, los contenidos medios no varían mayormente y sus fluctuaciones locales tienden a mantenerse dentro de rangos similares. Hacia el extremo Sur, en localidades como Bahía Mansa, Puerto Cisnes y Puerto de Hambre, los niveles disminuyen levemente para bordear los  $10.000 \mu\text{g/g}$  (Tabla 4.13).

En relación a los contenidos de este metal para la matriz sedimentaria lacustre, se generan variaciones medias similares a lo observado para la matriz marina, en cuanto dichos valores fluctúan entre los  $15.000 \mu\text{g/g}$  y los  $42.000 \mu\text{g/g}$ . Aquí, los mayores contenidos se presentan en los Lagos Vichuquén y Budi, con valores medios muy similares entre sí, que bordean



los 43.110  $\mu\text{g/g}$  y 40.907  $\mu\text{g/g}$ , respectivamente. El resto de las mediciones a nivel lacustre se mantienen en promedio bajo los 20.000  $\mu\text{g/g}$  (Figura 4.7 y Tabla 4.14).

En resumen, los altos niveles detectados en gran parte de los cuerpos de agua analizados tiene como origen la presencia de este elemento a niveles constitutivos de la corteza terrestre, por lo cual corresponde a propiedades intrínsecas de los sedimentos marinos y lacustres.

Tabla 4.13. Valores de hierro ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	PS	TT	PV	AL	MO	QU	MA	CP	CB	SA	AC	BM	PC	PH
1	1927	3865	12061	2284	2307	7220	22160	15817	19961	19499	15594	9303	9610	16530
2	1902	1933	14982	3872	2753	8636	18249	22597	19985	23300	29166	10020	7484	15627
3	1748	2022	18439	2732	1198	21276	18469	17235	23633	15884	24177	12508	7541	10847

Tabla 4.14. Valores de hierro ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales lacustres, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	LV	LL	LB	LC	LE	LS
1	53301	17843	37466	12539	21138	20778
2	45508	14879	41897	21823	14830	19287
3	30543	12718	43362	7112	21367	21312

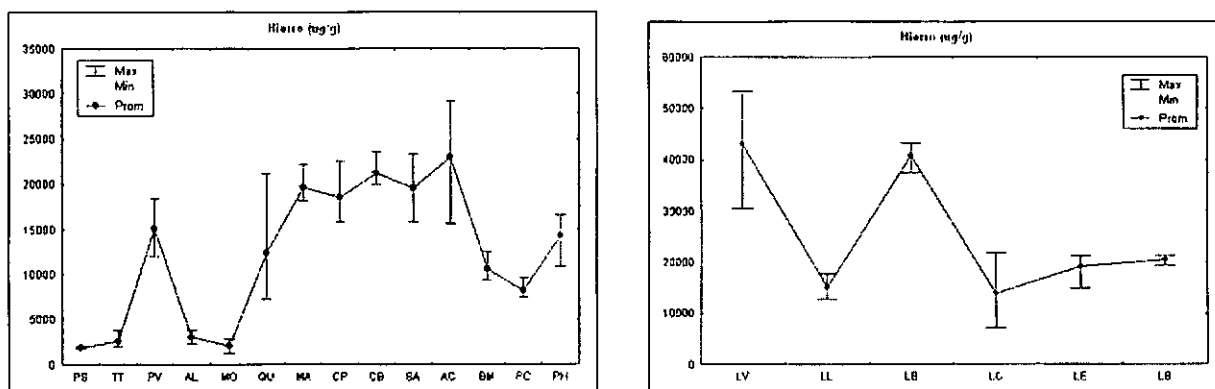


Figura 4.7. Fluctuación espacial de los valores de hierro en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.

#### 4.3.7. Plomo

Los niveles de plomo en los fondos sedimentarios marinos se presentaron bajos en la mayor parte de las localidades monitoreadas. En términos generales, se aprecia un descenso de los contenidos medios de este metal de Norte a Sur, exhibiendo los registros más altos en localidades como Taltal, Puerto Viejo y Quintay. Entre éstas, se presentan dos condiciones distintas: tanto Taltal como Quintay muestran sólo un contenido puntual alto dentro de la red de estaciones locales, que eleva su promedio y desviación estándar; mientras en Puerto Viejo, por otro lado, se aprecia una mayor concentración de este metal a nivel global, con niveles más altos y similares entre sí y una baja variabilidad local (Figura



4.8). Hacia el Sur, se exhiben contenidos relativos más bajos que se mantienen incluso bajo el límite de detección instrumental en algunas localidades como Achao, Bahía Mansa y Puerto Cisnes (Tabla 4.15).

Para sedimentos lacustres, se observa un patrón similar de distribución donde los mayores contenidos relativos se encuentran asociados al Lago Vichuquén, localidad ubicada más hacia el Norte de entre los cuerpos de agua lacustres. El resto de ellos se mantienen bajo los 8,0  $\mu\text{g/g}$ , con la presencia de registros puntuales no detectables analíticamente en las localidades de Laguna Laja y Lago Caburga (Tabla 4.16).

Tabla 4.15. Valores de plomo ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	PS	TT	PV	AL	MO	QU	MA	CP	CB	SA	AC	BM	PC	PH
1	1,9	31,8	7,5	2,8	3,5	2,3	3,5	3,0	2,5	5,8	< 1,5	< 1,5	1,7	4,3
2	3,5	6,6	8,7	5,7	4,0	2,0	3,7	2,8	2,6	5,0	1,7	1,6	< 1,5	3,3
3	1,6	6,5	10,0	2,8	3,8	16,2	3,4	3,0	2,1	5,6	< 1,5	2,0	< 1,5	3,6

Tabla 4.16. Valores de plomo ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales lacustres, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	LV	LL	LB	LC	LE	LS
1	26,2	4,6	8,0	4,3	4,3	6,3
2	19,1	< 1,5	7,2	4,1	4,1	4,7
3	11,8	2,2	7,6	< 1,5	4,3	7,0

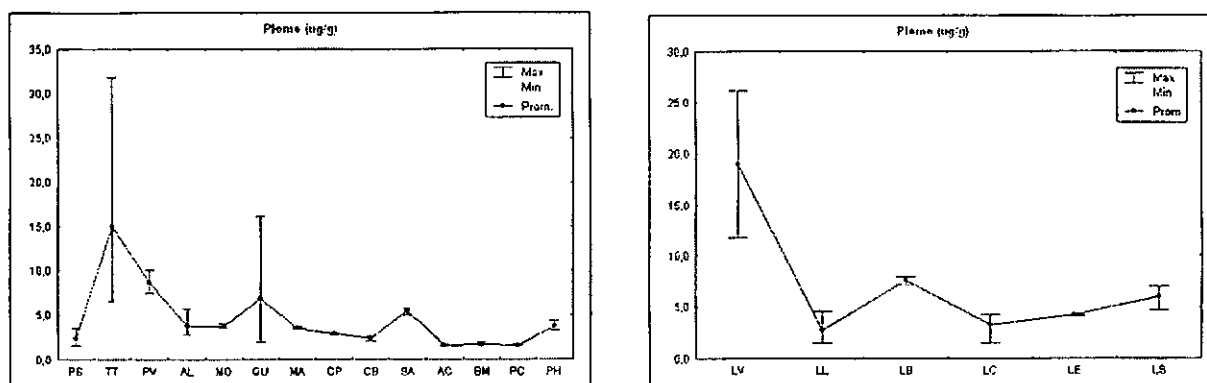


Figura 4.8. Fluctuación espacial de los valores de plomo en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.

#### 4.3.8. Mercurio

De forma similar al patrón observado para los contenidos de plomo en la matriz sedimentaria marina, se observa en general una disminución de Norte a Sur en los niveles de mercurio sobre la capa sedimentaria (Figura 4.9). Aquí, la localidad de Pisagua arroja los mayores contenidos de este metal, dado por un registro de 5,62  $\mu\text{g/g}$ , que eleva su promedio local a 2,11  $\mu\text{g/g}$ . De igual forma a lo anterior, Puerto Viejo presenta contenidos medios relativos altos, dado por condiciones de alta concentración en toda la zona, lo que produce una baja variabilidad, similar a lo ocurrido para



Taltal. Por otro lado, la localidad de Quintay muestra también un aumento en los contenidos de este metal, pero atribuibles a un valor de 0,64  $\mu\text{g/g}$  en una estación de muestreo que elevó su promedio y variabilidad. Los demás sectores de muestreo arrojaron niveles bajos de mercurio, en muchos casos con registros bajo el límite de detección instrumental o muy levemente sobre él (0,02  $\mu\text{g/g}$ ) (Tabla 4.17).

En cuanto a los sedimentos lacustres, la gráfica muestra un máximo de concentración en el Lago Vichuquén y un mínimo en el Lago Toro, con un descenso a nivel geográfico que sólo se ve interrumpido por los bajos valores relativos mostrados por la localidad de Laguna Laja. En general, un patrón similar al anterior, con la presencia de valores indetectables instrumentalmente en algunos puntos de muestreo (Tabla 4.18).

Tabla 4.17. Valores de mercurio ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	PS	TT	PV	AL	MO	QU	MA	CP	CB	SA	AC	BM	PC	PH
1	5,62	0,66	0,80	<0,02	0,03	0,13	0,03	<0,02	0,02	0,14	0,02	0,04	0,02	0,02
2	0,46	0,48	0,81	0,05	0,10	0,09	0,05	0,05	<0,02	0,04	<0,02	0,02	0,02	0,02
3	0,26	0,40	0,74	<0,02	<0,02	0,64	<0,02	0,05	<0,02	<0,02	<0,02	0,04	<0,02	<0,02

Tabla 4.18. Valores de mercurio ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales lacustres, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	LV	LL	LB	LC	LE	LS
1	0,15	0,08	0,18	0,12	0,03	0,03
2	0,29	<0,02	0,11	<0,02	0,03	<0,02
3	0,17	0,03	0,03	0,05	0,02	<0,02

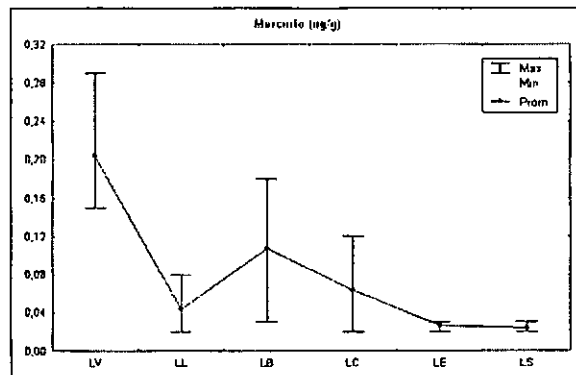
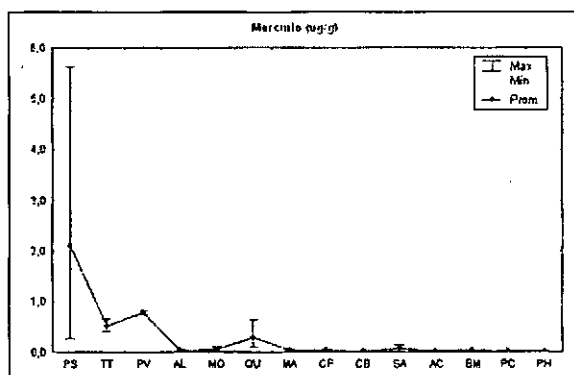


Figura 4.9. Fluctuación espacial de los valores de mercurio en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.





#### 4.3.9. Níquel

Respecto de los contenidos de níquel en los sedimentos marinos, la Figura 4.10. indica una alta concentración de este metal en las localidades ubicadas hacia el Sur del país, tales como Caleta Pellines, Cobquecura y Achao, todas ellas dado por contenidos puntuales que superan los 45,0  $\mu\text{g/g}$  y otorgan una alta variabilidad local. En promedio, estas localidades bordean los 40,0  $\mu\text{g/g}$ , mientras los registros restantes se mantienen por debajo de los 20,0  $\mu\text{g/g}$ . De entre ellas, los contenidos relativos más bajos los presentan las localidades de Pisagua, primeramente ( $< 1,0 \mu\text{g/g}$ ) y Taltal, Los Molles y Quintay ( $< 3,0 \mu\text{g/g}$ ). En general, se observa una alta fluctuación espacial en los contenidos de este metal, variando entre los tres ordenes de magnitud (Tabla 4.19).

En relación a los registros promedio obtenidos para la matriz sedimentaria lacustre, se aprecia un bajo rango de variación relativo entre los lagos Vichuquén, Laja, Budi y Caburgua, aunque localmente su fluctuación es alta. Del mismo modo, los lagos Elizalde y Toro presentan bajas concentraciones relativas de níquel, manteniéndose bajo los 12,0  $\mu\text{g/g}$  en promedio (Tabla 4.20).

Tabla 4.19. Valores de níquel ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	PS	TT	PV	AL	MO	QU	MA	CP	CB	SA	AC	BM	PC	PH
1	0,73	1,89	8,3	15,6	2,0	0,8	22,7	21,3	35,4	13,0	17,3	6,1	3,4	15,5
2	0,43	1,31	9,2	15,6	2,3	0,9	19,0	49,1	31,0	15,5	46,9	5,5	2,9	15,3
3	0,15	0,87	11,3	10,9	2,9	5,5	15,0	21,3	48,0	11,4	53,8	5,9	5,2	12,4

Tabla 4.20. Valores de níquel ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales lacustres, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	LV	LL	LB	LC	LE	LS
1	28,0	21,5	23,6	33,2	5,0	10,2
2	30,3	30,9	25,6	38,9	10,2	12,2
3	17,2	32,3	12,1	13,5	4,0	13,0

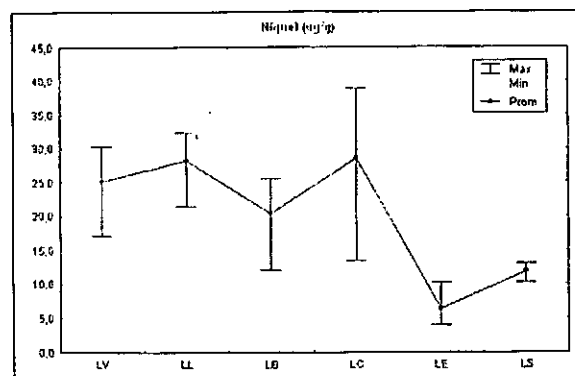
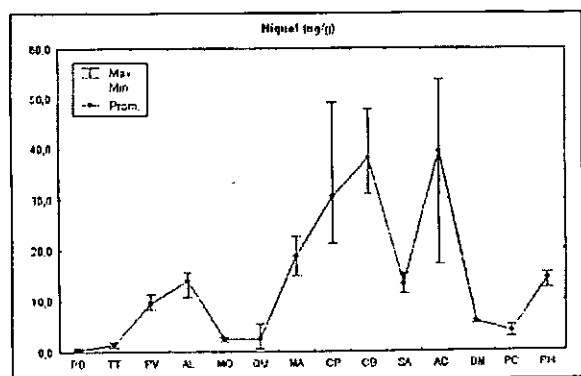


Figura 4.10. Fluctuación espacial de los valores de níquel en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.



#### 4.3.10. Plata

La presencia de plata en los sedimentos marinos fue indetectable instrumentalmente en la mayor parte de las localidades en estudio. Los contenidos relativos más altos fueron detectados en Los Molles, con niveles superiores a  $1,0 \mu\text{g/g}$  y una baja variabilidad local. Para Puerto Aldea y Quintay, se aprecia una variabilidad dada por contenidos puntuales de  $0,8 \mu\text{g/g}$  y valores bajo el límite de detección dentro de la misma localidad. De igual forma, Puerto Viejo, Isla Mocha y Achao presentan niveles cuantificables de Plata en sedimentos, aunque estos son sólo levemente superiores al límite de detección instrumental (Tabla 4.21).

En cuanto a sedimentos lacustres (Tabla 4.22), el 50% de las localidades analizadas se presentan indetectables instrumentalmente, donde sólo el Lago Budi y Lago Caburga presentan contenidos medios sobre los  $0,8 \mu\text{g/g}$ , mientras Laguna Laja muestra contenidos levemente bajo este valor (Figura 4.11).

Tabla 4.21. Valores de plata ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	PS	TT	PV	AL	MO	QU	MA	CP	CB	SA	AC	BM	PC	PH
1	< 0,4	< 0,4	0,5	0,8	1,2	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	0,6	0,5	< 0,4	< 0,4	< 0,4
2	< 0,4	< 0,4	< 0,4	0,6	1,3	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	0,6	0,6	< 0,4	< 0,4	< 0,4
3	< 0,4	< 0,4	0,4	< 0,4	1,3	0,8	< 0,4	< 0,4	< 0,4	0,4	0,6	< 0,4	< 0,4	< 0,4

Tabla 4.22. Valores de plata ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales lacustres, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	LV	LL	LB	LC	LE	LS
1	< 0,4	0,8	1,3	1,0	< 0,4	< 0,4
2	< 0,4	0,9	1,0	1,3	< 0,4	< 0,4
3	< 0,4	0,7	0,7	< 0,4	< 0,4	< 0,4

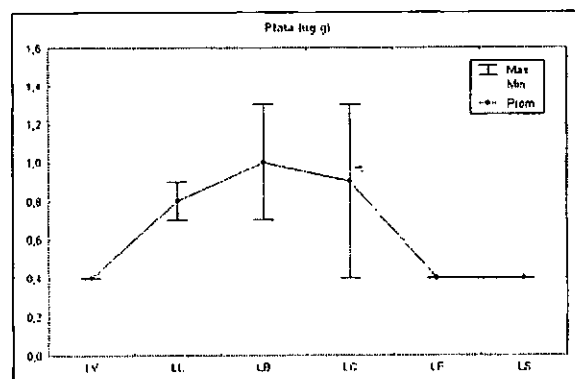
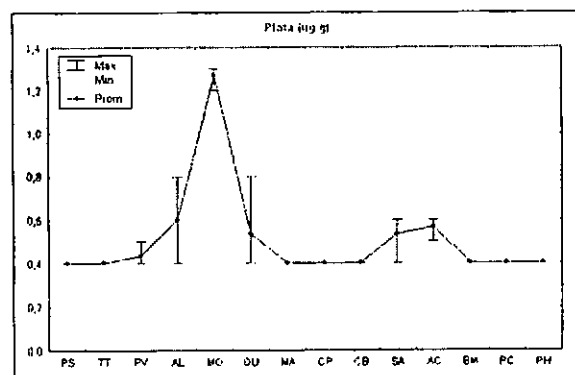


Figura 4.11. Fluctuación espacial de los valores de plata en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.



### 4.3.11. Selenio

La mayor parte de los contenidos de selenio en los sedimentos tanto marinos como lacustres, arrojaron niveles no cuantificables analíticamente ( $< 0,2 \mu\text{g/g}$ ). Para la matriz sedimentaria marina (Figura 4.12), únicamente se detectó su presencia en la localidad de Isla Mocha, con un valor puntual de  $0,7 \mu\text{g/g}$  y secundariamente en Quintay, arrojando un valor de  $0,2 \mu\text{g/g}$  (Tabla 4.23). Para la matriz sedimentaria lacustre (Figura 4.12), en tanto, existió una mayor presencia de este metal, tomando importancia los valores observados en Laguna Laja ( $2,8 \mu\text{g/g}$ ) y Lago Vichuquén ( $0,4 \mu\text{g/g}$  y  $0,3 \mu\text{g/g}$ ). En la localidad de Lago Toro se presentó un valor de  $0,2 \mu\text{g/g}$  en una de las estaciones, mientras la totalidad de los registros obtenidos en esta matriz arrojó valores bajo el límite de detección instrumental (Tabla 4.24).

Tabla 4.23. Valores de selenio ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	PS	TT	PV	AL	MO	QU	MA	CP	CB	SA	AC	BM	PC	PH
1	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$	$0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$
2	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$
3	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$	$0,7$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$

Tabla 4.24. Valores de selenio ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	LV	LL	LB	LC	LE	LS
1	$0,3$	$2,8$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$	$0,2$
2	$0,4$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$
3	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$	$< 0,2$

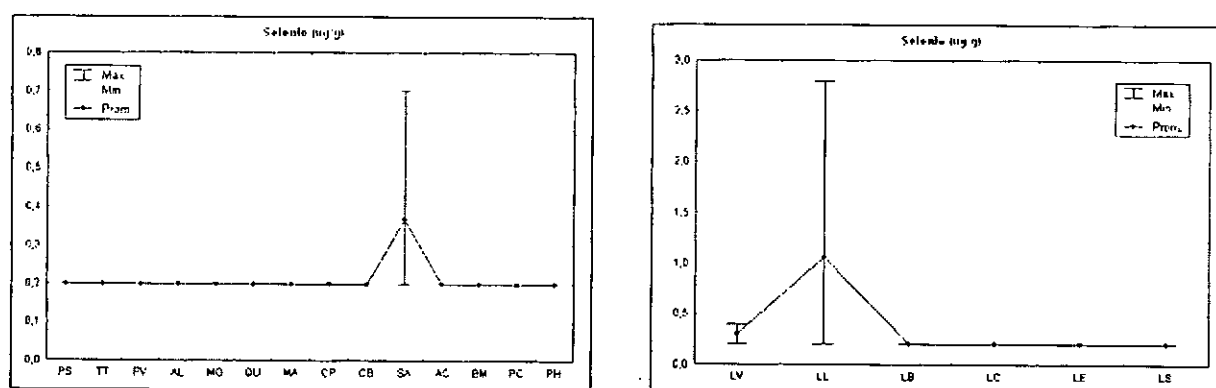


Figura 4.12. Fluctuación espacial de los valores de selenio en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.



#### 4.3.12. Vanadio

La mayor parte de los contenidos de vanadio en los sedimentos marinos se establecieron entre las decenas, mientras sólo la localidad de Pisagua se mantuvo en el orden de las unidades. En general, se aprecia un aumento casi constante de los niveles de este parámetro de Norte a Sur, alcanzando un máximo en Achao, con un valor puntual de 133,6  $\mu\text{g/g}$ , manifestando de igual modo una alta variabilidad. Hacia el extremo Sur del país, se aprecia una disminución en los valores de vanadio, asociado a una baja fluctuación local, comportamiento manifestado en las localidades de Bahía Mansa, Puerto Cisnes y Puerto de Hambre (Tabla 4.25).

Los contenidos de vanadio en la superficie sedimentaria lacustre arrojaron altos niveles para el cuerpo de agua del Lago Budi (109,4  $\mu\text{g/g}$ ) y, una alta variabilidad, aunque con contenidos medio inferiores, las localidades de Lago Vichuquén, Laguna Laja y Lago Caburga. Hacia el extremo Sur (Lago Elizalde y Lago Toro), nuevamente se denota una disminución en los contenidos de vanadio, con una baja variabilidad local (Tabla 4.26 y Figura 4.13).

Tabla 4.25. Valores de vanadio ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	PS	TT	PV	AL	MO	QU	MA	CP	CB	SA	AC	BM	PC	PH
1	7,3	22,8	27,4	23,1	23,1	43,5	55,1	39,0	47,4	83,2	62,4	15,0	20,8	39,9
2	5,0	4,3	41,6	20,4	22,3	62,8	39,2	45,7	48,1	71,3	133,6	15,8	17,0	40,3
3	5,3	2,7	60,4	22,4	22,5	27,9	33,4	37,3	54,3	38,7	59,9	18,9	22,8	33,8

Tabla 4.26. Valores de vanadio ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales lacustres, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	LV	LL	LB	LC	LE	LS
1	63,4	58,8	111,6	89,0	26,3	29,1
2	78,0	24,2	95,5	64,8	28,2	25,4
3	46,3	47,6	121,1	14,0	27,2	24,3

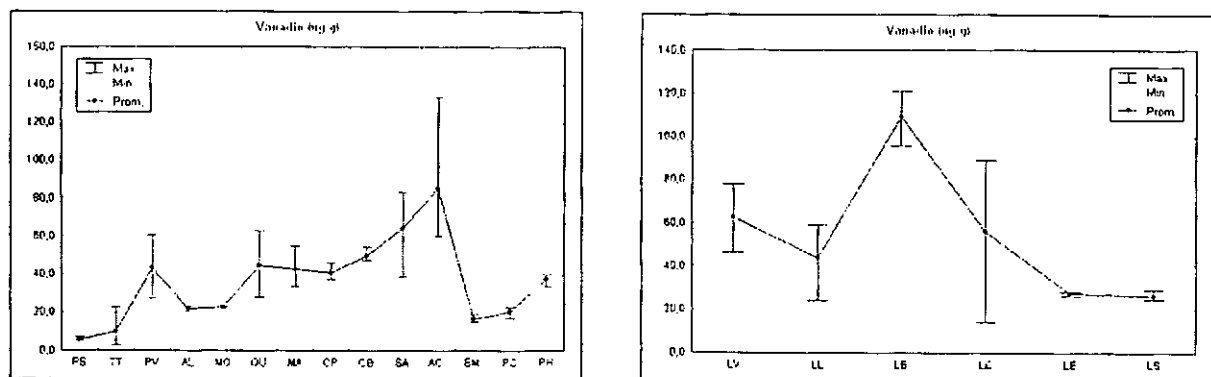


Figura 4.13. Fluctuación espacial de los valores de vanadio en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.



### 4.3.13. Zinc

Al graficar los contenidos de zinc para los sedimentos marinos y lacustres (Figura 4.14), es posible establecer una relación en la forma de la curva descrita en comparación con aquella presentada para el caso del vanadio. Ello, en cuanto se visualiza un aumento de Norte a Sur para los sedimentos marinos, alcanzando en la localidad de Achao un valor promedio alto, curva que se ve alterada sólo por los contenidos mostrados por Puerto Viejo y que se mantienen en esta ocasión entre los valores más altos. Para el extremo Sur, los niveles medios descienden pero comienzan a elevarse hacia Puerto de Hambre, donde para el caso del zinc se alcanzan los valores relativos más altos (Tabla 4.27).

En el caso de los sedimentos lacustres, las gráficas de vanadio y zinc son muy similares, variando escasamente en la localidad que alcanza los niveles máximos, que para este caso corresponde al Lago Vichuquén (Tabla 4.28). No existen grandes diferencias entre los contenidos promedio de los cuerpos de agua marinos y lacustres, alcanzando niveles similares, aunque con mayores variaciones locales en esta última matriz (Figura 4.14).

Tabla 4.27. Valores de zinc ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	PS	TT	PV	AL	MO	QU	MA	CP	CB	SA	AC	BM	PC	PH
1	6,4	12,3	39,7	7,8	9,5	4,4	36,6	26,0	31,5	40,2	37,0	17,4	25,4	61,0
2	5,9	13,8	43,8	13,2	7,6	4,1	33,2	34,0	31,6	41,9	50,9	18,4	20,9	70,7
3	4,5	11,0	52,3	12,6	9,0	20,4	30,8	26,6	33,5	30,6	44,3	20,2	12,3	48,2

Tabla 4.28. Valores de zinc ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales lacustres, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	LV	LL	LB	LC	LE	LS
1	83,7	41,7	59,7	66,8	41,9	22,4
2	73,9	17,6	69,3	69,9	43,8	41,8
3	47,7	19,0	73,5	27,3	42,2	43,2

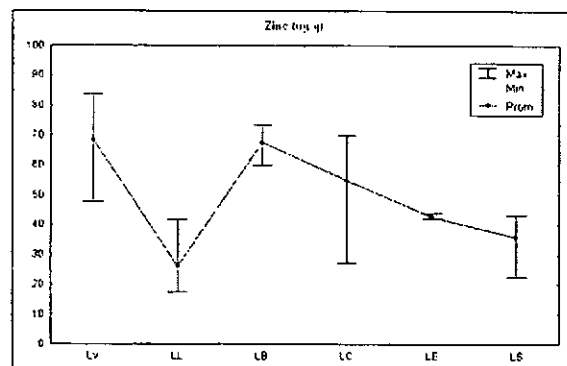
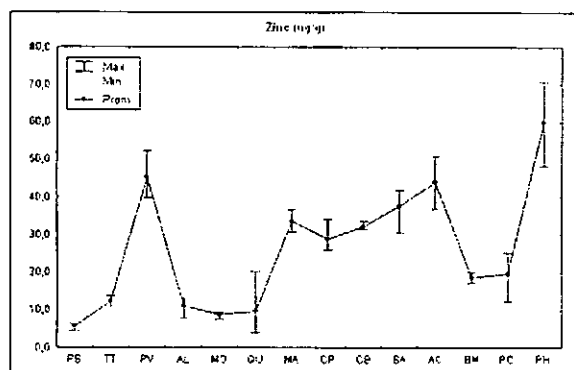


Figura 4.14. Fluctuación espacial de los valores de zinc en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.



#### 4.3.14. Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos

En los cuerpos de agua marinos monitoreados, no se encontró la presencia de hidrocarburos aromáticos policíclicos a niveles cuantificables, manteniéndose todos ellos inferiores a los  $0,3 \mu\text{g/g}$  (Tabla 4.29). Por el contrario, para la matriz lacustre, se observa una mayor presencia de este tipo de compuestos, a la vez que el Lago Caburga es aquel que presenta los contenidos relativos más altos ( $8,29 \mu\text{g/g}$ ), dado por un contenido puntual de  $21,43 \mu\text{g/g}$ . El resto de las localidades presenta valores menores, mientras Vichuquén, Elizalde y Toro muestran niveles indetectables de HAP (Tabla 4.30 y Figura 4.15).

Tabla 4.29. Valores de HAP ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	PS	TT	PV	AL	MO	QU	MA	CP	CB	SA	AC	BM	PC	PH
1	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
2	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3

Tabla 4.30. Valores de HAP ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales lacustres, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	LV	LL	LB	LC	LE	LS
1	<0,3	<0,3	4,87	21,43	<0,3	<0,3
2	<0,3	2,82	0,36	1,75	<0,3	<0,3
3	<0,3	<0,3	<0,3	1,70	<0,3	<0,3

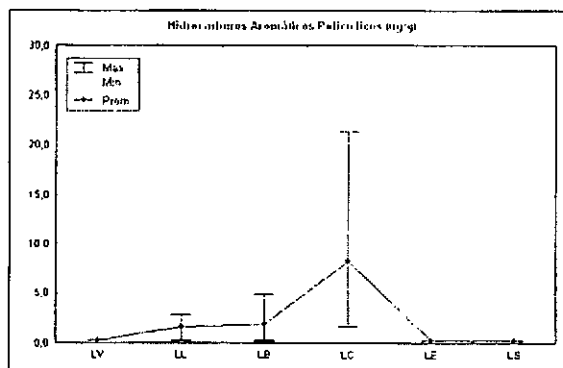


Figura 4.15. Fluctuación espacial de los valores de HAP en los sedimentos sublitorales superficiales lacustres.



#### 4.3.15. Hidrocarburos Totales

Para los sedimentos marinos, se aprecia un patrón de distribución en el cual la mitad Norte del país presenta contenidos relativos altos en la mayor parte de las localidades. Entre estas, Los Molles y Quintay presentan altos contenidos medios y una alta variabilidad producto de valores puntuales altos que sobrepasan los 3,0  $\mu\text{g/g}$  (Tabla 4.31). Sólo la localidad de Puerto Aldea arroja valores bajos de este parámetro, incluso indetectables instrumentalmente. Desde Pichilemu y hacia el Sur, los contenidos medios tienen a descender a valores bajo 1,0  $\mu\text{g/g}$ , donde sólo Puerto Cisnes e Isla Mocha arrojan valores sobre este valor (Figura 4.16).

Para la matriz lacustre (Tabla 4.32), en tanto, los contenidos son altos únicamente en la localidad de Lago Caburga, debido a un valor puntual que alcanza los 15,9  $\mu\text{g/g}$  y eleva tanto el promedio como la variabilidad en este cuerpo de agua. El resto de las localidades lacustres, presentan en su mayoría valores inferiores a 1,0  $\mu\text{g/g}$ .

Tabla 4.31. Valores de HT ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	PS	TT	PV	AL	MO	QU	MA	CP	CB	SA	AC	BM	PC	PH
1	0,30	0,20	2,06	<0,1	2,89	0,26	0,16	0,24	0,12	1,18	0,40	0,10	0,14	0,46
2	1,40	0,50	0,66	0,29	3,46	2,84	<0,1	0,14	0,16	0,51	0,28	0,10	2,38	0,54
3	0,60	2,90	0,99	0,19	0,78	4,13	0,12	0,32	<0,1	1,08	0,22	<0,1	0,88	0,66

Tabla 4.32. Valores de HT ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales lacustres, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	LV	LL	LB	LC	LE	LS
1	1,01	0,41	0,22	15,90	0,16	1,60
2	0,31	0,35	0,22	1,90	0,16	1,43
3	0,74	0,22	0,30	3,30	0,19	0,63

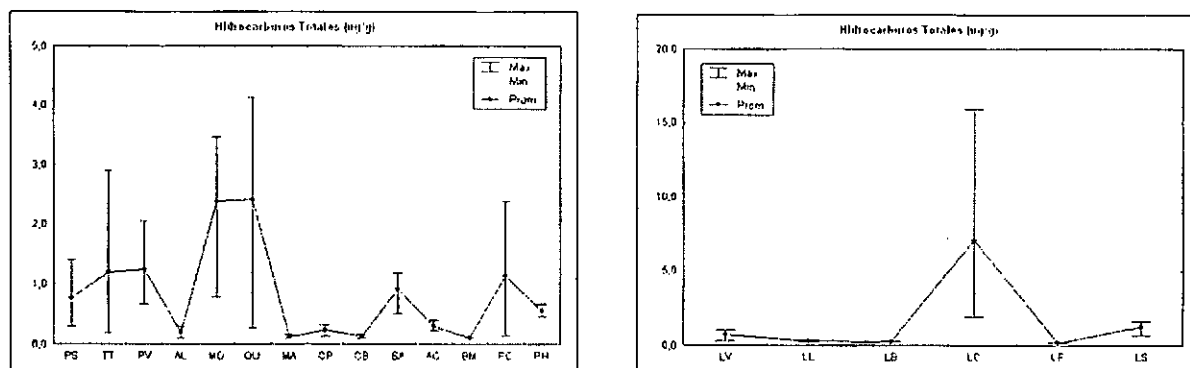


Figura 4.16. Fluctuación espacial de los valores de HT en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.

#### 4.3.16. Bifenilos Policlorados

En ninguno de los cuerpos de agua estudiados, tanto para la matriz sedimentaria marina como lacustre, como así tampoco en ninguna de las estaciones se observó la presencia de bifenilos policlorados a niveles cuantificables, siendo todos ellos inferiores a 2,0 µg/g (Tablas 4.33 y 4.34).

Tabla 4.33. Valores de PCB (µg/g) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	PS	TT	PV	AL	MO	QU	MA	CP	CB	SA	AC	BM	PC	PH
1	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0
2	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0
3	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0

Tabla 4.34. Valores de PCB (µg/g) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales lacustres, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	LV	LL	LB	LC	LE	LS
1	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0
2	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0
3	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0

seu  
EPL 22,7 ppb  
ERM 160 ppb

#### 4.3.17. Pesticidas Organoclorados

Respecto de los contenidos de POCl en sedimentos, una gran parte de las localidades en estudio arrojó niveles bajo el límite de detección analítico para este tipo de compuestos (0,2 µg/g) (Figura 4.17). Para el caso de la matriz marina, los mayores contenidos se presentan en Caleta Pellines, debido a un valor puntual de 1,73 µg/g mientras también exhibe





valores que bordean la percepción instrumental ( $0,24 \mu\text{g/g}$ ), denotando con ello una alta fluctuación. Otras localidades como Puerto Aldea, Puerto Cisnes y Puerto de Hambre muestran contenidos superiores a  $0,6 \mu\text{g/g}$ , toda vez que los contenidos más bajos dentro de cada localidad se presenta bajo los  $0,2 \mu\text{g/g}$  (Tabla 4.35).

Para los sedimentos lacustres, la condición es similar. Escapan a la regla los valores exhibidos por Laguna Laja, cuyo máximo alcanza los  $4,14 \mu\text{g/g}$ , mientras su valor mínimo es igualmente alto y llega a los  $0,93 \mu\text{g/g}$ . El resto de los cuerpos de agua lacustres poseen valores inferiores a  $1,0 \mu\text{g/g}$ , manteniéndose incluso bajo el límite de detección instrumental, como en los lagos Budi, Caburga y Toro (Tabla 4.36).

En resumen, es posible observar que en prácticamente la totalidad de los sectores de muestreo existen sedimentos con niveles indetectables de POCl, mientras los valores máximos rara vez sobrepasan los  $1,0 \mu\text{g/g}$ .

Tabla 4.35. Valores de POCl ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	PS	TT	PV	AL	MO	QU	MA	CP	CB	SA	AC	BM	PC	PH
1	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	0,24	< 0,2	0,29	< 0,2	< 0,2	0,54	< 0,2
2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	0,30	< 0,2	< 0,2	0,48	0,39	0,30	< 0,2	< 0,2	< 0,2	0,65
3	< 0,2	< 0,2	< 0,2	0,63	< 0,2	< 0,2	< 0,2	1,73	0,33	< 0,2	< 0,2	< 0,2	0,67	< 0,2

Tabla 4.36. Valores de POCl ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales lacustres, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	LV	LL	LB	LC	LE	LS
1	< 0,2	1,74	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
2	< 0,2	4,14	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
3	0,82	0,93	< 0,2	< 0,2	0,64	< 0,2

*Handwritten signature and date: 27/7/2013*

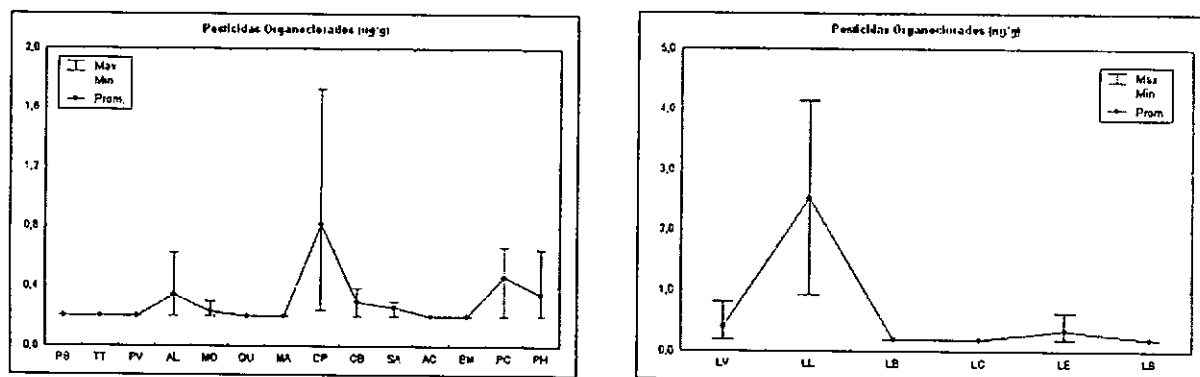


Figura 4.17. Fluctuación espacial de los valores de POCl en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.



#### 4.3.18. Carbono Orgánico Total

Los valores de carbono orgánico total existentes en los sedimentos a lo largo del país, arrojan una alta homogeneidad, aunque mostrando condiciones distintas entre matrices de origen marino y lacustre (Figura 4.18). En el primero de ellos, prácticamente la totalidad de los resultados dieron concentraciones inferiores al 1%, y de ellos más del 65% con valores bajo el 0,2% de COT; del mismo modo, la variabilidad de los resultados en cada uno de los cuerpos de agua monitoreados es baja. Sólo dos registros puntuales alteraron el patrón de distribución observado para la matriz marina: un valor de 1,82% observado en Puerto Aldea y un registro del 11,6% obtenido en la localidad de Puerto de Hambre, elevando tanto el promedio de la localidad como su variabilidad (Tabla 4.37).

Para la matriz lacustre, en tanto, la condición se observa bastante diferente, en el sentido en que la gran mayoría de las muestras analizadas arrojaron contenidos de COT superiores al 1%. De entre ellas destacan los valores obtenidos para el Lago Caburga en primera instancia, alcanzando un promedio del 10,7% y una alta variabilidad local, seguido a menor escala de los lagos Budi (2,86%) y Toro (2,43%) (Tabla 4.38).

Tabla 4.37. Valores de COT (%) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	PS	TT	PV	AL	MO	QU	MA	CP	CB	SA	AC	BM	PC	PH
1	0,160	0,210	0,299	0,990	0,150	0,040	0,090	0,180	0,680	0,230	0,040	0,151	0,090	0,820
2	0,542	0,193	0,191	1,820	0,180	0,189	0,150	0,100	0,170	0,210	0,040	0,172	0,510	0,170
3	0,097	0,230	0,191	0,310	0,180	0,111	0,150	0,160	0,170	0,240	0,040	0,162	0,220	11,620

Tabla 4.38. Valores de COT (%) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales lacustres, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	LV	LL	LB	LC	LE	LS
1	2,05	3,30	4,04	21,70	0,44	4,28
2	1,45	0,26	4,53	5,71	0,10	1,23
3	1,26	0,35	0,30	4,76	0,11	1,78

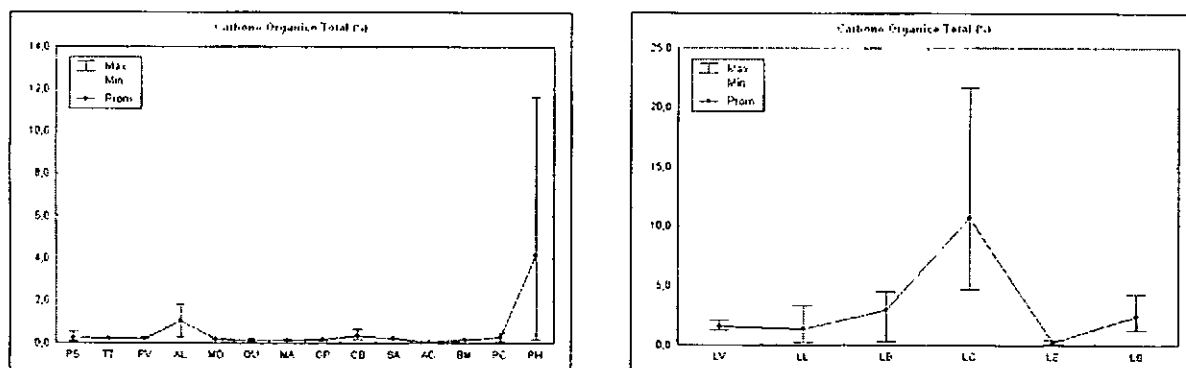


Figura 4.18. Fluctuación espacial de los valores de COT en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.



### 4.3.19. Sulfuros

Los valores de sulfuros encontrados en la matriz sedimentaria a lo largo de la red de muestreo han sido bajos en la mayor parte de los registros, encontrando en la gran mayoría de ellos niveles bajo el límite de detección instrumental ( $0,1 \mu\text{g/g}$ ). De entre las localidades con mayor presencia de este tipo de compuestos a nivel marino, se encuentra Puerto de Hambre y Puerto Aldea, con registros puntuales que alcanzaron los  $85,0 \mu\text{g/g}$  y  $53,9 \mu\text{g/g}$ , respectivamente (Tabla 4.39 y Figura 4.19). La localidad de Puerto Cisnes presenta un valor puntual de  $5,87 \mu\text{g/g}$  de este parámetro sólo en una estación, aumentando levemente su promedio y variabilidad, como se presenta en la Figura 4.19.

En cuanto a la matriz sedimentaria lacustre (Figura 4.19), se exhibe una mayor variación entre los resultados, mientras la proporción de muestras con niveles indetectables de este compuesto respecto a los sedimentos marinos, es menor. De entre estos cuerpos de agua, los mayores contenidos de sulfuros los obtiene el Lago Budi, alcanzando valores puntuales de  $382 \mu\text{g/g}$ , que elevan su promedio a los  $163,4 \mu\text{g/g}$  (Tabla 4.40).

Los altos valores obtenidos en algunos cuerpos de agua tendrían su explicación en la presencia de fondos reductores producto de una acumulación de material orgánico proveniente de fuentes cercanas, ya que como se viera anteriormente, los contenidos de COT en la matriz sedimentaria marina se corresponde con los valores de sulfuros detectados en localidades como Puerto Aldea y Puerto de Hambre. En tanto, para los lagos Budi y Caburga, la relación no es tan directa, aunque la presencia de ambos compuestos es clara para ambas localidades.

Tabla 4.39. Valores de sulfuros ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	PS	TT	PV	AL	MO	QU	MA	CP	CB	SA	AC	BM	PC	PH
1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	2,76	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	1,38	<0,1	<0,1	<0,1	5,19
2	<0,1	0,20	<0,1	0,70	0,20	<0,1	0,15	<0,1	<0,1	0,46	<0,1	<0,1	5,87	6,22
3	<0,1	<0,1	<0,1	53,9	<0,1	<0,1	<0,1	0,14	<0,1	1,30	<0,1	<0,1	0,35	85,0

Tabla 4.40. Valores de sulfuros ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales lacustres, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	LV	LL	LB	LC	LE	LS
1	2,10	1,97	108,0	1,38	<0,1	0,82
2	2,81	<0,1	382,0	3,10	<0,1	<0,1
3	1,02	0,59	0,28	<0,1	0,62	<0,1

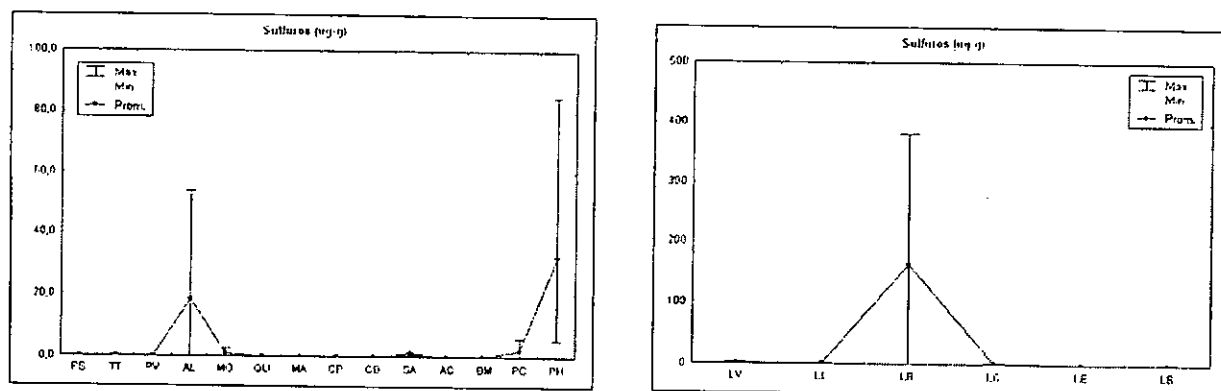


Figura 4.19. Fluctuación espacial de los valores de sulfuros en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.

#### 4.3.20. Fósforo Total

Los contenidos de fósforo total en los sedimentos marinos muestran una alta variación espacial, exhibiendo valores que van desde bajo el límite de detección instrumental ( $30,0 \mu\text{g/g}$ ), encontrados en Puerto Cisnes y alcanzando hasta los  $428,9 \mu\text{g/g}$  en la localidad de Puerto Aldea (Tabla 4.41). En cuanto a la distribución espacial de este parámetro, se aprecia que en general en la zona del Norte chico del país se encuentran las mayores concentraciones de fósforo total, la que va disminuyendo en forma levemente oscilante hacia el Sur. No obstante, en el extremo Norte (Pisagua y Taltal) y Sur (Puerto de Hambre), se aprecian valores similares entre sí y relativos medios respecto al resto de las mediciones (Figura 4.20).

Respecto a los contenidos de fósforo total en los sedimentos lacustres, se aprecia de igual modo una alta variabilidad, tanto local como entre las distintas localidades, aunque con contenidos medios inferiores y similares a los obtenidos para la zona centro-Sur en sedimentos marinos. Entre estos, destacan los bajos contenidos obtenidos por los lagos Caburga y Elizalde, no pudiendo ser cuantificables analíticamente ( $< 30,0 \mu\text{g/g}$ ). Con valores relativos medios también bajos y una baja variabilidad se encuentra la Laguna Laja ( $139,0 \mu\text{g/g}$ ), en tanto los demás cuerpos de agua lacustres permanecen alrededor de los  $400,0 \mu\text{g/g}$  (Tabla 4.42).

Tabla 4.41. Valores de fósforo total ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	PS	TT	PV	AL	MO	QU	MA	CP	CB	SA	AC	BM	PC	PH
1	414,2	359,4	622,7	567,6	1503,1	346,4	516,8	117,6	380,0	228,5	283,9	345,0	<30,0	497,8
2	473,8	423,3	997,7	1969,3	870,4	581,5	94,9	352,7	376,8	722,0	478,6	194,0	<30,0	497,0
3	389,6	318,7	757,3	1286,7	870,8	706,4	218,9	407,9	462,9	350,3	307,7	146,0	<30,0	476,5



Tabla 4.42. Valores de fósforo total ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales lacustres, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	LV	LL	LB	LC	LE	LS
1	286,9	206,0	259,6	<30,0	<30,0	384,0
2	324,6	114,8	603,3	<30,0	<30,0	484,0
3	730,6	97,2	288,3	<30,0	<30,0	501,0

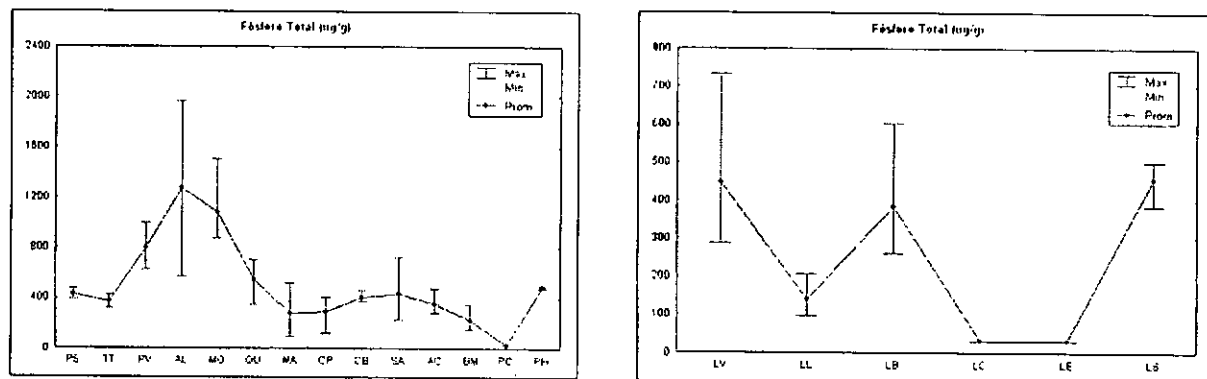


Figura 4.20. Fluctuación espacial de los valores de fósforo total en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.

#### 4.3.21. Nitrógeno Total

De la distribución de los contenidos de nitrógeno total en sedimentos marinos (Figura 4.21), se pueden extraer tres situaciones distintas. Por una parte, una alta variación en la zona Norte del país, demostrando un patrón oscilante, con contenidos máximos que se presentan en las localidades de Pisagua ( $433,3 \mu\text{g/g}$ ) y Puerto Aldea ( $667,6 \mu\text{g/g}$ ), ambas con una alta fluctuación local en los contenidos de este parámetro. Hacia la zona centro-Sur del país, los niveles de concentración tienden a estabilizarse, exhibiendo menores contenidos medios, como asimismo una baja variación local, fluctuando entre los  $56,1 \mu\text{g/g}$  y  $166,0 \mu\text{g/g}$ , observados en Bahía Mansa e Isla Mocha, respectivamente. Hacia la porción Sur-austral del país se aprecia una nueva alza en los contenidos medios de este parámetro, llegando a los  $642,9 \mu\text{g/g}$  en promedio para la localidad de Puerto de Hambre (Tabla 4.43).

En relación a los cuerpos de agua lacustres, se observa una situación completamente diferente, en cuanto la escala de concentración es cinco veces mayor a lo detectado para los sedimentos marinos. Aquí se aprecian los mayores valores relativos para el Lago Caburga ( $3.932 \mu\text{g/g}$ ), con una alta variabilidad local, mientras los Lagos Elizalde y Toro exhiben una baja concentración media, con una baja variabilidad (Tabla 4.44).



Tabla 4.43. Valores de nitrógeno total ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	PS	TT	PV	AL	MO	QU	MA	CP	CB	SA	AC	BM	PC	PH
1	46,0	165,1	120,4	890,5	102,3	110,0	40,3	111,0	70,2	183,4	29,6	59,1	48,8	736,2
2	1142,2	117,2	86,6	870,1	125,3	145,7	64,2	31,8	54,5	146,3	35,7	51,3	445,3	370,6
3	111,6	250,1	120,3	242,7	128,4	421,8	71,6	63,9	57,9	165,6	12,4	57,8	136,8	822,0

Tabla 4.44. Valores de nitrógeno total ( $\mu\text{g/g}$ ) determinados en los sedimentos sublitorales superficiales lacustres, para las diferentes localidades estudiadas.

ESTACION	LV	LL	LB	LC	LE	LS
1	878,0	3025,2	3735,1	6996,1	147,4	477,1
2	1117,4	49,5	2612,9	1890,3	74,8,0	400,6
3	644,5	169,5	316,6	2911,0	75,6	299,5

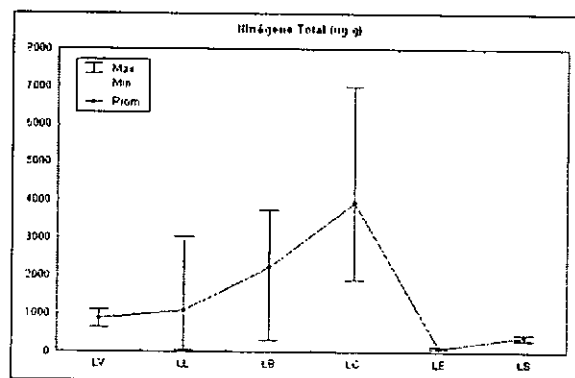
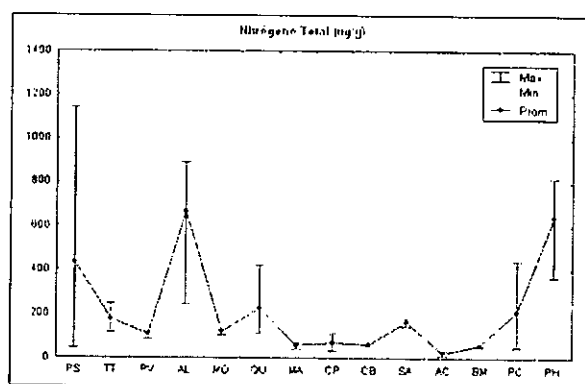


Figura 4.22. Fluctuación espacial de los valores de nitrógeno total en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.

### 4.3.22. Granulometría

#### a. Promedio gráfico

En general, la mayor parte de los sedimentos marinos registra la presencia de granos de tamaño fino (Figura 4.23), en donde sólo las localidades de Pisagua, Quintay y Achao, y posteriormente también Taltal, arrojan la presencia de arenas gruesas y muy gruesas (Tabla 4.45). De esta forma, es posible deducir que dichas zonas presentan una hidrodinámica costera, cuya energía permite el desplazamiento de las fracciones más finas del sedimento fuera del área local, contribuyendo mayormente con procesos erosivos por sobre los de tipo acumulativos. Sin embargo, la variación en el tamaño de los granos dentro de un mismo sector se da en varias localidades, como Pisagua, Los Molles y Bahía Mansa. La ubicación de la estación de muestreo juega un rol importante dentro de la granulometría local, en cuanto la dinámica costera puede alterar de manera significativa el tamaño medio de los granos. Dentro de este contexto, las fracciones más



finas de sedimentos pueden ser el resultado de procesos acumulativos dada la baja hidrodinámica del sector. Localidades como Puerto Aldea, Los Molles, Bahía Mansa, Puerto Cisnes y Puerto de Hambre presentarían dicha condición, situación que se puede ver alterada del mismo modo, por la presencia cercana de ríos y esteros que contribuyen a la depositación de material de arrastre. Cabe mencionar que la composición de los sedimentos no es estacionaria, ya que está sujeta principalmente al comportamiento de las corrientes de fondo entre otros factores que pueden alterar su estado. No se aprecia un patrón de distribución claro en el promedio gráfico de los sedimentos marinos a lo largo del país.

Para los fondos lacustres (Figura 4.23), el tamaño de los granos muestra mayores variaciones. Con diámetros más gruesos, se presentan las localidades de Laguna Laja y Lago Elizalde, condición que está dada principalmente por la presencia de piedras en el sedimento, como se pudo apreciar macroscópicamente. Lago Budi, si bien registra la presencia de sedimentos gruesos en una estación, la mayor parte de la zona muestreada arroja valores correspondientes a arenas muy finas. Los lagos Vichuquén, Caburga y Toro, por su parte, muestran fundamentalmente la existencia de sedimentos finos y muy finos, incluso a nivel de limo-arcillas en algunos de ellos (Tabla 4.46).

Tabla 4.45. Promedio gráfico ( $M_z$ ) de los sedimentos superficiales marinos (escala phi) en las localidades estudiadas.

ESTACION	PS	TT	PV	AL	MO	QU	MA	CP	CB	SA	AC	BM	PC	PH
1	AMF	AG	AF	AM	LA	AF	AF	AM	AF	AMF	AM	AF	AMF	AF
2	AG	AF	AMF	AF	AF	AG	AF	AM	AF	AF	AG	LA	AF	AM
3	AMG	AF	AMF	LA	AF	AG	AF	AM	AF	AF	AG	AM	AM	LA

LA: limo-arcillas; AMF: arena muy fina; AF: arena fina; AM: arena mediana; AG: arena gruesa; AMG: arena muy gruesa

Tabla 4.46. Promedio gráfico ( $M_z$ ) de los sedimentos superficiales lacustres (escala phi) en las localidades estudiadas.

ESTACION	LV	LL	LB	LC	LE	LS
1	LA	LA	LA	AM	AG	AM
2	LA	AMG	AMF	AF	AG	AMF
3	AF	AG	AG	AF	AMG	AMF

LA: limo-arcillas; AMF: arena muy fina; AF: arena fina; AM: arena mediana; AG: arena gruesa; AMG: arena muy gruesa

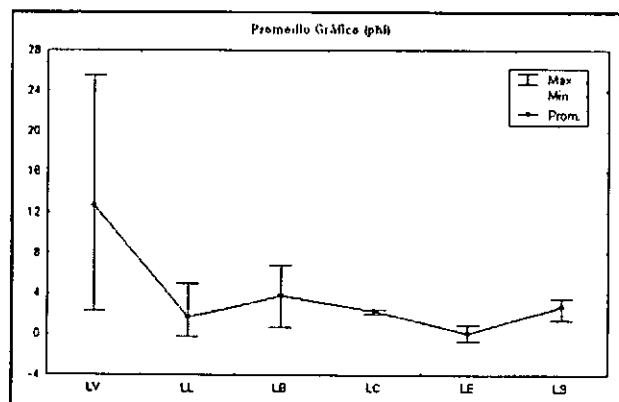
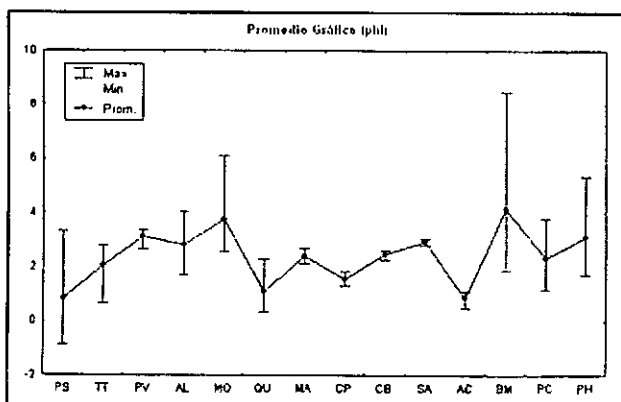


Figura 4.23. Promedio gráfico medio de los sedimentos superficiales marinos y lacustres en las localidades estudiadas.



## b. Clasificación

El grado de clasificación mostrado por los sedimentos de las localidades de origen marino no tuvo una distribución común, agrupándose principalmente entre las categorías bien clasificados, moderadamente clasificados y poco clasificados (Tabla 4.47). En cada sector de muestreo se aprecia una variación de uno a dos grados en la clasificación de los granos de sedimentos, con desviaciones gráficas inclusivas distintas en cada estación dentro de una misma localidad.

Para los cuerpos de agua lacustres, la condición es similar. Sin embargo, la mayor parte de las localidades muestreadas tiende a presentar sedimentos poco clasificados, mientras las localidades restantes fluctúan entre moderadamente clasificados y muy mal clasificados (Tabla 4.48). Igualmente, sólo la localidad de Lago Elizalde presenta un mismo grado de clasificación en sus tres estaciones.

Tabla 4.47. Desviación estándar gráfica inclusiva (clasificación  $p_1$ ) de los sedimentos superficiales marinos (escala phi) en las localidades estudiadas.

ESTACION	PS	TT	PV	AL	MO	QU	MA	CP	CB	SA	AC	BM	PC	PH
1	MOD C	MOD C	BC	PC	MMC	BC	BC	BC	BC	MOD C	MOD C	MOD C	MMC	PC
2	PC	PC	PC	PC	BC	MOD C	MOD C	BC	MOD C	BC	PC	MMC	MOD C	MC
3	PC	PC	BC	MOD C	MBC	MOD C	MBC	BC	BC	MOD C	PC	MMC	BC	MMC

MBC: muy bien clasificada; BC: bien clasificada; MOD C: moderadamente clasificada; PC: poco clasificada; MC: mal clasificada; MMC: muy mal clasificada

Tabla 4.48. Desviación estándar gráfica inclusiva (clasificación  $p_1$ ) de los sedimentos superficiales lacustres (escala phi) en las localidades estudiadas.

ESTACION	LV	LL	LB	LC	LE	LS
1	MMC	MMC	MMC	MOD C	PC	PC
2	MMC	PC	MC	MOD C	PC	MOD C
3	PC	PC	MOD C	PC	PC	MOD C

MBC: muy bien clasificada; BC: bien clasificada; MOD C: moderadamente clasificada; PC: poco clasificada; MC: mal clasificada; MMC: muy mal clasificada

## c. Asimetría

Los valores de sesgo gráfico inclusivo para los sedimentos marinos presentan grados de asimetría que se desplazan por toda la escala en forma proporcional. Al igual que en los parámetros granulométricos descritos anteriormente, cada localidad presenta niveles de asimetría distintos en cada una de las estaciones monitoreadas. Sólo los cuerpos de agua de Taltal y Bahía Mansa registran sesgos similares en toda la zona, conteniendo sus sedimentos un alto exceso de gruesos y alto exceso de finos, respectivamente. Los moderados excesos de gruesos y las simetrías, ocupan también una amplia distribución a nivel nacional (Tabla 4.49).

En cuanto a los cuerpos de agua lacustres, las categorías con alto exceso de gruesos y distribuciones simétricas de los sedimentos, alcanzan una alta representatividad dentro de esta matriz (Tabla 4.50). Sesgos gráficos de incidencia fina, se mantienen presentes aunque en una menor proporción. Del mismo modo, las variaciones a nivel de asimetría se presentan para cada localidad y para cada uno de los puntos de muestreo.





Tabla 4.49. Sesgo gráfico inclusivo (asimetría  $Sk_1$ ) de los sedimentos superficiales marinos (escala phi) en las localidades estudiadas.

ESTACION	PS	TT	PV	AL	MO	QU	MA	CP	CB	SA	AC	BM	PC	PH
1	MEG	AEF	MEG	AEF	AEF	S	MEG	AEF	S	S	MEG	AEF	AEF	AEF
2	MEG	AEF	AEF	AEF	S	S	AEF	MEF	MEG	MEF	S	AEF	MEG	MEF
3	MEF	AEF	S	MEF	S	MEG	MEG	MEG	S	S	AEF	AEF	MEG	AEF

AEF: alto exceso de gruesos; MEG: moderado exceso de gruesos; S: simétrica; MEF: moderado exceso de finos; AEF: alto exceso de finos

Tabla 4.50. Sesgo gráfico inclusivo (asimetría  $Sk_1$ ) de los sedimentos superficiales lacustres (escala phi) en las localidades estudiadas.

ESTACION	LV	LL	LB	LC	LE	LS
1	MEF	S	AEF	MEF	AEF	S
2	AEF	S	S	MEF	AEF	AEF
3	MEG	MEG	AEF	S	MEG	AEF

AEF: alto exceso de gruesos; MEG: moderado exceso de gruesos; S: simétrica; MEF: moderado exceso de finos; AEF: alto exceso de finos

### 4.3.23. Macroinfauna sublitoral

#### a. Riqueza específica

En cuanto al número de especies encontradas en la macrofauna de fondos blandos para sedimentos marinos, se aprecian condiciones de alta variabilidad a lo largo del país. Para el sector Norte, la mayor presencia de especies ocurre en las localidades de Taltal y Puerto Aldea, identificándose un total de 43 y 27 especies, respectivamente (Tabla 4.51). Del mismo modo, las altas fluctuaciones espaciales se aprecian al encontrar sólo 1 especie en Puerto Viejo y ninguna especie para Los Molles. En el sector central, se aprecia una mayor estabilidad de los datos, variando entre 16 y 28 especies, entre Quintay e Isla Mocha. Para el extremo Sur, por su parte, la mayor riqueza de especies la obtiene la localidad de Puerto de Hambre, con 38 especies identificadas, luego del descenso en este parámetro producido por localidades como Bahía Mansa, Achao y Puerto Cisnes.

Para los cuerpos de agua lacustres, se aprecia una importante baja en la riqueza específica (Tabla 4.52), respecto a los sedimentos marinos. La mayor parte de los sedimentos lacustres arrojaron la presencia de sólo 2 a 3 especies, donde únicamente el Lago del Toro exhibe una mayor riqueza específica que alcanza a las 9 especies (Figura 4.24).

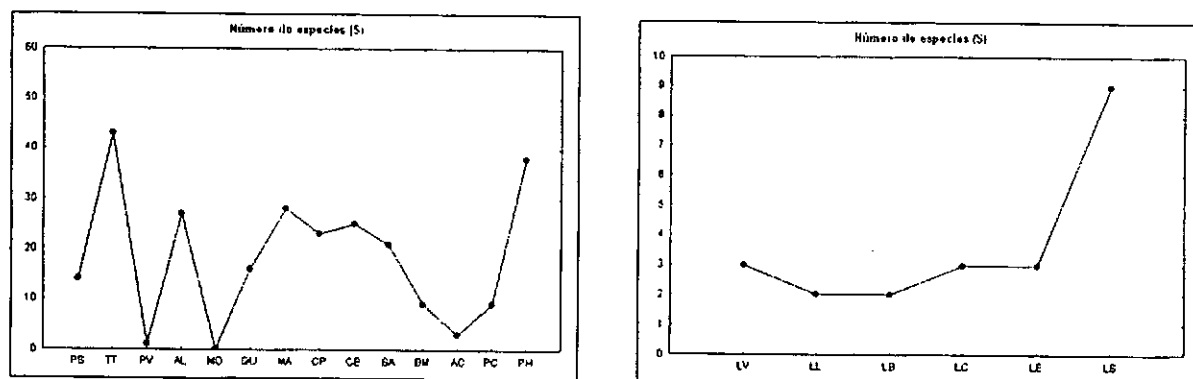


Figura 4.24. Fluctuación espacial del número de taxa identificados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.

#### b. Abundancia numérica

La distribución espacial del número de individuos encontrados en los sedimentos marinos a lo largo del país presenta un patrón similar al obtenido para la riqueza específica, con promedios máximos que se alcanzan en las localidades de Pichilemu, Puerto de Hambre y Puerto Aldea, cuyas abundancias superan los 1.000 ind/m<sup>2</sup> (Tabla 4.51). En estas localidades adquieren importancia especies como *Ampelisca* sp.1 y *Metharpinia longirostris*, hacia el Sur, mientras para los cuerpos de agua ubicados más al Norte son importantes especies como *Linucula pisum* y Gammaridae sp.1. Sin embargo, la variabilidad espacial también ha sido alta, y aunque similar a la curva mostrada por la riqueza, de mayor amplitud. En las localidades de Puerto Viejo y Los Molles, la abundancia continúa siendo baja, con 1 individuo presente en la primera de ellas y ausencia completa de macroinfauna para Los Molles (Figura 4.25).

Para los sedimentos lacustres, en tanto, la mayor parte de los cuerpos de agua presentan abundancias totales bajo los 100 ind/m<sup>2</sup> (Tabla 4.52). La excepción la constituye el Lago Toro, el cual alcanza los 516 ind/m<sup>2</sup>, dado principalmente por la alta presencia de especies de crustáceos anfípodos. También con una alta abundancia relativa se presenta Lago Budi, cuyos 127 ind/m<sup>2</sup> están dados casi exclusivamente por el molusco bivalvo Carditidae sp.1. Otras especies presentes en localidades lacustres corresponden a *Eudevenopus gracilipes* y larvas de insecto, entre otras, pero con abundancias comparativamente inferiores.

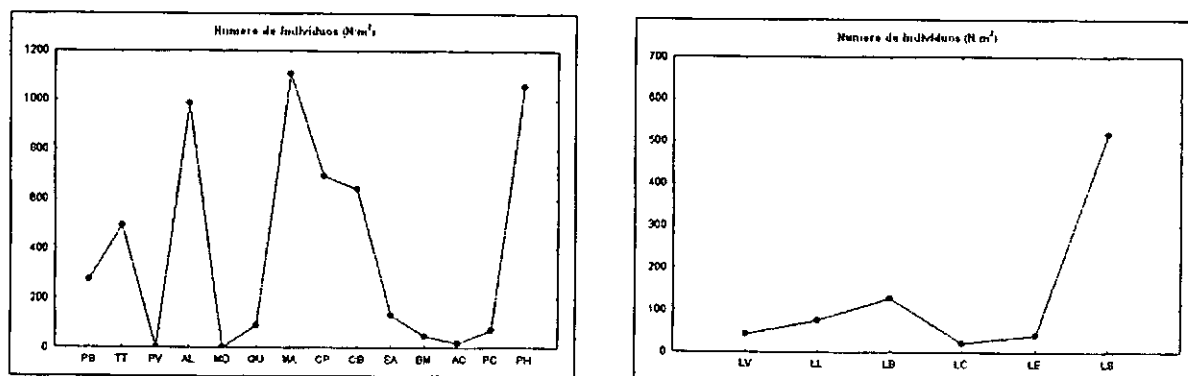


Figura 4.25. Fluctuación espacial del número de individuos identificados en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.



### c. Biomasa

Si bien la distribución de la biomasa a lo largo de los cuerpos de agua marinos monitoreados expresa en un comienzo una curva similar a la obtenida para los casos anteriores, ésta tiende a declinar hacia el Sur. Correspondiéndose a las altas abundancias encontradas en localidades como Puerto Aldea y Pichilemu, la biomasa húmeda muestra altos valores relativos justamente en los mismos puntos de muestreo. Sin embargo, pese a encontrarse en Puerto de Hambre una alta abundancia tanto específica como numérica, para la biomasa los valores son bajos, indicando de esta manera la presencia de una gran cantidad de individuos de diferentes categorías, pero de peso individual bajo (Tabla 4.51). El efecto contrario ocurre en Taltal, donde si bien la abundancia se posicionó dentro de un rango medio, la biomasa húmeda encuentra en este sector valores casi cinco veces mayores a las localidades que le secundan (Figura 4.26), determinando la existencia de especies de alta biomasa individual.

Para la macrofauna encontrada en los sedimentos lacustres, ocurre una situación similar, relacionándose estrechamente las curvas de abundancia y biomasa. Aunque la proporción de este parámetro es comparativamente inferior a la obtenida para los sedimentos marinos, los máximos obtenidos en Lago Toro (15,8 g/m<sup>2</sup>) y Lago Budi (7,2 g/m<sup>2</sup>), indican que los individuos identificados poseen una baja biomasa individual, pese a la alta abundancia encontrada (Tabla 4.52).

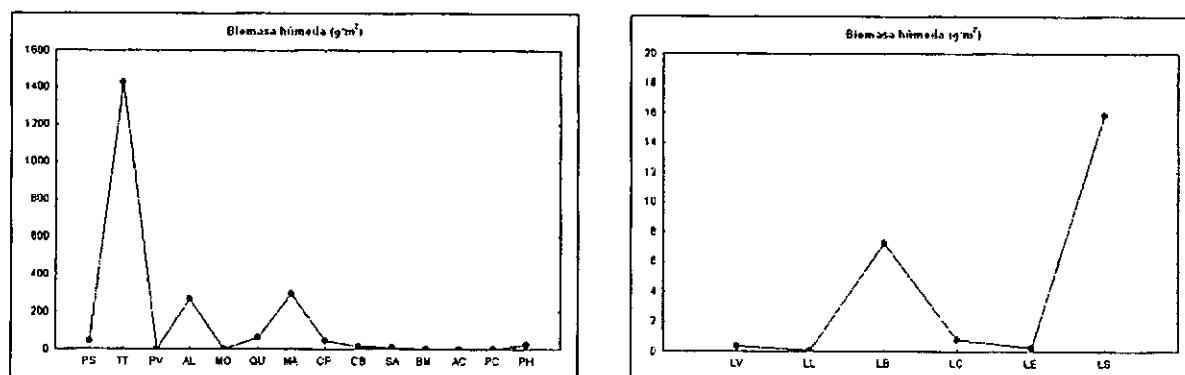


Figura 4.26. Fluctuación espacial de la biomasa húmeda contabilizada en los sedimentos sublitorales superficiales marinos y lacustres.



Tabla 4.51. Parámetros comunitarios de la macroinfauna bentónica marina en las localidades estudiadas. S, número de taxa; N, número de individuos (ind/m<sup>2</sup>); B, biomasa húmeda (g/m<sup>2</sup>); H', diversidad específica (bit/ind); J', uniformidad.

Localidad	S	N	B	H'	J'
PS	14	277	44,33	1,940	0,736
TT	43	496	1426,04	3,120	0,830
PV	1	1	0,03	0,000	0,000
AL	27	986	265,77	2,350	0,714
MO	0	0	0,00	0,000	0,000
QU	16	89	63,86	2,230	0,804
MA	28	1106	294,13	1,600	0,481
CP	23	694	42,42	1,570	0,501
CB	25	640	15,15	2,640	0,820
SA	21	134	11,91	2,280	0,750
BM	9	48	0,97	1,700	0,774
AC	3	18	1,08	0,921	0,839
PC	9	72	0,79	1,450	0,658
PH	38	1056	21,67	2,770	0,761

Tabla 4.52. Parámetros comunitarios de la macroinfauna bentónica lacustre en las localidades estudiadas. S, número de taxa; N, número de individuos (ind/m<sup>2</sup>); B, biomasa húmeda (g/m<sup>2</sup>); H', diversidad específica (bit/ind); J', uniformidad.

Localidad	S	N	B	H'	J'
LV	3	42	0,360	0,839	0,764
LL	2	76	0,067	0,546	0,787
LB	2	127	7,240	0,050	0,073
LC	3	20	0,753	0,730	0,664
LE	3	40	0,217	0,781	0,711
LS	9	516	15,810	0,945	0,430

#### d. Clasificación

El dendrograma construido a partir de la aplicación del índice de Bray-Curtis, agrupa a las estaciones del área en estudio en términos de similitud. Durante esta campaña de muestreo, se observa una clara aglomeración entre algunas localidades, observándose completamente separadas la macrofauna encontrada en sedimentos marinos de los lacustres (Figura 4.27). En la parte superior del diagrama, se aprecia una mayor asociación faunística de los cuerpos de agua de origen lacustre, entre ellas los lagos Elizalde y Caburga, con una similitud del 48%. Esta asociación estaría dada mayormente por valores de diversidad y uniformidad similares entre sí y a niveles medios, respecto a las localidades restantes. Además,



geográficamente ambas localidades se encuentran ubicadas en lagos precordilleranos, y sometidos a condiciones ambientales similares. A este primer núcleo se incorpora con un nivel de similitud del 46% la macroinfauna de localidad de Lago Vichuquén, similar en los parámetros antes mencionados. Algo más distante y a una similitud del 40%, Laguna Laja se une a este conglomerado, próximo a nivel de uniformidad. El resto de los cuerpos de agua lacustres permanecen distanciados e inferiores al 10% de similitud. Cabe destacar la presencia de la localidad de Puerto Cisnes dentro de este núcleo lacustre; ello, dado por la alta influencia dulceacuícola que presenta este sector al estar ubicado en un sistema de fiordos y cercano a la desembocadura del Río Cisnes. Puerto Viejo, quien también permanece dentro de este núcleo, se basa en la baja fauna asociada a este cuerpo de agua y sólo presenta una similitud del 0,3%. Dentro de estos, también Lago Budi muestra una nula similitud a los demás cuerpos de agua lacustres, debido a valores de diversidad y uniformidad completamente alejados del resto. La localidad de Los Molles no fue posible de incluir en este análisis dada la ausencia total de fauna asociada a este sector.

Por otro lado, la macrofauna sublitoral marina de fondos blandos se presenta hacia el lado inferior de la gráfica, solo demostrando una asociación importante entre las localidades de Cobquecura y Caleta Pellines, con un nivel de similitud del 42%; ello se debe a similares valores de riqueza específica y abundancia. A este conglomerado principal, se une la macrofauna de la localidad de Pichilemu, logrando un 25,2% de similitud, y asociado al grupo anterior por valores de riqueza y uniformidad dentro de los mismos rangos. Las comunidades presentes en los sedimentos en las localidades restantes, muestran una baja asociación faunística, que en ningún caso sobrepasa el 15% de similitud al conglomerado inicial. Del mismo modo, ambos núcleos, marino y lacustre, presentan una baja asociación, mostrando una similitud de tan sólo el 3,3%. Ambientalmente, la macrofauna de la mayor parte de los cuerpos de agua analizados presentarían fondos con condiciones poco similares entre sí, y compartiendo pocas similitudes entre los parámetros comunitarios en estudio.

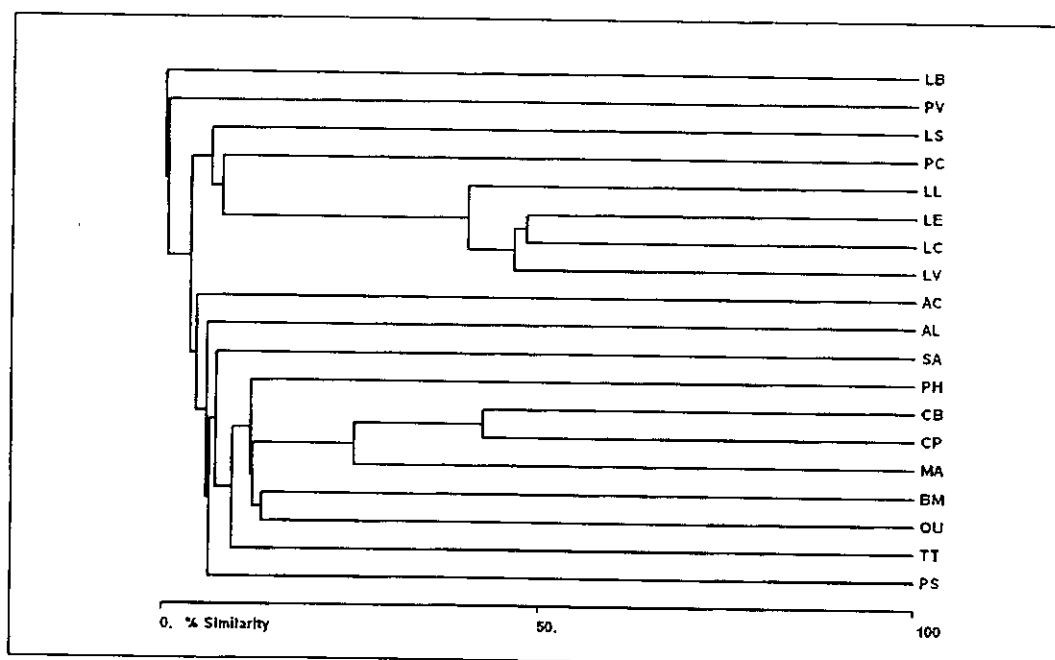


Figura 4.27. Dendrograma de clasificación en similitud de los distintos cuerpos de agua, utilizando el índice de Bray Curtis como método de unión.



#### e. Ordenación

Una distribución similar a la observada en la Figura 4.28, se presenta en la ordenación multidimensional no métrica (Figura 4.28). En ella pueden apreciarse claramente que todas las estaciones lacustres se encuentran dispuestas formando un sólo grupo, al costado derecho del diagrama. Un grupo de mayor cohesión puede apreciarse, donde sólo la macrofauna de la localidad de Lago Budi se aleja de él, del mismo modo como se estableciera anteriormente y dada la fuerte influencia marina sobre este cuerpo de agua. Por el lado opuesto, un conjunto de localidades marinas se mantienen relativamente unidas, con excepciones en las comunidades presentes en los sedimentos de Achao, Puerto Viejo y Puerto Cisnes. En la primera de ellas, una mayor uniformidad produce una separación del resto de las localidades en estudio, cuyos valores son más bajos. En cuanto a Puerto Viejo, se establece una condición clara de escasez de fauna, que no se encuentra en las demás localidades, por lo cual su distanciamiento es esperable dado sus bajos valores de riqueza, abundancia, biomasa, diversidad y uniformidad. Para Puerto Cisnes, en tanto, se produce un mayor acercamiento hacia lo que corresponde a macrofauna lacustre propiamente tal, debido a la influencia dulceacuícola experimentada en este sector y a bajos valores de biomasa asociados.

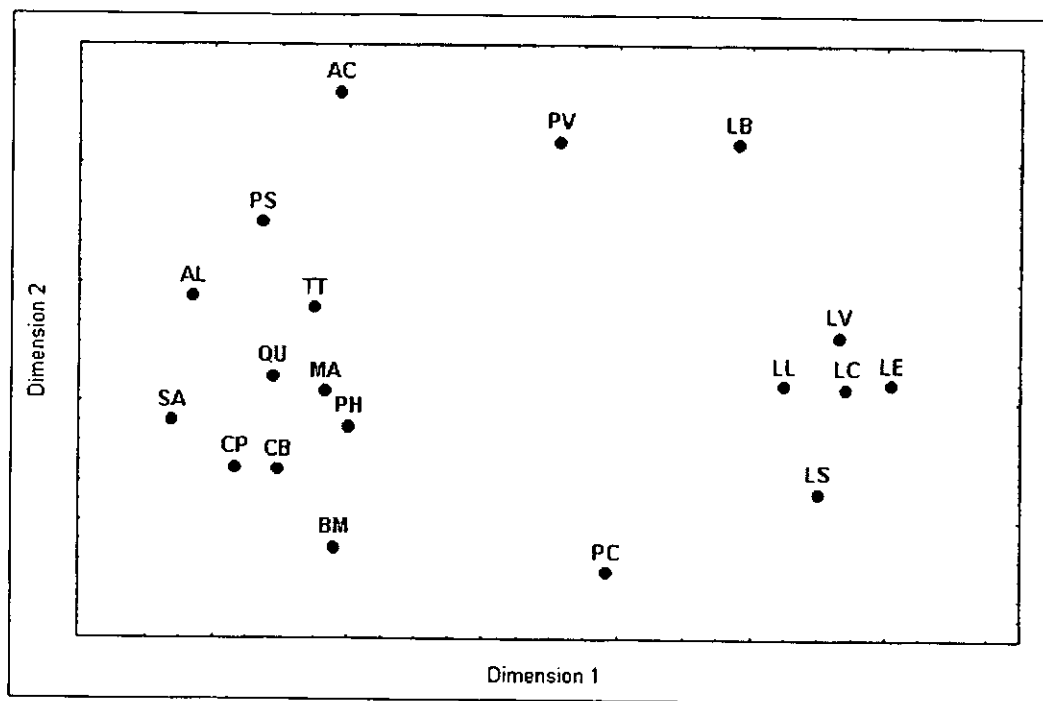


Figura 4.28. Plano de ordenación (MDS) de la macrofauna sublitoral de las localidades estudiadas.

#### f. Curvas ABC

Al elaborar las curvas ABC construidas para cada estación no fue posible diagramar la localidad de Los Molles, debido a la nula abundancia y biomasa que componen la macrofauna de este sector. En la Figura 4.29, es posible deducir que las distintas comunidades macrobentónicas de la zona en estudio varían en cuanto al grado de alteración en su estructura comunitaria.



La mayor parte de ellas no demuestra signos de estrés, y se da fundamentalmente en las localidades en las cuales la curva de abundancia yace por debajo de la curva de biomasa. Este es el caso de Pisagua, Taltal, Puerto Aldea, Quintay, Cobquecura, Isla Mocha, Laguna Laja, Lago Caburga, Achao, Lago Elizalde, y Puerto Cisnes. En ellas no se encuentran signos de alteración de sus estructuras comunitarias, pese a la sobreposición rápida de ambas curvas que experimentan las localidades de origen lacustre. Ello, se debe particularmente a la baja presencia numérica de individuos de la macrofauna sublitoral en dichos sectores.

Otra situación, sin embargo, es común para las representaciones gráficas de las comunidades presentes en las localidades de Matanzas y Bahía Mansa, por un lado, y Caleta Pellines, Lago Toro y Puerto de Hambre, por otra parte, aunque ambas con características diferentes. Para el primer grupo, sólo en un comienzo la curva de abundancia yace por debajo de la biomasa, pero inmediatamente se invierte la situación, sobreponiéndose la curva de biomasa; esto indicaría una condición de alteración leve sobre las comunidades sublitorales marinas. En el segundo caso, la curva de biomasa permanece bajo la de abundancia en el primer tercio del diagrama, para luego sobreponerse completamente, lo que sería indicativo de una condición de alteración moderada, dada la mayor presencia de especies de baja biomasa individual.

Por su parte, en la macrofauna de las localidades de Puerto Viejo y Lago Vichuquén se presenta una situación de alteración fuerte dada por dos condiciones diferentes. La explicación para la primera de ellas es clara: la ausencia prácticamente total de fauna en esta localidad, produce que ambas curvas permanezcan sobrepuestas desde el inicio y sin una pendiente aparente. Para el Lago Vichuquén, sin embargo, La curva de biomasa yace bajo la de abundancia desde un comienzo, a partir del cual ambas aumentan drásticamente. Esta situación obedece al rápido incremento en el número de individuos de baja biomasa individual, causando una rápida sobreposición de ambas curvas. La situación evidenciada por estas curvas es coherente con los resultados obtenidos al aplicar los índices ecológicos para dichas comunidades.

Es importante destacar también que tal vez el método no es suficientemente sensible para detectar efectos de este tipo, ya que se encuentra asociado principalmente a cambios de origen orgánico en la plataforma sedimentaria.

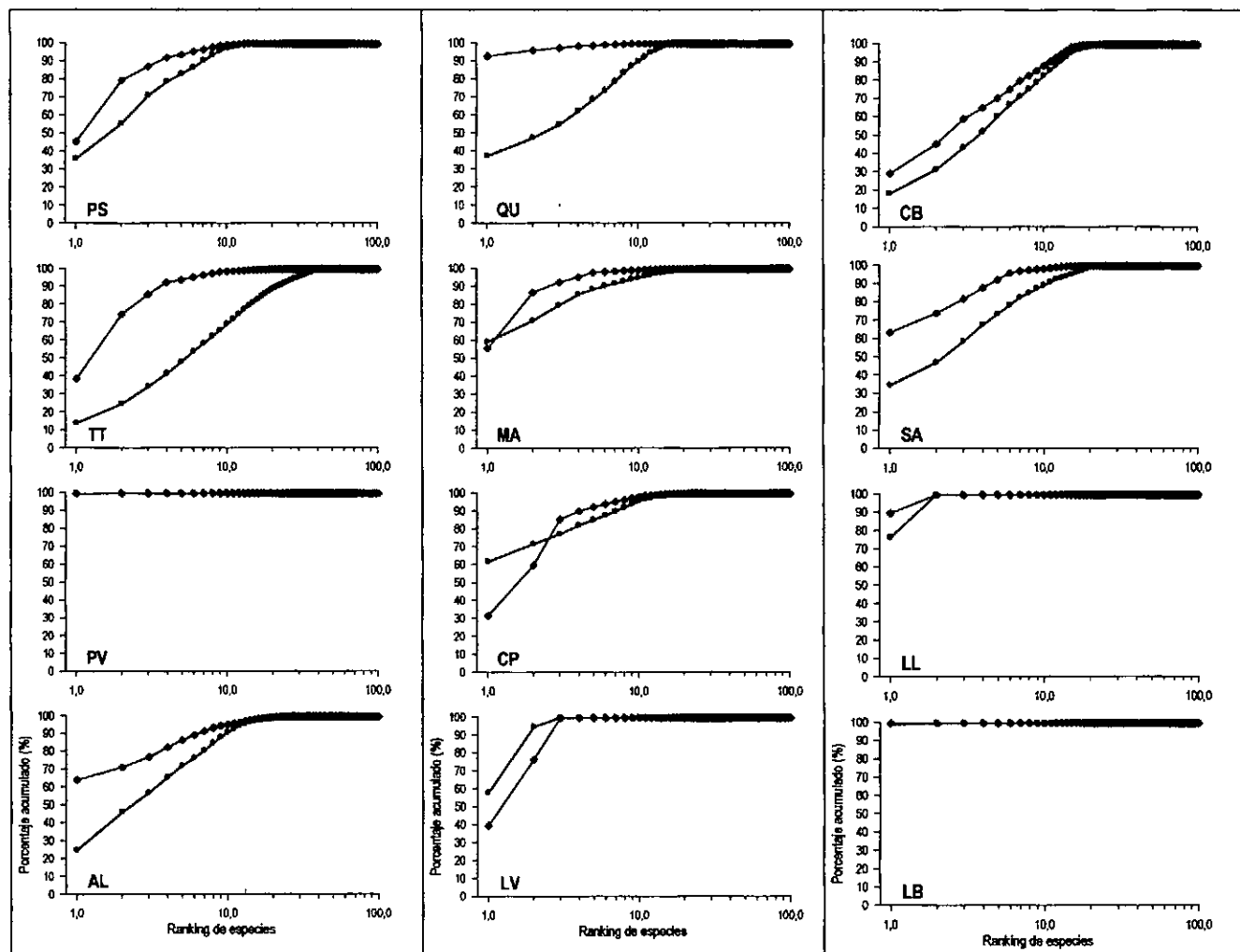


Figura 4.29. Curvas ABC para la macrofauna bentónica de fondos blandos de las localidades en estudio. ---- Abundancia  
— Biomasa.



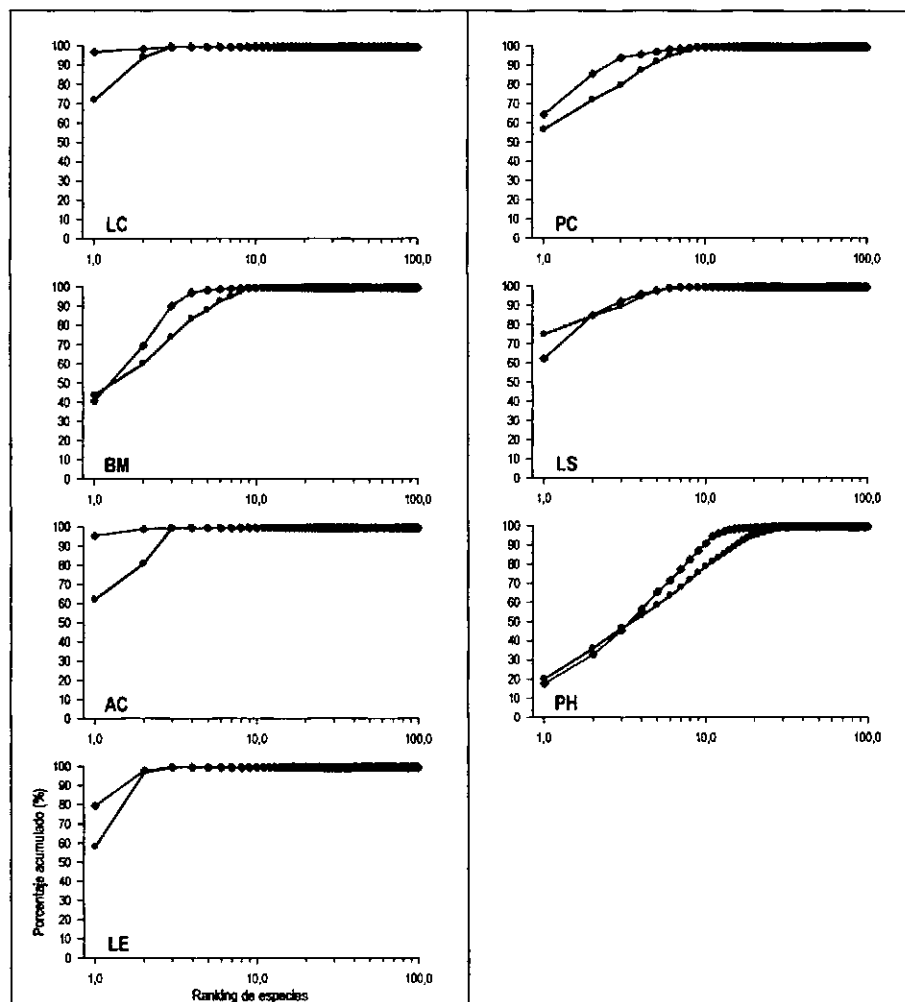


Figura 4.29. (Cont.) Curvas ABC para la macrofauna bentónica de fondos blandos de las localidades en estudio. ---- Abundancia — Biomasa.



## 4.4. INTERPRETACION DE LOS RESULTADOS

Al momento de plantear una normativa para la calidad de los sedimentos, es necesario comprender la proveniencia de ellos y las actividades que se realizan al interior de la cuenca. La cuenca como unidad base, es una herramienta de gestión ambiental que puede ayudar en la identificación de fuentes contaminantes terrestres y en la cuantificación de estos aportes que ingresan al medio acuático. De este modo permite aplicar a futuro medidas de control a través de objetivos de calidad ambiental para áreas o sectores específicos de nuestro territorio nacional que necesiten ser protegidos o remediados. La hoya hidrográfica transporta gran parte de los elementos que se encuentran posteriormente en los sedimentos lacustres y/o marinos; es por ello que este factor es de tener en consideración cuando se identifique las fuentes que los generan.

En la distribución espacial que presentaron los metales pesados sobre las diferentes localidades a lo largo del país en la presente campaña de muestreo, están directamente involucradas las propiedades constitutivas de los sedimentos, en cuanto la mayor parte de dichos cuerpos de agua se encuentran sometidos a un bajo o nulo grado de intervención antrópica. Ello implica la medición de parámetros a niveles basales sobre los sedimentos marinos y lacustres, como herramienta inicial a la hora de establecer criterios.

De esta forma, geográficamente existen zonas donde ciertos elementos juegan una mayor participación en la composición del sedimento. Metales como el cobre, cadmio, mercurio y plomo presentan en general concentraciones superiores en la zona Centro-Norte del país, respecto a las localidades restantes, aunque los niveles máximos en cada uno de ellos distribuidos en localidades diferentes.

Para el caso del cobre, los contenidos relativos más altos fueron encontrados en localidades lacustres, principalmente en los lagos Caburga, Vichuquén y Budi, registrando valores medios superiores en casi dos veces lo obtenido para la matriz marina. En esta última matriz, los contenidos más altos fueron dados por localidades como Taltal y Pisagua, aunque con una concentración no menos importante, también Quintay. De este modo, no es de extrañar la mayor presencia de cobre hacia el sector norte del país, constituyendo aquí un recurso natural desde el punto de vista estratégico. Por otro lado, la alta presencia de este metal en los lagos muestreados pudiera obedecer a una situación de conformación de los fondos lacustres, principalmente de origen volcánico, como en el caso de Caburga y Laja, con alto contenido metalogénico y mineral en sus sedimentos.

En relación al mercurio y plomo, se denota claramente un descenso de los contenidos de Norte a Sur del país, tanto para la matriz sedimentaria marina como lacustre. Para el mercurio, la mayor concentración se alcanza en la localidad de Pisagua, debido a un sólo valor puntual que sobrepasa los 1,0  $\mu\text{g/g}$ , mientras el plomo desplaza su mayor concentración hacia Taltal. Para la matriz lacustre, los mayores contenidos de ambos metales están dados para el Lago Vichuquén, para ir en descenso hacia el Sur.

En cuanto al cadmio, la mayor presencia en sectores como Puerto Aldea, Quintay y Lago Toro, pudieran ser atribuibles a la variabilidad propia del método de cuantificación analítico, ya que estos resultados superan levemente el límite de detección instrumental para este metal en sedimentos.



Por otra parte, hacia el Sur, se denota la mayor presencia de metales como el aluminio, zinc, hierro y níquel, aunque estos dos últimos muestran una baja presencia hacia la zona austral del país. Entre éstas, la localidad de Achao exhibe una mayor presencia de varios de estos metales, situación que pudiera estar asociada a un concepto de tipo geomorfológico, dado que esta localidad se encuentra emplazada en un sector altamente fragmentado y bajo procesos erosivos importantes. Lo anterior, puede confirmarse del análisis granulométrico efectuado, donde el tipo de sedimento asociado a esta localidad denota una mayor composición de fracciones gruesas y una asimetría que indica la presencia de gruesos en el sector.

Las localidades de Cobquecura y Puerto de Hambre, igualmente indican la presencia de metales como níquel, aluminio y zinc, en tanto Puerto Cisnes y Bahía Mansa registran los contenidos más bajos de dichos metales. Por su parte, los lagos estudiados muestran curvas de distribución espacial similares para aluminio y zinc, con bajos contenidos en Laguna Laja y Lago Toro, mientras para el níquel tienden a aumentar respecto a las demás localidades. En cuanto al hierro, desde Pichilemu hacia el Sur se aprecian contenidos relativamente constantes, que tienden a declinar hacia el extremo sur, en tanto los lagos analizados muestran amplias diferencias entre sus concentraciones, que alcanzan los máximos en los Lagos Vichuquén y Budi. Estas localidades también corresponden a sectores de alta influencia salina, al encontrarse a escasa distancia de la costa.

El selenio corresponde a un metal de escasa importancia desde el punto de vista de la constitución del sedimento, y considerando que sólo fue detectada su presencia en prácticamente tres localidades: Isla Mocha, Lago Vichuquén y Laguna Laja. La concentración detectada en este último cuerpo de agua ( $2,8 \mu\text{g/g}$ ), respecto al resto de las mediciones ( $< 0,2 \mu\text{g/g}$ ), pudiera tener su origen en la composición de las cenizas y gases que emanan del Volcán Antuco, dada su cercanía, ya que prácticamente corresponde a la única localidad con presencia de este elemento.

La distribución en los contenidos de plata en sedimentos marinos y lacustres, centra su mayor concentración principalmente en tres zonas. Las regiones cuarta y quinta presentan un aumento en los niveles de este metal, alcanzando su máximo en la localidad de Los Molles. Un segundo centro presenta aumentos en los niveles de plata en los sectores de Isla Mocha y Achao, aunque con valores comparativamente menores. Finalmente, los lagos ubicados entre la octava y novena regiones muestran la presencia de plata a niveles que bordean los  $1,0 \mu\text{g/g}$ . Todas las demás mediciones permanecen bajo la detección instrumental, por lo que este elemento no sería un constituyente secundario de los sedimentos sublitorales.

Tanto el arsénico como el cromo no evidenciaron un patrón de distribución espacial claro, denotando con ello una situación de alta variabilidad, tanto local como entre los distintos cuerpos de agua analizados. En cuerpos de agua lacustres se alcanzan los máximos valores de ambos parámetros, principalmente en localidades como Lago Vichuquén y, secundariamente Lago Budi, para el caso del arsénico. Este metaloide se encuentra asociado en la matriz sedimentaria con compuestos ferrosos, lo que se demuestra claramente al comparar los resultados con los valores de hierro presentados en ambas localidades, existiendo de esta manera una relación directa entre ambos parámetros.

En cuanto al vanadio, es posible establecer un aumento en sus concentraciones de norte a sur, alcanzando en la localidad de Achao los mayores contenidos. A partir de este sector, los niveles de este metal tienden a descender considerablemente, experimentando a su vez una baja variabilidad local. Los contenidos medios más bajos fueron obtenidos en las localidades de Pisagua y Taltal. Respecto a los valores de vanadio en la matriz sedimentaria lacustre, los



contenidos más altos fueron encontrados en Lago Budi, alcanzando los 109,4  $\mu\text{g/g}$ , mientras los más bajos se obtuvieron en sectores como Lago Elizalde y Lago Toro. La presencia de este compuesto pudiera obedecer a la presencia de fondos anóxicos en las localidades de Lago Budi y subóxicos para la localidad de Lago Vichuquén.

En relación a los compuestos hidrocarbonados, la fracción poliaromática demostró su virtual ausencia en la totalidad de los cuerpos de agua marinos, arrojando en todos ellos valores bajo el límite de detección instrumental. Para la matriz lacustre, sin embargo, se aprecian contenidos relativos altos en el Lago Caburga, debido a un valor puntual en una estación. Lo mismo ocurre para la fracción total en esta matriz sedimentaria, observándose sólo prácticamente en esta localidad la presencia de este tipo de compuestos. Dicha situación pudiera deberse al posicionamiento de la estación en una zona de depositación de material sedimentario y atendiendo a las observaciones realizadas en terreno, donde se destaca la condición de fondos reductores de consistencia coloidal en esta estación. La matriz marina, en tanto, exhibe una mayor variación en los contenidos de hidrocarburos totales, con una mayor concentración en la mitad norte del país.

Respecto a los compuestos organopersistentes, se aprecia la ausencia total a niveles cuantificables de bifenilos policlorados (PCB) en todas las localidades analizadas. De la misma forma, prácticamente la mitad de estas localidades presenta ausencia de pesticidas organoclorados (POCI). Entre los cuerpos de agua marinos que experimentan presencia de estos compuestos, se destaca Caleta Pellines, arrojando un valor puntual que supera los 1,7  $\mu\text{g/g}$ . Con valores más bajos, pero también con presencia de POCI, se encuentran localidades como Puerto Aldea, Puerto Cisnes y Puerto de Hambre. Para los sedimentos lacustres, en tanto, Laguna Laja presenta contenidos detectables en dos de sus tres estaciones monitoreadas, alcanzando incluso los 4,14  $\mu\text{g/g}$  en una de ellas. Estos contenidos de pesticidas en las localidades de Caleta Pellines y Laguna Laja podrían tener su origen en su cercanía a centros forestales, que entre sus medidas de manejo podrían estar aplicando este tipo de sustancias, y debido a su alta persistencia dichos compuestos pudieran ingresar a la columna de agua vía atmosférica, para la primera localidad, para luego depositarse sobre la cubierta sedimentaria, y mediante el traslado de pesticidas a través del Río Pinotalca que desemboca en las cercanías del área monitoreada, para el caso de Caleta Pellines.

Los contenidos de carbono orgánico total en los sedimentos, indican una mayor presencia en zonas lacustres, en relación a los sedimentos marinos. Lago Caburga muestra un alto contenido de este compuesto, llegando incluso al 21%, mientras los demás cuerpos de agua no sobrepasan el 5%. De igual forma a lo descrito anteriormente, los sedimentos de una estación en particular dentro de esta localidad presentó fondos anóxicos, con altos contenidos de hidrocarburos y COT. Para los cuerpos de agua marinos, la localidad de Puerto de Hambre y en menor grado Puerto Aldea, presentaron fondos reductores, anóxicos y sulfhídricos en una estación, arrojando altos valores relativos de carbono orgánico, a la vez que se presentan también los mayores valores sulfuros en la matriz sedimentaria marina. Esta condición sería natural y está asociada con la presencia de algas sobre los fondos sedimentarios que experimentan procesos de descomposición. Los sedimentos marinos de las otras localidades no exhibieron valores cuantificables de este analito. Para el caso de Lago Budi, ocurre una condición excepcional; la superficie sedimentaria en esta localidad indicó la presencia de altos niveles de sulfuros, situación que se demostró al momento de tomar las muestras, dado su aspecto coloidal y fuerte emisión sulfhídrica. La granulometría local demostró la presencia de limo-arcillas y arenas muy finas en estas estaciones. Los demás cuerpos de agua experimentaron niveles bajos, aunque detectables instrumentalmente.

Los valores de nitrógeno y fósforo total en sedimentos marinos demostraron una relación muy próxima en la distribución espacial de ambos parámetros, aunque con máximos en localidades diferentes. En ellos se aprecia que Puerto Aldea presenta altos valores relativos de ambos parámetros en cuestión, debido principalmente a la presencia de fango en sus



fondos y a la existencia de algas en todo el sector. Ello, contribuye a elevar los contenidos de nutrientes en los fondos locales. Pisagua y Puerto de Hambre arrojan altos valores de nitrógeno total, mientras que para el caso del fósforo, se mantienen dentro del promedio de los cuerpos de agua restantes. Para ambos nutrientes, los sedimentos de la zona Centro-Sur, tienden a mantenerse con niveles relativamente bajos. Para localidades lacustres, no se aprecia una relación clara entre ambos parámetros; los lagos Vichuquén, Budi y Toro presentan los valores de fósforo total más altos dentro de esta matriz, aunque con niveles comparativamente más bajos en relación a los sedimentos marinos. En tanto, Lago Caburga y en segundo término Lago Budi, presentan los contenidos relativos de nitrógeno más altos dentro de esta matriz, con niveles cuatro veces superiores a los registrados en cuerpos de agua marinos. Lo anterior, se enmarca dentro del mismo contexto de fondos reductores descritos para ambas localidades.

Las variaciones granulométricas encontradas en las diferentes áreas de estudio, corresponden únicamente al comportamiento natural de la corteza y a la acción de corrientes, factores de meso y macroescala y a la acción de la dinámica costera propia que afecta a localidades ubicadas en distintos puntos del país. Conjuntamente con esto, la orientación de la localidad de muestreo, la protección del viento y del oleaje y la acción de corrientes de fondo, entre otras, son factores que juegan un rol importante sobre la composición granulométrica, como de su naturaleza constitutiva. De ahí, que existan relaciones entre los diferentes tipos de sedimentos y compuestos asociados; localidades como Lago Caburga, Puerto de Hambre y Puerto Aldea, por ejemplo, poseen tamaños de granos pequeños, estableciéndose dentro de arenas muy finas y limo-arcillas. Un tamaño de grano pequeño, permite que exista una mayor relación superficie/volumen, que una partícula de tamaño superior; de este modo presenta una mayor superficie para la adsorción de material orgánico, tal como se puede contrastar con las mediciones de COT en estos cuerpos de agua. Es por ello, que la granulometría reviste especial importancia desde el punto de vista ambiental, dado que contribuye al análisis de otros parámetros en sedimentos.

La macroinfauna en los fondos sublitorales analizados indica la presencia de comunidades distintas, situación esperable considerando que dichas localidades se establecieron dentro de una amplia escala espacial y se encuentran sometidas a condiciones naturales diferentes. Para comunidades bentónicas de un mismo origen, se aprecia un cierto grado de similitud, compartiendo parámetros comunitarios de un orden similar de magnitud. Las excepciones las constituyen la macroinfauna del Lago Budi, para la matriz lacustre, y de Achao, Puerto Viejo, Los Molles y Puerto Cisnes, en cuanto a ambientes marinos. Para el primero de estos, la situación es clara: no comparte similitudes con el resto de las comunidades lacustres debido a sus bajos índices de diversidad y uniformidad, los que a su vez están dados por una alteración de su relación abundancia/biomasa (curva ABC). Lo anterior, producto de la influencia marina que posee y a la presencia de altos contenidos de sulfuros y fósforo total, entre otros, que restringen el desarrollo de una comunidad bentónica con un bajo grado de estructuración (sólo dos especies con alta cantidad de individuos). La localidad de Los Molles no presentó macroinfauna asociada a los fondos blandos, lo que en principio podría estar asociado con los contenidos de plata detectados en el sector, que bien podrían ser naturales. Para Puerto Viejo la macroinfauna presenta una estructura comunitaria más deprimida: sólo se encontró un individuo de una especie. Cabe señalar que en este sector se detectó la presencia de cobre, zinc y cromo. Para la localidad de Achao, se exhibe una alta uniformidad, lo que demuestra una adecuada distribución del número de especies e individuos. En tanto, Puerto Cisnes presenta una situación particular dada por la influencia de los aportes dulceacuícolas que influyen la composición de las comunidades de la macroinfauna encontradas en los sedimentos.



Además, la diferencia entre la macroinfauna de las diferentes localidades, sería el resultado principalmente de las condiciones oceanográficas a las que están sometidas cada una de ellas. Mientras algunas localidades se encuentran expuestas en áreas de influencia directa del oleaje, otras se localizan en áreas más protegidas, o como en el caso de los lagos, con una escasa dinámica hídrica. Esta situación produce variaciones en la riqueza de especies en las distintas zonas de actividad oceanográfica, con el desarrollo de especies adaptadas a determinadas condiciones. Sumado a esto, se encuentra la diferencia entre la naturaleza constitutiva de los sedimentos, existiendo en algunas de ellas una mayor fracción litogénica o biógena, condición que también influiría en las diferencias encontradas en la macrofauna del sector.

#### 4.5. CLASIFICACION DE LOS SEDIMENTOS A NIVEL NACIONAL

Para acometer esta actividad, se analizó una serie de muestras de sedimentos marinos y lacustres recolectadas durante una de las campañas del POAL (Programa de Observación del Ambiente Litoral). En términos generales, este Programa comprende la caracterización de las matrices ambientales (agua, sedimentos y biota) de 25 cuerpos de agua marinos y dulceacuícolas, distribuidos a lo largo del país y que están bajo la jurisdicción de la Dirección del Territorio Marítimo y de Marina Mercante.

Sus objetivos específicos incluyen evaluar los niveles de contaminantes en los cuerpos de agua, proporcionar antecedentes que permitan apoyar el establecimiento de normas de calidad ambiental, detectar tendencias y concentraciones de contaminantes peligrosos para la salud humana y los recursos hidrobiológicos, verificar los resultados de la aplicación de medidas de mitigación y configurar un sistema de alerta temprana que permita detectar a tiempo cambios ambientales negativos, para introducir las medidas correctivas que resulten necesarias.

El presente análisis se elaboró a partir de los resultados obtenidos durante la ejecución del proyecto POAL Campaña Primer Semestre de 1997, ejecutado por Ambiotec S.A., a cargo, como profesionales responsables, integrantes del equipo profesional que se encuentra desarrollando el actual proyecto para la CONAMA. En el presente estudio, se analiza e interpreta los resultados obtenidos del estudio granulométrico efectuado en base al análisis de más de un centenar de muestras de sedimentos, obtenidas de ambientes costeros tanto marinos como lacustres. El análisis granulométrico de las muestras y posterior procesamiento de la información fue autorizado por la DIRECTEMAR y dio origen a la Práctica Profesional del Sr. David Cassis Z.<sup>1</sup> Los objetivos específicos de este estudio fueron los siguientes:

- Caracterizar la granulometría para cada una de las estaciones muestreadas durante la ejecución del proyecto.
- Establecer patrones generales de distribución de los sedimentos superficiales obtenidos durante la campaña de muestreo.
- Establecer una clasificación de los sedimentos a nivel nacional en base a sus características granulométricas.
- Identificar la fracción granulométrica más adecuada para fines de análisis de sustancias químicas presentes en los sedimentos

Los resultados de este estudio están señalados en el Anexo 4.

<sup>1</sup> Cassis, D. 1998. Caracterización granulométrica de los sedimentos submareales superficiales obtenidos en la campaña POAL del primer semestre de 1997. Informe de práctica profesional como requisito para obtener el título de Biólogo Marino. Instituto de Oceanología, Universidad de Valparaíso.



# Proposición de un sistema de clasificación y límites máximos permisibles para contaminantes presentes en sedimentos

5

## Objetivo específico

Proponer un sistema de clasificación de sedimentos y límites máximos permisibles para diferentes contaminantes según la calidad esperada en estos sedimentos clasificados de tipo marino y lacustre

## INTRODUCCION

Una de las primeras interrogantes que surge cuando se elabora una proposición de norma para la calidad de los sedimentos, se relaciona con su utilidad pragmática inmediata o su justificación para que aparezca en la escena regulatoria ambiental de nuestro país ¿por qué y para qué es necesario elaborar una normativa de esta naturaleza?. Si ya existen normas que regulan la emisión de contaminantes a los cuerpos acuáticos y, además, se está implementando normas para proteger la calidad de las aguas marinas y continentales, ¿cuál es el aporte real que podría tener la adopción de un cuerpo normativo para sedimentos en el ámbito nacional?

### La importancia de establecer una norma que regule la calidad de los sedimentos acuáticos

El *por qué* es necesario proponer, discutir y establecer una norma de calidad de sedimentos, se vincula estrechamente con la importancia que tienen los sedimentos dentro del ambiente acuático, sea éste marino o lacustre. En el segundo informe de avance se estableció claramente que los sedimentos no son sólo un compartimento que se limita a recepcionar y acumular sustancias procedentes de la columna de agua que ingresan desde fuentes naturales y/o antrópicas, ya sea de origen puntual o difuso. En realidad, los sedimentos son una matriz altamente dinámica que al estar en íntimo contacto con la columna de agua, afecta y controla muchas de sus propiedades físicas, químicas y biológicas. Cuando los sedimentos exhiben una condición degradada, sus efectos negativos no sólo se limitan a este tipo de matriz y a las comunidades biológicas que sustenta, sino que afecta la condición ambiental de todo el ecosistema acuático e incluso su impacto tiene alcances que se proyectan hacia la salud humana.



Si bien la regulación y control de las emisiones de residuos líquidos al ambiente acuático, como así mismo la protección ambiental de las aguas marinas y lacustres son pasos importantes y valiosos en la gestión ambiental de los recursos hídricos de nuestro país, la aplicación de estas políticas ambientales no está completa, ni es suficiente, para propender hacia los objetivos de calidad ambiental que allí se plantean como prioritarios, en virtud de los beneficios sociales, económicos y medioambientales que se pretende maximizar. La carga de sustancias contaminantes que diariamente se genera en nuestro territorio producto de las actividades humanas y que se elimina a los cuerpos de agua, con o sin tratamiento, no se "disuelve o dispersa" en las aguas de nuestras costas o de las cubetas lacustres desapareciendo de escena "mágicamente".

En nuestro país existen antecedentes científicos y técnicos de hace más de tres décadas que demuestran, sobre todo para el ambiente marino, que una fracción importante de estos contaminantes abandona la columna de agua precipitando hacia los fondos sedimentarios, en donde se concentran a niveles que pueden alcanzar tres o más órdenes de magnitud en comparación con los detectados en la matriz acuosa. Una vez que alcanzan el lecho subacuático, estas sustancias se pueden ligar con las partículas de sedimento o permanecer en solución en el agua que ocupa los poros formados por los granos y experimentar una serie de transformaciones físicas y químicas que en su conjunto reciben el nombre de diagénesis. Si toda esta dinámica concluyera exactamente en este punto no habría de que preocuparse mucho, ya que estaríamos seguros que todos nuestros residuos tarde o temprano serían atrapados y secuestrados por las partículas sedimentarias, permaneciendo en este compartimiento por tiempo indefinido.

Sin embargo, el panorama es muy diferente y dista mucho de ser tan simple. Durante los procesos diagenéticos que ocurren en la interfase agua-sedimento, una fracción de los contaminantes puede ser nuevamente liberada o desorbida y seguir rutas distintas dentro del ecosistema acuático. Una primera vía de salida es el retorno hacia la columna de agua. Variaciones de las condiciones ambientales en los sedimentos superficiales, ya sea por causas físicas o químicas, como por ejemplo cambios en el pH, en el potencial de óxido-reducción, en la disponibilidad de oxígeno disuelto e incluso procesos turbulentos generados por fenómenos naturales (tormentas) o antrópicos (dragados y tráfico de embarcaciones mayores) son agentes que intervienen y coadyuvan en los procesos de transferencia de sustancias contaminantes desde los sedimentos hacia la columna de agua. Entonces como la evidencia lo indica, en la medida que los sedimentos incorporen una mayor carga de contaminantes existe un mayor riesgo implícito que estas sustancias sean liberadas y afecten negativamente la calidad de las aguas. Este es un punto importante ya que tiene implicancias directas sobre la normativa ambiental adoptada para las aguas de nuestro territorio nacional: una condición ambiental aparentemente saludable de las aguas no asegura su aptitud para la protección, conservación, preservación y recuperación de sus usos y/o actividades que están ligadas con la salud de las personas o con el patrimonio de recursos naturales, si los sedimentos subacuáticos exhiben un deterioro importante en sus condiciones física, química y/o biológica.

Una segunda ruta de egreso de contaminantes desde los sedimentos, está mediada por las comunidades biológicas que viven estrechamente asociadas con este compartimiento. Tanto los organismos que viven sobre la superficie del sedimento o enterrados en los mismos, incorporan contaminantes en forma activa o pasiva desde esta matriz ambiental. Este tipo de sustancias pueden ser absorbidas mediante procesos de transporte difusivos o activos directamente desde el agua intersticial y/o asimiladas a partir de los sedimentos que son ingeridos junto o como parte de la dieta alimentaria habitual de los organismos bentónicos (en forma análoga a como se alimenta la lombriz de tierra en el ambiente terrestre). Una parte importante de las sustancias absorbidas o biodisponibles que no pueden ser metabolizadas, transformadas o excretadas por estos organismos, son concentradas y acumuladas al interior de los tejidos orgánicos en niveles superiores a los del ambiente circundante (bioconcentración y bioacumulación).





Cuando los niveles de estas sustancias químicas superan los límites de tolerancia fisiológicos se tornan tóxicas y llegan a ser letales. Sin embargo, bajo otras circunstancias dichas sustancias pueden permanecer en los tejidos del organismo y ser transferidas a una especie de un nivel trófico superior cuando ésta última depreda sobre la primera. De este modo, la concentración del contaminante irá en aumento a medida que se transfiera de un nivel trófico al siguiente (biomagnificación); la concentración que alcance en el depredador tope dependerá finalmente de los niveles tróficos o eslabones que tenga la trama alimentaria.

Visto desde esta otra perspectiva, dado que los sedimentos tienen la capacidad de concentrar sustancias contaminantes a niveles mayores que la columna de agua (si bien el agua puede concentrar sustancias, los procesos de dilución y difusión delimitan este fenómeno a un sector preciso o punto de impacto primario), las comunidades que viven asociadas con este compartimento, de modo directo o indirecto, pueden operar como vectores para translocar y magnificar sustancias contaminantes tóxicas que, si son especies utilizadas como recursos alimentarios para la población humana, tienen la potencialidad de afectar la salud de las personas. Sintetizando lo expuesto: ¿por qué es relevante una normativa para sedimentos?

- porque es un instrumento regulatorio que contribuirá a proteger y preservar un compartimento vital del ambiente acuático, el cual sustenta una amplia y diversa gama de comunidades biológicas que viven estrechamente asociadas con este ambiente o que dependen del mismo para su sobrevivencia, las cuales son parte de nuestro patrimonio natural.
- porque al establecer regulaciones sobre esta matriz ambiental, también se controla los efectos de las fuentes contaminantes fijas, sobre todo de aquellas sustancias que tienen una baja reactividad en la columna de agua por lo cual no permanecen por períodos prolongados y precipitan hacia los sedimentos, en donde se concentran a niveles que pueden llegar a ser adversos para las comunidades biológicas.
- porque al regular el contenido de contaminantes presentes en los sedimentos, se controlará de manera más efectiva la calidad ambiental de las aguas, sobre todo en aquellas situaciones en donde la columna de agua no refleje por sí misma, los potenciales impactos que pudieran derivarse de la liberación pasiva o activa de este tipo de sustancias desde sedimentos que exhiben una condición degradada.
- porque al acotar valores de concentraciones de sustancias contaminantes presentes en los sedimentos, se facilita la gestión de los recursos acuáticos, dado que los efectos biológicos que se observan en la matriz acuosa generalmente se encuentran asociados a episodios de contaminación aguda, mientras que los ocurren en la capa sedimentaria se vinculan con procesos de contaminación crónica.
- porque al establecer límites o valores de calidad ambiental para los sedimentos acuáticos, se protege indirectamente la salud de las personas, al disminuir el riesgo que la biota acumule sustancias tóxicas en sus tejidos y que éstas se biomagnifiquen a través de la cadena alimentaria afectando finalmente al hombre al consumir productos hidrobiológicos con alto contenido en sustancias contaminantes.



## La utilidad de establecer una norma que regule la calidad de los sedimentos acuáticos

La cuestión relativa a *para qué* requerimos una norma de calidad de sedimentos tiene relación con su aplicabilidad en la gestión de recursos naturales y con el ordenamiento de usos o actividades que se efectúan en los cuerpos de agua o que se desarrollan en estrecha asociación con los recursos hídricos de nuestro país. Cabe hacer notar que si bien se han hecho esfuerzos en este sentido, se ha logrado un mayor avance en los ambientes marinos costeros en comparación con los sistemas acuáticos continentales lacustres (Alvial y Orellana 1996).

Según algunos autores, se ha identificado cerca de una docena de problemas que ponen en riesgo el desarrollo sustentable y el accionar multiusuario de la zona costera. Los principales dilemas se relacionan con alteraciones de la calidad del ambiente por procesos de contaminación, disminución de la biodiversidad costera y agotamiento de recursos, y el surgimiento de conflictos entre usuarios por actividades antagónicas o incompatibles (cultivo de recursos hidrobiológicos e instalaciones industriales contaminantes). Dentro de este marco referencial, una norma de calidad de sedimentos tiene las siguientes aplicaciones:

- debido a que los sedimentos poseen una dinámica natural menor que la matriz acuosa, los valores de calidad son menos variables en el tiempo y en el espacio en comparación con los criterios o estándares para la matriz acuosa. De este modo, es posible evaluar el grado de alteración del ambiente acuático a nivel local o regional, o incluso a una escala nacional con mayor propiedad.
- permite identificar sectores de fondos sedimentarios según el grado de alteración que presenten y de este modo seleccionar la estrategia de gestión ambiental más adecuada según el uso que se le pretenda otorgar a un cuerpo de agua.
- para establecer políticas ambientales proactivas de preservación o conservación, para aquellos casos que sea necesario proteger fondos sedimentarios que por sus características únicas o porque albergan recursos naturales de importancia ecológica (reservas marinas), económica (áreas de manejo o extracción de recursos, bancos naturales de bivalvos) o recreacional (bañeros, pesca deportiva), son muy vulnerables a los impactos de las actividades humanas.
- para establecer políticas ambientales reactivas de mitigación, cuando la calidad ambiental de los fondos sedimentarios, que sustentan distintos tipos de usos, puedan estar en riesgo debido al ingreso moderado de sustancias contaminantes que pueden vulnerar de modo reversible las comunidades biológicas que habitan este tipo de ambientes o dependen de éste.
- para establecer políticas paliativas de recuperación, restauración o confinamiento de fondos sedimentarios que están altamente alterados por los efectos de contaminantes incorporados a su matriz.
- para evaluar el grado de eficacia de las medidas de manejo ambiental de los sedimentos, una vez que se ha aplicado una estrategia de prevención (prohibición de instalaciones que generen residuos persistentes o tóxicos), mitigación (tratamiento de residuos líquidos domésticos o industriales) o de naturaleza paliativa (dragado de puertos).



Como se ha visto, se puede concluir entonces, que una norma que regule la calidad de los sedimentos tiene doble importancia: por sí misma, en el sentido que el deterioro o contaminación de éstos afecta a la ecología de los organismos que viven o dependen de él, así como a ciertos usos que el ser humano hace de los sedimentos, entre ellos, ser el sustrato en el que se practica la extracción de ciertos recursos bentónicos; y tan importante como lo anterior, porque como se ha visto, existe una serie de mecanismos, ya sean de origen natural o por intervención humana, que generan fuertes interacciones entre el sedimento y el agua de la columna adyacente, que conectan lo que ocurra en ambas matrices ambientales, determinando que lo que ocurra en una, de hecho afecta y provoca alteraciones en la otra, motivo por el cual no es posible pensar en términos reales en asegurar una clase de calidad ambiental dada en una, sin tomar en cuenta lo que ocurra con la calidad de la otra matriz ambiental. Desde este punto de vista, al igual como sucede con la Norma de Calidad de Aguas Continentales y su homóloga, la Norma de Calidad de Aguas Marinas, la futura Norma de Calidad de Sedimentos tiene una clara vocación y connotación de instrumento de ordenamiento y planificación de los usos y recursos acuáticos disponibles, tanto en zonas costeras como en ambientes dulceacuícolas.

## 5.1. FUNDAMENTACION DEL MARCO REGULATORIO DE LA PROPOSICION DE NORMA DE CALIDAD DE SEDIMENTOS

### 5.1.1. Objetivo de protección ambiental y previsibilidad de su aplicación

Los objetivos más importantes en el desarrollo de directrices de calidad de sedimentos (DCS) se relacionan estrechamente con la protección de los organismos acuáticos y asegurar la protección de la calidad de las aguas, como así también ser una herramienta guía para toma de decisiones en materia de acciones de abatimiento y remediación de sedimentos contaminados. Tal como se las plantea, las DCS tienen una connotación tanto proactiva como reactiva en su aplicación. El fundamento básico de este tipo de decisiones se sustenta en la protección de los recursos biológicos frente a los efectos letales y subletales de las sustancias contaminantes presentes en los sedimentos marinos y lacustres.

Los recursos biológicos que podrían potencialmente ser impactados por los contaminantes en la matriz sedimentaria involucran a una amplia gama. Estos organismos incluyen aquéllos que pueden ser impactados en forma directa, específicamente las especies bentónicas que viven o se alimentan del sustrato sedimentario y los organismos de la columna de agua que pueden sorber contaminantes liberados desde los sedimentos hacia la columna de agua y/o a través del consumo de organismos bentónicos. Indirectamente, también quedan expuestos a los efectos biológicos de los sedimentos contaminados el hombre y la vida silvestre, debido a que son consumidores de organismos acuáticos.

### 5.1.2. Implementación de este tipo de normativa en otros países

De acuerdo al análisis efectuado a la normativa extranjera sobre calidad de sedimentos (Capítulo 3), queda de manifiesto que incluso en los países desarrollados no existen estándares o normas obligatorias sobre calidad de sedimento, sino que en prácticamente todos los casos se emplean recomendaciones o Directrices ("Guidelines"), las que a su vez, difieren del



esquema que se ha empleado en Chile y otros países respecto de las normas de calidad de aguas continentales y marinas, en que se trabaja con conceptos como Objetivos de Calidad Ambiental, Clases de Calidad, etc., y en donde las clases de calidad y los valores que se han derivado para los parámetros apuntan a proteger la existencia o desarrollo de ciertos USOS del cuerpo de agua.

Nada de eso se ve al revisar la recopilación de antecedentes, surgiendo como factor común, por el contrario, el establecimiento de valores umbrales y de valores tóxicos para la BIOTA, los que en muchos casos se basan en la aplicación de bioensayos o pruebas de toxicidad. Si bien dicho enfoque es importante y de uso relativamente amplio, no es el único método que existe ni necesariamente el más válido, en cuanto a cómo analizar los sedimentos, por lo que tampoco es prudente adoptar sin más los valores indicados.

Incluso en los países desarrollados analizados, existe alta dispersión de valores en sus tablas, lo que refleja que aún no existe consenso respecto de cual es el enfoque más adecuado. Se requiere validar dicha información con ensayos y especies locales, caso contrario, se exponen nuestras especies autóctonas a grandes riesgos al adoptar indiscriminadamente valores que responden a realidades, ambientes, organismos y sedimentos diferentes.

En síntesis, se busca proteger a la biota de ser expuesta a concentraciones de sustancias que provoquen efectos nocivos en las mismas, y por ese mecanismo, evitar exponer al ser humano a dichas sustancias, como podría ocurrir en caso de consumir organismos que han biomagnificado o bioacumulado sustancias tóxicas, pero no se busca proteger usos determinados, excepto quizás, los asociados a la vida acuática, como podrían ser la pesca o la extracción de recursos bentónicos y, obviamente, en forma implícita la protección de las comunidades acuáticas.

Lo que sí es claro, es que el enfoque que se emplea en los países analizados respecto de contar con una tabla de valores umbrales de concentración de sedimentos, a nivel de Directrices o "Guidelines" y no de Clases de Calidad, Objetivos de Calidad, Clase Objetivo u otra herramienta de gestión ambiental similar, pareciera mostrar claramente cual debe ser el camino a seguir en el desarrollo de la norma de sedimentos en Chile. Desde ese punto de vista, dichos hallazgos se considera que constituyen una valiosa información, porque si son debidamente considerados al momento de decidir respecto qué camino debe seguir la gestación de la norma de sedimentos, permitirán orientar adecuadamente dicha labor en la dirección correcta y evitar de esa manera cometer errores graves o generar gastos inútiles en el proceso de desarrollo y posterior aplicación de la norma. Cabe recalcar que es requisito ineludible actuar con la mayor de las flexibilidades y amplitud de criterios en el sector fiscalizador y entre quienes tendrán a su cargo gestar la norma y posteriormente ponerla en ejecución.

### 5.1.3. Atribuciones y marco legal para el desarrollo de la norma de calidad de sedimentos

#### Reglamento del Sistema Priorizado de Normas de la CONAMA

La ley N° 19.300 de Bases Generales del Medio Ambiente, establece como instrumentos de gestión ambiental para la prevención del deterioro ambiental, así como para la recuperación y mejoramiento de la calidad ambiental, las normas de calidad ambiental y de emisión. Las normas de calidad ambiental primarias y secundarias establecen los valores máximos o mínimos permisibles de contaminantes que puedan constituir un riesgo para la salud de la población o para la protección o



conservación de la naturaleza o el medio ambiente. Las normas de emisión establecen la cantidad máxima de contaminantes que una fuente puede emitir. El procedimiento para la dictación de normas ambientales lo fija el Decreto Supremo N° 93 de 1995 del Ministerio Secretaría General de la Presidencia (DS 93/95 de SEGPRES), que estipula además que la Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA) debe coordinar el proceso de generación y revisión de dichas normas.

Para definir las normas que se dictarán, de acuerdo al Reglamento, DS 93, el Director Ejecutivo de CONAMA consulta a los Organos competentes del Estado y en base a ella, propone un programa priorizado de normas de calidad ambiental y de emisión al Consejo Directivo para su aprobación y posterior publicación en el diario oficial.

En el presente documento se presenta el programa para el periodo 2001-2002, generado a partir de las solicitudes recibidas en la consulta a los organismos públicos competentes, realizada en diciembre del 2000. Se presenta además el grado de avance de las normas incluidas en los programas anteriores, y finalmente en anexo se detallan todas las solicitudes recibidas para este programa y las respuestas correspondientes. Un análisis más detallado de los alcances de cada uno de los cuerpos legislativos y regulatorios nacionales sobre la proposición de una normativa de calidad de sedimentos está disponible en el Anexo 5.

## 5.2. FUNDAMENTACION TECNICA DE LA PROPOSICION DE NORMA DE CALIDAD DE SEDIMENTOS

### 5.2.1. Directrices de Calidad de Sedimentos

Las directrices de calidad de sedimentos (DCS) han sido desarrolladas para una variedad de aplicaciones que incluyen diseño de programas de monitoreo, interpretación de datos históricos, evaluación de la calidad de materiales de dragado, conducción de investigaciones de remediación y evaluaciones de riesgo ecológico, y desarrollo de objetivos de remediación de calidad de sedimentos (Long and MacDonald, 1988). Las DCS numérica también han sido empleadas por muchos científicos y administradores para identificar contaminantes de interés en ecosistemas acuáticos y de esta forma clasificar áreas de interés sobre una base regional o nacional (*i.e.* US EPA, 1997). De esta manera, se desprende que cuando las DCS se emplean en combinación con otras herramientas, tales como ensayos de toxicidad de sedimentos representan un enfoque valioso para estimar la calidad de sedimentos marinos y dulceacuícolas (MacDonald *et al.*, 1992; US EPA, 1992, 1997); Adams *et al.*, 1992; Ingersoll *et al.*, 1996, 1997).

Las DCS que se aplican actualmente en Estados Unidos y en Canadá se desarrollaron usando una variedad de enfoques. Los enfoques que han sido seleccionados por jurisdicciones individuales dependen del tipo de receptor que está siendo considerado (*i.e.* organismos bentónicos, vida silvestre o seres humanos), el grado de protección que se pretende alcanzar, la cobertura geográfica que abarcará la aplicación de los valores (*i.e.* sitio específica, regional o nacional) y el uso que de ellos se pretende (*i.e.* herramientas de exploración-"screening", objetivos de remediación, identificación de muestras tóxicas o no tóxicas, estimaciones de bioacumulación) (MacDonald *et al.*, 2000b).



Las directrices para estimar la calidad de los sedimentos lacustres con respecto a su potencial para generar efectos adversos sobre organismos bentónicos ha sido derivado empleando una combinación de enfoques teóricos y prácticos (Ingersoll *et al.*, 2000), primariamente aplicando el enfoque del particionamiento de equilibrio (Di Toro *et al.*, 1991; NYSDEC, 1994; US EPA, 1997), el enfoque de nivel de concentración de screening (Persaud *et al.*, 1993), el enfoque de efectos de rango (Long y Morgan, 1991; Ingersoll *et al.*, 1996), el enfoque de efectos de nivel (Smith *et al.*, 1996; Ingersoll *et al.*, 1996) y el enfoque de umbral de efectos aparentes (Cubbage *et al.*, 1997). La aplicación de estos métodos ha resultado en la derivación de DCS numéricos para muchas sustancias químicas de interés potencial en sedimentos lacustres (MacDonald *et al.*, 2000b).

La selección del DCS más apropiado para una aplicación específica es una tarea compleja dentro de todo el proceso. Esta actividad es un desafío ya que existe una orientación disponible limitada sobre los usos recomendados de los distintos DCS. Además, las DCS numéricas para alguna sustancia en particular pueden diferir en varios órdenes de magnitud, dependiendo del procedimiento de derivación y el uso que se pretenda del mismo. El proceso de selección de la DCS se complica además debido a incertezas en la biodisponibilidad de los contaminantes asociados con los sedimentos, los efectos de sustancias químicas que muestran cierta covariabilidad y a la presencia de mezclas de sustancias químicas, y a la relevancia ecológica de las directrices (MacDonald, *et al.* 2000a). En consecuencia, no debe sorprender las controversias que han surgido sobre el uso apropiado de las herramientas de evaluación de calidad de sedimentos.

En Estados Unidos y Canadá, uno de los primeros desafíos que se enfrentó el desarrollo de DCS fue resolver la "paradoja de la mezcla" que se asocia con la aplicación de DCS derivados empíricamente para fracciones individuales de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs). En este caso la paradoja fue resuelta desarrollando DCS de consenso para HAPs totales ( $\Sigma$ HAPs) (Swartz, 1999). Una segunda dificultad se gestó durante el desarrollo y evaluación de concentraciones de consenso para PCB totales basadas en efectos para sedimentos, la cual aportó una base para solucionar una paradoja de mezcla similar para aquellos grupos de contaminantes usando una DCS derivada empíricamente (MacDonald *et al.*, 2000a). Los resultados de estas investigaciones demostraron que las DCS basadas en consenso proveen una síntesis unificadora de las directrices existentes, reflejan efectos causales más que correlacionales y consideran los efectos de mezclas de contaminantes en sedimentos (Swartz, 1999).

El propósito de implementar valores límites apunta básicamente en tres sentidos. El primero se orienta a identificar y delinear áreas contaminadas o fuentes potencialmente generadoras de contaminación para los sedimentos. En segundo lugar, permiten identificar contaminantes que representen un riesgo potencial para la integridad de los ecosistemas y, tercero, son parte de la evidencia que permite evaluar la significancia y extensión de alguna alteración derivada al verse superado alguno de los valores máximos. No obstante, es preciso señalar que el superar alguno de estos límites máximos no significa necesariamente la ocurrencia de efectos biológicos adversos (Paine *et al.*, 1996).

Algunos sectores de la comunidad científica y de la administración de recursos naturales creen que estos valores representan límites que pueden ser aplicados con una amplia cobertura espacial. Sin embargo, cabe señalar que con los conocimientos científicos disponibles, aún no es posible desarrollar valores genéricos que establezcan de manera universal una relación de causa-efecto. Además, estos valores no se basan solamente sobre una base científica, sino que también se implementan considerando aspectos de otra naturaleza como es el nivel de protección que se desea adoptar. Por lo demás, antes de derivar el valor límite final como medida de protección adicional se adoptan factores de seguridad, los cuales por lo general son bastante conservativos (Chapman *et al.*, 1998).



En consecuencia, no es de sorprender que los valores máximos difieran dramáticamente de un sector geográfico o geopolítico a otro. Incluso, las diferencias para un mismo parámetro pueden fluctuar en una escala de órdenes de magnitud. Entonces dada la variabilidad observada en los distintos valores, cabe la siguiente pregunta ¿qué sentido tiene elaborar e implementar valores máximos genéricos para sustancias contaminantes presentes en materiales sedimentarios marinos y lacustres?

Un enfoque de esta naturaleza, con valores genéricos para distintos parámetros, es el primer paso de un proceso normativo que apunte a establecer a futuro valores cada vez más refinados para áreas geográficas determinadas o para fuentes contaminantes asociadas con alguna actividad específica. La disponibilidad de valores máximos específicos para cada sustancia química se constituye en una herramienta valiosa para efectuar una primera aproximación al problema ("screening" o exploración). En otras palabras, la adopción de este tipo de valores máximos genéricos para establecer la calidad de los sedimentos ayuda a interpretar los procesos de contaminación en esta matriz e identificar la presencia de contaminantes en el área de interés. Sin embargo, es necesario tener en mente que existen otros factores que influyen la biodisponibilidad de los contaminantes presentes en los sedimentos de cada localidad (*i.e.* condiciones geoquímicas; procesos de bioturbación y bioirrigación). En todo caso, estos valores máximos genéricos deberían estar establecidos sobre los niveles naturales existentes ("background") o valores referenciales y, además, deberían permitir discriminar entre niveles de contaminación.

Desde una perspectiva de evaluación de riesgo, los valores máximos genéricos permiten identificar un peligro, pero no el riesgo asociado; la identificación del riesgo requiere la disponibilidad de ~~datos~~ específicos para el sitio que se está evaluando. Este punto de vista, fue avalado por la Reunión Anual de la SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) sostenida en 1998, que se orientó sobre el establecimiento e implementación de criterios de calidad para aguas. Durante esta reunión técnica se recomendó tres niveles incrementales de criterios de calidad de aguas. El primer nivel (Nivel I) corresponde a la adopción de valores genéricos, tales como los señalados por la CCME (1999), US EPA (1999) y la ANZECC y ARMCANZ (1999), los cuales podrían corresponder al estado de formulación del problema en una evaluación de riesgo. Según Chapman (2000), actualmente se está destinando demasiado tiempo y dinero en refinar y redepurar valores que no siempre tienen un propósito claro.

### 5.2.2. Relación entre la condición ambiental de los sedimentos y distintos tipos de usos del ambiente acuático

Los sedimentos operan con un "doble estándar", ya que bajo ciertas condiciones actúan como una matriz que secuestra o recibe sustancias contaminantes procedentes de la columna de agua y, en otras, funcionan como una fuente que los libera hacia el medio acuoso. La relación que existe entre los distintos usos y actividades con respecto a este compartimento ambiental es biunívoca, en el sentido que las primeras afectan la condición de los sedimentos mediante la generación de energías o residuos y, a su vez éstos al poseer una condición degradada pueden influenciar negativamente el desarrollo de las primeras. A continuación, se discute esta relación entre los principales usos y actividades que se desarrollan en los cuerpos acuáticos y su relación con la condición ambiental de los sedimentos.



- **comunidades acuáticas:** corresponde a una amplia variedad de peces y otros organismos macroscópicos que ocupan distintos tipos de hábitats en el cuerpo de agua, ya sea durante su ciclo de vida completo o en alguna etapa de éste. En este sentido los organismos acuáticos pueden verse afectados por la presencia de sedimentos contaminados por distintas vías, incluyendo la exposición directa de la fauna bentónica (infauna y epifauna), exposición de especies pelágicas a aguas de baja calidad como resultado de procesos de desorción de contaminantes desde los sedimentos y acumulación de sustancias tóxicas en la cadena alimentaria (*i.e.* bioacumulación y biomagnificación) debido a la ingesta directa de sedimentos contaminados o por el consumo de organismos con altos niveles de contaminantes presentes en sus tejidos.
- **comunidades silvestres dependiente del medio acuático:** se refiere a todos aquellos animales que si bien no viven dentro del medio acuoso, dependen directa o indirectamente del ecosistema acuático para su subsistencia (*i.e.* alimentación, refugio, reproducción, nidación, entre otros). Por ejemplo, en esta categoría se incluye aves, reptiles y pequeños mamíferos. Si bien, eventualmente esta fauna puede verse expuesta directamente a sedimentos contaminados (*i.e.* relaves mineros en el norte de Chile), la importancia de su protección radica en que se ven expuestos a través de su régimen alimentario a contaminantes que tienen capacidad bioacumulativa en los tejidos corporales. En forma concomitante, una baja calidad ambiental de los sedimentos puede tener implicancias en la disminución de poblaciones claves de la trama alimentaria, ya que si no están disponibles como recursos alimentarios en cantidad adecuada pueden afectar la viabilidad de poblaciones silvestres. La generación de valores de calidad ambiental (basados en tasas de bioacumulación) y directrices numéricas en base a la presencia de residuos tisulares de contaminantes proporciona herramientas valiosas para determinar si la vida silvestre está siendo afectada de modo adverso por la presencia de sedimentos contaminados en el cuerpo acuático.
- **salud humana:** invariablemente la protección de la salud humana ha sido un tema relevante en el desarrollo de valores de calidad de aguas (*i.e.* criterios, estándares, etc.). Con respecto a la relación que existe entre las condiciones ambientales de los sedimentos y la salud humana, ésta última puede verse afectada negativamente por exposición dérmica directa a sedimentos contaminados (durante la natación o desplazamiento a pie descalzo sobre el fondo que llamaremos "vadeo") y a través del consumo de peces y mariscos con tejidos orgánicos contaminados. La exposición a largo plazo a sedimentos contaminados puede generar tanto efectos carcinogénicos como no-carcinogénicos en seres humanos (Crane, 1996). Del mismo modo que lo señalado para la fauna silvestre, se pueden aplicar enfoques similares (*i.e.* residuos tisulares de contaminantes) para evaluar los efectos potenciales de los sedimentos contaminados sobre la salud humana.
- **recreación y paisaje:** ambos usos del recurso acuático aún se encuentra en una etapa emergente y probablemente con el tiempo llegarán a ser cada vez más importantes a medida que las actividades turísticas se desarrollen y expandan a lo largo de nuestro territorio. El uso del agua con fines recreacionales incluye actividades de contacto directo (natación y vadeo) y sin contacto directo (pesca, canotaje, entre otros). Las actividades recreacionales que implican un contacto directo con el agua y los sedimentos pueden ser degradadas cuando las concentraciones de sustancias contaminantes en los sedimentos alcancen niveles que producen irritación a la piel (dermatitis), problemas respiratorios u otros efectos significativos de tipo carcinogénicos y/o no carcinogénicos. En algunos casos estos efectos pueden ocasionar el cierre de playas para proteger la salud de las personas. En contraste, las actividades recreativas que no involucran contacto directo pueden verse perjudicadas cuando las poblaciones de peces se ven afectadas; cuando es necesario instalar avisos de advertencia sobre el peligro que significa consumir peces de un determinado cuerpo de agua (esta situación aún no se ha dado en Chile, aunque si se ha presentado en países más desarrollados como Estados Unidos y Canadá, y de preferencia en cuerpos dulceacuicolas); cuando se aprecia un aumento en la incidencia de tumores u otras deformaciones, principalmente en peces; o cuando las condiciones ambientales afectan de manera negativa y evidente actividades recreativas como los paseos en bote, debido a la emanación de olores desagradables, o la degradación de la calidad visual de las aguas por la ocurrencia de películas superficiales aceitosas o discoloraciones causadas por derrames. Además de la influencia de las condiciones ambientales, los usos estéticos del agua pueden verse deteriorados a través de la pérdida de peces y hábitats naturales para la vida silvestre, o debido a la disminución de las poblaciones silvestres que le resta valor escénico al paisaje al no haber fauna para contemplar. Los efectos de los sedimentos contaminados sobre los usos recreacionales o estéticos del agua son difíciles de evaluar directamente; sin embargo, la información sobre el estado de condición de las comunidades de invertebrados bentónicos, la incidencia de tumores en peces y la prospección de poblaciones icticas constituyen herramientas útiles para realizar evaluaciones en forma indirecta de estos tipos de usos.
- **acuicultura:** el cultivo de recursos hidrobiológicos en ambientes marinos (y dulceacuicolas) es uno de los usos que ha tenido el mayor crecimiento en nuestro país. Este tipo de actividades se ha concentrado en sectores relativamente libres de contaminación o en sectores remotos en donde los efectos de sustancias contaminantes se ven disminuidos por su lejanía de la fuente contaminante. De las





modalidades de cultivo acuícola, el que se desarrolla bajo un régimen intensivo genera los mayores impactos sobre el ambiente acuático, especialmente sobre las condiciones físicas, químicas y biológicas de los fondos sedimentarios. Los efectos se asocian preferentemente con un enriquecimiento orgánico de los sedimentos, producto del material fecal y del alimento no consumido por los peces, que se traduce en una alta demanda de oxígeno para las aguas suprayacentes al fondo. Si esta situación perdura, las aguas se tornan hipóxicas y los sedimentos cambian de una condición oxidante a otra de tipo reductora, con la consiguiente alteración de la composición y estructura comunitaria de los invertebrados bentónicos. Debido a la estrecha relación existente entre los sedimentos y la matriz acuosa, tarde o temprano la degradación ambiental de los fondos sedimentarios termina por afectar las propiedades físicas, químicas y microbiológicas de la columna de agua, generando condiciones no aptas para el cultivo de este tipo de recursos. La medición de compuestos de naturaleza orgánica en los sedimentos y evaluaciones periódicas de las comunidades de la macroinfauna bentónica constituyen las herramientas metodológicas más adecuadas para evaluar los efectos de estas actividades y establecer las medidas correctivas necesarias para proteger la integridad del ambiente acuático.

- navegación y actividades marítimas asociadas: las actividades desarrolladas en los puertos corresponden a un uso importante de las aguas marítimas. En bahías poco profundas o en aquellas que se producen con mayor intensidad procesos de embancamiento, es necesario efectuar periódicamente faenas de dragado para mantener expeditas las rutas de navegación y los sitios de atraque de las embarcaciones. Cuando las concentraciones de los contaminantes en los sedimentos depositados en los sitios portuarios exceden niveles establecidos para su uso beneficioso (*i.e.* material de relleno para playas), el agua de estos sectores puede verse afectada en forma adversa en sus propiedades físicas y químicas. En estos casos, el material de dragado debe ser transportado para su confinamiento o disposición final en sitios habilitados para su vertimiento en el mar. La determinación de contenidos químicos en sedimentos, la aplicación de directrices de calidad de sedimentos, ensayos de toxicidad, evaluaciones de comunidades de invertebrados bentónicos y estudios de bioacumulación representan las herramientas más importantes para estimar cuando es necesario efectuar actividades de dragado y qué destino es el más conveniente para disponer de este tipo de materiales.

### 5.2.3. Análisis de la estrategia a seguir en el desarrollo de una norma de calidad de sedimentos para el país

#### a. Regulación para usos versus regulación para biota

Como se señaló anteriormente, el análisis de la normativa extranjera revela hechos claves a tomar en cuenta a la hora de decidir cual es el camino que debe seguir el desarrollo de una norma de sedimentos en el país. Alcanzado el presente punto de desarrollo de este estudio, y teniendo a la vista la información disponible sobre la relación entre distintas actividades humanas o usos y su impacto sobre el ambiente marino litoral chileno (Tabla 5.1), se considera perfectamente válido y legítimo establecer recomendaciones respecto del mejor enfoque a aplicar para la continuación del proyecto y sus consecuencias sobre el futuro camino que seguirá la generación de una norma de sedimentos en el país.



Tabla 5.1. Principales tipos de actividades humanas o fuentes contaminantes que alteran las condiciones del litoral marino chileno y que generan un grado de impacto (GI) sobre los sedimentos sublitorales (Modificado de Fernández *et al.* 2000).

Actividades o fuentes de impactos	Regiones administrativas de Chile												GI
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
Sobreexplotación de recursos bentónicos	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	-
Introducción de especies bentónicas	● <sup>1</sup>		● <sup>1</sup>		● <sup>1</sup>				● <sup>1</sup>	● <sup>12</sup>			-
Contaminación por descarga de residuos líquidos	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	V
Contaminación por industrias pesqueras (descargas orgánicas)	●	●		●	●	●		●		●	●		++
Contaminación derivada de la acuicultura										●	●		+
Contaminación química de diferentes industrias				●	●	●	●	●				●	+++
Contaminación por industrias mineras		●	●			●					●		+++
Contaminación por uso de sustancias antifouling y acuicultura	●				●	●		●		●			+
Contaminación por uso de plaguicidas en la agricultura					●	●	●	●	●	●			++
Contaminación por uso de plaguicida, otros								●					++
Derrames de hidrocarburos desde barcos	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	++
Contaminación por hidrocarburos (plataformas petroleras)												●	++
Contaminación por hidrocarburos (otras fuentes)					●				●				++
Dragado en las principales bahías de Chile		●			●	●		●		●			++
Contaminación diversa por aportes fluviales				●	●	●	●	●	●	●			V
Instalaciones portuarias		●			●	●		●		●		●	+++

<sup>1</sup>Ostra del Pacífico (en Chile se cosecha 3.203 ton anualmente)

<sup>2</sup>Abalón Rojo (en Chile se cosecha 1 ton anualmente)

Para estimar el impacto sobre los sedimentos de cada una de estas actividades o fuentes identificadas, se estableció una escala de apreciación en base a tres categorías:

Grado de impacto	Valoración del impacto
-	Impacto colateral
+	Impacto de baja magnitud y/o de leve permanencia en el tiempo
++	Impacto de moderada magnitud
+++	Impacto de alta magnitud y/o persistente en el tiempo
V	Impacto variable dependiente de las características de la fuente aportante

- El impacto colateral (-) se refiere a que los efectos de las fuentes o actividades no se manifiestan directamente sobre la calidad de los sedimentos, sino más bien sobre las comunidades bentónicas que esta matriz sustenta.
- El impacto (+) indica que los efectos aunque pueden ser crónicos, están claramente restringidos en el espacio, como son las actividades ligadas a la acuicultura.
- El impacto (++) indica que la calidad ambiental de los sedimentos puede ser perceptiblemente afectada por la intensidad del efecto, por la extensión o cobertura que abarca y por la permanencia en el tiempo. Sin embargo, los efectos son reversibles aplicando medidas de control o de mitigación.



- El impacto (+++) indica que las fuentes o actividades ocasionan alteraciones importantes en la calidad de los sedimentos debido a la toxicidad y persistencia de las sustancias contaminantes que ingresan al medio marino. Debido a las propiedades químicas de estas sustancias, es muy baja la posibilidad que los efectos se reviertan naturalmente o aplicando medidas de mitigación, o si ello ocurre el tiempo de recuperación es muy prolongado.
- El impacto (V) indica que la intensidad, extensión y permanencia del impacto dependerá de las características físicas, químicas y microbiológicas de la fuente contaminante, por lo tanto sus efectos son variables en la calidad de los sedimentos.

En relación a lo anterior, un hecho notable es la ausencia total de enfoques en el extranjero como el aplicado en el país y en otros en las normas de calidad de aguas, en los cuales el factor común es la generación de una sola tabla con RECOMENDACIONES (Directrices o "Guidelines") respecto de valores umbrales del tipo no-efecto o mínimo efecto, y otra columna indicando ya concentraciones tóxicas para la biota en algún grado. Es evidente que la generación de una norma de este tipo incide igual en la protección de ciertos usos sensibles del cuerpo de agua en lo que a sus sedimentos se refiere, los que ya fueron explorados en el punto inmediatamente anterior (5.2.2). Ello es así porque, tal como ocurre con la Clase 1 o la de excepción de la Norma de Calidad de Aguas, al garantizar la protección de las comunidades acuáticas, es decir, el estado inicial, sin alteración de un cuerpo de agua, automáticamente se está asegurando la calidad del mismo para el desarrollo de CUALQUIER otro uso, dado que todos ellos, por definición, constituyen intervenciones antrópicas en un sistema originalmente prístino, y por ende, tenderán a degradarlo en mayor o menor medida, de acuerdo al tipo de uso y a las condiciones en que se desarrolle.

No es de extrañar entonces, que la única clase de calidad de las normas de agua que asegura la protección de las comunidades acuáticas es la 1 o 1+, y como se ha dicho, esa misma calidad permite el desarrollo en ella de cualquier otro uso. Lo que sucede, es que en las normas de calidad de aguas se han derivado otras Clases de calidad inferior a la primera, en las que es posible aún el desarrollo garantizado y protegido de diferentes USOS, pero ya no de la biota. En estricto rigor entonces, en las normas de calidad de aguas debiera existir UNA sola clase: prístina, o al menos, una con parámetros de valor tal, que aseguraran debidamente la protección de las comunidades acuáticas. Pues bien, en las directrices extranjeras ocurre exactamente eso, es decir, lo que se establece como recomendación es un conjunto de valores de parámetros tales que, el hecho de NO sobrepasarlos, garantiza la protección de la biota asociada al sedimento, y en consecuencia, la de cualquier uso que se desarrolle o se busque proteger en ese sedimento, ya sea *uso vulnerable* o *uso contaminante*. Es decir, en este enfoque, más simplista pero mucho más exigente, no es necesaria la derivación de Clases 1, 2, 3, etc. de calidad, objetivos de calidad, clase de calidad objetivo ni nada de eso, porque los usos están todos implícitos en cuanto a su protección si se cumplen los estándares definidos.

Se puede establecer entonces, como un primer aspecto, que en el presente proyecto, siguiendo los lineamientos de procesos normativos similares empleados en el extranjero, no resulta adecuado ni conveniente establecer una norma para proteger usos determinados, sino más bien, establecer una tabla de valores de parámetros que aseguren la protección de las comunidades bentónicas. Caso contrario, Chile pasaría a ser el primero y quizás único país del mundo en que se empleara un criterio diferente que se apartara de la línea seguida por todas las naciones desarrolladas que cuentan con recomendaciones sobre calidad de sedimentos.

Lo señalado anteriormente tiene importancia medular, porque cambia el enfoque y el énfasis en la necesidad de derivar valores por uso o en función del uso a proteger, por un enfoque mucho más realista y pragmático, basado en la definición de valores que no afecten a la biota asociada al sedimento, lo que a su vez tiene directa relación con el empleo de especies bioindicadoras de la calidad del sedimento.



A su vez, tiene consecuencias en cuanto al nexo o relación de la norma de sedimentos con sus pares de calidad de aguas, ya que, por ejemplo, en caso de aprobarse esta propuesta respecto del camino y enfoque que debiera seguir la norma de sedimentos, un lugar en el que se haya decidido que las aguas calificarán para usos definidos como Clase 3, es decir, aguas moderadamente contaminadas, igual el sedimento debería ser de calidad tal que se asegurara la protección de sus comunidades bióticas. Este solo hecho es muy trascendente, ya que permite asegurar de inmediato, que aún cuando el agua de la columna adyacente no sea de muy buena calidad, lo será de al menos suficiente calidad como para asegurar que se podrá cumplir con los valores definidos para el sedimento, lo que a su vez tiene relación con las Normas de Emisión (*i.e.* DS 90/2000), ya que dicho nexo ambiental determinará imponer por ejemplo, demandas o requisitos ambientales a los usuarios del cuerpo de agua, a fin que sus descargas o emisiones no afecten la relación normas de calidad de aguas – sedimento, no importa cuál sea la clase de calidad de agua que se haya asignado en ese lugar específico.

#### b. Regulación para sedimentos marinos versus regulación para sedimentos de lagos

Este es otro aspecto que significa tomar decisiones trascendentes respecto del camino a seguir por la norma de sedimentos. A lo largo del presente estudio, queda de manifiesto en forma muy clara la falta de información para establecer regulaciones para lagos. No existe una masa crítica mínima de investigadores en Chile en este tema, por lo que es evidente que no hay, o hay escasísimos estudios que se refieran a las características, clasificación, alteraciones y procesos que sufren los sedimentos de lagos del país. Asimismo, los monitoreos son escasos y se remiten a los lagos de mayor uso, incluyendo los muestreos del POAL u otras instituciones. Sencillamente, se considera que se requiere acumular aún un mayor cuerpo de información ambiental en este sector, al que sin duda contribuirán o están contribuyendo los monitoreos y DIA de proyectos de Acuicultura, y muy especialmente, los que se vayan generando en el tiempo con la aplicación del RAMA. Sin duda, por su importancia, es un tema que merecería ser explorado nuevamente en algunos años más, pero no en el actual grado de desarrollo.

En conclusión, se considera que el tema en lagos está aun en una condición INMADURA como para pensar seriamente en establecer valores, estándares, etc., lo que hace NO ACONSEJABLE intentar establecer normas, valores o recomendaciones para lagos en el país. En consecuencia, los siguientes esfuerzos de este proyecto, y de la norma de lagos, debieran reorientar su camino y concentrarse en la definición de una normativa de calidad para sedimentos marinos, en donde claramente existe mayor información y redes de monitoreo, así como Instituciones con atribuciones y facultades mejor definidas, como son DIRECTEMAR, SUBPESCA y SERNAPESCA, sin dejar de considerar las que atañen al SERVICIO DE SALUD.

#### c. Desarrollo de una norma versus desarrollo de una directriz de calidad de sedimento

Un tercer aspecto medular y a la vez polémico que se deriva del análisis de la información recogida en el presente estudio, tiene que ver con la conveniencia de establecer una norma de carácter obligatorio o alternatively, de desarrollar un cuerpo de recomendaciones o una Directriz ("Guideline") sobre calidad de sedimentos marinos. Como se ha discutido precedentemente, no existe país alguno en que las normas de sedimento sean aplicadas en forma obligatoria, sino como recomendaciones, lo que dice mucho respecto de la falta de desarrollo del estado del arte en este tema, y que aún falta establecer acuerdos entre los investigadores respecto de cuál o cuáles enfoques son más adecuados para derivar dichas directrices. Si bien comparativamente existe más información sobre sedimentos de ambientes marinos que lacustres, de



todas maneras existen vacíos de información para varios sectores del país. Por otra parte, la generación de una norma obligatoria implica la aplicación de importantes esfuerzos por parte de diversos sectores, entre ellos, el sector fiscalizador, ya bastante atareado y comprometido en sus recursos humanos y económicos con las tareas de fiscalización del DS 90/2000 y de las Normas de Calidad de Aguas, tanto continentales como marinas; también para el Gobierno y CONAMA, en la medida que el apoyo a la fiscalización también conlleva gastos significativos, en estudios, validaciones, etc., lo que en consideración a la situación económica que atraviesa el país en la actualidad, compromete o complica el necesario apoyo que también debiera darse a esta norma de sedimentos en caso de ser de carácter obligatorio.

En definitiva, se propone continuar el desarrollo de este estudio hacia la generación de una directriz o recomendaciones provisorias o interinas de calidad de sedimentos marinos, al estilo de la Norma de Calidad NCH1333, que establece recomendaciones pero no es una norma obligatoria al estilo de las del Programa Priorizado, a menos que algún Ministerio le otorgue dicho carácter.

d. Conociendo estos antecedentes ¿cuál es el enfoque más adecuado de aplicar en Chile para establecer directrices de calidad de sedimentos marinos y lacustres?

De la información científica y técnica revisada, históricamente en nuestro país la calidad, o mejor dicho, la condición de los sedimentos marinos ha sido evaluada desde una perspectiva o enfoque netamente químico. En primer lugar, las concentraciones de las diferentes sustancias químicas contaminantes han sido cuantificadas en la fase sólida de esta matriz (i.e. sedimentos integros), es decir, considerando en forma conjunta los niveles adsorbidos a las partículas sedimentarias como aquéllos disueltos en el agua intersticial de los sedimentos.

Una vez que se conoce las concentraciones de las muestras de sedimentos recolectadas del ambiente natural, en algunos casos los valores son comparados con directrices de calidad de sedimentos extranjeras. Por lo general, para este efecto los valores obtenidos se contrastan con niveles referenciales de países como Estados Unidos y/o Canadá. Esta contrastación proporciona alguna idea a la comunidad regulatoria sobre qué condición es la que impera en los fondos sedimentarios.

Como se puede apreciar este es un enfoque muy básico y no considera aspectos relacionados con la biodisponibilidad y toxicidad de las sustancias de interés ambiental. Así tampoco incorpora las condiciones naturales propias de los sedimentos del borde costero, las cuales podrían reflejarse mediante la medición de los niveles de dichas sustancias en ambientes que *a priori* se consideren relativamente libres de fuentes de contaminación. El término "relativamente" se refiere a que no existe fondo sedimentario alguno en condiciones realmente pristinas, ya que si bien en Chile existen lugares remotos que no han sido alterados por la actividad humana y sus residuos, hay otras vías de ingreso de sustancias contaminantes hacia los sedimentos que pueden provenir de fuentes ubicadas a distancias considerables del punto de medición. La más común de ellas corresponde a la incorporación de contaminantes desde la atmósfera.

Por otra parte, si bien el monitoreo de los niveles de los contaminantes que están presente en los sedimentos permite establecer en el tiempo si los contenidos aumentan, disminuyen o se mantienen más bien constantes dentro de un rango, este tipo de información no proporciona antecedentes sobre los efectos que significa la ocurrencia de tal o cual valor. Si



bien el POAL ha sido una iniciativa exitosa y única en su género a nivel nacional, ya que ha permitido generar una base de datos en base a condiciones estandarizadas de muestreo y de análisis de laboratorio durante más de una década, dada su concepción netamente de "cuantificación química de contaminantes" no permite establecer si dichos niveles generan algún tipo de alteración sobre la componente biótica del sistema.

✓ En su diseño original, el POAL vislumbró este aspecto al incorporar mediciones de contenidos de metales pesados en los tejidos del molusco bivalvo *Perumytilus purpuratus* ("chorito maico"). Si se analizara la información en conjunto de las tres matrices involucradas en esta iniciativa (agua, sedimentos y biota), la estrategia podría responder en parte al enfoque de Residuos en Tejidos descrito anteriormente. Sin embargo, el problema yace en que la especie seleccionada como indicadora habita los ambientes rocosos del intermareal, por lo tanto la aplicación de este enfoque a nivel de sedimentos submareales pierde sustento. De este modo, actualmente este programa carece de una componente que permita evaluar los efectos biológicos que significa la presencia de determinados niveles de sustancias contaminantes en los sedimentos.

Para los ambientes lacustres, la situación es aún más precaria con respecto a estudios efectuados sobre la condición en los sedimentos. Después de efectuar una extensa búsqueda en revistas científicas nacionales, no se encontró publicaciones sobre este tema. Por otra parte, en la DGA si bien se cuenta con un centro de documentación y bases de datos sobre mediciones físicas y químicas efectuadas en lagos chilenos, no existen estudios publicados o información sobre niveles de sustancias químicas presentes en los sedimentos lacustres a nivel nacional. Nuevamente, la única fuente disponible de información se limita a los informes generados durante las distintas campañas de monitoreo efectuadas por el POAL. Aunque la caracterización química de los sedimentos lacustres incorpora la medición de cerca de una quincena de analitos, clasificados en metales pesados, nutrientes y compuestos orgánicos individuales, la cobertura de este programa incluye sólo tres lagos.

La cuantificación de los analitos se efectúa con muestras de sedimentos íntegros, considerando la fracción  $< 200 \mu\text{m}$  para efectos de estandarizar los resultados y mitigar el efecto del tamaño de la partícula sobre los contenidos de las sustancias químicas.



## 5.3. PROCEDIMIENTO PARA DERIVAR DIRECTRICES DE CALIDAD DE SEDIMENTOS

### 5.3.1. Proposición de un modelo conceptual

En base a la información existente, es decir, los resultados presentados en estudios ambientales nacionales disponibles además de los propios resultados generados de la campaña de muestreo efectuada a nivel nacional, se propone derivar DCS que permitan armonizar la condición basal o referencial de los sedimentos superficiales con el desarrollo de actividades productivas que tienen impacto sobre la calidad de los mismos. Para establecer la DCS se generará dos límites (inferior y superior) para cada sustancia regulada, siempre y cuando exista la información suficiente; en caso contrario sólo se derivará el límite inferior. Con la derivación de estos dos límites, los sedimentos marinos se clasificarán en tres categorías o grados distintos de alteración según el siguiente modelo conceptual (Figura 5.1). Con respecto a los sedimentos lacustres, de acuerdo con el análisis efectuado aún no existe en nuestro país la información suficiente como para generar valores de calidad ambiental que sean representativos para la diversidad de ambientes lacustres nacionales.

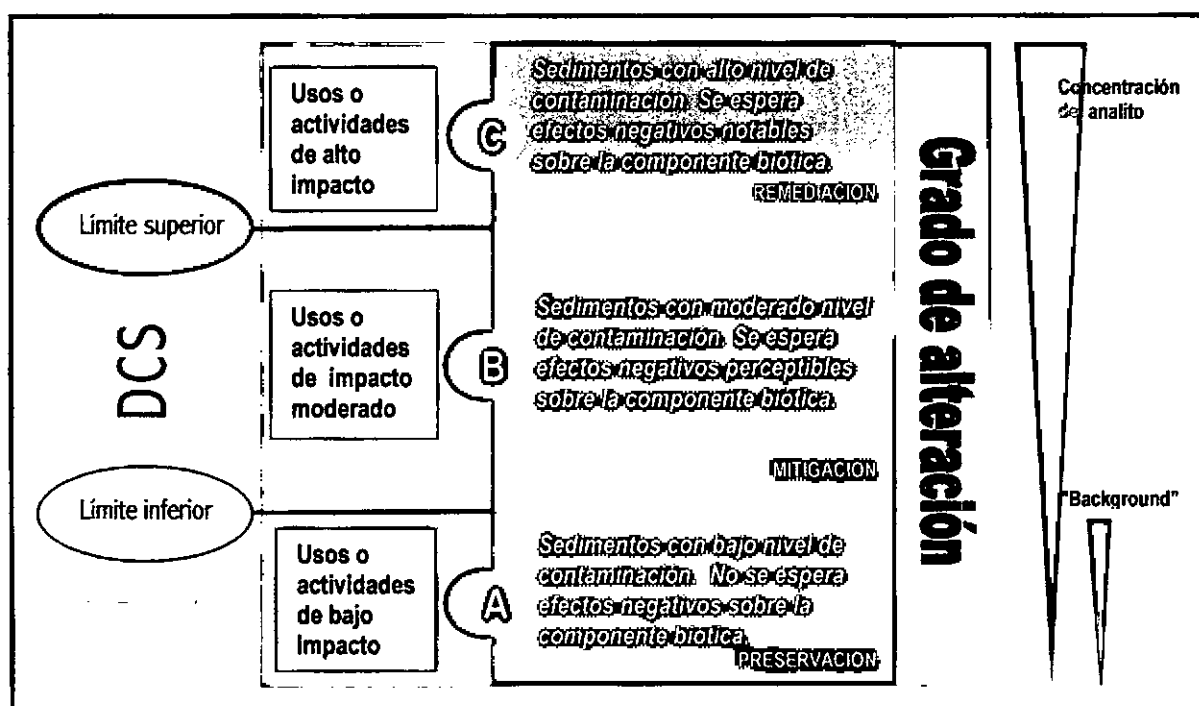


Figura 5.1. Modelo conceptual propuesto para la derivación de los límites inferior y superior de la directriz de calidad de sedimentos (DCS).

La categoría A se asocia con niveles basales o bajos contenidos de sustancias contaminantes en los sedimentos, cuya ocurrencia no significa efectos negativos sobre la componente biótica que conduzcan a una variabilidad mayor a la esperada debido a la dinámica natural del sistema. Este tipo de condición sedimentaria se encontrará asociada a áreas



prístinas o remotas, en sectores alejados de la intervención humana directa o donde ésta sea esporádica, en áreas destinadas a la preservación de vida marina (*i.e.* reservas marinas) o en sectores de alta dinámica costera que impide la acumulación de sustancias contaminantes en los sedimentos sublitorales. Los usos o actividades humanas asociadas con esta categoría tendrán un mínimo impacto sobre la calidad sedimentaria (*i.e.* pesca y buceo, baño, reservas marinas).

La categoría B, delimitada por los límites inferior y superior de la DCS para dicha sustancia, incluye sedimentos con moderado grado de contaminación cuya componente biótica muestra signos de alteración. Estos sedimentos se encontrarían en sectores expuestos a fuentes difusas de contaminación o relativamente próximos a fuentes puntuales. Dependiendo de la intensidad y continuidad de la fuente contaminante, como así también de la sensibilidad de la componente biótica, es esperable que los efectos se manifiesten en diferentes grados de intensidad y de múltiples formas. Los usos o actividades humanas asociadas con esta categoría tendrán un mínimo moderado sobre la calidad de los sedimentos (*i.e.* acuicultura, residuos líquidos de industrias pesqueras, emisarios de residuos líquidos domésticos, borde costero con asentamientos humanos urbanizados).

La tercera categoría (C) representa las peores condiciones de alteración de la matriz sedimentaria. Sobre el límite superior que delimita esta categoría, la degradación ambiental ha que han sido sometidos los sedimentos significan la presencia de altos contenidos de sustancias contaminantes. Esta condición conlleva que la componente biótica esté expuesta a múltiples factores estresantes (letales y subletales), que a mediano o largo plazo conducen a una reducción importante o total de su expresión. En esta categoría, los efectos inducidos por las altas concentraciones de contaminantes en los sedimentos, ya sea de uno en particular o la sinérgica de varios de ellos, superan los límites de tolerancia de los componentes bióticos terminando por destruir las condiciones originales de equilibrio. Los usos o actividades humanas asociadas con esta categoría tendrán un alto impacto sobre la calidad de los sedimentos (*i.e.* descargas de residuos industriales de industrias petroquímicas, sectores de vertimiento de dragados, acumulación de relaves mineros, instalaciones portuarias y astilleros).

Si bien los autores reconocen que con la información disponible este enfoque es incompleto, ya que las tres categorías de alteración (A, B y C) quedarán definidas en base a límites numéricos derivados de concentraciones de sustancias químicas de relevancia ambiental, los autores piensan que es una estrategia flexible y susceptible de ser mejorada a medida que se disponga de mayor y mejor calidad de información. Dentro de un plazo razonable, por ejemplo a 5 años, se podría contar con una base de datos de concentraciones de sustancias contaminantes y de efectos biológicos para establecer con mayor precisión los límites inferior y superior.

En este sentido el enfoque de la Tríada de Calidad de Sedimentos es uno de los más atractivos, ya que incorpora las tres componentes más relevantes para evaluar la calidad de los sedimentos: concentración de sustancias contaminantes (en sedimentos íntegros o en agua intersticial), ensayos de toxicidad (*i.e.* bioensayos) y condición *in situ* de las comunidades (*i.e.* macroinfauna sublitoral). Una vez que esta información sea accesible, se estará en condiciones de derivar criterios o normas que permitan regular con mayor propiedad las actividades y usos que tienen impacto sobre la calidad y manejo de los sedimentos marinos. En este sentido, este esquema también se puede expandir, incorporando a futuro distintos usos del ecosistema acuático que tienen el potencial de ser afectados en forma adversa por la presencia de sedimentos contaminados.



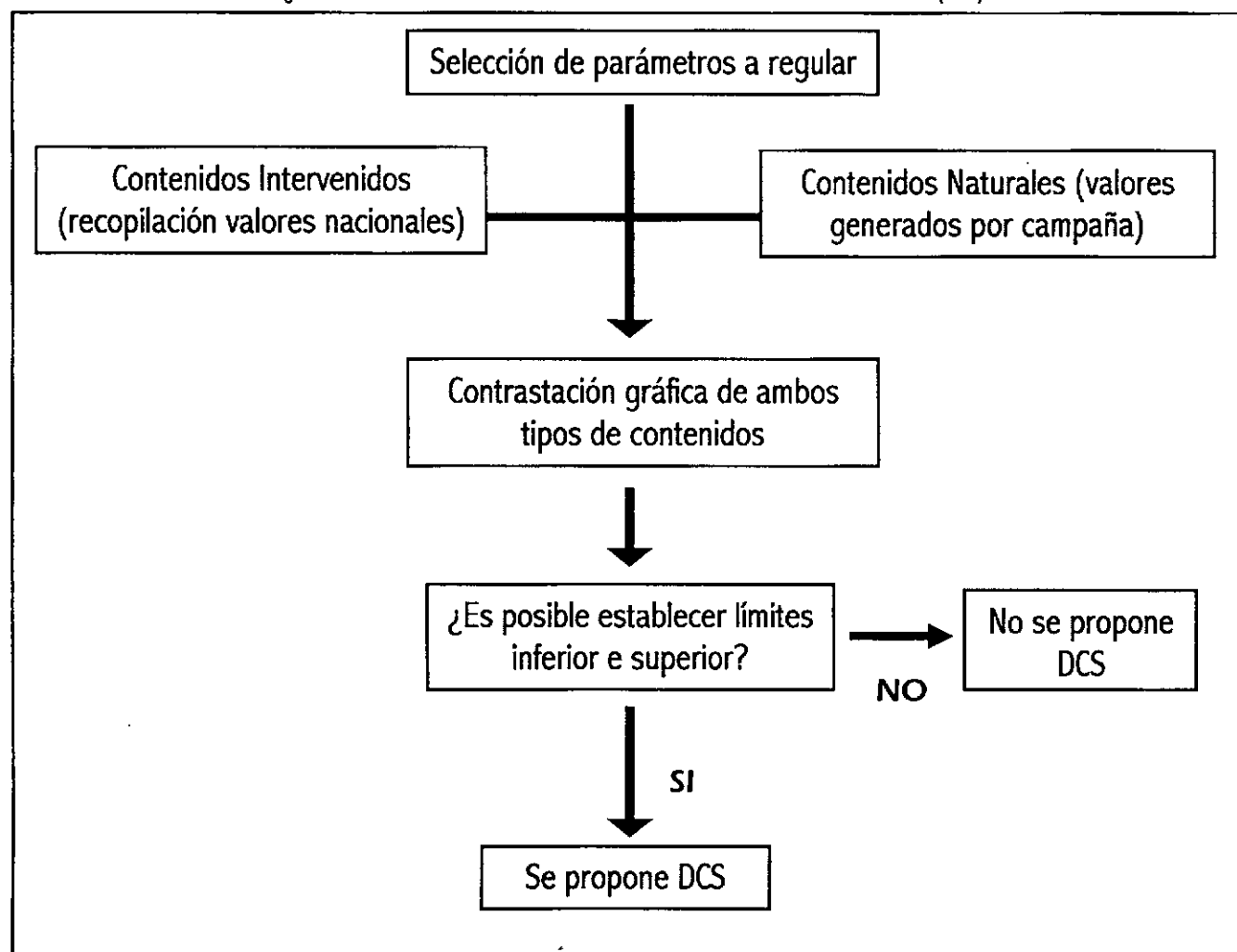


### 5.3.2. Metodología para derivar los valores de límite inferior y superior de las DCS

Para derivar las DCS para cada uno de los parámetros se siguió la siguiente secuencia (Figura 5.2):

- Selección de los parámetros regulados
- Recopilación bibliográfica de contenidos sedimentarios a nivel nacional
- Compilación y ordenamiento de los valores procedentes de la campaña de muestreo
- Cruzamiento de los valores registrados en la bibliografía y los registrados en la campaña de muestreo
- Establecimiento de los valores del límite inferior (LI) y límite superior (LS) para cada uno de los parámetros

Figura 5.2. Secuencia de derivación de las Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS)





a. Selección de los parámetros regulados

Los elementos y compuestos propuestos para su regulación corresponden a los siguientes:

Metales y metaloides	Nutrientes	Compuestos orgánicos persistentes
Aluminio (Al)	Fósforo total (P tot)	Hidrocarburos totales (HT)
Arsénico (As)	Nitrógeno total (N tot)	Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP)
Cadmio (Cd)	Carbono Orgánico Total (COT)	Bifenilos policlorados (PCB)
Cobre (Cu)		Pesticidas organoclorados (POCI)
Cromo (Cr)		
Mercurio (Hg)		
Níquel (Ni)		
Plata (Ag)		
Plomo (Pb)		
Selenio (Se)		
Vanadio (V)		
Zinc (Zn)		

La selección de estas sustancias químicas obedeció a los siguientes criterios:

- Disponibilidad de información nacional sobre contenidos medidos en sedimentos marinos (valores referenciales en fuentes bibliográficas)
- Capacidad técnica a nivel nacional para cuantificar los analitos de interés (encuesta a laboratorios nacionales)
- Potencialidad de generar efectos nocivos sobre la salud de las personas y sobre la vida acuática (antecedentes publicados en revistas científicas)

Con respecto a los compuestos orgánicos persistentes (COP), si bien las cuatro agrupaciones de compuestos químicos seleccionados se pueden subdividir en grupos menores o identificar sustancias químicas específicas (*i.e.* distintos tipos de hidrocarburos aromáticos policíclicos o de pesticidas), los autores recomiendan su regulación al nivel aquí propuestos ya que aún no existe información suficiente que permita establecer en forma confiable valores para cada uno de estos analitos de manera específica. De hecho, el análisis bibliográfico efectuado denota que para algunos de estos grupos mayores (HAP, PCB y POCI) aún existen falencias importantes sobre los niveles de concentración presentes en los sedimentos marinos a nivel nacional. Por otra parte, aunque existe la capacidad técnica en los laboratorios ambientales para cuantificar este tipo de analitos mediante cromatografía gaseosa (CG), el costo de estos análisis es comparativamente superior entre 3 y 5 veces al valor del análisis de un metal o nutriente para una muestra de sedimentos.



#### b. Recopilación bibliográfica de contenidos sedimentarios a nivel nacional

Con objeto de elaborar una base de datos de contenidos de los analitos seleccionados, se efectuó una exhaustiva búsqueda y revisión de valores de concentración en sedimentos, en las siguientes fuentes de información:

- publicaciones científicas nacionales (1980 a 2002)
- estudios y declaraciones de impacto ambiental (SEIA)
- estudios técnicos disponibles a público en general
- bases de datos (contenidos promedio por analito POAL 1993-2000)
- solicitud de información directamente a empresas (contenidos promedio de cobre por monitoreo, Minera Escondida Limitada)

De acuerdo con los antecedentes dados a conocer en los tres primeros capítulos de este informe, en nuestro país las investigaciones sobre sedimentos han estado centradas casi exclusivamente sobre ambientes marinos. La revisión de dichos antecedentes incluyó trabajos científicos publicados desde 1980 a la fecha en revistas científicas que pudiesen comunicar resultados de directa relación con el proyecto en desarrollo (marcados con asterisco en la Tabla 5.2). Además, se revisó Estudios y Declaraciones de Impacto Ambiental sometidos al Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental, en busca de valores referenciales de contenidos de sustancias químicas en sedimentos acuáticos a nivel nacional. Además, se ha revisado los informes presentados al Fondo de Investigación Pesquera (FIP), aunque dichas investigaciones hacen referencia mayoritariamente la columna de agua y no a sedimentos lacustres.

Cabe señalar que en dichas revistas, se consigna prácticamente sólo estudios efectuados para sedimentos de ambientes marinos. Además, se consultó la información en línea que dispone CONICYT en su sitio de Internet, a objeto de conocer si actualmente se están desarrollando proyectos cuya línea de investigación se centre sobre este compartimento ambiental. La base de datos que dispone el FONDECYT, almacena información sobre proyectos efectuados desde 1982 a la fecha. La búsqueda arrojó resultados positivos en este sentido, identificándose los siguientes proyectos en marcha o terminados:

- El rol de la mineralización de la materia orgánica presente en los sedimentos, en el suministro de nutrientes a la zona eufótica de bahía de Concepción.
- Rol de los factores físicos y biológicos asociados al proceso de resuspensión de sedimentos estuariales intermareales
- Fases y mecanismos de desnitrificación en sedimentos marinos asociados a la contracorriente Chile-Perú: 36 grados sur (Dichato-Chile). Investigador responsable: Prof. Laura Farías (Universidad de Concepción).
- Evolución oceanográfica reciente de la bahía de Mejillones del Sur (23°S). Evidencia geoquímica en sedimentos marinos. Investigador responsable: Prof. Jorge Valdés (Universidad de Antofagasta)

Por otra parte, se solicitó información a investigadores con experiencia en el tema a fin que ésta fuese incorporada al proyecto dada su trascendencia nacional. Cabe señalar que las consultas tuvieron una baja acogida entre los investigadores. Del total de investigadores consultados, sólo dos de ellos remitieron algún tipo explicación, no así información o datos para el proyecto.



Tabla 5.2. Publicaciones científicas y técnicas editadas en nuestro país. Las publicaciones primarias incluyen estudios ligados directamente con ciencias acuáticas, mientras las secundarias los incorporan ocasionalmente.

Primarias	Secundarias
Aquanoticias Internacional	Ambiente y Desarrollo
Biología Pesquera *	Anales del Instituto de la Patagonia *
Biota *	Anales del Museo de Historia Natural de Valparaíso *
Boletín APROPECH	Archivos de Biología y Medicina Experimentales *
Boletín El Pescador	Archivos de Medicina Veterinaria
Boletín Informativo CPPS *	Boletín Antártico Chileno *
Boletín Informativo Limnológico *	Boletín Chileno de Parasitología
La Caleta	Boletín de Comercio Exterior Sector Pesquero
Ciencia y Tecnología del Mar (CONA) *	Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción *
Chile Pesquero	Boletín del Museo Nacional de Historia Natural *
Estudios Oceanológicos *	Boletín Informativo Instituto Antártico Chileno
Investigación Pesquera (Chile) *	Clava
Investigaciones Marinas *	Creces
Physalia (Coquimbo) *	Embarques de Productos Agrícolas, Pecuarios, Forestales y el Mar
Publicaciones Ocasionales Inst. Ocean. U. de Valparaíso *	Estudios y Proyectos de Desarrollo Pesquero
Revista CPPS *	Gayana Botánica
Revista de Biología Marina *	Gayana Miscelánea *
	Gayana Zoología *
	Informe de las Actividades Antárticas de Chile al SCAR
	Investigaciones Zoológicas Chilenas
	Mar
	Medio Ambiente *
	Monografías Biológicas – Fac. Cs. Biológicas PUCCH *
	Noticiario Mensual – Mus. Nac. Hist. Natural
	Publicación Ocasional – INACH
	Publicación Ocasional - Mus. Nac. Hist. Natural
	Revista Chilena de Historia Natural *
	Revista de Investigaciones Científicas y Tecnológicas
	Revista de Marina
	Revista Universitaria – PUCCH
	Serie Científica – INACH
	Viento y Marea

Con los antecedentes disponibles, se pudo apreciar que una fracción de dichos estudios se ha orientado a caracterizar la granulometría de los sedimentos superficiales, mientras que otros han centrado sus esfuerzos en determinar el contenido de sustancias de relevancia ambiental principalmente en la fase sólida, aplicando técnicas cuantitativas a muestras superficiales y en menor medida perfilando la columna de sedimentos.

En lo referente a programas de seguimiento, si bien en Chile existen estudios conducentes a medir los niveles de sustancias químicas en los sedimentos superficiales (*i.e.* POAL, Programas de Vigilancia Ambiental y Monitoreos Ambientales), en todos ellos se ha puesto especial énfasis a la concentración de determinadas sustancias químicas presentes en los sedimentos y su presencia se ha asociado con la actividad productiva de la fuente que la genera. Desde una perspectiva más global, no existen en nuestro país estudios o iniciativas que hayan sido diseñadas *ex profeso* para establecer la magnitud de los efectos biológicos sobre comunidades bentónicas producto de la ocurrencia de una o más



sustancias contaminantes en ambientes sedimentarios. Este punto es gravitante, ya que la concentración de una sustancia contaminante presente en los sedimentos sólo puede ser evaluada con respecto a los efectos que genera a distintos niveles de la componente biótica (*i.e.* tisular, individual, poblacional, comunitario, entre otros). La comparación espacial de los niveles de las sustancias contaminantes entre distintos sectores, o entre periodos históricos distintos sólo evidencia las fluctuaciones a que están sometidas las sustancias contaminantes producto de múltiples fenómenos o procesos: variabilidad en el aporte antrópico de la fuente, ocurrencia y magnitud de procesos de distribución (dilución, concentración, y transporte), características de la matriz sedimentaria (condiciones geoquímicas, biodisponibilidad, resuspensión de fracciones finas, etc.).

La información disponible a la fecha es la base de datos generada a través del POAL Continental, que tiene una cobertura geográfica alta (cubre más de una veintena de cuerpos de agua marinos y lacustres desde Arica a Punta Arenas). Aunque, esta información es valiosa a juicio de los autores es susceptible de ser mejorada incluyendo índices que permitan estimar efectos biológicos a nivel de estructura de comunidades bentónicas, debido a la presencia de niveles de contaminantes o mezclas de los mismos en los sedimentos superficiales. Sin embargo, tal como fuera señalado en la reunión técnica sostenida con el comité evaluador, actualmente la DIRECTEMAR vende esta información, según informa mediante Resolución DGTM Y MM Ord. N° 12.600/1477/VRS. Considerando las tarifas entregadas por la autoridad marítima, para acceder a la totalidad de la información generada durante una campaña (matriz sedimentaria para 25 cuerpos de agua) es necesario incurrir en un gasto de US\$1.269,20. Si consideramos los últimos 5 años de monitoreo (dos campañas al año), el costo monetario asciende a US\$ 317.300, valor que está fuera de todo presupuesto para el presente proyecto.

Una alternativa frente a esta disyuntiva, consistió en solicitar a la CONAMA un archivo magnético conteniendo información resumida del POAL, que fuera cedida con anterioridad por la DIRECTEMAR. Sin embargo, cabe hacer notar que los resultados consignados en esta base de datos corresponden a cifras promedio y no a valores originales. Por otra parte, la CONAMA como institución coordinadora del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental dispone de información contenida en informes de evaluación de impacto ambiental relativa a actividades asociadas con ambientes marinos y lacustres.

A nivel de ambientes lacustres la información es muy escasa, dispersa y carece de una metodología estandarizada que permita efectuar análisis comparativos a una escala espacial o temporal para establecer la condición actual de los ambientes sedimentarios lacustres en Chile. Para recabar información se siguió el mismo procedimiento descrito anteriormente. Según los registros de la base de datos del FONDECYT, existen dos proyectos que tienen relación con sedimentos lacustres a nivel nacional:

- Búsqueda de evidencias del transporte atmosférico a gran escala de contaminantes: acumulación de contaminantes orgánicos persistentes (COPs) en sedimentos de lagos remotos de Chile. Investigador responsable: Prof. Ricardo Barra (Universidad de Concepción)
- Caracterización geológico-sedimentológica de cuencas andinas y su relación con la producción y transporte de sedimentos fluviales. Investigador responsable: Prof. Juan Varela (Universidad de Chile).

Sólo el primero de ellos tiene una connotación ambiental al determinar la presencia de compuestos órgano-persistentes en lagos chilenos que estarían fuera de la influencia humana directa, por lo que la vía de ingreso de contaminantes a los sedimentos sería a través de la atmósfera.



Con respecto a publicaciones especializadas a nivel nacional que consignen trabajos sobre ambientes dulceacuícolas, específicamente de tipo lacustre, aún no han sido editadas en nuestro país. La mayor parte de los resultados han sido publicados en resúmenes de las Jornadas o Congresos de Ciencias del Mar. De los trabajos revisados, las líneas de investigación apuntan hacia aspectos relacionados con productividad de estos sistemas acuáticos (*i.e.* Cisternas *et al.*, 1997). La única información disponible sobre contenidos de sustancias químicas de relevancia ambiental en sedimentos lacustres, se encuentra señalada en los informes técnicos que semestralmente se generan como parte del POAL. Cabe señalar que en este programa, se dispone de información sobre los lagos Ranco, Villarrica y Llanquihue. Igualmente que lo señalado para los sedimentos marinos, los resultados de las distintas campañas se pueden adquirir bajo condición de compra a DIRECTEMAR.

Para incorporar a la base de datos los valores recopilados en las fuentes bibliográficas, se consideró al menos los siguientes criterios de inclusión:

- indicación de la unidad de medición
- mención del método de cuantificación
- lugar de toma de muestras (no necesariamente georreferenciado)
- fecha del estudio
- autor del estudio

Como resultado de lo anterior, se elaboró una base de datos conformada por un total de 1.568 registros (Anexo 6). Los valores considerados para los distintos analitos incluyó: valores medidos, valores promedio y rango de valores (mínimo y máximo). Los tres tipos de mediciones fueron consolidadas en una sola columna; en aquellos casos en que el autor señala un valor promedio y un rango para un determinado analito, se consideró sólo el valor mínimo y el máximo (rango) para su inclusión en el consolidado de valores.

En aquellos casos en que señalaba la ausencia de una determinada sustancia química, se consideró como valor el límite de detección señalado por el autor. Por ejemplo, si en una publicación el autor señala que el contenido de plomo es  $< 1$  ppm, entonces en la base de datos se digitó 1 ppm. Se verificó que las unidades de medición fuesen equivalentes (ppm, mg/kg,  $\mu\text{g/g}$ ), en caso contrario se aplicó factores de conversión adecuados para estandarizar los valores a una unidad común. Del total de sustancias químicas, los contenidos de aluminio, hierro, fósforo, nitrógeno y COT se expresan como valores porcentuales debido a que los contenidos hallados en los sedimentos generalmente son de este orden de magnitud ( $1\% = 10.000$  ppm). Algunos autores señalan contenidos de sustancias químicas en otras unidades, para estos casos específicos los valores fueron convertidos a ppm como sigue:

$$(1) \text{ mg/kg} = \frac{(\mu\text{mol/kg}) * P}{1.000}$$

$$(2) \mu\text{g/g} = (\mu\text{g-at/g}) * P$$

donde, P: peso atómico o peso molecular



A continuación, cada uno de los analitos fue procesado en forma independiente, ordenando los valores de menor a mayor contenido. Finalmente, los datos fueron desplegados en un gráfico para analizar el comportamiento de la distribución (*i.e.* estabilidad, quiebres, entre otros).

#### c. Compilación y ordenamiento de los valores procedentes de la campaña de muestreo

Por otra parte, los datos generados a partir de la campaña de muestreo efectuada por el consultor fueron procesados de manera similar. Para aquellas sustancias no detectadas, se consideró el valor del límite de detección. Luego, los valores de cada analito fueron ordenados en forma creciente y plotados en un gráfico bidimensional (concentración versus número de datos).

#### d. Cruzamiento de los valores registrados en la bibliografía y los registrados en la campaña de muestreo

Para establecer una relación por cada parámetro, se desplegó en un mismo gráfico los valores naturales o no alterados (datos de la campaña de muestreo) y los contenidos presentes en sedimentos de sectores con variado grado de intervención (datos bibliográficos). Para este efecto, ambas series de datos fueron combinadas y ordenadas de manera creciente.

Este proceso permitió establecer el rango completo de dispersión de los valores para cada analito, considerando la información disponible por el consultor. Así también, el despliegue conjunto de ambas series proporciona el grado de sobreposición entre el rango en que fluctúan los valores naturales y aquél en que se mueven los contenidos en sedimentos procedentes de zonas con distinto grado de alteración a lo largo del territorio nacional (Figura 5.3). Cabe señalar que en la Figura 5.3 se exhibe una condición ideal, no obstante en una condición real generalmente pueden darse valores naturales que escapen a esta tendencia y se ubiquen hacia la porción distal de la curva (*i.e.* hacia el sector derecho del gráfico).

Otra información relevante que proporciona este gráfico se relaciona con el segmento final de la curva (ver zona achurada en la Figura 5.3). La inflexión de la curva de distribución demuestra un aumento abrupto en los contenidos del analito; este patrón refleja la ocurrencia de mayores contenidos del analito (indicativo de procesos de contaminación severa).

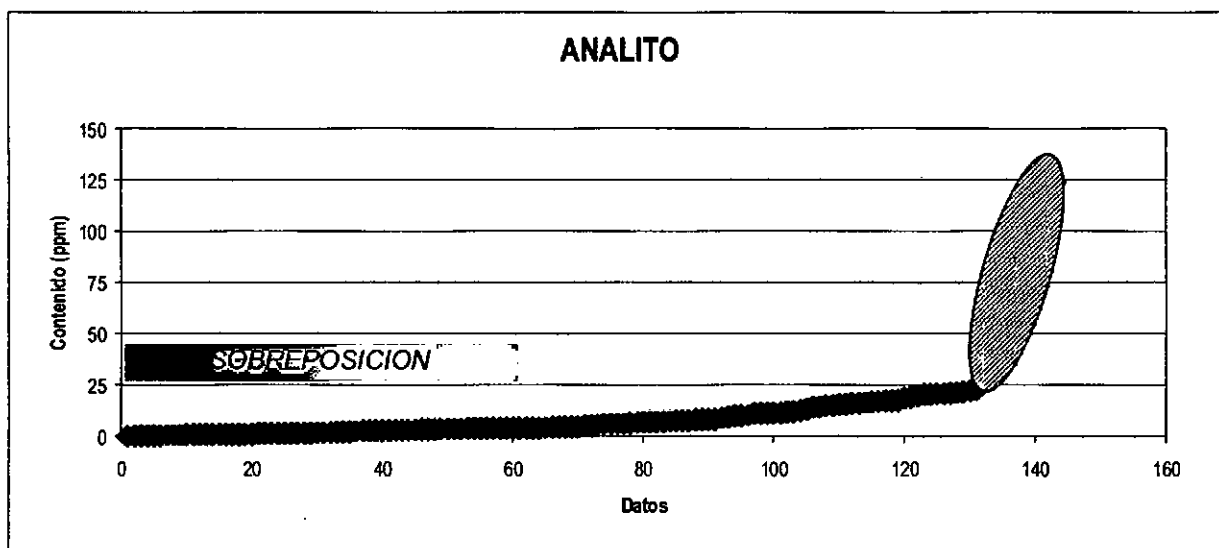


Figura 5.3. Distribución conjunta ideal de los valores de concentración natural (verde) y valores recopilados de bibliografía (azul). Se observa el rango de sobreposición entre ambas series de valores (datos 0 a 60).

Aplicando este procedimiento metodológico, se identifica tres sectores en la curva de distribución de datos: un primer segmento, en donde se produce una sobreposición de las series de datos; un segundo segmento, que implica la variación de los contenidos medidos en sedimentos sometidos a distintos grado de intervención y un tercer tramo de la curva que contiene valores de muy altos a extremadamente altos.

Sin embargo, el procedimiento descrito tiene algunas limitantes que se relacionan con la cantidad y calidad de la información disponible. Como se verá más adelante, algunos analitos disponen de un mayor número de registros (metales) en comparación con otros (COP) cuya inclusión en estudios ambientales no ha tenido la importancia que merece, a pesar de sus características de toxicidad y persistencia. Por ejemplo, en Chile prácticamente no se ha medido la presencia de pesticidas organoclorados en sedimentos marinos (excepto los estudios de Bonert efectuados en la zona austral), estando escasamente representados en la base de datos confeccionada. Una situación similar se presenta para los HAP y PCB. Bajo estas circunstancias, los datos obtenidos en la campaña de muestreo del presente proyecto, corresponden a los primeros registros efectuados a una escala de cobertura nacional. Con este precedente, sólo es posible establecer el nivel basal de este tipo de compuestos en sedimentos marinos nacionales, desconociéndose cuáles serían los niveles que podrían estar presentes en sectores intervenidos antrópicamente (*i.e.* sectores costeros industrializados, áreas costeras de descarga fluvial, entre otros). Este es un punto importante a considerar al momento de establecer una red de monitoreo de sedimentos marinos a escala nacional.





e. Establecimiento de los valores del límite inferior (LI) y límite superior (LS) para cada uno de los parámetros

Considerando el modelo descrito anteriormente (Figura 5.4), la metodología apunta a establecer los límites inferior y superior de la DCS. El valor del límite inferior denota la frontera entre la banda de concentración natural del analito y el segmento siguiente, en donde los contenidos de las sustancias químicas adquieren la condición de contaminantes debido a que reflejan aportes de fuentes externas (antrópicas y/o naturales). Por otra parte, el valor del límite superior señala la frontera entre una condición contaminada y otra que se caracteriza por elevados contenidos de sustancias químicas, cuya presencia ocasiona graves efectos sobre la calidad ambiental de los sedimentos.

Dado que en una curva de distribución como la descrita, se reconoció tres segmentos con características particulares, es posible asociar cada uno de ellos con categorías de alteración respectivas identificadas en la Figura 5.4. Los dos valores que delimitan los tres tramos de esta curva, pueden ser interpretados como los límites inferior y superior de la DCS (Figura 5.4).

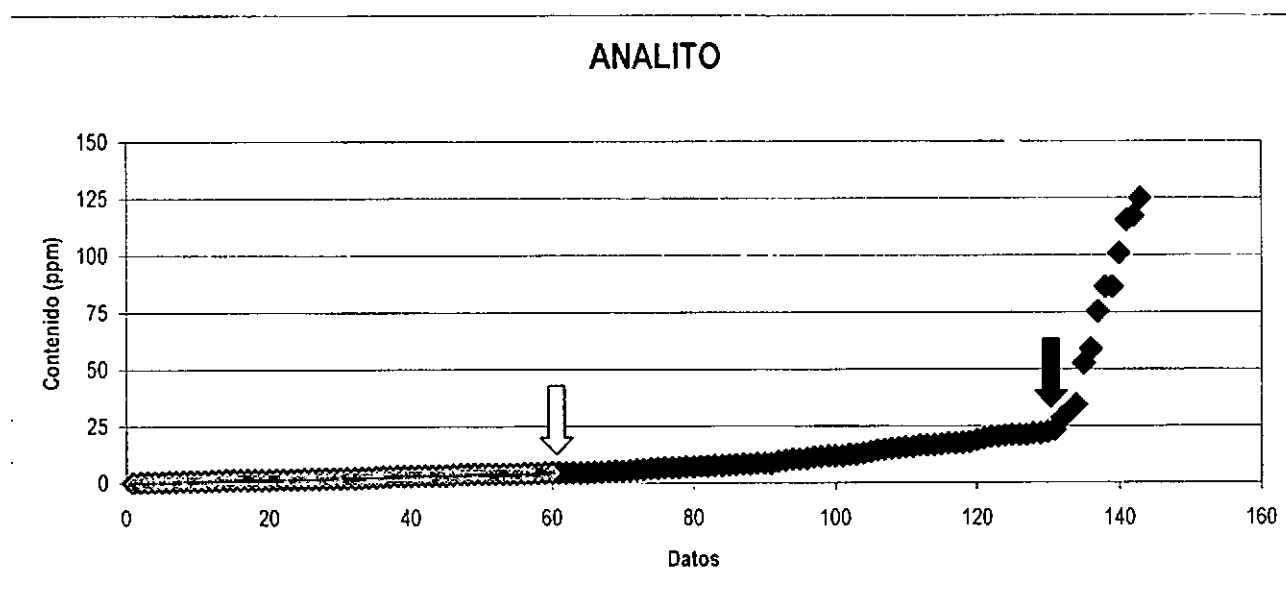


Figura 5.4. Establecimiento de los límites inferior (flecha clara) y superior (flecha oscura) de la DCS.

Como se verá en la distribución de contenidos para algunos analitos, la curva no exhibirá este patrón ideal característico señalado en la Figura 5.4. En el caso de algunos metales más bien conservativos (*i.e.* aluminio), es decir las que se encuentran en abundancia en la corteza terrestre y sus contenidos se mantienen relativamente constantes a escala espacial, no se apreciará la inflexión en el tramo final de la curva. En otros casos este patrón también se presenta, aunque obedece a una causa distinta que se asocia con bajos niveles de contaminación en los sedimentos marinos costeros de nuestro país.



## 5.4. LIMITES INFERIOR Y SUPERIOR PROPUESTOS PARA LA DCS

Para cada analito se incluye una tabla que indica valores establecidos como directrices de calidad de sedimentos marinos en el extranjero. Mayores detalles en relación a cada una de estas directrices se señalan en la página 15 del Capítulo 3. Respecto de los límites de detección para cada parámetro, los autores sugieren considerar los que aplica el POAL.

### 5.4.1. Metales y metaloides

Dentro de este grupo de sustancias químicas, se propone valores de límite inferior y superior para la regulación de 11 metales y un metaloide (As).

#### a. Aluminio (Al)

El ordenamiento de ambas series de valores de aluminio muestra una amplia sobreposición de los contenidos naturales respecto de los contenidos intervenidos (Figura 5.5). La curva no evidencia una inflexión en el tramo final atribuible a un aumento abrupto en los contenidos de este metal. En razón de lo anterior, es posible sólo identificar el límite inferior (1,7%) para este metal. La distribución de los contenidos desplegados en la Figura 5.5, considerando la información disponible, indica la inexistencia de sedimentos con altos contenidos de aluminio en su composición que puedan ser atribuidos a un origen antrópico.

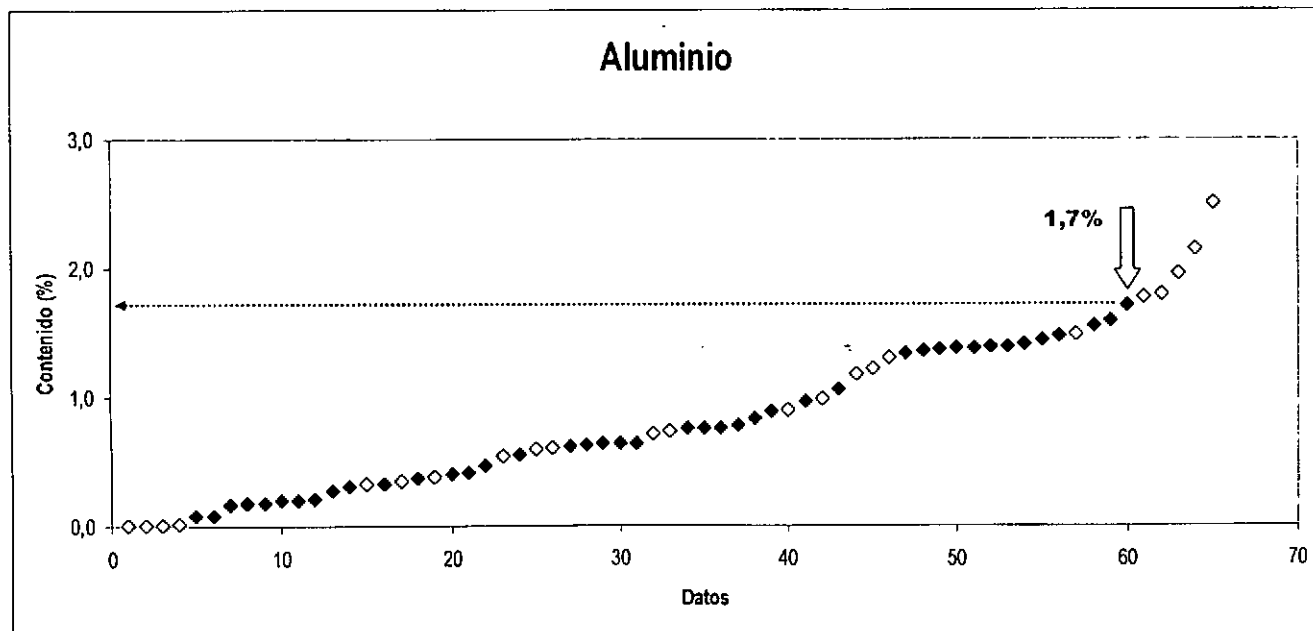


Figura 5.5. Ordenamiento creciente de los contenidos natural (◆) e intervenido (◇) en sedimentos marinos del analito de interés. Ubicación del límite inferior (flecha) de la DCS.



Al comparar el valor propuesto en este proyecto con otros reportados en la literatura (Tabla 5.3), se aprecia que en el extranjero sólo a través de un criterio (AET) se ha sugerido un valor para este metal. Este valor (1,8%) es similar al límite inferior propuesto para sedimentos marinos de Chile.

Tabla 5.3. Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) marinos para aluminio propuestas para Chile (este proyecto) y establecidas en el extranjero.

DCS	
Chile	Valor (%)
Límite Inferior	1,7
Límite Superior	NP
Extranjeras	Valor (%)
TEL	NP
PEL	NP
ERL	NP
ERM	NP
AET	1,8

TEL: Threshold Effects Level; ERL: Effects Range-Low; PEL: Probable Effects Level; ERM: Effects Range Median; AET: Apparent Effects Threshold; NP: no propuesta

#### b. Arsénico (As)

La curva de ambas series de valores se ajusta bien al ordenamiento ideal descrito anteriormente. Los valores intervenidos de arsénico muestran un aumento gradual en sus niveles, hasta que se produce un quiebre notable en la curva debido a la ocurrencia de valores comparativamente altos (Figura 5.6). Si bien los contenidos naturales de este metaloide tienden a ubicarse en el tramo izquierdo y central de la curva, se presentan valores comparativamente más altos que generan una mayor dispersión en los contenidos naturales.

Dado el comportamiento de la curva, es posible identificar ambos tipos de límites: inferior (16,6 ppm) y superior (34,5 ppm). El mayor contenido natural fue detectado en los sedimentos de una estación ubicada en Pisagua, mientras que el segundo contenido más alto se registró en sedimentos de la localidad de Pichilemu (11,6 ppm).

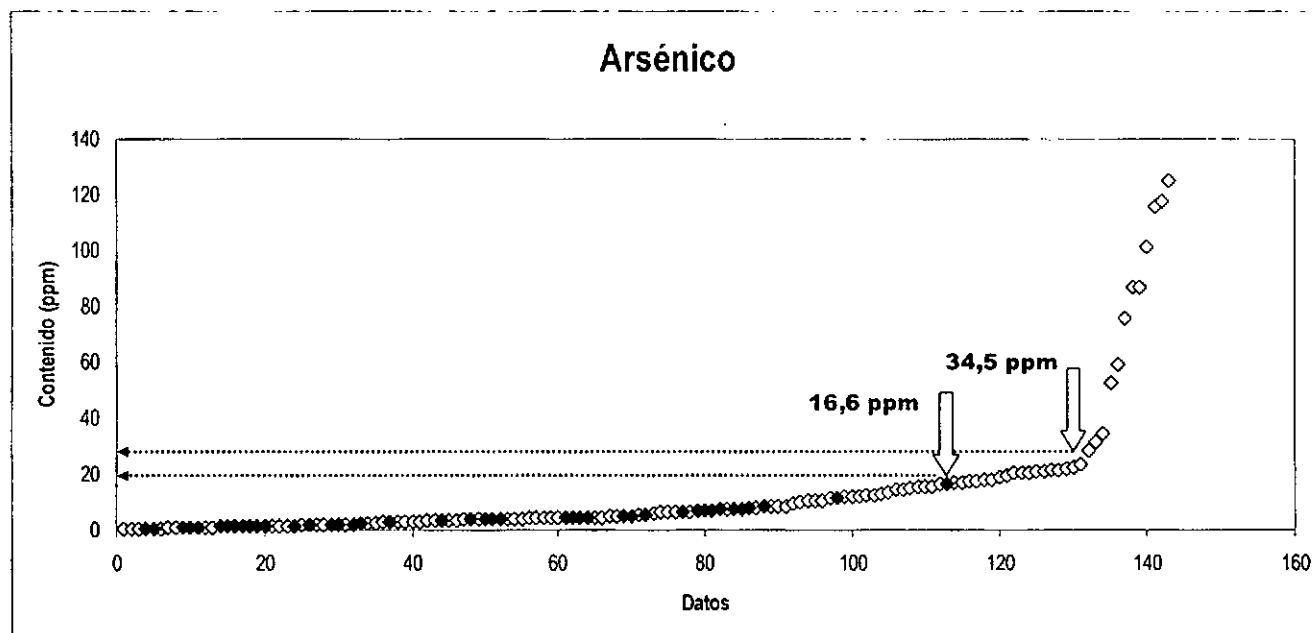


Figura 5.6. Ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido en sedimentos marinos del analito de interés. Ubicación del límite inferior (flecha gris) y superior (flecha blanca) de la DCS.

En el extranjero, se han propuesto diversos valores de DCS para este metaloide aplicando distintos tipos de enfoques (Tabla 5.4). Los contenidos límite propuestos en este proyecto (16,6 ppm y 34,5 ppm) son similares a los valores indicados en países extranjeros para regular la concentración de este metaloide en sedimentos marinos (Tabla 5.4).

Tabla 5.4. Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) marinos para arsénico propuestas para Chile (este proyecto) y establecidas en el extranjero.

DCS	
Chile	Valor (ppm)
Límite Inferior	16,6
Límite Superior	34,5
Extranjeras	Valor (ppm)
TEL	7,24
PEL	41,6
ERL	8,2
ERM	70,0
AET	35,0

TEL: Threshold Effects Level; ERL: Effects Range-Low; PEL: Probable Effects Level; ERM: Effects Range Median; AET: Apparent Effects Threshold; NP: no propuesta



### c. Cadmio (Cd)

Si bien existe una buena representatividad de datos para este elemento, una proporción importante de ellos corresponde a valores bajo el límite de detección, tanto para contenidos intervenidos como para contenidos naturales cuantificados en la campaña de muestreo<sup>1</sup> (0,2 ppm). El ordenamiento de ambas series de valores se ajusta bien a la configuración ideal anteriormente mencionada. La curva representada en la Figura 5.7a evidencia claramente un tramo de bajos contenidos, seguido de un segmento que se compone por altos contenidos de cadmio.

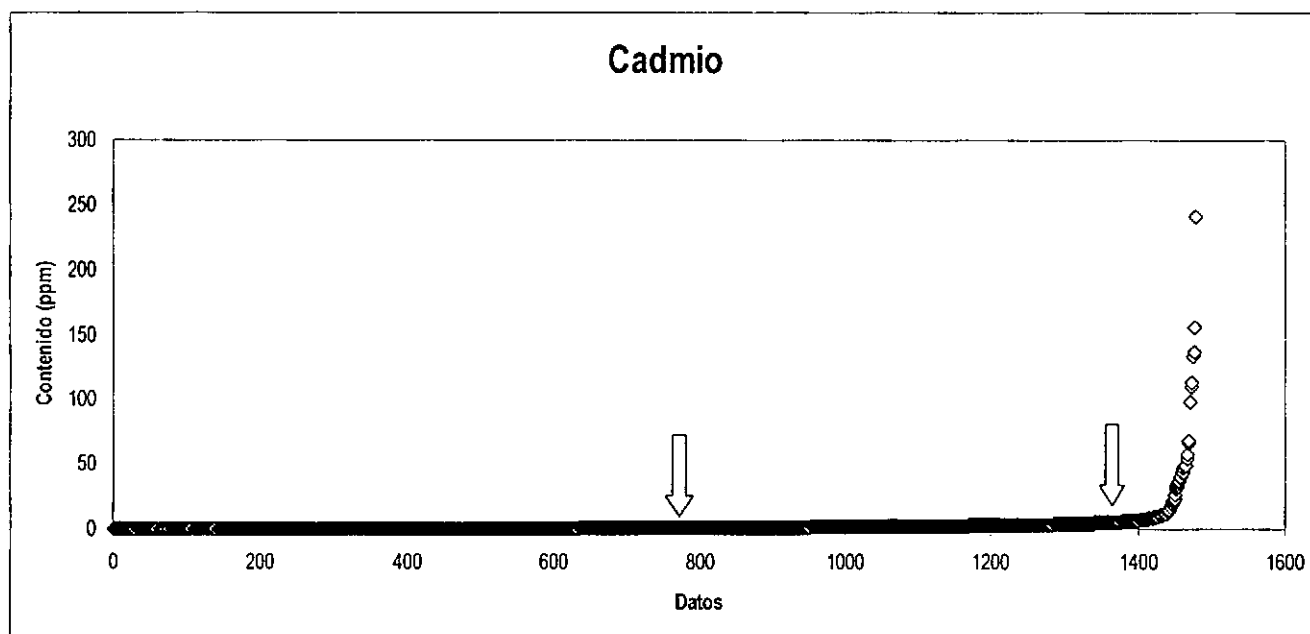


Figura 5.7a. Ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido en sedimentos marinos del analito de interés. Ubicación del límite inferior (flecha gris) y superior (flecha blanca) de la DCS.

Para mejorar la ubicación de los límites inferior y superior, se representó dos sectores de la curva con mayor detalle (Figuras 5.7b y 5.7c). Del total de contenidos naturales cuantificados (N=42), sólo cinco de ellos fueron mayores que el límite de detección, siendo el máximo de 1 ppm (Puerto Aldea, Cuarta Región). Por otra parte, los contenidos intervenidos alcanzaron contenidos máximos dos órdenes de magnitud mayor. Del análisis efectuado, se desprendió un límite inferior de 1 ppm (Figura 5.7b) y un límite superior de 6 ppm (Figura 5.7c).

<sup>1</sup> Cuando se mencione la "campaña de muestreo", la expresión se refiere a las muestras de sedimentos recolectadas a nivel nacional durante la ejecución del presente proyecto.

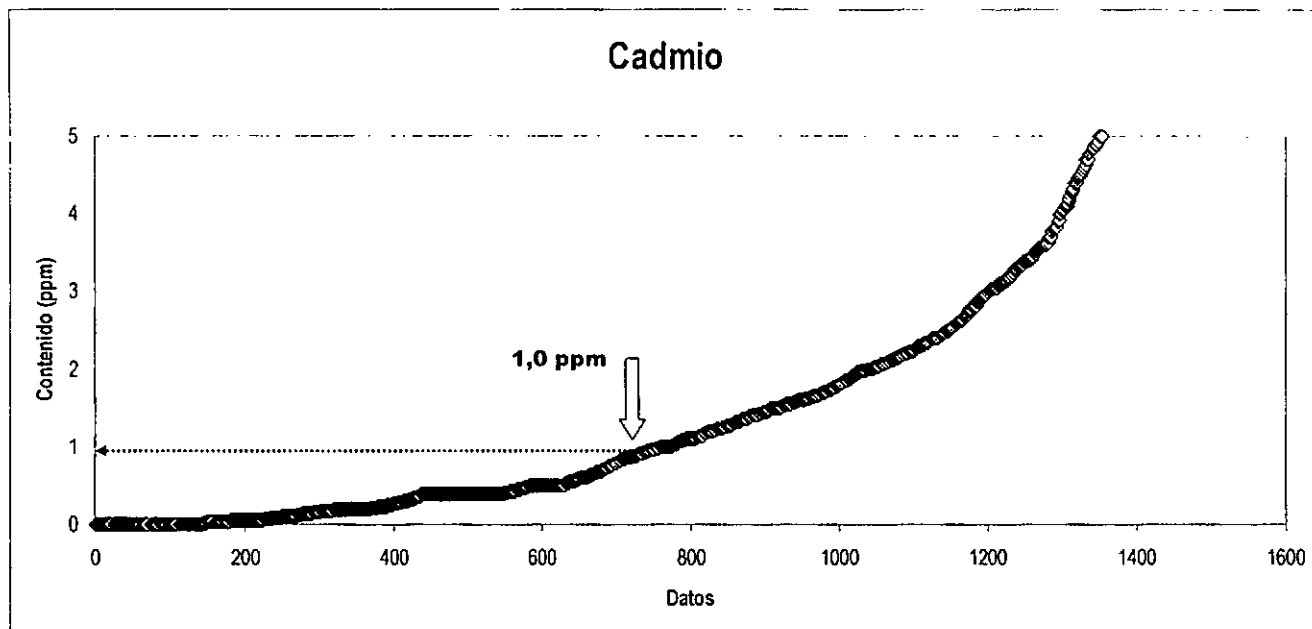


Figura 5.7b. Detalle del tramo inicial de la curva de ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido, indicando el límite inferior de la DCS para el analito de interés (flecha).

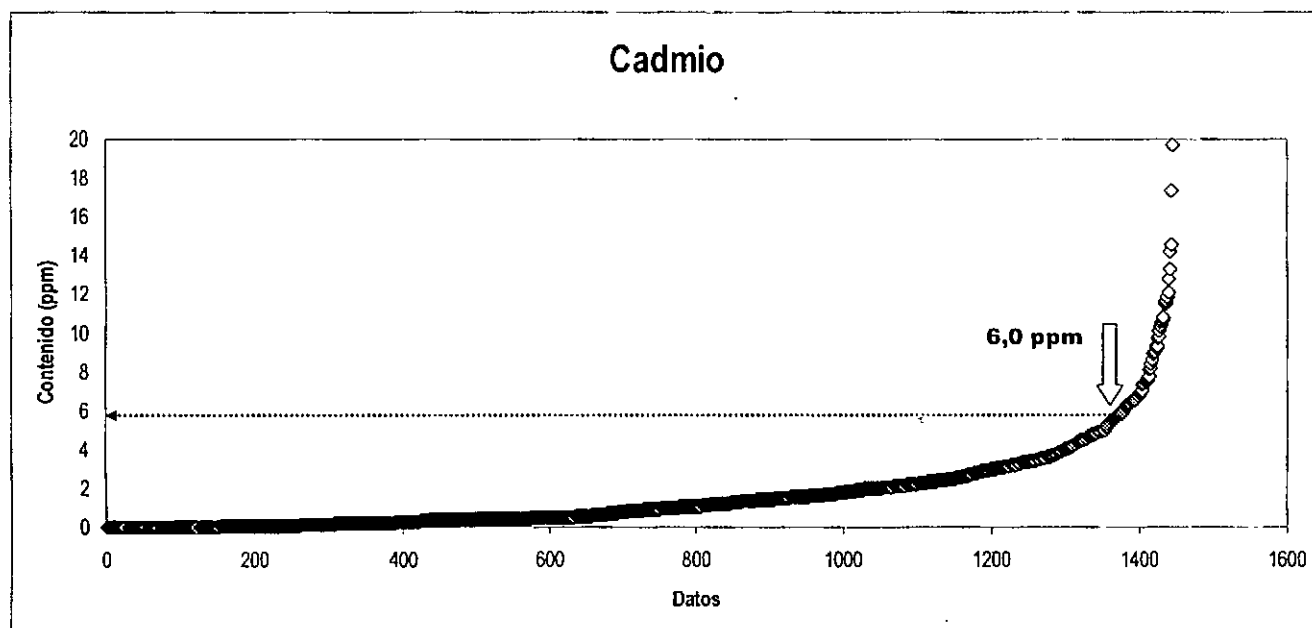


Figura 5.7c. Detalle del tramo de inflexión de la curva de ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido, indicando el límite superior de la DCS para el analito de interés (flecha).



Si bien las DCS extranjeras propuestas para el cadmio exhiben una variabilidad de un orden de magnitud, los valores sugeridos para sedimentos marinos de Chile están dentro de este rango (Tabla 5.5).

Tabla 5.5. Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) marinos para cadmio propuestas para Chile (este proyecto) y establecidas en el extranjero.

DCS	
Chile	Valor (ppm)
Limite Inferior	1,0
Limite Superior	6,0
Extranjeras	Valor (ppm)
TEL	0,676
PEL	1,2
ERL	4,21
ERM	9,6
AET	3,0

TEL: Threshold Effects Level; ERL: Effects Range-Low; PEL: Probable Effects Level; ERM: Effects Range Median; AET: Apparent Effects Threshold; NP: no propuesta

#### d. Cobre (Cu)

La distribución creciente de los contenidos de cobre se presenta en la Figura 5.8a. El ordenamiento responde al patrón ya descrito; la menor dispersión aparente del último tramo de la curva se debe a la ocurrencia de un valor extraordinariamente alto de este metal (cercano a 120.000 ppm o 12%) registrado para los sedimentos de la poza del Puerto de Antofagasta (Base de Datos POAL). Los valores de los límites inferior y superior se representan con mayor detalle en las Figuras 5.8b y 9.7c.

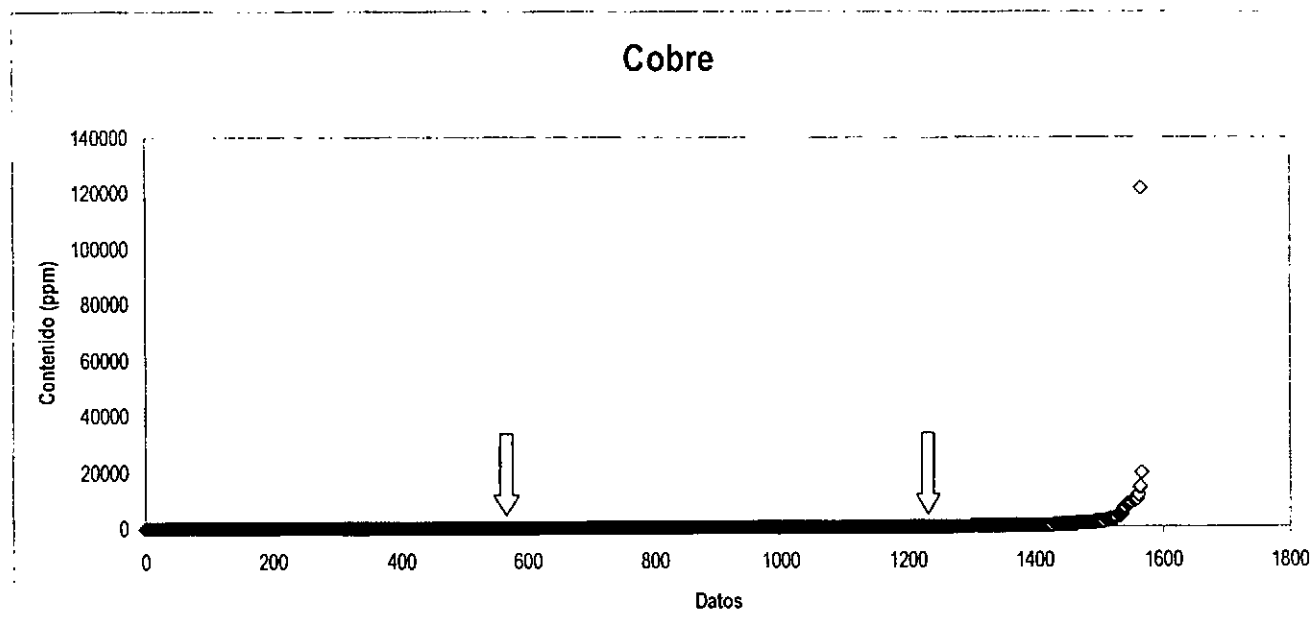


Figura 5.8a. Ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido en sedimentos marinos del analito de interés. Ubicación del límite inferior (flecha gris) y superior (flecha blanca) de la DCS.

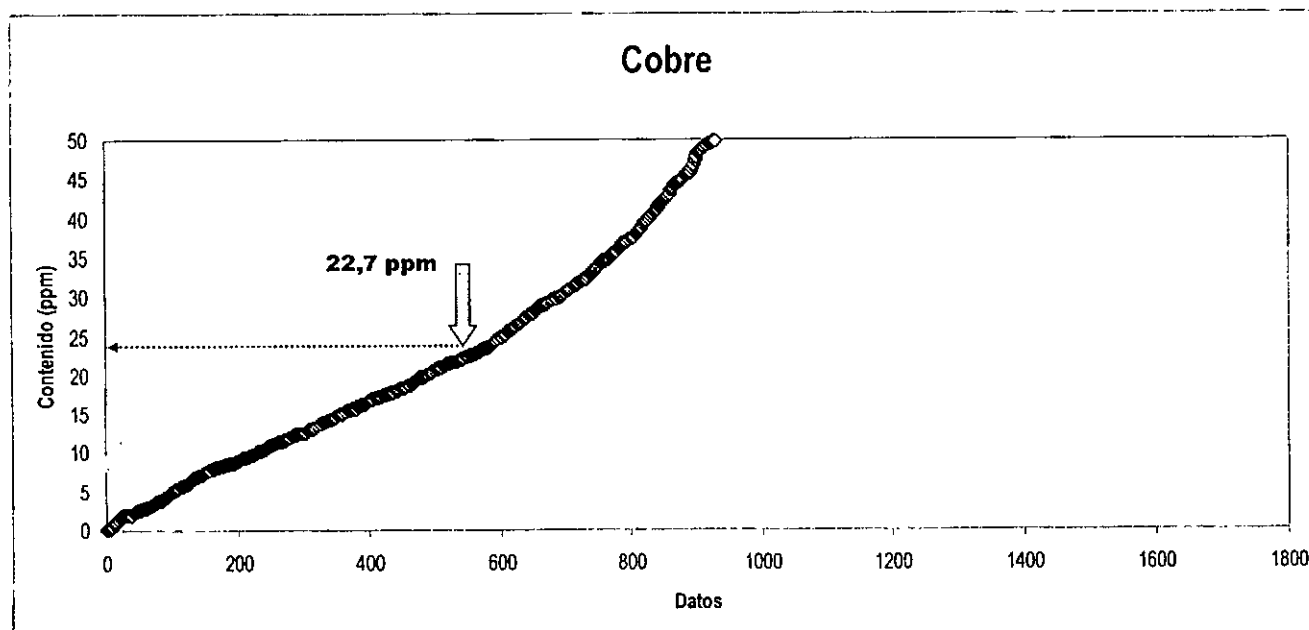


Figura 5.8b. Detalle del tramo inicial de la curva de ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido, indicando el límite inferior de la DCS para el analito de interés (flecha).



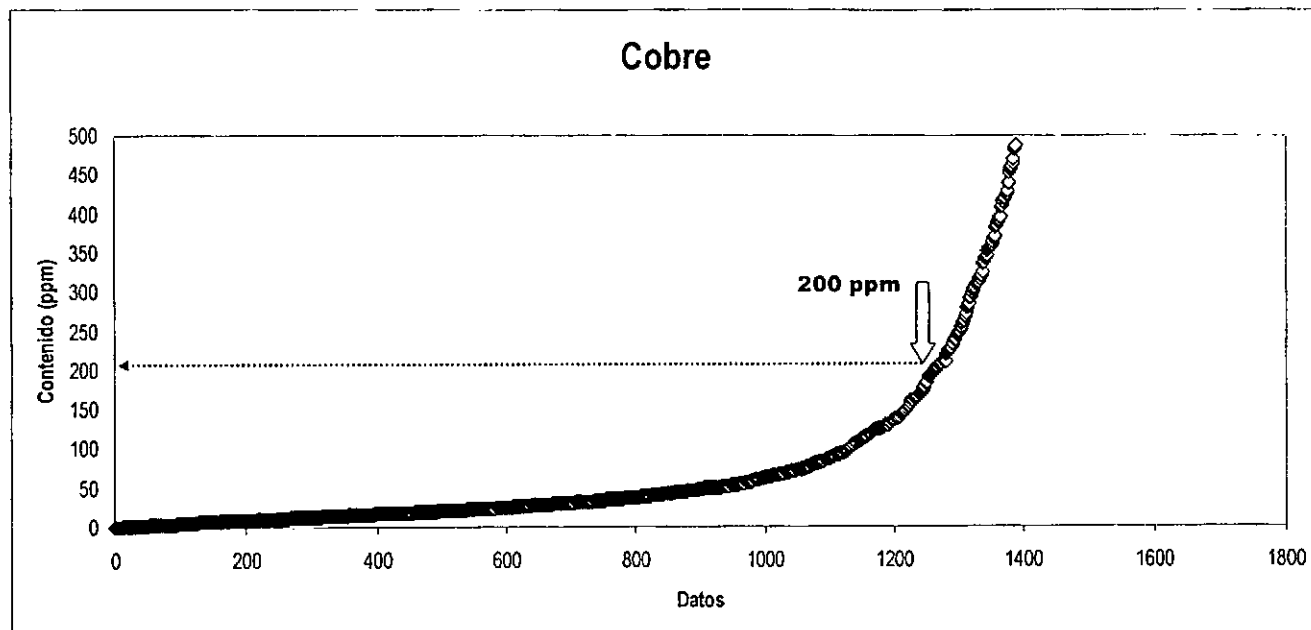


Figura 5.8c. Detalle del tramo de inflexión de la curva de ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido, indicando el límite superior de la DCS para el analito de interés (flecha).

Comparativamente, si bien los contenidos naturales son relativamente más altos en el norte de Chile, en términos generales estos valores no muestran demasiada dispersión (2,5 a 22,7 ppm), considerando que las muestras analizadas proceden desde distintos puntos del territorio nacional. En la Tabla 5.6 se indica los valores de DCS propuestos para Chile, como así también aquellos establecidos para el extranjero mediante diversos criterios de derivación.

Tabla 5.6. Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) marinos para cobre propuestas para Chile (este proyecto) y establecidas en el extranjero.

DCS	
Chile	Valor (ppm)
Límite Inferior	22,7
Límite Superior	200,0
Extranjeras	Valor (ppm)
TEL	18,7
PEL	108,2
ERL	34,0
ERM	270,0
AET	390,0

TEL: Threshold Effects Level; ERL: Effects Range-Low; PEL: Probable Effects Level; ERM: Effects Range Median; AET: Apparent Effects Threshold; NP: no propuesta



e. Cromo (Cr)

El ordenamiento de los contenidos naturales e intervenidos de cromo en sedimentos marinos muestra el típico patrón descrito anteriormente (Figura 5.9a). Los valores de sectores intervenidos antrópicamente fluctúan dentro de un amplio rango de concentraciones, llegando a alcanzar valores máximos cercanos a las 600 ppm en sectores altamente contaminados. Por otra parte, las concentraciones naturales oscilan entre contenidos bajo el límite de detección (1,1 ppm) y 27,2 ppm.

Los valores de los límites inferior (27,2 ppm) y superior (80 ppm) se indican en las Figuras 5.9c y 5.9c.

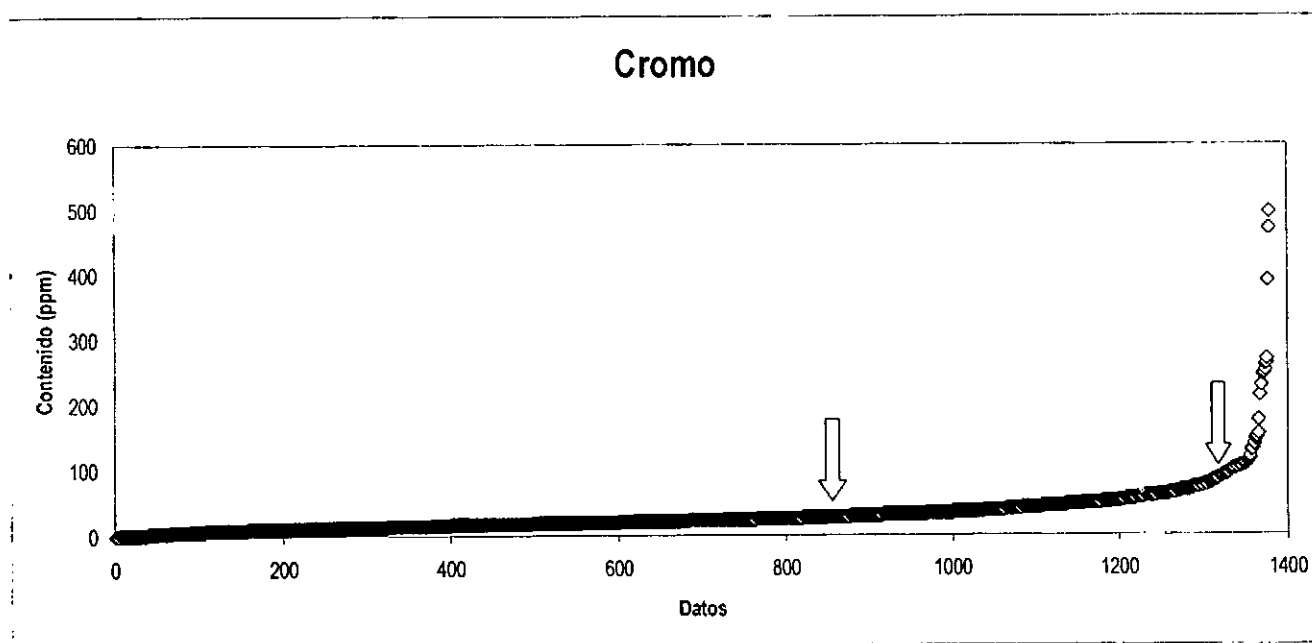


Figura 5.9a. Ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido en sedimentos marinos del analito de interés. Ubicación del límite inferior (flecha gris) y superior (flecha blanca) de la DCS.

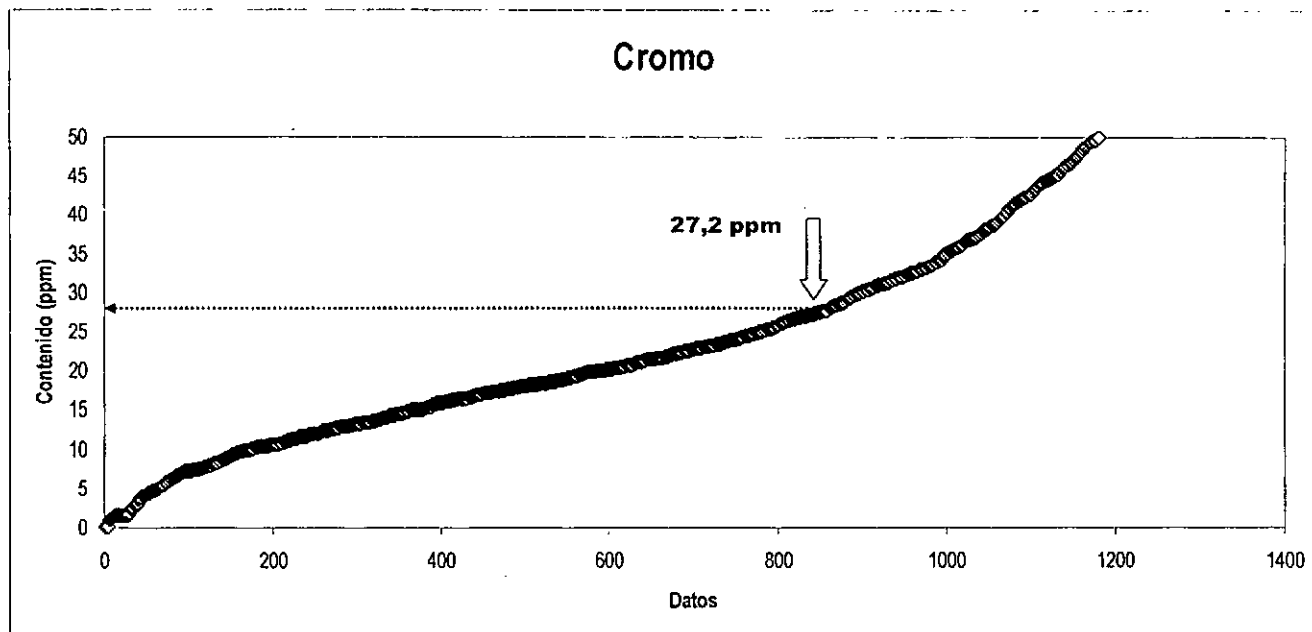


Figura 5.9b. Detalle del tramo inicial de la curva de ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido, indicando el límite inferior de la DCS para el analito de interés (flecha).

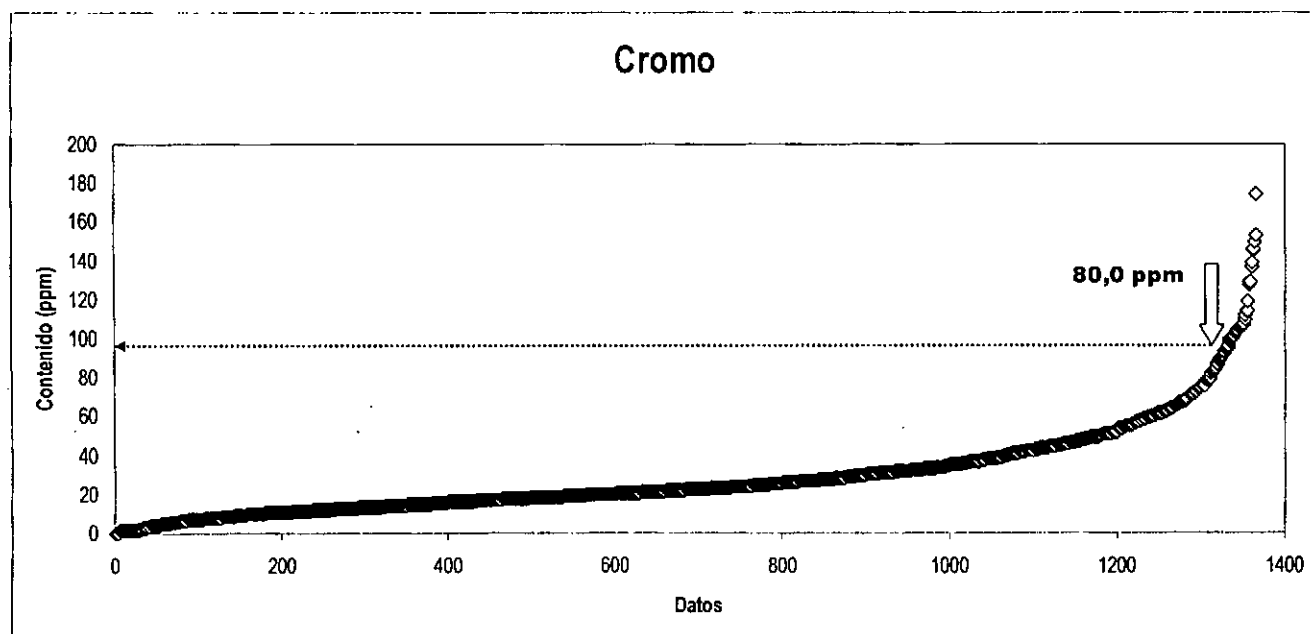


Figura 5.9c. Detalle del tramo de inflexión de la curva de ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido, indicando el límite superior de la DCS para el analito de interés (flecha).



El límite inferior de la DCS propuesta para el cromo a nivel nacional, es más conservativa en comparación con los criterios TEL y ERL recomendados para sedimentos marinos en el extranjero (Tabla 5.7). En cuanto al límite superior, el valor sugerido en este proyecto es más restrictivo que sus símiles PEL y ERM, aunque mayor al propuesto bajo el criterio AET (Tabla 5.7).

Tabla 5.7. Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) marinos para cromo propuestas para Chile (este proyecto) y establecidas en el extranjero.

DCS	
Chile	Valor (ppm)
Límite Inferior	27,2
Límite Superior	80,0
Extranjeras	Valor (ppm)
TEL	52,30
PEL	160,4
ERL	81,0
ERM	370,0
AET	62,0

TEL: Threshold Effects Level; ERL: Effects Range-Low; PEL: Probable Effects Level; ERM: Effects Range Median; AET: Apparent Effects Threshold; NP: no propuesta

#### f. Mercurio (Hg)

El mercurio es un metaloide que generalmente se presenta en bajos contenidos en los sedimentos, sin embargo es tóxico para la vida acuática a muy bajas concentraciones. La curva de distribución de los valores de mercurio en los sedimentos marinos (Figura 5.10a), muestra que el alza acelerada de los contenidos de este elemento se inicia a magnitudes relativamente bajas.

A nivel nacional, en sectores sedimentarios intervenidos antrópicamente, el contenido extremo de mercurio alcanzó cerca de los 15,5 ppm; valores máximos secundarios más recurrentes se presentan entre los 6 y 7 ppm. Los resultados de la campaña de muestreo arrojaron que la concentración natural de este elemento fluctúa entre valores bajo el límite de detección (0,02 ppm) y 5,62 ppm (Pisagua). Debido a que este valor es atípico, ya que todos los restantes no superan 1 ppm, no fue considerado como límite inferior. De este modo, se recurrió al valor máximo secundario como límite inferior (0,8 ppm), mientras que el límite superior fue establecido en 1,5 ppm (Figuras 5.10b y 5.10c).

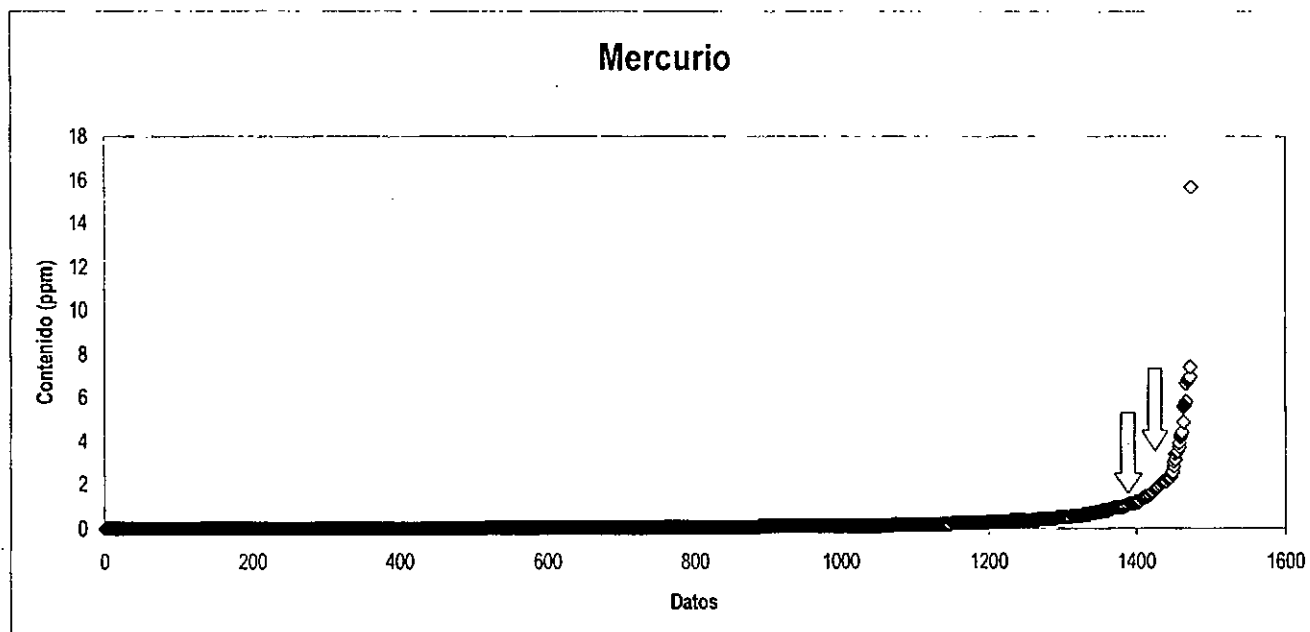


Figura 5.10a. Ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido en sedimentos marinos del analito de interés. Ubicación del límite inferior (flecha gris) y superior (flecha blanca) de la DCS.

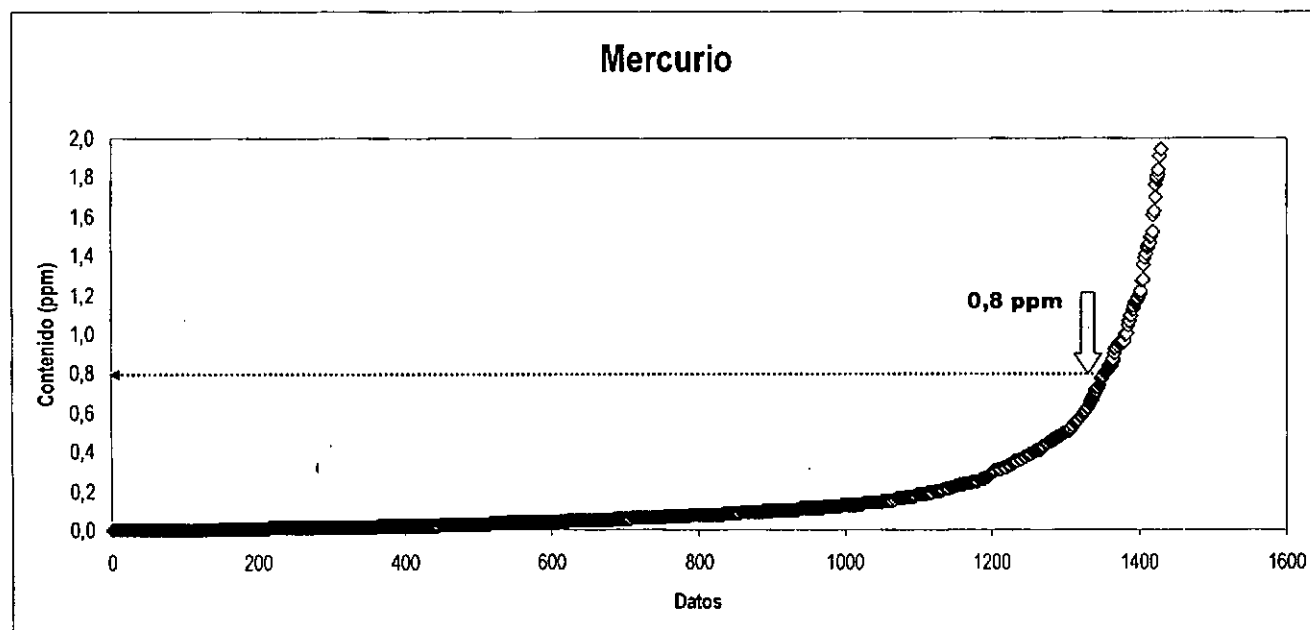


Figura 5.10b. Detalle del tramo inicial de la curva de ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido, indicando el límite inferior de la DCS para el analito de interés (flecha).

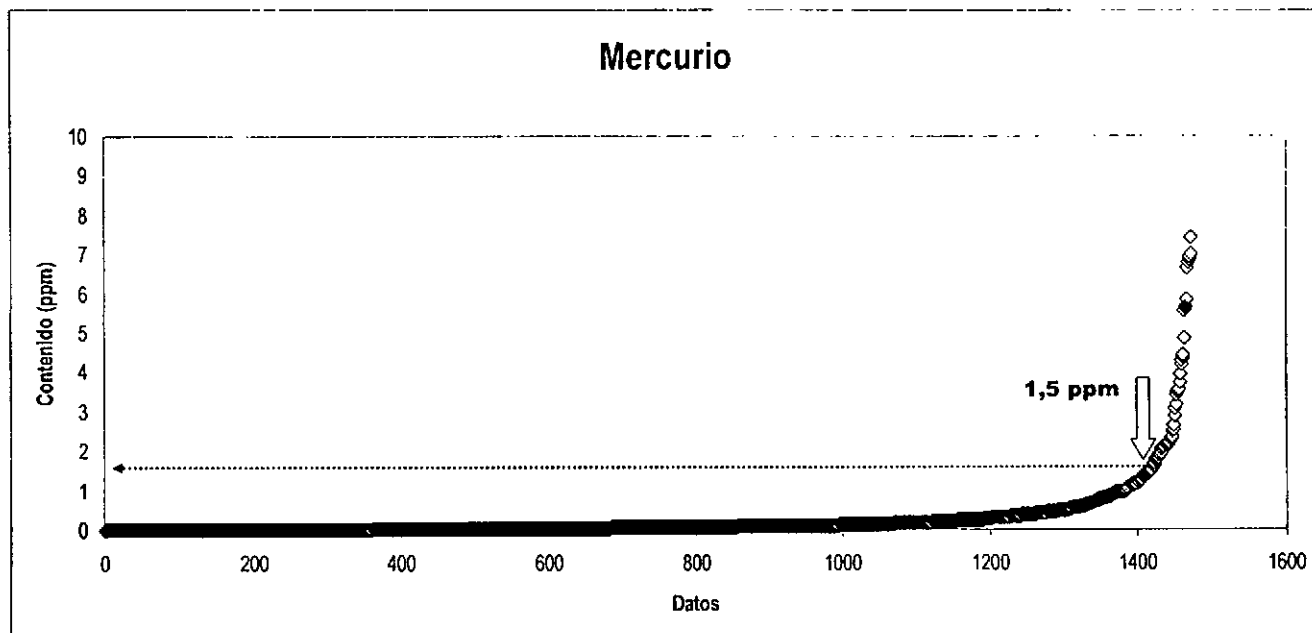


Figura 5.10c. Detalle del tramo de inflexión de la curva de ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido, indicando el límite superior de la DCS para el analito de interés (flecha).

De acuerdo con el procedimiento aplicado y criterios señalados, en la Tabla 5.8 se indica la DCS para los sedimentos marinos a nivel nacional. Los valores propuestos en este proyecto son levemente superiores a los establecidos en el extranjero aplicando criterios que consideran efectos biológicos.

Tabla 5.8. Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) marinos para mercurio propuestas para Chile (este proyecto) y establecidas en el extranjero.

DCS	
Chile	Valor (ppm)
Límite Inferior	0,8
Límite Superior	1,5
Extranjeras	Valor (ppm)
TEL	0,13
PEL	0,696
ERL	0,15
ERM	0,71
AET	0,41

TEL: Threshold Effects Level; ERL: Effects Range-Low; PEL: Probable Effects Level; ERM: Effects Range Median; AET: Apparent Effects Threshold; NP: no propuesta



g. Níquel (Ni)

Si bien la curva de ordenamiento de ambas series de valores muestra la inflexión en el tramo final de la misma, la densidad de valores que representen contenidos intervenidos en este segmento es más bien baja (Figura 5.11). Además, la variabilidad de los contenidos naturales abarca una gran parte de la curva que incluso alcanza justo hasta el punto de inflexión. Por otra parte, los últimos seis valores de contenidos naturales (*i.e.* aquellos ubicados más hacia el sector derecho de la curva) son valores aislados que podrían estar reflejando una condición baja de contaminación. De allí que se consideró como límite inferior (22,7 ppm), el valor natural más alto del tramo donde éstos presentan una menor dispersión. En el otro extremo, y ante la ausencia de una mayor cantidad de datos en el segmento final de la curva, se propone como límite superior un valor de 60 ppm para el níquel.

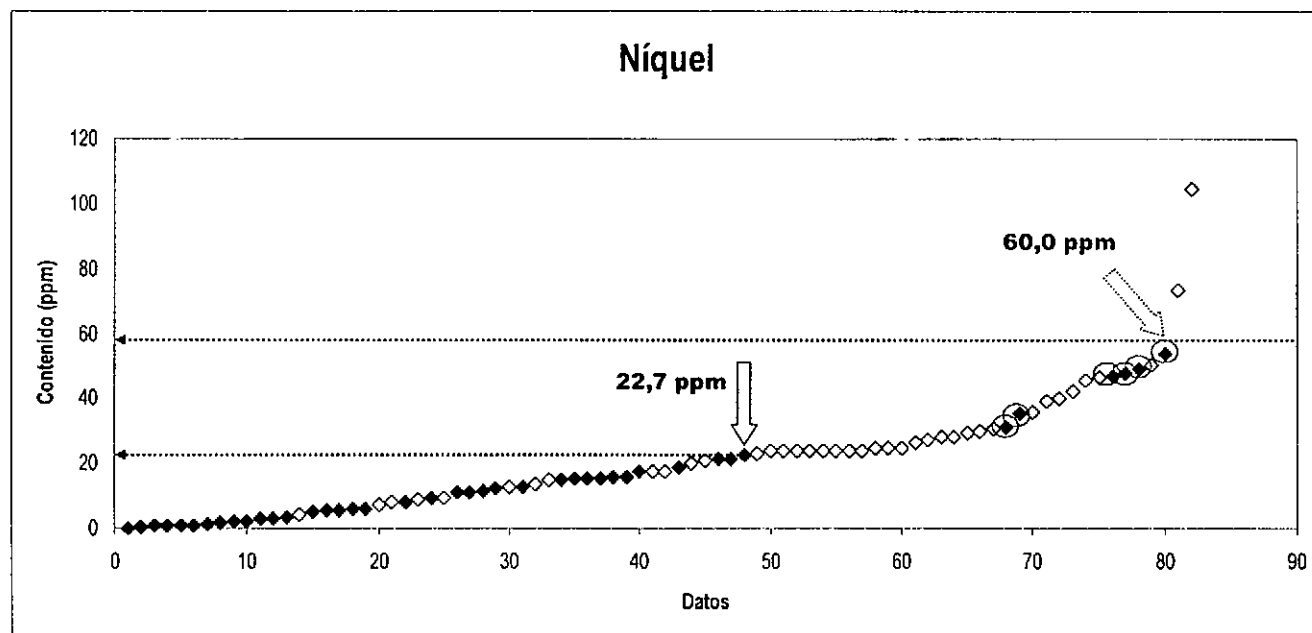


Figura 5.11. Ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido en sedimentos marinos del analito de interés. Ubicación del límite inferior (flecha gris) y superior (flecha blanca) de la DCS. En círculos valores no considerados para el LI.

Los valores propuestos como DCS para el níquel en sedimentos marinos (Tabla 5.9) son similares a los criterios ERL y ERM desarrollados en el extranjero. Con respecto al criterio AET para el níquel, los valores aquí propuestos son claramente más restrictivos, sin embargo este criterio extranjero tiene una fuerte componente biótica en su derivación.



Tabla 5.9. Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) marinos para níquel propuestas para Chile (este proyecto) y establecidas en el extranjero.

DCS	
Chile	Valor (ppm)
Limite Inferior	22,7
Limite Superior	60,0
Extranjeras	Valor (ppm)
TEL	15,9
PEL	42,8
ERL	20,9
ERM	51,6
AET	110,0

TEL: Threshold Effects Level; ERL: Effects Range-Low; PEL: Probable Effects Level; ERM: Effects Range Median; AET: Apparent Effects Threshold; NP: no propuesta

#### h. Plata (Ag)

La dispersión de los contenidos de plata señalados para zonas intervenidas es claramente mayor con respecto a los valores naturales medidos en la campaña de muestreo (Figura 5.12). Además, los contenidos naturales muestran una baja sobreposición, concentrándose dentro de un estrecho rango de variación con un alto número de mediciones bajo el límite de detección (0,4 ppm). Cabe señalar, que la plata tiene una toxicidad similar o incluso mayor que el mercurio. Cabe señalar, que en el tramo final de la curva de ordenamiento no se aprecia la inflexión característica debido a la súbita alza en los contenidos. Lo anterior, y en consideración a los valores disponibles en la literatura revisada, estaría reflejando que no se ha detectado sedimentos que contengan niveles elevados de este metal. La explicación más plausible y simple se debería a que este elemento raramente se considera en estudios de calidad de sedimentos o en programas de vigilancia a nivel nacional.

En consideración a lo señalado, se propone para este analito sólo el valor correspondiente al límite inferior de la DCS (1,3 ppm). Para establecer el límite superior, será necesario disponer de mayor cantidad de datos a objeto de derivar un valor acorde con la realidad nacional.



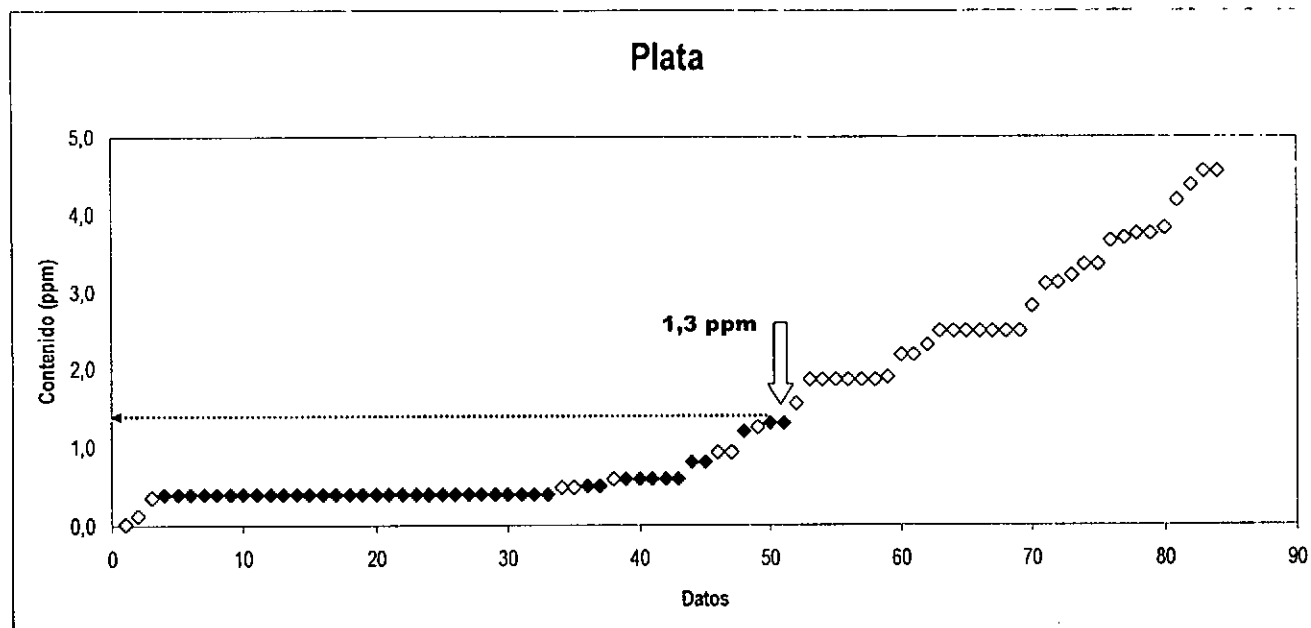


Figura 5.12. Ordenamiento creciente de los contenidos natural (◆) e intervenido (◇) en sedimentos marinos del analito de interés. Ubicación del límite inferior (flecha) de la DCS.

El valor propuesto como límite inferior de la DCS para la plata es similar el ERL señalado en la Tabla 5.10. Como se puede apreciar de los valores de calidad ambiental extranjeros señalados en dicha tabla, el rango de variación para este metal es más bien estrecho y oscila dentro de algunas ppm.

Tabla 5.10. Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) marinos para plata propuestas para Chile (este proyecto) y establecidas en el extranjero.

DCS	
Chile	Valor (ppm)
Límite Inferior	1,3
Límite Superior	NP
Extranjeras	Valor (ppm)
TEL	0,73
PEL	1,77
ERL	1,00
ERM	3,7
AET	3,1

TEL: Threshold Effects Level; ERL: Effects Range-Low; PEL: Probable Effects Level; ERM: Effects Range Median; AET: Apparent Effects Threshold; NP: no propuesta



### i. Plomo (Pb)

La variabilidad en los contenidos de plomo en sedimentos marinos provenientes de áreas intervenidas antrópicamente es alta a nivel nacional; en sectores extremadamente contaminados los niveles de este metal superan las 2.000 ppm llegando incluso a alcanzar cerca de las 5.000 ppm (Figura 5.13a).

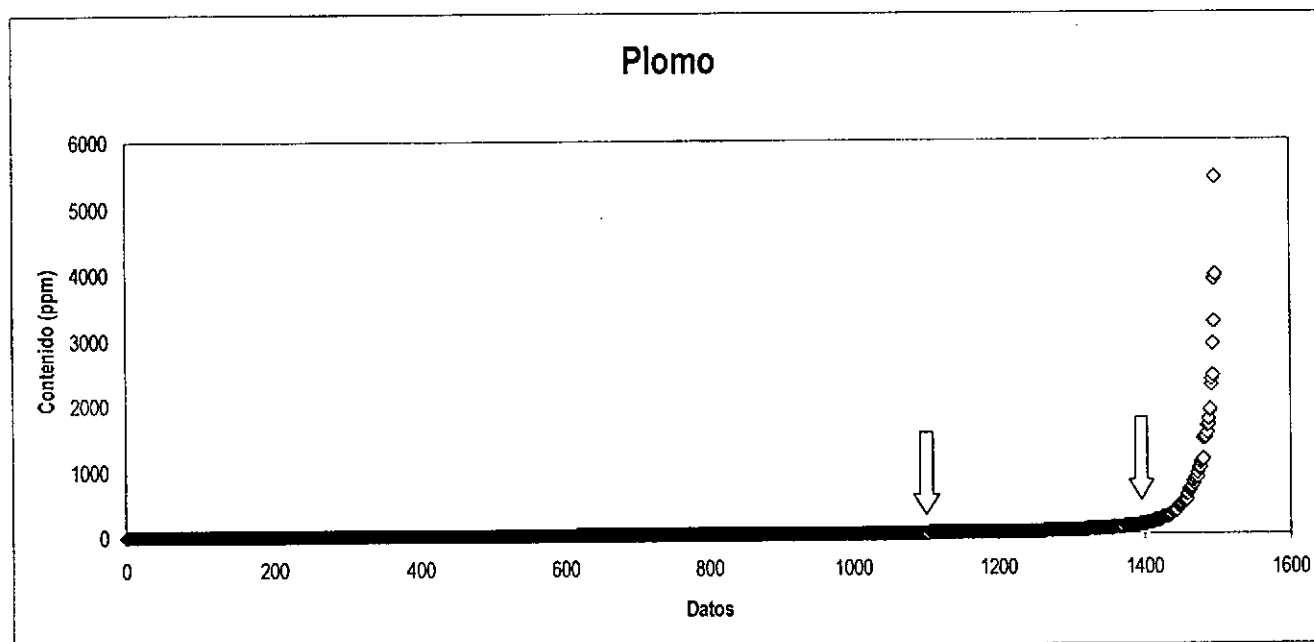


Figura 5.13a. Ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido en sedimentos marinos del analito de interés. Ubicación del límite inferior (flecha gris) y superior (flecha blanca) de la DCS.

Los valores de DCS derivados para este metal fueron de 31,8 ppm como límite inferior y de 200 ppm como límite superior (Figuras 5.13b y 5.13c).

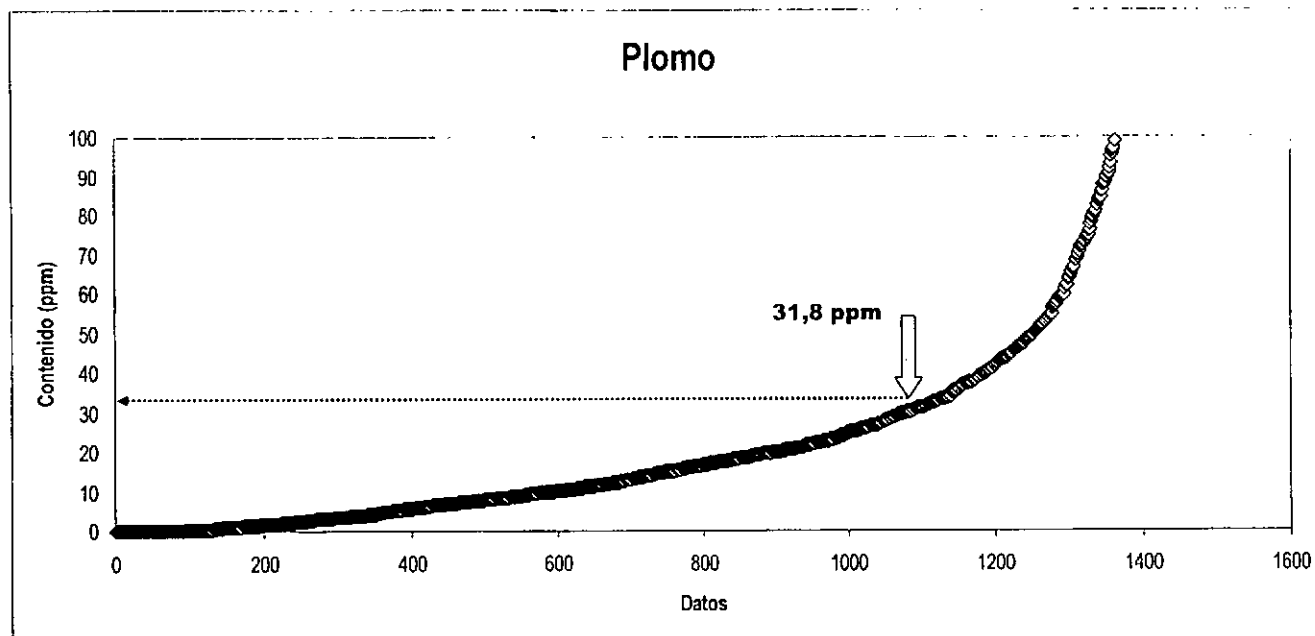


Figura 5.13b. Detalle del tramo inicial de la curva de ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido, indicando el límite inferior de la DCS para el analito de interés (flecha).

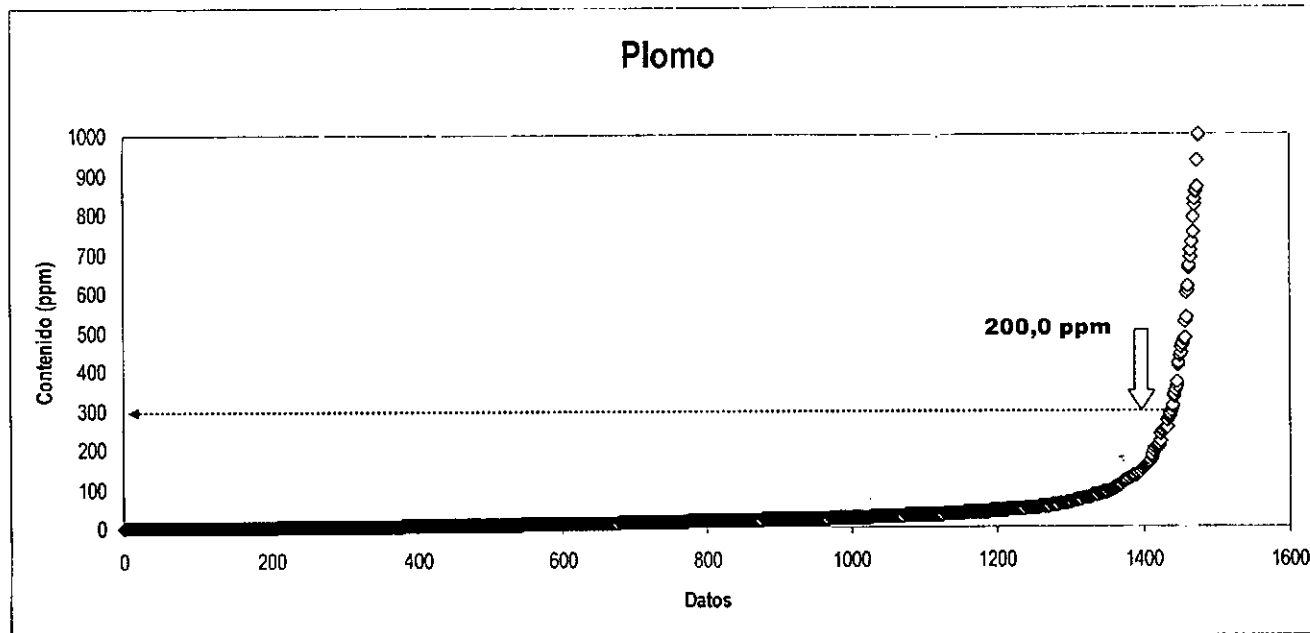


Figura 5.13c. Detalle del tramo de inflexión de la curva de ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido, indicando el límite superior de la DCS para el analito de interés (flecha).



Los límites inferior y superior propuestos como DCS para los contenidos nacionales de plomo en sedimentos marinos, varían dentro de los mismos órdenes de magnitud que los derivados mediante otros criterios en el extranjero (Tabla 5.11). Sin embargo, el valor AET (400 ppm) es claramente superior a los restantes y por lo tanto menos restrictivo.

Tabla 5.11. Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) marinos para plomo propuestas para Chile (este proyecto) y establecidas en el extranjero.

DCS	
Chile	Valor (ppm)
Límite Inferior	31,8
Límite Superior	200,0
Extranjeras	Valor (ppm)
TEL	30,24
PEL	112,18
ERL	46,7
ERM	218,0
AET	400

TEL: Threshold Effects Level; ERL: Effects Range-Low; PEL: Probable Effects Level; ERM: Effects Range Median; AET: Apparent Effects Threshold; NP: no propuesta

#### j. Selenio (Se)

El selenio es otro de los elementos (en sentido riguroso, un no metal del Grupo 16) que se encuentra escasamente representado en la literatura nacional sobre contenidos de metales y metaloides en sedimentos marinos. Los valores disponibles hasta el momento indican una baja dispersión de los contenidos, con niveles máximos cercanos a 1,5 ppm (Figura 514. En cuanto a los contenidos naturales, los resultados correspondientes a los sedimentos analizados arrojan un alto número de valores bajo el límite de detección (0,2 ppm); sólo en dos localidades se detectó la presencia de este elemento (Quintay e Isla Mocha).

Dada la baja representatividad de valores y, además, que el segmento final de la curva de ordenamiento de valores no evidencia un alza repentina en los contenidos, sólo se propone el límite inferior de la DCS para el selenio (0,7 ppm).

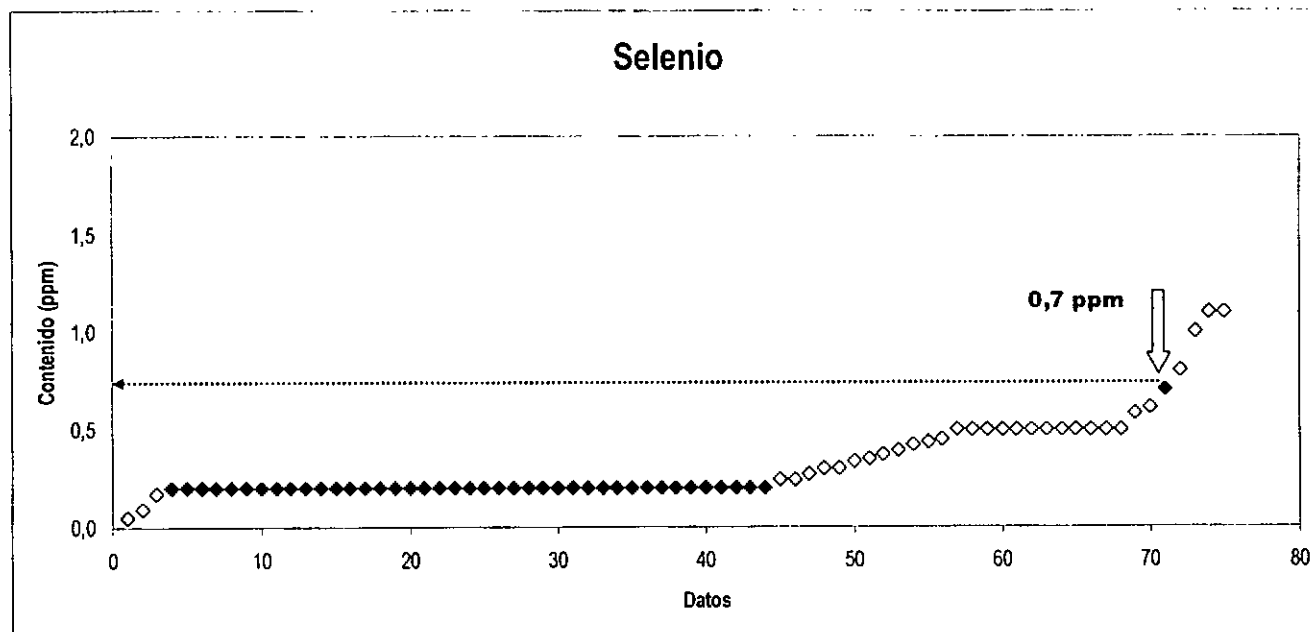


Figura 5.14 Ordenamiento creciente de los contenidos natural (◆) e intervenido (◇) en sedimentos marinos del analito de interés. Ubicación del límite inferior (flecha) de la DCS.

La situación en el extranjero no es muy distinta a la descrita para Chile. Según se aprecia en la Tabla 5.12, de los criterios señalados sólo mediante uno de ellos se ha sugerido una DCS para este elemento (AET = 1 ppm).

Tabla 5.12. Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) marinos para selenio propuestas para Chile (este proyecto) y establecidas en el extranjero.

DCS	
Chile	Valor (ppm)
Límite Inferior	0,7
Límite Superior	NP
Extranjeras	Valor (ppm)
TEL	NP
PEL	NP
ERL	NP
ERM	NP
AET	1,0

TEL: Threshold Effects Level; ERL: Effects Range-Low; PEL: Probable Effects Level; ERM: Effects Range Median; AET: Apparent Effects Threshold; NP: no propuesta



#### k. Vanadio (V)

La curva de ordenamiento de los valores de vanadio no muestra un punto de inflexión definido en su extremo distal (Figura 5.15), de allí que no se proponga un valor para el límite superior de la DCS de este metal. Por otra parte, los contenidos naturales medidos en las muestras de sedimentos recolectadas en la campaña de muestreo, exhiben un rango de dispersión que se sitúa entre los 2,7 ppm y 83,2 ppm. Escapa a esta tendencia, un valor de vanadio (133,6 ppm) cuantificado para una muestra procedente de Achao. Dado lo aislado de este punto en la curva, este valor no fue considerado para establecer el límite inferior (83,2 ppm).

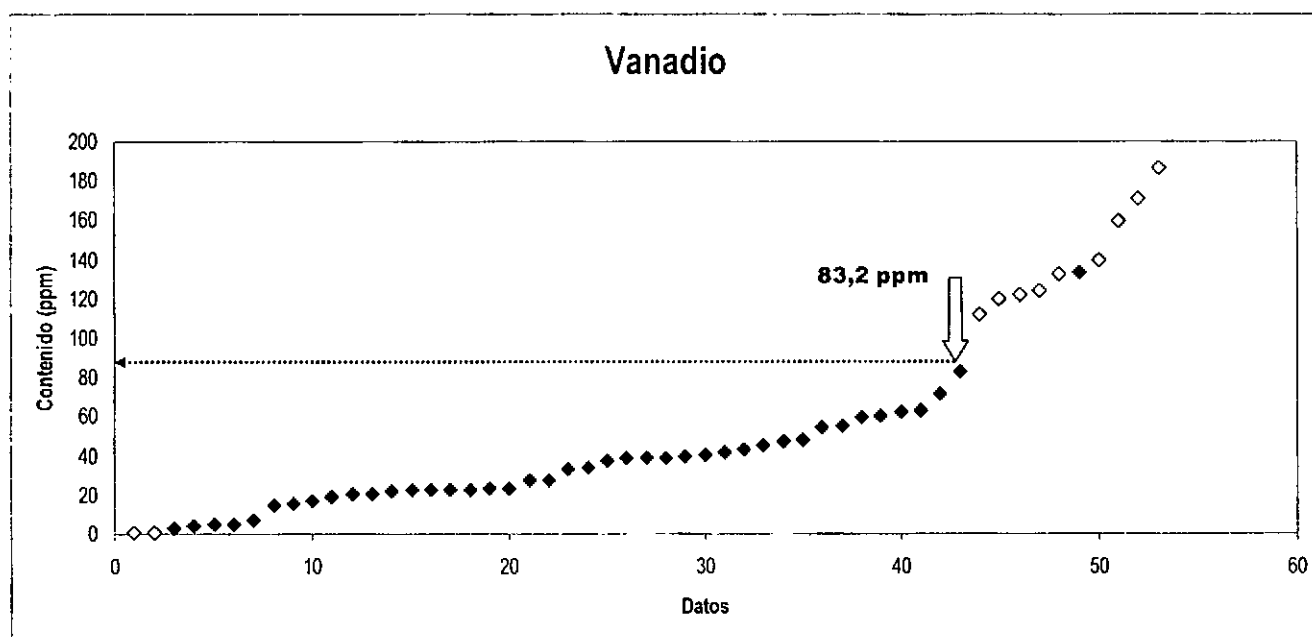


Figura 5.15. Ordenamiento creciente de los contenidos natural (◆) e intervenido (◇) en sedimentos marinos del analito de interés. Ubicación del límite inferior (flecha) de la DCS.

El vanadio muestra una situación similar a la señalada para el selenio. De los criterios señalados en la Tabla 5.13, sólo mediante uno de ellos se ha derivado una DCS (AET = 57 ppm); este valor es levemente más restrictivo que el propuesto en este proyecto para sedimentos marinos a nivel nacional.



Tabla 5.13. Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) marinos para vanadio propuestas para Chile (este proyecto) y establecidas en el extranjero.

DCS	
Chile	Valor (ppm)
Limite Inferior	83,2
Limite Superior	NP
Extranjeras	Valor (ppm)
TEL	NP
PEL	NP
ERL	NP
ERM	NP
AET	57,0

TEL: Threshold Effects Level; ERL: Effects Range-Low; PEL: Probable Effects Level; ERM: Effects Range Median; AET: Apparent Effects Threshold; NP: no propuesta

#### I. Zinc (Zn)

Para el zinc se propone se propone ambos límites de la DCS, considerando que existe información suficiente a nivel nacional (Figura 5.16a).

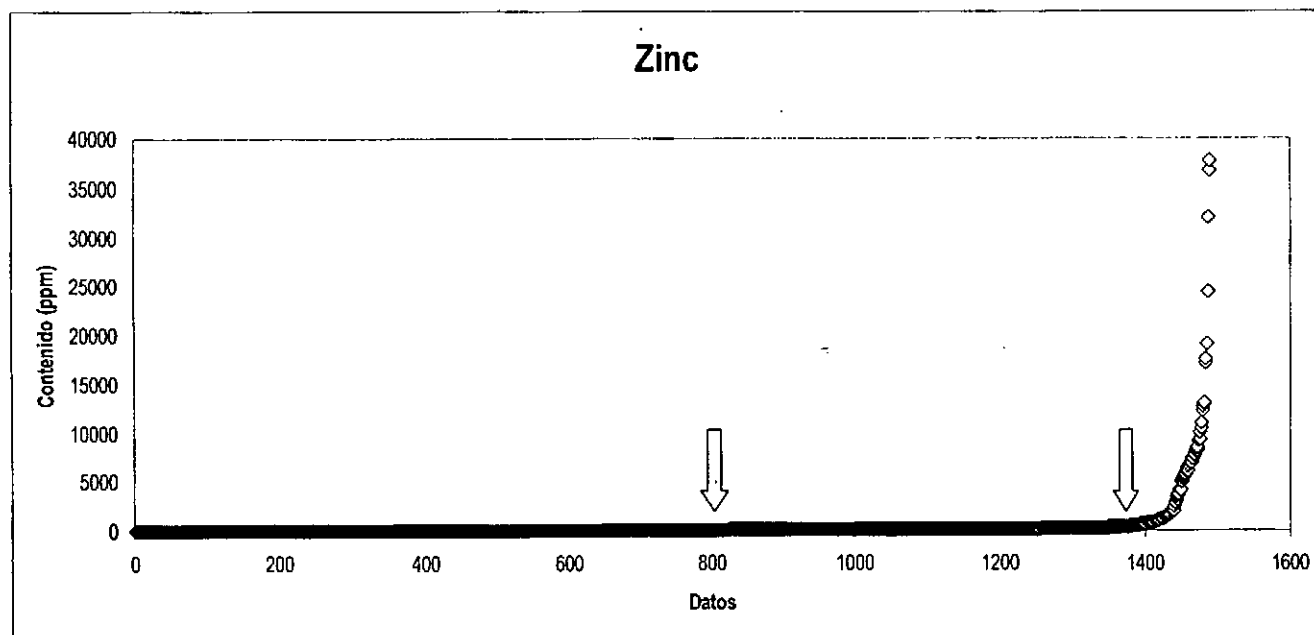


Figura 5.16a. Ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido en sedimentos marinos del analito de interés. Ubicación del límite inferior (flecha gris) y superior (flecha blanca) de la DCS.



Como límite inferior se sugiere un valor de 70,7 ppm, mientras que como límite superior se propone una concentración de 350 ppm para este metal.

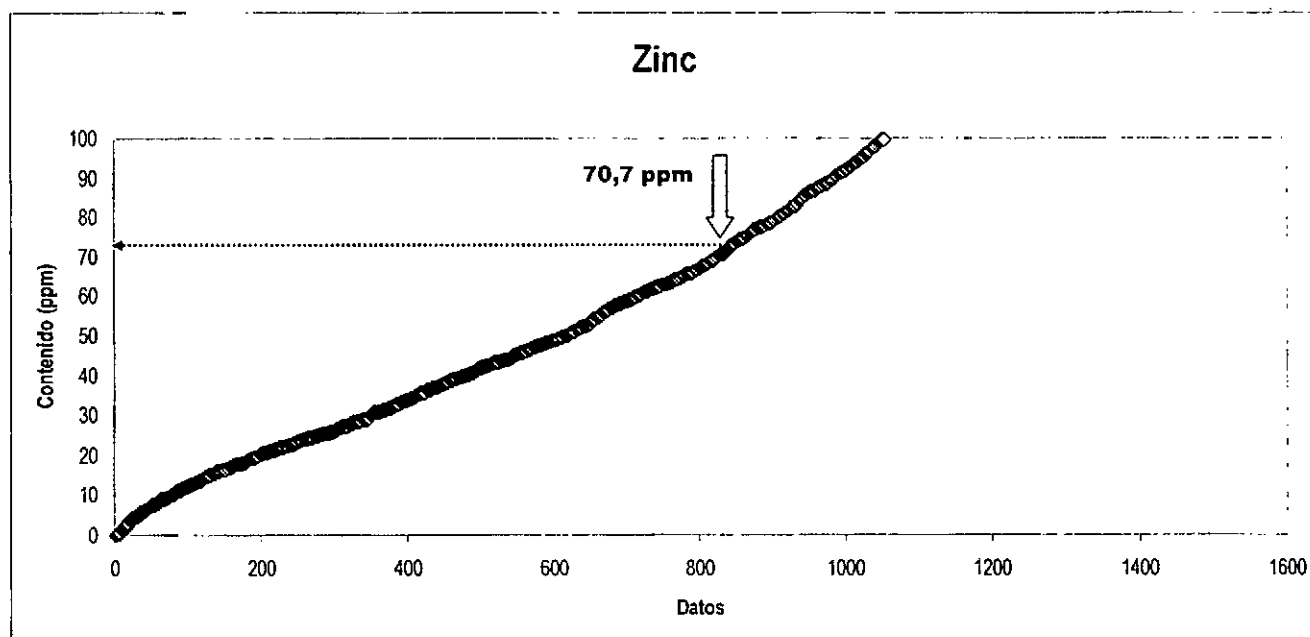


Figura 5.16b. Detalle del tramo inicial de la curva de ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido, indicando el límite inferior de la DCS para el analito de interés (flecha).

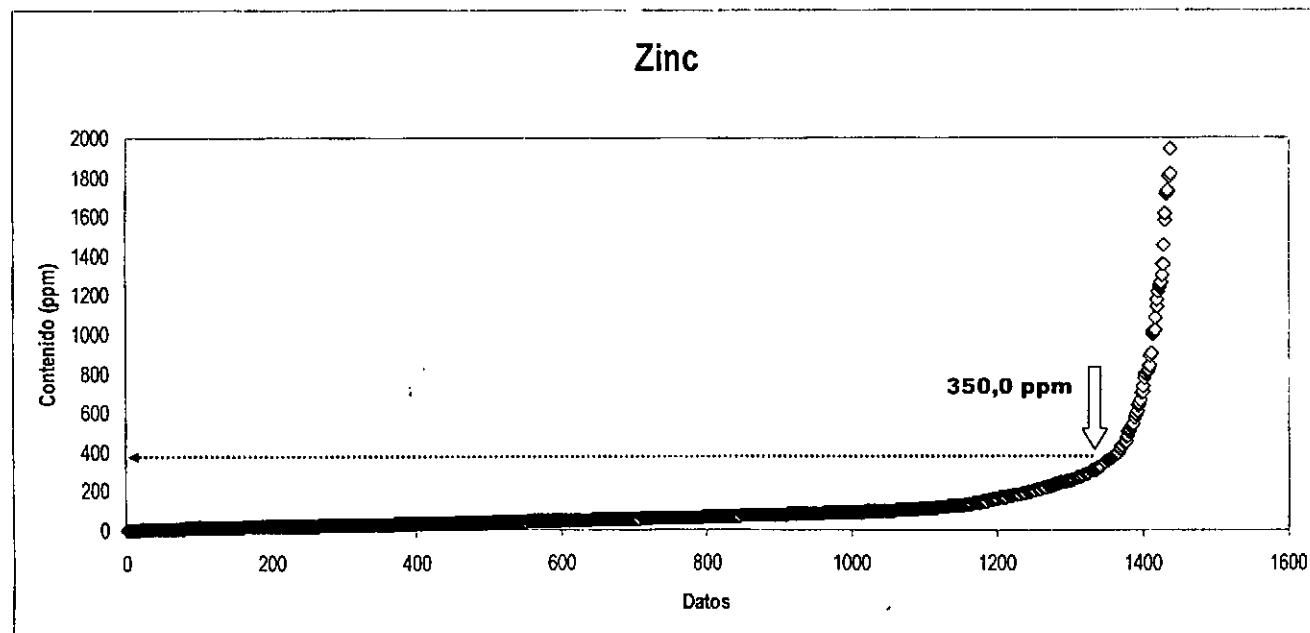


Figura 5.16c. Detalle del tramo de inflexión de la curva de ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido, indicando el límite superior de la DCS para el analito de interés (flecha).





El límite inferior propuesto a nivel nacional para el zinc en sedimentos marinos es comparativamente más restrictivo que los valores sugeridos en el extranjero a través de diversos criterios (Tabla 5.14). Por otra parte, el límite superior está dentro del rango en que fluctúan los restantes criterios a nivel superior (PEL y ERM).

Tabla 5.14. Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) marinos para zinc propuestas para Chile (este proyecto) y establecidas en el extranjero.

DCS	
Chile	Valor (ppm)
Límite Inferior	70,7
Límite Superior	350,0
Extranjeras	Valor (ppm)
TEL	124,0
PEL	271,0
ERL	150,0
ERM	410,0
AET	410,0

TEL: Threshold Effects Level; ERL: Effects Range-Low; PEL: Probable Effects Level; ERM: Effects Range Median; AET: Apparent Effects Threshold; NP: no propuesta

#### 5.4.2. Nutrientes

Dentro de este grupo se ha considerado tres sustancias químicas que tienen relación con procesos de enriquecimiento orgánico en los sedimentos marinos: fósforo total, nitrógeno total y carbono orgánico total. A diferencia de los metales y metaloides, este grupo de sustancias químicas no genera efectos tóxicos sobre el ambiente, sino que al alcanzar niveles superiores a los normales pueden ocasionar eventos de hipoxia en las aguas suprayacentes al fondo marino, debido a un alza en la demanda química de oxígeno necesaria para mineralizar aeróbicamente la materia orgánica. Si los niveles de estos nutrientes son aún más elevados, se manifiestan procesos reductores a nivel de la matriz sedimentaria, que si bien son normales en los estratos subsuperficiales de la columna de sedimento, bajo condiciones de enriquecimiento orgánico se manifiestan a nivel superficial de la misma.

##### a. Fósforo total (P tot)

Si existe una buena representatividad de valores de fósforo total, en el segmento final de la curva de ordenación de valores no se aprecia con claridad el punto de inflexión que demarca un alza brusca de los contenidos de este nutriente (Figura 5.17). Considerando esta situación, se propone como límite superior un valor de 1% para este nutriente. Aunque la mayoría de los contenidos naturales se concentra al inicio de la curva, se aprecia que algunos valores se alejan levemente del tramo principal. De dichos contenidos, el valor de 0,2% se propone como límite inferior de la DCS para este nutriente (Tabla 5.15).

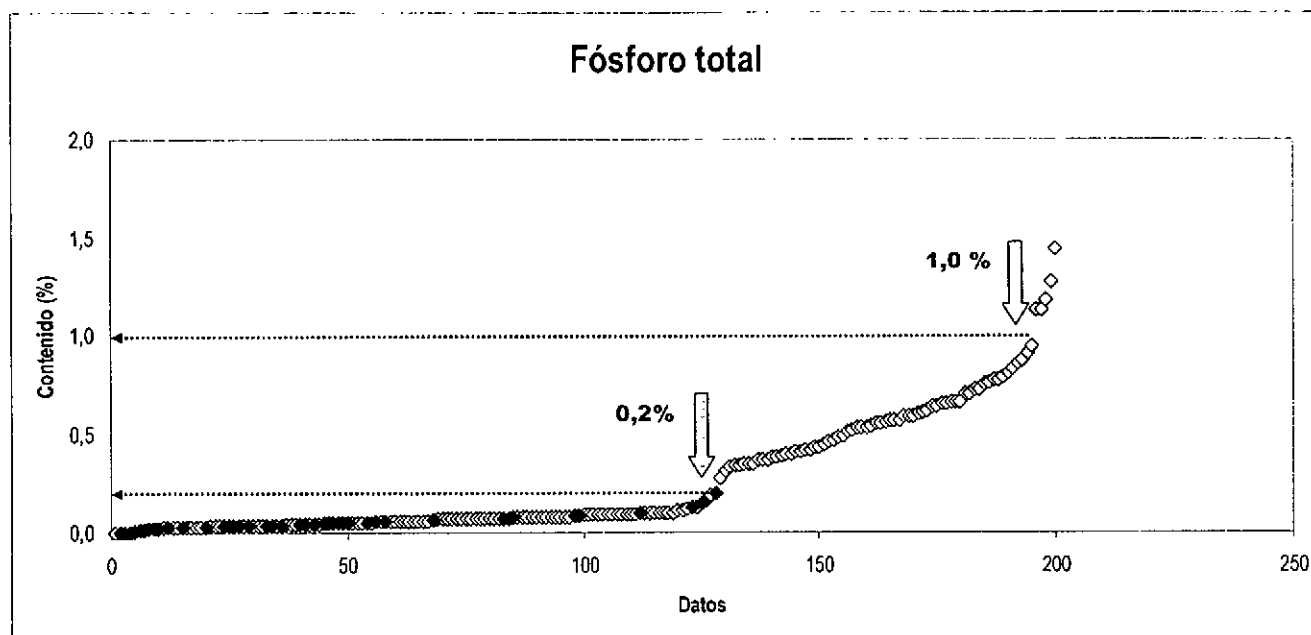


Figura 5.17. Ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido en sedimentos marinos del analito de interés. Ubicación del límite inferior (flecha gris) y superior (flecha blanca) de la DCS.

Tabla 5.15. Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) marinos para fósforo total propuestas para Chile (este proyecto) y en el extranjero.

DCS Fósforo Total	
Chile	Valor (%)
Límite Inferior	0,2
Límite Superior	1,0
Extranjeras (*)	

(\*) Aún no propuestos en las directrices de Estados Unidos, Canadá, Reino Unido, Holanda, Hong Kong y Suecia.

## b. Nitrógeno total

El ordenamiento de los contenidos de ambas series de valores para el nitrógeno total, no evidencia un quiebre en el segmento final de la curva indicativo de un aumento sustancial en los contenidos de nitrógeno total (Figura 5.18). En concordancia con lo señalado y con los contenidos naturales disponibles a nivel nacional, del rango de valores cuantificados se propone como límite inferior de la DCS un contenido del 0,1% (Tabla 5.16).

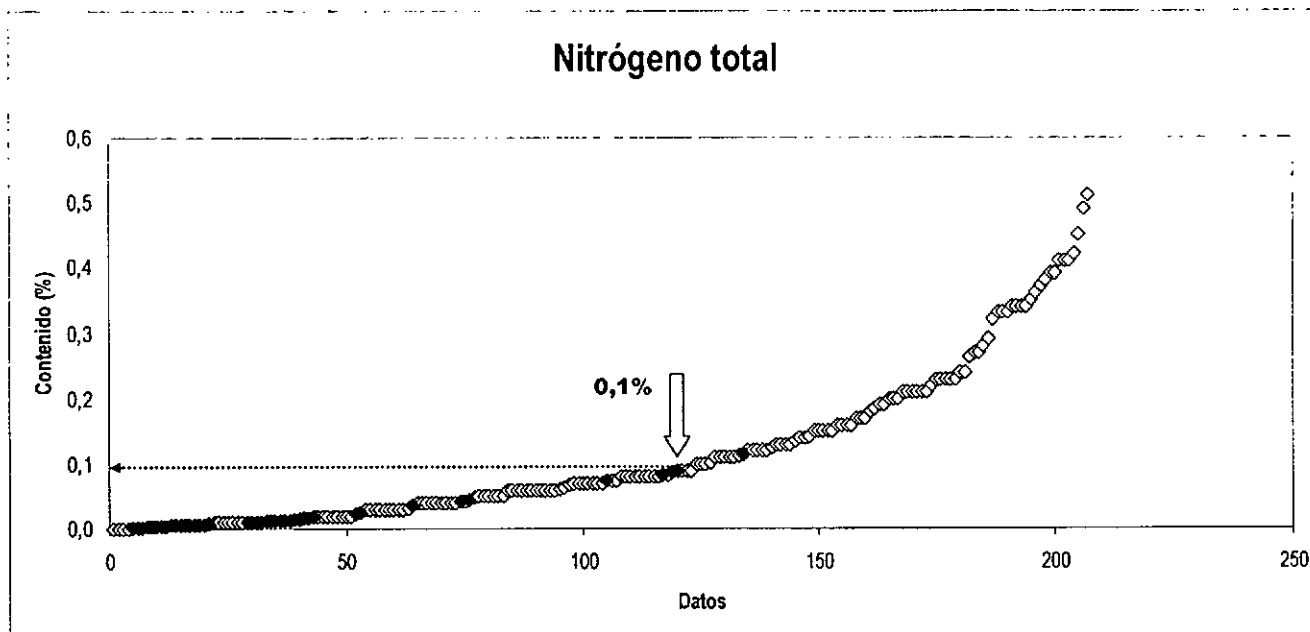


Figura 5.18. Ordenamiento creciente de los contenidos natural (◆) e intervenido (◇) en sedimentos marinos del analito de interés. Ubicación del límite inferior (flecha) de la DCS.

Tabla 5.16. Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) marinos para nitrógeno total propuestas para Chile (este proyecto) y en el extranjero.

DCS Nitrógeno Total	
Chile	Valor (%)
Límite Inferior	0,1
Límite Superior	NP
Extranjeras (*)	

(\*) Aún no propuestos en las directrices de Estados Unidos, Canadá, Reino Unido, Holanda, Hong Kong y Suecia.

### c. Carbono Orgánico Total

Si bien existe suficiente información sobre valores de COT para elaborar la curva de ordenamiento desplegada en la Figura 5.19, los datos recopilados en fuentes bibliográficas provienen principalmente de campañas efectuadas en la zona austral (Cruceros CIMAR Fiordo). Por otra parte, en Chile actualmente se emplean al menos cuatro metodologías distintas para determinar contenidos de COT (pérdida de masa por ignición - calcinación, método de Walkley y Black, método de Gaudette y empleo de analizador de CHN). Según Leong y Tanner (1999), quienes evaluaron dos de los métodos señalados (calcinación y oxidación húmeda de Walkley y Black), no recomiendan el uso del primero, mientras que para el segundo, si bien su precisión es buena puede subestimar o sobreestimar el contenido de carbono orgánico bajo ciertas condiciones.

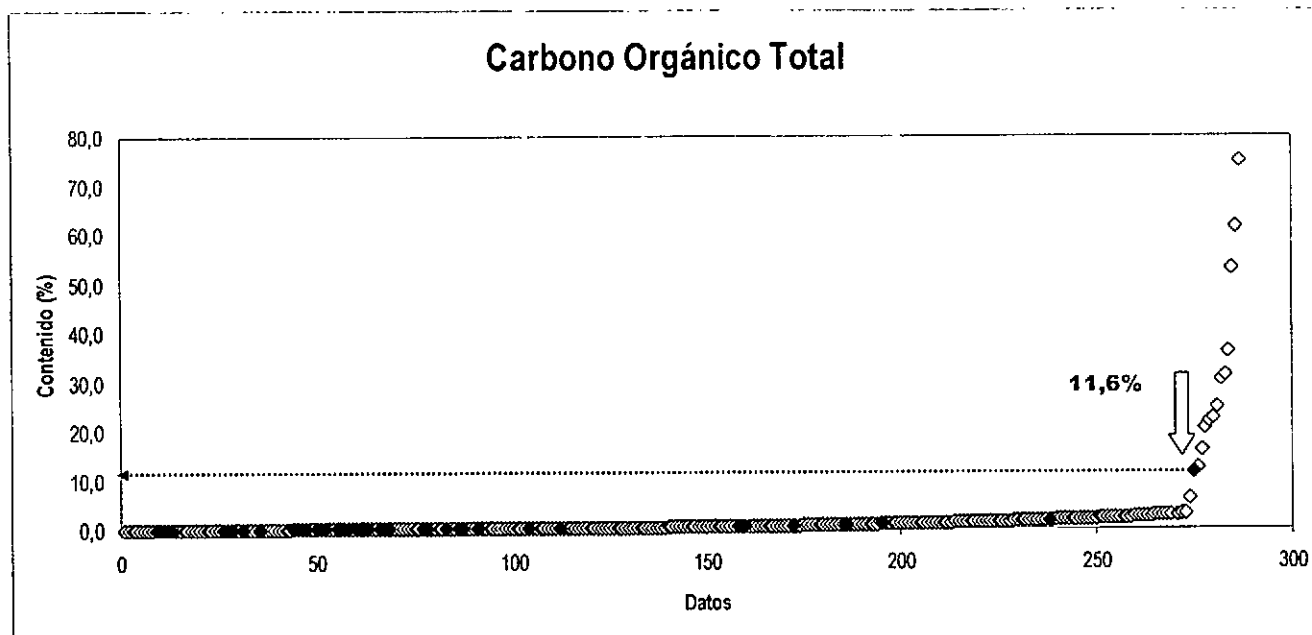


Figura 5.19. Ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido en sedimentos marinos del analito de interés.

Si bien, el valor de 11,6% indicado en la Figura 5.19 representa el contenido más alto registrado en la campaña de muestreo, atendiendo a las diferencias metodológicas existentes para cuantificar este analito, los autores consideran que no es conveniente aún proponer valores de DCS a nivel nacional.

#### 5.4.3. Compuestos orgánicos persistentes

Bajo esta denominación se agrupa compuestos orgánicos naturales y sintéticos, entre cuyas características más sobresalientes están su diverso grado de toxicidad, persistencia y capacidad para bioacumularse en tejidos orgánicos.

##### a. Hidrocarburos totales (HT)

En base a la curva de ordenamiento de ambas series de valores (Figuras 5.20a, b y c), se propone valores de límite inferior y superior para la DCS de hidrocarburos totales. Como límite inferior se sugiere un valor de 4 ppm, mientras que para el límite superior se propone un contenido de 300 ppm (Tabla 5.17).

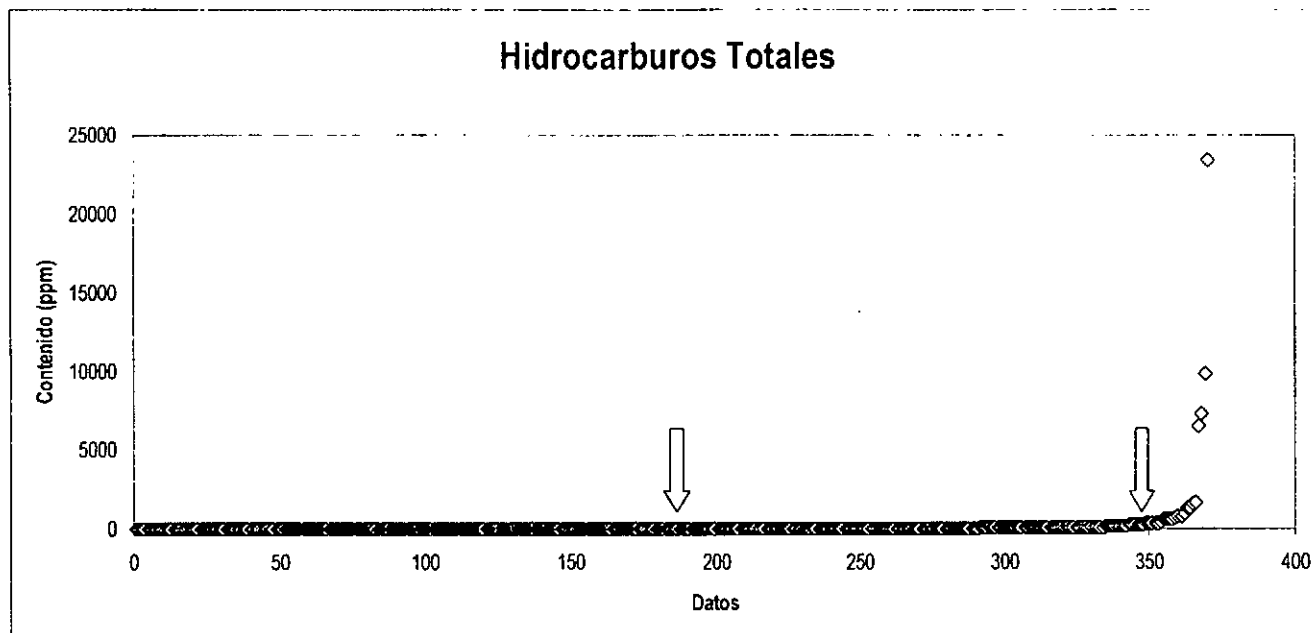


Figura 5.20a. Ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido en sedimentos marinos del analito de interés. Ubicación del límite inferior (flecha gris) y superior (flecha blanca) de la DCS.

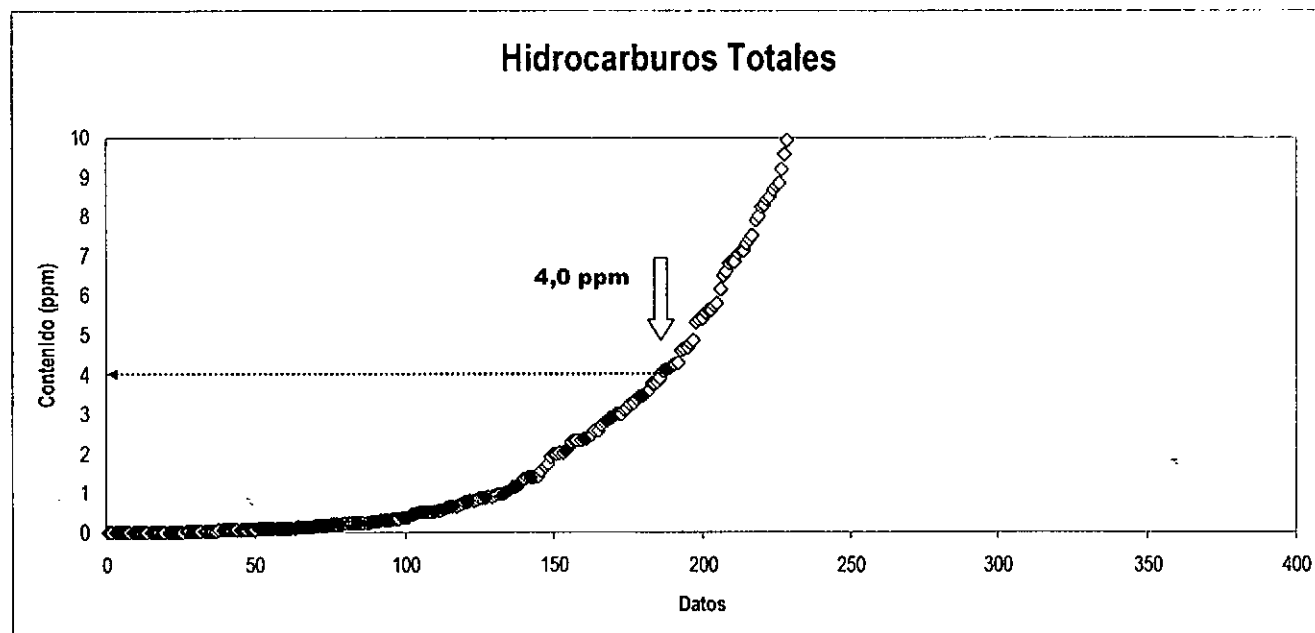


Figura 5.20b. Detalle del tramo inicial de la curva de ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido, indicando el límite inferior de la DCS para el analito de interés (flecha).

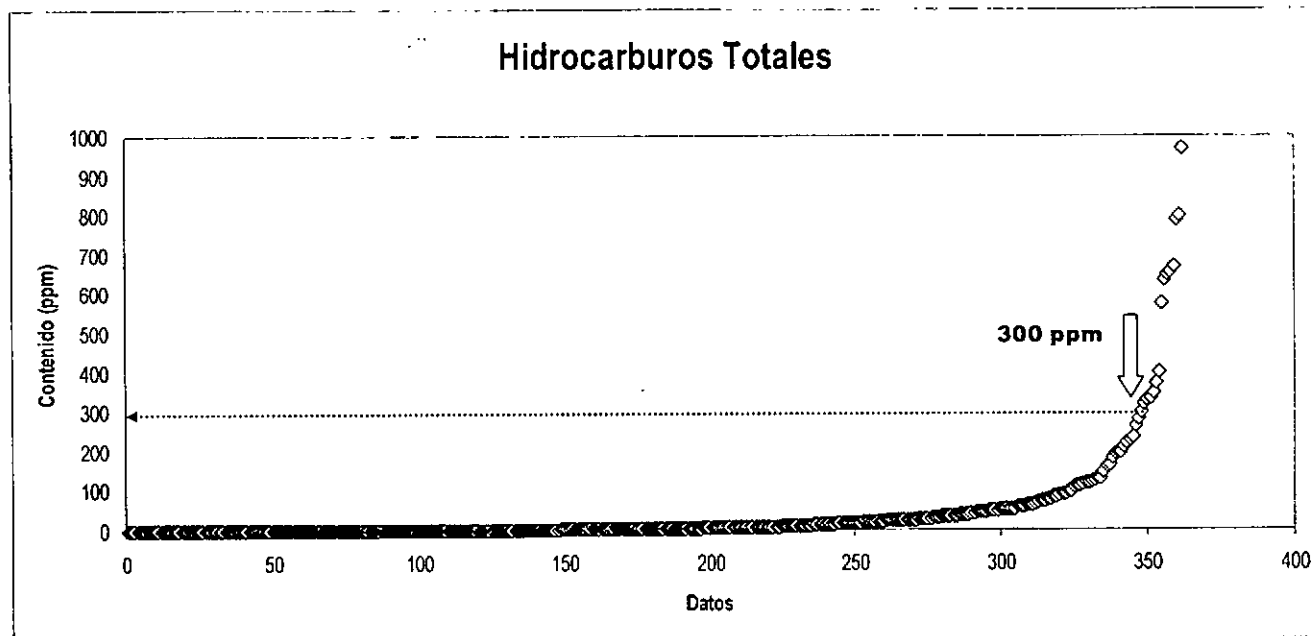


Figura 5.20c. Detalle del tramo de inflexión de la curva de ordenamiento creciente de los contenidos natural e intervenido, indicando el límite superior de la DCS para el analito de interés (flecha).

Tabla 5.17. Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) marinos para hidrocarburos totales propuestas para Chile (este proyecto) y en el extranjero.

DCS Hidrocarburos Totales	
Chile	Valor (%)
Límite Inferior	4,0
Límite Superior	300,0
Extranjeras (*)	

(\*) Aún no propuestos en las directrices de Estados Unidos, Canadá, Reino Unido, Holanda, Hong Kong y Suecia.

#### b. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP)

A nivel nacional existen una escasez notable de mediciones de HAP en sedimentos marinos, considerando que esta familia de compuestos orgánicos incluye congéneres persistentes, bioacumulables, carcinogénicos y altamente tóxicos para la salud humana y para la vida acuática (i.e. naftaleno, acenafteno, fenantreno, antraceno, pireno, benzo(a)antraceno y benzo(a)pireno).



De acuerdo con los resultados obtenidos en la campaña de muestreo, en ninguna de las muestras de sedimentos se halló la presencia cuantitativa de HAP ( $< 0,3$  ppm). Con respecto a los pocos valores registrados para sectores intervenidos, éstos son del orden de 2 ppm (Figura 5.21).

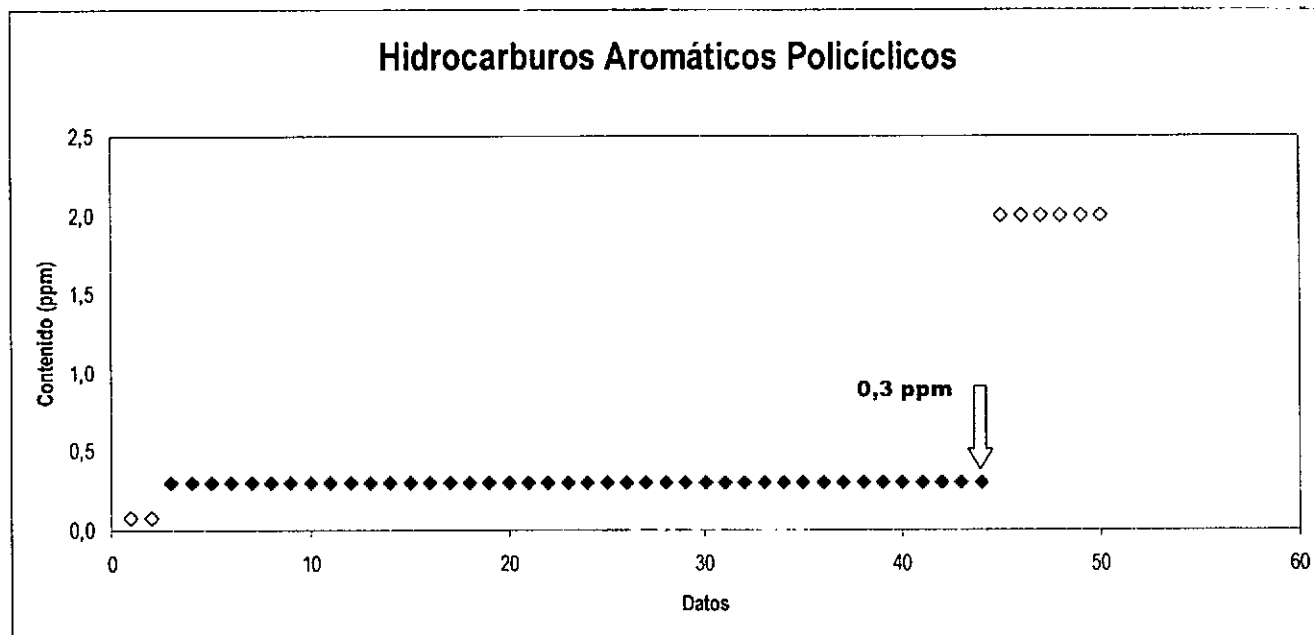


Figura 5.21. Ordenamiento creciente de los contenidos natural (◆) e intervenido (◇) en sedimentos marinos del analito de interés. Ubicación del límite inferior (flecha) de la DCS.

Considerando que en todas las muestras analizadas los contenidos de HAP estuvieron bajo el límite de detección analítica, los autores proponen considerar transitoriamente el valor de 0,3 ppm como límite inferior de la DCS para este tipo de compuestos. Por otra parte, dada la ausencia de registros de contenidos de HAP en sedimentos intervenidos, aún no es conveniente proponer un límite superior para regular estos compuestos.

En la Tabla 5.18, se indica el límite inferior de la DCS nacional propuesta para HAP en sedimentos marinos; a modo referencial también se incluye valores de calidad ambiental para este parámetro que se aplican en el extranjero.



Tabla 5.18. Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) marinos para HAP propuestas para Chile (este proyecto) y en el extranjero.

DCS HAP	
Chile	Valor (ppm)
Limite Inferior	0,3
Limite Superior	NP
Extranjeras	Valor (ppm)
TEL	1,68
PEL	16,77
ERL	4,02
ERM	44,79
Holanda (*)	1,0
Hong Kong (**)	4 – 44,7
Australia y N. Zelandia (**)	4 – 45

(\*) HAP de alto peso molecular    (\*\*) Limites mínimo y máximo

### c. Bifenilos policlorados (PCB)

En la Figura 5.22, sólo se despliega la curva de ordenamiento de los valores correspondientes a los contenidos de PCB en sedimentos marinos de sectores intervenidos. Con respecto a los contenidos naturales, todos los valores estuvieron bajo el límite de detección analítico (2 ppm). Dado que sólo se dispone de valores referenciales señalados en fuentes bibliográficas, los autores no se pronuncian respecto de una DCS para este tipo de compuestos.

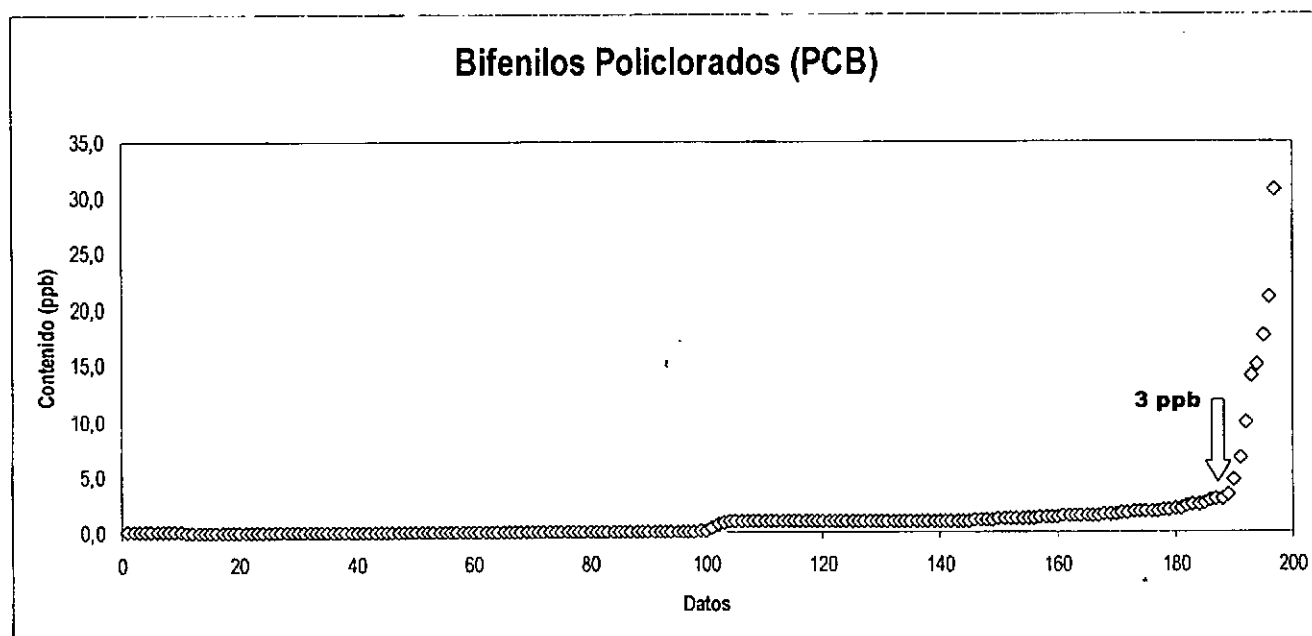


Figura 5.22. Ordenamiento creciente de los contenidos del analito de interés en sedimentos marinos intervenidos. Se indica el valor del contenido en el punto de inflexión de la curva (flecha).





Tabla 5.19. Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) marinos para PCB propuestas en países extranjeros.

DCS PCB	
Chile	Valor (ppb)
Límite Inferior	NP
Límite Superior	NP
Extranjeras	Valor (ppb)
TEL	21,55
PEL	188,79
ERL	22,7
ERM	180,0
Australia y N. Zelandia (*)	23

NP: no propuesto (\*) Límite inferior

#### d. Pesticidas organoclorados (POCI)

Si bien se realizó una exhaustiva búsqueda bibliográfica sobre registros de valores de POCI en sedimentos marinos, los autores no hallaron información al respecto. La curva de ordenamiento indicada en la Figura 5.23 fue elaborada sólo con las mediciones de la campaña de muestreo. Una fracción importante de los contenidos estuvo bajo el límite de detección (0,2 ppm). El valor de 1,73 ppm señalado en la Figura 5.23 corresponde al más alto de la serie (Caleta Pellines, Séptima Región); probablemente la ocurrencia de este contenido en los sedimentos refleje aportes de POCL procedentes desde la atmósfera o provenientes desde tierra debido a un estero que desagua durante el invierno en la caleta y cuyo curso recorre plantaciones forestales de pino insigne. En consideración a los antecedentes señalados, los autores estiman que aún no es conveniente proponer DCS para este tipo compuestos.

En los países considerados para el análisis de DCS (Estados Unidos, Canadá, Reino Unido, Hong Kong, Holanda, Australia y Nueva Zelandia, no se reporta valores de calidad ambiental para POCI totales en sedimentos. En las regulaciones de dichos países se establece límites mínimos y máximos para pesticidas en específico.

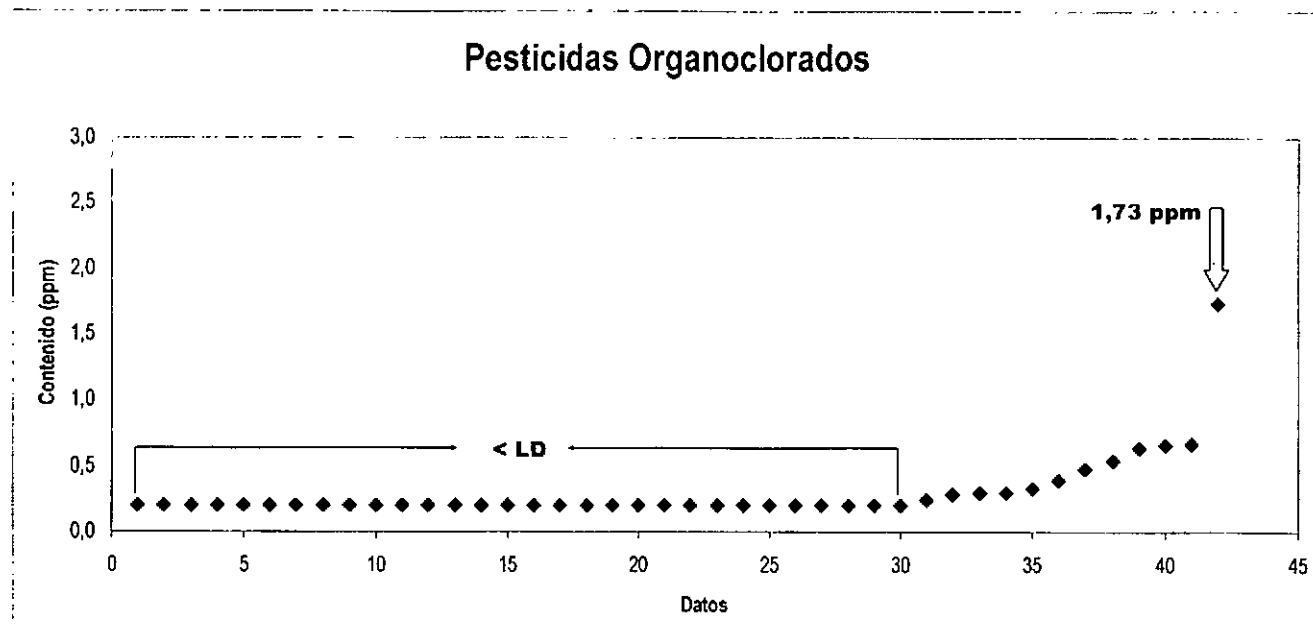


Figura 5.23. Ordenamiento creciente de los contenidos naturales del analito de interés en sedimentos marinos. Se indica el tramo de valores con contenidos bajo el límite de detección (< LD) y el valor más alto registrado (flecha).



## 5.5. RELACION ENTRE LAS DCS PROPUESTAS Y LOS USOS Y ACTIVIDADES LIGADOS AL BORDE COSTERO

Considerando el estado actual de conocimiento sobre sedimentos marinos en el ámbito nacional, los autores han propuesto valores de límite inferior y superior de DCS para una serie de sustancias químicas de acuerdo con la información disponible en fuentes bibliográficas (publicaciones científicas, estudios técnicos y bases de datos) y la generada durante el desarrollo del presente proyecto (campaña de muestreo). Las sustancias propuestas para su regulación fueron agrupadas en tres categorías, cada una de ellas con propiedades químicas, tóxicas y de persistencia específicas.

En términos de diagnóstico de la calidad ambiental, los autores consideran que cada uno de los parámetros propuestos para su regulación tiene igual importancia al momento de evaluar el grado de alteración que pudiesen exhibir los sedimentos marinos someros a nivel nacional. De este modo, pensamos que el concepto de "sustancias indicadoras claves" se vincula mucho mejor con límites máximos permisibles de normas de emisión, las cuales regulan el tipo y contenido de sustancias que se asocian con un determinado uso o actividad. La norma de calidad de sedimentos, como la que aquí se propone bajo la modalidad de DCS, constituye una herramienta regulatoria complementaria a la "Norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales" y a la "Norma de calidad en aguas marinas: nivel nacional", actualmente en etapa de evaluación.

Dado que los niveles de sustancias químicas acumuladas en los sedimentos constituyen un registro histórico de los procesos contaminantes ocurridos para un área geográfica determinada, el diagnóstico periódico de esta matriz ambiental permite estimar si las medidas regulatorias, como las normativas nacionales anteriormente señaladas, están siendo las más adecuadas para prevenir la contaminación acuática y las más efectivas para mejorar la calidad ambiental de este tipo de ambientes, incluidas las comunidades bióticas que allí se desarrollan.

En términos prácticos, si se está regulando la concentración de emisión de un analito en específico de modo que no hayan efectos negativos sobre la calidad del cuerpo receptor, entonces ni la matriz acuosa ni la sedimentaria deberían exhibir niveles de esta sustancia en su composición que las catalogasen como contaminadas. Posiblemente este supuesto se cumpla para la columna de agua, sin embargo para la matriz sedimentaria la situación podría ser distinta. Debido a que las partículas de sedimento tienen la capacidad de secuestrar sustancias químicas (*i.e.* adsorción), éstas se van acumulando paulatinamente en esta matriz ambiental por lo que los niveles de éstas son normalmente más altos en este tipo de compartimento ambiental (por lo general, dos o tres órdenes de magnitud superiores). De este modo, los sedimentos reflejan procesos de contaminación crónica que están ocurriendo en el ambiente acuático. Eventualmente, si se produce un cambio en las condiciones ambientales físicas y químicas originales, estas sustancias pueden ser liberadas (desorbidas) de los sedimentos y retornar a la columna de agua.

En consecuencia, y dado que se propone una DCS de cobertura nacional, los autores recomiendan que todos los analitos tengan la misma importancia y que sean considerados en su conjunto para evaluar la calidad de los sedimentos marinos. En la medida que se genere nueva información, aplicando metodologías estandarizadas, será posible elaborar normativas de calidad secundaria para sedimentos acuáticos de áreas o sectores específicos dentro del territorio nacional. En ese nuevo escenario, los autores piensan que tendría una mayor aplicabilidad la elaboración de una regulación en base a sustancias indicadoras claves.



Una normativa en base a DCS como la que aquí se propone, considerando los valores de calidad ambiental de todos los analitos, se orienta a evaluar la calidad ambiental integral de los sedimentos acuáticos. A continuación, se efectuará un ejercicio, analizando a una situación hipotética como ejemplo para un área particular y asumiendo que se dispone de un marco regulador para la calidad secundaria de los sedimentos marinos.

Establezcamos como área de interés la bahía Quintero en la V Región, la cual sustenta distintos tipos de usos y actividades en sus aguas y borde costero: generación de energía eléctrica, terminales químico y gasero, terminal marítimo de embarque de graneles, fundición y refinería de metales, caleta de pescadores, industria de productos del mar, descargas de aguas servidas domésticas, cultivo artesanal de recursos hidrobiológicos, terminal de hidrocarburos y combustibles, balneario, entre otros.

Quando se disponga de resultados derivados de la ejecución de la primera campaña de monitoreo de sedimentos, en base a una red nacional de estaciones que también incluya puntos de muestreo al interior de esta bahía (por ejemplo 5 estaciones), se podrá comparar los contenidos medidos en los sedimentos de bahía Quintero con las DCS disponibles. Al contrastar el valor medido para cada analito (*i.e.* promedio de las estaciones) con su valor de calidad respectivo de la DCS, es esperable que se ubiquen en distintos niveles de categoría: A, B o C (Figura 5.24). Los contenidos de algunos de ellos no significarán una mayor alteración al ambiente sedimentario (analitos 1 y 5 en Clase A), mientras que otros podrían eventualmente estar indicando que es necesario implementar o reforzar las medidas de mitigación (analitos 2 y 4 en Clase B), o en caso extremo diseñar y aplicar un plan de descontaminación (analito 3 en Clase C).

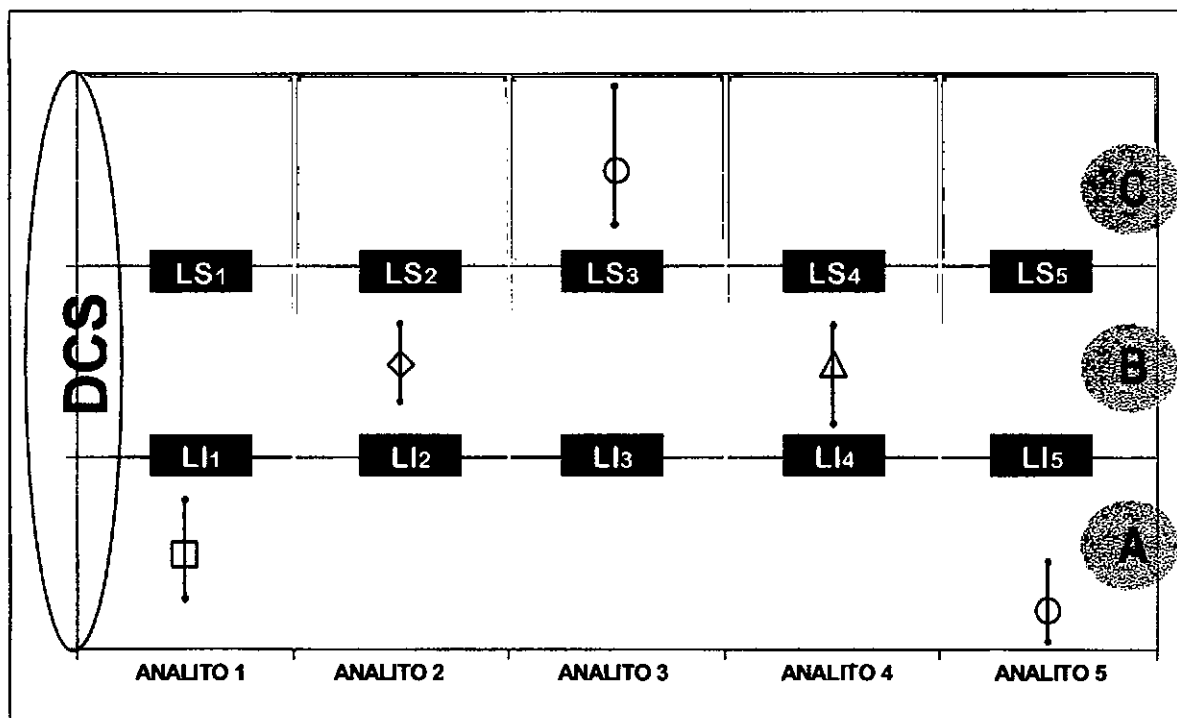


Figura 5.24. Comparación entre los contenidos medidos (promedio y rango) para cinco analitos y los límites inferior (LI) y superior (LS) de sus respectivas DCS. Sólo para efectos del ejemplo se ha considerado un número menor de analitos de los propuestos en la DCS.



Supongamos que para la bahía Quintero la red de monitoreo se compone de 5 estaciones de muestreo, por lo tanto tendremos un valor promedio del contenido de cada analito en base a  $N=5$ . Además supongamos, que en base a los resultados obtenidos los niveles promedio de cobre y plomo se ubican en la Clase B, y que el contenido promedio de hidrocarburos totales se posiciona en la Clase C (la más alterada). Los contenidos promedio de los analitos restantes están dentro del rango de la Clase A, por lo que no tienen mayor importancia desde un punto de vista de la calidad ambiental. Bajo este escenario, es claro que los esfuerzos de mitigación deberán estar orientados hacia aquellos usos o actividades que signifiquen aportes de este tipo de analitos al ambiente marino (*i.e.* fundición y refinación de metales, terminal de embarque de graneles y terminal de hidrocarburos y combustibles).

Hasta aquí hemos efectuado un diagnóstico de la condición ambiental sedimentaria de la bahía considerando una serie de analitos. Una vez identificado el origen del alza en el nivel de los contaminantes, es necesario regular las fuentes que ocasionan dichas alzas. De este modo, entra en escena la norma de emisión para el caso de las fuentes fijas y los programas de vigilancia ambiental (PVA) para las fuentes difusas, que actualmente desarrollan algunas empresas bajo la tuición de la DIRECTEMAR. La aplicación de medidas de mitigación a nivel de las fuentes y/o procesos, debería traducirse en una disminución de las concentraciones (y cargas) en la emisión y reflejarse dicha acción en los niveles cuantificados en el ambiente sedimentario.

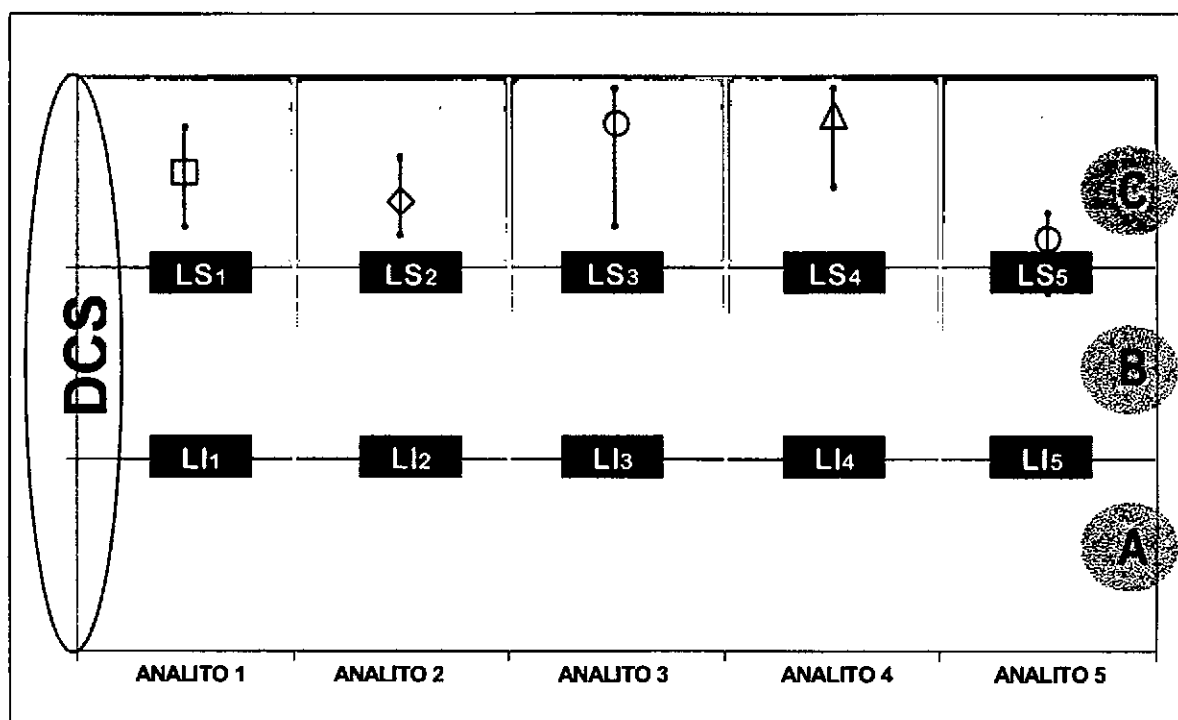


Figura 5.25. Comparación entre los contenidos medidos (promedio y rango) para cinco analitos y los límites inferior (LI) y superior (LS) de su respectivas DCS. Se representa el peor escenario en la componente espacial, es decir, los valores medios de todos los analitos en la Clase C.



Respecto del uso o actividades humanas para cada categoría, creemos que lo más adecuado es establecerlas por exclusión. Es decir, por ejemplo para la Clase C no se podrán desarrollar determinados usos o actividades ya que significan un riesgo potencial para la salud humana o para la vida acuática. El grado de restricción irá disminuyendo desde esta categoría C hacia la categoría A, que podrá sustentar prácticamente todos los usos y actividades. Si bien la categoría A refleja las condiciones basales ("background") del sedimento, los autores creen que sólo aquellas zonas protegidas (*i.e.* áreas de manejo, parques y reservas) deberían apuntar a su preservación. En caso contrario, si dicha preservación se hiciese extensiva a todos los fondos no consolidados marinos del territorio nacional, se correría el riesgo de atentar contra el desarrollo sustentable y afectar el desarrollo económico y social del país. En la Tabla 5.20 se indican los usos y actividades clasificadas según las tres clases de calidad ambiental establecidas para los sedimentos marinos.

Tabla 5.20. Usos y actividades relacionadas con sedimentos marinos, clasificados según la clase de calidad ambiental.

USO	CLASE		
	A	B	C
Sustrato para cultivo de recursos hidrobiológicos <sup>(a)</sup>	SI	NO	NO
Material de relleno para playas	SI	SI	NO
Preservación de hábitats de comunidades bentónicas	SI	NO	NO
Sustrato para manejo de recursos bentónicos	SI	SI	NO
ACTIVIDAD			
Actividades de turismo (buceo de aventura o ecológico)	SI	SI	NO
Actividades recreativas y deportivas (natación, deportes náuticos, pesca deportiva)	SI	SI	NO
Asentamiento y desarrollo urbano	SI	SI	NO
Construcción de obras marítimas	SI	SI	SI
Construcción y reparación de embarcaciones	SI	SI	SI
Desalinización de aguas para uso humano	SI	SI	NO
Disposición de lodos de plantas de tratamiento y materiales de dragado	NO	NO	SI
Disposición de materiales de relave	NO	NO	SI
Dragado de fondos sedimentarios	SI	SI	SI
Extracción de petróleo crudo y gas natural	SI	SI	SI
Generación de energía eléctrica (centrales termoeléctricas)	SI	SI	SI
Pesca y extracción de recursos bentónicos	SI	NO	NO
Transferencia de combustibles en terminales marítimos y portuarios	SI	SI	SI
Transferencia de graneles en terminales marítimos y portuarios	SI	SI	SI
Transporte de productos químicos por tuberías submarinas	SI	SI	SI
Transporte marítimo y de cabotaje	SI	SI	SI
Vertido de aguas residuales domésticas e industriales	NO	SI	SI

(a) Se refiere sólo a cultivos instalados directamente en el sustrato o sobre una estructura apoyada en el mismo. Si bien los cultivos suspendidos en la columna de agua también podrían verse afectados por la condición ambiental de los sedimentos, su tutela depende más bien de una normativa asociada con la calidad del agua.



## 5.6. PROPOSICION DE UN PROGRAMA DE MONITOREO DE VIGILANCIA NACIONAL PARA EL CUMPLIMIENTO DE LA NORMA SECUNDARIA

Para evaluar periódicamente la calidad secundaria de los sedimentos a nivel nacional, es necesario que los Servicios del Estado involucrados en su regulación, adopten e implementen un programa de seguimiento para la consecución de dicho objetivo. A continuación, se propone un programa de monitoreo ambiental de esta naturaleza, que tiene en consideración las localidades de muestreo, número de estaciones, ubicación de las estaciones, veril de profundidad y frecuencia de muestreo. Los procedimientos operativos para ejecutar el programa de monitoreo propuesto, se detallan en un manual técnico incluido en el Anexo 7.

### 5.6.1. Diseño de monitoreo para sedimentos marinos

El diseño del programa de monitoreo para el cumplimiento de la norma de calidad secundaria de los sedimentos marinos propuestos a continuación obedece a la necesidad de responder a las variables ¿dónde muestrear? y ¿cuando muestrear?. Lo anterior, como complemento de la respuesta que este proyecto intenta integrar a la pregunta ¿qué muestrear?. Todas ellas en el concierto de determinar la *calidad instantánea* de la matriz sedimentaria y su evolución en el tiempo.

### 5.6.2. Determinación de áreas de observación

La DCS marinos propuesta será de cobertura nacional, es decir, su aplicabilidad será extensiva a la totalidad de los sedimentos marinos presentes en las aguas nacionales, sean ellas continentales, insulares o antárticas. Considerando una optimización de los recursos disponibles, la realización de un esfuerzo técnico y económico orgánico y de máxima utilidad, como así también el estado actual de conocimiento de calidad de los sedimentos marinos, los autores han considerado adecuado la generación de Areas de Observación y Control (AOC).

Las AOC de los sedimentos, tal como su nombre lo indica, corresponden a áreas o sectores geográficos ubicados a lo largo del borde costero del territorio nacional, en los que se espera modificaciones de las condiciones naturales por efectos de actividades antrópicas locales. Una AOC corresponde a un sector del borde costero marino, delimitado por la intersección de dos espacios geográficos:

- i) el área ubicada entre la línea de más baja marea y el veril de 50 metros de profundidad, y
- ii) el área de influencia de la localidad costera que albergue una población superior a los 1.000 habitantes. El área de influencia se ha definido por el barrido de un radio imaginario de 3 km con centro en dicha localidad.

A continuación se presenta de forma gráfica el procedimiento antes descrito haciendo uso de un SIG (Figuras 5.27 a 5.29).

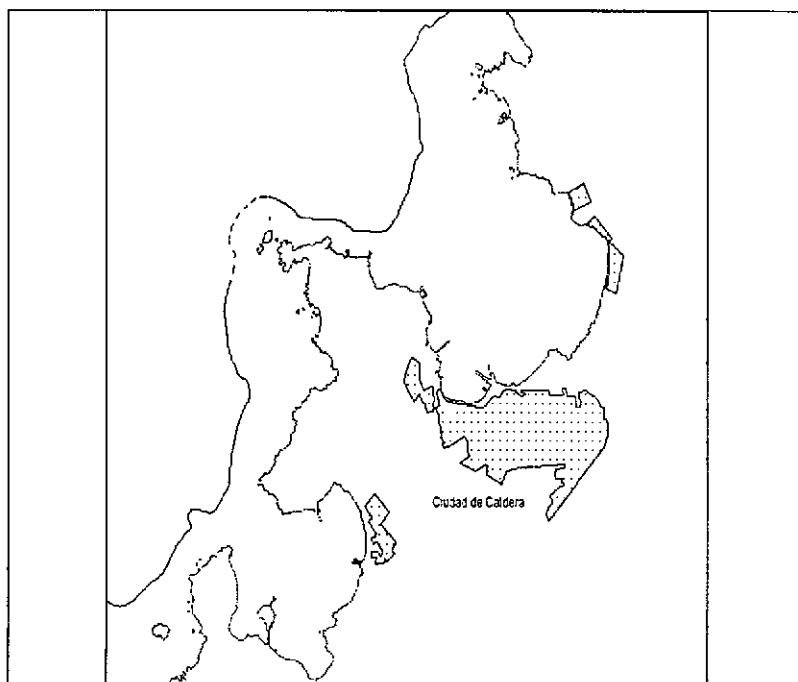


Figura 5.27.

Selección de la localidad. Para este ejemplo se seleccionó la localidad de Caldera, III Región de Atacama.

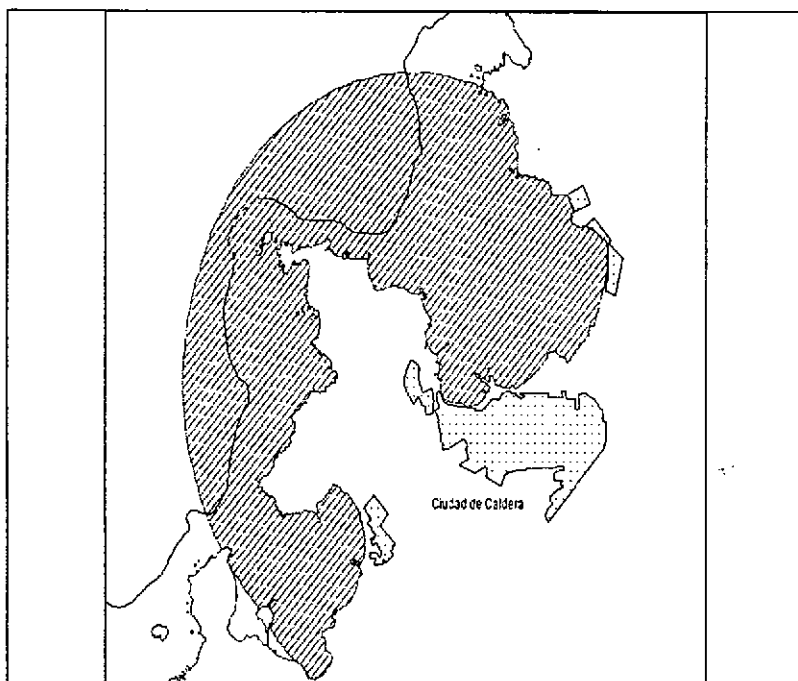


Figura 5.28.

Generación del área de influencia de radio 3 km.



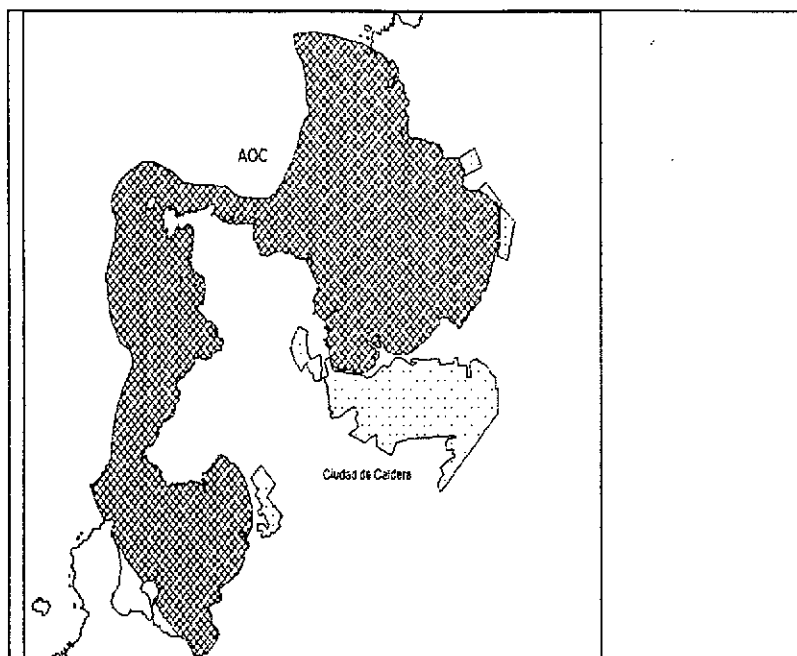


Figura 5.29.

Generación de la AOC. Intersección del  
área de influencia con el veril de 50 m de  
profundidad.

Si bien este diseño de monitoreo incorpora estaciones referenciales para contrastar los niveles de contaminantes en sedimentos, la inclusión de AOC en sectores sin intervención antrópica contribuiría enormemente a disponer de un escenario más completo a este respecto. En este sentido, las localidades que se muestrearon para los objetivos de este proyecto, adquieren relevancia como AOC no intervenidas.



En la Tabla 5.21 se presenta el listado de Localidades Costeras con su respectiva población.

Tabla 5.21. Principales localidades costeras identificadas a lo largo del territorio nacional. Se asigna un código de población según el número de habitantes (1: > 10.000; 2: 5.001-10.000; 3: 1.001-5.000; 4: < 1.000).

Región	Localidad	Cód. pobl.	Región	Localidad	Cód. pobl.
1	Arica	1	7	Pelluhue	3
1	Pisagua	4	7	Curanipe	3
1	Iquique	1	8	Cobquecura	3
2	Tocopilla	1	8	Dichato	3
2	Mejillones	2	8	Tomé	1
2	Antofagasta	1	8	Penco	1
2	Taltal	2	8	Talcahuano	1
3	Chañaral	1	8	San Vicente	1
3	Caldera	1	8	Concepción	1
3	Ba. Inglesa	4	8	Coronel	1
4	Huasco	2	8	Lota	1
4	La Serena	1	8	Arauco	1
4	Coquimbo	1	8	Tubul	3
4	Guanaqueros	3	8	Lebu	1
4	Tongoy	3	8	Tirúa	3
4	Los Vilos	2	9	Puerto Saavedra	3
4	Pichidangui	3	10	Mehuín	3
5	Isla de Pascua	3	10	Niebla	3
5	Los Molles	4	10	Corral	3
5	Papudo	4	10	Bahía Mansa	3
5	Zapallar	4	10	Carelmapu	3
5	Maitencillo	4	10	Calbuco	2
5	Ventanas	2	10	Puerto Montt	1
5	Quintero	1	10	Puelo	4
5	Concón	1	10	Hornopirén	4
5	Viña de Mar	1	10	Ancud	1
5	Valparaíso	1	10	Quemchi	3
5	Laguna Verde	4	10	Dalcahue	3
5	Quintay	4	10	Castro	1
5	Algarrobo	3	10	Chonchi	3
5	El Quisco	1	10	Queilén	3
5	El Tabo	1	10	Quellón	2
5	Las Cruces	3	10	Chaitén	3
5	Cartagena	1	11	Melinka	4
5	San Antonio	1	11	Puerto Cisnes	3
5	Ro. Sto. Domingo	1	11	Puerto Chacabuco	3
6	La Boca	4	11	Tortel	4
6	Pichilemu	2	12	Puerto Natales	1
6	Bucalemu	3	12	Punta Arenas	1
7	Iloca	3	12	Porvenir	2
7	Constitución	1	12	Puerto Williams	3



### 5.6.3. Determinación del número de estaciones de muestreo

La definición geográfica de una estación de muestreo está dada por un par de coordenadas, las cuales tienen representación cartográfica y corresponden a un punto en el plano. Sin embargo, en la práctica una estación de muestreo corresponde más bien a un sector del espacio dentro del cual se realizan mediciones y se obtienen muestras. Estableciéndose como estación de muestreo, al área comprendida por la circunferencia de radio 25 metros y centro en el par ordenado que determina su localización geográfica (Figura 5.30)

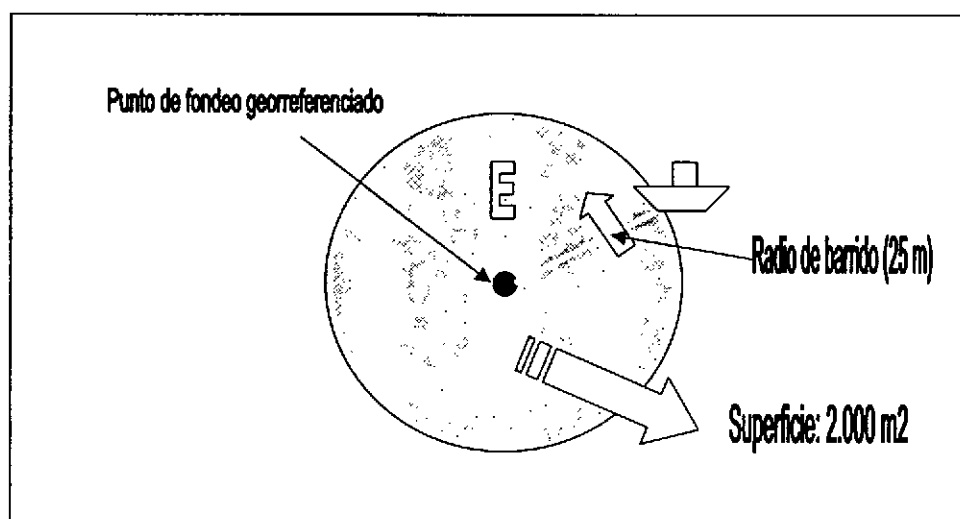


Figura 5.30. Representación de una estación de muestreo. El punto central georreferenciado responde al concepto ideal de una estación (E). Para efectos prácticos, la estación se considera como el círculo de radio de 25 m, delimitado por el desplazamiento de la embarcación alrededor del punto de fondeo.

Al quedar definida la estación de muestreo, es posible atribuir un número máximo de estaciones para una AOC determinada. De este modo, el número máximo de estaciones corresponderá al entero siguiente a la resultante del cociente de la superficie total de la AOC y el área de una estación (2.000 m<sup>2</sup> aproximadamente).

$$N_{AOC} = \frac{S_{AOC}}{S_E} \quad \text{Ec. 1}$$

$$S_E = 2.000 [m^2] \quad \text{Ec. 2}$$

donde,

$N_{AOC}$ : corresponde al número máximo de estaciones para una AOC

$S_{AOC}$ : corresponde a la superficie total de la AOC

$S_E$ : corresponde a la superficie de una estación de sedimentos estándar



Determinado el número máximo de estaciones que puede contener una AOC, se considera adecuado una densidad de muestreo del 0,2%. Este valor porcentual corresponde a un tamaño de muestra representativo del total de estaciones. Por otra parte, dada la necesidad de contar con un registro referencial de las condiciones imperantes en los sedimentos ubicados fuera de la zona de influencia de cada AOC, el número de estaciones de muestreo total por cada AOC se establece mediante la siguiente ecuación:

$$n_{AOC} = N_{AOC} \cdot 0,002 + 2 \quad \text{Ec. 3}$$

donde,

$n_{AOC}$ : corresponde al número de estaciones propuesto para una AOC

$N_{AOC}$ : corresponde al número máximo de estaciones para una AOC

Valor "0,002": corresponde al 0,2%

Valor "2": cantidad de estaciones referenciales

Si el  $n_{AOC}$  es un número decimal, el número de estaciones a distribuir será el entero superior siguiente.

#### 5.6.4. Criterios de localización de las estaciones de muestreo

Definida la forma en que se calcula el número de estaciones para una AOC, su distribución obedecerá a un listado de criterios priorizado, que se detalla a continuación:

1. Situar una estación en cada borde externo de la AOC, siguiendo la banda conformada por la línea de baja marea y el veril de 50 m. Para el caso que la AOC conforme más de un área, deberá situarse al menos una estación entre ambas áreas. Estas corresponden a las estaciones referenciales y se ubican fuera del área de influencia.
2. Situar una estación frente a desembocaduras de cursos de agua, las cuales son fuentes potenciales de ingreso de sustancias contaminantes al mar (sedimentos de granulometría gruesa).
3. Situar estaciones en áreas de baja circulación (depositación), es decir, en zonas con corrientes de fondo marino de baja intensidad (sedimentos de granulometría fina).
4. Situar estaciones en sectores deprimidos del fondo marino ("microcuenca"), ya que podrían ser sectores de acumulación de sedimentos finos vinculados con altos niveles de contaminantes ("puntos calientes").
5. Establecer estaciones lo más distantes unas de otras.

A continuación se presenta de forma gráfica la aplicación de los criterios de localización mediante el uso de SIG (Figuras 5.31 y 5.32).

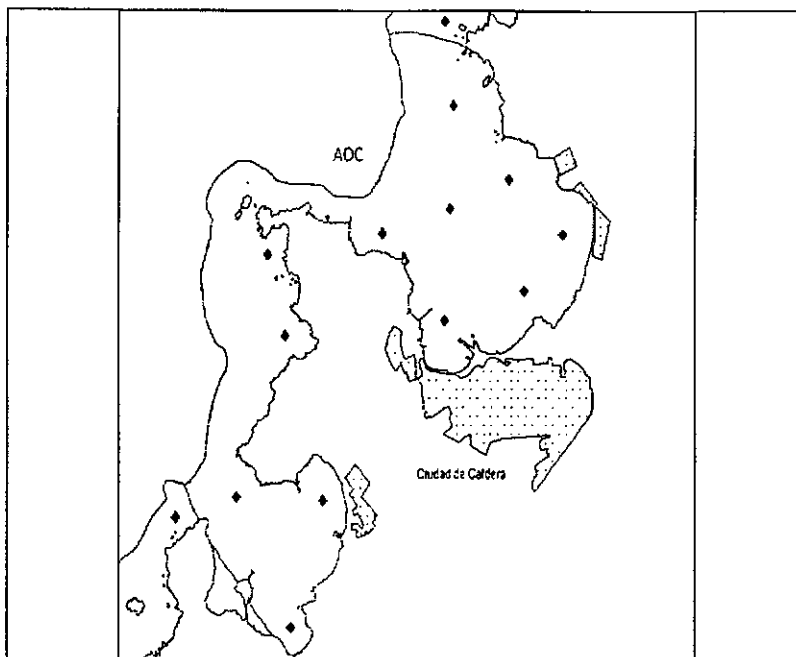


Figura 5.31.

Distribución de estaciones. Dos estaciones referenciales fuera del AOC y 12 estaciones ( $n_{AOC}$ ) dentro de la AOC.

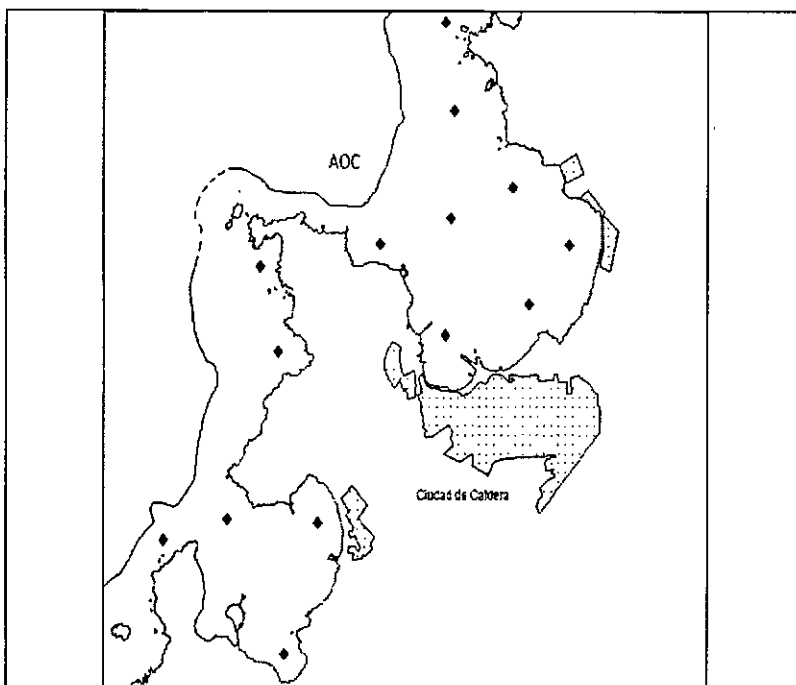


Figura 5.32.

Configuración final de la red de estaciones de monitoreo de sedimentos para Caldera.



### 5.6.5. Frecuencia de ejecución del monitoreo

En términos comparativos, considerando que a corto plazo los sedimentos no presentan una dinámica tan alta como la columna de agua, los cambios que se suceden en los niveles de contaminantes son menos abruptos en el tiempo. Esta condición ocurre de preferencia en ambientes más bien depositacionales, no así tanto en los de tipo erosivos. Los autores proponen una frecuencia de ejecución anual para los tres primeros monitoreos, período tras el cual se evaluará la cantidad y calidad de la información generada y se evaluará reducir la frecuencia de monitoreo a una vez cada dos años (bienal). Sin embargo, para aquellas AOC que exhiban un deterioro generalizado en la calidad de sus sedimentos (muchos parámetros en la Clase C), se recomienda diseñar un programa de vigilancia local y específico tras la adopción de medidas correctivas (monitoreo post-remediación).

### 5.6.6. Parámetros considerados en el programa de monitoreo

Los autores recomiendan que los siguientes parámetros sean considerados dentro del programa de monitoreo de calidad de sedimentos marinos:

Grupo de sustancias químicas	Parámetros	Comentario
Metales y metaloides	Aluminio (Al), Arsénico (As), Cadmio (Cd), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Mercurio (Hg), Níquel (Ni), Plata (Ag), Plomo (Pb), Selenio (Se), Vanadio (V) y Zinc (Zn).	No se incluye nuevos elementos para este grupo. Cuantificación en la fracción granulométrica < 200 µm.
Nutrientes	Fósforo total (P tot), Nitrógeno total (N tot) y Carbono Orgánico Total (COT).	No se incorporan nuevas sustancias químicas a este grupo
COP	Hidrocarburos totales (HT), Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), Bifenilos poliorados (PCB) y Pesticidas organoclorados (POC).	No se incorporan nuevas sustancias químicas a este grupo

Así también, los autores consideran altamente recomendable incorporar junto con el monitoreo de los contenidos de sustancias químicas, el seguimiento de la macrofauna bentónica que habita los fondos sublitorales blandos. Ello en razón que este bioindicador permitirá en el mediano plazo, mejorar los límites propuestos para las DCS, al disponer de información sobre los efectos biológicos (*i.e.* polución) de la ocurrencia de determinados contenidos de sustancias químicas en los sedimentos.



Bioindicador	Parámetros	Comentario
Macrofauna sublitoral de fondos blandos	Número de especies o taxa	Cantidad de especies presentes por estación o AOC
	Abundancia numérica	Número de individuos por estación (ind/m <sup>2</sup> ) o por AOC.
	Biomasa	Biomasa por estación (g/m <sup>2</sup> ) o por AOC

Finalmente, los autores recomiendan que den las instancias necesarias para desarrollar en nuestro país metodologías para bioensayos de sedimentos, con miras a su aplicación como una valiosa herramienta de evaluación en el cumplimiento de la norma de calidad secundaria de sedimentos.

### 5.7. PROCEDIMIENTO PROPUESTO PARA LA GENERACION DE DATOS CONDUCENTE A UNA NORMA SECUNDARIA PARA SEDIMENTOS LACUSTRES

De acuerdo con los antecedentes proporcionados y analizados, relativos a la insuficiencia de información actualmente disponible para derivar una DCS para sedimentos lacustres, los autores proponen el siguiente el curso de acción para superar esta falencia:

- Revisión y actualización del catastro de los principales lagos y lagunas de Chile que data del año 1983.
- Actualización y completación de parámetros morfométricos de la red nacional mínima de control de lagos. (Data de 1985)
- Incorporación de la información anterior a un SIG
- Clasificación de las aguas lacustres de Chile en base a criterios generados por la comunidad científica nacional
- Selección de lagos representativos para generar información sobre niveles de sustancias químicas, considerando distintos grados de intervención antrópica.
- Delimitación de áreas de deposición y de erosión al interior de las cubetas lacustres seleccionadas, a objeto de establecer el número de estaciones y su ubicación.

Para caracterizar física y químicamente los sedimentos lacustres, los autores proponen los mismos parámetros seleccionados para los sedimentos marinos.



# Análisis de costos y beneficios en la implementación de una norma de calidad de sedimentos

6

## Objetivo específico

Estimar los costos y beneficios que tendría implementar este  
tipo de normativa en nuestro país

## INTRODUCCION

El presente capítulo tiene por finalidad evaluar económicamente la aplicación de una norma de calidad secundaria para sedimentos marinos, de acuerdo a los antecedentes científicos y técnicos recopilados y generados a través del Contrato 21-22-003/01 de CONAMA. Específicamente, la relación costo/beneficio que significará para el Estado, como responsable de la fiscalización, el velar por el cumplimiento de la norma que se generará.

Dado que la normativa que se propone en el presente proyecto corresponde a una norma de calidad, ésta no incluye exigencias a eventuales emisores de los contaminantes normados; los efectos que se analizarán se refieren principalmente a los que recaerán sobre el Estado como organismo responsable de fiscalizar la norma, en un sentido amplio. En este contexto se analiza esta regulación y la forma en que se implementará en el Estado, para luego evaluar los efectos que implica ponerla en práctica.





## 6.1. METODOLOGIA

Se realizará un análisis de costos para el Estado e impactos globales según curso de acción ante excedencia en las normas. Este análisis pretende evaluar el costo que significa para el Estado, como organismo fiscalizador de la norma, las opciones que éste tiene para resolver los eventuales problemas de contaminación o excedencia que se generen y los principales efectos económicos que se deducen de cada opción.

Este análisis se divide en dos partes:

- Parte 1: estimación de costos de monitoreo y fiscalización, y
- Parte 2: costos de análisis de los datos generados

Eventualmente, éstos últimos generarán impactos sociales según el curso de acción que se tome ante la excedencia en la normas. La primera parte, costos de monitoreo y fiscalización, estima el costo de cumplir con los nuevos requerimientos logísticos, toma de muestra y análisis físicos y químicos.

La segunda parte, impactos derivados del análisis de los datos levantados en terreno y de laboratorio, análisis que generará cursos de acción enunciados posteriormente y que pueden generar impactos sociales y/o productivos, los que deben ser evaluados oportunamente.

El análisis por lo tanto, evalúa los costos directos de la aplicación de programa de monitoreo, así como los requerimientos materiales y profesionales para su interpretación.

## 6.2. ANALISIS

Si bien la norma que se originará del presente proyecto obliga a monitorear veinte parámetros de calidad ambiental para la matriz sedimentaria, sus implicancias económicas son de la más diversa índole. El presente capítulo tiene por objetivo estimar los costos asociados a la aplicación del programa de vigilancia, cuyo objetivo persigue vigilar la calidad de los sedimentos. Sólo se incluye la estimación del costo asociado a la ejecución de dicho programa. Todo otro costo asociado por concepto de generación de normas de calidad secundaria o implementación de programas de descontaminación no fueron considerados en el presente análisis por estar fuera de los alcances del proyecto.

### 6.2.1. Red de estaciones de muestreo

Si bien en la actualidad no se cuenta con la información sistematizada para la aplicación inmediata del procedimiento que permite establecer las Areas de Observación de Calidad (AOC), para efectos de la evaluación económica de la norma de calidad primaria que se generará a partir del presente proyecto se establecerán ciertos supuestos que nos permitirán obtener una aproximación de la realidad final de la totalidad de AOCs y de su respectiva red de estaciones de muestreo.



### Consideraciones

- Existen 69 localidades costeras (continentales e insulares) de población superior a los 1.000 [hab], las cuales será consideradas en la estimación de estaciones de muestreo
- La población nacional costera asciende a cerca de 2.000.000 [hab] (Censo 1992).
- La costa urbanizada por las 69 localidades se estima en unos 100.000 [m].
- El veril de los 50 m se encuentra a unos 2.000 [m] de la línea de baja marea.
- El área de una estación de muestreo es de 2.000 [m<sup>2</sup>].

Se estima la sumatoria de las superficies de la totalidad de las AOC en 200.000.000 [m<sup>2</sup>]. Esta superficie equivale a un total de 100.000 (Ec. 1); este valor se estima considerando una cobertura total para las 69 localidades costeras seleccionadas. El territorio nacional estaciones como número máximo de estaciones para los AOC ( $N_{AOC}$ ). Resultando el número de de estaciones propuesto para todos los AOC en 338 ( $n_{AOC}$ ).

### 6.2.2. Toma de muestra

En este ítem se considera los costos operativos para el transporte del material de muestreo y muestras de sedimentos, así como viáticos y honorarios profesionales (Tabla 6.1).

Tabla 6.1. Costos de toma de muestras.

Item	Costo unitario UF/día	AOC estudiadas	Total (UF) Programa de Monitoreo
Embarcación	6	69	414
Vehículo	3	69	207
Combustible	2	69	138
Honorarios buzo	5	69	345
Honorarios técnico muestreador	5	69	345
Transporte de material de muestreo y transporte de muestras	3	69	207
Total			1.656

UF: Unidad de Fomento

La aplicación del programa de muestreo requiere la adquisición de material de muestreo y equipos, cuyos costos se presentan a continuación (Tabla 6.2), empleando una base de cálculo de 12 unidades de muestreo, una para cada Región del país:



Tabla 6.2. Costo de materiales y equipos.

Item	Costo unitario	Total (UF)
Georreceptores satelitales (GPS)	15	180
UBM	10	120
Equipo de seguridad	10	120
Total		520

UBM: unidades básicas de muestreo

### 6.2.3. Análisis de laboratorio

Una vez realizada la toma de muestras, éstas deben ser analizadas en laboratorios adecuados para el análisis de los parámetros seleccionados como criterios de calidad. Calculándose el rango de variación del análisis de 338 muestras de sedimentos de este costo (Ver Anexo 6 del 3º Informe de Avance) entre 9.497,8 y 17.407,0 UF al año.

### 6.2.4. Procesamiento de los datos

La aplicación de la norma que se originará de este proyecto para los sedimentos marinos involucra, además de los inherentes a la toma de muestras y posterior análisis, la sistematización y análisis de la información recopilada.

El análisis de grandes volúmenes de información de carácter ambiental que poseen componentes espaciales y temporales se ve facilitada y potencializada mediante el uso de sistemas de información geográficos (SIG). Esta herramienta de análisis ya fue empleada durante la etapa de sistematización de la información disponible en bibliografía y estudios, así como de aquella generada por la campaña de levantamiento de información efectuada durante el presente proyecto. Esta experiencia permitió definir un perfil de SIG a emplear, como así también los antecedentes, software, hardware, perfil profesional y capacitación requeridos para la información que se generará de la aplicación del programa de monitoreo. Sin embargo, la implementación de un SIG para efectos análisis de la norma que se generará, requiere de una cartografía digital adecuada y de un procedimiento de muestreo compatible.

A continuación, se presenta los costos de implementación de un SIG considerando tres usuarios, considerando la misma plataforma que dispone actualmente el Servicio de Preservación del Medio Ambiente Acuático y Combate a la Contaminación (SPMAA y CC) de la DIRECTEMAR.

Tabla 6.3. Costos involucrados para el laboratorio de SIG.

Item	Costo unitario (UF)	Total (UF)
Computador	60	180
Licencia SIG	90	270
Diseño base de datos SIG	720	720
Total		1.170



El análisis mediante un SIG de los datos generados por el monitoreo, dada la naturaleza de estos programas, es automatizable. En consecuencia, el tiempo requerido para el análisis de la totalidad de la información generada puede ser realizada por un equipo tres profesionales, los que además pueden actualizar periódicamente la base de datos, lo que significaría la dedicación exclusiva de este equipo a la unidad de SIG. Por lo que el costo de operación corresponde al determinado por el organismo del Estado en que recaerá esta tarea. Considerando la designación o contratación de tres profesionales idóneos para el análisis espacio-temporal de esta información, se estima un costo cercano a las 2.250 UF.

### 6.2.5. Otros gastos

La implementación de un SIG para el análisis de los datos generados de la aplicación de un programa de vigilancia nacional para el cumplimiento de la norma de calidad secundaria para sedimentos marinos, permite minimizar los requerimientos de Horas-Hombre (HH) en el proceso de evaluación de los antecedentes, por lo que, técnicamente la declaración de calidad no significará nuevos gastos. Quedando pendiente los costos asociados a HH por parte administrativa, legal y Contraloría.

Si bien, la declaración de calidad para una AOC o sector no significará un costo para el Estado, se han identificado al menos tres opciones posibles de acción pública luego de verificar la calidad de los sedimentos:

- Decretar zona saturada/latente y elaborar plan de descontaminación/prevenición
- Elaborar norma de emisión específica para emisores puntuales del área
- Prohibir o congelar el uso de dicha AOC o sector

Los cursos de acción descritos anteriormente deben ser considerados en la evaluación económica de la norma o su anteproyecto. Dado el nivel que se alcanzará en el presente proyecto, esta estimación es altamente imprecisa y queda fuera de los alcances del proyecto.

Finalmente, la generación de un sustrato cartográfico compatible con la información que se generará a partir de la aplicación del programa de muestreo es otro costo no cuantificable por el presente proyecto.

### 6.2.6. Generación de datos para cuerpos lacustres

De acuerdo a la realidad nacional observada para la información de calidad ambiental para sedimentos lacustres, se requiere de un programa de mediano plazo, el que puede ser asimilable a un programa de monitoreo de calidad de sedimentos en lagos. Sin embargo, eventualmente, los parámetros a analizar deben considerar una mayor cobertura, esto dado principalmente a fenómenos propios y característicos de estos cuerpos hídricos.



### 6.2.7. Resumen de costos para la implementación del programa de monitoreo

En el siguiente cuadro se consolida los costos para la ejecución de una campaña de monitoreo, según las condiciones señaladas:

	Item	Total (UF)
Parte 1	Toma de muestras	1.656
	Materiales	520
	Análisis de muestras	17.400
Parte 2	Laboratorio SIG	1.170
	Análisis de datos	2.250
	Total (UF)	22.996



## Conclusiones

---

# 7

En este séptimo capítulo se dan a conocer las conclusiones que se desprenden luego de realizar el análisis de los antecedentes y resultados presentados en los 6 capítulos precedentes de este informe. Para una mayor claridad, y atendiendo a la organización de este documento, las conclusiones serán entregadas por objetivo específico.



### Primer Objetivo Específico

Recopilar información científica respecto de las características y comportamiento de los sedimentos de tipo marinos y lacustres.

Dentro del panorama nacional, en la literatura científica y técnica se aprecia un sesgo importante hacia la descripción y análisis de procesos sedimentarios marinos. La carencia de estudios especializados sobre sedimentos lacustres se refleja claramente en la ausencia de publicaciones científicas que aborden este tema. Esta situación se explica principalmente por dos motivos: (1) existe un reducido número de investigadores nacionales en el campo de la limnología que potencien esta línea de investigación y (2) los limnólogos chilenos están abocados principalmente a otros campos de investigación, centrándose principalmente en procesos y fenómenos que ocurren a nivel de la columna de agua de cuerpos lénticos tanto naturales como artificiales.

Los pocos estudios disponibles sobre sedimentos lacustres se encuentran dispersos y son de relativa accesibilidad, ya que se encuentran publicados en informes de circulación restringida (informes técnicos del POAL) o tienen una reducida divulgación en la comunidad científica (informes técnicos del FIP). Por otra parte, los valores de analitos medidos en sedimentos y que se encuentran consignados en estudios de impacto ambiental, auditorías ambientales e informes técnicos similares, proporcionan principalmente datos más que información con un nivel interpretativo.

Por su parte, si bien los estudios sedimentológicos sobre ambientes marinos son relativamente recientes en nuestro país (cerca de 40 años) han logrado cubrir un mayor porcentaje del territorio nacional, concentrándose principalmente en sectores geográficos en donde existen importantes asentamientos humanos costeros (Valparaíso, Coquimbo y Concepción). Más recientemente, y con una visión a largo plazo en la región austral de nuestro país, los cruceros oceanográficos de investigación patrocinados por el Comité Oceanográfico Nacional (CONA) han permitido realizar actividades científicas en zonas consideradas como remotas sólo algunas décadas atrás, incorporando de esta forma valiosos antecedentes sobre la constitución y composición de los fondos sedimentarios de bahías, canales y fiordos de la X, XI y XII regiones.

En base a los antecedentes disponibles, es posible señalar que los sedimentos marino costeros de nuestro territorio continental presentan diferencias importantes en cuanto a sus características texturales. En la zona norte de nuestro país, predominan los sedimentos gruesos compuestos principalmente por gravas y arenas, siendo la componente biógena relevante para el origen de estos sedimentos, debido a que los aportes terrígenos por descargas de ríos son de escasa representatividad dado el régimen fluvial esporádico de la zona árida que predomina en esas latitudes. Sólo en sectores puntuales y espacialmente reducidos, como son las desembocaduras de quebradas y escasos ríos, aparecen sedimentos terrígenos de granulometría más fina asociados con procesos de arrastre durante fenómenos precipitaciones episódicas en el norte de nuestro país. En la zona central y sur de nuestro territorio, la aparición de cursos de agua continuos y de mayor caudal (ríos Aconcagua, Maipo, Rapel, Mataquito, Maule, Itata, Biobío, Imperial, Toltén, Valdivia, Bueno, Maullín, Chamiza y Petrohué) aportan una carga sedimentaria terrígena importante a la plataforma continental. Por esta razón, la granulometría de los sedimentos se tornan más fina, principalmente durante la época invernal en que aumenta el aporte de sólidos en suspensión originados de los ríos de régimen pluvial. En la zona austral, los sedimentos







proviene principalmente de aportes fluviales (Ríos de la Región de los Canales) y de la acción de los glaciares sobre el basamento rocoso (morrenas). Estas condiciones propician la presencia de sedimentos inmaduros (pobremente clasificados y angulosos) y de "harinas glaciales" en las cabeceras de los fiordos.

Respecto de la vigilancia ambiental de cuerpos acuáticos, actualmente en nuestro país existe sólo una red de monitoreo de cobertura nacional (POAL Continental), que incorpora dentro de las matrices ambientales, el seguimiento de parámetros químicos de sedimentos sublitorales, tanto marinos como dulceacuícolas (lagos y río). Este programa de vigilancia ambiental se encuentra plenamente vigente y se efectúa con una frecuencia semestral, cubriendo localidades marino costeras desde Arica a Punta Arenas. Con respecto a las aguas continentales, este programa tiene incorporado tres lagos y un río (Valdivia).

En nuestro país no se ha implementado otro tipo de redes de monitoreo similares, posiblemente debido a los altos costos que implica su implementación. Además, demanda la supervisión y coordinación de una institución estatal que vele o cautele el ámbito ambiental de acción del monitoreo. Para este caso los sedimentos marinos están bajo resguardo de la DIRECTEMAR; el muestreo de sedimentos dulceacuícolas se realiza en virtud que la autoridad marítima además tiene tuición sobre los cuerpos de agua navegables por embarcaciones de más de 100 ton.

Si bien, la red de monitoreo ambiental marina tiene incorporado un número importante de cuerpos de agua a lo largo del territorio nacional, todos ellos están situados en localidades costera con un variado grado de intervención antrópicas. Ello no desmerece en absoluto esta iniciativa pionera y los esfuerzos que ha realizado DIRECTEMAR por cautelar los cuerpos de agua bajo su tutela. Por ello, es recomendable que esta red de monitoreo perdure y se proyecte en el tiempo, coordinando objetivos y sus actividades con otros Servicios del Estado de modo de optimizar los recursos humanos y materiales destinados a este programa. Por otra parte, para los sedimentos lacustres existe una clara desventaja en cuanto a la cantidad de información disponible, encontrándose además limitada sólo a tres lagos de la zona sur de nuestro país (Ranco, Villarrica y Llanquihue).



### Segundo Objetivo Específico

Recopilar resultados de las investigaciones científicas nacionales e internacionales que aportan antecedentes sobre los efectos adversos a los recursos naturales respecto de la presencia de contaminantes en sedimentos, y si hubiere información a la salud humana.

A nivel nacional, las investigaciones sobre los efectos de sedimentos contaminados se han circunscrito principalmente a la medición de metales pesados, nutrientes e hidrocarburos de petróleo en distintas localidades costeras de nuestro país. Para evaluar los efectos de los contaminantes en los sedimentos marinos, se ha recurrido al análisis de la composición, distribución y estructura comunitaria de la macroinfauna sublitoral. La mayor parte de estos estudios se han efectuado en caleta Coloso en Antofagasta (terminal marítimo de embarque de concentrados de cobre), Quintero (derrames de petróleo) y San Vicente (instalaciones portuario-pesqueras y plantas petroquímicas). El desarrollo de estudios ecotoxicológicos en sedimentos es incipiente en Chile y sólo se registran dos publicaciones sobre esta temática.

Para los sedimentos lacustres no se dispone de información en la literatura científica. Los antecedentes a este respecto se encuentran consignados en informes de distribución restringida y se asocian preferentemente con los efectos de las actividades de cultivo de especies salmonídeas sobre el ambiente. La depositación de fecas y alimento no consumido genera condiciones de enriquecimiento orgánico, que se caracterizan por la presencia de sedimentos reductores de coloración negruzca. En ambientes marinos, estos efectos se traducen en una baja composición específica y en una estructura comunitaria simple, en donde sólo las especies oportunistas son capaces de tolerar los bajos contenidos de oxígeno disuelto y altos niveles de materia orgánica presentes en los sedimentos.

En principio, los sedimentos de la zona norte de nuestro país evidencian altos contenidos metalogénicos asociados con actividades mineras. En la zona central y sur los principales efectos sobre la cubierta sedimentaria se traducen en altos niveles de nutrientes (*i.e.* enriquecimiento orgánico) y de hidrocarburos de petróleo. Los sedimentos de la zona austral de Chile serían los menos alterados del territorio y los focos de contaminación se centrarían en sectores costeros en donde existen asentamientos humanos importantes o algún tipo de actividad productiva.



### Tercer Objetivo Específico

**Analizar los antecedentes disponibles en la literatura internacional sobre Normas de Calidad de Sedimentos Marinos y Dulceacuícolas y estudiar su aplicabilidad local.**

En primer lugar, cabe señalar que si bien los autores efectuaron búsquedas extensivas sobre normativas de calidad ambiental para sedimentos en países en vías de desarrollo, no se encontraron fuentes bibliográficas disponibles sobre el particular. Esta situación refleja que en dichos países la calidad ambiental de los sedimentos marinos y lacustres no es un tema prioritario y, por otra parte, los esfuerzos realizados en los países en vías de desarrollo se han enfocado primordialmente sobre la calidad ambiental de las aguas, como un primer paso en el desarrollo de políticas ambientales destinadas a la preservación de este tipo de ambiente. En todo caso, los autores infieren que si algún país en desarrollo dispone de directrices de calidad de sedimentos, es muy posible que los valores límite hayan sido adoptados de algún país desarrollado, como Estados Unidos o Canadá.

Con respecto al análisis de los antecedentes disponibles sobre normativas extranjeras relativas a sedimentos marinos y lacustres, elaboradas por países con trayectoria en esta área (Canadá, Estados Unidos, Reino Unido, Holanda, Hong Kong, Australia, Nueva Zelandia y Suecia) y que son aplicables tanto al tema de la calidad como al de manejo de sedimentos, se desprenden las siguientes conclusiones:

- Ninguno de estos países extranjeros dispone de estándares de calidad de sedimentos, en términos que sean instrumentos aplicables obligatoriamente a nivel de nación desde un punto de vista legal. En todos los casos analizados (Estados Unidos, Canadá, Reino Unido, Hong Kong, Holanda, Suecia, Australia y Nueva Zelandia), la legislación ambiental de dichos países dispone para la regulación de los sedimentos sólo de directrices de calidad, las que debido a su naturaleza no constituyen herramientas regulatorias de carácter obligatorio o impositivo.
- Si bien en países como Estados Unidos no existen estándares a nivel federal, a nivel estatal Washington es el único estado de esta nación que dispone de estándares de calidad y de manejo de sedimentos marinos para un sector específico (Puget Sound).
- Aunque en los últimos 20 años ha existido un considerable avance científico y técnico en el desarrollo de métodos y técnicas para el análisis de sedimentos, aún no existe consenso sobre cuál es el enfoque más adecuado y qué métodos son los más apropiados para evaluar el estado de condición de este compartimento ambiental. Aún existe un continuo desarrollo de nuevas técnicas, a todo nivel dentro de la organización biológica (i.e. genética, celular, poblacional y comunitaria), las cuales se orientan preferentemente a evaluar los efectos de sedimentos contaminados sobre la componente biótica del ecosistema (vida acuática, vida silvestre y seres humanos). Debido a que este es un bullente campo de investigación y aún no existe la suficiente claridad en la comunidad científica, hoy en día la comunidad reguladora no dispone de los elementos básicos necesarios que le permitan estructurar un marco regulatorio a nivel normativo para cautelar la calidad ambiental de los sedimentos.



- Por lo anterior, la existencia de diferentes criterios; enfoques y procedimientos para evaluar la condición ambiental de los sedimentos, se refleja en una alta dispersión en los valores establecidos como límites máximos en directrices de calidad para este tipo de matriz.
- En países como Reino Unido y Holanda, se ha adoptado alguno de los enfoques de derivación de directrices propuestos por investigadores estadounidenses o canadienses, mientras que en otros como Hong Kong, Australia y Nueva Zelandia, que no disponen de bases de datos extensas sobre los efectos biológicos de la presencia de sustancias contaminantes en los sedimentos, han adoptado valores extranjeros condicionándolos a futuras modificaciones en función de la disponibilidad de mayor información.
- Aunque existe cierto acuerdo sobre que grupos químicos deben ser normados, no se aprecia de las tablas de valores de directrices un criterio común para establecer cuales sustancias son prioritarias desde esta perspectiva.



#### Cuarto Objetivo Específico

Generar nueva información de calidad de sedimentos nacionales mediante una campaña de muestreo a nivel nacional de sedimentos marinos y lacustres.

Dentro de los lineamientos del presente proyecto, se contempló el diseño y ejecución de un programa de muestreo de sedimentos orientado a la generación de nueva información sobre niveles de sustancias químicas de relevancia ambiental, considerando localidades marinas costeras y cuerpos lacustres que exhibiesen un bajo grado de intervención antrópica. Adicionalmente, el consultor también incorporó la caracterización granulométrica de sedimentos (información derivada de una campaña del POAL) y de la macroinfauna sublitoral. A continuación, se señalan las conclusiones derivadas del análisis de los resultados para las 14 localidades marinas, distribuidas desde Pisagua al Estrecho de Magallanes, y de los 6 lagos ubicados desde la Séptima a la Décimo Segunda Región. Para este efecto, las conclusiones se presentan agrupadas por congéneres químicos.

#### **Granulometría de los sedimentos a nivel nacional**

En general, la granulometría de los sedimentos de los fondos someros presentes en la zona costera de Chile está determinada en gran parte por el régimen de escurrimiento de las grandes zonas hidrográficas: endorreica, arreica y exorreica.

En atención a las características granulométricas (composición y distribución de las partículas) es posible reconocer tres grandes regiones sedimentarias: Zona Norte caracterizada por fracciones finas líticas que se encuentran mezcladas con una alta proporción de materiales calcáreos biógenos de mayor grosor; Zona Centro-Sur de mayor heterogeneidad granulométrica, en que predomina el sedimento clástico y cuya distribución depende de procesos costeros, descargas fluviales y de condiciones estacionales; y Zona Austral caracterizada por sedimentos cuya granulometría depende de los aportes fluviales y de la acción de los hielos sobre la roca madre y, que además, no se verían afectados mayormente por la componente estacional.

En principio, los sedimentos lacustres pueden ser divididos según su origen en volcánicos y propiamente terrígenos. La carencia de información al respecto se debe, principalmente, al bajo número de investigadores nacionales interesados en este campo de estudio.

Considerando que la mayor proporción de los sedimentos se compone de partículas cuya diámetro medio es menor que 0,25 mm (250  $\mu$ m); que bajo este límite granulométrico las fracciones corresponden predominantemente al tipo litogénicas y, que además los aportes de limo-arcilla a la distribución global son de baja representatividad (<3%), se recomienda analizar la fracción sedimentaria <200  $\mu$ m para fines metodológicos de análisis de sustancias químicas presentes en los sedimentos y de estandarización de los resultados.



### Metales y metaloides

Independientemente del origen de los sedimentos (marino o lacustre), todos los metales fueron detectados en el área de cobertura del estudio. La diferencia radicó en que metales como el selenio y cadmio, y en menor medida la plata y mercurio, tuvieron una representatividad espacial menor de ocurrencia en comparación con los restantes metales que fueron cuantificados (*i.e.* valores bajo el límite de detección).

Al comparar los contenidos de metales en sedimentos marinos y lacustres, en términos generales los niveles de arsénico, cobre y zinc tienden a ser mayores en la matriz sedimentaria continental. Si bien los elementos restantes presentaron contenidos similares o mayores en sedimentos marinos, metales tales como el cromo, plomo y níquel evidenciaron concentraciones mayores en determinados lagos (*i.e.* Vichuquén). Esta condición metalogénica podría estar asociada a un uso más intensivo de estos cuerpos de agua continentales.

Específicamente en los lagos, la ocurrencia de cadmio y de selenio fue marginal. En los casos que se detectó la presencia de estos elementos, los contenidos fueron ligeramente superiores a los límites de detección respectivos.

En el ambiente marino, se detectó que algunos metales tales como el arsénico, mercurio y vanadio presentan contenidos puntuales comparativamente mayores en los sedimentos de determinadas localidades costeras.

### Nutrientes

De los cuatro macronutrientes analizados, los contenidos de COT, nitrógeno y sulfuros evidencian mayores concentraciones en los sedimentos lacustres, debido a que estos cuerpos de agua, en comparación con el ambiente litoral marino, poseen una menor renovación de sus aguas, por tanto actúan como depósitos naturales de acumulación de este tipo de compuestos.

En específico, los sulfuros presentaron la menor ocurrencia espacial según se desprende de la alta incidencia de valores bajo el límite de cuantificación analítico. Los mayores contenidos de sulfuros detectados en caleta Carrera (Puerto de Hambre) y en el lago Budi se condicen con las observaciones realizadas en terreno relativas a la presencia de sedimentos reductores.

Los contenidos de fósforo total fueron similares en los sedimentos de ambos tipos de ambientes acuáticos. La mayor incidencia de contenidos bajo el límite de detección se relacionó con sedimentos lacustres.

### Compuestos órganopersistentes

En ninguna de las muestras de sedimentos analizadas, marinas o lacustres, se detectó la presencia de bifenilos policlorados a niveles analíticamente cuantificables. Por otra parte, un patrón distinto mostraron los hidrocarburos totales que fueron hallados en la mayoría de las muestras analizadas. Sin embargo,



estos resultados deben ser considerados con cautela, ya que los hidrocarburos totales son una mezcla de distintos tipo de compuestos (naturales y antropogénicos) y no una clase de sustancias químicas definidas.

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos evidenciaron el mismo patrón de ausencia en los sedimentos marinos (*i.e.* todos los contenidos bajo el límite de detección). Aunque en los sedimentos lacustres no se detectó la presencia de HAP en tres lagos (Vichuquén, Elizalde y del Toro), en los tres restantes los niveles exhibieron una variabilidad apreciable lo que podría estar indicando una fuente potencial relativamente cercana. Cabe señalar que una de las fuentes generadoras de HAP proviene de la combustión de materiales. De este modo, los incendios forestales se constituyen en un foco natural que los aporta a la atmósfera, desde donde pueden precipitar a los cuerpos acuáticos continentales.

La incidencia de pesticidas órganoclorados es comparativamente mayor en el litoral y lagos del sector centro-sur (séptima a novena región) de nuestro país. Esta situación evidencia la existencia de fuentes generadoras de estas sustancias que podrían estar asociadas a actividades silvoagropecuarias.

#### Situación global

En la mayor parte de las localidades de muestreo, los contenidos sedimentarios de metales y metaloides reflejan las condiciones basales naturales de este tipo de matriz ambiental. En casos puntuales, los mayores contenidos detectados dejan en evidencia la existencia de una fuente aportante relativamente cercana que podría estar asociada con actividades antrópicas.

De los compuestos órganopersistentes analizados, teóricamente los niveles basales de aquéllos sintetizados o fabricados por el hombre (PCB y pesticidas organoclorados) deberían tener un valor cero en los sedimentos. La alta ocurrencia de concentraciones bajo el límite de detección registradas en la campaña avala en cierto modo esta situación (*i.e.* las concentraciones reales podrían estar aún bajo este límite analítico). Por otra parte, la ocurrencia de ambos tipos de compuestos en los sedimentos de sectores claramente identificables en el territorio nacional, son indicativos de su empleo por parte de actividades humanas.

Debido a que los sectores estudiados y las estaciones de muestreo se establecieron fuera de la posible influencia de fuentes contaminantes humanas, para el caso particular del COT, sulfuros, nitrógeno y fósforo los contenidos detectados e informados responderían a los niveles basales de los sedimentos. La variabilidad espacial observada se encontraría en estrecha relación con procesos naturales ligados con la dinámica de la matriz sedimentaria.

En base a los parámetros comunitarios, la macroinfauna sublitoral presenta claramente una mayor composición y estructura comunitaria en los ambientes marinos en comparación a sus similares lacustres. Cabe señalar que en ambos casos, esta condición se sustenta sobre la base de análisis cuantitativos. Por otra parte, la aplicación análisis multivariados de ordenación permitió diferenciar claramente las comunidades macroinfaunales de fondos marinos, lacustres y aquellos marinos.



### Quinto Objetivo Específico

Proponer un sistema de clasificación de sedimentos y límites máximos permisibles para diferentes contaminantes según la calidad esperada en estos sedimentos clasificados de tipo marino y lacustre.

#### Sedimentos lacustres

Los autores consideran que con el actual nivel de información disponible sobre la condición ambiental nacional de los sedimentos lacustres, aún no es posible siquiera proponer valores o límites que propendan hacia su protección y/o manejo. La información actualmente disponible es escasa y restringida a sólo tres lagos de la zona sur de Chile.

Dada la diversidad de ambientes lacustres distribuidos a lo largo del territorio nacional, creemos que lo más idóneo es primeramente establecer una adecuada clasificación de los lagos chilenos, atendiendo a criterios como su geomorfología y dinámica, acordes con el marco geográfico en que se encuentran insertos en el territorio nacional. Si bien existen múltiples taxonomías propuestas por diversos autores extranjeros para clasificar los lagos a escala global (*i.e.* planetaria), pensamos que es necesario elaborar un sistema a escala regional en el cual estén representados elementos propios que caracterizan las condiciones de nuestro país.

Ante esta realidad, los autores estiman altamente conveniente generar dentro de un plazo prudente (5 años) la información necesaria para derivar criterios o normas que permitan regular la gestión ambiental de los sedimentos lacustres en términos de su evaluación y manejo. Si bien, actualmente se dispone de valiosa información sobre niveles basales de contaminantes para 4 cuerpos lacustres de Chile, la cobertura espacial y la cantidad de datos disponibles aún no es suficiente para establecer un marco regulatorio que se sustente sobre argumentos científicos y técnicos defendibles. Una opción alternativa aunque no recomendada, sería adoptar límites de directrices extranjeras, como por ejemplo la normativa sueca para lagos, como punto de partida dentro del ámbito regulatorio nacional. Sin embargo, creemos que este enfoque no sería el más adecuado considerando el origen, geomorfología, dinámicas e impactos antrópicos distintos que existen entre ambos sistemas lacustres. Con la implementación de valores de calidad ambiental extranjeros (boreales) para cautelar la gestión regulatoria de los sedimentos lacustres en nuestro país (australes), sin que este proceso sea validado con datos de terreno obtenidos mediante iniciativas nacionales, se corre el riesgo de subproteger o sobreproteger este tipo de recurso natural.

En este sentido, consideramos que los esfuerzos que se están realizando para implementar el Reglamento Ambiental para la Acuicultura (RAMA) mediante la elaboración de una Resolución Acompañante, que actualmente se encuentra en proceso de consulta técnica, constituye una acción concreta tendiente a disminuir esta brecha en la carencia de información. Por lo demás, la acuicultura es una de las principales actividades desarrolladas en los lagos que tiene efectos sobre la condición ambiental de los sedimentos. Si bien las aguas de los sistemas lacustres también son utilizadas para actividades deportivas, turísticas, de transporte, agrícolas, forestales y ganaderas, se desconoce su efecto real sobre la calidad de los sedimentos. Es importante también señalar que, a su vez, la calidad de las aguas depende de los niveles de sustancias contaminantes presentes en los sedimentos, ya que éstos actúan como un reservorio natural que bajo determinadas circunstancias pueden liberarlas a la columna de agua alterando sus propiedades físicas y químicas.





### Sedimentos marinos

Dado que con el nivel de información disponible actualmente sobre características granulométricas y químicas de los fondos marinos no consolidados, los autores del presente proyecto proponen los siguientes límites para la Directriz de Calidad de Sedimentos marinos:

GRUPO	PARAMETRO	Unidad	DCS	
			Límite Inferior	Límite Superior
Metales y metaloides	Aluminio (Al)	%	1,7	NP
	Arsénico (As)	ppm	16,6	34,5
	Cadmio (Cd)	ppm	1,0	6,0
	Cobre (Cu)	ppm	22,7	200,0
	Cromo (Cr)	ppm	27,2	80,0
	Mercurio (Hg)	ppm	0,8	1,5
	Níquel (Ni)	ppm	22,7	60,0
	Plata (Ag)	ppm	1,3	NP
	Plomo (Pb)	ppm	31,8	200,0
	Selenio (Se)	ppm	0,7	NP
	Vanadio (Va)	ppm	83,2	NP
	Zinc (Zn)	ppm	70,7	350,0
Nutrientes	Fósforo total (P tot)	%	0,2	1,0
	Nitrógeno total (N tot)	%	0,1	NP
	Carbono Orgánico Total (COT)	--	NP	NP
Compuestos Orgánicos Persistentes (COP)	Hidrocarburos Totales (HT)	ppm	4,0	300,0
	Hidrocarburos Aromáticos Totales (HAP)	ppm	0,3	NP
	Bifenilos Policlorados (PCB)	--	NP	NP
	Pesticidas Organoclorados (POCI)	--	NP	NP

NP: no propuesta por falta de información

Otro punto importante se refiere al Programa de Vigilancia Nacional propuesto para el cumplimiento de la norma secundaria de calidad de sedimentos. A este respecto, se concluye lo siguiente:

- La incorporación de bioindicadores, como el aquí propuesto (macrofauna), son una herramienta fundamental para evaluar los efectos sobre la vida acuática debido a la presencia niveles de contaminantes en la matriz sedimentaria.
- La adopción de un Programa de Vigilancia ambiental de esta magnitud, requiere imperiosamente la aplicación de sistemas de información geográfico para la administración de las bases de datos que se generen con la ejecución de cada campaña de monitoreo.



### Sexto Objetivo Específico

Estimar los costos y beneficios que tendría implementar este tipo de normativa en nuestro país.

Del análisis técnico y económico efectuado para la implementación de esta normativa, se desprenden las siguientes conclusiones y recomendaciones:

- Considerando que la ejecución de este Programa significa coordinar una serie de instancias a nivel nacional, se recomienda efectuar un programa de monitoreo a nivel piloto, a objeto de evaluar su operatividad y calidad de los resultados antes de adoptarlo a una escala espacial mayor.
- Dado que un Programa de Vigilancia Nacional de esta envergadura requiere provisiones importantes para su ejecución, se sugiere una incorporación secuencial de las distintas AOC, según un programa priorizado acorde a las necesidades de fiscalización del Estado.
- Con objeto de optimizar los recursos destinados al monitoreo del cumplimiento de la norma de calidad secundaria, se recomienda que el Estado coordine las instancias necesarias para efectuar este programa de vigilancia en forma conjunta con otras iniciativas, actualmente en desarrollo o por implementar, que velan por la calidad ambiental de los recursos naturales del país.
- Una alternativa viable para reducir los costos de administración de la información generada, es recurrir a un servicio externo para estos fines o, alternativamente, implementar un departamento al interior de un Servicio que maneje información georreferenciada, no sólo para este tipo de programas de vigilancia sino también para otras de redes de monitoreo de calidad ambiental o iniciativas similares.



## Referencias Bibliográficas

- Adams, WJ.; RA. Kimerle and JW. Barnett Jr. 1992. Sediment quality and aquatic life assessment. Environ. Sci. Technol., 26: 1863-76
- Ahumada, R. 1992. Patrones de distribución espacial de Cr, Ni, Cu, Zn, Cd y Pb, en sedimentos superficiales de bahía San Vicente, Chile. Rev. Biol. Mar. 27(2):265-282.
- Ahumada, R. 1995. Programa de vigilancia del contenido de metales traza (As, Cd, Cu, Hg, Mo, Pb, Se y Zn) en los sedimentos marinos de Caleta Coloso. Ciencia y Tecnología del Mar, CONA Número Especial: 89-100.
- Ahumada, R. 1996. Contenido de carbono total, carbono inorgánico, nitrógeno orgánico y fósforo total, en los sedimentos de los fiordos de Campos de Hielo Sur. Ciencia y Tecnología del Mar, CONA, 19: 123-132.
- Ahumada, R. 1998. Metales traza (Ba, Cd, Co, Cr, Cu Ni, Pb, V y Zn) en los sedimentos del seno Aysén: Línea Base y alteraciones ambientales. Ciencia y Tecnología del Mar, CONA, 21: 75-88.
- Ahumada, R. y S. Contreras. 1999. Contenidos de metales traza (Ba, Cd, Co, Cr, Cu Ni, Pb, Sr, V y Zn) en los sedimentos de los fiordos y canales adyacentes a Campos de Hielo Sur. Ciencia y Tecnología del Mar, CONA, 22: 47-58.
- Ahumada, R., S. Hernández y A. Rudolph. 1981. Procesos químicos probables asociados a las diagénesis de los sedimentos de la bahía de Concepción. Resumen Jornadas de Ciencias del Mar, Chile
- Ahumada, R.; R. Morales, A Rudolph y P. Matrai. 1984. Efectos del afloramiento costero en la diagenesis temprana de los sedimentos de la bahía de Concepción, Chile. Bol. Soc. Biol. Concepción, 55: 136-146.
- Alarcón, E. 1990. Sedimentos calcáreos y macrofauna asociada en bahía La Herradura de Guayacán, Coquimbo. Tesis para optar al grado de Licenciado en Ciencias del Mar, título profesional Biólogo Marino. Facultad de Ciencias del Mar. Depto. de Biología Marina. Univ. Católica del Norte, Sede Coquimbo. 105 p.
- Alarcón, E. y M Navea. 1992. Estudio sobre el recurso de machas (*Mesodesma donacium*) en la IV Región. Universidad Católica del Norte -- SERPLAC, IV Región. Informe Final. SERPLAC. IV Región, Coquimbo. 120 p.
- Alsen, J. 1979. Descripción oceanográfica de la bahía La Herradura de Guayacán. Serie Oceanografía e Ingeniería. Publ. Ocasional Centro de Investigaciones Submarinas. Universidad del Norte, Coquimbo, 1: 1-66.
- Allen, HE. 1993. The significance of trace metal speciation for water, sediment and soil criteria and standards. Science of the Total Environment Supplement, 23-45.
- Aller, R. 1988. Benthic fauna and biogeochemical processes in marine sediment: the role of burrow structure environments. T.H. Blackburn & J. Sorensen (Eds.). John Wiley & Sons Ltd., New York. pp. 301-338.
- Aller, RC. 1982. The effects of macrobenthos on chemical properties of marine sediments and overlying water. pp. 53-102. // Animal-sediments relations. McCall, P. L. and M. J. S. Tevez (Eds.). Plenum, New York.



- Alvial, A. y J.L. Orellana (Eds.). 1996. La zona costera en Chile. Presente y Futuro. Actas Primer Seminario Internacional. Fundación Chile. 319 p.
- Andrade, H. 1986a. Estudio de comunidades de fondos blandos sublitorales de Valparaíso. Programa de investigación, vigilancia y control de la contaminación marina por hidrocarburos de petróleo en el Pacífico Sudeste y su efecto en las comunidades y ecosistemas marinos (CPPS/PNUMA). Informe de Avance N° 2, Instituto de Oceanología, Universidad de Valparaíso:41-66.
- Andrade, H. 1986b. Evaluación del Impacto Ecológico sobre playas, fondos marinos y comunidades bentónicas de la bahía de Quintero después del derrame de petróleo producido por ENAMI, en la bahía de Quintero el día 14 de noviembre de 1986. Informe Final. Doc. IOUV/27 de enero de 1987. 69 p.
- Andrade, H. 1987a. Estudio cuali y cuantitativo de comunidades bentónicas. Informe de técnico de proyecto de investigación. Dirección de Investigación Científica y Tecnológica, Universidad de Valparaíso, 81 p.
- Andrade, H. 1987b. Evolución del Impacto Ecológico sobre playas, fondos marinos y comunidades bentónicas de la bahía de Quintero después del derrame de petróleo producido por ENAMI, en la bahía de Quintero el día 14 de Noviembre de 1986. Informe Final, 69 p.
- Andrade, H. y F. Alcázar. 1986. Efecto de dos derrames de hidrocarburos de petróleo en la bahía de Quintero, Chile. Seminario sobre Investigación y Vigilancia de la Contaminación Marina en el Pacífico Sudeste, Cali, Colombia. 77 p.
- Andrade, H. y S. Gutiérrez. 1988. Estudio ecológico sobre comunidades macroinfaunales del sector norte de la bahía de Valparaíso como "línea base" ante posibles efectos de impacto ambiental. Programa de Investigación, vigilancia y control de la contaminación marina por hidrocarburos de petróleo en el Pacífico Sudeste y su efecto en las comunidades y ecosistemas marinos (CPPS/PNUMA). *in* Informe de Avance N° 3, Instituto de Oceanología, Universidad de Valparaíso: 157-182.
- Andrade, H., S. Gutiérrez y A. Salinas. 1986. Efectos del vertimiento de desechos orgánicos no tratados sobre la macroinfauna bentónica de un sector de la bahía de Valparaíso. Ciencia y Tecnología del Mar, CONA, 10: 21-50.
- Ankley, GT. and MK Schubauer-Berigan. 1995. Background and overview of current sediment toxicity identification evaluation procedures. Journal of Aquatic Ecosystem Health, 4: 133-149.
- ANZECC (Australia and New Zealand Environment and Conservation Council).1996. Environmental assessment of the sea disposal of dredged and excavated material. Draft guidelines. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council, Canberra, Australia.
- ANZECC and ARMCANZ. (Australia and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand). 1999. Australian and New Zealand guidelines for fresh marine water quality, Environment Australia, 284 p.
- Auerlich, RJ., RK Ringer and S. Iwamoto. 1973. Reproductive failure and mortality in mink fed on Great Lakes fish. J. Reprod. Fertil. Suppl., 19: 365.
- Barrick, RC., DS. Becker, LB. Brown, H. Beller and R. Pastorok. 1988. Sediment quality values refinement: 1988 update and evaluation of Puget Sound AET. Volume 1. Final report. Prepared for Tetra Tech, Inc., Bellevue, WA and the US. Environmental Protection Agency, Seattle, WA. PTI Environmental Services, Bellevue, WA.
- Baudo, R. and H. Muntau. 1990 Lesser known in place pollutants and diffuse source problems. *in* Sediments: Chemistry and toxicity of in-place pollutants, Chap 1. Baudo, J. Giesy and H. Muntau (eds.). Lewis Publisher, Chelsea, MI.
- Baumann PC., WD. Smith and WK. Parland. 1987. Tumor frequencies and contaminant concentrations in brown bullheads from an industrialized river and a recreational lake. Trans. Amer. Fish.- Soc., 116: 79-80.
- Berner, R. 1980. Early diagenesis: a theoretical approach. Princeton University Press. 240 p.
- Berrios, M. y J. Olivares. 1996. Caracterización granulométrica y contenido de carbono orgánico de los sedimentos marinos superficiales, en el sistema de bahías de la IV Región. Coquimbo. Ciencia y Tecnología del Mar, CONA, 19: 47-56.



- Berrios, M. J Olivares y A Pacheco. 1989. Estudio de repoblamiento de recursos bentónicos, área piloto IV Región. Subproyecto Sedimentología. CORFO-IFOP. AP 89/3b. pp. 367-393.
- Berrios, M., A. Pacheco, J. Olivares E. Fonk. 1992. Dinámica de sedimentos en una pradera de *Gracilaria chilensis* en Bahía La Herradura de Guayacán. Ciencia y Tecnología del Mar, CONA, 15: 31-42.
- Bittel, R. 1973. Etude du comportement des métaux lourds en milieu marin en vue de l'évaluation de la capacité limite d'acceptation des écosystèmes océaniques pour la pollution chimique. Rev. Intern. Oceanogr. Méd., 30: 3-37.
- Bloom, H and GM Ayling. 1977. Heavy metals in the Derwent Estuary. Environ. Geol. 2: 3-22.
- Blus, LJ. 1995. Organochlorine pesticides. // Handbook of Ecotoxicology. Hoffmann DJ.; BA. Rattner, GA. Burton Jr. and J. Cairns Jr. (eds.). Lewis Publishers, Boca Raton.
- Boehm, PD; DS Page, ES Gilfillan, WA Stubblefield and EJ Harner. 1995. Shoreline ecology program for Prince William Sound, Alaska, following the Exxon Valdez oil spill. Part 2. Chemistry and toxicology. // Exxon Valdez oil spill: fate and effects in Alaskan waters. pp. 347-397. Wells, PG; JN Butler and JS Hughes (eds.). ASTM, Philadelphia.
- Boesch, DF and NN Rabalais (eds.). 1987. Long-term environmental effects of offshore oil and gas development. Elsevier Science, New York.
- Bolton, SH, RJ. Breteler, BW. Bigon, JA. Scanlon and SL. Clark. 1985. National perspective on sediment quality. Prepared for the USEPA, Washington DC, 194 p.
- Bonert, C. y R. Estrada. 1999. Identificación y cuantificación de hidrocarburos clorados en sedimentos entre el canal Baker y canal Señoret. Ciencia y Tecnología del Mar, CONA, 22: 75-80.
- Bonert, C. 1997. Identificación y cuantificación de hidrocarburos clorados en sedimentos entre Seno Reloncaví y Golfo Elefantes. Ciencia y Tecnología del Mar, CONA, 20: 195-199.
- Borgmann, U. and M. Munawar. 1989. A new standardized sediment bioassay protocol using the amphipod *Hyalella azteca* (Saussure). Hydrobiologia 188/189: 425-431.
- Bosque, B. y M. Zamora. 1990. Evaluación de la bahía de Quintero con indicadores de calidad ambiental. Tesis para optar al título de Químico Farmacéutico, U. de Valparaíso. 91 p.
- Bravo, A. 1984. Distribución de la macrofauna submareal en los fondos blandos de la bahía Queule y estuario del río Queule. Medio Ambiente 7(1): 37-46.
- Bray, J. and J. Curtis. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. Ecol. Monogr., 27: 325-349.
- Bryan, GW and WJ Langston. 1992. Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. Environmental Pollution, 76: 89.
- Buchman, MF. 1999. NOAA Screening Quick References Tables, NOAA HAZMAT Report 99-1, Seattle WA, Coastal Protection and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration, 12 p.
- Buckler, DR and DE Tillitt. 1996. Biochemical and physiological indicators of contaminant stress in aquatic organisms of large river systems. pp. 162-174. // Problems of aquatic toxicology, biotesting and water quality management. Proceedings of USA-Russia Symposium. EPA-600-R-96-090.
- Burton GA., BL. Stemmer, KL. Winks, PE. Ross and LC. Burnett. 1989. A multitrophic level evaluation of sediment toxicity in Waukegan and Indiana harbors. Environ. Toxicol. Chem. 8:1057-1066.



- Campbell, PC., AG. Lewis, PM. Chapman, AA. Crowder, WK. Fletcher, B. Imber, SM. Luoma, PM. Stokes and M. Winfrey. 1988. Biologically available metals in sediments. National Research Council of Canada Report N° 27694, Ottawa.
- Campos, H. 1994. Evaluación de la carga de fósforo y nitrógeno en el lago Villarrica. Dirección General de Aguas y Universidad Austral de Chile. Informe Final, 194 p.
- Campos, H. 1995. Determinación de la capacidad de carga (stock explotable) y balance de fósforo y nitrógeno en el lago Rupanco, X Región. Fondo de Investigación Pesquera (Subsecretaría de Pesca) y Universidad Austral de Chile. Informe Final, 346 p.
- Candfield, TI, NE Kemble, WG Brumbaugh, FJ Dwyer CG. Ingersoll, and FJ Fairchild. 1994. Use of benthic invertebrate community structure and the sediments quality triad to evaluate metal-contaminated sediments in the Upperr Clark Fork River, Montana. Environ. Toxicol. Chem. 13:1999-2012.
- Campusano, C. 1979. Ecología general de la macha en la bahía de Coquimbo. In: Estructura de la comunidad y ecología poblacional de la macha (*Mesodesma donacium*) en la bahía de Coquimbo. U. de Chile – SERPLAC, IV Región. Campusano, C. y J. Cepeda (eds.) 156 p.
- Capuzzo, JM; WV Burt, IW Duedall, PK Park and DR Kester. 1985. The impact of waste disposal in nearshore environments. *In*: Wastes in the Ocean. Vol. 6. Nearshore waste disposal. Ketchum, BH; JM Capuzzo, WV Burt, IW Duedall, PK Park and DR Kester (eds.). John Wiley & Sons, New York.
- Carrasco, F. 1997. Sublittoral macrobenthic fauna off Punta Coloso, Antofagasta, Northern Chile: high persistence of the polychaete assemblage. Bulletin of Marine Science 60(2):443-459.
- Carrasco, F. 1998. Macrobentos marino y vigilancia ambiental: el sublitoral de fondos blandos de punta Coloso. pp. 245-275. *In*: Minería del cobre, ecología y ambiente costero. Arcos, D. (ed.). Chile.
- Carrasco, F. y VA Gallardo. 1983. Abundance and distribution of the macrobenthic infauna of the Gulf of Arauco, Chile. Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie 68(6): 825-838.
- Carrasco, F. y Gallardo, V. 1995. La macroinfauna del sublitoral arenoso del Golfo de Arauco, Chile: alta afinidad faunal del conjunto bentónico asociado. Gayana Oceanol. 3(2): 53-73.
- Carrasco, F. y W. Carvajal. 1995. Enriquecimiento orgánico de los sedimentos y el tamaño de los organismos macrobentónicos de la bahía de San Vicente, Chile Central. Gayana Oceanol., 3(2): 89-98.
- Carrera, M., V. Rodríguez, R. Ahumada y P. Valenta. 1993. Metales trazas en la columna de agua y sedimentos blandos en bahía de Concepción, Chile. Determinación mediante voltametría de redisolución. Rev. Biol. Mar. 28(1) : 151-163.
- Castilla, JC. 1983. Environmental impact in sandy beaches of copper mine tailings at Chañaral, Chile. Marine Pollution Bulletin, 14(12): 459-463.
- Castilla, JC and E. Nealler. 1978. Marine environmental impact due to mining activities of El Salvador copper mine, Chile. Marine Pollution Bulletin, 9: 67-70.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 1991. Appendix IX. A protocol for the derivation of water quality guidelines for the protection of aquatic life (April 1991). *In*: Canadian water quality guidelines, Canadian Council of Resource and Environment Ministers. 1987. Prepared by the Task Force on Water Quality Guidelines [Actualizado y reimpresso con revisiones menores y cambios editoriales en las directrices de calidad ambiental canadienses, Capitulo 4, Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999, Winnipeg].
- CCME. 1995. Protocol for the derivation of Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. CCME EPC-98E. Prepared by Environment Canada, Guidelines Division, Technical Secretariat of the CCME Task Group on Water Quality Guidelines, Ottawa [Reimpresso en las Directrices de Calidad Ambiental Canadienses, Capitulo 6, CCME, 1999, Winnipeg].
- CCME. 1999. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. In: Canadian Environmental Quality Guidelines. Chapter 6. Winnipeg.



- CCREM (Canadian Council of Resorce and Environment Ministers). 1987. Canadian water quality guidelines. Prepared by the Task Force on Water Quality Guidelines.
- Cisternas, M; O. Retamal, A. Araneda y R. Urrutia. 1997. Presencia de materia orgánica en los sedimentos superficiales de 5 lagos costeros de la VIII Región. pp. 92-93. // Resúmenes del XVII Congreso de Ciencias del Mar, Santiago.
- Clark, RB. 1992. Marine Pollution. Clarendon Press, Oxford.
- Clarke, FW. 1924. Data of geochemistry. US Geol. Survey Bull. 770.
- Clarke, KR. and RM Warwick. 1994 Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environment Research Council, UK. 144 p.
- Clasing, E. 1976. Fluctuaciones anuales de la meiofauna en la marisma de Chinquihue (Puerto Montt, Chile). Studies on Neotropical Fauna and Environment, 11:179-198.
- Climate Change. 1995. The science of climate change. Houghton, J.T.; Meira Filho, L.G., Callander, B.A., Harris, N., Kattenberg, A. and Maskell, K. (Eds.). Contribution of working Group II for IPCC. Cambrige University Press. 572 p.
- Cole, S; ID.Codling; W. Parr; and T. Zabel. 1999. Guidelines for managing water quality impacts within UK European marine sites. UK Marine SACs Project. 499 p
- Collier, TK. and U. Varanasi. 1991. Hepatic activities of xenobiotic metabolizing enzymes and biliary levels of xenobiotics in english sole (*Parophrys vetulus*) exposed to environmental contaminants. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 20: 462.
- Comité Oceanográfico Nacional (CONA). 1995. Informe de Crucero de Investigación Científica Marina a los fiordos y canales adyacentes a Campos de Hielo Sur.
- CONAMA y Gobierno de Flandes. 2000. Guía para la caracterización de la calidad de los sedimentos y para la elección de métodos de saneamiento o eliminación. Cooperación entre el Gobierno de Flandes y el Gobierno de Chile .
- Contreras, R. 1998. Determinación y dinámica de metales pesados en sedimentos del sistema estuarial Valdivia. Tesis para optar al título de Biólogo Marino. Facultad de Ciencias, Univ. Austral de Chile. 44 p.
- Corredor, JE; JM Morell and CE del Castillo. 1990. Persistence of spilled crude oil in tropical intertidal environment. Marine Pollution Bulletin, 21: 385.
- Corvalán, L y C. Gándara. 1983. Sedimentos submarinos superficiales: presentación, descripción y distribución en el sector comprendido entre los 18 y 60 grados de latitud Sur y los 70 y 120 grados de longitud Oeste. Memoria para optar al grado de Licenciado en Geografía y título de Geógrafo. Universidad Católica de Valparaíso. 253 p.
- Crane, JL. 1996. Carcinogenic human health risks associated with consuming contaminated fish from five Great Lakes Areas of Concern. Journal of Great Lakes Research, 22: 653-668.
- Crompton, TR. 1997. Toxicants in the aqueous ecosystem. John Wiley & Sons. 382 p.
- Cubbage, J.; D. Batts and S. Briedenbach. 1997. Creation and analysis of freshwater sediment quality values in Washington State. Environmental Investigations and Laboratory Services Program, Washington Department of Ecology, Olympia.
- Chameides, W.L. and E.M. Perdue. 1997. Biogeochemical Cycles. A computer-interactive study of earth system science and global. Oxford University Press. 224 p.



- Chapman, P. 1986. Sediment quality criteria from the sediment quality triad: an example. *Environ. Toxicol. Chem.*, 5: 957.
- Chapman, P. 1989. Current approaches to developing sediment quality criteria. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 8: 589-599.
- Chapman, P. 1990. The Sediment Quality Triad approach to determining pollution-induced degradation. *The Science of the Total Environment*, 97/98: 815-825.
- Chapman, P. 1996a. A test of sediment effects concentrations: DDT and PCB in the Southern California Bight. *Environ. Toxicol. Chem.*, 15: 1197.
- Chapman, P. 1996b. Presentation and interpretation of Sediment Quality Triad data. *Ecotoxicology*, 5:327-339.
- Chapman, P. 2000. Why are we still emphasizing chemical screening-level numbers?. *Marine Pollution Bulletin*, 40(6): 465-466.
- Chapman, P. and P.J. Allard. 1996. Hong Kong sediment quality values and decision-making. Presentation to Aquatic Toxicity Workshop, Calgary, October.
- Chapman, P., R.N. Dexter and E.R. Long. 1987. Synoptic measures of sediment contamination, toxicity, and infaunal community composition (the sediment quality triad) in San Francisco Bay. *Marine Ecology Progress Series* 37: 75-96.
- Chapman, P., P.J. Allard and G.A. Vigers. 1999. Development of sediment quality values for Hong Kong Special Administrative Region: A possible model for other jurisdictions. *Marine Pollution Bulletin* 38(3):161-169.
- Chapman, P.M. and F. Wang. 2000. Issues in ecological risk assessment of inorganic metals and metalloids. *Human and Ecological Risk Assessment*, 6(6): 965-988.
- Chapman, P.P., E.A. Power and G.A. Burton. 1991. Integrative assessments in aquatic ecosystems. pp. 313-340. *In*: Contaminated sediment toxicity assessment. G.A. Burton Jr. (ed.). Lewis Publishers.
- Chapman, P., E.A. Power, R.N. Dexter and H.B. Andersen. 1991. Evaluation of effects associated with an oil platform, using the sediment quality triad. *Environ. Toxicol. Chem.*, 10: 407-424.
- Chapman, P., A. Arthur, M. Paine and L. Taylor. 1993. Sediment studies provide key information on the need to treat sewage discharged to sea by a major canadian city. *Water. Sci. Technol.*, 28: 255.
- Chapman, P.; F. Wang; C. Janssen; G. Persoone and H.E. Allen. 1998. Ecotoxicology of metals in aquatic sediments: binding and release, bioavailability, risk assessment and remediation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 55: 2221-2243.
- Chapman, P., B. Anderson, S. Carr, V. Engle, R. Green, J. Hameedi, M. Harmon, P. Haverland, J. Hyland, C. Ingersoll, E. Long, J. Rodgers, M. Salazar, P.K. Sibley, P.J. Smith, R.C. Swartz, B. Thompson, and H. Windom. 1997. General guidelines for using the sediment quality triad. *Marine Pollution Bulletin*, 34: 368-372.
- Chester, R. 1990. *Marine geochemistry*. Unwin Hyman Ltd. 698 p.
- Davis, J.D., S. MacKnight, IMO Staff and others. 1990. Environmental considerations for port and harbor developments. Transport and the Environment Series. World Bank Technical Paper, 126: 83 p + annex.
- De Groot, A.J. 1972. Occurrence and behaviour of heavy metals in river deltas, with special reference to the rivers Rhine and Ems. In: North Sea Science. Goldberg 8ed.). MIT Press, 20 p.
- De Groot A.J; W Salomons and E Allersma. 1974. Processes affecting heavy metals in estuarine sediments. pp. 131-157. *In*: Unpubl. Report. Inst. Sol. Fertility. Haren





De Laune, RD; RP Gambrell, JH pardue and WH Jr.Patrick. 1990. Fate of petroleum hydrocarbons and toxic organics in Louisiana coastal environments. *Estuaries*, 13:72.

De Vidts, V. 1998. Distribución de materia orgánica, carbono total, carbono orgánico, carbono inorgánico, nitrógeno orgánico y fósforo total en los sedimentos superficiales de la zona comprendida entre Golfo de Penas y Estrecho de Magallanes. Tesis para optar al grado de Licenciado en Biología Marina y al Título de Biólogo Marino. Universidad de Valparaíso.

DIRECTEMAR (Dirección General del Territorio Marítimo y de Marina Mercante). Gestión Ambiental. Folleto Divulgativo. Servicio de Preservación del Medio Ambiente Acuático.

DiToro, DM., CS. Zarba, DJ. Hansen, WJ. Berry, RC. Swartz, CE. Cowan, SP. Pavlou, HE. Allen, NA. Thomas and PR. Paquin. 1991. Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environ. Toxicol. Chem.*, 19: 1541-1583.

Dyer, K. 1994. Estuarine sediment transport and deposition. *In*: Sediment transport and depositional processes. pp. 193-218. K. Pye (ed.). Blackwell Scientific Publications. 397 p.

EC and MENVIQ (Environment Canada and Ministère de l'Environnement du Quebec). 1992. Interim criteria for quality assessment of St. Lawrence River sediment. Environment Canada, Ottawa.

Ecology (Washington State Department of Ecology). 1995a. Sediment management standards. Chapter 173-204 WAC. Washington, 66 p.

Ecology. 1995b. Sediment sampling and analysis plan. Appendix. Guidance on the developmnt of sediment sampling and analysis plans meeting the requirements of the sediment management standards (Chapter 173-204 WAC). Prepared by PTI Environmental Services. Draft . 85 p.

Eisler, R. 1987. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Hazards to Fish, Wildlife and Invertebrates: A synoptic review. Biological Report 85. US Fish and Wildlife Service, Washington.

Engstrom, L. and RL. Steens. 1999. H-Sense Abstract: CATS IV Meeting Antwerpen 1999 submitted manuscript. Goteborg, Sweden.

ESA (Ecological Society of America). 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorous and nitrogen. *Issues in Ecology*, 3: 12 p.

Evteev, S. 1964. Geological work of glaciers of East Antarctic. *Glaciology*, IX Section of IGY Program. Nº 12, Nauka, Moscow, 119 p.

Fariás, L. y M. Salamanca. 1990. Distribución vertical de sulfato, cloruro y amonio en el agua intersticial de sedimentos de bahía de Concepción, Chile. *Ciencia y Tecnología del Mar*, CONA, 14: 33-44.

Fernández, M.; E. Jaramillo; P. Marquet, C. Moreno, S. Navarrete. FP. Ojeda; C. Valdovinos and J. Vásquez. 2000. Diversity, dynamics and biogeography of chilean benthic nearshore ecosystems: an overview and guidelines for conservation. *Rev. Chil. Hist. Nat.*, 73 (4). Versión online.

FIP (Fondo de Investigación Pesquera). 1999a. Determinación de la capacidad de carga y balance de fósforo y nitrógeno de los lagos Riesco, Los Palos y laguna escondida (lago Los Palos). Informe Final Proyecto FIP. Instituto de Zoología, Universidad Austral de Chile.

FIP (Fondo de Investigación Pesquera). 1999b. Determinación de la capacidad de carga y balance de fósforo y nitrógeno de los lagos Chapo, Yelcho, Popetán y Laguna San Antonio, en la X Región. Informe Final Proyecto FIP 97/40. Instituto de Oceanología, Universidad de Valparaíso, 14/99. 616 p.

Fischer, HB; EJ List, RC Koh, J Imberger and NH Brooks. 1979. Mixing in inland and coastal waters. Academic Press, London, 483 p.

Folk, RL. 1980. Petrology of sedimentary rocks. Hemphill Publishing Company, Texas. 182 p.

Folk, RL and WC Ward. -1957. Measures for describing size of sediments whose size frequency curves are non-normal. *Journal of Sedimentary Petrology*, 27(1): 3-26.



- Förstner, U and SR Patchineelam. 1980. Chemical associations of heavy metals in polluted sediments from the lower Rhine river. *Am. Chem. Soc. Adv. Chem. Ser.*, 189: 177-193.
- Förstner, U and GT Wittmann. 1979. *Metal pollution in the aquatic environment*. Springer-Verlag, Berlin, 486 p.
- Fowler, SW. 1990. Critical review of selected heavy metal and chlorinated hydrocarbon concentrations in the marine environment. *Marine Environmental Research*, 29: 1
- Friedman, GM. and JE. Sanders. 1978. *Principles of Sedimentology*. Wiley. New York. 792 p.
- Fukuda, MK and W Lick. 1980. The entrainment of cohesive sediments in fresh waters. *J. Geophys. Res.*, 85: 2813-2824.
- Gardner, GR and PP Yevich. 1988. Comparative histopathological effects of chemically contaminated sediment on marine organisms. *Marine Environmental Research*, 24: 311-316.
- Gibbs, RJ. 1973. Mechanisms of trace metal transport in rivers. *Science*, 180: 71-73.
- Giles, GT. and OH. Pilkey . 1965. Atlantic beach and dune sediments of the Southern United States. *Journal of Sedimentary Petrology*, 35(4): 900-910.
- GIPME (Global Investigation of Pollution in the Marine Environment). 2000. *Guidance on assessment of sediment quality*. IOC-UNEP-IMO, London. 19 p.
- Glemarec, M and E Hussenot. 1981. Definition d'une succession ecologique en milieu meuble anormalement enrichi en matieres organique a la suite de la catastrophe de l'Amoco Cadiz. pp. 499-525. *//: Amoco Cadiz: consequences d'une pollution accidentales par les hydrocarbures; fates and effects of the oil spill*. Centre National pour l'Exploitation des Oceans, Paris.
- Goudie, A.S., 1981. *Geomorphological Techniques*, London, George Allen & Unwin.
- Graff, G. 1992. Benthic-pelagic coupling. A benthic view. *Oceanogr. Mar. Bio. Annu. Rev.*, 30:149-190.
- Gray, JS. 1981. *The ecology of marine sediments*. Cambridge University Press, Cambridge. 185 p.
- Gray, JS. 1982. Effects of pollutants on marine ecosystems. *Netherlands Journal of Sea Research*, 16: 424-443.
- Grissinger, EH and LL McDowell. 1970. Sediment in relation to water quality. *Water Resources Bull.*, 6(1): 7-14.
- Guzzella, L. and A. De Paolis. 1994. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of the Adriatic Sea.. *Mar. Pollut. Bull.*, 28: 159.
- Hakanson, L. 1977. The influence of wind, fetch and water depth on the distribution of sediments in Lake Vanern, Sweden. *Can. J. Earth Sci.*, 14: 397-412.
- Hakanson, L. 1982. Bottom dynamics in lakes. pp. 1-22. In : *Sediment/freshwater interaction*. Sly, PG (ed.). Junk, La Hague.
- Hakanson, L and M. Jansson. 1983. *Principles of Lake Sedimentology*. Springer-Verlag. Berlin. 316 p.
- Hawker, DW. 1990. Bioaccumulation of metallic substances and organometallic compounds. *//: Bioaccumulation of xenobiotic compounds*. Connell, DW (ed.). CRC Press, Boca Raton.
- Heath, AG. 1987. *Water pollution and fish physiology*. CRC Press, Boca Raton.



- Hellou, J.; IF Payne, C. Upshall, LL Fancey and C. Hamilton. 1994. Bioaccumulation of aromatic hydrocarbons from sediments: a dose-response study with flounder (*Pseudopleuronectes americanus*). Arch. Environ. Contam. Toxicol., 27: 477.
- Hjulström, F. 1935. Studies on the morphological activity of rivers as illustrated by the River Fyris. Bull. Geol. Inst. Uppsala, 25: 221-527.
- Hoffmann, W. 1978. Distribución del Hg como contaminante en el agua, sedimentos y organismos del estero Lengua y áreas adyacentes en la Bahía San Vicente. Tesis para optar al título de Biólogo Marino. Universidad de Concepción.
- Holme, N. and A. McIntyre. 1971. Methods for the study of marine benthos. Blackwell Scientific Publications. Handbook 16. Oxford and Edinburg.
- Hutchinson, G. and H. Löffler. 1956. The thermal classification of lakes. Proc. Nat. Acad. Sci., 42: 84-86.
- Ingersoll, CG., PS. Haverland, EL. Brunson, TJ. Canfield, FJ. Dwyer, CE. Henke, NE. Kemble, DR. Mount and RG. Foxl. 1996. Calculation and evaluation of sediment effect concentrations for the amphipod *Hyalella azteca* and the midge *Chironomus riparius*. J. Great Lakes Res., 22: 602-623.
- Ingersoll, CG.; T. Dillon and RG. Biddinger. 1997. Methodological uncertainty in sediment ecological risk assessment. In: Ecological risk assessments of contaminated sediment. SETAC Press, Pensacola, 389 p.
- Ingersoll CG.; D. MacDonald; N. Wang, JL. Crane; LJ. Field; PS. Haverland; NE. Kemble; RA. Lindskoog; C. Severn and DE. Smorong. 2000. Prediction of sediment toxicity using consensus-based freshwater sediment quality guidelines. EPA 905/R-00/007. USEPA GLNPO, Chicago.
- Jaramillo, E.; S Mulsow, M Pino and H Figueroa. 1984. Subtidal benthic macroinfauna in an estuary of south of Chile: distribution pattern in relation to sediment types. PSZN Marine Ecology, 5: 119-133.
- Jaramillo, E; S Mulsow and R. Navarro. 1985. Intertidal and subtidal macroinfauna in the Queule river estuary, south of Chile. Revista Chilena de Historia Natural, 58: 127-137.
- Jenne EA, DM Di Toro, HE Allen and CS Zarba. 1986. An activity-based model for developing sediment criteria for metals: Part 1. A new approach. Proceedings of the International Conference on Chemicals in the Environment, Lisbon, 560-568.
- Johnson, TC. 1980. Sediment redistribution by waves in lakes, reservoirs and embayments. Proc. Symp. Surface Water Impoundments, ASCE. Minnesota. Paper N° 7-9, pp. 107-1317
- Jouanneau, JM. 1990. Evaluation des pollutions métalliques dans les sédiments. Oceanis, Vol. 16 Fasc. 4: 277-286.
- Judge, CW. 1970. Heavy minerals in beach and stream sediments as indicators of shore processes between Monterey and Los Angeles, California. TM-33, Coastal Engineering Research Center. US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- Kennish, MJ. 1992. Ecology of estuaries: anthropogenic effects. CRC Press, Boca Raton.
- Kennish, MJ. 1993. Practical handbook of marine and estuarine pollution. CRC Press, Boca Raton. 524 p.
- Kennish, MJ. 1994. Pollution in estuaries and coastal marine waters. J. Coastal Res., Special Issue 12: Coastal Hazards.
- Kersten, M and U Förstner. 1989. Speciation of trace elements in sediments. In Trace element especiation, analytical methods and problems, ed. GE Batley, CRC Press, Boca Traton, 245-318.
- Kharkhar, DP; KK; Turekian and KK Bertine. 1968 Stream supply of dissolved silver, molibdenum, antimony, selenium, chromium, cobalt, rubidium and cesium to the oceans. Geochim. Cosmo. Acta, 32: 285-298.
- Klamer HIC and L Fomsgaard. 1993. Geographical distribution of chlorinated biphenyls (CBs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface sediments from the Humber Plume, North Sea. Marine Pollution Bulletin, 26: 201.



- Klump, J. V. and C. S. Martens. 1983. Benthic nitrogen regeneration. // Nitrogen in the marine environment. Carpenter, C. and D.G. Capone (Eds.). Academic Press Inc. pp: 411-457.
- Kohnke, H. 1968. Soil physics. McGraw-Hill, New York. 224 p.
- Krumbein, WC. 1939. Application of the photo-electric cell to the study of pebble size and shape. Proc. 6th Pacific Science Congress, pp. 769-777.
- Krumbein, WC. and LL Sloss. 1963. Stratigraphy and Sedimentation. Ch. 4. Properties of Sedimentary Rocks. pp. 93-149. WH Freeman and Company.
- Kruskal, J.B. 1964. Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. Psychometrika, 29: 1-27.
- Kubiak, TJ, HJ Harris, LM Smith, TR Schwartz, DL Stalling, JA Trick, L. Sileo, DE Docherty, and TC Erdman. 1989. Microcontaminants and reproductive impairment of the Fosters's tern on Green Bay, Lake Michigan. 1983. Arch. Environ. Contam. Toxicol. ,18: 706-727.
- Kuenen, PH. 1941. Geochemical calculations concerning the total mass of sediments in the earth. Am. J. Sci., 239: 161-190.
- Kulm, E. 1981. Nazca plate: crustal formation and andean convergence. Memoirs, 154 p.
- Landis, WG, and MH Yu. 1995. Introduction to environmental toxicology: Impacts of chemicals upon ecological systems. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Larrain, A., E. Soto and A. Bay-Schmith. 1998. Assessment of sediments toxicity in San Vicente Bay, Central Chile, using the amphipod *Ampelisca araucana*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 61: 363-369.
- Lecaros, O; M. Quilodrán y MS Astorga. 1991. Determinación de hidrocarburos parafínicos derivados del petróleo del B/T Cabo Pilar en el Estrecho de Magallanes. Memorias del primer seminario internacional sobre investigación y vigilancia de la contaminación marina en el Pacífico Sudeste. CPPS.
- Lee, RF and DS Page. 1997. Petroleum hydrocarbons and their effects in subtidal regions after major oil spills. Marine Pollution Bulletin, 34(11): 928-940.
- Leong, LS. and PA. Tanner. 1999. Comparison of methods for determination of organic carbon in marine sediment. Marine Pollution Bulletin, 38(10): 875-879.
- Levinton, JS. 1982. Marine Ecology. Prentice Hall Inc. Englewood Cliffs, New Jersey. 526 p.
- Lewis, DW. 1984. Practical Sedimentology. Hutchinson Ross Publishing Company, Pennsylvania. 229 p.
- Lisitzin, A. 1974. Sedimentation and geochemical considerations. Institute of Oceanology, URSS Academy of Sciences, Moscow.
- Long, ER. and P. Chapman. 1985 A sediment quality triad: measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition in Puget Sound. Mar. Poll. Bull., 16: 405-415.
- Long, ER. and LG. Morgan. 1990. The potential for biological effects of sediment-sorbed contaminants tested in the National Status and Trends Program. NOAA Technical Mem., NOS OMA 52, 289 p. Seattle, Washington.
- Long, ER. and D. MacDonald. 1998. Recommended uses of empirically-derived sediment quality guidelines for marine and estuarine ecosystems. Human Ecol. Risk. Assess., 4: 1019-1039.
- Long, ER., DD. MacDonald, SL. Smith and ED. Calder. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. Environment Management, 19: 8197.



- Luoma, S.N. 1990. Processes affecting metal concentration in estuarine and coastal marine sediments. Furness, R.W and P. S. Rainbow (Eds.). *In: Heavy metals in the marine environment*. CRC Press. 256 p.
- Luoma, SN and JA Davis. 1983. Requeriments for modelling trace metals partitioning in oxidised estuarine sediments. *Marine Chemistry* 12, 159-181.
- Lyman, W.J., A.E. Glazer, J.H. Ong, and S.F. Coonns. 1987. An overview of sediments quality in the United State. Prepared for U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards, Washington, DC.
- MacDonald, DD. 1994. Approach to the assessment of sediment quality in Florida coastal waters. Volume 1. Development and evaluation of sediment quality assessment guidelines. Report prepared for Florida Department of Environmental Protection, Tallahassee, FL.
- MacDonald, D. 1991. Status and trends in concentrations of selected contaminants in Boston Harbor sediments and biota. NOAA Technical Memorandum. NOS OMA 56. Washington.
- MacDonald, D. 1994. Approach to the assessment of sediment quality in Florida coastal waters. Volume 1. Development and evaluation of sediment quality assessment guidelines. Volume 2. Application of the sediment quality assessment guidelines. Florida. Department of Environmental Protection, Office of Water Policy. Prepared by MacDonald Environmental Sciences Ltd. 126 + 52 p.
- MacDonald, D. and M. Macfarlane. 1999. Criteria for managing contaminated sediment in British Columbia. Prepared pursuant to Section 26(1) of the Waste Management Act. Bristish Columbia, Ministry of Environment, Lands and Parks, Canada, 34 p.
- MacDonald, D., ML. Brydges and ML. Haines. 1992. Development of an integrated approach to the assessment of sediment quality in Florida. MacDonald Environmental Sciences Limited. Report for Florida Coastal Management Program, Florida Department of Environmental Regulation.
- MacDonald, D, CG. Ingersoll and TA. Berger. 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 39:20-31.
- MacDonald, D., S.L. Smith, M.P. Wong, and P. Mudroch. 1992. The development of Canadian marine environmental quality guidelines. Ecosystem Sciences and Evaluation Directorate. Conservation and Protection. Environment Canada. Ottawa, Ontario. 50 pp. + app.
- MacDonald, D.; BL Charlisch; ML Haines and K Bridges. 1994. Approach to the assessment of sediment quality in Florida coastal waters. Volume 3. Supporting documentation: biological effects database for sediments. Report prepared for Florida Department of Environmental Protection, Tallahassee, FL.
- MacDonald, D., R.S. Carr, F.D. Calder, E.R. Long, and C.G. Ingersoll. 1996. Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters. *Ecotoxicology*, 5: 253-278.
- MacDonald, D.; LM. DiPinto; J. Field; CG. Ingersoll; ER Long; RC Swartz. 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment effect concentrations for polychlorinated biphenyls. *Environ Toxicol. Chem.*, 19(5): 1403-1413.
- MAFF (Ministry of Agriculture, Fisheries and Food). 1994. Sixth Report of the Group Co-ordinating Sea Disposal Monitoring. Marine Pollution Monitoring Management Group, United Kingdom. *Aquatic Environment Monitoring Report*, 43: 45 p.
- Manahan, S. E. 2000. *Environmental Chemistry*. Seventh edition. CRC Press. 898 p.
- Manno, M. 1991. Toxicology and risk assessment of pesticides. In: *Chemistry, agriculture and the environment*. Richardson, ML (ed.). The Royal Society of Chemistry, Cambridge.
- Martin, JM. 1971. Contribution à l'étude des apports terrigènes d'oligo-elements stables et radioactifs à l'océan. Thèse Doct. ès Sciences, Paris. 155 p.



- Martin JM and M Meybeck. 1979. Elemental mass-balance of material carried by world major rivers. *Mar. Chemistry*, 7(2): 173-206.
- Maturana, J. 1997. Distribución de materia orgánica, carbono total, carbono orgánico, carbono inorgánico, nitrógeno orgánico y fósforo total en los sedimentos superficiales de la zona de canales australes entre Puerto Montt y Laguna San Rafael. Tesis para optar al título de Oceanógrafo. Universidad Católica de Valparaíso.
- McCall, PL and JB Fischer. 1980. Effects of tubificid oligochaetes on physical and chemical properties of Lake Erie sediments. pp. 253-317. *In: Aquatic oligochaete biology*. Brinkhurst, RO and DG Cook (eds.). Plenum Press, New York.
- McElroy, AE.; JW. Farrington and JM Teal. 1989. Bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. *In: Metabolism of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment*. Varanassi, U (Ed.). CRC Press, Boca Raton.
- MDEP (Massachusetts Department of Environmental Protection). 1997. Fish mercury distribution in Massachusetts lakes. Final Report. Office of Research and Standards, Wall Experiment Station and Office of Watersheds Management. 41 p.
- Mearns, AJ.; M. Matta; G. Shigenaka; D. MacDonald; M. Buchman; H. Harris; J. Golas and G. Lauenstein. 1991. Contaminant trends in the Southern California Bight: inventory and assessment. NOAA Technical Memorandum NOS ORCA 62, Washington.
- Miethe, S. 1997. Riesgos y emergencias ambientales. Contaminación por metales pesados: el caso de la bahía de Chañaral, Chile. *In: Gestión de sistemas oceanográficos del Pacífico Oriental*, pp.417-425.
- Milliman, J. and R. Meade. 1983. World wide delivery of river sediment to the oceans. *J. Geol.*, 91: 1-21.
- Molina Cruz, A. 1975. Paleooceanografía del Pacífico Sureste subtropical durante el Cuaternario: un estudio de radiolario, ópalo y cuarzo contenido en los sedimentos del océano profundo. Tesis para optar al grado de Master en Ciencias.
- Montagna, PA; JE Bauer, J Toal, D Hardin and RB Spies. 1987. Temporal variability and the relationship between benthic meiofaunal and microbial populations of a natural coastal petroleum seep. *Journal of Marine Research*, 45: 761-789.
- Morel, F. 1983. Principles of aquatic chemistry. Wiley Interscience. 446 p.
- Moreno, P. 1998. Comunidades macrozoobentónicas de fondos sublitorales blandos del área norte de la Bahía de Valparaíso. Tesis para optar al grado de Licenciado en Biología Marina y Título de Biólogo Marino. Universidad de Valparaíso. 171 p.
- Mudroch A, JM Azcue and P Mudroch. 1997. Manual of physico-chemical analysis of aquatic sediments Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Müller, G. and U Förstner. 1968a. Sedimenttransport im Mündungsgebiet des Alpenrheins. *Geol Rundsch*, 58: 229-259.
- Müller, G. and U Förstner. 1968b. General relationship between suspended sediment concentration and water discharge in the Alpenrhein and some other rivers. *Nature*, 217: 244-245.
- Muslow, S y M. Pino. 1981. Patrones sedimentológicos en un estuario del sur de Chile, Queule (IX Región). Resumen Jornadas de Ciencias del Mar, Chile.
- Neff, JM.; DJ. Bean; BW Cornaby; RM. Vaga; TC. Gulbransen and JA. Scanlon. 1986. Sediment quality criteria methodology validation: calculation of screening level concentrations from field data. Batelle Washington Environmental Program Office for US EPA. 60 p.
- Neff, JM., BW. Cornaby, RM. Vaga, TC. Gulbransen, JA. Scanlon and DJ. Bean. 1988. An evaluation of the Screening Level Concentration Approach for validation of sediment quality criteria for freshwater and saltwater ecosystems. *In: Aquatic toxicology and hazard assessment: Volume 10*. ASTM STP 971. Adams, WJ, GA. Chapman and WG. Landis (eds.). American Society for Testing and Materials. Philadelphia, p. 115.



- Nelson, P. Concentración de metales pesados en el complejo estuarial valdiviano. Tesis para optar al título de Biólogo Marino. Facultad de Ciencias, Univ. Austral de Chile. 52 p.
- Nipper, MG. 1998. The development and application of sediment bioassays with regulatory purposes. *In*: Wells, PG, Lee, K, and Blaise, C (Eds). *Microscale aquatic toxicology - advances, techniques and practice*. pp. 631-643. CRC Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA.
- Norrman, JO and LK Königsson. 1972. The sediment distribution in lake Vättern and some analyses of cores from its southern basin. *Geol. Fören Stockholm Förh.*, 94: 489-513.
- NYSDEC (New York State Department of Environmental Conservation). 1994. Technical guidance for screening contaminated sediments. Prepared by the Division of Fish and Wildlife and the Division of Marine Resources. New York., 36 p.
- O'Connor, TP and JF Paul. 2000. Misfit between sediment toxicity and chemistry. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 59-64.
- Oakley SM, PO Nelson and KJ Williamson. 1981. Model of trace metal partitioning in marine sediments. *Environmental Science and Technology* 5, 474-480.
- OCRM/CPD (Office of Ocean & Coastal Resource Management/Coastal Programs Division). 2000. National coastal program dredging policies. An analysis of state, territory, and commonwealth policies related to dredging and dredged material management. Volume I and II. Coastal Management Program Policy Series. Technical Series 00-02. National Oceanic and Atmospheric Administration.
- Ogawa, Y. 1988. Part II. Beach change and coastal sediment transport. *In*: Nearshore dynamics and coastal processes. Theory, measurement and predictive models. pp. 133-171. Horikawa, K (ed.). University of Tokyo Press.
- Olivares, J. 1987. Comparación entre las bahías de Tongoy y Guanqueros, en relación a las condiciones hidrográficas y distribución de sedimentos. *Investigaciones Marinas*, 15: 7-23.
- OMOE (Ontario Ministry of the Environment). 1987. Development of sediment quality objectives. Phase I. Options. Prepared by Beak Consultants Ltd.
- OMOE. 1988. Development of sediment quality objectives. Phase II. Guideline development. Prepared by Beak Consultants Ltd.
- Orellana, JL. 1985. Fluctuaciones temporales de la malacofauna de fondos sublitorales blandos en el área de Valparaíso. Tesis para optar al grado de Licenciado en Biología. Universidad de Valparaíso, Facultad de Medicina, Licenciatura en Biología. 133 p.
- Oslo Commission. 1991. Oslo Commission guidelines for the management of dredged material. Oslo Commission Report of 3rd Meeting. The Hague, June 10-12.
- Oslo and Paris Commissions. 1993. Guidelines for the management of dredged material. Annex 2. Report to LC Scientific Group, 17th Meeting, July 18-22.
- Oyarzún, C., F. Carrasco and V. Gallardo. 1987. Some characteristics of macrobenthic fauna from the organic-enriched sediments at Talcahuano, Chile. *Cah. Biol. Mar.*, 28: 429-446.
- Page, DS; JC Foster, PM Fickett and GS Gilfillan. 1989. Long-term weathering of Amoco Cadiz oil in soft intertidal sediments. *In*: Proceedings of the 1989 Oil Spill Conference. Publ. 4479, American Petroleum Institute, Washington.
- Paine, MD; PM. Chapman; PJ. Allard; MH. Murdoch and D. Minifie. 1996. Limited bioavailability of sediment PAH near an aluminum smelter: contamination does not equal effects. *Envir. Toxic. Chem.*, 15: 2003-20018.
- Papoulias, DM and DR Buckler. 1996. Mutagenicity of Great Lakes sediments. *J. Great Lakes Res.*, 22(3): 591-601.



- Paredes, M. 1998. Determinación de metales pesados en dos especies de bivalvos del estuario de Valdivia y la bahía de Corral (X Región) mediante análisis electrotermico. Tesis para optar al título de Biólogo Marino. Facultad de Ciencias, Univ. Austral de Chile. 48 p.
- Pavéz C. 1990. Características sedimentológicas y estructura comunitaria de la pequeña macroinfauna en un banco submareal de bivalvos en el estuario del río Queule (centro-sur de Chile). Tesis para optar al grado de Licenciado en Biología Marina. Universidad Austral de Chile.
- Pavlou, SP. 1987. The use of the equilibrium partitioning approach in determining safe levels of contaminants in marine sediments. *In: Fate and effects of sediment-bound chemicals in aquatic systems*. Dickson, KL., AW. Maki and WA. Brungs (eds.). Pergamon Press, New York.
- Pereira, WE; FD Hostettler, JR Cashman and RS Nishioka. 1994. Occurrence and distribution of organochlorine compounds in sediment and livers of striped bass (*Morone saxatilis*) from the San Francisco Bay-delta estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 28: 434.
- Persaud, D., R. Jaagumagi and A. Hayton. 1993. Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario. Ontario Ministry of the Environment, Water Resources Branch, Toronto.
- Peterson SM and GE Batley. 1993. The fate of pesticides in Australian rivers. *Chemistry in Australia*, 44: 395-397.
- Pettijohn, FI. 1957. *Sedimentary Rocks*. Harper and Brothers. New York.
- Pettijohn, FI. 1963. *Rocas sedimentarias*. Editorial Universitaria de Buenos Aires, Argentina. 656 p.
- Pharo, CH and EC Carmack. 1979. Sedimentation processes in a short residence-time intermontane lake, Kamloops Lake, British Columbia. *Sedimentology*, 26: 523-541.
- Pielou, E. 1976. *Population and community ecology. Principles and methods*. Gordon and Brech Science Publishers, New York, 424 p.
- Pino M y S Mulsow. 1983. Distribución de facies granulométricas en el estuario del río Queule, IX Región: un análisis de componentes principales. *Rev. Geol. Chile*, 18: 77-85.
- Pino M; T Busquets and R Brummer. 1999. Temporal and spatial variability in the sediments of a tidal flat, Queule river estuary, central-south Chile. *Rev. Geol. Chile*, 26: 187-204.
- Pizarro, J.; MA Rubio, I Vila y X. Castillo. 2001. Resultados preliminares de un estudio de especiación selectiva de metales en sedimentos del embalse Rapel. *In: Resúmenes del Taller Internacional de Eutrofización*. Comité Nacional de Limnología, Universidad de Chile.
- Power, EA and PM Chapman. 1995. Assessing sediment quality. pp. 1-16. *In: Sediment toxicity assessment*. Burton, GA. (ed.). Lewis Publishers, Boca Raton.
- Powers, MC. 1953. A new roundness scale for sedimentary particles. *J. Sediment. Petrol.*, 23: 117-119.
- PTI Environmental Services. 1988. Briefing report to the EPA Science Advisory Board: the apparent effects threshold approach. Report prepared for the USEPA, Region 10, Seattle, WA. PTI Environmental Services, Bellevue, Washington.
- Pye, K. 1994. Properties of sediment particles. *In: Sediment transport and depositional processes*. pp. 1-24. K. Pye (ed.). Blackwell Scientific Publications. 397 p.
- Rainbow, PS. 1993. The significance of trace metal concentrations in marine invertebrates. *In: Ecotoxicology of metals in invertebrates*. Dallinger, R and PS Rainbow (eds.). Lewis Publishers, Boca Raton.
- Ramorino, L. 1968. Pelecypoda del fondo de la Bahía de Valparaíso. *Rev. Biol. Mar.* 13(3):175-186.





- Ramorino, L. y A.M. Muñiz. 1970. Estudio cuantitativo general sobre la fauna del fondo de la bahía de Mejillones. *Rev. Biol. Mar.*, Valparaíso. 14(2): 79-93.
- Rearson, T.H. and R. Rosenberg. 1978. Macroenthos succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol., Ann. Rev.*, 16: 229-311.
- Reyes, E. 1967. Carta batitológica de Valparaíso. *Rev. Biol. Mar.*, 3(13): 59-69.
- Rhoads, DC; KL Tenore and M Browne. 1975. The role of resuspended bottom mud in nutriente cycles of shallow embayments. pp. 563-579. *In: Estuarine Research. Vol. 1. Cronin, LE (ed.). Academic Press, New York.*
- Rhoads, E.; JY Yingst and WJ Ullman. 1978. Seafloor stability in central Long Island Sound: Part I. Temporal changes in erodibility of fine-grained sediment. pp. 221-244. *In: Estuarine interactions. Wiley, ML (ed.). Academic Press, New York.*
- Rice, CP and P O'Keefe. 1995. Sources, pathways and effects of PCBs, dioxins and dibenzofurans. *In: Handbook of ecotoxicology. Hoffman, BA Rattner, GA Burton Jr and J Cairns Jr (eds.). Lewis Publishers, Boca Raton.*
- Riley, JP and R. Chester. 1989. Introducción a la química marina. AGT Editor, México, 459 p.
- Ritter, DF. 1986. Process geomorphology. Second Ed. Wm. C. Brown, Dubuque.
- Russell, RD and RE Taylor. 1937. Roundness and shape of Mississippi River sands. *J. Geol.*, 45: 225-267.
- Ryding, SO and H Borg. (1973). Sedimentkemiska studier I Lilla Ullevijärden. *Natl. Swed. Environ. Prot. Board, NLU. Rap. 58, Uppsala, 77 p.*
- Safe, S. 1989. Polyhalogenated aromatics: uptake, disposition and metabolism. *In: Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, bidenzodioxins and related products. Kimbrough, RD and AA Jensen (eds.). Elsevier, 2nd ed. Amsterdam.*
- Salamanca, F. 1995. Mecanismos de transporte de sedimentos costeros. Tesis para optar al grado de Licenciado en Biología Marina. Universidad Austral de Chile. 41 p.
- Salamanca, M. y A. Camaño. 1994. Historia de la contaminación por metales en traza en dos áreas costeras del norte y centro-sur de Chile. *Gayana Oceanol.* 21(2): 31-48.
- Salomons, W., N.M. de Rooij, H. Kerdijk, and J. Bril. 1987. Sediments as a source for contaminants? *Hydrobiologia* 149:13-30.
- Schlesinger, W. H. 1997. Biogeochemistry: an analysis of Global Change. Second edition. Academic Press. 588 p.
- Schnurrenberger, D. J Russell and K. Kelts. 2000. Suggestion for lake sediments core classification. 6 p.
- Schubel, JR. 1972. Distribution and transportation of suspended sediment in Upper Chesapeake Bay. pp. 151-168. *In: Environmental Framework of Coastal Plain Estuaries. Nelson, BW (ed.). Geol. Soc. America, Mem 133.*
- Seibold, E and WH Berger. 1982. The sea floor. An introduction to marine geology. Springer-Berlin. 288 p.
- Senten, JR. 1989. Pollution of Harbour Sediments by Heavy Metals. *Ocean and Shoreline Management*, 12: 463-475.
- SEPA (Scottish Environment Protection Agency). 1999. Initial dilution and mixing zones for discharges from coastal and estuarine outfalls. Scottish Environment Protection Agency Policy Nº28. Version 1. September, 1998.
- SEPA. 2000. Fish farming manual. Regulation and monitoring of marine cage fish farming in Scotland – a procedures manual. Scottish Environment Protection Agency. Annex A, Standards, 14 p.



- Shannon, C. and W. Weaver. 1949. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana.
- Shepard, R.N. 1962. The analysis of proximities: multidimensional scaling with an unknown distance function. *Psychometrika*, 27: 125-140.
- Silva, N., J. Maturana, J. Sepúlveda y R. Ahumada. 1998. Materia orgánica, C y N, su distribución y estequiometría, en sedimentos superficiales de la región norte de los fiordos y canales australes de Chile (Crucero Cimar – Fiordo I). *Ciencia y Tecnología del Mar. CONA* 21. p. 49-74.
- Sly, P.G. 1978. Sedimentary processes in lakes. pp. 65-89. *In: Lakes: chemistry, geology, physics*. Lerman, A (ed.). Springer, Berlin.
- Sly, P. 1994. Sedimentary processes in lakes. *In: Sediment transport and depositional processes*. pp. 157-191. K. Pye (ed.). Blackwell Scientific Publications, 397 p.
- Smith, AG. 1991. Chlorinated hydrocarbon insecticides. *In: Handbook of pesticide toxicology*. Vol. 3. Hayes, WJ Jr. and ER Laws Jr.(eds.). Academic Press, San Diego.
- Smith, SL., DD. MacDonald, KA. Keenleyside, CG. Ingersoll and J. Field. 1996a. A preliminary evaluation of sediment quality assessment values for freshwater ecosystems. *J. Great Lakes Res.*, 22: 624-638.
- Smith, SL., DD. MacDonald,, KA. Keenleyside and CL. Gaudet. 1996b. The development and implementation of Canadian Sediment Quality Guidelines. *In: Development and Progress in Sediment Quality Assessment: Rationales, Challenges, Techniques and Strategies*. Munawar, M. and G. Dave (eds.). SPB Academic Publishing, Amsterdam, 233 p.
- Southerland, E., M. Kravitz, and T. Wall. 1992. Management framework for contaminated sediments (the U.S. EPA sediment management strategy). *In: Sediment Toxicity Assessment*. G.A. Burton, Jr. (Ed.). Lewis publishers. Chelsea, Michigan. pp. 341-370.
- Steichen, DJ; SJ Holbrook and CW Osenberg. 1996. Distribution and abundance of benthic and demersal macrofauna within a natural hydrocarbon seep. *Marine Ecology Progress Series*, 138: 71-82.
- Stortelder, PB., MA. van der Gaag and LA. van der Kooij. 1989. Kansen voor waterorganismen. Institute for Inland Water Management and Wastewater Treatment, Lelystad, The Netherlands.
- Stuardo, J., M. Soto, H. Andrade y R. Aguilar. Características granulométricas y componentes bioquímicos de los sedimentos de tres estaciones submareales de Valparaíso. *Rev. Biol. Mar.* 17(2): 171-196.
- Stuardo, J., MA Soto y H Andrade. 1980a. Aspectos hidrológicos y sedimentológicos en relación a asociaciones macrobentónicas en la bahía de Valparaíso, 1978-1980. *Archivos de Biología y Medicina Experimental* 13(1):113.
- Stuardo, J., MA Soto, R Aguilar y JC Torres. 1980b. Componentes bioquímicos y valores calóricos en sedimentos e invertebrados en fondos de la bahía de Valparaíso. *Archivos de Biología y Medicina Experimental* 13(1): 113.
- Stum, W. and J.J. Morgan. 1996. *Aquatic Chemistry*. Third edition. Wiley Interscience. 1022 p.
- Swartz, RC. 1999. Consensus sediment quality guidelines for PAH mixtures. *Environ. Toxicol. Chem.*, 18: 780-787.
- Swartz, RC., DW. Schults, TH. DeWitt, GR. Ditsworth and JO. Lamberson. 1990. Toxicity of fluoranthene in sediment to marine amphipods: a test of the equilibrium partitioning approach to sediment quality criteria. *Environ. Toxicol. Chem.*, 9: 1071-1080.
- Terwindt, JH. 1977. Deposition, transportation and erosion of mud. pp. 19-24. *In: Interactions between sediments and freshwaters*. Golterman, HL (ed.) Junk, The Hague.
- Tessier, A, PG Campbell, JC Auclair and M Bisson. 1984. Relationships between the partitioning of trace metals in sediments and their accumulation in the tissues of the freshwater mollusc *Elliptio complanata* in a mining area. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 41: 1463-1472.



- Thorhaug, A. 1992. Oil spills in the tropics and subtropics. *In*: Pollution in Tropical Aquatic Systems. Connell, DW and DW Hawker (eds.). CRC Press, Boca Ratón.
- Thurman, H.V. 1984. Introductory Oceanography. Bell and Howell Company, 4th edition. 503 p.
- Turekian, K.K. 1977. The fate of metals in the oceans. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 41: 1139-1144.
- Turekian, KK; RC Harris and DG Johnson. 1967. The variations of Si, Cl, Na, Sr, Ba, Co and Ag in the Neuse river, North Carolina. *Limnol. Oceanogr.*, 12(4): 702-705.
- Turner, A. 1984. Zonación y estratificación de la macroinfauna intermareal del estuario del río Queule (IX Región, Chile). *Medio Ambiente* 7(1): 29-36.
- Udden, JA. 1898. Mechanical composition of wind deposits. *Augustana Library Publications*, 1.
- Udden, JA. 1914. Mechanical composition of clastic sediments. *Bull. Geol. Soc. Amer.* 25: 655-774.
- Universidad de Concepción. 1985. Plan de acción para la protección del medio marino y áreas costeras del Pacífico Sudeste. PNUMA/CPPS. "Programa de vigilancia de contaminantes de Bahía Concepción, VIII Región, Chile. 76 p.
- USACE (United States Army Corps of Engineers). 1998. Coastal Engineering Manual. Part III. Department of the Army. EC 1110-2-292.
- USDA (United States Department of Agriculture). 1996. National handbook of water quality monitoring. Part 600. National water quality handbook. Natural Resources Conservation Service.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1990. Contaminated sediments. Relevant statutes and EPA program activities. Sediment Oversight Technical Committee (WH-553). EPA 506/6-90/003. 139 p.
- USEPA. 1992. Sediment classification methods compendium. EPA 823-R-92-006. Office of Water. Washington, District of Columbia. 222 p.
- USEPA. 1992a. Proceedings of EPA's contaminated sediment management strategy forums. Chicago, IL, April 21-22; Washington, DC, May 27-28 and June 16, 1992. EPA 823-R-92-007.
- USEPA. 1993a. Sediment quality criteria for the protection of benthic organisms: endrin. EPA 822-R-93-016. Office of Water. Washington, District of Columbia.
- USEPA. 1993b. Sediment quality criteria for the protection of benthic organisms: fluoranthene. EPA 822-R-93-012. Office of Water. Washington, District of Columbia.
- USEPA. 1993c. Sediment quality criteria for the protection of benthic organisms: acenaphthene. EPA 822-R-93-013. Office of Water. Washington, District of Columbia.
- USEPA. 1993d. Sediment quality criteria for the protection of benthic organisms: phenantrene. EPA 822-R-93-014. Office of Water. Washington, District of Columbia.
- USEPA. 1993e. Sediment quality criteria for the protection of benthic organisms: dieldrin. EPA 822-R-93-015. Office of Water. Washington, District of Columbia.
- USEPA. 1994. ARCS Assessment Guidance Document (on line). Assessment and Remediation of Contaminated Sediments. EPA-905-B94-002. 211 p.
- USEPA. 1994a. Deposition of air pollutants to the great waters. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Air Quality, Research Triangle Park, NC.



- USEPA. 1996. Calculation and evaluation of sediment effect concentrations for the amphipod *Hyalella azteca* and the midge *Chironomus riparius*. EPA 905-R96-008, Great Lakes National Program Office, Region V, Chicago, IL.
- USEPA. 1997a. The incidence and severity of sediment contamination in surface waters of the United States. Vol. 1: National Sediment Quality Survey. EPA-823-R-97, Office of Science and Technology, Washington DC.
- USEPA. 1997b. Field operations manual for lakes. Environmental Monitoring and Assessment Program (EMAP). Surface waters. EPA-620-R-97-001.
- USEPA. 1998. Lake and reservoir bioassessment and biocriteria. Technical guidance document. Office of Water, EPA-841-B-98-007.
- US EPA. 1999. National Recommended Water Quality Criteria – Correction. EPA 822-Z-99-0001. Washington DC.
- USEPA *online*. 1999. Major environmental laws. Dirección y enlaces en Internet: [www.epa.gov/region5/defs/](http://www.epa.gov/region5/defs/).
- Valenzuela, E. y E. Reyes. 1979. Petrología sedimentaria del litoral y la plataforma continental de Valparaíso, V Región. Actas del 2º Congreso Geológico Chileno. p. 201-222.
- Valenzuela, E. y H. Vergara. 1979. Sedimentación reciente en la plataforma submarina de Valparaíso, V Región. Rev. Biol. Mar. 17(1): 149-169.
- Valenzuela, E. 1982a. Sedimentología aplicada a la evaluación de bancos de ostiones en bahías Tongoy y Guanaqueros, IV Región. Segundo Congreso Geológico Chileno. p. 89-113.
- Valenzuela, E. 1982b. Sedimentología aplicada a la evaluación de bancos de almejas de bahía Ancud, X Región. Segundo Congreso Geológico Chileno. p. 69-88.
- Valenzuela, E. y J. Alfén. 1979. Sedimentología reciente en bahía Herradura IV Región, Coquimbo. Segundo Congreso Geológico Chileno. p. 189-200.
- Valle, J; C Viviani, J Alfén, M Berríos, A Pacheco, J Olivares y E Alarcón. 1980. Estudio de disposición final de aguas servidas de La Serena y Coquimbo. ICC Ingenieros Civiles Consultores – CIS. Centro de Investigaciones Submarinas. Universidad del Norte. Dames & Moore. Informe Final. SERPLAC, IV región, 137 p.
- Van Der Kooij, LA, D. Van De Meent, CJ. Van Leeuwen and WA. Bruggeman. 1991. Deriving quality criteria for water and sediment from the results of aquatic toxicity tests and product standards: application of the equilibrium partitioning method. Water research, 25: 697-705.
- Van der Weiden, ME., JHM. de Bruijn and CJ. Leeuwen. 1994. Environmental quality objectives in the Netherlands. Risk Assessment and Environmental Quality Division, Directorate for Chemicals, External Safety and Radiation Protection, Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, The Hague.
- Van Veld, P.A., Westbrook, B.R. Woodin, R.C. Hale, C.L. Smith, R.J. Hugget, and J.J. Stwrgan. 1990 Induced cytochrome P-450 in intestine and liver of spot from a polycyclic aromatic contaminated environment. Aquat. Toxicol., 17:119-132.
- Vangheluwe, ML; CR Janssen and PA Van Sprang. 1999. Ecotoxicity test: an intrinsic part of future sediment quality evaluations. pp. 341-349. In: Proceedings of the 4th Conference on Characterisation and Treatment of Sediments. De Schutter, G (ed.). Antwerp.
- Vergara, H. 1991. Manual de laboratorio para sedimentología. Instituto de Oceanología, Universidad de Valparaíso. 44 p.
- Vergara, H. y E. Valenzuela. 1979. Sedimentación reciente en playas de Valparaíso, V Región. Rev. Biol. Mar. 17(2): 267-283.
- Viarengo, A. 1989. Heavy metals in marine invertebrates: mechanisms of regulation and toxicity at the cellular level. Rev. Aquat. Sci., 1: 295.



- Villalobos, S. 1997. Distribución espacial y temporal de metales traza en los sedimentos del sistema estuarial Valdivia. Tesis para optar al grado de Licenciado en Biología Marina. Universidad Austral de Chile. 41 p.
- Wadell, H. 1933. Sphericity and roundness of rock particles. *J. Geol.*, 41: 310-331.
- Wadell, H. 1935. Volumen, shape and roundness of quartz particle. *J. Geol.*, 43: 250-280.
- Walkley, A. and I. Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil. Sci.*, 37: 29-38.
- Warwick, R.M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Mar. Biol.*, 92: 557-562.
- Webster, J. and I. Wridgeway. 1994. The application of the equilibrium partitioning approach for establishing sediment quality criteria at two UK sea disposal and outfall sites. *Marine Pollution Bulletin*, 28:653-661.
- Wentworth, CK. 1922. A scale of grade and classterm for clastic sediments. *Journal of Geology*, 30(5): 377-392.
- Wentworth, CK. 1936. An analysis of the shapes of glacial cobbles. *J. Sediment. Petrol.*, 6 : 89.
- Weston, D.P. 1990. Quantitative examination of macrobenthic community changes along an organic enrichment gradient. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 61: 233-244.
- Wetzel, R. 1975. *Limnology*. Saunders, Philadelphia.
- Wolfe, DA. 1992. Selection of bioindicators of pollution for marine monitoring programmes. *Chemistry and Ecology*, 6: 149-167.
- Wolfe, DA; MM Krahn, E Casillas, S. Sol, TA Thompson, J. Lunz and KI Scott. 1996. Toxicity of intertidal and subtidal sediments contaminated by the Exxon Valdez spill. pp. 121-139. *In: Proceedings of the Exxon Valdez Oil Spill Symposium*. Rice, SD, RB Spies, DA Wolfe and BW Wright (eds.). American Fisheries Society, Massachussets.
- Yáñez, A. 1971. Estudio prospectivo cuali y cuantitativo de la macrofauna bentónica del sublitoral de la bahía de Concepción, Chile. Tesis para optar al título de Licenciado en Biología. Universidad de Concepción.
- Yingst, JY and DC Rhoads. 1978. Seafloor stability in central Long Island Sound: Part II. Biological interactions and their potential importance for seafloor erodibility. pp. 245-260. *In: Estuarine interactions*. Wiley, ML (ed.). Academic Press, New York.
- Zarba, CS. 1992. Equilibrium partitioning approach. *In: Sediment classification methods compendium*. EPA 823-R-92-006, Office of Water, USEPA, Washington DC.
- Zingg, T. 1935. Beitrag zur Schotteranalyse. *Schweiz. mineralog. petrog. Mitt.*, 15:39-140.
- Zúñiga, M. 1998. Ecotoxicología de metales en el ambiente acuático: una revisión actualizada. pp. 349-376. *In: Minería del cobre, ecología y ambiente costero*. Arcos, D. (ed.). Chile.
- Zúñiga, M. y C. Espinoza. 1997. Evaluación de la calidad de sedimentos de bahía San Jorge a través de ensayos de toxicidad crónica con gametos del erizo *Arbacia spatuligera*. Instituto de Investigación Pesquera, Talcahuano.
- Zúñiga, O.; H Baeza y R Castro. 1983. Análisis de la macrofauna bentónica del sublitoral de la bahía de Mejillones del sur. *Estudios Oceanológicos*, 3(1): 41-62.



## Glosario

# 9

### **ADSORCION**

Proceso mediante el cual algunas sustancias, principalmente inorgánicas, se adhieren a las partículas de sedimento mediante un enlace o fuerza iónica débil.

### **AGUA INTERSTICIAL**

También conocida como agua de poro. Corresponde al agua retenida en las cavidades que forman los granos del sedimento. Según algunos autores, esta es la ruta principal de exposición de muchos compuestos a los organismos acuáticos, primando de este modo sobre la ingestión o bioacumulación.

### **ANTROPOGENICO**

Correspondiente a la influencia de actividades humanas.

### **BENTONICO**

Se refiere al material principalmente de tipo sedimentario que se deposita en el fondo o lecho de un ecosistema acuático. El término también se emplea para describir a los organismos que viven dentro o sobre el fondo sedimentario.

### **BENTOS**

Todas aquellas comunidades de organismos de invertebrados que viven en o sobre los sedimentos de hábitats acuáticos.

### **BIOACUMULACION**

Término general que describe un proceso por el cual las sustancias químicas son acumuladas por organismos acuáticos directamente desde el agua, o a través de otras rutas tales como el consumo de alimento y de sedimentos que contienen dichos químicos. También indica la acumulación neta de una sustancia en el organismo, la cual se produce cuando la incorporación de la misma excede su capacidad de depuración.

### **BIOCONCENTRACION**

Proceso por el cual se produce una acumulación neta de una sustancia química en los tejidos de un organismo, aunque en forma simultánea se estén produciendo procesos de incorporación (a través de las branquias o vía epitelial) y de eliminación mediante mecanismos metabólicos.

### **BIODISPONIBILIDAD**

La fracción total de sustancias químicas en el ambiente que está disponible o puede efectivamente ser incorporada o asimilada por organismos biológicos. El medio ambiente puede incluir el agua, sedimentos, partículas suspendidas y alimento en general.



UNIVERSIDAD  
DE PLAYA ANCHA  
DE CIENCIAS DE LA EDUCACION  
VALPARAISO

**BIOEFECTO**

Un cambio en la condición o funcionamiento de un organismo debido a la exposición a sustancias químicas de naturaleza tóxica, las cuales reducen su potencialidad de vida.

**BIOENSAYO**

La determinación de la presencia o ausencia de una sustancia específica en base a una respuesta biológica

**BIOENSAYO DE TOXICIDAD AGUDA**

Un tipo de bioensayo en el cual los organismos de ensayo se exponen a la sustancia contaminada sólo durante un breve período de su ciclo de vida

**BIOENSAYO DE TOXICIDAD CRONICA**

En términos generales, un ensayo de toxicidad en el cual el organismo de prueba es expuesto a la sustancia contaminante al menos durante un ciclo de vida completo. Esta definición tiene la desventaja que no es aplicable a organismos de ciclos de vida largos (i.e. años).

**BIOMAGNIFICACION**

El resultado de los procesos de bioconcentración y bioacumulación, por el cual las concentraciones de sustancias químicas bioacumuladas en los tejidos aumentan debido a su transferencia o translocación a través de dos o más niveles tróficos en la cadena alimentaria.

**BIOMARCADOR**

Un tipo de indicador bioquímico, fisiológico o histológico, ya sea de exposición o de efectos, utilizado para identificar la presencia de sustancias químicas foráneas a nivel de organismo o de una clase de organización biológica inferior.

**BIOMASA**

Corresponde al peso vivo de una población de plantas o animales, generalmente expresado sobre una unidad de área base.

**BIOTA**

Indica todos aquellos organismos vivos que habitan en algún área designada.

**BIOTURBACION**

Proceso de alteración física de los sedimentos causado por organismos vivos. Los organismos bentónicos cavadores actúan como agentes bioturbadores importantes de los sedimentos al construir galerías, tubos e ingerir partículas sólidas que luego digieren y eliminan como fecas. El proceso es análogo al que efectúan las lombrices en ambientes terrestres.

**CALCAREO**

Perteneciente o compuesto por carbonato del calcio.

**CALIBRACION**

Proceso de ajustar los parámetros dentro de rangos físicamente defendibles hasta que las predicciones resultantes den una buena explicación de los datos observados.



### **CAPACIDAD DE ASIMILACION**

La cantidad de carga del contaminante que puede descargarse a un cuerpo de agua específico sin exceder normas de calidad de agua o criterios establecidos. Se usa la capacidad asimilativa para definir la habilidad de un cuerpo de agua para absorber naturalmente y usar una sustancia descargada sin dañar la calidad de agua o la vida acuática.

### **CASCAJO**

Agregado no consolidado de fragmentos angulosos mayores que la arena

### **COMUNIDAD ACUATICA**

Una asociación de poblaciones de organismos acuáticos que interactúan en un cuerpo de agua o hábitat determinado.

### **COMUNIDAD BIOLOGICA**

Grupo de organismos caracterizados por una combinación distintiva de especies ocupando un medio ambiente común e interactuando con otros.

### **CONCENTRACION**

La cantidad de una sustancia o material en un volumen de unidad dado de solución; normalmente medido en miligramos por litro (mg/L) o por gramo (mg/g) o partes por millón (ppm).

### **CONTAMINANTE**

Elemento o energía externa capaz de producir un efecto adverso sobre un sistema biológico, que puede dañar seriamente su estructura y función y producir incluso la muerte.

### **CRITERIO BIOLOGICO**

También conocido como biocriterio. El criterio biológico es una expresión narrativa o valor numérico de las características biológicas de una comunidad acuática que se basa en condiciones de referencia apropiadas.

### **CUENCA**

Zona geográfica que contribuye con la escorrentía de las aguas pluviales hacia un cauce natural.

### **DECAIMIENTO**

Disminución gradual en la cantidad de una sustancia dada en un sistema dado, debido a procesos químicos y de transformación biológica, dispersión o deposición en áreas de almacenamiento.

### **DESORCION**

Es el proceso por el cual se liberan sustancias inorgánicas desde la superficie de las partículas en solución.

### **DETRITO**

Sedimentos no consolidados compuestos de material orgánico muerto e inorgánico en decantación.





### **ELUTRIADO**

Se refiere a la exposición de organismos a elutriados de sedimentos que contienen la fracción soluble de los contaminantes. Este proceso consiste en mezclar cantidades estándares de sedimentos con agua no contaminada, agitar la mezcla por un cierto período de tiempo, centrifugar o decantar el sobrenadante y luego emplearlo para el ensayo de toxicidad. Generalmente esta técnica se emplea para evaluar el impacto potencial del vertido de materiales de dragado en ambientes acuáticos, ya que simula el comportamiento en los sitios de disposición. Es otra ruta de exposición de los organismos que se utiliza para evaluar la toxicidad de los sedimentos.

### **EMPAQUETAMIENTO**

El grado de ordenamiento espacial que adquieren los sedimentos al mezclarse las partículas de distintos tamaños en función de los intersticios existentes entre ellas.

### **EQUILIBRIO DE MASA**

Una ecuación que considera el flujo de masa que entra en una área definida y el flujo de masa que sale de la misma. El flujo entrante debe igualar el flujo saliente.

### **ESCURRIMIENTO**

Cualquier flujo de agua que generalmente no tiene un cauce definido y que se presenta bajo ciertas condiciones. Comúnmente los escurrimientos de agua se asocian con fuentes difusas de contaminación.

### **ESTRATIFICACION**

Formación de capas.

### **EXPOSICION**

El contacto con una sustancia abiótica y su ulterior incorporación.

### **FASE SOLIDA**

Corresponde al sedimento intacto o íntegro recolectado bajo condiciones naturales, ya sea originalmente prístinas o alteradas. La fase sedimentaria sólida se compone de los granos de sedimento más el agua retenida en los poros (agua intersticial). Se considera una de las rutas de exposición de los organismos para evaluar la toxicidad de los sedimentos.

### **FLUJO**

Movimiento y transporte de masas de agua en un período dado de tiempo.

### **FLUJO TURBULENTO**

Flujo caracterizado por agitación irregular.

### **FUENTE**

Toda actividad, proceso, operación o dispositivo móvil o estacionario que produzca o pueda producir emisiones contaminantes al medio ambiente.



UNIVERSIDAD  
DE PLAYA ANCHA  
DE CIENCIAS DE LA EDUCACION  
VALPARAISO

### **FUENTE FIJA**

Toda instalación o actividad establecida en un solo lugar o área, que desarrolle operaciones o procesos industriales, comerciales y/o de servicios que emitan o puedan emitir contaminantes.

### **GEOMORFOLOGIA**

El estudio de la evolución y configuración de las formas de la tierra.

### **GESTION AMBIENTAL**

Conjunto de acciones normativas, administrativas, operativas y de control que deben ser ejecutadas por el Estado y la sociedad en general, para garantizar el desarrollo sostenible y la óptima calidad de vida en nuestro medio. La Gestión Ambiental tiene como finalidad alcanzar un desarrollo sostenible a largo plazo, adecuado a los recursos ambientales y a la capacidad ecológica de nuestro territorio.

### **GRAVA**

Acumulación no consolidada de guijarros, guijones o bloques se denomina

### **HABITAT**

Corresponde a una combinación de características físicas y biológicas del ambiente que influyen la sobrevivencia, crecimiento o éxito reproductivo de una especie. Las características bióticas incluyen vegetación, invertebrados, peces, etc. Por otra parte, las propiedades abióticas incluyen los componentes no vivos como el tipo de sedimento, concentración de oxígeno, temperatura del agua, entre otros. Las propiedades del hábitat varían temporal y espacialmente.

### **HIPOXIA**

Deficiencia de oxígeno en los tejidos o en el agua.

### **INCORPORACION**

El paso o transferencia de una sustancia o contaminante desde el medio externo que rodea a un organismo, hacia el medio interno atravesando distintos tejidos celulares.

### **INDICADOR**

Una cantidad mensurable que puede emplearse para evaluar la relación entre las fuentes del contaminante y su impacto en la calidad del ambiente. Un parámetro que puede ser usado para proveer una medida de calidad ambiental de una matriz.

### **MACROFAUNA BENTONICA**

Corresponde a todos aquellos organismos invertebrados que viven dentro (infauna) o sobre la superficie (epifauna) de la cubierta sedimentaria. El prefijo "macro" es una división arbitraria aplicada para su estudio, que permite diferenciarla de la microfauna ( $< 1\text{ mm}$  o  $< 0,5\text{ mm}$ ) y de la megafauna ( $> 10\text{ cm}$ )

### **MACROINFAUNA BENTONICA**

Todos aquellos organismos invertebrados cuyo ciclo de vida adulto se desarrolla dentro de la cubierta sedimentaria. Operacionalmente, corresponde a todos aquellos invertebrados que son retenidos por un tamiz de  $0,5\text{ mm}$  (estudios de investigación) o de  $1\text{ mm}$  (programas de monitoreo).



#### **MEDIDA DE MITIGACION**

Implementación o aplicación de cualquier política, estrategia, obra o acción, tendente a eliminar o minimizar los impactos adversos que pueden presentarse durante las diversas etapas de desarrollo de un proyecto.

#### **MINERALIZACION**

Proceso químico mediado biológicamente que involucra la transformación de materia orgánica en compuestos minerales o inorgánicos.

#### **MODELO DINAMICO**

Una formulación matemática que describe y simula la conducta física de un sistema o un proceso y su variabilidad temporal.

#### **MONITOREO AMBIENTAL**

Sistema de seguimiento continuo de la calidad ambiental a través de la observación, medidas y evaluaciones de una o más de las matrices ambientales con propósitos definidos.

#### **MUESTREO**

El proceso de recolectar muestras, información y datos acerca de las propiedades del hábitat y sus recursos.

#### **NIVELES BASALES**

Niveles que representan las condiciones físicas, químicas y biológicas de una matriz ambiental sin la influencia de los efectos de la actividad antrópica.

#### **OSMOSIS**

Difusión de un solvente a través de una membrana semipermeable en una o más soluciones concentradas, tendientes a igualarse entre sí a ambos lados de la membrana.

#### **PUNTO FINAL**

La respuesta del organismo que se emplea como medida de la toxicidad de una sustancia. Por ejemplo: la tasa de mortalidad, la disminución en el crecimiento, etc. En inglés el término se conoce como "endpoint".

#### **RECURSO**

Se considera un recurso cualquier propiedad biótica o abiótica del hábitat que tienen un valor económico, ecológico, social o cultural.

#### **RESTAURACION**

Retorno de un ecosistema a una aproximación cercana o a su condición presunta antes de introducir una perturbación.

#### **SECTOR DE REFERENCIA**

Cuerpo de agua o lugar que es representativo de las características de la región y que está sujeto a una mínima perturbación humana.

#### **SEDIMENTACION**

Proceso de depositación de sedimento u otro material sobre la superficie del fondo.



### **SEDIMENTO**

Material granular de naturaleza orgánica e inorgánica que se asienta en los fondos de un cuerpo de agua.

### **SEDIMENTO INTEGRO**

Este acepción corresponde a una traducción libre del término en inglés "bulk sediment". Hace referencia a una muestra de sedimento completa (incluidas las partículas y el agua intersticial) o intacta.

### **SUSPENSION**

Un sistema en el cual muchas partículas pequeñas (sólidos, semi-sólidos o líquidos) están más o menos uniformemente dispersos en un medio líquido o gaseoso.

### **SUSTANCIA CONSERVADORA**

Una sustancia que no sufre transformación química o biológica o degradación en un ecosistema dado.

### **TIEMPO DE RESIDENCIA**

Lapso que permanece un contaminante dentro de una sección de un cuerpo de agua. También, corresponde al tiempo de permanencia de un volumen de agua en un espacio determinado antes de renovarse completamente.

### **TIPO DE EFECTO**

Este término se refiere a las características que se observan o miden en los ensayos de toxicidad, a objeto de evaluar los efectos que genera una sustancia química en un organismos determinado. Los "endpoints" más utilizados para ensayos de toxicidad son sobrevivencia y crecimiento, reproducción, alteraciones en el comportamiento (i.e. emergencia o "desenterramiento", sumergencia o "enterramiento", evasión del sedimento), éxito de fertilización y desarrollo larval.

### **TOXICIDAD**

Capacidad de ciertas sustancias de causar intoxicación, muerte, deterioro o lesiones graves en la salud de seres vivos, al ser ingeridos, inhalados o puestos en contacto con su piel.

### **TOXICIDAD AGUDA**

Un estímulo químico severo suficiente para inducir un efecto rápidamente; en las pruebas de toxicidad acuática, un efecto observado dentro de 96 horas o menos es considerado agudo. Puede ser usado para definir tanto un nivel de exposición o una respuesta a la exposición (efecto).

### **TOXICIDAD CRONICA**

Impacto de toxicidad que perdura por un período relativamente largo de tiempo. Los efectos crónicos podrían incluir mortalidad, crecimiento reducido o alteraciones reproductivas.

### **ZONA COSTERA**

Las tierras y aguas adyacente a la costa que ejercen una influencia en los usos del mar y su ecología.



UNIVERSIDAD  
DE PLAYA ANCHA  
DE CIENCIAS DE LA EDUCACIÓN  
VALPARAÍSO

# Desarrollo y situación actual de las redes de monitoreo de sedimentos implementadas en Chile

## Anexo 1

Actualmente, la Dirección General del Territorio Marítimo y de Marina Mercante (DIRECTEMAR) a través de su Servicio de Preservación del Ambiente Acuático y Combate a la Contaminación (SPMAACC) y la Dirección General de Aguas (DGA) mantienen vigentes a escala nacional, la ejecución de programas de vigilancia tendientes a monitorear los niveles de indicadores ambientales en distintas matrices del ambiente acuático. A continuación, se describe los lineamientos generales de estos programas.

### 1.1. PROGRAMA DE OBSERVACION DEL AMBIENTE LITORAL - CONTINENTAL

#### 1.1.1. Antecedentes

Este programa de monitoreo ambiental, diseñado e implementado por la Dirección General del Territorio Marítimo y de Marina Mercante (DIRECTEMAR), persigue como meta evaluar la calidad ambiental de los principales cuerpos de agua marinos, lacustres y fluviales navegables en Chile, que se encuentren bajo jurisdicción de esta autoridad marítima.

Como objetivo principal, la realización de este programa de monitoreo se centra en determinar los niveles de concentración de los principales agentes contaminantes presentes en cuerpos de agua marinos y dulceacuícolas. De este modo, los esfuerzos se conducen hacia aquellos sectores costeros que albergan asentamientos humanos importantes o que cobijan una mayor diversidad de usos, como así también aquellos lugares costeros asociados con una alta actividad productiva. De aquí que, en el ámbito marino los cuerpos de agua monitoreados correspondan principalmente a bahías, mientras que en la zona continental, la vigilancia ambiental se centre en lagos ubicados en la zona sur del territorio nacional.

Dentro de este programa de monitoreo ambiental, la Oficina Técnica encargada de administrar y supervisar el desarrollo del POAL, el Servicio de Preservación del Medio Ambiente Acuático (SPMAA), ha formulado los siguientes objetivos específicos:

- Determinar los niveles de concentración de diferentes tipos de contaminantes (orgánicos, inorgánicos, metales pesados, etc.) presentes en los cuerpos de agua monitoreados.



Tabla 1.2. Variables monitoreadas por tipo de matriz ambiental receptora.

Variable ambiental		Matriz ambiental		
Nombre	Símbolo	Agua	Sedimento	Biota
1. Mercurio	Hg	●	●	●
2. Cadmio	Cd	●	●	●
3. Plomo	Pb	●	●	●
4. Cobre	Cu	●	●	●
5. Zinc	Zn	●	●	●
6. Cromo	Cr	●	●	●
7. Nitrato	NO <sub>3</sub>	●		
8. Fosfato	PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	●		
9. Amonio	NH <sub>4</sub>	●		
10. Nitrógeno total	N	●	●	
11. Fósforo total	P	●	●	
12. Demanda bioq. de oxígeno	DBO	●		
13. Demanda quím. de oxígeno	DQO	●		
14. Grasas y aceites	AG	●		
15. Coliformes fecales	CF	●		●
16. Hidroc. arom. policíclicos	HAP	●		
17. Hidrocarburos totales	HT		●	
18. Clorofila "a"	Cl <sub>a</sub>	●		
19. Bifenilos policlorados	PCB		●	
20. Materia orgánica	MO		●	
21. Pesticidas organoclorados	POCL	●	●	
22. Pentaclorofenol	PCF		●	
23. Comp. orgán. halogenados	AOX		●	
24. Oxígeno disuelto	O <sub>2</sub>	●		
25. Sólidos suspendidos	Ssusp	●		
26. Sólidos sedimentables	Ssed	●		
Total de Variables por Matriz		21	14	7



Tabla 1.3. Número de estaciones muestreadas por cuerpo de agua, distribuidas por tipo de matriz ambiental receptora y agrupadas según el origen de la matriz acuosa.

CUERPOS DE AGUA		PUNTOS DE MUESTREO			ESTACIONES
Nombre		Agua	Sedimentos	Biota	
1.	Arica	2	7	2	9
2.	Iquique	3	8	2	10
3.	Tocopilla	2	5	2	8
4.	Mejillones	2	5	2	5
5.	Antofagasta	2	7	2	10
6.	Taltal	2	4	0	6
7.	Chañaral	2	7	1	8
8.	Caldera	4	9	3	16
9.	Huasco	3	6	2	8
10.	Coquimbo	3	8	2	11
11.	Quintero	2	9	2	12
12.	Concón	2	6	2	10
13.	Valparaíso	2	12	2	14
14.	Playa Ancha	3	4	2	7
15.	San Antonio	2	6	2	10
16.	Talcahuano	2	8	2	10
17.	San Vicente	2	8	2	11
18.	Coronel - Lota	4	10	4	18
19.	Puerto Montt	7	9	2	16
20.	Castro	3	5	2	7
21.	Pto. Chacabuco	3	4	2	7
22.	Puerto Natales	2	4	2	8
23.	Punta Arenas	3	9	2	12
24.	Lago Villarrica	3	4	0	7
25.	Lago Ranco	4	3	0	4
26.	L. Llanquihue	4	4	0	5
27.	Río Valdivia	5	6	0	6
Total		76	171	44	255



UNIVERSIDAD  
DE PLAYA ANCHA  
DE CIENCIAS DE LA EDUCACION  
VALPARAISO

La ubicación geográfica y profundidades de las estaciones de muestreo, son establecidas por la Dirección de Intereses Marítimos y Medio Ambiente Acuático (DIRINMAR). Cuando una estación de monitoreo debe ser forzosamente desplazada de su posición original por algún inconveniente puntual, se registra la nueva ubicación y las causas que obligaron a su reposicionamiento. Como material cartográfico de apoyo, para la localización de los sitios de muestreo, se utilizan cartas náuticas publicadas por el Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada de Chile (SHOA). En caso de no disponer de la cobertura cartográfica para algunos sitios de muestreo, se recurre al empleo de cartas editadas por el Instituto Geográfico Militar (IGM).

Para la ubicación de las estaciones en el mar, se utiliza georreceptores satelitales portátiles asistidos por el Sistema de Posicionamiento Global (GPS), los cuales son previamente georreferenciados con respecto a vértices geográficos de coordenadas conocidas (GPS diferencial).

Las Capitanías de Puerto se constituyen en centros de apoyo para efectuar las actividades de muestreo en cada uno de los cuerpos de agua. Para la toma de muestras en cada uno de los cuerpos de agua, se utiliza como plataforma de trabajo embarcaciones navales pertenecientes a la Armada. Así también, se cuenta con el apoyo de buzos de esa institución para la recolección de muestras de sedimentos sublitorales.

En cada estación de monitoreo, el muestreador efectúa observaciones sobre las condiciones ambientales imperantes durante la realización del muestreo. Otras observaciones de interés que pueden prestar apoyo para la interpretación de los resultados, también se registra en fichas expresamente confeccionadas para este fin. En la Tabla 1.4 se resume los criterios aplicados para el registro de la información de campo (metadata).





Tabla 1.4. Número de estaciones muestreadas por cuerpo de agua, distribuidas por tipo de matriz ambiental receptora y agrupadas según el origen de la matriz acuosa.

Variable	Método	Unidad/Códigos
Fecha de muestreo	Se consigna el día o días en que se efectúa el muestreo, tomando como referencia el calendario gregoriano.	Fecha (día, mes, año)
Tiempo de muestreo	Se registra la hora de inicio y de término del muestreo. La hora de inicio comienza cuando la embarcación se ubica en la estación; mientras que el término corresponde al momento cuando se abandona del sitio de muestreo.	Hora (hora: minuto)
Posición	Cuando es necesario reubicar una estación, las nuevas coordenadas geográficas se obtienen del georreceptor satelital (sistema GPS).	Latitud Sur y Longitud Oeste (grado, minuto, segundo)
Temperatura del aire	Se mide mediante un termómetro de columna de mercurio, con una precisión de 0,1 °C.	°C
Nubosidad	Se estima en forma visual, dividiendo la esfera celeste en ocho octavos, para luego registrar la fracción con cobertura nubosa.	Octavos
Dirección del viento	La dirección de procedencia del viento es determinada en forma directa por el muestreador, en base a cuadrantes cardinales principales.	Puntos cardinales
Velocidad del viento	Se mide a bordo de la embarcación mediante un anemómetro portátil.	Nudos. Calma (C)
Temperatura del mar	La temperatura superficial del mar se registra mediante un termómetro de columna de mercurio ( $\pm 0,1^{\circ}\text{C}$ )	°C
Transparencia	Se emplea un disco Secchi, de 30 cm de diámetro, unido a un cabo graduado cada 0,5 m.	Metros
Profundidad	Se registra mediante el profundímetro del buzo. Las profundidades mayores son leídas de las cartas de navegación.	Metros
Dirección de olas	Se registra la procedencia del oleaje por observación directa, en base a cuadrantes cardinales.	Puntos cardinales
Altura de olas	Se estima mediante observación visual del mar.	Metros. Sin oleaje (S/O)



Para la obtención de las muestras, se siguen las directrices recomendadas por la Comisión Oceanográfica Internacional (COI), el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), la Comisión permanente del Pacífico Sur (CPPS), la Agencia Internacional de Energía Atómica (AIEA), preferentemente. Dependiendo del tipo de muestra y de la matriz ambiental muestreada, se selecciona el tipo de envase y modo de preservación más adecuado, a fin de mantener en óptimas condiciones la calidad de la misma a su arribo al laboratorio.

La caracterización de la matriz acuosa sólo contempla el muestreo del estrato superficial de la columna de agua (primeros 50 cm). Exceptuando algunos analitos (hidrocarburos, oxígeno disuelto y coliformes fecales), todas las muestras de agua restantes son obtenidas mediante el empleo de botellas oceanográficas. Una vez a bordo, la muestra original es fraccionada y transferida a envases apropiados según el tipo de analito a cuantificar, para luego aplicar las medidas de preservación adecuadas que aseguren que ésta llegue al laboratorio en las condiciones originales en que fue obtenida.

Las muestras de sedimentos son recolectadas en forma manual por un buzo de la Armada. Para la extracción de la muestra de sedimento superficial, se utiliza muestreadores de PVC que se deslizan sobre los primeros centímetros de la cubierta sedimentaria. Una vez llenos estos aparatos, el buzo introduce cada uno en una bolsa de plástico distinta y sube con éstas cerradas a la superficie. Una vez en la embarcación, el muestreador a bordo distribuye los contenidos según los volúmenes mínimos requeridos, para cada tipo de análisis en los contenedores respectivos previamente rotulados.

La recolección de ejemplares de la especie blanco "chorito maico" (*Perumytilus purpuratus*) se realiza en sectores rocosos de la zona intermareal con ayuda de espátulas de PVC. En caso de ausencia de ejemplares de esta especie en los sitios predefinidos, se informa esta situación mediante la planilla de muestreo. Las muestras son dispuestas en bolsas plásticas de polietileno rotuladas y mantenidas refrigeradas.

En la Tabla 1.5 se indica el valor del límite de detección instrumental para cada uno de los analitos cuantificados, según el tipo de matriz ambiental monitoreada. Así también se señala la unidad de medición en que se expresa los resultados.



Tabla 1.5. Límite de detección (LD) y unidades de medición para cada variable ambiental por tipo de matriz ambiental.

ANALITO	LD AGUA	UNIDAD	LD SEDIMENTO	UNIDAD	LD TEJIDO	UNIDAD
1. Mercurio	0,045	µg/L	0,014	mg/Kg	0,029	mg/Kg
2. Cadmio	0,030	µg/L	0,400	mg/Kg	0,40	mg/Kg
3. Plomo	0,012	µg/L	0,300	mg/Kg	0,30	mg/Kg
4. Cobre	0,517	µg/L	1,100	mg/Kg	1,10	mg/Kg
5. Zinc	1,240	µg/L	0,350	mg/Kg	1,60	mg/Kg
6. Cromo	15,000	µg/L	1,650	mg/Kg	1,65	mg/Kg
7. Nitrato	0,001	mg/L	---	---	---	---
8. Fosfato	0,005	mg/L	---	---	---	---
9. Amonio	0,004	mg/L	---	---	---	---
10. Nitrógeno total	0,020	mg/L	0,2	mg/Kg	---	---
11. Fósforo total	0,002	mg/L	0,7	mg/Kg	---	---
12. DBO <sub>5</sub>	0,10	mg/L	---	---	---	---
13. DQO	0,40	mg/L	---	---	---	---
14. Grasas y aceites	0,10	mg/L	---	---	---	---
15. Colif. fecales	1,8	NMP/100 mL	---	---	3	NMP/g
16. HAP	0,01	µg/L	---	---	---	---
17. HT	---	---	0,001	µg/g	---	---
18. Clorofila <i>a</i>	0,2	µg/L	---	---	---	---
19. PCB	---	---	600	ng/Kg	---	---
20. Pentaclorofenol	---	---	10	ng/Kg	---	---
21. Mat. orgánica	---	---	0,7	%	---	---
22. POCl	0,001	µg/L	100	ng/Kg	---	---
23. AOX	---	---	0,01	mg/Kg	---	---
24. Oxígeno dis.	0,1	mL/L	---	---	---	---
25. Sól. susp.	0,1	mg/L	---	---	---	---
26. Sól. sediment.	0,1	mg/L/h	---	---	---	---

mg/Kg = ppm; µg/g = ppm; ng/Kg = ppt mg/L = ppm; µg/L = ppb 1% = 10.000 ppm

Una vez que las actividades de muestreo culminan, se informa a la Oficina Técnica para que ésta tome conocimiento. De esta manera, se inicia la segunda etapa que consiste en la elaboración de un Preinforme conteniendo la metodología, datos, análisis e interpretación de esta información, conclusiones por cuerpo de agua y conclusiones finales. Para la



elaboración de este documento el consultor dispone de un período de 45 días. Finalizada esta etapa, la Oficina Técnica revisa el preinforme y emite sus comentarios sobre el particular, de modo que el consultor los incorpore en el informe final que enviará a la autoridad marítima tanto en copias impresas como en respaldos magnéticos.

## 1.2. PROGRAMA DE OBSERVACION DEL AMBIENTE LITORAL - ANTARTICO

### 1.2.1. Antecedentes

Con miras a ampliar la cobertura geográfica del POAL, en 1995 la DIRECTEMAR solicitó a Fundación Chile un estudio tendiente a recabar antecedentes que permitiesen desarrollar programas de monitoreo del ambiente acuático en algunas áreas del territorio antártico chileno.

En base a antecedentes recopilados y a la prospección terrestre y marítima realizada en la zona, en el estudio de diagnóstico efectuado por Fundación Chile (1995) se señala que la bahía Fildes, ubicada en Isla Rey Jorge del Archipiélago Shetland del Sur se constituye en el sector con mayores posibilidades para la ejecución de actividades de muestreo con fines de vigilancia ambiental del medio marino. Esta elección se basó en que bahía Fildes se encuentra en una de las zonas con mayor actividad nacional y extranjera, principalmente por el trabajo científico que allí se desarrolla. Además, en bahía Fildes se concentra una población estable que aumenta notablemente durante la temporada de verano debido a la afluencia de turistas. En este mismo estudio, los autores también proponen como segunda prioridad la realización de un monitoreo de similares características para el cuerpo de agua de bahía Almirantazgo.

Desde que fuera realizada la campaña de prospección en febrero de 1995 por Fundación Chile, la DIRECTEMAR licita en forma privada la realización de la campaña anual de monitoreo del POAL Antártico. A la fecha se han realizado tres monitoreos que han cubierto los siguientes períodos: 1996/97, 1997/98 y 1998/99. Cada una de estas campañas de monitoreo genera un informe sobre la calidad ambiental de las aguas y sedimentos de bahía Fildes, que obra en poder de la Oficina Técnica del SPMAA.

### 1.2.2. Diseño de muestreo

El POAL Antártico fue diseñado en base a una campaña de muestreo anual que se realiza bajo condiciones estivales en el territorio antártico chileno (de preferencia durante el mes de febrero), dado que durante este período se produce una mejora en las condiciones climáticas en el continente antártico, facilitando de esta forma las mediciones en terreno y la toma de muestras desde el cuerpo de agua. Las actividades de muestreo son realizadas por personal de la Armada de Chile perteneciente a la dotación antártica de la Capitanía de Puerto de bahía Fildes. Previo a su partida, el personal asiste a un curso de instrucción sobre procedimientos relativos a registro de mediciones, operación de instrumentos oceanográficos, como así también en la obtención de muestras, preservación y almacenamiento de las mismas. En esa oportunidad, al personal también se le entrega un manual que contiene los protocolos y procedimientos que deberán ser



aplicados durante las actividades de muestreo a objeto de asegurar la óptima calidad de las muestras. La totalidad de las actividades desarrolladas en terreno son coordinadas por el Capitán de Puerto a cargo.

Para el envío del material de muestreo (botellas, frascos y bidones etiquetados), éste se dispone dentro de cajas de madera impermeabilizadas (Unidades de Muestreo) identificadas con el rótulo de la estación. Además, para cada estación se incluye una carpeta con las planillas de muestreo a objeto de registrar en estas fichas las mediciones efectuadas en terreno y los códigos identificatorios de cada una de las muestras recolectadas. Las botellas de vidrio microbiológicas previamente esterilizadas en autoclave son dispuestas en neveras con estuches de hielo químico ("gelpack") en su interior. El despacho a bahía Fildes se realiza vía marítima, mientras que el retorno del material de muestreo y muestras se efectúa por medios aéreo y marítimo.

La red de monitoreo comprende ocho estaciones oceanográficas que se hallan distribuidas frente al borde costero de la bahía Fildes, comprendido entre la Base Uruguay por el norte y la Base China por el sur. Si bien originalmente el diseño comprendía la obtención de muestras de aguas y sedimentos sublitorales, debido a inconvenientes logísticos (por ejemplo, disponibilidad de buzo), se optó por caracterizar los sedimentos litorales (intermareales). De este modo, igual número de estaciones fueron establecidas para la recolección de sedimentos intermareales, en sitios ubicados en la orilla de costa considerando una distribución similar a las de tipo oceanográficas. Como plataforma de muestreo en el mar se utiliza botes tipo Zodiac pertenecientes a la Capitanía de Puerto. Todas las muestras de agua son recolectadas desde el estrato superficial (0,5 m), sumergiendo en forma directa los envases en el mar.

Según el programa de vigilancia establecido para este cuerpo de agua, son 15 los parámetros monitoreados para caracterizar el estado de la columna de agua y 8 los que se consideran para el caso de los sedimentos marinos. Además, se incluye información adicional sobre las condiciones ambientales imperantes durante el muestreo como son: temperatura ambiental, cobertura nubosa, profundidad, transparencia del agua, dirección de olas, dirección y velocidad del viento.

Del total de parámetros monitoreados para la matriz acuosa, 12 de ellos corresponden a indicadores de tipo químico (nutrientes, metales pesados y compuestos orgánicos), 2 a recuentos microbiológicos y sólo la temperatura del mar se considera como parámetro físico. En el siguiente cuadro, se resume los parámetros monitoreados para la columna de agua.

Matriz acuosa	
<u>Parámetro</u>	Estrato
1. Temperatura	Superficie a Fondo
2. Fósforo total	Superficial
3. Carbono orgánico	Superficial
4. Nitrógeno orgánico	Superficial
5. Cobre particulado	Superficial
6. Cobre disuelto	Superficial
7. Cadmio particulado	Superficial
8. Cadmio disuelto	Superficial



9. Plomo disuelto	Superficial
10. Plomo particulado	Superficial
11. Hidrocarburos aromáticos	Superficial
12. Coliformes totales	Superficial
13. Coliformes fecales	Superficial
14. Bifenilos policlorados	Superficial
15. DDT	Superficial

Para el caso de la matriz sedimentaria, el total de parámetros caracterizados incluye uno de tipo físico (granulometría) y los restantes de naturaleza química. A continuación se identifica los parámetros de calidad ambiental establecidos para caracterizar la matriz sedimentaria.

Matriz sedimentaria	
Parámetro	Estrato
1. Granulometría	Superficial
2. Materia orgánica total	Superficial
3. Cobre total	Superficial
4. Cadmio total	Superficial
5. Plomo total	Superficial
6. Hidrocarburos aromáticos	Superficial
7. Bifenilos policlorados	Superficial
8. DDT	Superficial

Las muestras de sedimentos se obtienen desde los primeros centímetros de la cubierta sedimentaria. Dado que los sedimentos intermareales se componen principalmente de fracciones gruesas (guijarros y gravas), la cuantificación de metales pesados se efectúa sobre la muestra total y no sobre una fracción granulométrica estándar (*i.e.* < 200  $\mu\text{m}$ ). En los siguientes cuadros se resume los procedimientos de preservación y almacenamientos de las muestras de agua de mar y sedimentos obtenidas en bahía Fildes.

Matriz acuosa		
Variable	Envase	Fijación
1. Nutrientes (P y N)	BVA 1 L	Acido sulfúrico 2mL/L
2. COT	BVA 1 L	Ac. sulfúrico 2mL/L
3. Cu, Cd y Pb dis.	BP 5 L	Acido nítrico 2mL/L
4. Cu, Cd y Pb part.	BP 5 L	Refrigeración 4°C



5.	HA	BV 2 L (*)	Acido sulfúrico 2mL/L
6.	PCB	BVA 1 L (*)	Acido sulfúrico 2mL/L
7.	DDT	BVA 1 L (*)	Refrigeración 4°C
8.	Colif. tots. y fecal.	BV estéril	Refrigeración 4°C

BV: botella vidrio; A: ámbar; BP: bidón plástico

Matriz sedimentaria		
<u>Variable</u>	<u>Envase</u>	<u>Fijación</u>
1. Granulometría	P-HD	Refrigeración 4°C
2. MO	P-HD	Refrigeración 4°C
3. Cu, Cd y Pb	P-HD	Refrigeración 4°C
4. HA	V	Refrigeración 4°C
5. PCB	V	Refrigeración 4°C
6. DDT	V	Refrigeración 4°C

Una vez recolectadas las muestras de agua y sedimentos en las distintas estaciones de la red de monitoreo, éstas son despachadas por vía aérea a la Gobernación Marítima de Punta Arenas. Dada su labilidad, sólo las muestras de agua para análisis microbiológicos permanecen en esta ciudad para su análisis en un laboratorio local. Todo el material restante se envía a Valparaíso vía marítima. Una vez arribadas a este puerto, las muestras son trasladadas a los respectivos laboratorios para su análisis. En los cuadros siguientes se señalan los métodos aplicados para la determinación analítica de los contenidos presentes en las muestras, de los distintos parámetros anteriormente señalados.

Matriz acuosa		
<u>Variable</u>	<u>Método analítico</u>	<u>Unidad</u>
1. Temperatura	Termometría <i>in situ</i>	°C
2. Fósforo total	Espectrofotometría visible	mg/L (ppm)
3. COT	Oxidación húmeda	mg/L (ppm)
4. N. orgánico	Kjeldahl	mg/L (ppm)
5. Cu particulado	Polarografía	µg/L (ppb)
6. Cu disuelto	Polarografía	µg/L (ppb)
7. Cd particulado	Polarografía	µg/L (ppb)
8. Cd disuelto	Polarografía	µg/L (ppb)
9. Pb disuelto	Polarografía	µg/L (ppb)
10. Pb particulado	Polarografía	µg/L (ppb)
11. HA	Espectrofluorimetría	µg/L (ppb)



12. PBC	Cromatografía de gases	µg/L (ppb)
13. DDT	Cromatografía de gases	µg/L (ppb)
14. Coliformes tot.	Dilución en Tubos Múltiples	NMP/ 100 mL
15. Coliformes fec.	Dilución en Tubos Múltiples	NMP/ 100 mL

Matriz sedimentaria		
Variable	Método analítico	Unidad
1. Granulometría	Tamizaje cada 1 phi.	phi (Ø)
	Escala Wentworth	
2. MO	Ataque ácido	%
	Calcinación	
3. Cu, Cd y Pb	EAA	mg/Kg (ppm)
4. HA	Espectrofluorimetría	µg/g (ppm)
5. PCB	Cromatografía de gases	ng/g (ppb)
6. DDT	Cromatografía de gases	ng/g (ppb)

EAA: Espectrofotometría de Absorción Atómica

Una vez recibidas las muestras procedentes del territorio antártico, el consultor dispone de 25 días hábiles para la elaboración de un preinforme conteniendo datos, resultados, discusión y conclusiones sobre la campaña de monitoreo. Este documento es revisado por personal técnico del SPMAA, quien dispone de un plazo de 10 días hábiles para efectuar observaciones al escrito. Retornado el preinforme al consultor conteniendo comentarios y observaciones, éste dispone de 10 días hábiles para hacer entrega del informe final a la autoridad marítima. Según los requerimientos de DIRECTEMAR, este documento debe contener a lo menos los antecedentes del trabajo de análisis, resultados, análisis e interpretación ecológica para cada parámetro, tendencia, georreferenciación de las estaciones, tablas o gráficos que sean necesarios. Además, debe incorporar conclusiones finales y recomendaciones. Junto con el documento escrito, el consultor también debe incluir un respaldo magnético de toda la información generada durante la elaboración del informe.

### Situación actual del POAL

Los programas de seguimiento ambiental que actualmente se encuentran bajo supervisión de la DIRECTEMAR presentan situaciones bien distintas entre sí. Actualmente, el POAL Continental se encuentra vigente y desarrollándose en forma normal con una frecuencia de ejecución semestral. Observando el desarrollo histórico, se aprecia que este programa periódicamente incorpora nuevas localidades ("cuerpos de agua") a su red de monitoreo nacional, principalmente en el ambiente marino costero. La inclusión de estos cuerpos de agua se relaciona con el grado de desarrollo productivo que alcanzan, situación que potencialmente puede generar alteraciones en la condición ambiental original del cuerpo de agua. Otro aspecto de este programa, dice relación con la orientación dada en los últimos años al diseño de muestreo; en principio, la toma de muestras estaba orientada principalmente a la matriz acuosa, mientras que en el último quinquenio el





UNIVERSIDAD  
DE PLAYA ANCHA  
DE CIENCIAS DE LA EDUCACION  
VALPARAISO

objetivo se ha centrado prioritariamente sobre los sedimentos sublitorales, dadas las ventajas comparativas que exhibe este tipo de ambientes sobre la matriz acuosa que presenta una mayor dinámica.

Este programa se licita públicamente todos los años, pudiendo participar Universidades y empresas consultoras privadas. Para el desarrollo anual de este programa, el requirente (DIRECTEMAR) proporciona personal de apoyo, embarcación naval para actividades de muestreo y vehículos terrestres para el desplazamiento local. Por su parte, la entidad ejecutante este programa debe organizar un equipo de muestreadores, con sus respectivos equipos e instrumental de terreno, los cuales dependen de una unidad central que coordina las actividades, supervisa los análisis de laboratorio, procesa y controla la calidad de la información y genera un informe semestral de resultados que incorpora la discusión, interpretación y conclusiones que se desprendan. La última campaña de monitoreo de este programa (año 2001) fue licitada en aproximadamente 80 millones de pesos. Cabe señalar que este monto excluye los gastos propios en que incurre la Armada para movilizar personal, vehículos y embarcaciones a lo largo del territorio nacional.

Por otra parte, desde que se inició el POAL Antártico en 1996 se han realizado tres campañas de monitoreo consecutivas, concretándose la última en 1998. Las actividades de muestreo las realiza personal de la Armada de la dotación antártica apostado en la Capitania de Puerto de Bahía Fildes. Previo a su partida, el personal de esta repartición recibe un curso de instrucción a cargo de la consultora que se adjudica la ejecución del programa, cuyo contenido se centra en las técnicas de muestreo y procedimientos que se aplican para el registro de mediciones, preservación y despacho de las muestras. Junto con ello, se provee de un Manual de Muestreo en que se describe con detalle cada uno de los protocolos de medición y recolección de muestras de las distintas matrices ambientales. Actualmente, este programa de seguimiento se encuentra temporalmente suspendido por falta de financiamiento para ejecutarlo. A diferencia del POAL Continental, este programa se licita en forma privada por montos que no superan las 1000 Unidades Tributarias Mensuales (UTM).

Con respecto a los PVA, hoy en día un número importante de empresas de diversos rubros productivos (minerías, pesqueras, astilleros, centrales termoelectricas, petroquímicas, terminales marítimos, entre otras) usuarias del borde costero o que vierten sus aguas residuales a cuerpos de agua bajo tuición de la DIRECTEMAR, se encuentran realizando campañas de monitoreo que incluyen la caracterización periódica de sus RILes (Programas de Autocontrol) y el seguimiento de distintos indicadores ambientales en matrices acuosa, sedimentaria y biótica (macroinfauna intermareal y/o submareal). Estos programas de vigilancia, que en la actualidad alcanzan cerca de 50, se efectúan con diversas frecuencias, que van desde campañas mensuales (para el caso de caracterización de RILes) a bimestrales, trimestrales, semestrales o anuales en aquellos casos en que se monitorean las condiciones del cuerpo acuático receptor. Dado que cada usuario debe tener implementado un PVA, la empresa deriva su ejecución a un tercero (Universidad o Consultora) que tiene por misión ejecutarlo según los requerimientos técnicos exigidos por la autoridad marítima. La realización de cada campaña de monitoreo genera un informe de resultados que a lo menos contiene lo siguiente:

- Identificación del titular
- Equipo técnico ejecutor
- Procedimientos metodológicos aplicados (incluyendo métodos analíticos de cuantificación, límites de detección, ubicación georreferenciada de estaciones de muestreo, entre otros)
- Resultados
- Discusión e interpretación de resultados (incluyendo comparación con registro histórico de datos y niveles normativos nacionales o extranjeros referenciales)
- Bibliografía consultada



impactos ambientales adversos al medio ambiente". En términos operativos, el titular debe determinar anualmente el nivel de sedimentación en el área del proyecto mediante la fijación en el sector de una barra graduada en centímetros.

Una tercera opción que se presenta en este tipo de sistemas extensivos, es el cultivo simultáneo de dos o más especies biológicamente no competitivas entre sí. Para este caso, la COREMA solicita al titular adoptar un programa de monitoreo anual que incorpore el seguimiento en cuatro estaciones (tres potencialmente expuestas más una referencial) de los siguientes parámetros:

- Proporción de materia orgánica e inorgánica en los sedimentos
- Transparencia de la columna de agua (mediciones quincenales de disco Secchi)

En la zona sur del país, los sistemas intensivos incluyen principalmente el cultivo de especies salmonídeas (salmones y truchas). Dentro de los compromisos voluntarios ambientales, algunos titulares proponen la ejecución de programas de monitoreo que involucran el seguimiento temporal de indicadores ambientales en las matrices acuosa, sedimentaria y biológica (macroinfauna bentónica). Desde la perspectiva de la COREMA, este organismo efectúa las siguientes exigencias en términos de monitoreo ambiental:

- Proporción de materia orgánica y materia inorgánica
- Porcentaje de grava, arena y fango
- Macroinfauna bentónica (número de familias por unidad de superficie (m<sup>2</sup>))

Con respecto al diseño de muestreo, esta autoridad ambiental técnicamente determina lo siguiente: las campañas de monitoreo tienen una frecuencia semestral (durante el período de máxima biomasa del cultivo y bajo condiciones de verano) y el número de de monitoreo estaciones depende de la producción del centro de cultivo (una por cada 100 ton de biomasa proyectada/año, más 2 estaciones referenciales fuera del área de influencia del cultivo).

### 1.3.2. Reglamento Ambiental para la Acuicultura

Más recientemente, dentro del contexto del Reglamento Ambiental para la Acuicultura (RAMA, DS 320/01 MINECON) se ha incorporado un plan de Seguimiento Ambiental tendiente a cautelar la capacidad del cuerpo de agua para sustentar la operación del centro de cultivo. Los requerimientos técnicos de este programa de monitoreo se detallan en una Resolución Acompañante al cuerpo legal. Sin embargo, los requerimientos técnicos en cuanto a parámetros, matrices ambientales, frecuencias de monitoreo y número de estaciones son aún materia de discusión y serán concretados en una Resolución Acompañante al RAMA. En la último borrador disponible de este documento (versión 6, julio 2002), para la Caracterización Preliminar del Sitio (CPS) e Información Ambiental (IA), respecto de los sedimentos, se solicita incorporar mediciones de granulometría, materia orgánica en fango, pH, potencial redox (Eh) y caracterizar la macrofauna bentónica.



# Análisis de enfoques aplicados en el extranjero para derivar Directrices de Calidad de Sedimentos

## Anexo 2

### 2.1. DESCRIPCION RESUMIDA DE CADA ENFOQUE

A continuación se expone una descripción de cada uno de los doce enfoques o métodos utilizados para la evaluación de la condición de sedimentos marinos y lacustres. Estos métodos evaluativos pueden ser clasificados de distintos modos. Una primera aproximación diferencia los que son netamente descriptivos de aquéllos que tienen un fundamento numérico. Los métodos numéricos son específicos para una sustancia química y pueden ser aplicados para generar criterios de calidad de sedimentos (CCS).

Una desventaja potencial de los métodos descriptivos es que no son específicos para una sustancia química determinada y por lo tanto no pueden ser empleados por sí solos para derivar CCS numéricos. Sin embargo, este tipo de métodos pueden ser empleados para estimar directamente el impacto global de todas aquellas sustancias químicas que podrían estar presentes en la matriz sedimentaria.

Otra óptica para clasificar los distintos enfoques radica en si están basados en mediciones de concentraciones de sustancias químicas de interés o en estimaciones del efecto biológico. Para aquellos métodos que tengan una validez ecológica, esta diferenciación realmente se aplica sólo a la implementación práctica de los métodos más que a su fundamento científico, ya que todos los métodos ecológicamente válidos deben tener la capacidad para predecir o medir efectos biológicos. Muchos de los métodos de evaluación consideran tanto variables químicas y biológicas.

Un factor que también permite diferenciar distintas clases de métodos es si se basa en el agua intersticial (agua de poro), elutriado o en la fase sólida (es decir, el sedimento íntegro que se compone de las partículas de sedimento más el agua intersticial).

#### a. Test de toxicidad para sedimentos íntegros

Los organismos de ensayo se exponen a sedimentos que podrían contener cantidades desconocidas de sustancias químicas potencialmente tóxicas. Al término de un período de tiempo establecido, se analiza la respuesta de los organismos ensayados con respecto a un tipo de efecto biológico específico.



**b. Test de toxicidad con sedimentos dosificados**

Se establece relaciones de dosis-respuesta exponiendo a organismos de ensayo, en condiciones de laboratorio, a sedimentos que previamente han sido preparados con cantidades conocidas de sustancias químicas específicas o una mezcla de ellas en concentraciones conocidas.

**c. Test de toxicidad con agua intersticial**

En este enfoque se analiza la toxicidad del agua intersticial y se aplican procedimientos de identificación y evaluación (TIE) para identificar y cuantificar aquellos componentes químicos responsables de la toxicidad de los sedimentos. Los procedimientos se encuentran implementados en tres fases para caracterizar la toxicidad del agua intersticial, identificar la sustancia tóxica sospechosa y confirmar la identificación de la misma.

**d. Particionamiento de equilibrio**

Mediante este método se determina un valor de calidad de sedimentos para un contaminante dado, calculando la concentración química del contaminante presente en el sedimento en base a su concentración en el agua intersticial, la cual es equivalente al criterio de calidad de agua de la US EPA para dicho contaminante.

**e. Residuos en tejidos**

En este caso se establecen concentraciones seguras de sustancias químicas en sedimentos, determinando la concentración del contaminante en esta matriz que generará cantidades residuales aceptables en los tejidos orgánicos de un organismo. Los métodos utilizados para derivar cantidades residuales inaceptables se basan sobre criterios crónicos de calidad de aguas y factores de bioconcentración, experimentos crónicos de dosis-respuesta o correlaciones con datos obtenidos en terreno, y niveles de riesgo para la salud humana derivados del consumo de recursos alimenticios de ambientes marinos o dulceacuícolas.

**f. Función y estructura comunitaria de macroinvertebrados bentónicos de agua dulce**

La degradación ambiental se estima evaluando alteraciones en la estructura comunitaria y organización de comunidades bentónicas de ambientes dulceacuícolas.

**g. Estructura de comunidades bentónicas marinas**

La degradación ambiental se estima mediante la evaluación de índices o parámetros de la estructura comunitaria de la macrofauna bentónica.

**h. Tríada de calidad de sedimentos**

Para una misma muestra de sedimento, se mide el contenido de sustancias químicas de interés, toxicidad y estructura comunitaria de la macrofauna bentónica. La correspondencia entre estos tres atributos se analiza para determinar concentraciones de contaminantes que discriminan tres tipos de condiciones de efectos biológicos: mínima, incierta e importante.



**i. Umbral de efectos aparentes**

Un AET es la concentración de un contaminante en el sedimento sobre la cual se espera que siempre ocurran efectos biológicos estadísticamente significativos (*i.e.* mortalidad de anfípodos en bioensayos, disminuciones en la abundancia de infauna bentónica). Los valores AET se derivan empíricamente de datos empatados, es decir, valores de concentraciones de sustancias químicas en sedimentos y un rango de indicadores de efectos biológicos obtenidos para una misma muestra.

**j. Estrategia de evaluación de sedimentos de la Comisión Internacional Conjunta**

El enfoque que diseñó esta comisión (International Joint Commission, IJC) se estructura en base a dos etapas: (1) una evaluación inicial que se basa en la estructura de la comunidad macrozoobentónica y concentraciones de contaminantes en los sedimentos y en tejidos biológicos, y (2) una evaluación detallada que se sustenta en un muestreo de los aspectos físicos, químicos y biológicos, incluyendo bioensayos de toxicidad en condiciones de laboratorio.

**k. Ensayos de sedimentos para disposición de materiales en el océano**

Es una estrategia que consiste en la aplicación de distintos tipos de ensayos físicos, químicos y biológicos para destinada a predecir impactos en las comunidades bentónicas y en la columna de agua, como resultado de la disposición final de materiales de dragado en el mar.

**l. National Status and Trends Program (NS&T)**

Mediante este enfoque se determina tres rangos de concentraciones para sustancia química: el rango de no-efectos, el rango de efectos posibles y el rango de efectos probables. Estos valores se determinan aritméticamente a partir de bases de datos que consisten de datos pareados (valores de concentraciones de sustancias químicas y mediciones biológicas) procedentes de bioensayos con sedimentos dosificados, modelos de particionamiento de equilibrio y estudios de terreno.

## **2.2. ANALISIS COMPARATIVO DE CADA UNO DE LOS ENFOQUES**

A objeto de facilitar la selección de aquellos enfoques con adecuados para la evaluación de sedimentos, en las Tablas 2.1 a 2.4 se resume las principales características de cada método.

Tabla 2.1. Resumen de los enfoques de evaluación de sedimentos: Aplicabilidad.

Nombre del método o enfoque	Uso actual	Capacidad para generar CCS numéricos	Uso potencial	Capacidad de protección	Consideraciones de muestreo y análisis
Test de toxicidad para sedimentos íntegros	Medición del efecto tóxico total de todos los contaminantes	No	Determina toxicidad. Puede generar CCS en combinación con otros métodos	Vida acuática	Recolección en terreno de muestras de sedimentos
Test de toxicidad para sedimentos dosificados	En estudios de investigación	Si	Permite establecer interacciones de mezclas de sustancias químicas	Salud humana, vida acuática y vida silvestre	Recolección en terreno de muestras de sedimentos (contaminados o no contaminados)
Test de toxicidad para con agua intersticial	Se emplea para varias especies acuáticas, marinas y dulceacuícolas	Si, en combinación con procedimientos TIE (Toxicity Identification Evaluation)	Aporta importante información sobre toxicidad, particularmente en combinación con otros métodos de evaluación de sedimentos	Vida acuática	Recolección en terreno de muestras de sedimentos
Particionamiento de equilibrio	Para efectos regulatorios	Si. Se ha desarrollado algunos CCS interinos y otros se encuentran en evaluación en Estados Unidos	CCS basados en el particionamiento de equilibrio podrían tener un rol importante en la identificación, monitoreo y restauración de sitios contaminados	Salud humana, vida acuática y vida silvestre	Contenidos de sustancias químicas en sedimentos y concentraciones de COT
Residuos tisulares	Tienen alguna utilidad en acciones regulatorias y de remediación	Si. Principalmente aplicable a compuestos orgánicos no iónicos y organometálicos	Aporta excelente información sobre la dosis de exposición efectiva	Salud humana, vida acuática y vida silvestre	Características físicas y contenidos de sustancias químicas en sedimentos. Muestreo de biota para análisis de residuos tisulares
Estructura y función de comunidades bentónica dulceacuícolas	Algunos usos, incluyendo el establecimiento de criterios y estándares	No	Será de mayor utilidad cuando se aplique en conjunto con resultados de contenidos químicos y toxicidad en sedimentos	Directamente aplicable a la vida acuática y en parte a la vida silvestre. Indirectamente aplicable a la salud humana y a algunas especies de la vida silvestre	Recolección de sedimentos empleando una draga
Estructura de comunidades bentónicas marinas	Permite describir condiciones en sectores referenciales, condiciones de línea base y efectos de alteraciones naturales y antrópicas	No por sí solo. Componente integral de los enfoques AET y triada de calidad de sedimentos	Potencial para identificar especies que son indicadoras de contaminantes en sedimentos a distintos niveles de concentración	Directamente aplicable a la vida acuática y en menor medida a la vida silvestre. Indirectamente aplicable a la salud humana y a algunas especies de la vida silvestre	Recolección de sedimentos utilizando una draga o aparato muestreador cuantitativo similar

Tabla 2.1. (Continuación). Resumen de los enfoques de evaluación de sedimentos: Aplicabilidad.

Nombre del método o enfoque	Uso actual	Capacidad para generar CCS numéricos	Uso potencial	Capacidad de protección	Consideraciones de muestreo y análisis
Triada de calidad de sedimentos	Determina la extensión de la degradación inducida por eventos de contaminación	Si. Empleado para el plomo, HAP y PCB	Identificación de áreas problema, priorización y ranqueo de áreas degradadas y predicción de áreas susceptibles de degradación	Vida acuática (directamente), vida silvestre y salud humana (indirectamente).	Muestras de sedimentos colectadas en condiciones naturales. Recomendable 5 réplicas bentónicas
Umbral de efectos aparentes	Aplicado en varios programas para desarrollar directrices para la protección de la vida acuática en Puget Sound (Washington)	Si	Identificación de áreas problema, identificación de problemas con sustancias químicas en los sedimentos y orientación para actividades de limpieza.	Vida acuática	Muestras de sedimentos recolectadas en terreno; se recomienda 50 o más estaciones. Efectuar mediciones químicas para un amplio rango de clases químicas.
Comisión Conjunta Internacional	Considerada como guía para la evaluación de sedimentos contaminados en los Grandes Lagos	Si	Evaluación de Áreas de Interés. Posibilidad de aplicación fuera de la cuenca de los Grandes Lagos	Directamente aplicable a la vida acuática, e indirectamente aplicable a la vida silvestre y salud humana	Recolección de muestras de sedimentos, muestreo de macroinfauna, determinación de contaminantes en tejidos de peces y registro de anomalías externas en peces
"Libro Verde" 1991	Guía para actividades de dragado, científicos y comunidad reguladora	Permite validar CCS bajo desarrollo	Será aplicado para evaluar materiales de dragado	Aplicable directamente a la vida acuática, vida silvestre y salud humana	Plan de muestreo integral para sedimentos y aguas
National Status and Trends Program (NS&T)	Inicialmente empleado para desarrollar directrices aplicables al Programa NS&T	Si	Identificar sustancias químicas tóxicas en los sedimentos; ranquear y priorizar áreas de estudio; evaluar peligros ecológicos potenciales de sedimentos contaminados; diseñar bioensayos con sedimentos dosificados; describir efectos tóxicos asociados con ciertas concentraciones de sustancias químicas; cuantificar la posibilidad de toxicidad para un rango de concentraciones químicas	Estas directrices aportan una estimación de los efectos sobre las comunidades bentónicas. Su aplicación no está prevista para la protección de la salud humana o vida silvestre.	Minimiza la necesidad de muestreo adicional a través del uso de datos ya existentes

Tabla 2.2. Resumen de los enfoques de evaluación de sedimentos: Versatilidad

Nombre del método o enfoque	Resumen del método	Tipo de datos requeridos	Versatilidad					
			Tipos diferentes de sedimentos	Sustancias químicas	Predictibilidad de efectos sobre organismos	Control de contaminantes <i>in situ</i>	Control en la fuente	Aplicación para disposición
Test de toxicidad para sedimentos integros	Exposición de los organismos ensayados a sedimentos naturales	Físicos, químicos y biológicos	Cualquier tipo	Todas las clases y combinaciones de sustancias químicas	En teoría es aplicable a cualquier organismo	Puede monitorear directamente la contaminación <i>in situ</i>	Puede identificar fuentes sospechosas	Ampliamente empleado para determinar toxicidad previo a la disposición
Test de toxicidad para sedimentos dosificados	Sedimentos preparados con una sustancia o mezcla de sustancias químicas en cantidades conocidas	Datos de los organismos de ensayo, de los organismos de referencia y del sedimento control. Datos físicos, químicos y biológicos	Cualquier tipo	Todas las clases y combinaciones de sustancias químicas	En teoría es aplicable a cualquier organismo	Puede emplearse para el desarrollo de criterios. Permite identificar la extensión del problema, monitorear tendencias y establecer metas de cumplimiento en actividades de limpieza	Se puede emplear en combinación con modelos de disposición de cargas residuales para establecer la concentración máxima permisible de un efluente	Permite determinar toxicidad antes de la disposición de un material residual
Test de toxicidad con agua intersticial	Preparación de agua intersticial, ensayo de toxicidad y procedimientos TIE	Respuestas física, química y biológica, identificación de compuestos tóxicos	Cualquier tipo que permita obtener cantidades apropiadas de agua intersticial	Compuestos orgánicos no iónicos solubles en agua, metales catiónicos y amonio. La interacción de todos ellos.	Predice impactos sobre organismos una vez que el agente tóxico se individualiza	Identifica sedimentos con sustancias tóxicas y permite diseñar planes de remediación. Se emplea en rutinas de monitoreo	Es ideal para regular fuentes puntuales de contaminación y fuentes difusas que sean controlables	Permite determinar toxicidad previa a la disposición final
Particionamiento de equilibrio	Predice la concentración química en el agua intersticial y la compara con el criterio crónico de calidad del agua	Análisis de sedimentos integros y concentración de COT	Después que el ensayo se encuentre totalmente desarrollado, se espera su aplicación para una amplia gama de tipos de sedimentos	Existen modificaciones de los métodos para diferentes clases de sustancias químicas	Permite predecir efectos tóxicos para un amplio rango de organismos	Permite localizar fuentes de contaminación e identificar metas de cumplimiento para actividades de limpieza.	Predice concentraciones de una sustancia química, sobre la cual se espera probables efectos adversos	Confiable para estimar la disposición de materiales residuales en ambientes acuáticos, no así para su disposición en sectores terrestres



Tabla 2.2. (Continuación). Resumen de los enfoques de evaluación de sedimentos: Versatilidad

Nombre del método o enfoque	Resumen del método	Tipo de datos requeridos	Versatilidad					
			Tipos diferentes de sedimentos	Sustancias químicas	Predictibilidad de efectos sobre organismos	Control de contaminantes <i>in situ</i>	Control en la fuente	Aplicación para disposición
Residuos tisulares	Relaciona efectos tóxicos con la presencia de residuos, y estos con la presencia de contaminantes en sedimentos	Identificación de químicos en sedimentos mediante exploración de residuos en organismos acuáticos.	Cualquier tipo	Compuestos orgánicos no iónicos y organometálicos que bioacumulan	Independiente del tipo de organismo, a menos que no se pueda obtener residuos en los tejidos	Proporciona métodos validados de evaluación para la salud humana y para riesgos ecológicos	Proporciona un buen fundamento para establecer controles en fuentes contaminantes puntuales y difusas	Adecuado para ser usado junto con modelos de partición y bioacumulación
Estructura y función de comunidades bentónica dulceacuicolas	Campañas de terreno, recolección, separación e identificación de organismos bentónicos	Varía de una simple lista de familias presentes a matrices de taxa/estaciones con recuentos de abundancia	Cualquier tipo, aunque se debe comparar tipos sedimentarios similares	Muchas sustancias químicas individuales o clases de las mismas	Facilita el uso de macroinvertebrados bentónicos como organismos indicadores	Tiene aplicación para sondear fuentes potenciales de contaminación	Empleado extensivamente para caracterizar fuentes de contaminación y establecer sitios de control	Recomendado para la disposición de materiales en áreas lacustres abiertas
Estructura de comunidades bentónicas marinas	Recolección, separación e identificación de organismos bentónicos	Número de taxa, abundancia de cada taxón y biomasa. Variables convencionales para sedimentos	Cualquier tipo, aunque se debe comparar tipos sedimentarios similares	Se aplica a categorías generales con excepciones que se basan en el nivel de enriquecimiento orgánico	Facilita el uso de macroinvertebrados bentónicos como organismos indicadores. Sin embargo se requiere mayores estudios para predecir efectos específicos sobre predadores potenciales	No ha sido empleado para establecer CCS para sedimentos marinos contaminados	Tiene valor limitado en la caracterización de fuentes específicas	Aún no se ha contemplado su empleo para evaluar sedimentos que serán dragados
Triada de calidad de sedimentos	Requiere caracterización química de sedimentos, bioensayos con sedimentos y variables ecológicas de comunidades	Concentraciones de sustancias químicas, toxicidad de sedimentos y datos de macroinfauna bentónica	Cualquier tipo	Todas las sustancias químicas	En base a datos sobre distintas especies permite predecir efectos biológicos	Un enfoque integral que permite establecer interacciones potenciales entre distintas mezclas de sustancias químicas y el entorno	Enfoque integral y complementario para los procedimientos TIE para efluentes	Utilizado como información complementaria para la toma de decisiones

Tabla 2.2. (Continuación). Resumen de los enfoques de evaluación de sedimentos: Versatilidad

Nombre del método o enfoque	Resumen del método	Tipo de datos requeridos	Versatilidad					
			Tipos diferentes de sedimentos	Sustancias químicas	Predictibilidad de efectos sobre organismos	Control de contaminantes <i>in situ</i>	Control en la fuente	Aplicación para disposición
Umbral de efectos aparentes	Recopilación de datos de concentraciones químicas y de tipo biológicos para una misma estación. Comparación de efectos biológicos con respecto a condiciones referenciales	Se aplican test estadísticos para establecer si existen diferencias significativas en los efectos adversos con respecto a una condición control. Generación de AET para cada sustancia química e indicador biológico	Cualquier tipo	Todas las clases y sustancias químicas	Para cualquier estadio de vida de algún organismo acuático para el cual se pueda determinar una respuesta biológica	Empleado como herramienta predictiva en la designación de áreas problema y como una base de datos para acciones de remediación	Bastante adecuado para identificar áreas problemáticas y establecer controles para fuentes de contaminación	Los valores generados mediante este enfoque permiten predecir si ocurrirán efectos biológicos tras la disposición de materiales de dragado en ambientes acuáticos
Comisión Conjunta Internacional	Estado I. Evaluación <i>in situ</i> de condiciones químicas, físicas y de la estructura comunitaria bentónica. Estado II. Evaluación detallada de las 4 fases	Características físicas, concentraciones químicas en sedimentos y tejidos, estructura comunitaria bentónica y malformaciones externas	Cualquier tipo	La mayoría de las sustancias químicas presentes en los Grandes Lagos	Diseñado para el análisis de organismos autóctonos	Desarrollado específicamente para evaluar la presencia de contaminantes <i>in situ</i>	Identificación de "hot spots" y establecimiento de diferencias significativas con respecto a condiciones referenciales	Empleado en la fase inicial de toma de decisiones para la disposición de materiales
"Libro Verde" 1991	Procedimiento jerárquico consistente en ensayos para caracterizar materiales de dragado y predecir su impacto. Incluye evaluaciones químicas y físicas de sedimentos, toxicidad y estudios de bioacumulación	Datos sobre variables físicas y químicas de los sedimentos	Cualquier tipo con excepción de sedimentos extremadamente gruesos compuestos por partículas angulosas	Amplio rango de sustancias químicas orgánicas e inorgánicas	Considera efectos sobre organismos marinos representativos de la fauna endémica.	Desarrollado para determinar Concentraciones Límite Permisibles para la columna de agua y comunidades bentónicas, aplicable para materiales de dragado	No está diseñado para este propósito aunque podría ser de utilidad	Aplicado para la toma de decisiones en el manejo de la disposición de materiales en el océano

Tabla 2.2. (Continuación). Resumen de los enfoques de evaluación de sedimentos: Versatilidad

Nombre del método o enfoque	Resumen del método	Tipo de datos requeridos	Versatilidad					
			Tipos diferentes de sedimentos	Sustancias químicas	Predictibilidad de efectos sobre organismos	Control de contaminantes <i>in situ</i>	Control en la fuente	Aplicación para disposición
National Status and Trends Program (NS&T)	A partir de una base de datos de concentraciones químicas y variables biológicas, se deriva 3 rangos de concentraciones químicas: el rango de no-efectos, el rango de efectos posibles y el rango de efectos probables	Datos biológicos y químicos pareados procedentes de bioensayos con sedimentos dosificados, modelos de particionamiento de equilibrio y estudios de terreno	Puede ser aplicado a cualquier tipo de sedimento, ya sea dulceacuicola, estuarino o marino	Puede ser aplicado a una amplia variedad de sustancias químicas	Ampliamente aplicable a organismos bentónicos	Proporciona una base para evaluar datos sobre concentraciones químicas en sedimentos y ranquear áreas y sustancias químicas de interés. Permite identificar la necesidad de mayores investigaciones para sustentar decisiones regulatorias	Aporta evidencia sustentable y defendible para la evaluación de contaminantes a efecto de tomar las acciones necesarias para el control de la fuente contaminante	Puede operar como una herramienta de evaluación adicional

Tabla 2.3. Resumen de los enfoques de evaluación de sedimentos: Facilidad de empleo

Nombre del método	Facilidad de empleo	Costo relativo (US\$)	Tendencia a ser conservativo	Nivel de aceptación	Nivel necesario de esfuerzo	Interpretabilidad de los resultados
Test de toxicidad para sedimentos íntegros	La mayoría son simples de ejecutar. Alguno puede requerir de cierto entrenamiento	150 – 500 por muestra	Los ensayos pueden ser efectuados de modo tan sensitivo o conservativo como se desee	Ampliamente aceptado	Relativamente bajo; muestreos en terreno y realización de ensayos de toxicidad en el laboratorio	Fácilmente interpretables. Los resultados se interpretan en términos de "aceptado" o "rechazado"
Test de toxicidad para sedimentos dosificados	La mayoría son simples de ejecutar. Alguno puede requerir de cierto entrenamiento	100.000 para establecer un CCS para una determinada sustancia química	Alto grado de exactitud. Se encuentra limitado en su capacidad para reflejar todos los procesos ecológicos que se vean afectados por la presencia de contaminantes	Ampliamente aceptado	Muestreo en terreno, ejecución de ensayos de toxicidad en laboratorio y realización de cálculos	Proporciona relaciones de causa- efecto
Test de toxicidad con agua intersticial	Análisis directos apoyados de instrumentación altamente sensitiva	Caso específico	Tan sensitivo o conservativo como sea necesario	Requiere de una base teórica para su entendimiento	Muestreo de terreno, preparación del agua intersticial, ensayos de toxicidad y procedimientos TIE	Facilidad para la interpretación de los resultados
Particionamiento de equilibrio	La ejecución de los cálculos son directos cuando se dispone de los datos necesarios	Es dependiente de los costos que signifique la obtención de los datos químicos para un sitio específico	Los niveles de protección de los CCS son similares a los criterios de calidad de aguas	Amplia aceptación	Varia. No se requiere datos biológicos específicos para un sector	Requiere de interpretación aunque la información proporcionada es clara
Residuos tisulares	Requiere de conocimientos técnicos	Generalmente se incurre en bajos costos de análisis	No tiene tendencia a ser conservativo	Aceptado como evidencia para la toma de decisiones regulatorias	Varía de leve a muy alto	Varía según el tipo de contaminación, la complejidad en la distribución de los contaminantes y su aplicabilidad desde una perspectiva regulatoria
Estructura y función de comunidades bentónica dulceacuicolas	El equipamiento y los materiales son baratos y minimos. Requiere de conocimiento técnico para separar e identificar organismos	700 por muestra	Alta	Amplia aceptación desde una perspectiva histórica.	La generación de resultados dependen de la cantidad de muestras y recursos humanos involucrados	La interpretación de los resultados requiere de un experto. Los resultados pueden ser fácilmente incorporados en una estrategia de manejo
Estructura de comunidades bentónicas marinas	Es simple si se conoce el procedimiento de recolección de muestras, el tratamiento de las mismas y el procesamiento de la información	400 – 1000 por réplica	Moderado	Amplia aceptación desde una perspectiva histórica	De semanas a meses, dependiendo de la cobertura del área de muestreo y de la composición faunística	Requiere de un experto para la interpretación de la información

Tabla 2.3. (Continuación). Resumen de los enfoques de evaluación de sedimentos: Facilidad de empleo

Nombre del método	Facilidad de empleo	Costo relativo (US\$)	Tendencia a ser conservativo	Nivel de aceptación	Nivel necesario de esfuerzo	Interpretabilidad de los resultados
Triada de calidad de sedimentos	Requiere de un alto nivel de experiencia para obtener la información	Su implementación requiere recursos sustanciales. Sin embargo es un método de una alta relación costo-beneficio	Empírico; debido a su concepción no es posible establecer una tendencia clara con respecto a este punto	Amplio	Dependiente de los diferentes niveles de resultados que se requiera	Se necesita del juicio de un experto
Umbral de efectos aparentes	Directamente aplicable con los conocimientos necesarios	200 – 1800 por estación	Altamente conservativo	Aceptado por la comunidad reguladora	Requiere recolección de datos en terreno, ingreso y validación de los mismos.	Se debe interpretar la información química y biológica en forma conjunta
Comisión Conjunta Internacional	Se aplica en el área de investigación	Es costoso. Hasta 5000.000 dólares para una completa evaluación	Altamente conservativo	Es una combinación de métodos individuales ampliamente aceptados	Relativamente alto	El análisis es complejo y la interpretación requiere de investigadores entrenados
"Libro Verde" 1991	Se requiere de experiencia para su aplicación	Es difícil de estimar. Las etapas I, II, III y IV están ordenadas según su complejidad creciente y costos involucrados	Altamente conservativo	Ampliamente aceptado	Bajo en Etapa I; relativamente alto en Etapas III y IV	El análisis de datos es complejo
National Status and Trends Program (NS&T)	Se basa en información existente. Se pueden desarrollar directrices en forma rápida y simple	El empleo de bases de datos existentes es simple. Si es necesario generar nuevos datos los costos involucrados podrían ser relativamente altos	No se ha cuantificado la capacidad predictiva de estas directrices	Amplia aceptación	El nivel de esfuerzo para desarrollar una base de datos original es relativamente alto. Una vez elaborada el nivel de esfuerzo requerido disminuye.	Proporciona al usuario cierta flexibilidad en el uso e interpretación de las directrices. El mismo usuario puede estimar el grado de certeza de la información.

Tabla 2.4. Resumen de los enfoques de evaluación de sedimentos: Aceptabilidad

Nombre del método	Aplicabilidad ambiental	Exactitud y precisión	Cobertura de su uso	Validación en terreno
Test de toxicidad para sedimentos integros	Se aplica a un amplio rango de sedimentos y de condiciones ambientales	Alta	Amplia	En algunos casos es necesaria su validación en condiciones naturales
Test de toxicidad para sedimentos dosificados	Se aplica a un amplio rango de sedimentos y de condiciones ambientales	Alta	Aún existen fases del proceso en etapa de desarrollo. Mayor estandarización en el método	En algunos casos es necesaria su validación en condiciones naturales
Test de toxicidad con agua intersticial	Aplicable a todo tipo de sedimentos y de condiciones ambientales	Alta	Amplia aceptación para ambientes marinos y dulceacuícolas	Requiere de poca validación bajo condiciones naturales
Particionamiento de equilibrio	Se aplica a sedimentos con COT >0,2% y sustancias químicas no iónicas	Tiene asociado cierto grado de incerteza	Está siendo empleado por la US EPA para derivar CCS	Se requiere de cierta validación bajo condiciones naturales
Residuos tisulares	Todos los tipos	Generalmente alto	Amplia aceptación	Necesita validación en terreno para algunas sustancias químicas individuales, no así para mezclas de las mismas
Estructura y función de comun. bent. dulceacuícolas	Ecosistemas dulces lóticos y lénticos	Alta	Amplia aceptación	Requiere obviamente estudios <i>in situ</i> . Por lo tanto evalúa en forma consistente la calidad ambiental.
Estructura de comunidades bentónicas marinas	Mide directamente los efectos ambientales	Alta. Si es necesario se aumenta el número de réplicas	Ha sido una herramienta valiosa por muchas décadas	Requiere obviamente estudios <i>in situ</i> . Por lo tanto evalúa en forma consistente la calidad ambiental.
Triada de calidad de sedimentos	Extremadamente alta	No se ha determinado cuantitativamente; se espera sea alta	Ha sido aplicado para identificar áreas degradadas	
Umbral de efectos aparentes	Alta	Sensitiva y eficiente El número de estaciones tiene un efecto notorio sobre la incerteza del AET	Aplicado ampliamente por agencias regulatorias en Estados Unidos	Validado en sectores específicos de Estados Unidos
Comisión Conjunta Internacional	Alta	No ha sido determinado cuantitativamente. Se espera sea alta.	Publicado en 1989. Métodos individuales ampliamente usados y aceptados	Su primera validación en terreno se efectuó en 1989-1991 como parte del programa ARCS USEPA
"Libro Verde" 1991	Alta	Se aplica bien a programas de aseguramiento de calidad (QA)	Se aplica a todas aquellas evaluaciones que requieran disponer materiales de dragado	Gran parte de los procedimientos han sido validados en terreno
National Status and Trends Program (NS&T)	Altamente aplicable para la interpretación de datos ambientales	La variabilidad es mínima una vez que se determina el número mínimo de datos para desarrollar directrices consistentes. La exactitud para predecir toxicidad aún no ha sido determinada	Ha sido aplicado por el NS&T de la NOAA, Environment Canada y el Florida Dep. of Environ. Regulation. Una variación del enfoque original la aplica el California Water Resources Control Board.	Las validaciones aún no han sido cuantificadas.



## 2.3. ANALISIS DE VENTAJAS Y LIMITANTES DE LOS ENFOQUES MAS EMPLEADOS

Las directrices numéricas de calidad de sedimentos han sido desarrolladas en Norteamérica (Canadá y Estados Unidos) aplicando distintos tipos de enfoques, tanto de tipo práctico teórico como de índole teórica. Al derivar directrices de calidad de sedimentos es necesario considerar qué se desea proteger: organismos de la macroinfauna bentónica, vida silvestre, salud humana, entre otros.

Como se señaló en el acápite anterior, al realizar una revisión de los antecedentes disponibles en la literatura especializada se señala al menos 10 enfoques distintos para derivar DCS. A continuación se realiza un análisis de los más relevantes susceptibles de ser aplicados a la realidad nacional, indicando sus fortalezas y debilidades.

### a. Contenido de niveles basales en sedimentos (Sediment Background Approach)

En este enfoque, las concentraciones de contaminantes presentes en los sedimentos se comparan con niveles medidos en sitios referenciales en donde la presencia de este tipo de sustancias se considera dentro de contenidos naturales o aceptables (OMOE, 1987, 1988). Mediante la aplicación de este enfoque, se establece el grado de alteración en los sedimentos en comparación con un sitio de referencia "confiable" o con un nivel de contaminación "aceptable". Un sitio de referencia "confiable" se refiere a un lugar físico en donde se cree o estima que los sedimentos se encuentran relativamente libres de aportes antropogénicos. El fundamento de este enfoque se basa en el supuesto que las concentraciones superiores al valor o nivel basal ("background") ocasionan efectos adversos sobre los organismos acuáticos.

Si no se dispone de sectores que *a priori* se consideren libres de contaminación o con niveles aceptables, como alternativa se puede recurrir a técnicas geoquímicas para determinar contenidos preindustriales de sustancias de interés mediante la determinación en diferentes estratos de la columna de sedimento. Este tipo de técnicas geocronológicas han sido aplicadas con relativo éxito para el seguimiento histórico de contenidos de metales, sin embargo su aplicabilidad a compuestos de origen orgánico aún no ha sido demostrada.

#### Ventajas del enfoque

Para aplicar este tipo de enfoque no se requiere de una gran cantidad de datos, ya que sólo se necesita mediciones de concentraciones químicas de sustancias contaminantes en los sedimentos. De este modo se puede recurrir a información ya existente, minimizando de este modo la necesidad de obtención de datos adicionales.

Este tipo de enfoque no requiere de datos cuantitativos toxicológicos y evita la búsqueda de explicaciones sobre el comportamiento mecanístico subyacente de estas sustancias químicas o de sus efectos biológicos. Este tipo de límites tiene la ventaja que aporta un valor de la concentración química de una determinada sustancia (*i.e.* metales) que está presente en forma natural en el ambiente. Si bien es posible que se puedan percibir efectos biológicos a



niveles de concentración metalogénicos que son indistinguibles de un nivel basal no antropogénico, es difícil justificar la regulación de un estándar que nunca se ha cuantificado en el ambiente. Con respecto a los compuestos orgánicos, los cuales son mayoritariamente de origen antrópico, en teoría los niveles basales deberían tener un valor cero. Sin embargo, en muchas áreas la presencia de este tipo de compuesto no obedece a la presencia de una fuente cercana, sino que su origen se traza a sectores distantes y que por efecto de procesos de dispersión de gran escala son distribuidos a las áreas más remotas del planeta.

### Limitaciones del enfoque

Debido a que este enfoque se fundamenta sólo sobre las concentraciones químicas de sustancias contaminantes en sedimentos, carece de un respaldo biológico en su concepción. Con esta limitante, no es posible determinar relaciones de causa-efecto entre los niveles de contaminantes en los sedimentos y los organismos que habitan este tipo de ambiente acuático.

El uso exclusivo de datos químicos implica que las características de los sedimentos no tienen influencia sobre la fauna bentónica, lo que significa que sólo las concentraciones de las sustancias químicas son responsables de los efectos observados. Sin embargo, se ha demostrado que características sedimentarias como el tamaño del grano, contenido orgánico, niveles de oxígeno disuelto, entre otras, son factores importantes que afectan la composición de las comunidades bentónicas.

En este enfoque se encuentra implícito el supuesto que las sustancias químicas presentes se encuentran biodisponibles. En consecuencia, este enfoque no considera la existencia de diferentes especies químicas las cuales tienen distinta biodisponibilidad y características toxicológicas. Una limitación más de este enfoque es que los niveles basales tienden a ser altamente sitio-específicos, por lo que el sector referencial podría tener una representatividad relativamente baja en cuanto a la distribución espacial de los contenidos naturales de las sustancias químicas de interés ambiental.

### **b. Particionamiento de equilibrio (Equilibrium Partitioning Approach, EP)**

El particionamiento de fase de los compuestos orgánicos ha sido empleado para describir la distribución de ciertos compuestos orgánicos presentes en distintos compartimentos acuáticos. De manera similar a la adsorción, el particionamiento es uno de los procesos mediante el cual los compuestos orgánicos pueden ser sorbidos en las partículas de sedimentos. Sin embargo, una diferencia importante es que este proceso depende de la solubilidad y por lo tanto el particionamiento reversible (*i.e.* en equilibrio) de los compuestos orgánicos no polares es una función de su solubilidad en el agua. Aquellos compuestos muy insolubles, se particionan fuertemente hacia la fase sedimentaria (*i.e.* partículas de sedimento) quedando presente una muy pequeña cantidad de los mismos en la fase acuosa (*i.e.* agua intersticial). Estos compuestos tienden a tener altos coeficientes de partición; para medir este proceso se utiliza el coeficiente de partición agua/octanol ( $K_{ow}$ ). El  $K_{ow}$  corresponde a la proporción que existe entre la cantidad de un compuesto soluble en solvente orgánico, como por ejemplo el octanol, y la que es soluble en agua.





Este enfoque ha sido uno de los más intensamente investigados por la US EPA en los Estados Unidos. Un supuesto básico de este enfoque se fundamenta en que la distribución de un contaminante entre la fase sólida y la fase líquida, se encuentra controlada de un modo predecible por un estado de equilibrio en el intercambio continuo de estas sustancias entre ambas fases. De este modo, el particionamiento en estas dos fases se puede calcular a partir del coeficiente de partición y por la cantidad de sorbente presente en el sedimento, siendo el carbono orgánico el sorbente primario. Existe evidencia suficiente para mostrar que el carbono orgánico en los sedimentos es el factor ambiental principal que influye en el proceso de particionamiento (Di Toro *et al.*, 1985 in OMOE, 1988). Los valores de coeficiente de partición, que pueden ser estimados a partir del  $K_{ow}$ , se normalizan con respecto al contenido orgánico en el sedimento.

Además, este enfoque también asume que el agua intersticial es la ruta primaria de exposición del organismo a la presencia de contaminantes en el sedimento. En consecuencia, el EP supone que sólo la concentración de sustancia contaminante particionada en el agua es de interés, mientras que la presente en las partículas sedimentarias no está biodisponible. Aplicando este enfoque, los coeficientes de partición específicos para cada contaminante se determinan (generalmente expresados en términos de contenido de COT del sedimento) y se utilizan para predecir la distribución del contaminante entre el sedimento y el agua intersticial. Obviamente que este enfoque sólo es válido para aquellos contaminantes que se pueden particionar entre ambos tipos de fases; las sustancias contaminantes que no se particionan apreciablemente en la materia orgánica del sedimento y aquellas cuyo comportamiento es altamente impredecible, como por ejemplo los metales, no pueden analizarse bajo esta perspectiva.

Bajo el enfoque EP, se puede desarrollar un coeficiente de partición genérico normalizado con COT que luego se multiplica por un Objetivo de Calidad de Agua (OCA) o una Directriz de Calidad de Agua (DCA) existente para derivar una directriz de calidad de sedimento. En esencia, los coeficientes de distribución para las sustancias orgánicas no polares se usan para establecer la concentración química en los sedimentos que, en condiciones de equilibrio, no excederán los OCA o DCA en el agua intersticial.

### Ventajas del enfoque

Ya que este tipo de enfoque incorpora los niveles de no-efecto implícitos en los OCA/DCA previamente existentes, los niveles numéricos que se establecen al derivar las directrices para sedimentos también tienen incorporado este atributo (no-efecto) para la protección de aquellos usos para los cuales las directrices de calidad de aguas fueron diseñadas. En otras palabras, si los valores de las directrices de calidad de aguas aseguran la protección de los distintos tipos de usos de estos recursos, entonces las DCS también lo harán ya que estas últimas derivan de las primeras.

El EP se apoya sobre argumentos toxicológicos preexistentes que fueron establecidos durante el desarrollo de los criterios para la calidad de aguas. De este modo, no es necesario efectuar una nueva evaluación toxicológica para proteger los organismos bentónicos que se encuentran expuestos al agua intersticial. Sin embargo, una limitante de tipo práctica es que este enfoque sólo es aplicable a aquellas sustancias químicas para las cuales existe previamente un criterio de calidad para aguas. Por otra parte, si los criterios para aguas y sedimentos se orientan a la protección de diferentes organismos, entonces es necesario suponer que los dos grupos de organismos exhiben igual sensibilidad frente a niveles dados de contaminantes.



### Limitaciones del enfoque

El supuesto básico que la disponibilidad de un compuesto orgánico para un organismo acuático se encuentra regulada por su concentración particionada en el agua, ignora tanto el efecto de los sedimentos como de otros organismos (*i.e.* cadena alimentaria) como fuentes potenciales que también pueden aportar el compuesto analizado. A la fecha no se ha demostrado que el agua intersticial sea la única o la principal ruta de exposición y, por otra parte, que para los compuestos altamente hidrofóbicos (aquellos con alto  $K_{ow}$ ) las rutas restantes sean relevantes para su bioacumulación.

Si bien debe existir una relación entre las condiciones existentes en el agua intersticial y las imperantes en la columna de agua, no existen antecedentes científicos suficientes para establecer cuáles son los procesos que gobiernan esta dinámica, más aún si se considera que el agua intersticial se encuentra en equilibrio con la fase sedimentaria. Por otra parte, es plausible que la transferencia de sustancias contaminantes desde el agua intersticial hacia la columna de agua sea altamente dependiente de las condiciones ambientales del lugar y de la circulación local.

La aplicación de este enfoque se limita a aquellos contaminantes que exhiben un comportamiento de partición predecible. Ya que el particionamiento de los metales en los sedimentos es altamente impredecible, debido a que los coeficientes de partición agua-sedimento pueden variar sobre un amplio rango, difiriendo incluso en ordenes de magnitud debido a su dependencia de factores tales como el potencial de óxido-reducción, pH, oxígeno disuelto y contenido en materia orgánica del sedimento, y los compuestos orgánicos polares generalmente no se particionan en los sedimentos, el enfoque EP sólo es aplicable a compuestos orgánicos no polares.

La validez científica de una DCS derivada a través de este enfoque depende estrechamente de la exactitud de los coeficientes de partición empleados. En una revisión de coeficientes de partición publicados por distintos autores, se puede apreciar una amplia variabilidad en los valores, incluso diferencias a nivel de órdenes de magnitud. Esta situación significa una gran dificultad para elegir un valor representativo que pueda ser empleado en el desarrollo de una directriz y a menos que se establezca un procedimiento estándar para su cálculo, no se prevé la obtención de directrices consistentes o compatibles mediante este enfoque.

Con el estado de arte actual, el enfoque EP no puede incorporar todas las formas posibles en que una sustancia contaminante pueda existir y tampoco considerar todos los posibles constituyentes sedimentarios en los cuales se pueda particionar. Actualmente, esta es una desventaja del enfoque EP ya que las distintas variantes de una sustancia contaminante tienen su propia toxicidad y características de particionamiento. Las distintas especies químicas de un contaminante pueden ser biodisponibles y tóxicas, aunque a menudo sus concentraciones dependen en forma aproximadamente lineal de la concentración de una sola de estas especies químicas. Si bien para los compuestos no polares se ha podido establecer que una especie se correlaciona con los efectos tóxicos observados, aún no se ha demostrado la existencia de este patrón para metales o compuestos orgánicos polares. El enfoque EP no es apto para este tipo de sustancias (metales y orgánicos polares) debido a la multiplicidad de mecanismos de adsorción; por lo demás aún no está claro qué componentes sedimentarios controlan efectivamente el proceso de particionamiento.



Sin embargo, más recientemente la US EPA ha propuesto emplear el enfoque EP para evaluar la biodisponibilidad de metales en sedimentos. Este enfoque se fundamenta en dos factores: 1) sulfuros volátiles ácidos (AVS en inglés) y metales simultáneamente extraídos (SEM en inglés) para estimar biodisponibilidad; y 2) comparación de concentraciones de metales en el agua intersticial con respecto a valores crónicos de criterios de calidad de aguas. Si el valor AVS excede la suma molar de los SEM considerando las concentraciones de Cd, Cu, Pb, Ni, Ag y Zn, estos metales no son considerados biodisponibles. Si la sumatoria es menor que 1, entonces los metales no se consideran de relevancia para los organismos acuáticos.

### c. Umbral de Efectos Aparentes (Apparent Effects Threshold Approach, AET)

El AET es un enfoque para derivar DCS que fue desarrollado por el equipo de Tetra Tech (1986). Su fundamento radica en un planteamiento estadístico basado en un enfoque que intenta establecer relaciones cuantitativas entre contaminantes específicos presentes en los sedimentos y los efectos biológicos observados. Dichos efectos biológicos pueden ser medidos tanto en condiciones naturales (*i.e.* cambios en la estructura de las comunidades bentónicas) como en condiciones de laboratorio (*i.e.* bioensayos con sedimentos). La base de este enfoque es encontrar la concentración de un contaminante en el sedimento, sobre cuyo nivel siempre se observe efectos biológicos significativos. Puede ser un efecto en particular o una serie de distintos tipos, tales como toxicidad crónica o aguda, cambios en la composición comunitaria y bioacumulación, que son considerados en conjunto con los niveles del contaminante medido en el sedimento. Es inherente a este enfoque el supuesto que los efectos observados sobre este nivel de contaminación, se encuentran específicamente relacionados con la presencia del contaminante de interés, mientras que bajo dicho nivel cualesquiera de los efectos observados podrían deberse a otras sustancias contaminantes.

#### Ventajas del enfoque

El enfoque AET se basa en efectos y en consecuencia es más defendible que el enfoque de particionamiento con respecto a la protección de los organismos bentónicos. El método asume una relación directa de causa-efecto entre las concentraciones de un contaminante en los sedimentos y la ocurrencia de efectos biológicos significativos.

A diferencia del enfoque EP, el enfoque AET no establece supuestos con respecto a la disponibilidad del contaminante desde los distintos compartimentos ambientales. De este modo, los efectos sobre la biota pueden tener su origen en la presencia de contaminantes adsorbidos en las partículas de sedimento, en el agua intersticial y en la absorción que se produce a través del tracto intestinal durante el proceso de digestión.

#### Limitaciones del enfoque

El método no tiene la capacidad para discriminar los efectos biológicos que podrían tener su causa en una combinación de contaminantes. Si bien se asume una relación causa-efecto, el método no tiene la potencialidad para demostrar claramente esta relación para un determinado tipo de contaminante. De este modo, aunque los efectos ecotóxicos se pueden establecer en forma clara, éstos no pueden ser atribuidos con certeza a una sustancia química en particular.



Al aplicar este enfoque se debe tener precaución al seleccionar la especie que se empleará como indicadora y el tipo de efecto ("endpoint") que será medido o estimado. Si los datos empleados consisten de un conjunto de especies y de tipos de efectos, siempre predominará el menos sensitivo de éstos y cabe la posibilidad que las directrices que se deriven podrían no proteger a otras especies más sensitivas. Por ejemplo, si la base de datos para una sustancia contaminante en particular contiene datos sobre toxicidad aguda para tubificidos, entonces el AET estará diseñado para proteger a los tubificidos contra los efectos de la toxicidad aguda y, en consecuencia, no proveerá protección a especies que son más sensitivas o contra efectos de naturaleza crónica.

Para la mayoría de los propósitos prácticos este método requiere datos de toxicidad crónica provenientes de bases de datos ya existentes, que permitan derivar directrices cuyos valores sean más altos (en algunos por un orden de magnitud) que las dosis calculadas por otros medios. Esta situación obedece a que generalmente se emplean datos de toxicidad aguda, los cuales deben ser ajustados mediante un factor de corrección para expresarlos como toxicidad crónica. El desarrollo de una base de datos de toxicidad crónica (por ejemplo en base a efectos reproductivos y a efectos en los estadios de vida más sensitivos) requiere un extensivo conjunto de información que actualmente no está disponible en forma estandarizada. Para disponer de dicha información, es necesario efectuar una intensiva labor a nivel de laboratorios. Además, para que los datos generados por distintos investigadores sean útiles, es necesario que exista consistencia en los procedimientos y en la selección del tipo de efecto.

En la práctica, probablemente las directrices generadas por el enfoque AET son subprotectoras. Esta situación radica en el hecho que este método determina el nivel del contaminante, sobre el cual *siempre* se espera la ocurrencia de efectos biológicos. Sin embargo, los efectos biológicos pueden ser y, de hecho, son observados a concentraciones químicas inferiores a dichos valores, aunque éstos podrían estar ausentes en todas las muestras.

El enfoque AET es aplicable a todos los tipos de contaminantes, empleando tanto ensayos con sedimentos bajo condiciones de laboratorio (sedimentos dosificados, "spiked sediments") y datos de terreno. En las pruebas de laboratorio con sedimentos recolectados en terreno, podría ser difícil diferenciar los efectos en donde exista mezcla de sustancias químicas. Por otra parte, si se emplea sedimentos dosificados en los cuales se agrega sólo un tipo de contaminante o una mezcla específica predeterminada de contaminantes, entonces este método queda sujeto a las mismas limitaciones del enfoque con sedimentos dosificados (analizado más adelante). En cambio, si se emplea sedimentos procedentes del ambiente natural en conjunto con otros datos de campo (*i.e.* composición de las comunidades bentónicas), no es posible segregar los efectos de las mezclas de contaminantes y en consecuencia queda sometido a las mismas limitaciones que afectan al enfoque SLC (ver a continuación).

#### d. Nivel de concentración exploratorio (Screening Level Concentration Approach, SLC)

Tal como el AET, el SLC es un enfoque que se basa en efectos aplicable principalmente a organismos bentónicos. El enfoque SLC emplea datos de terreno considerando la coocurrencia de especies de la macrofauna bentónica en los sedimentos y la presencia de diferentes concentraciones de contaminantes. El SLC es una estimación de la mayor concentración de un contaminante que puede ser tolerada por una proporción numérica específica de las especies bentónicas. En su derivación y aplicación original, se empleo el percentil 95.



La concepción original de este enfoque fue desarrollada por Neff *et al.* (1986). Básicamente el SLC se calcula a través de dos pasos. Primero, para un alto número de especies (al menos 10 para cada sustancia química), se calcula un SLC por especie (SSLC) planteando la distribución de frecuencia de las concentraciones de contaminantes en base a todos los sitios (al menos 10) en donde la especie se encuentre presente. A continuación, el SSLC de la especie se considera como el percentil 90 de esta distribución; la elección de este valor proporciona una estimación más conservativa del SSLC para la especie. En el segundo paso, los SSLC para cada una de las especies son planteados como una distribución de frecuencias y se interpola el percentil 5 de esta distribución. Este valor corresponde al SLC y representa la concentración que el 95% de las especies pueden tolerar.

Un supuesto básico en el método es que los datos cubran el rango de tolerancia completa de cada una de las especies. Este supuesto requiere que se muestree un amplio rango de concentraciones químicas en cada caso (al menos dos órdenes de magnitud). Si bien este es un aspecto importante, algunas veces es difícil de verificar. Esta dificultad yace en el hecho que el rango de tolerancia completo de la mayoría de las especies es desconocido.

Las concentraciones de sustancias contaminantes del tipo compuestos orgánicos no polares se normalizan con respecto al contenido de COT presente en los sedimentos. Ya que estos compuestos experimentan una alta partición en la materia orgánica, dicha concentración normalizada debe representar más cercanamente la disponibilidad del contaminante para los organismos bentónicos. Para el caso de los metales y de los compuestos orgánicos polares, se emplea las concentraciones totales del sedimento íntegro (*i.e.* partículas sedimentarias más agua intersticial) ya que aún no se dispone de un procedimiento óptimo de normalización que represente la disponibilidad del metal.

### Ventajas del enfoque

Considerando que el enfoque SLC no establece supuestos acerca de la ausencia de una especie y considera solo aquellas que están presentes, este enfoque no requiere de un supuesto *a priori* con respecto a la relación causa-efecto entre las concentraciones de contaminantes en los sedimentos y la ausencia o presencia de especies bentónicas. Como no se asume este tipo de relación, entonces no es necesario considerar la amplia variedad de factores ambientales que afectan las comunidades bentónicas, tales como el tipo de sustrato, temperatura y profundidad.

Sin embargo, *a posteriori* se pueden desprender inferencias de este tipo de análisis considerando el rango de concentraciones de contaminantes en los sedimentos que pueden ser toleradas por la infauna bentónica, ya que se dispone de datos de coocurrencia de las especies de la infauna bentónica y de la presencia de sustancias contaminantes en la matriz sedimentaria.

Sin embargo, ya que el enfoque SLC emplea datos de terreno de esta coocurrencia, los factores ambientales que actúan sobre la distribución de las especies también son incorporados al conjunto de datos y la respuesta es una medida tanto de los factores ambientales presentes como de los niveles de contaminantes. Debido a que es una medida acumulativa de los efectos, también integra cambios en las respuestas que se perciben a nivel crónico, tales como reproducción, fecundidad y vulnerabilidad en algunos estadios de vida. Además, integra en la respuesta biológica cualquier efecto sinérgico o aditivo producto de la presencia de múltiples contaminantes que pudiesen



estar presentes en los sedimentos bajo condiciones naturales. Por esta razón, el enfoque SLC supera las dificultades de aplicar datos de bioensayos a situaciones de terreno y la carencia de incertezas asociadas con los coeficientes de partición.

Si bien en sus orígenes fue desarrollado principalmente para su aplicación a compuestos orgánicos no polares (aplicando una normalización con COT), también es apropiado para metales y compuestos orgánicos polares.

### Limitaciones del enfoque

La principal limitación del enfoque SLC estriba en la dificultad para determinar una relación directa de causa-efecto entre un contaminante cualquiera y la fauna bentónica, ya que muy raramente existirá un único contaminante bajo condiciones naturales. Por lo tanto, los efectos que se observen se relacionan con la mezcla completa de sustancias químicas presentes en los sedimentos.

El rango y distribución de las concentraciones de contaminantes, como así también las especies utilizadas pueden afectar significativamente el cálculo del valor SLC. El empleo solamente de bajos valores de concentración de contaminantes, podría no ajustarse al rango completo de tolerancia de la especie y la concentración final se ubicaría bajo el nivel que podría afectar en forma adversa la distribución de dichas especies. En tales situaciones, aún así se podría generar un SLC aunque el valor sería conservativo y no reflejaría las condiciones reales. Este obstáculo se puede superar asegurando que en la base de datos se incluya valores procedentes de áreas fuertemente contaminadas.

El SLC también es sensitivo a las especies incorporadas en la base de datos. A diferencia del enfoque EP, el SLC no supone que alguna ruta de exposición en particular tenga mayor relevancia, por el contrario considera todas las posibles rutas de exposición en forma equivalente. Debido a que la disponibilidad de contaminantes puede diferir según el modo de alimentación del organismo, la proporción de especies de cada uno de los grupos tróficos determinará la forma de la curva SLC. Esta situación también puede ser superada limitando la base de datos a aquellos organismos que viven o se alimentan en los sedimentos.

### **e. Bioensayos con sedimentos dosificados (Spiked Bioassay Approach)**

En este enfoque, las relaciones dosis-respuesta están determinadas por la exposición de los organismos de ensayo, bajo condiciones controladas de laboratorio, a sedimentos que han sido inoculados con cantidades conocidas de sustancias contaminantes (OMOE, 1987, 1988). Los valores de DCS se determinan usando los datos del bioensayo de forma similar a la aplicada para un bioensayo en fase acuosa diseñado para establecer criterios de calidad de aguas. Si no se dispone de datos de toxicidad crónica, se puede realizar una aproximación empleando datos de toxicidad aguda que han sido subponderados por un factor de 10 para obtener un nivel de protección crónica y luego aplicar un factor de seguridad confiable.



### Ventajas del enfoque

La principal ventaja de este enfoque radica en que se puede establecer una relación directa de causa-efecto, al menos bajo condiciones de laboratorio, para una sustancia química en específico o una combinación de las mismas para alguna especie en particular.

### Limitaciones del enfoque

A pesar de esta ventaja, las limitaciones actualmente existentes limitan la aplicación de este método para establecer directrices de calidad. Las técnicas para dosificar sedimentos no han sido estandarizadas y las diferencias en métodos y técnicas desarrolladas pueden influenciar fuertemente los resultados. Además, los bioensayos de laboratorio ejecutados bajo condiciones controladas, tienen la desventaja que podrían no ser directamente aplicables a situaciones en terreno, donde comparativamente las condiciones podrían variar considerablemente. Para derivar directrices realistas a partir de este enfoque, sería necesario efectuar ensayos con diferentes tipos de sedimentos empleando diversas mezclas químicas en variadas proporciones y utilizando una diversidad de organismos que fuese representativa de la composición que existe bajo condiciones naturales.

### f. Tríada de calidad de sedimentos (Sediment Quality Triad, SQT)

Este enfoque (la tríada) que fue desarrollado a mediados de los 80 (Long y Chapman, 1985), hoy en día es ampliamente aplicado para realizar evaluaciones integrales de la calidad de sedimentos basadas en mediciones de contenidos químicos, toxicidad y comunidades bentónicas. Una guía general sobre como aplicar la tríada se debe a Chapman (1990), con posterioridad este enfoque ha sido mejorado y refinado para optimizar su aplicabilidad (Chapman, 1996; Chapman *et al.*, 1991, 1997).

Conceptualmente, este enfoque se basa en la obtención de mediciones sinópticas de la química de los sedimentos, su toxicidad y la composición del bentos con objeto de emplear esta información colectivamente para evaluar la calidad relativa de los sedimentos (Figura 2.1). En términos prácticos, la correspondencia entre estos tres tipos de mediciones se utiliza para delimitar la distribución espacial de la contaminación presente en los sedimentos y definir sectores de alta concentración ("hot spots"). De este modo, dentro de un área geográfica es posible distinguir sectores con altos niveles de efectos biológicos en comparación con estaciones referenciales que presentan condiciones adecuadas para el desarrollo de las comunidades bentónicas.

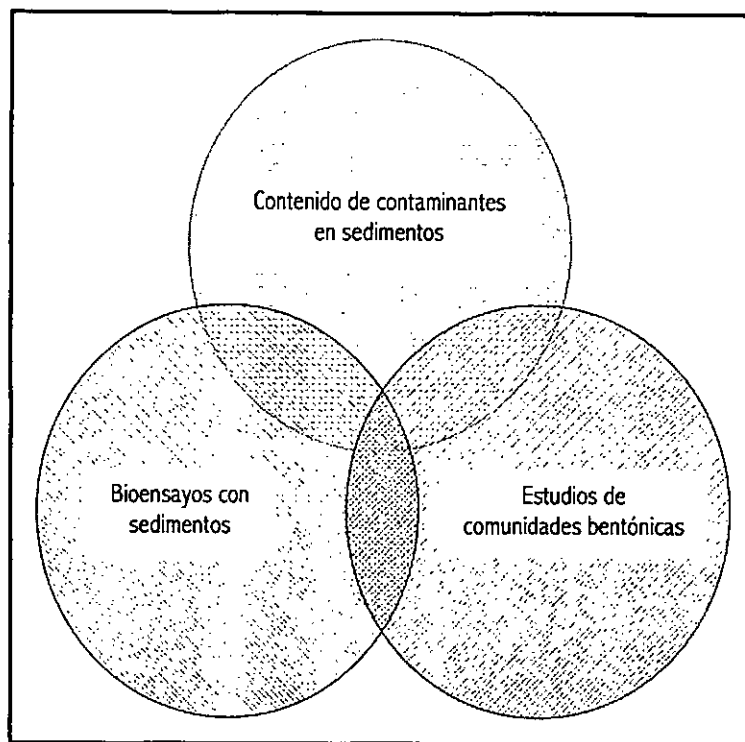


Figura 2.1. Modelo conceptual de la Tríada de Calidad de Sedimentos (llevemente modificado de US EPA, 1992)

Realmente, no existe "la mejor manera" para describir o emplear este método. La tríada es recomendable para evaluar la calidad de los sedimentos ya que fue diseñada para determinar: 1) la existencia y extensión de la degradación de los ecosistemas bentónicos y 2), la causa (o causas) de la degradación observada, incluyendo específicamente la contaminación de tipo química. Si se emplea las herramientas adecuadas al aplicar este enfoque, el usuario puede identificar aquellos contaminantes que se asocian estrechamente con la toxicidad observada y con los efectos sobre las comunidades bentónicas; así también, permite identificar aquéllos que potencialmente podría ser nocivos.

Las tres categorías de datos (*i.e.* químicos, toxicológicos y bentónicos) son normalizadas con respecto a los valores obtenidos en una estación de monitoreo designada como sitio o estación de referencia. Dicha normalización implica dividir el valor de una variable específica medida en una estación potencialmente expuesta por el valor correspondiente de la estación de referencia. De esta manera, para cada categoría de información (contenidos de sustancias químicas, resultados de ensayos de toxicidad y parámetros de estructura comunitaria) se calcula un valor de relación con respecto al sitio de referencia (*ratio-to-reference*, RTR en inglés). Una vez calculados los valores RTR, para cada estación se calcula un promedio por categoría. Estos valores promedio son empleados para dividir los sedimentos en tres categorías:

- sedimentos con concentraciones de contaminantes en las cuales no se registran efectos biológicos
- sedimentos con concentraciones de contaminantes en o sobre las cuales siempre los efectos biológicos son de alta magnitud
- sedimentos con concentraciones de contaminantes en que se observa niveles intermedios de efectos biológicos





En la siguiente Tabla 2.5 se despliegan posibles conclusiones que podrían desprenderse según los distintos escenarios en se aplique el enfoque de la tríada.

Tabla 2.5. Conclusiones posibles derivadas de la aplicación del enfoque de la tríada (US EPA, 1992)

Escenario	Contaminación	Toxicidad	Alteración	Posibles conclusiones
1	+	+	+	Fuerte evidencia de procesos degradativos inducidos por contaminación
2	-	-	-	Fuerte evidencia de ausencia de procesos degradativos provocados por eventos de contaminación
3	+	-	-	Los contaminantes no se encuentran biodisponibles
4	-	+	-	Existen condiciones no registradas o sustancias químicas no medidas que tienen el potencial de causar degradación en el ambiente
5	-	-	+	Las alteraciones observadas probablemente no obedezcan a contaminación química de tipo tóxica
6	+	+	-	Compuestos de naturaleza tóxica ejercen condiciones estresantes sobre el sistema
7	-	+	+	Sustancias químicas tóxicas que no fueron consideradas están generando condiciones de degradación
8	+	-	+	Existen sustancias químicas no biodisponibles o la alteración no se debe a sustancias químicas tóxicas

(\*) Diferencia cuantificable entre las condiciones de ensayo o exposición y las de control o referencia

(-) Diferencia no cuantificable entre las condiciones de ensayo o exposición y las de control o referencia

### Ventajas del enfoque

A diferencia de la mayoría de los enfoques restantes que sólo emplean un tipo de categoría de información, la tríada considera múltiples categorías de información para evaluar la calidad de los sedimentos. El método puede ser aplicado a todo tipo de sedimentos y a una amplia variedad de sustancias químicas, de este modo aporta una evaluación directa de la calidad de los sedimentos. Este enfoque puede hacer uso de datos ya existentes procedentes de actividades de monitoreo, que incluyan en su diseño mediciones detalladas de distintos parámetros. Dada su concepción estructural, puede ser usado para derivar en forma empírica criterios de calidad de sedimentos (CCS) para distintos tipos de sustancias químicas

### Limitaciones del enfoque

Aún no se ha desarrollado completamente criterios estadísticos para este enfoque. Por otra parte se requiere de una base de datos extensa en donde se consigne efectos biológicos. En caso que este enfoque se aplique para establecer un criterio para una única sustancia química, los resultados podrían verse fuertemente influenciados por la presencia de contaminantes no previstos, que podrían o no covariar con el contaminante de interés. Desde un punto de vista práctico, la implementación de este enfoque requiere un gran esfuerzo en recursos humanos y técnicos para la recolección de muestras, análisis de los resultados e interpretación de los mismos. Existe cierta subjetividad para la selección del sitio de referencia, ya que no existe información cuantitativa del grado de alteración que podría tener.



# Anexo 3

## Antecedentes de las cuencas hidrográficas y localidades de muestreo

### 3.1. CUENCAS HIDROGRAFICAS

Una cuenca hidrográfica es aquel espacio ambiental delimitado topográficamente por la línea divisoria de las aguas, línea que recoge los escurrimientos en una red de drenaje natural tributaria a una desembocadura única e identificable.

Por ello, la cuenca hidrográfica es un sistema contenido en el medio ambiente, en el cual interactúan los subsistemas físicos, biológicos y socio económicos. De esta forma, las cuencas constituyen sistemas naturales independientes donde interactúan (afectan y son afectados los diversos componentes de la cuenca: el agua, el clima, el suelo, la vegetación, la fauna y la sociedad humana inserta en ella que depende de los recursos de la cuenca). La cuenca constituye la unidad mínima de planificación para la protección, conservación, manejo y aprovechamiento de los recursos naturales renovables de un área o región, por cuanto las acciones de uso, aprovechamiento o protección tendrán consecuencias sobre el sistema en general.

Enmarcado dentro del presente proyecto, se utilizó el concepto de cuenca para diferenciar los distintos espacios geográficos en que se realizaron los estudios de terreno. Al preparar los antecedentes científicos y técnicos que apoyen la dictación de una norma de carácter nacional, debe observar la diversidad propia de Chile, el estudio de las características de los sedimentos debe considerar, al menos en su análisis, el tipo y características de la cuenca desde la cual fue extraído.

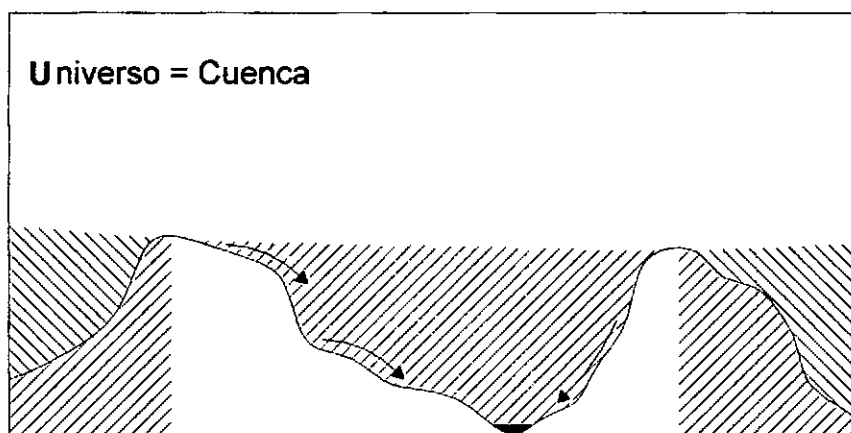


Figura 3.1. La cuenca como unidad base.



## 2.4. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Chapman, PM. 1990. The Sediment Quality Triad approach to determining pollution-induced degradation. *The Science of the Total Environment*, 97/98: 815-825.

Chapman, PM. 1996. Presentation and interpretation of Sediment Quality Triad data. *Ecotoxicology*, 5:327-339.

Chapman, PP; EA Power and GA Burton. 1991. Integrative assessments in aquatic ecosystems. pp. 313-340. *In*: Contaminated sediment toxicity assessment. GA. Burton Jr. (ed.). Lewis Publishers.

Chapman, PM; B. Anderson; S. Carr; V. Engles; R.Green; J. Hameedi; M. Harmon; P. Haverland; J. Hyland; C. Ingersoll; E. Long; J. Rodgers Jr.; M. Salazar; P. Sibley; PJ. Smith; RC. Swartz; B. Thompson and H. Windom. 1997. General guidelines for using the sediment quality triad. *Marine Pollution Bulletin*, 34(6): 368-372.

Long, ER. and PM. Chapman. 1985. A sediment quality triad: measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition in Puget Sound. *Marine Pollution Bulletin*, 16: 405-415.

Neff, JM.; DJ. Bean; BW Cornaby; RM. Vaga; TC. Gulbransen and JA. Scanlon. 1986. Sediment quality criteria methodology validation: calculation of screening level concentrations from field data. *Batelle Washington Environmental Program Office for US EPA*. 60 p.

OMOE (Ontario Ministry of the Environment). 1987. Development of sediment quality objectives. Phase I. Options. Prepared by Beak Consultants Ltd.

OMOE. 1988. Development of sediment quality objectives. Phase II. Guideline development. Prepared by Beak Consultants Ltd.

USEPA. 1992. Sediment classification methods compendium. EPA 823-R-92-006. Office of Water. Washington, District of Columbia. 222 p.



En la Figura 3.1. se observa como las aguas escurren formando una red hidrológica. De igual modo los eventos regionales que ocurren al interior de una cuenca repercuten, principalmente, al interior de su sistema. Lo que no implica que su efecto sólo sea del ámbito de la cuenca o que no existan efectos a escala de zona o inter-cuencas.

Lo anteriormente mostrado tiene por objetivo mostrar que los problemas del medio ambiente no tienen una correspondencia con la división político-administrativa del territorio, sino con la división física y con una incumbencia de todo el medio.

Los 20 lugares que se estudiaron corresponden a cuencas distintas, aunque el tipo de cuenca que se encuentran repite sus características en cuanto a su morfología. Salvo la isla Mocha que corresponde a un sistema insular, sin embargo, las condiciones climáticas, vegetacionales, geológicas y de uso antrópico variaron entre ellas, lo que permitió una visión general de amplia cobertura para Chile Continental.

Se encontraron distintos tipos de cuenca, las diferencias entre estas radican en sus regímenes de alimentación, en su red hidrológica y su morfología. En la tabla siguiente (Tabla 3.1) se mencionan los distintos sistemas de cuenca, el lugar de muestreo, la provincia administrativa que pertenecen y la región administrativa correspondiente.

Tabla 3.1. Localidades muestreadas clasificadas por el sistema de cuenca a que pertenecen.

Sistema de Cuenca	Lugar de Muestreo	Provincia	Región
Cuencas Costeras	Pisagua	Iquique	Tarapacá
Cuencas Costeras	Taltal	Tocopilla	Antofagasta
Cuencas Exorreicas Andinas	Puerto Viejo	Copiapó	Atacama
Cuencas Exorreicas Andinas	Puerto Aldea	Elqui	Coquimbo
Cuencas Costeras	Los Molles	Petorca	Valparaíso
Cuencas Costeras	Quintay	Valparaíso	Valparaíso
Cuencas Costeras	Pichilemu	Cardenal Caro	Del Libertador Gral. B. O'Higgins
Cuencas Costeras	Caleta Pellines	Talca	Maule
Cuencas Costeras	Cobquecura	Ñuble	Biobío
Cuencas Costeras	Bahía Mansa	Osorno	Los Lagos
Cuencas Costeras	Achao	Chiloé	Los Lagos
Cuencas Costera	Puerto Cisnes	Aisén	Aisén
Cuencas Costera	Puerto Hambre	Magallanes	Magallanes
Cuencas Costera	Lago Vichuquén	Curicó	Maule
Cuencas Exorreicas Andinas	Laguna Laja	Arauco	Biobío
Cuencas Exorreicas y Preandinas	Lago Budi	Cautín	Araucanía
Cuencas Trasandinas	Lago Caburgua	Cautín	Araucanía
Cuencas Trasandinas	Lago Elizalde	Aisén	Aisén
Cuencas Trasandinas	Lago del Toro	Última Esperanza	Magallanes

Fuente: Elaboración propia



UNIVERSIDAD  
DE PLAYA ANCHA  
DE CIENCIAS DE LA EDUCACION  
VALPARAISO

En la tabla anterior se observa como las cuencas costeras son las más representativas en este estudio, esto debido a la componente física de ser el territorio continental de Chile originado por un geosinclinal y el que un porcentaje mayoritario es de sitios costeros.

Sin embargo, la importancia de las cuencas exorreicas andinas aparece como las unidades en que se desarrolla más actividad y ocupación del espacio geográfico. El ámbito de la cuenca es elemental para comprender el aporte de las formaciones geográficas a los sedimentos marinos. Todo aquello que sucede en el interior del sistema tiene una repercusión en los distintos sectores de la cuenca. Incluso si se producen acciones en la parte baja, la parte alta de la cuenca se ve afectada por ellas.

La red hidrográfica obedece a un elemento del sistema que describe el escurrimiento de las aguas al interior de la cuenca. Esta agua se vacía generalmente en las desembocaduras de río y/o esteros, es por ello, que el lugar de la desembocadura presenta elementos traídos desde distintas partes de la cuenca. A su vez, asimila los distintos efectos que se están produciendo en el sistema. Por lo que, encontramos en la desembocadura elementos recolectados en toda la olla hidrográfica.

Para entender mejor los eventos que suceden al interior de una cuenca y su posterior impacto en la salida del sistema, es importante identificar el tipo de cuenca que se presenta. Al entender el sistema, se va a entender mejor las condicionantes.



En la Tabla 3.2. se presentan los distintos sitios de estudio, y los distintos índices de erosión que presentan en sus sistemas de drenaje. Además, se agregan observaciones para poder analizar los estados de conservación.

Tabla 3.2. Condición erosiva que presentan los sistemas de drenaje en las localidades de muestreo.

Muestreo	Índice de erosión	Observaciones de erosión
PISAGUA	Desierto	Ninguna
Observaciones	La cuenca presenta solo este índice	
TALTAL	Desierto	Ninguna
Observaciones	La cuenca presenta solo este índice	
PUERTO VIEJO	Moderada	Erosión moderada: signos de erosión de manto y de surcos; pedestales de erosión visibles.
Observaciones	La cuenca presenta solo este índice	
PUERTO ALDEA	Moderada	Erosión moderada: signos de erosión de manto y de surcos; pedestales de erosión visibles.
	Leve	Erosión leve: signos ligeros de erosión de manto; deficiencia en el desarrollo de las plantas.
Observaciones	Suelos sin riesgos La cuenca presenta en el sector de la descarga del río un sector sin riesgo. Sin embargo hacia las laderas de la cuenca, se presentan sectores de erosión moderada.	Ninguna
LOS MOLLES	Leve	Erosión leve: signos ligeros de erosión de manto; deficiencia en el desarrollo de las plantas.
	Moderada	Erosión moderada: signos de erosión de manto y de surcos; pedestales de erosión visibles.
Observaciones	El 90% de la cuenca presenta índices de erosión leve, tan solo en el sector alto de la cuenca aparecen señales moderadas.	
QUINTAY	Moderada	Erosión moderada: signos de erosión de manto y de surcos; pedestales de erosión visibles.
	Grave	Erosión grave: acción activa de erosión de manto y cárcavas; vegetación seriamente afectada.
	Muy grave	Erosión muy grave: cárcavas profundas, restos mínimos de suelo, sólo presencia de subsuelo.
	Suelos sin riesgos	Ninguna



Tabla 3.2 (Cont.) Condición erosiva que presentan los sistemas de drenaje en las localidades de muestreo.

Observaciones	Esta cuenca presenta sectores amplios con erosión grave, cercanos al 40%, de erosión moderada cercanos al 25%, de erosión muy grave 20%, y suelo sin riesgo de un 15%.	
PICHILEMU	Grave	Erosión grave: acción activa de erosión de manto y cárcavas; vegetación seriamente afectada.
	Muy grave	Erosión muy grave: cárcavas profundas, restos mínimos de suelo, sólo presencia de subsuelo.
Observaciones	Suelos sin riesgos	Ninguna
	Esta cuenca presenta sectores amplios de erosión grave, cercanos al 60%, un 25% de suelo sin riesgo, y un 15 de erosión muy grave.	
CALETA PELLINES	Moderada	Erosión moderada: signos de erosión de manto y de surcos; pedestales de erosión visibles.
	Grave	Erosión grave: acción activa de erosión de manto y cárcavas; vegetación seriamente afectada.
	Muy grave	Erosión muy grave: cárcavas profundas, restos mínimos de suelo, sólo presencia de subsuelo.
	Leve	Erosión leve: signos ligeros de erosión de manto; deficiencia en el desarrollo de las plantas.
	Suelos sin riesgos	Ninguna
Observaciones	Un 50% de esta cuenca presenta sectores de erosión grave, 35% de erosión moderada, 8% sin riesgo, 4% leve y 3% de erosión muy grave.	
COBQUECURA	Moderada	Erosión moderada: signos de erosión de manto y de surcos; pedestales de erosión visibles.
	Grave	Erosión grave: acción activa de erosión de manto y cárcavas; vegetación seriamente afectada.
Observaciones	Suelos sin riesgos	Ninguna
	Cercano al 70% de esta cuenca se encuentra como erosión moderada, un 20% de suelo sin riesgo, y un 10% de erosión grave.	
ISLA MOCHA	S/I	
BAHIA MANSA	Leve	Erosión leve: signos ligeros de erosión de manto; deficiencia en el desarrollo de las plantas.
	Moderada	Erosión moderada: signos de erosión de manto y de surcos; pedestales de erosión visibles.
	Grave	Erosión grave: acción activa de erosión de manto y cárcavas; vegetación seriamente afectada.



Tabla 3.2. (Cont.) Condición erosiva que presentan los sistemas de drenaje en las localidades de muestreo.

Observaciones	Cerca del 50% de esta cuenca tiene índices de erosión leve, 40% moderada y 10% de erosión grave.	
ACHAO	Leve	Erosión leve: signos ligeros de erosión de manto; deficiencia en el desarrollo de las plantas.
	Grave	Erosión grave: acción activa de erosión de manto y cárcavas; vegetación seriamente afectada.
Observaciones	Este sitio de muestreo obedece a otro sistema de una unidad espacial, los sectores cercanos al sitio de monitoreo se encuentran en un estado de erosión leve.	
PUERTO CISNES	Leve	Erosión leve: signos ligeros de erosión de manto; deficiencia en el desarrollo de las plantas.
	Moderada	Erosión moderada: signos de erosión de manto y de surcos; pedestales de erosión visibles.
	Grave	Erosión grave: acción activa de erosión de manto y cárcavas; vegetación seriamente afectada.
Observaciones	La mayor parte de la superficie de esta cuenca se encuentra levemente erosionada, un porcentaje levemente representativo se encuentra con erosión moderada, y una parte menor se encuentra con erosión grave.	
PUERTO HAMBRE	Moderada	Erosión moderada: signos de erosión de manto y de surcos; pedestales de erosión visibles.
	Leve	Erosión leve: signos ligeros de erosión de manto; deficiencia en el desarrollo de las plantas.
Observaciones	La mayor parte de la superficie, 90%, se encuentra con índices de erosión moderada, y un 10% como leve. Sin embargo el lugar de muestreo se encontró en un lugar levemente erosionado.	
LAGO VICHUQUEN	Suelos sin riesgos	Ninguna
	Leve	Erosión leve: signos ligeros de erosión de manto; deficiencia en el desarrollo de las plantas.
	Moderada	Erosión moderada: signos de erosión de manto y de surcos; pedestales de erosión visibles.
	Grave	Erosión grave: acción activa de erosión de manto y cárcavas; vegetación seriamente afectada.
	Muy grave	Erosión muy grave: cárcavas profundas, restos mínimos de suelo, sólo presencia de subsuelo.





A continuación se representan en mapas temáticos distintos elementos que son considerados como factores que influyen en la composición final de los sedimentos.

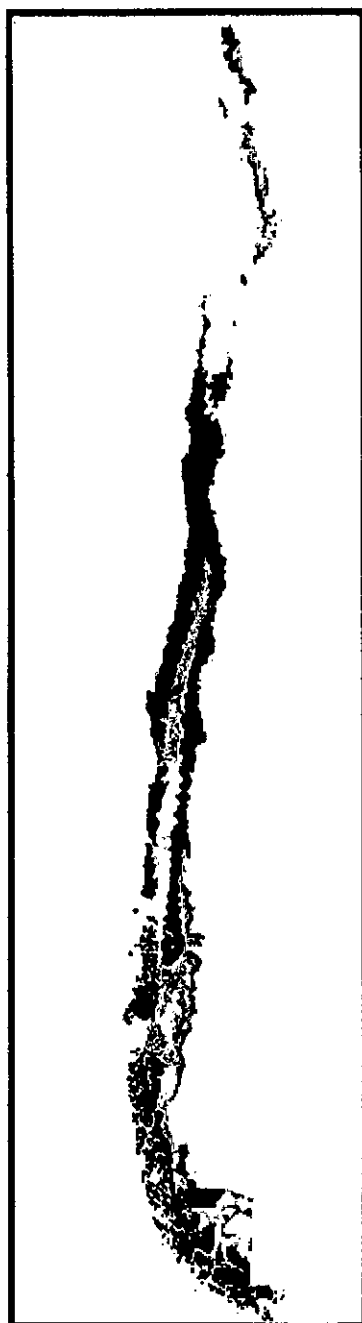


Figura 3.5. Cubierta del suelo a nivel nacional

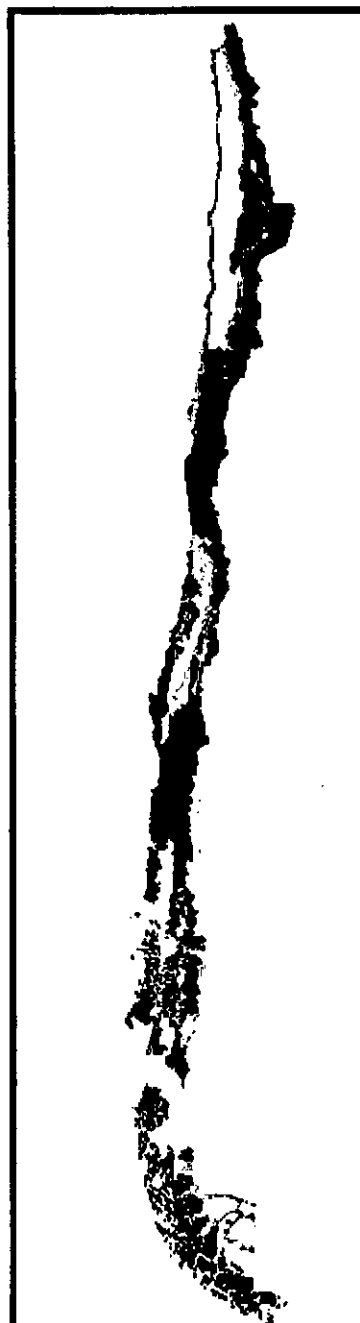


Figura 3.6. Vegetación natural a nivel nacional



UNIVERSIDAD  
DE PLAYA ANCHA  
DE CIENCIAS DE LA EDUCACION  
VALPARAISO

### Anexo 3 . Antecedentes de las cuencas hidrográficas y localidades de muestreo

*NOTA: las zonas amarillas son zonas de pradera, las zonas en naranja son zonas de matorral, las zonas en blanco son áreas desprovistas de vegetación, las zonas con magenta son zonas de matorral con suculentas, las zonas violetas son zonas de humedales/nieves y glacial bosque nativo, las zonas de café claro son zonas de terrenos agrícolas, las zonas de café oscuro son zonas de plantación forestal, las zonas verdes son zonas de bosque nativo, las zonas de azul son zonas de bosque nativo/humedal, las zonas de gris son zonas de bosque nativo/nieve glacial, la zona de rosado son zonas de glacial.*

*NOTA: las zonas lila corresponden a las zonas de sub-región alto andino sub-desértica, las zonas en café oscuro corresponden a las zonas de sub-región altiplano y puna, las zonas en café corresponden a las zonas de sub-región del desierto andino, las zonas en café claro corresponden a las zonas de sub-región del desierto absoluto, las zonas en amarillo corresponden a las zonas de sub-región del desierto costero, las zonas en rojo corresponden a las zonas de sub-región desierto florido, las zonas en azul marino corresponden a las zonas de sub-región de los andes mediterráneo, las zonas en celeste corresponden a las zonas de sub-región bosque caducifolio, las zonas en azul corresponden a las zonas sub-región matorral estepario, las zonas en verde agua corresponden a las zonas de sub-región del matorral y bosque espinoso, las zonas en color piel corresponden a las zonas de tierras de cultivo, las zonas rosado claro corresponden a las zonas de sub-región bosque esclerófilo, las zonas en gris corresponden a las zonas sub-región de las cordilleras de la araucaria, las zonas en azul corresponden a la zona de sub-región bosque caducifolio andino, la zona verde corresponde a las zonas sub-región bosque caducifolio del llano, la zona caqui corresponden a las zonas sub-región bosque laurifolio de valdivia, las zonas en verde musgo corresponden a las zonas sub-región bosque siempre verde con coníferas, la zona verde oscuro corresponde a las zonas sub-región de las turberas de los matorrales y estepas pantanosas, las zonas en rojo burdeo corresponden a las zonas de sub-región bosque siempre verde micrófilo.*

El análisis de esta información se realizó en base a un filtro de ella, el que incluyese las condiciones de entregar los datos de la Figura 3.5 con respecto a la cuenca de cada lugar o sitio de estudio y su índice de erosión. En este resultado, la ponderación de los sitios estudios arrojó que gran parte de la superficie de las cuencas se encuentran altamente erosionadas; especialmente, aquellas ubicadas en la zona central y aquellas del centro-Sur.

Al trabajar con la Figura 3.6 se apreció que gran parte de la superficie no contaba con una cobertura vegetal natural, y sumado a la gradiente del índice de erosión, se espera que las actividades que se realizan en estas cuencas tenga un efecto importante sobre la calidad de los sedimentos. En la Tabla 3.3 se identifican el estado de la cubierta vegetal y la vegetación natural por cuenca de estudio.



Tabla 3.3. Condiciones de la cubierta vegetal

Sitio de muestreo	Cubierta del suelo	Vegetación natural
PISAGUA	Area desprovista de vegetación	Sub-región desierto absoluto
TALTAL	Area desprovista de vegetación	Sub-región desierto absoluto
PUERTO VIEJO	Area desprovista de vegetación	Sub-región altiplano y puna
	Area desprovista de vegetación	Sub-región del desierto Andino
	Area desprovista de vegetación	Sub-región del desierto florido
	Matorral	Sub-región del desierto costero
PUERTO ALDEA	Matorral con suculentas	Sub-región matorral estepario
	Terreno Agrícola	Sub-región matorral estepario
LOS MOLLES	Matorral con suculentas	Sub-región del matorral y bosque espinoso
	Matorral con suculentas	Sub-región matorral estepario
	Matorral	Sub-región matorral estepario
QUINTAY	Matorral	Sub-región bosque esclerófilo
PICHILEMU	Matorral	Sub-región del matorral y bosque espinoso
	Matorral	Sub-región bosque esclerófilo
	Plantación Forestal	Sub-región bosque caducifolio
CALETA PELLINES	Plantación Forestal	Sub-región bosque caducifolio
COBQUECURA	Plantación Forestal	Sub-región del bosque caducifolio del llano
BAHIA MANSA	Bosque Nativo	Sub-región bosque laurifolio
ACHAO	Bosque Nativo	Sub-región bosque laurifolio
PUERTO CISNES	Bosque Nativo	Sub-región bosque caducifolio
	Bosque Nativo	Sub-región bosque siempre verde con coníferas
PUERTO HAMBRE	Bosque Nativo	Sub-región bosque siempre verde microfilo
	Bosque Nativo	Sub-región de las cordilleras patagónicas
	Pradera	Sub-región de las estepas patagónicas de los andes
LAGO VICHUQUEN	Plantación Forestal	Sub-región bosque caducifolio
	Matorral	Sub-región bosque caducifolio
	Matorral	Sub-región del matorral y bosque espinoso
	Terreno Agrícola	Tierras de cultivo
	Terreno Agrícola	Sub-región bosque esclerófilo
	Humedales / Nieves y glacial bosque nativo	Sub-región de los Andes Mediterráneos
	Humedales / Nieves y glacial bosque nativo	Sub-región bosque caducifolio
LAGUNA LAJA	Bosque Nativo	Sub-región de las cordilleras de las Araucarias
	Matorral	Sub-región bosque esclerófilo
	Bosque Nativo	Sub-región bosque caducifolio
	Terreno Agrícola	Sub-región bosque esclerófilo
	Matorral	Tierras de cultivo
	Plantación Forestal	Sub-región bosque caducifolio del llano
LAGO BUDI	Bosque Nativo	Sub-región del bosque caducifolio del llano
	Plantación Forestal	Sub-región bosque caducifolio
	Bosque Nativo	Tierras de cultivo
	Terreno Agrícola	Sub-región bosque caducifolio
LAGO CABURGUA	Bosque Nativo	Sub-región bosque caducifolio
	Terreno Agrícola	Sub-región bosque caducifolio
	Pradera	Sub-región bosque caducifolio
LAGO ELIZALDE	Bosque Nativo / Nieve y Glacial	Sub-región bosque caducifolio andino
	Pradera	Sub-región bosque caducifolio andino
	Bosque Nativo / Nieve y Glacial	Sub-región del matorral y de la estepa patagónica de Aisén
	Bosque Nativo / Nieve y Glacial	Sub-región bosque siempre verde con coníferas
LAGO DEL TORO	Bosque Nativo	Sub-región de las cordilleras patagónicas
	Pradera	Sub-región de las estepas patagónicas de los andes
	Bosque Nativo	Sub-región de las estepas patagónicas de los andes
	Glacial	Sin vegetación



En la actualidad se puede observar un fenómeno que se produce en las desembocaduras de las cuencas, éste se presenta con mayor incidencia después de los periodos de precipitación, el aporte de sedimentos es cada año mayor al anterior. Parte de su explicación se encuentra en la tabla anterior, donde se puede apreciar la carencia de cobertura en lugares que se debieran poseerla de manera natural.

Existen otros factores que sirven para corroborar este estado, estos son el tipo de suelo, la geomorfología y un elemento clave que es la climatología. Ellos han sido considerados como elementos ponderadores para la creación de los filtros.

En la tabla siguiente (Tabla 3.4), se identifican las localidades más importantes de las cuencas que tienen lugares de estudio. El propósito es considerar las actividades antrópicas que se desarrollan en la cuenca a partir del núcleo poblacional tengan una relación con la calidad de los sedimentos marinos y lacustres.

Tabla 3.4. Localidades importantes por cuencas

Sitio de muestreo	Localidades importantes cercanas (no necesariamente en la misma cuenca)
PISAGUA	<p>Pisagua Iquique</p> <p>El lugar de muestreo se encuentra en litoral de una cuenca costera, la actividad económica de Pisagua es la pesca.</p> <p>En otros sectores de la cuenca se encuentran otras actividades antrópicas, tales como asentamientos humanos y actividades industriales. La producción de harina de pescado en el sector de Iquique (al Sur de Pisagua) aparece como la actividad industrial más importante de la cuenca, sin embargo, en los últimos años esto se ha visto reemplazado por la actividad asociada en la explotación del yacimiento cuprífero de Doña Inés de Collahuasi. El terminal marítimo por el cual la mina saca su producto es por una localidad costera ubicada al Sur de Iquique.</p> <p>Otra actividad antrópica significativa que se realiza en interior de la cuenca es la producción de energía derivada de los combustibles fósiles.</p>
TALTAL	<p>Taltal</p> <p>Taltal es un antigua localidad que data de antes de la guerra del pacífico, la que se encuentra en un sistema de cuenca costera.</p> <p>Las actividades antrópicas que se realizan en la cuenca tienen relación con la actividad minera. Existe una planta de ENAMI, la que procesa cobre. Otra empresa minera, Cia. Minera Taltal, funcionó hasta hace pocos años atrás.</p> <p>Un segmento importante de la población vive de la pesca artesanal, la cual la realiza varias millas mar adentro.</p>
PUERTO VIEJO	<p>Puerto Viejo Copiapó</p> <p>Puerto Viejo se ubica en un sistema de cuencas exorreica andina, y esta localidad se encuentra cercana a la desembocadura del curso de agua principal que recolecta las aguas de la olla hidrográfica. Los cursos de agua en esta cuenca tienden a presentarse durante un periodo posterior a las lluvias, salvo aquellos que tienen su origen en la cordillera.</p> <p>En lugares cercanos a la localidad se encuentran diversos yacimientos de mineral, siendo uno de ellos Candelaria. Si bien la ciudad de Copiapó se encuentra en la parte media de la cuenca, este asentamiento y sus actividades tienen su impacto en la desembocadura.</p> <p>Otra actividad que se realiza en la cuenca es la actividad agrícola, la cual si bien ha ido disminuyendo en el tiempo, el valle aun presenta terreno fértiles.</p> <p>Sin embargo la actividad más importante que se desarrolla en la cuenca es la minería, en sus distintas dimensiones y escalas.</p>



Tabla 3.4. (Cont.) Localidades importantes por cuencas.

<p>PUERTO ALDEA</p> <p>Observaciones</p>	<p>Puerto Aldea</p> <p>Esta localidad se encuentra en una cuenca costera.</p> <p>Las condiciones paisajísticas del lugar generan un atractivo del área, formándose 2 centros poblacionales de relativa importancia en el sector, Tongoy y Guanaquero. En la actualidad, entre ambas localidades se está emplazando un nuevo centro que es Puerto Velero.</p> <p>La actividad minera de la región tuvo en tiempos pasados a la localidad de Tongoy sumida en el servicio portuario. Tongoy sirvió de puerto para sacar hacia otros rumbos el mineral extraído de yacimientos cercanos.</p> <p>Otra actividad que se da en la cuenca son las plantaciones forestales, de hecho la cuenca ha sido estudiada y se le ha definido como con aptitudes forestales y ganaderas.</p> <p>Una actividad que se realiza en el sector, pero en el mar, es el cultivo de ostiones.</p> <p>Un elemento a considerar en esta cuenca es el hecho de haber sido durante el período de principios del cuaternario la cuenca por la cual el río Limarí evacuaba sus aguas. Debido al tectonismo de alzada que se sufrió por los procesos de geosinclinal, hoy día el río Limarí desagua más al Sur y por otra cuenca. Dado lo anterior, existen sedimentos marinos en terrazas de abrasión que pertenecen al aporte de otro curso de agua y no al actual sistema de escurrimiento.</p>
<p>LOS MOLLES</p> <p>Observaciones</p>	<p>Los Molles La Ligua Petorca</p> <p>Esta localidad se encuentra en una cuenca costera.</p> <p>En esta localidad se desarrolla en virtud de los recursos marinos propios del sector, dadas sus condiciones naturales permite el cultivo masivo de abalones y turbot.</p> <p>Si bien se trata de una cuenca costera, esta se encuentra influenciada por actividades mineras que se encuentran en otras cuencas. En esta cuenca la actividad del pirquinero es de importancia.</p>
<p>QUINTAY</p> <p>Observaciones</p>	<p>Quintay San Antonio Melipilla</p> <p>Se encuentra en una cuenca costera.</p> <p>En esta cuenca la agricultura y la pesca son las actividades principales de la población.</p> <p>Otra actividad que se realiza en su interior son las plantaciones forestales, principalmente de pino.</p> <p>Esta cuenca se encuentra bordeada por dos cuencas exorreicas andinas, que son la cuenca del Aconcagua y la cuenca del Maipo.</p> <p>En los últimos años la localidad de Quintay ha experimentado un crecimiento el que se ha generado por el desarrollo turístico. En la actualidad existe un complejo habitacional de turismo que ha ocupado gran parte de la parte baja de la cuenca.</p> <p>En esta cuenca los incendios forestales han ocurrido con cierta frecuencia en los últimos años.</p>
<p>PICHILEMU</p> <p>Observaciones</p>	<p>Pichilemu Matanza Bucalemu</p> <p>Se encuentra en una cuenca costera.</p> <p>Esta cuenca está ocupada por la población a lo largo de su franja costera, dada la riqueza de productos marinos que se encuentran en la costa de la cuenca.</p> <p>Los espacios cordilleranos (Cordillera de la Costa) han sido ocupados principalmente para la plantación de bosque introducido, como es el pino y el eucalipto.</p> <p>En esta cuenca se desarrolla a su vez la actividad agrícola, basada principalmente en el rulo.</p> <p>Otra actividad significativa que se desarrolla en la cuenca es la actividad turística. Existen bastantes sectores recreacionales ya establecidos y que cuentan además con la infraestructura necesaria para poder atender a las demandas del sector. Las actividades principales giran entorno a aquellas que se realizan en el borde costero. En algunas localidades la presencia de lagos permite que en ellos se desarrollen actividades recreacionales.</p>



Tabla 3.4. (Cont.) Localidades importantes por cuencas.

CALETA PELLINES	Caleta Pellines Constitución
	Se encuentra en una cuenca costera. Esta cuenca está ocupada por la población a lo largo de su franja costera, dada la riqueza de productos marinos que se encuentran en la costa de la cuenca. En esta cuenca aun se conservan sectores con bosque nativo, lo que ha llevado a declarar ciertos sectores como reserva nacional y otros de santuario de la naturaleza. El sector poblacional más importante que se encuentra cercano a Caleta Pellines es Constitución. Las plantaciones de bosque introducido en los faldeos de la Cordillera de la Costa han significado un importante elemento de ocupación del espacio geográfico.
COBQUECURA	Cobquecura Tomé Penco Concepción Talcahuano
	Se encuentra en una cuenca costera. En los últimos 20 años esta cuenca ha ocupado su suelo en plantaciones forestales, reemplazando el bosque nativo por bosque artificial. Existe agricultura de subsistencia de los habitantes de la localidad.
BAHIA MANSA	Bahía Mansa
	Se encuentra en una cuenca costera. Una de las características de este lugar, es el hecho de que aun conserva parte de sus condiciones de bosque nativo. La población que existe en la localidad realiza sus actividades ligadas al mar, a la pesca principalmente.
ACHAO	Achao
	Esta localidad se encuentra en la isla de Chiloé. Debido a sus condiciones fisiográficas del paisaje y su origen de la formación geológica, se puede definir que corresponde a un sistema de cuenca costera, y que asienta en un sistema de terrazas. Si bien en este sistema aun quedan restos de bosque nativo, la actividad antrópica ha reemplazado los lugares de bosque por praderas o por plantaciones. La actividad acuicola, especialmente aquella relacionada con el cultivo de salmones ha significado un crecimiento del sector, tanto en actividades como en servicios. El turismo en la isla se proyecta como la actividad principal, pudiendo en unos años mas reemplazar a la del salmón como la más importante. En cuanto a los recursos hidrobiológicos, la pesca y la recolección de mariscos sigue dando a la población recursos importantes.
PUERTO CISNES	Puerto Cisnes Puyuhuapi Lago Rosselot Lago Escondido
	Si bien es considerado el sector en que se encuentra Puerto Cisnes como una cuenca costera, es importante señalar que el origen morfológico del sector se debe a la de un fiordo. Es decir que producto de climas anteriores (especialmente a los periodos glaciales) en este sector los hielos avanzaron y retrocedieron, dando a su paso la forma del sector. Por lo que en este sector encontramos sedimentos conformados en morrenas. Este sector en los últimos años ha tenido un crecimiento basado en la explotación de los salmones. Antiguamente los recursos marinos como los mariscos eran una fuente de trabajo para las personas del sector, pero últimamente forzosamente eso ha debido a los episodios de marea roja. El turismo en el sector se proyecta como una actividad importante.



Tabla 3.4. (Cont.) Localidades importantes por cuencas.

PUERTO HAMBRE	Puerto Hambre Punta Arenas
	<p>Este sector se encuentra en una cuenca costera. Esta cuenca fue modificada en tiempos pasados por la actividad de avance y retroceso de los glaciales. Lo que afectó su fisonomía del sector marino y terrestre.</p> <p>En esta cuenca se realizan actividades extractivas de combustibles fósiles como es el petróleo. Y el sector de Puerto de Hambre se encuentra influenciado en cierta medida por lo que es Punta Arenas.</p> <p>El tipo de vegetación existente en este sector es de bosque nativo, y la intensidad y frecuencia del viento hacen poco económico la introducción de plantaciones de bosque.</p> <p>Sin embargo, el sitio se encuentra en una bahía cubierta de árboles. Esta bahía esta protegida por penínsulas rocosas.</p>
Observaciones	
LAGO VICHUQUEN	Lago Vichuquén Curicó Molina Talca San Javier Linares Parral San Carlos
	<p>Se encuentra en una cuenca costera.</p> <p>Esta cuenca está ocupada por la población a lo largo de su franja costera, dada la riqueza de productos marinos que se encuentran en la costa de la cuenca.</p> <p>Los espacios cordilleranos (Cordillera de la Costa) han sido ocupados principalmente para la plantación de bosque introducido, como es el pino y el eucalipto.</p> <p>En esta cuenca se desarrolla a su vez la actividad agrícola, basada principalmente en el rulo.</p> <p>Otra actividad significativa que se desarrolla en la cuenca es la actividad turística. Existen bastantes sectores recreacionales ya establecidos y que cuentan además con la infraestructura necesaria para poder atender a las demandas del sector. Las actividades principales giran entorno a aquellas que se realizan en el borde costero. En algunas localidades la presencia de lagos permite que en ellos se desarrollen actividades recreacionales.</p>
Observaciones	
LAGUNA LAJA	Laguna Laja Los Angeles Nacimiento Algol
	<p>Este lugar de estudio se encuentra en un sector precordillerano de la Cordillera de los Andes.</p> <p>La altura en que se encuentra es de 1.700 msnm., y posee una superficie de 13.200 ha.</p> <p>Parte de su borde se encuentra en el Parque Nacional Laguna del Laja.</p> <p>Este sector de la cordillera ha sido moldeado por 2 elementos, el primero de ellos ha sido la fuerte actividad volcánica del sector, la cual ha sido reciente. El segundo elemento es el proceso de glaciación, que al encontrarnos en este periodo post-glacial se observa en el paisaje sus efectos.</p> <p>No existe gran actividad antrópica en el lugar, más allá de la relacionada con el turismo, al ser un paso internacional entre Chile-Argentina, y de los villorrios dedicados al pastoreo y cierta agricultura.</p>
Observaciones	



Tabla 3.4. (Cont.) Localidades importantes por cuencas.

LAGO BUDI	Lago Budi Puerto Saavedra Tirua Traiguén Collipulli Victoria Curacautín Lautaro
	Corresponde a una cuenca exorreica y preandina, y se encuentra a 2 msnm. Es el único lago de aguas salobres en Sudamérica. Aunque resulta definir su sistema hidrológico, ya que posee las condiciones de ser catalogada como cuenca costera. Si bien la cuenca desagua por otro curso de agua el lago se alimenta de aguas que bajan por las quebradas, este lago tiene una importancia para las personas que habitan en su área. Para las comunidades mapuches este lago tiene un significado bastante importante, dada las creencias de este pueblo. En los alrededores existen diversos centros poblados de importancia. Las actividades económicas cercanas al lago son la pesca, las plantaciones forestales, la ganadería y el turismo.
LAGO CABURGUA	Lago Caburgua Lago Colico Villarrica
	Se encuentra en una cuenca exorreica andina, a una altura de 700 msnm y posee una superficie de 5.700 ha. Una característica de este lago es su desagüe, dado que es subterráneo y va en dirección de los Ojos del Caburgua, pero en la época de crecidas, desagua en un canal que nace playa Negra. A pesar de tener un origen volcánico, se encuentran en el intrusiones de material metamórfico, lo que resulta interesante y fortalece la teoría de que la Cordillera de los Andes y la Cordillera de la Costa tienen un proceso de formación asociado. La actividad antrópica principal, que se viene realizando hace ya unos años, es aquella asociada al turismo. Lo que ha significado la expansión de algunos sectores para abastecer de servicio necesarios para este servicio.
LAGO ELIZALDE	Lago Elizalde Coyhaique
	Este lugar corresponde a una cuenca trasandina, el lago posee una superficie de 2.510 ha, y es considerado un lago cordilleranos. Este lago está rodeado de bosque nativo y corresponde a un conjunto de formación de otros cuatro lagos. La actividad antrópica más importante que se realiza es la asociada al turismo, y para ello existen diversos sectores (a borde de lago) instalaciones y servicios para el turismo. Se encuentran lugares para arriendo de botes, lugares para hacer excursiones. Un atractivo turístico importante del lago es la pesca de truchas. La población que existe en el lago se dedica a la cría de ganado, y la extracción de bosque para su uso.
LAGO DEL TORO	Lago del Toro Lago Sarmiento
	Corresponde a una cuenca trasandina. Este lago se encuentra rodeado de bosque nativo. Es un lugar de paso hacia diversos atractivos turísticos del sector como las Torres del Paine y algunos tour hacia la cueva del Milodón. Este lago tiene vestigios arqueológicos antiguos, y sirve como centro de investigación.

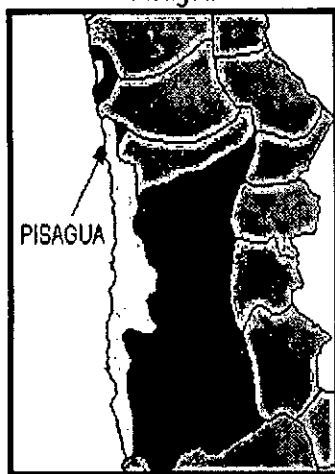




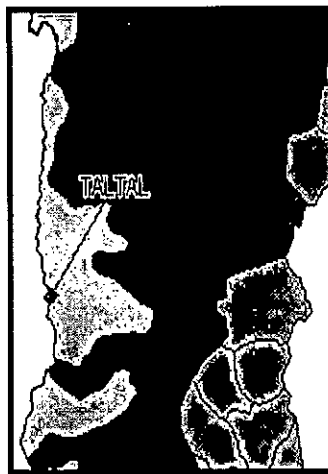
Como se puede apreciar en la tabla anterior la diversidad de realidades geográficas se ven modificadas con cierta regularidad. Ciertos patrones son comunes para gran parte de los lugares de estudio. Estos patrones van desde el tipo de cuenca en que se localizan, hasta el estado en que se encuentran.

Las actividades antrópicas que se realizan en el territorio nacional (si bien es diverso) tienden a ser homogéneas. Salvo en aquellos casos en que ciertas condiciones del área hacen de un sector más apropiado que otro para realizarlo (por ejemplo las plantaciones forestales o bien la minería). Sin embargo, se puede caracterizar ciertos sectores y ciertas actividades según las condiciones naturales y antrópicas.

Pisagua



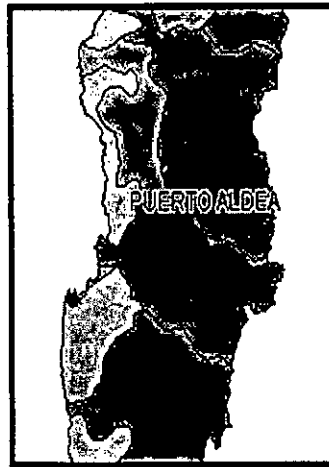
Taltal



Puerto Viejo



Puerto Aldea

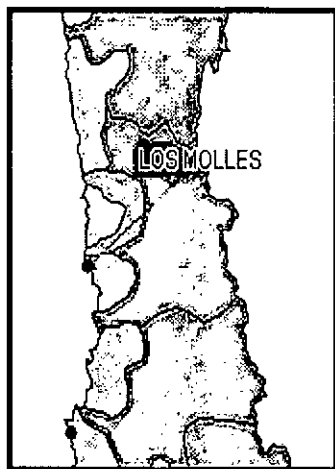




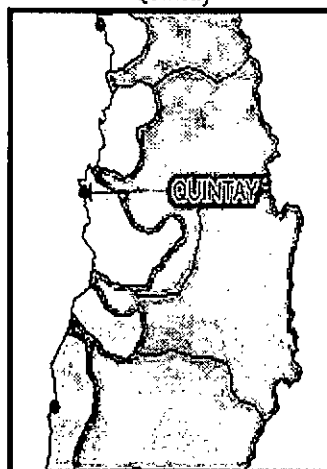
UNIVERSIDAD  
DE PLAYA ANCHA  
DE CIENCIAS DE LA EDUCACIÓN  
VALPARAÍSO

Anexo 3 . Antecedentes de las cuencas hidrográficas y localidades de muestreo

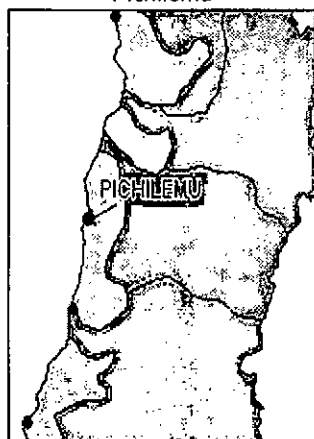
Los Molles



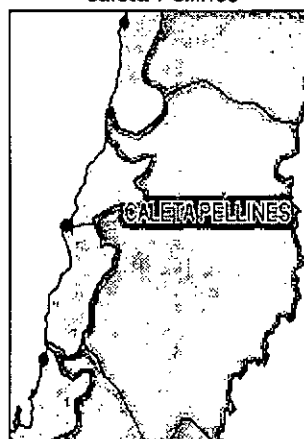
Quintay



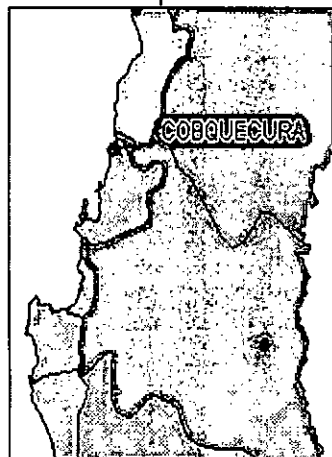
Pichilemu



Caleta Pellines



Cobquecura



Bahía Mansa

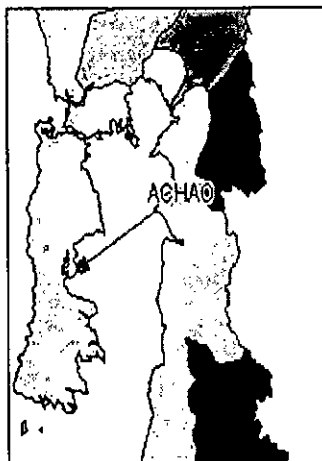




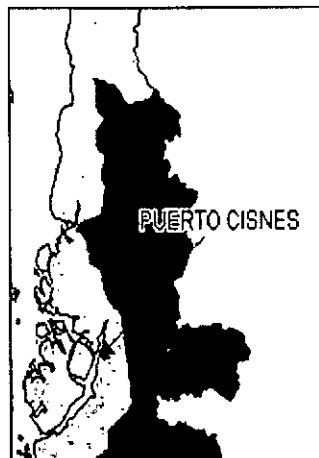
UNIVERSIDAD  
DE PLAYA ANCHA  
DE CIENCIAS DE LA EDUCACION  
VALPARAISO

Anexo 3 . Antecedentes de las cuencas hidrográficas y localidades de muestreo

Achao



Puerto Cisnes



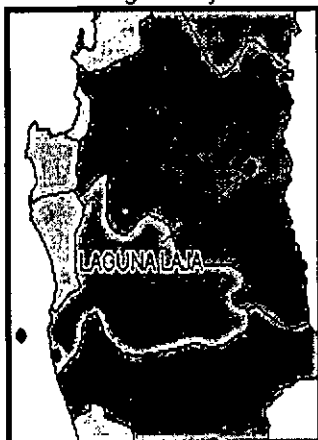
Puerto Hambre



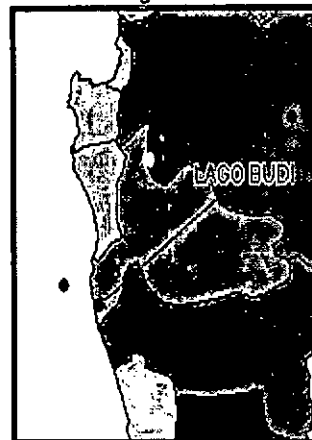
Lago Vichuquén



Laguna Laja



Lago Budi





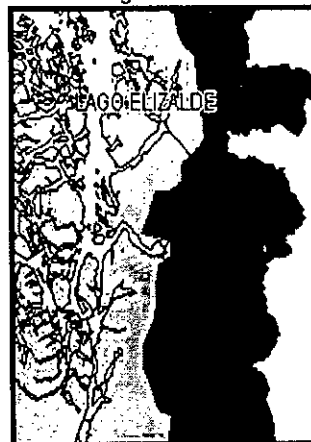
UNIVERSIDAD  
DE PLAYA ANCHA  
DE CIENCIAS DE LA EDUCACION  
VALPARAISO

### Anexo 3 . Antecedentes de las cuencas hidrográficas y localidades de muestreo

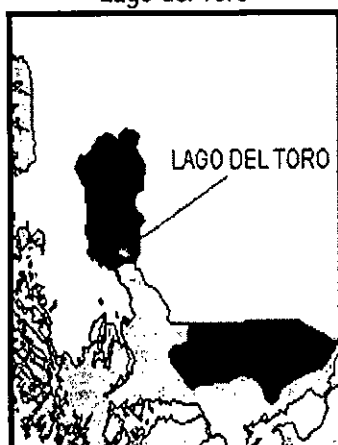
Lago Caburgua



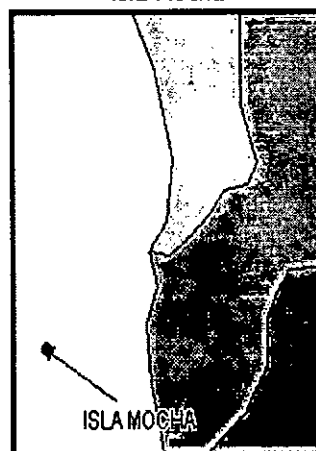
Lago Elizalde



Lago del Toro



Isla Mocha



*NOTA: las cuencas en color amarillo son las cuencas costeras, las cuencas en celeste son las cuencas exorreicas andinas, las cuencas moradas son las cuencas trasandinas, las cuencas en verde son las cuencas exorreicas y preandinas, hay otras cuencas que no tuvieron lugares de estudio y que corresponden a otro sistema de cuenca.*

Tal como se aprecia en las imágenes anteriores la condición de las cuencas pueden servir para definir las condiciones de un lugar. Es por ello, que la cuenca, y las actividades que se realizan en su interior tienen un efecto en la calidad de los sedimentos que encontramos en lagos y mar.



## 3.2. LOCALIDADES DE MUESTREO

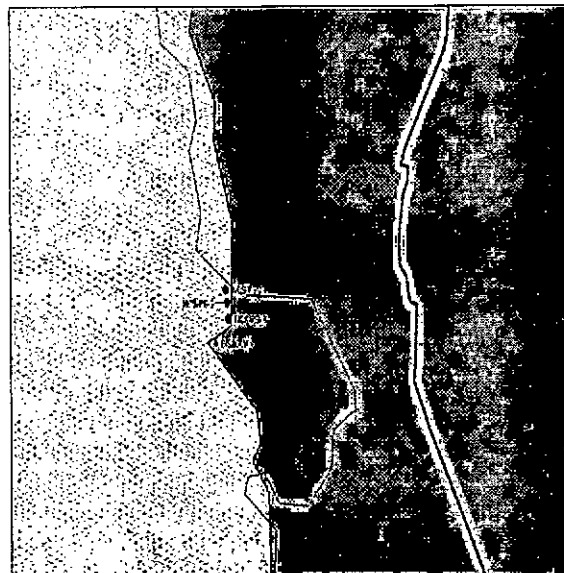
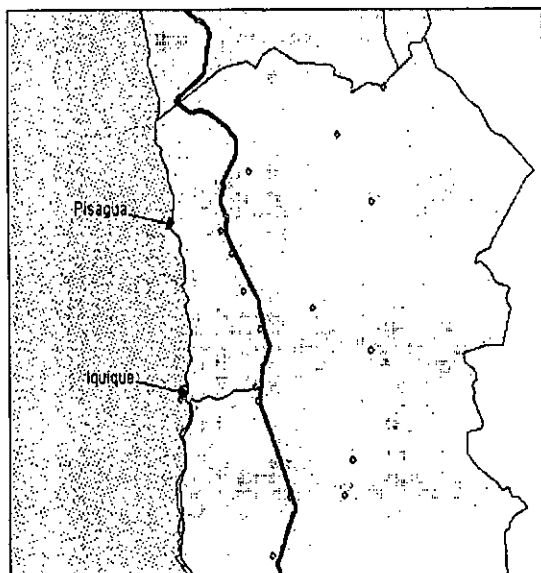
### 3.2.1. Pisagua (PS)

Poblado ubicado a 168 km al Norte de Iquique y a 40 km desde la carretera Panamericana y emplazado en una angosta plataforma litoral. Corresponde a una bahía semiprotégida, dentro de la cual fueron ubicadas las estaciones de muestreo.

Las muestras fueron tomadas en condiciones de mar rizada, brisa suave y nubosidad parcial. La actividad de muestreo se realizó el día 10 de octubre del 2001, comenzando a las 15:35 horas, para concluir con las actividades a las 17:00 horas (Tabla 3.5).

Tabla 3.5. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad.

Estación	Sector	Coordenadas UTM		Prof. (m)	Hora
		Norte	Este		
PS-1	Desemb. Quebrada Mamiña	7837097	373107	10,5	15:35
PS-2	Cementerio Pisagua	7835896	373371	9,0	16:20
PS-3	Playa Blanca	7834505	373563	7,0	17:00





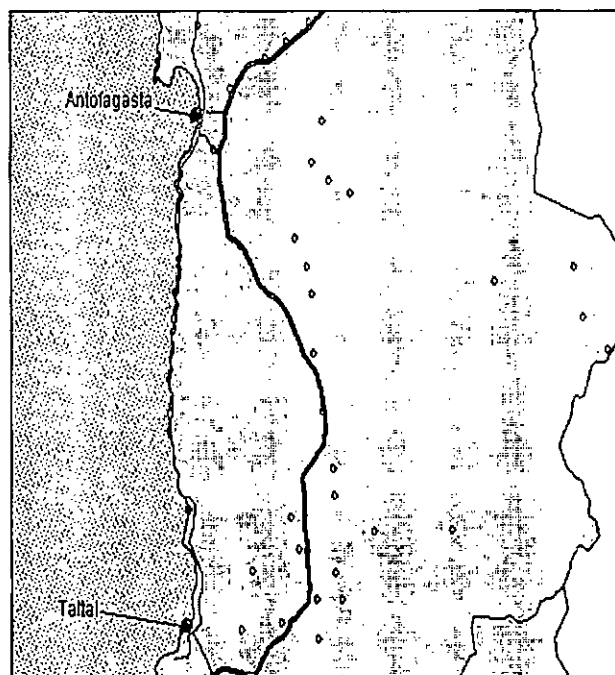
### 3.2.2. Taltal (TT)

Pequeña ciudad ubicada aproximadamente a 300 km al sur de Antofagasta y a 180 km al norte de Chañaral. Corresponde a una bahía protegida de orientación suroeste y de conformación rocosa y arenosa, dentro de la cual se ubicaron las distintas estaciones. Una fue ubicada al sur del poblado, lejos de su influencia; mientras que las dos estaciones restantes se establecieron al norte, fuera del radio de influencia de las instalaciones de una empresa ligada a la minería.

Las muestras fueron tomadas en condiciones de mar calma, brisa suave y cobertura nubosa completa. La actividad de muestreo se realizó el día 13 de octubre del 2001, comenzando a las 09:20 horas, para concluir con las actividades a las 10:45 horas (Tabla 3.6).

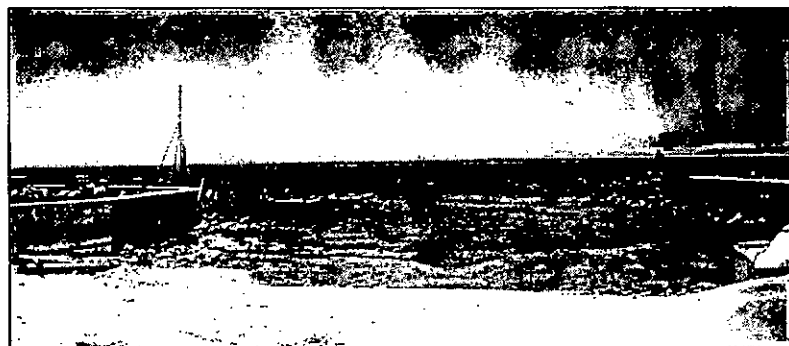
Tabla 3.6. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad.

Estación	Sector	Coordenadas UTM		Prof. (m)	Hora
		Norte	Este		
TT-1	Taltal Sur	7189587	348430	9,0	09:20
TT-2	PlayaTierra de Moros	7192377	353693	11,0	10:10
TT-3	Paso Malo	7193337	354022	20,0	10:45





### 3.2.4. Puerto Aldea (PA)

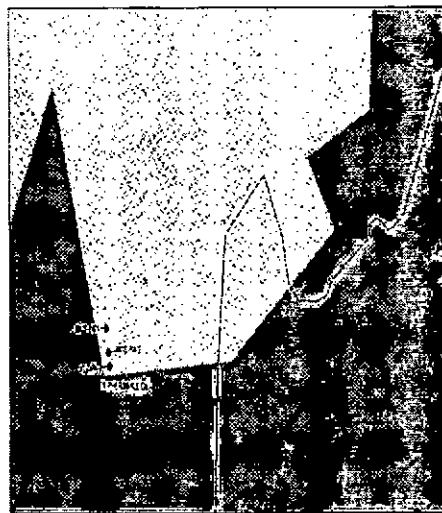
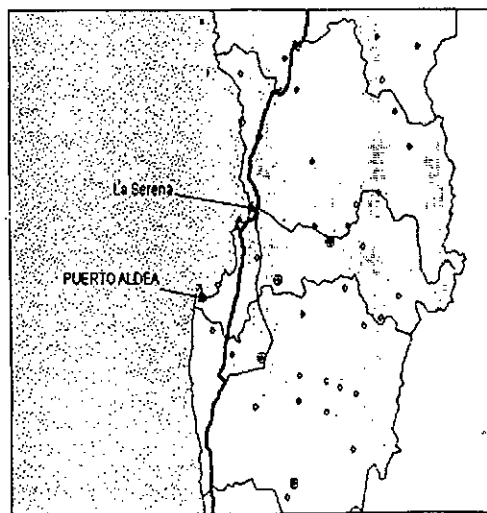


Localidad ubicada aproximadamente a 20 km. al Sur de Tongoy por camino costero. También se puede acceder por la playa en periodos de marea baja. Corresponde a un pequeño poblado de pescadores emplazado en una bahía protegida, al final de la Playa Grande de Tongoy. Cuenta con un muelle en desuso y un amplio botadero de lanchas. Se construye un nuevo muelle de hormigón. No se observó la presencia de emisarios cercanos.

Las muestras fueron tomadas en condiciones de mar llana, brisa fuerte y cielos completamente despejados. La actividad de muestreo se realizó el día 26 de noviembre del 2001, comenzando a las 11:30 horas, para concluir con las actividades a las 12:30 horas (Tabla 3.8).

Tabla 3.8. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad.

Estación	Sector	Coordenadas UTM		Prof. (m)	Hora
		Norte	Este		
AL-1	P. Aldea Sur	6646316	249171	6,0	11:30
AL-2	P. Aldea Centro	6645747	249257	7,0	12:07
AL-3	P. Aldea Norte	6645410	249334	5,0	12:30





### 3.2.5. Los Molles (M0)



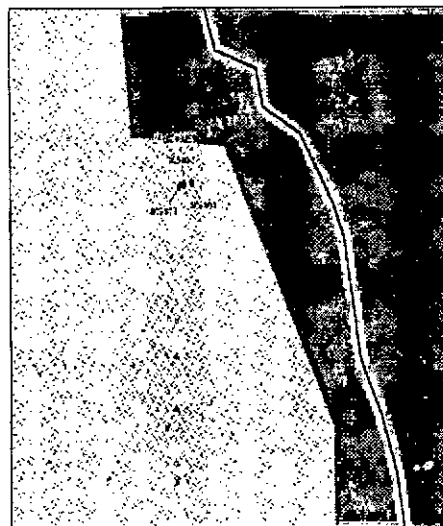
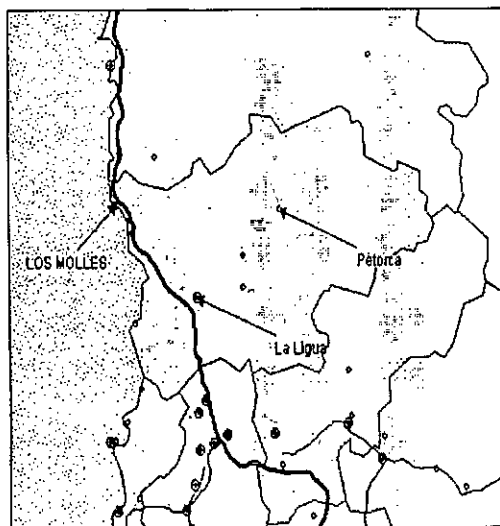
Poblado ubicado a 10 km al Sur de Pichidangui y a 40 km. al Sur de Los Vilos por camino costero. Corresponde a un balneario turístico y pesquero. Esta localizado en una bahía semi expuesta al oleaje, conformando una playa de arena muy fina y de escasa profundidad. En períodos de invierno desemboca en el lugar el estero Los Molles, fluyendo con

escaso caudal sin un cauce definido.

Las muestras fueron tomadas en condiciones de mar rizada, sin viento y nubosidad parcial. La actividad de muestreo se realizó el día 27 de noviembre del 2001, comenzando a las 09:00 horas, para concluir con las actividades a las 09:50 horas (Tabla 3.9).

Tabla 3.9. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad.

Estación	Sector	Coordenadas UTM		Prof. (m)	Hora
		Norte	Este		
MO-1	Esteros Los Molles	6430301	263788	5,0	09:00
MO-2	Los Molles Centro	6430281	263580	5,0	09:30
MO-3	Los Molles Sur	6430254	263468	6,0	09:50







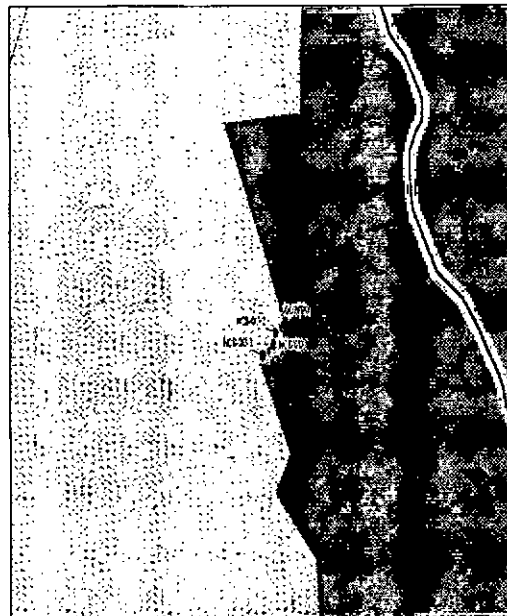
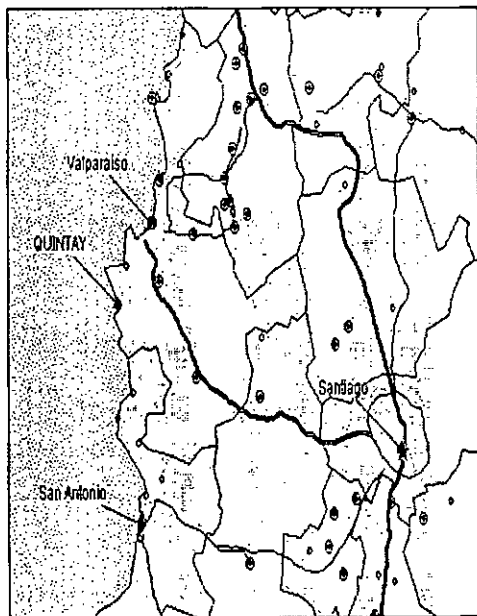
### 3.2.6. Quintay (QU)

Caleta de pescadores artesanales ubicada a 49 km al Sur de Valparaíso. Corresponde a una bahía semiprotégida de los vientos del suroeste, con una pequeña playa de arenas finas rodeada por roqueríos. Las estaciones fueron ubicadas a lo largo de la bahía, desde la antigua ballenera, por un lado, hasta Playa Larga por el extremo opuesto.

Las muestras fueron tomadas en condiciones de mar llana, brisa fuerte y nubosidad parcial. La actividad de muestreo se realizó el día 12 de noviembre del 2001, comenzando a las 11:42 horas, para concluir con las actividades a las 12:48 horas (Tabla 3.10).

Tabla 3.10. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad.

Estación	Sector	Coordenadas UTM		Prof. (m)	Hora
		Norte	Este		
QU-1	El Litre	6324797	249041	8,0	11:42
QU-2	Playa Larga	6325319	249233	-	12:19
QU-3	Ballenera	6324327	248081	15,0	12:48





### 3.2.7. Pichilemu (MA)

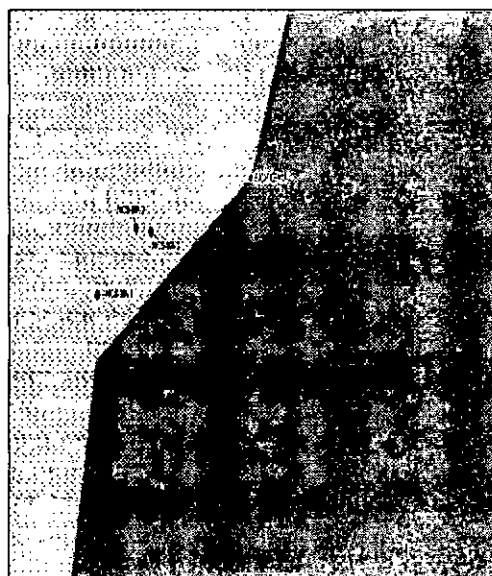
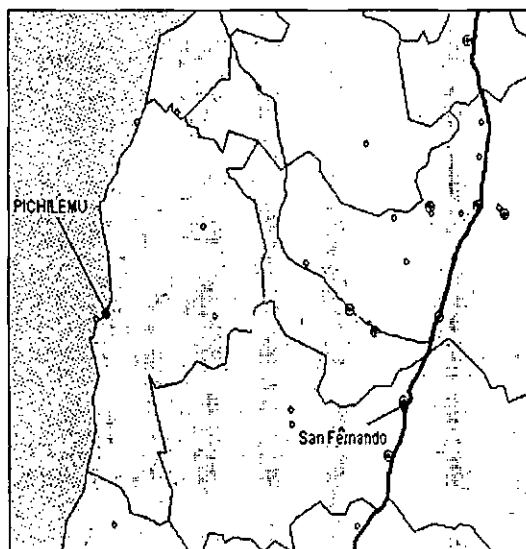
Ciudad balnearia ubicada a 123 km de San Fernando hacia la costa. Las muestras fueron tomadas a lo largo de la Playa Principal, en los sectores norte, centro y sur.

Originalmente correspondía realizar el muestreo en el sector de Matanzas, aproximadamente a 100 km hacia el Norte de Pichilemu. Sin embargo, en virtud de las malas condiciones de oleaje imperantes en las dos oportunidades en que se intentó efectuar el muestreo, se decidió optar por reemplazar la localidad por este punto alternativo anteriormente recomendado. Además, si bien existe una caleta de pescadores en Matanzas, los pescadores de Pichilemu nos informaron que en dicha localidad sólo se realizan actividades extractivas de pesca.

Las muestras fueron tomadas en condiciones de mar rizada, brisa suave y cobertura nubosa completa. La actividad de muestreo se realizó el día 12 de enero del 2002, comenzando a las 07:40 horas, para concluir con las actividades a las 08:45 horas (Tabla 3.11).

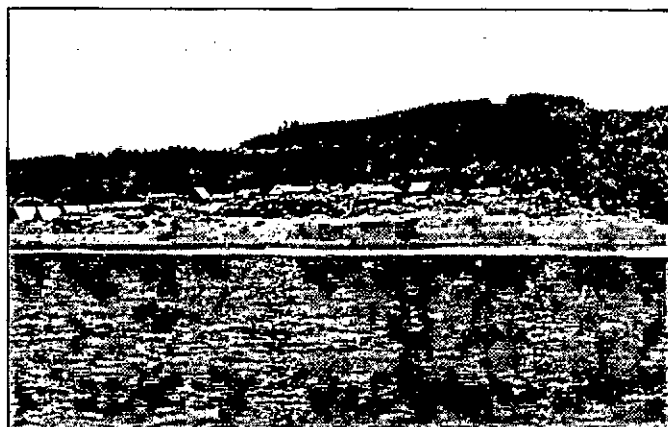
Tabla 3.11. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad.

Estación	Sector	Coordenadas UTM		Prof. (m)	Hora
		Norte	Este		
MA-1	Pichilemu Norte	6191419	773730	20,0	07:40
MA-2	Pichilemu Centro	6192065	774555	7,0	08:15
MA-3	Pichilemu Sur	6192008	774843	10,0	08:45





### 3.2.8. Caleta Pellines (CP)

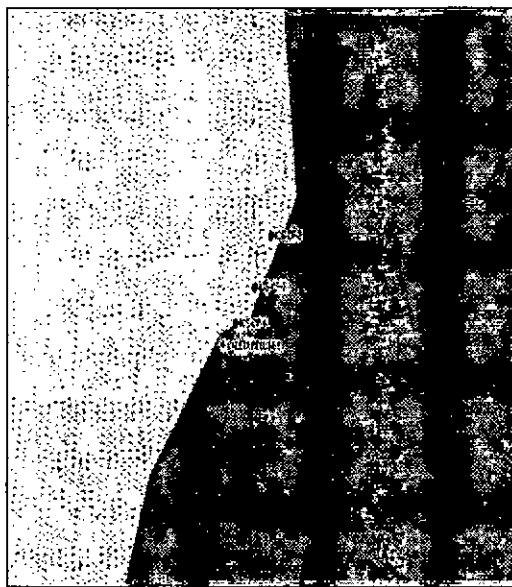
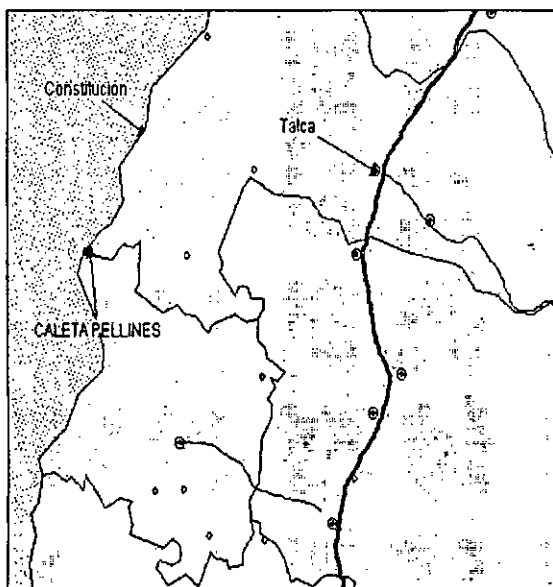


Pueblo ubicado a 25 km al Sur de Constitución por caminos costero. Corresponde a una caleta de pescadores emplazada a lo largo de una larga playa de arenas finas. Las muestras fueron tomadas desde el sector El Parrón, ubicado hacia el Norte, sector Papirúa y hasta la boca Sur de Caleta Pellines. No se observaron emisarios urbanos cercanos.

Las muestras fueron tomadas en condiciones de mar llana, brisa suave y cielos despejados. La actividad de muestreo se realizó el día 08 de enero del 2002, comenzando a las 14:30 horas, para concluir con las actividades a las 15:20 horas (Tabla 3.12).

Tabla 3.12. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad.

Estación	Sector	Coordenadas UTM		Prof. (m)	Hora
		Norte	Este		
CP-1	Sector El Parrón	6067833	723058	5,0	14:30
CP-2	Sector Papirúa	6069428	724668	6,0	15:00
CP-3	Boca Sur caleta Pellines	6071498	726036	6,0	15:20





### 3.2.9. Lago Vichuquén (LV)

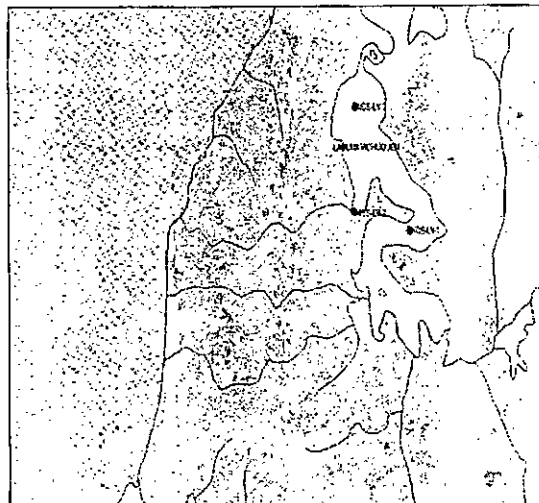
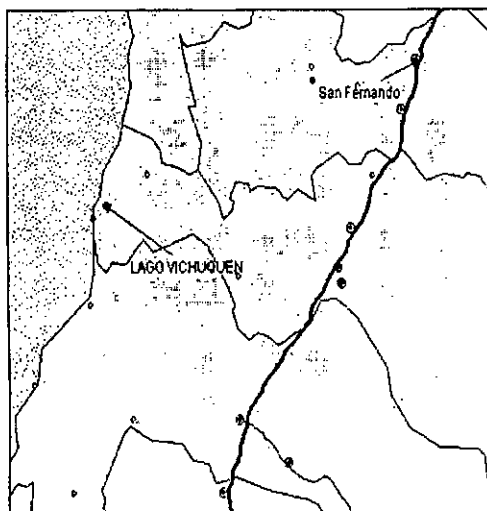


Lago ubicado a 120 km al Oeste de Curicó y a sólo 3 km de la costa. Corresponde a un lago principalmente turístico, en el cual se realizan actividades náuticas de diverso tipo. Se encuentra rodeado de bosques de pino y sus aguas son de color azul intenso. Característica es la forma que presenta el lago, con muchas penínsulas pequeñas y presencia abundante de totora en algunos sectores. En los alrededores del lago se apreció sectores alterados por efecto de incendios forestales relativamente recientes.

Las muestras fueron tomadas en aguas calmas, sin viento y cielos despejados. La actividad de muestreo se realizó el día 10 de enero del 2002, comenzando a las 09:37 horas, para concluir con las actividades a las 11:55 horas (Tabla 3.13). Se contó con el apoyo de buzo y embarcación procedentes de la localidad de Llico.

Tabla 3.13. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad.

Estación	Sector	Coordenadas UTM		Prof. (m)	Hora
		Norte	Este		
LV-1	Frente a La Península	6143206	770388	10,0	09:37
LV-2	La Quesería	6143656	768347	10,0	10:56
LV-3	Desembocadura	6146265	768388	7,0	11:55





### 3.2.10. Cobquecura (CB)

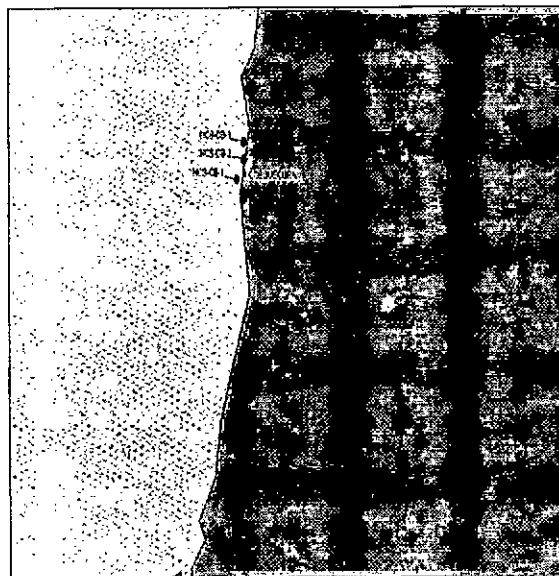
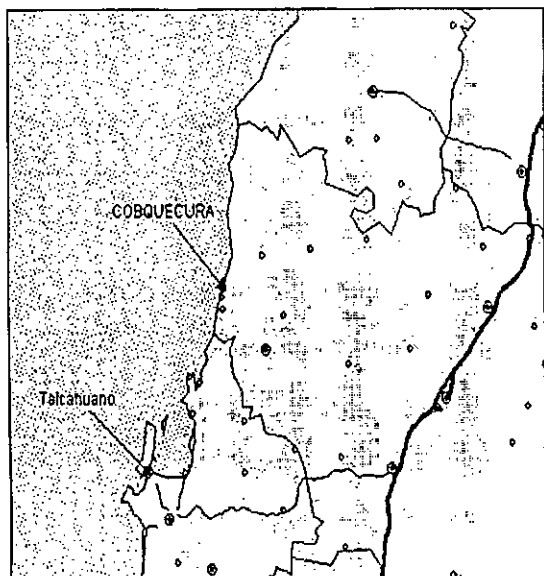


Pueblo ubicado a 85 km al Suroeste de Cauquenes y a 94 km de Chillán, hacia la costa. Corresponde a un pequeño poblado emplazado en una larga playa semiexpuesta al oleaje, y en la cual se realizan actividades de pesca artesanal. Las muestras fueron tomadas desde el sector Rinconada, hasta Piedra de la Lobería. No se observó emisarios cercanos.

Las muestras fueron tomadas en condiciones de mar moderada, brisa suave y cobertura nubosa completa. La actividad de muestreo se realizó el día 07 de enero del 2002, comenzando a las 12:20 horas, para concluir con las actividades a las 13:42 horas (Tabla 3.14).

Tabla 3.14. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad.

Estación	Sector	Coordenadas UTM		Prof. (m)	Hora
		Norte	Este		
CB-1	Rinconada	5994212	695429	18,0	12:20
CB-2	Piedra Alta	5996040	696755	14,0	13:10
CB-3	Sur de Lobería	5997783	696869	14,0	13:42





### 3.2.11. Isla Mocha (SA)

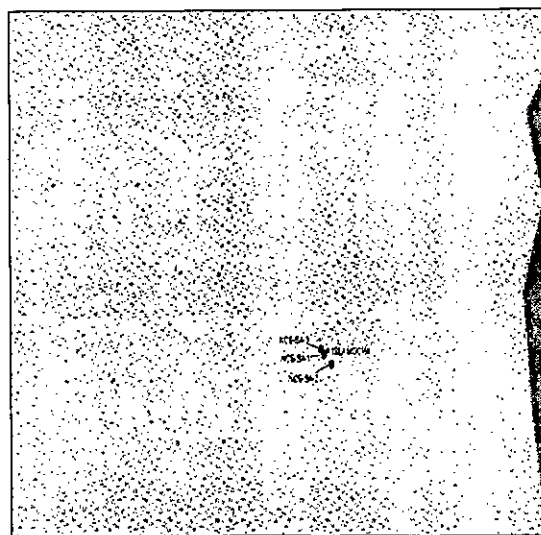
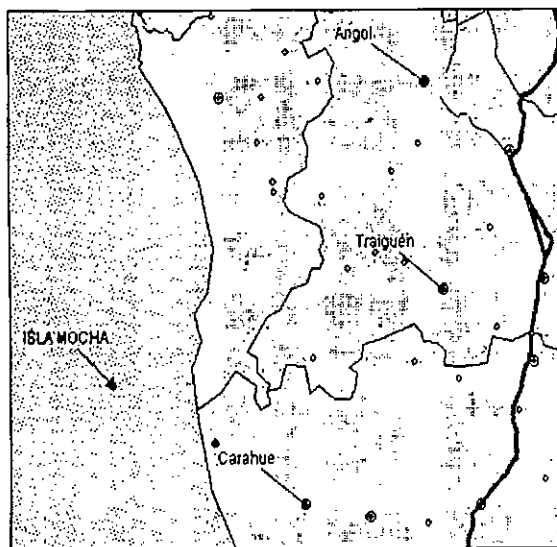
Originalmente se propuso la localidad de Puerto Saavedra como sitio de toma de muestras, sin embargo, el sector no cuenta con caleta de pescadores ni embarcaciones acondicionadas para realizar el muestreo. En la localidad alternativa (Tirúa) existe un curso de agua (río Tirúa) con un caudal importante que podrían actuar como una fuente de transporte e ingreso de sustancias contaminantes al mar. De allí que en terreno se decidió efectuar las actividades de muestreo en Isla Mocha, habitada por cerca de mil personas que se dedican a la agricultura de subsistencia y a la pesca.

La isla Mocha está ubicada 40 km mar adentro desde la costa, frente al poblado de Tirúa y a 115 km al sur de Lebu. en el límite regional entre la octava y novena regiones. El acceso es mediante lancha o avioneta. El muestreo se realizó por el costado Este de la isla, en un sector protegido del viento y el oleaje. No hay emisarios o descargas de aguas en el borde costero.

Las muestras fueron tomadas en condiciones de mar llana, brisa suave y cielos despejados. La actividad de muestreo se realizó el día 26 de noviembre, comenzando a las 10:40 horas, para concluir con las actividades a las 14:16 horas (Tabla 3.15).

Tabla 3.15. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad.

Estación	Sector	Coordenadas UTM		Prof. (m)	Hora
		Norte	Este		
SA-1	Mocha Centro	5757248	595905	15,0	10:40
SA-2	Mocha Sur	5756500	596741	-	-
SA-3	Mocha Norte	5757721	595612	6,5	14:16





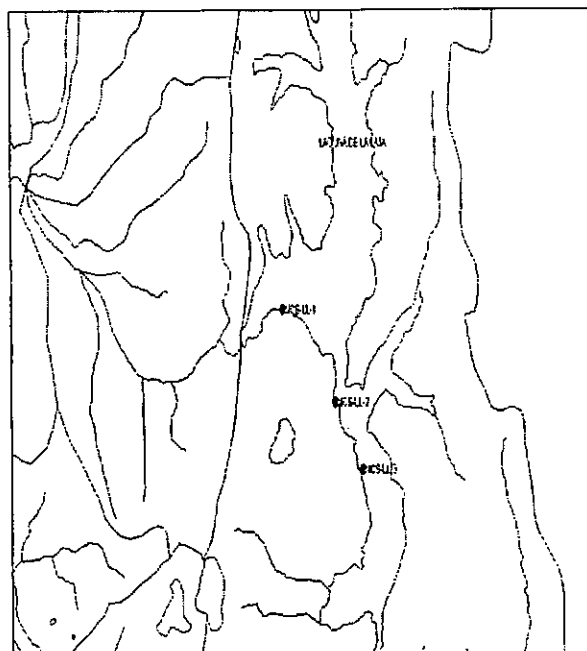
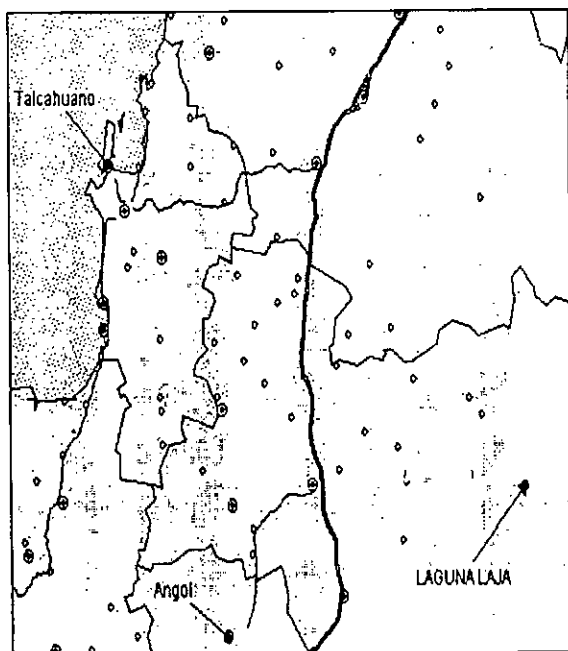
### 3.2.12. Laguna Laja (LL)

Laguna ubicada a 20 km de Antuco y a 100 km al Este de Los Angeles. Se encuentra emplazada a 1.700 m sobre el nivel del mar y a los pies del Volcán Antuco. Tiene una extensión de 13.200 ha., posee aguas color verde esmeralda y se encuentra rodeada de bordes rocosos de escoria volcánica. Los sedimentos fueron obtenidos a lo largo de la laguna de Norte a Sur.

Las muestras fueron tomadas en aguas moderadas, brisa fuerte y nubosidad parcial. La actividad de muestreo se realizó el día 22 de noviembre del 2001, comenzando a las 17:09 horas, para concluir con las actividades a las 18:03 horas (Tabla 3.16).

Tabla 3.16. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad.

Estación	Sector	Coordenadas UTM		Prof. (m)	Hora
		Norte	Este		
LL-1	Laja Sur	5862076	292395	17,6	17:09
LL-2	Laja Centro	5858719	296261	18,6	17:36
LL-3	Laja Norte	5856230	298316	-	18:03





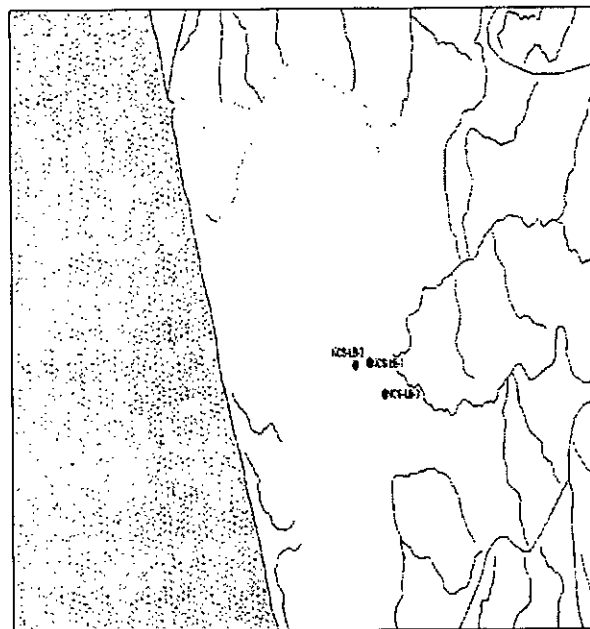
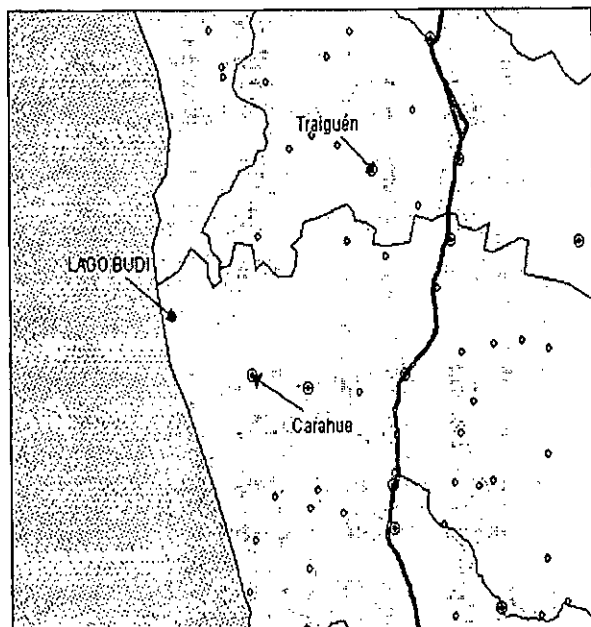
### 3.2.13. Lago Budi (LB)

Lago ubicado a 3 km de Puerto Saavedra y 84 km al Oeste de Temuco. Corresponde al único lago de aguas salobres en Sudamérica. Posee una gran cantidad de brazos y penínsulas, conformando un relieve suave. Las estaciones fueron ubicadas de Norte a Sur a lo largo del lago.

Las muestras fueron tomadas en aguas moderadas, brisa fuerte y cobertura nubosa completa. La actividad de muestreo se realizó el día 24 de noviembre del 2001, comenzando a las 09:57 horas, para concluir con las actividades a las 12:17 horas (Tabla 3.17).

Tabla 3.17. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad.

Estación	Sector	Coordenadas UTM		Prof. (m)	Hora
		Norte	Este		
LB-1	Punta Tortuga	5693691	650014	7,0	09:57
LB-2	Punta Mallay	5693597	649270	5,0	-
LB-3	Puerto Dominguez	5692705	650823	3,5	12:17







### 3.2.14. Lago Caburga (LC)

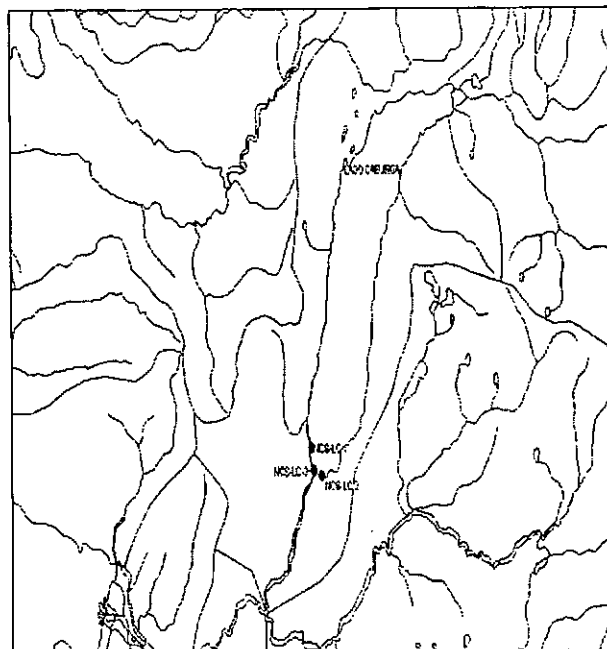
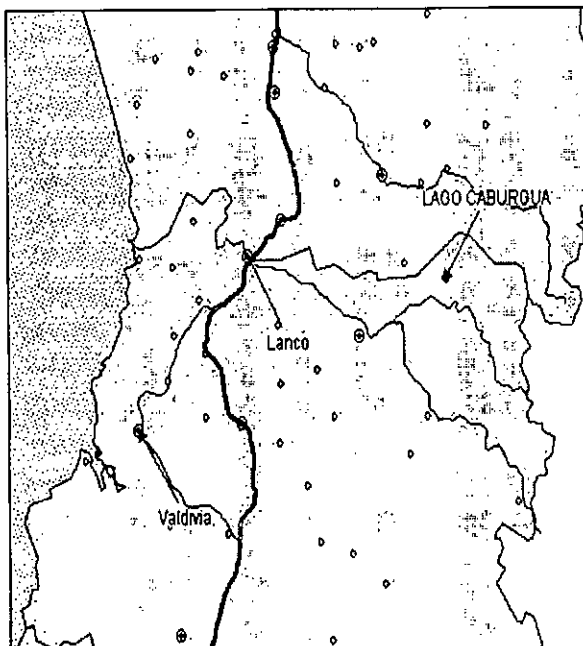
Originalmente se propuso el Lago Colico como sitio de muestreo, pero en virtud de recomendaciones efectuadas por la Dirección General de Aguas (DGA), se optó por reemplazar el cuerpo de agua por el Lago Caburga.

Este lago de origen volcánico se encuentra ubicado a 8 km de Pucón y a una altitud de 700 m sobre el nivel del mar. Posee 5.700 Ha. de forma alargada y rodeado de cerros selváticos. Las estaciones fueron posicionadas en el sector Sur del lago entre las Playas Negra y Blanca.

Las muestras fueron tomadas en aguas llanas, viento fuerte y cielos despejados. La actividad de muestreo se realizó el día 27 de noviembre del 2001, comenzando a las 18:35 h, para concluir con las actividades a las 19:41 horas (Tabla 3.18).

Tabla 3.18. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad.

Estación	Sector	Coordenadas UTM		Prof. (m)	Hora
		Norte	Este		
LC-1	Playa Blanca	5658622	257627	18,0	18:35
LC-2	Puerto Rucacura	5657608	258389	18,4	18:51
LC-3	Playa Negra	5657775	257870	15,0	19:41





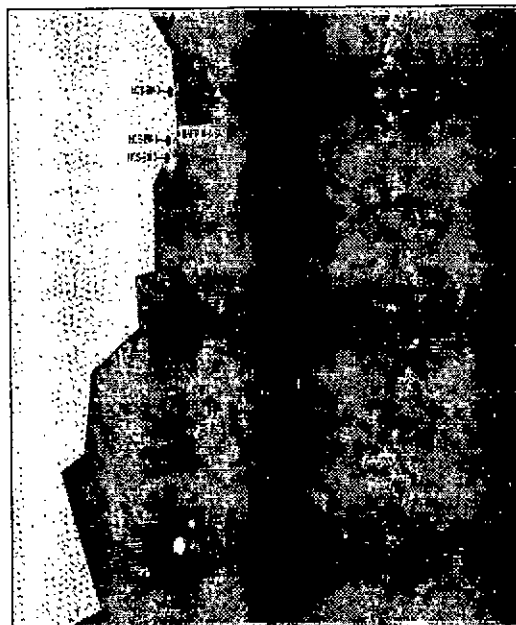
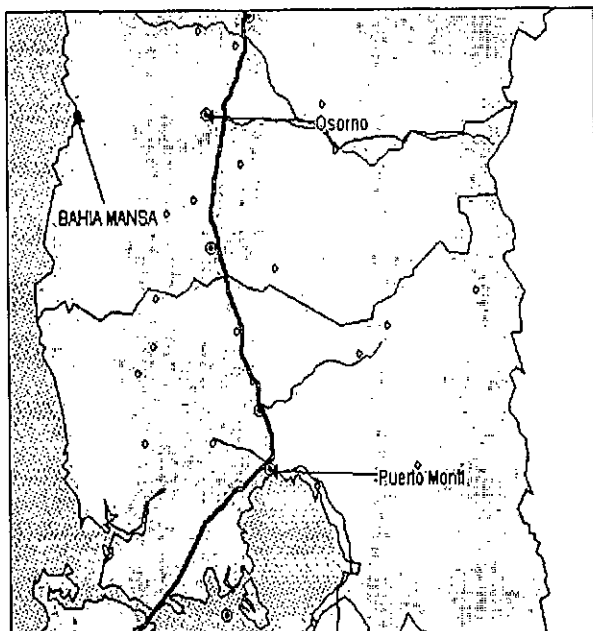
### 3.2.15. Bahía Mansa (BM)

Poblado ubicado a 64 km al poniente de Osorno. Corresponde a una caleta de pescadores ubicada al final de un pequeño curso de agua desde donde salen las lanchas. Zona boscosa cuya vegetación llega hasta la misma playa.

Las muestras fueron tomadas en condiciones de mar llana, brisa suave y nubosidad parcial. La actividad de muestreo se realizó el día 11 de diciembre del 2001, comenzando a las 09:30 horas, para concluir con las actividades a las 10:45 horas (Tabla 3.19).

Tabla 3.19. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad.

Estación	Sector	Coordenadas UTM		Prof. (m)	Hora
		Norte	Este		
BM-1	Pucatrihue, Playa Contaco	5510110	608212	6,0	09:30
BM-2	Pucatrihue, Roca Peligro	5509439	608069	1,0	-
BM-3	Pucatrihue, Desemb. Río Choros	5511967	608557	-	10:45





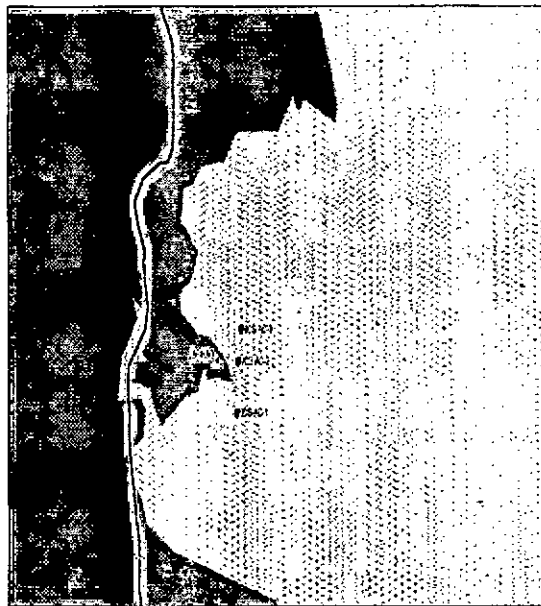
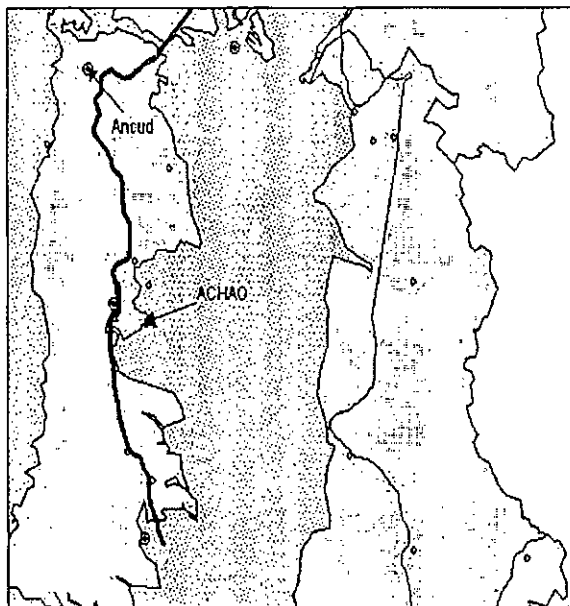
### 3.2.16. Achao (AC)

Localidad ubicada dentro del Archipiélago de Chiloé, a 20 km de Dalcahue. Las estaciones fueron posicionadas entre las Islas Imenet y Quinchao, en sectores habitados y deshabitados.

Las muestras fueron tomadas en condiciones de mar llana, ausencia de viento y cobertura nubosa completa. La actividad de muestreo se realizó el día 13 de diciembre del 2001, comenzando a las 09:30 horas, para concluir con las actividades aproximadamente a las 10:31 horas (Tabla 3.20).

Tabla 3.20. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad.

Estación	Sector	Coordenadas UTM		Prof. (m)	Hora
		Norte	Este		
AC-1	Islote Imercet	5280283	630574	10,0	09:41
AC-2	Alcadía de mar Chequén	5284790	631061	9,0	10:05
AC-3	Isla Quincha, Punta Traigén	5287635	631807	5,0	10:31





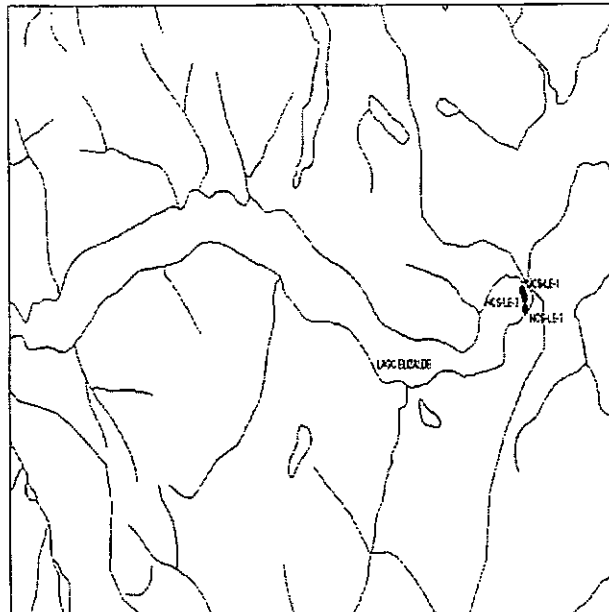
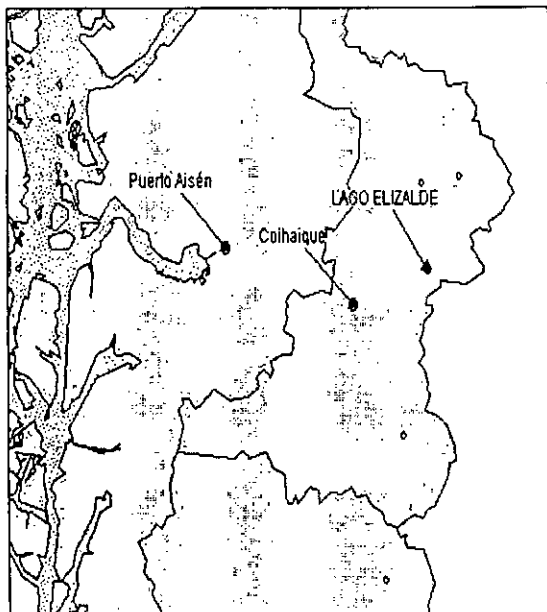
### 3.2.17. Lago Elizalde (LE)

Lago ubicado a 30 km de Coihaique. Es extendido y angosto, tiene 25 km de largo y 2 km de ancho promedio. Tiene una superficie de 2.510 Ha. y se encuentra rodeado por bosques nativos. Los sedimentos fueron tomados en el sector inicial del lago.

Las muestras fueron tomadas en aguas llanas, ausencia de viento y cielos despejados. La actividad de muestreo se realizó el día 17 de diciembre del 2001, comenzando a las 14:00 horas, para concluir con las actividades a las 15:03 horas (Tabla 3.21).

Tabla 3.21. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad.

Estación	Sector	Coordenadas UTM		Prof. (m)	Hora
		Norte	Este		
LE-1	Sector Playa 1	4927647	719880	1,5	14:00
LE-2	Sector Playa 2	4927492	719976	-	14:37
LE-3	Embarcadero	4927233	719993	15,0	15:03





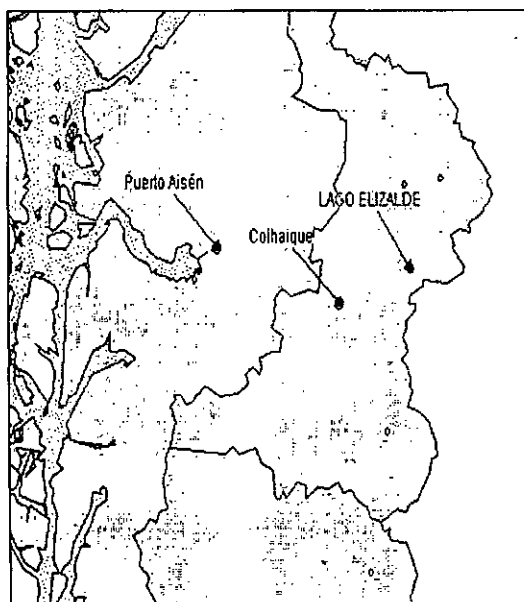
### 3.2.18. Puerto Cisnes (PC)

Pueblo ubicado a 282 km al sur de Chaitén por la Carretera Austral. Corresponde a una cuenca de origen salobre, con influencia de ríos que desembocan en la zona y a los pies del canal Puyuhuapi. Las estaciones fueron posicionadas frente a la desembocadura del río Cisnes y frente a isla Tortuga.

Las muestras fueron tomadas en condiciones de mar moderada, brisa suave y cobertura nubosa completa. La actividad de muestreo se realizó el día 15 de diciembre del 2001, comenzando a las 11:32 horas, para concluir con las actividades aproximadamente a las 13:05 horas (Tabla 3.22).

Tabla 3.22. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad.

Estación	Sector	Coordenadas UTM		Prof. (m)	Hora
		Norte	Este		
PC-1	Desemb. Río Cisnes Norte	5043534	681085	1,5	11:32
PC-2	Desemb. Río Cisnes Sur	5042838	680544	1,2	12:05
PC-3	Norte de Islote Tortuga	5050131	680960	15,0	13:05





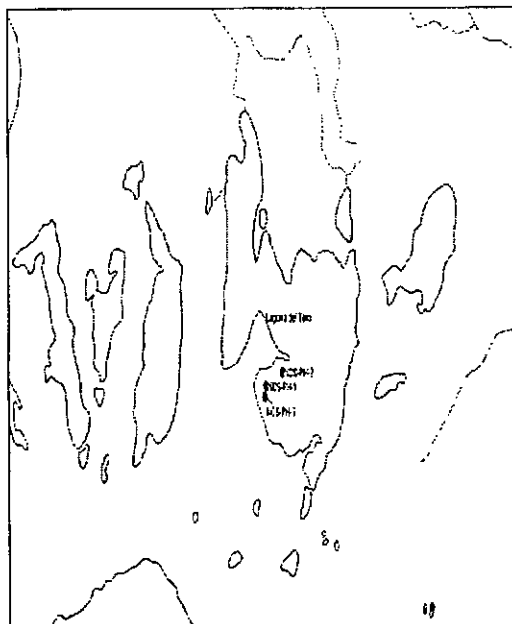
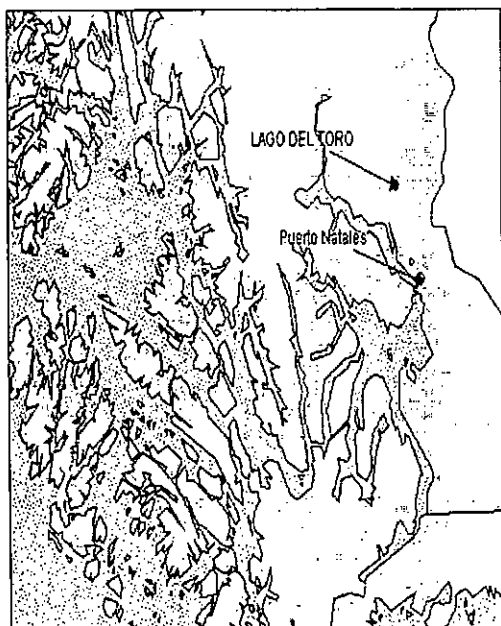
### 3.2.19. Lago del Toro (LS)

Originalmente se propuso la Laguna Sarmiento como punto de muestreo. Sin embargo, debido a que este lago se encuentra dentro del Parque Nacional Torres del Paine, no fue posible disponer de una autorización ya que CONAF se encontraba en paro. Frente a esta dificultad se optó por el lago del Toro, cuyo sector de muestreo queda fuera del deslinde de este parque.

Las muestras fueron tomadas en aguas moderadas, viento fuerte y nubosidad parcial. La actividad de muestreo se realizó el día 20 de diciembre del 2001, comenzando a las 11:50 horas, para concluir con las actividades a las 13:05 horas (Tabla 3.23).

Tabla 3.23. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad.

Estación	Sector	Coordenadas UTM		Prof. (m)	Hora
		Norte	Este		
LS-1	Afluente lago Maravilla	4313203	658171	1,0	11:50
LS-2	Sector Oeste afluente	4313386	658408	1,5	12:22
LS-3	Sector Este afluente	4313348	658414	1,0	13:05





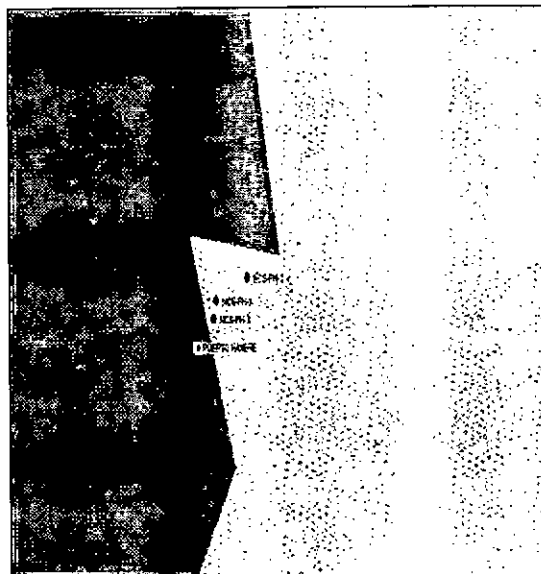
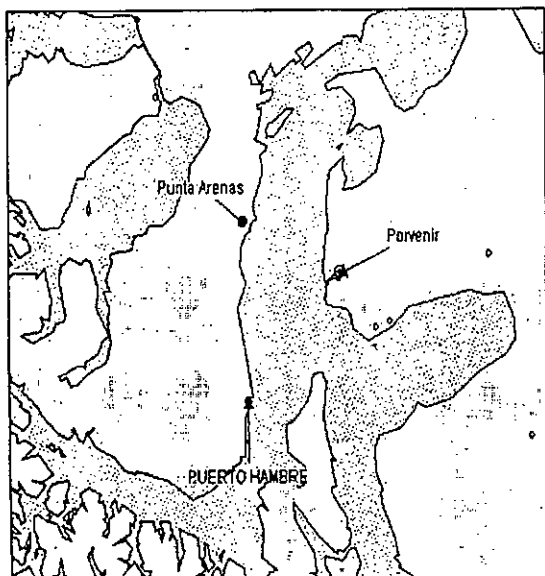
### 3.2.20. Puerto de Hambre (PH)

Localidad ubicada a 58 km al Sur de Punta Arenas, al final del camino que lleva al Fuerte Bulnes. Corresponde a una bahía cerrada por penínsulas rocosas cubiertas de árboles. Los sedimentos fueron obtenidos en los alrededores de Caleta Carrera. Se optó por este sector costero, ubicado inmediatamente al oriente de Puerto de Hambre, ya que los fondos sublitorales son sedimentarios y no se observan ductos o descargas al mar. Por el contrario, en Puerto de Hambre los fondos sublitorales son principalmente rocosos y existe un emisario que procede de unas instalaciones cercanas a la caleta de pescadores.

Las muestras fueron tomadas en condiciones de mar moderada, brisa suave y cobertura nubosa completa. La actividad de muestreo se realizó el día 18 de diciembre del 2001, comenzando a las 10:35 horas, para concluir con las actividades a las 12:20 horas (Tabla 3.24).

Tabla 3.24. Posición en coordenadas UTM (m) de cada una de las estaciones de muestreo establecidas para esta localidad.

Estación	Sector	Coordenadas UTM		Prof. (m)	Hora
		Norte	Este		
PH-1	Fondeadero Caleta Carrera	4060260	371951	17,5	10:35
PH-2	Bajos Caleta Carrera	4060565	372695	7,5	11:22
PH-3	Sector Oeste Caleta Carrera	4060014	371889	11,1	12:20





# Anexo 4

## Clasificación granulométrica de los sedimentos

---

### 4.1. AREA DE ESTUDIO

El área de estudio del proyecto POAL comprendió 25 cuerpos de agua marinos y dulceacuícolas navegables, distribuidos desde Arica a Punta Arenas y que están bajo la jurisdicción de la Dirección del Territorio Marítimo y de Marina Mercante (DIRECTEMAR).

La ubicación geográfica de las estaciones de muestreo y la profundidad fueron establecidas por la Dirección de Intereses Marítimos y Medio Ambiente Acuático (DIRINMAR), utilizando cartas proporcionadas por el Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada (SHOA). En terreno las estaciones se posicionaron mediante el uso de georreceptores satelitales portátiles asistidos por el Sistema de Posicionamiento Global (GPS).

### 4.2. OBTENCION DE LAS MUESTRAS

El muestreo se efectuó entre el 25 de marzo y el 14 de abril de 1997, abarcando simultáneamente cuatro grandes zonas geográficas. Las muestras de sedimento fueron tomadas por un buzo mediante cilindros de PVC ("core") desde los primeros centímetros del fondo. Una vez a bordo de la embarcación, las muestras fueron transferidas a bolsas plásticas de alta densidad. A continuación fueron rotuladas con una etiqueta externa, codificada y siempre visible, para luego ser mantenidas en refrigeración dentro de neveras con hielo natural o con estuches de hielo químico. El número total de muestras analizadas fue de 156, según la distribución presentada en la Tablas 4.1 y 4.2.





Tabla 4.1. Cantidad de muestras de sedimentos superficiales marinos obtenidas por cuerpos de agua.

Cuerpo acuático marino	Cantidad de muestras
1. Arica	7
2. Iquique	5
3. Tocopilla	4
4. Antofagasta	8
5. Taltal	4
6. Chañaral	9
7. Caldera	11
8. Coquimbo	8
9. Quintero	10
10. Concón	5
11. Valparaíso	14
12. Playa Ancha	4
13. San Antonio	6
14. Talcahuano	5
15. San Vicente	7
16. Coronel-Lota	10
17. Puerto Montt	8
18. Castro	5
19. Puerto Chacabuco	4
20. Puerto Natales	1
21. Punta Arenas	9
Total	144

Tabla 4.2. Cantidad de muestras de sedimentos lacustres superficiales obtenidos por cuerpos de agua.

Cuerpos acuático lacustre	Cantidad de muestras
1. Lago Villarrica	6
2. Lago Ranco	3
3. Lago Llanquihue	3
Total	12

Cuando se obtuvo más de una muestra por estación, los resultados fueron promediados y estos valores fueron utilizados como parámetros para caracterizar granulométricamente la estación.



#### 4.2.1. Procesamiento de las muestras

Una vez en el laboratorio, las muestras fueron enjuagadas con agua potable para eliminar el exceso de sales y luego secadas a temperatura ambiente hasta conseguir su completa deshidratación. Para el análisis granulométrico, se aplicó la metodología propuesta en el Manual de Holme y McIntyre (1971).

De la muestra original en base seca, se extrajo una cantidad de 100 g para su cernido mecánico utilizando tamices geológicos con una diferencia en la abertura de malla de  $1\phi$  (2 - 1 - 0,5 - 0,25 - 0,125 y 0,063 mm). Posteriormente, la fracción retenida en cada tamiz fue pesada ( $\pm 0,01$  g) en una balanza Chyo Petit Balance® Mk-500C. Los datos obtenidos de esta forma fueron ingresados a una planilla de cálculo electrónica para analizarlos según el método gráfico de la siguiente forma:

- El peso en gramos de cada fracción fue convertido en porcentaje con respecto al total resultante (suma del peso de todas las fracciones); luego, estos porcentajes fueron sumados progresivamente con lo que se obtuvo los porcentajes acumulados.
- Estos porcentajes acumulados fueron graficados en base a una escala de phi ( $\phi$ ) dentro de un rango de valores entre -1 y  $5\phi$ , obteniéndose una curva con la cual se estimó los percentiles de la curva de porcentajes acumulativos por estimación gráfica.
- De cada gráfico se leyó los percentiles 5, 16, 50, 84 y 95, proyectándolos hasta la curva y luego al eje de las ordenadas, por lo que se encuentran expresados en unidades phi ( $\phi$ ). Los valores obtenidos para cada percentil fueron ingresados en una segunda planilla electrónica, que ya tenía almacenado los algoritmos de las ecuaciones de los parámetros granulométricos con objeto de calcular los valores correspondientes.

#### 4.2.2. Parámetros granulométricos

Los parámetros granulométricos calculados fueron los tradicionales (Folk, 1980; Folk y Ward, 1957): promedio gráfico, grado de clasificación y sesgo gráfico. Las ecuaciones para el cálculo de estos estadígrafos se encuentran señaladas en el Capítulo 1 del informe.



### 4.3. RESULTADOS

A continuación se presentan los resultados granulométricos obtenidos, distribuidos de norte a sur del territorio nacional, según el tipo de cuerpo de agua (marino o lacustre).

#### 4.3.1. Sedimentos marinos

##### a. Arica

En el área predominan las arenas medias a finas, poco clasificadas y principalmente simétricas (Tabla 4.3). La fracción fina es de origen principalmente lítico, mientras que la fracción gruesa es de características biógenas. En las estaciones cercanas a la ciudad y al puerto de Arica, se presenta arena fina a muy fina, mientras que en los sitios mas alejados de estos sectores las muestras de sedimentos son más gruesas, especialmente la ubicada frente a la ciudad.

Tabla 4.3. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Arica, 1997.

PG	Estación					
	ARI-1	ARI-2	ARI-3	ARI-4	ARI-5	ARI-6
Mz	0,217	1,967	1,900	1,217	1,433	3,833
$\sigma_1$	1,442	0,901	0,470	0,229	1,273	0,381
Sk <sub>1</sub>	0,003	-0,070	-0,017	1,923	-0,188	-0,250

Mz: promedio gráfico;  $\sigma_1$ : grado de clasificación; Sk<sub>1</sub>: grado de asimetría

##### b. Iquique

En general, los sedimentos en la zona son finos, con una proporción de 20 a 50% de tipo biógeno, presentan una buena clasificación y una distribución de tipo simétrica. La zona presenta sedimentos bastante homogéneos, excepto en la entrada del puerto de Iquique (Tabla 4.4).

Tabla 4.4. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Iquique, 1997.

PG	Estación				
	IQQ-1	IQQ-2	IQQ-3	IQQ-4	IQQ-5
Mz	2,633	2,517	2,483	2,616	0,067
$\sigma_1$	0,357	0,473	0,380	0,500	0,603
Sk <sub>1</sub>	0,155	-0,201	0,053	0,003	-0,092

Mz: promedio gráfico;  $\sigma_1$ : grado de clasificación; Sk<sub>1</sub>: grado de asimetría



### c. Tocopilla

El sector costero norte de Tocopilla presenta arena muy fina, poco clasificada y con moderado exceso de gruesos. En cambio, el sector central (correspondiente a las cercanías de la ciudad) exhibe arenas media, poco clasificada y de distribución simétrica. El sector sur está dominado por arenas gruesas, mal clasificadas, aunque con una distribución simétrica de sus partículas (Tabla 4.5). En general las arenas, presenta una apariencia con un 20 y 50% de material biógeno de calibre variable; la fracción más fina es de tipo litogénico.

Tabla 4.5. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Tocopilla, 1997.

PG	Estación			
	TOC-1	TOC-2	TOC-3	TOC-4
Mz	1,317	-0,367	3,050	1,733
$\sigma_1$	1,194	1,658	0,520	0,639
Sk <sub>1</sub>	-0,381	0,042	-0,160	-0,038

Mz: promedio gráfico;  $\sigma_1$ : grado de clasificación; Sk<sub>1</sub>: grado de asimetría

### d. Antofagasta

Todo el sector norte de Antofagasta se encuentra dominado por arenas gruesas y muy gruesas, especialmente de origen biológico (conchuela), mal clasificadas aunque de distribución simétrica o con exceso de gruesos. Esta característica se extiende hasta la Poza del Salitre. Inmediatamente al sur de este lugar se encuentra el puerto de Antofagasta, donde predominan las arenas finas, mal clasificadas y con exceso de gruesos. En el sector sur de la ciudad, frente a la Universidad Técnica del Estado es posible encontrar arena fina, moderadamente clasificada, excepto en la pequeña caleta frente a los Baños Municipales, donde la cubierta sedimentaria se caracteriza por la presencia de arena muy gruesa de tipo biógena (Tabla 4.6).

Tabla 4.6. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Antofagasta, 1997.

PG	Estación					
	ANT-1	ANT-2	ANT-3	ANT-4	ANT-5	ANT-6
Mz	0,450	-0,900	0,483	1,967	1,533	-2,006
$\sigma_1$	0,772	1,643	0,679	0,744	1,358	-2,058
Sk <sub>1</sub>	-0,107	0,064	0,042	-0,297	-0,251	0,090

Mz: promedio gráfico;  $\sigma_1$ : grado de clasificación; Sk<sub>1</sub>: grado de asimetría



#### e. Taltal

Los sedimentos sublitorales de Taltal presentan arena fina en toda el área estudiada; las partículas se caracterizan por su buen grado de clasificación y distribución de tipo simétrica. En su mayor parte es de origen lítico, con una reducida componente de origen biológico. Las estaciones cercanas al muelle Ossa presentan una coloración rojiza (Tabla 4.7).

Tabla 4.7. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Taltal, 1997.

PG	Estación			
	TTA-1	TTA-2	TTA-3	TTA-4
Mz	2,700	2,800	2,933	2,850
$\sigma_1$	0,560	0,397	0,467	0,596
Sk <sub>1</sub>	0,093	0,038	0,118	-0,487

Mz: promedio gráfico;  $\sigma_1$ : grado de clasificación; Sk<sub>1</sub>: grado de asimetría

#### f. Chañaral

El sector estudiado de fondos blandos de Chañaral presenta arena muy fina, excepto en la estación ubicada en las cercanías de punta Bryson, en cuyos sedimentos predominan los gránulos (grava fina). En general, los sedimentos se presentan moderadamente clasificados y de distribución simétrica (Tabla 4.8).

Tabla 4.8. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Chañaral, 1997.

PG	Estación						
	CHÑ-1	CHÑ-2	CHÑ-3	CHÑ-4	CHÑ-5	CHÑ-6	CHÑ-7
Mz	2,543	3,433	3,317	2,850	-1,933	-0,483	3,117
$\sigma_1$	0,597	0,359	0,508	0,450	1,261	0,683	0,513
Sk <sub>1</sub>	0,590	-0,115	-0,109	0,079	-0,020	-0,104	0,029

Mz: promedio gráfico;  $\sigma_1$ : grado de clasificación; Sk<sub>1</sub>: grado de asimetría

#### g. Caldera

Este cuerpo de agua se encuentra dividido en dos zonas: puerto Caldera y puerto Calderilla. En el sector central de puerto Caldera predomina la arena muy fina, moderadamente clasificada y simétrica, con un contenido calcáreo (conchuela) cercano al 5%. Rodeando este sector de arena muy fina, existe una franja de arena gruesa a muy gruesa, poco clasificada y simétrica en su distribución (Tabla 4.9). En puerto Calderilla predomina la arena media, moderadamente clasificada y simétrica, presentando una textura más gruesa en las cercanías de punta Caldereta (Tabla 4.9).



Tabla 4.9. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Caldera, 1997.

PG	Estación								
	CAL-1	CAL-2	CAL-3	CAL-4	CAL-5	CAL-6	CAL-7	CAL-8	CAL-9
Mz	-0,083	0,633	0,283	2,483	0,317	1,683	2,083	-0,883	3,000
$\sigma_1$	0,972	0,849	1,355	0,741	1,053	0,975	1,022	1,003	0,673
Sk <sub>1</sub>	0,013	0,065	0,223	-0,077	0,456	-0,144	-0,100	0,042	-0,311

Mz: promedio gráfico;  $\sigma_1$ : grado de clasificación; Sk<sub>1</sub>: grado de asimetría

#### h. Coquimbo

Los sedimentos de las estaciones de bahía de La Herradura de Guayacán presentan arenas finas, moderadamente clasificadas y simétricas o con moderado exceso de gruesos. Por otra parte, las muestras sedimentarias recolectadas en el borde exterior de la península de Coquimbo, se caracterizan por la presencia arenas gruesas, poco clasificadas y con un ligero exceso de finos (Tabla 4.10).

El tercer sector definido para este cuerpo de agua se encuentra en la bahía de Coquimbo, cuyos fondos sedimentarios analizados presentaron arena media, moderadamente clasificada y de tipo simétrico en las cercanías del puerto. Hacia el norte de estas instalaciones marítimas, el sedimento se torna muy fino, moderadamente clasificado y con un moderado exceso de finos (Tabla 4.10).

Tabla 4.10. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Coquimbo, 1997.

PG	Estación						
	COQ-1	COQ-2	COQ-3	COQ-4	COQ-5	COQ-6	COQ-7
Mz	3,267	3,133	-0,333	-0,967	2,500	2,133	1,833
$\sigma_1$	0,731	0,668	1,095	1,437	0,542	0,895	0,655
Sk <sub>1</sub>	0,130	0,214	0,101	0,007	0,063	-0,292	0,002

Mz: promedio gráfico;  $\sigma_1$ : grado de clasificación; Sk<sub>1</sub>: grado de asimetría

#### i. Quintero

Este cuerpo de agua presenta sedimentos de arena fina (5 a 10% de material calcáreo), moderadamente clasificada y de distribución es mayormente simétrica. A mayor distancia del borde costero, la granulometría de los sedimentos torna a arena gruesa, moderadamente clasificada y de tipo simétrica (Tabla 4.11).



Tabla 4.11. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Quintero, 1997.

PG	Estación							
	QUI-1	QUI-2	QUI-3	QUI-4	QUI-5	QUI-6	QUI-7	QUI-8
Mz	0,233	0,983	2,767	1,933	2,85	0,783	2,600	2,417
$\sigma_1$	0,952	1,609	0,597	0,658	0,367	1,322	0,633	0,770
Sk <sub>1</sub>	0,034	-0,351	0,140	0,038	0,245	-0,094	-0,045	-0,267

Mz: promedio gráfico;  $\sigma_1$ : grado de clasificación; Sk<sub>1</sub>: grado de asimetría

#### j. Concón

En las estaciones muestreadas de Concón, los sedimentos se caracterizan por la ocurrencia de arenas finas, litogénicas, bien clasificados y de distribución simétrica (Tabla 4.12).

Tabla 4.12. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Concón, 1997.

PG	Estación				
	CCO-1	CCO-2	CCO-3	CCO-4	CCO-5
Mz	2,733	2,900	2,783	2,700	2,900
$\sigma_1$	0,739	0,452	0,480	0,367	0,721
Sk <sub>1</sub>	-0,239	0,267	0,257	-0,045	-0,051

Mz: promedio gráfico;  $\sigma_1$ : grado de clasificación; Sk<sub>1</sub>: grado de asimetría

#### k. Valparaíso

La bahía de Valparaíso presenta tres tipos granulométricos: grueso, medio y fino. El primero de ellos se presenta desde punta Ángeles hasta el Molo del puerto y corresponde a arena gruesa, moderadamente clasificada y simétrica con moderado exceso de gruesos.

El segundo tipo se encuentra al norte de la desembocadura del estero Marga-Marga y corresponde a arena moderadamente clasificada, con moderado exceso de finos. Por último, el tercer tipo granulométrico se presenta en los fondos blandos ubicados frente a caleta Abarca, al interior del Molo de Abrigo y frente a la playa Casino; en estos tres sectores existen arenas finas, moderadamente clasificadas y simétricas (Tabla 4.13).



Tabla 4.13. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Valparaíso, 1997.

PG	Estación									
	VAL-1	VAL-2	VAL-3	VAL-4	VAL-5	VAL-6	VAL-7	VAL-8	VAL-9	VAL-10
Mz	0,667	0,733	1,350	2,367	2,133	1,167	1,250	0,633	1,117	3,033
$\sigma_1$	0,621	0,709	0,737	0,698	0,628	0,540	0,764	0,822	0,673	0,714
Sk <sub>1</sub>	-0,001	-0,213	-0,056	0,093	0,038	0,162	0,156	-0,052	-0,125	-0,155

Mz: promedio gráfico;  $\sigma_1$ : grado de clasificación; Sk<sub>1</sub>: grado de asimetría

### I. Playa Ancha

Los sedimentos sublitorales de Playa Ancha se caracterizan por sus arenas gruesas y litogénicas; arena gruesa en punta Cardones hasta grava fina (gránulo) frente al túnel Bustamante, en ambos casos moderadamente clasificada y de tipo simétrica. Al norte del túnel Bustamante los fondos blandos presentan arenas media, moderadamente clasificadas y simétricas (Tabla 4.14).

Tabla 4.14. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Playa Ancha, 1997.

PG	Estación			
	PYA-1	PYA-2	PYA-3	PYA-4
Mz	-1,500	0,867	0,417	1,133
$\sigma_1$	0,683	0,784	1,013	0,591
Sk <sub>1</sub>	0,000	-0,089	0,027	-0,047

Mz: promedio gráfico;  $\sigma_1$ : grado de clasificación; Sk<sub>1</sub>: grado de asimetría

### m. San Antonio

La zona del puerto de San Antonio se encuentra dividida en dos tipos de arena, uno fino y uno medio. El primero de ellos se presenta en la Poza ubicada al interior del Molo, frente a la Laguna Sur de Lolleo y frente al Molo; en general, este tipo de sedimento corresponde a arena fina, poco clasificada y con ligero exceso de gruesos. El segundo tipo de arena se encuentra en los fondos sublitorales ubicados dentro del puerto (frente a los muelles Molino y de Pescadores); la arena está poco clasificada y exhibe de medio a alto exceso de gruesos (Tabla 4.15).





Tabla 4.15. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. S. Antonio, 1997.

PG	Estación				
	SNT-1	SNT-2	SNT-3	SNT-4	SNT-5
Mz	1,333	2,633	2,900	1,433	2,333
$\sigma_1$	1,036	0,467	0,477	1,356	1,045
Sk <sub>1</sub>	-0,307	0,056	-0,033	-0,356	-0,106

Mz: promedio gráfico;  $\sigma_1$ : grado de clasificación; Sk<sub>1</sub>: grado de asimetría

#### n. Talcahuano

En general, el sector estudiado está dominado por sedimentos complejos, con una componente muy fina y otra muy gruesa compuesta de residuos de origen pesquero, industrial y urbano. Los parámetros granulométricos definen estos sedimentos como medios a gruesos, poco a mal clasificados y con alto exceso de gruesos. Frente a I. de los Reyes el sedimento es distinto: arena media, bien clasificada y con alto exceso de gruesos (Tabla 4.16).

Tabla 4.16. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Talcahuano, 1997.

PG	Estación			
	THN-1	THN-2	THN-3	THN-4
Mz	0,417	1,583	0,200	1,000
$\sigma_1$	1,950	1,613	1,442	0,500
Sk <sub>1</sub>	-0,344	-0,433	-0,240	-0,015

Mz: promedio gráfico;  $\sigma_1$ : grado de clasificación; Sk<sub>1</sub>: grado de asimetría

#### ñ. San Vicente

El sedimento dominante frente a playa de Lengua es arena media a gruesa, moderadamente clasificada y con moderado exceso de finos. En dirección al centro de la bahía, la arena se torna muy fina, moderadamente clasificada y con ligero exceso de gruesos (Tabla 4.17). En el sector del puerto de San Vicente, los sedimentos son finos, moderadamente clasificados y con exceso de gruesos.

Tabla 4.17. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. San Vicente, 1997.

PG	Estación						
	SVI-1	SVI-2	SVI-3	SVI-4	SVI-5	SVI-6	SVI-7
Mz	2,683	0,850	0,583	1,450	3,117	2,733	2,567
$\sigma_1$	0,799	0,548	0,766	0,661	0,877	1,095	0,830
Sk <sub>1</sub>	-0,192	0,028	0,141	0,169	-0,106	-0,376	-0,200

Mz: promedio gráfico;  $\sigma_1$ : grado de clasificación; Sk<sub>1</sub>: grado de asimetría



#### o. Coronel-Lota

La bahía de Coronel se encuentra dominada por sedimentos medios, finos y muy finos, apareciendo el primer tipo en el sector de Escuadrón, punta Coronel y frente a las instalaciones pesqueras, cuyas arenas son moderadamente clasificadas y de distribución simétrica, excepto frente a las pesqueras, donde aparece mal clasificada y con exceso de material grueso. El segundo tipo de arena (fina) se distribuye en los fondos ubicados frente a punta Puchoco, al sur de la descarga del emisario submarino y frente a playa Blanca. En estos sectores, en general los sedimentos corresponden a arenas moderadamente clasificadas y simétricas. La arena de tipo muy fina se presenta solamente frente a playa Chollin, con características de moderadamente clasificada y simétrica (Tabla 4.18).

Tabla 4.18. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Coronel-Lota, 1997.

PG	Estación							
	CRL-1	CRL-2	CRL-3	CRL-4	CRL-5	CRL-6	CRL-7	CRL-8
Mz	1,567	1,567	1,400	3,067	2,567	1,767	2,533	2,633
$\sigma_1$	0,483	0,397	0,339	0,739	0,623	1,232	0,543	0,344
Sk <sub>1</sub>	-0,085	-0,139	0,020	-0,096	-0,154	-0,353	-0,016	0,003

Mz: promedio gráfico;  $\sigma_1$ : grado de clasificación; Sk<sub>1</sub>: grado de asimetría

#### p. Puerto Montt

Los fondos blandos de la zona de Puerto Montt se encuentran dominados por arena fina de color oscuro, con un 15 a 25% de materia calcárea, moderadamente clasificada y con una distribución simétrica o con ligeros excesos de finos o gruesos (Tabla 4.19). Los canales adyacentes a Calbuco presentan material grueso (piedrecillas y material biógeno) sobre una base de arena fina, lo cual explica su desviación estándar gráfica inclusiva que la define como poco clasificada y con alto exceso de gruesos.

Tabla 4.19. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Puerto Montt, 1997.

PG	Estación					
	PMO-1	PMO-2	PMO-3	PMO-4	PMO-5	PMO-6
Mz	2,400	2,583	0,700	0,650	2,900	2,383
$\sigma_1$	0,721	0,749	1,701	1,410	0,895	0,528
Sk <sub>1</sub>	-0,031	0,172	-0,378	-0,196	-0,233	-0,038

Mz: promedio gráfico;  $\sigma_1$ : grado de clasificación; Sk<sub>1</sub>: grado de asimetría



#### q. Castro

El área estudiada de Chonchi posee fondos de arena media a gruesa, poco clasificada y con un exceso de gruesos; en cambio, en el fiordo de Castro, adyacente a Chonchi, los sedimentos corresponden a arena media a fina, moderadamente clasificada y con exceso de gruesos (Tabla 4.20).

Tabla 4.20. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Castro, 1997.

PG	Estación			
	CAS-1	CAS-2	CAS-3	CAS-4
Mz	2,333	1,833	1,433	0,433
$\sigma_1$	0,872	0,899	0,920	1,297
Sk <sub>1</sub>	-0,325	0,062	-0,136	0,022

Mz: promedio gráfico;  $\sigma_1$ : grado de clasificación; Sk<sub>1</sub>: grado de asimetría

#### r. Puerto Chacabuco

Los fondos blandos marinos adyacentes al puerto de Chacabuco presentan una alta variabilidad granulométrica, aunque pueden describirse como arenas gruesas de color oscuro, con un 10 a 15% de material biógeno, poco clasificada y con moderado exceso de finos. En la estación ubicada en la caleta Bluff (este de Chacabuco), los sedimentos se componen de arena media, moderadamente clasificada y con un alto exceso de finos (Tabla 4.21).

Tabla 4.21. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Puerto Chacabuco, 1997.

PG	Estación		
	PCH-1	PCH-2	PCH-3
Mz	0,623	0,150	1,167
$\sigma_1$	1,208	0,703	0,719
Sk <sub>1</sub>	0,209	0,250	0,049

Mz: promedio gráfico;  $\sigma_1$ : grado de clasificación; Sk<sub>1</sub>: grado de asimetría

#### s. Puerto Natales

La estación ubicada frente a puerto Bories, en el canal Señoret, presenta arena gruesa, poco clasificada y con un moderado exceso de gruesos (Tabla 4.22).



Tabla 4.22. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Puerto Natales, 1997.

PG	Estación
	PNA-1
Mz	0,517
$\sigma_1$	1,013
Sk <sub>1</sub>	-0,106

Mz: promedio gráfico;  $\sigma_1$ : grado de clasificación; Sk<sub>1</sub>: grado de asimetría

#### t. Punta Arenas

Los sedimentos de los fondos blandos del Estrecho de Magallanes, frente al sector urbano de Punta Arenas presentan arenas media a finas, moderadamente clasificada y de distribución simétrica (Tabla 4.23).

Tabla 4.23. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Punta Arenas, 1997.

PG	Estación						
	PAR-1	PAR-2	PAR-3	PAR-4	PAR-5	PAR-6	PAR-7
Mz	1,500	2,667	2,500	2,050	2,300	3,100	2,283
$\sigma_1$	0,458	0,673	0,458	0,952	0,849	0,683	0,907
Sk <sub>1</sub>	-0,029	-0,104	-0,088	-0,054	-0,067	-0,045	-0,081

Mz: promedio gráfico;  $\sigma_1$ : grado de clasificación; Sk<sub>1</sub>: grado de asimetría



### 4.3.2. Sedimentos lacustres

#### a. Lago Villarrica

Los sedimentos de las estaciones ubicadas cerca del balneario de Pucón, granulométricamente se caracterizan por la presencia de arena gruesa (sector de la Poza) a muy gruesa (sector poniente de la playa), moderadamente clasificada y con una distribución de tipo simétrica frente a la playa, que cambia a otra dominada por gruesos en los sedimentos de la poza. En las cercanías de la ciudad de Villarrica, los sedimentos de la cubeta lacustres se presentan más finos (arena fina), moderadamente clasificados y simétricos, con un leve exceso de gruesos (Tabla 4.24). La arena encontrada en este lago presenta una coloración negruzca y las partículas exhiben una textura porosa, indicativo de su origen volcánico.

Tabla 4.24. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Lago Villarrica, 1997.

PG	Estación			
	VIL-1	VIL-2	VIL-3	VIL-4
Mz	0,450	-0,550	2,200	2,167
$\sigma_1$	0,895	0,533	0,537	0,452
Sk <sub>1</sub>	-0,282	0,005	0,032	-0,156

Mz: promedio gráfico;  $\sigma_1$ : grado de clasificación; Sk<sub>1</sub>: grado de asimetría

#### b. Lago Ranco

Las actividades de muestreo de sedimentos en este lago se centraron en Futrono (extremo norte) y Ranco (extremo sur). Frente a Futrono, los sedimentos se tipifican como arenas finas, moderadamente clasificadas y con un leve exceso de gruesos. En la cubierta sedimentaria sublitoral frente a la localidad de Ranco, predomina la arena gruesa, moderadamente clasificada y de distribución simétrica (Tabla 4.25).

Tabla 4.25. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Lago Ranco, 1997.

PG	Estación	
	RAN-1	RAN-2
Mz	2,233	0,950
$\sigma_1$	0,779	0,740
Sk <sub>1</sub>	-0,163	-0,051

Mz: promedio gráfico;  $\sigma_1$ : grado de clasificación; Sk<sub>1</sub>: grado de asimetría



### c. Lago Llanquihue

La obtención de muestras en el Lago Llanquihue se centró en las cercanías de las localidades de Puerto Varas y de Frutillar. Frente a Puerto Varas, los sedimentos lacustres se caracterizaron granulométricamente por arenas finas, moderadamente clasificadas y de distribución simétrica. En el sector de Frutillar, los sedimentos correspondieron a arenas muy finas, moderadamente clasificadas y con alto exceso de gruesos (Tabla 4.26).

Tabla 4.26. Valor de los parámetros granulométricos (PG) para las muestras de sedimentos superficiales sublitorales. Lago Llanquihue, 1997.

PG	Estación	
	LLQ-1	LLQ-2
Mz	3,383	2,983
$\sigma_1$	0,603	0,683
Sk <sub>1</sub>	-0,433	-0,023

Mz: promedio gráfico;  $\sigma_1$ : grado de clasificación; Sk<sub>1</sub>: grado de asimetría



## 4.4. INTERPRETACION DE LOS RESULTADOS

### 4.4.1. Sedimentos marinos

#### Arica

En general el área presenta sedimentos finos, aportados tanto de los procesos costeros como de las quebradas adyacentes a la ciudad; siendo esta última otra fuente de finos. La fracción gruesa es de origen biógeno ("conchuela") representando aproximadamente del 20 a 50% de las muestras.

#### Iquique

Los sedimentos en esta zona se presentan bastante homogéneos, con una proporción del 20 al 50% de tipo biógeno. Su granulometría los define como arenas finas; las fracciones más gruesas son de origen biológico ("conchuela"). La virtual ausencia de ríos y cauces que desemboquen en el borde costero explican la baja ocurrencia de sedimentos litogénicos.

#### Tocopilla

La zona al norte de la ciudad se encuentra protegida del oleaje proveniente del sur, por lo que es un ambiente propicio para que ocurran procesos de acumulación de partículas de granulometría fina (arenas muy finas). En cambio, en el sector al sur de Tocopilla la mayor energía cinética del oleaje genera ambientes erosivos, que se reflejan en la presencia de arenas muy gruesas en los fondos sublitorales. En el sector costero que queda relativamente protegido por la punta Algodonales, los fondos sedimentos exhiben una condición granulométrica intermedia caracterizada por arenas medias.

#### Antofagasta

La zona de Antofagasta presenta un gradiente granulométrico que va de partículas gruesas (norte del cuerpo de agua) a finas (sur del cuerpo de agua), con sectores particulares como el puerto de Antofagasta que presenta arenas más finas debido a la incidencia de procesos de depositación. Por otra parte, frente al balneario municipal también se reflejan condiciones hidrodinámicas distintas debido a la presencia de materiales sedimentarios muy gruesos de tipo biógeno.

#### Taltal

En general, los sedimentos de la bahía Taltal responden arenas de características muy finas. En las cercanías del muelle Ossa los sedimentos presentan una coloración rojiza, rasgo que posiblemente evidencia aportes de residuos procedentes de faenas de refinamiento de minerales que se realizan en una fundición cercana. Una característica distintiva de los fondos sedimentarios estudiados de Taltal es la ausencia material calcáreo biógeno, considerando que la "conchuela" es un tipo de sedimento muy distintivo de la zona norte del país.



### Chañaral

En su mayor parte, la rada de Chañaral de las Animas presenta arena muy fina, lo que estaría evidenciando una baja hidrodinámica costera; esta situación se invierte en las cercanías de las puntas costeras rocosas, como por ejemplo en punta Bryson, donde los sedimentos se tornan más gruesos debido a la mayor energía cinética del oleaje.

### Caldera

Este cuerpo de agua está formado por dos bahías (Caldera y Calderilla). Según se desprende de la distribución granulométrica de los sedimentos, cada bahía presentaría un régimen de circulación diferente. El puerto de Caldera presenta una acumulación de fracciones finas en el centro de la bahía, lo que es indicativo de la existencia de un giro de las corrientes en este sector. En cambio, el puerto de Calderilla presenta sedimentos muy gruesos en la boca y arenas medias en su parte central, lo que indica un mayor régimen hidrodinámico. Dada la ausencia de aportes vía cursos de agua, el material de los fondos es principalmente de naturaleza biógena y con escasa representatividad de fracciones finas.

### Coquimbo

Los fondos de la bahía de La Herradura concentran arenas medias que probablemente han sido arrastradas desde tierra a través de quebradas y cursos de agua. Por otra parte, en los alrededores de la península de Coquimbo el batido de las olas evita el asentamiento de materiales finos por lo que predominan las fracciones de sedimento grueso. Los sedimentos de la bahía de Coquimbo exhiben depósitos sedimentarios de granulometría fina, principalmente litogénicos, lo que probablemente indica un origen terrestre, debido a procesos de arrastre a través de quebradas y del río Elqui que desemboca en el mar.

### Quintero

Los sedimentos de la bahía Quintero son granulométricamente heterogéneos. Frente a playa Loncura los fondos blandos presentan arena fina en toda su longitud, tornándose mas gruesos conforme aumenta la profundidad. Sólo en el sector norte de esta bahía, en sectores más bien expuestos las partículas aumentan su diámetro promedio y aparece una mayor proporción de sedimento biógeno.

### Concón

Dado que toda esta zona se encuentra ampliamente dominada por los aportes del río Aconcagua, los sedimentos en este sector son principalmente de naturaleza terrígena y de granulometría fina. El arrastre continuo generado por la descarga de las aguas del río, se refleja en la presencia de sedimentos bien clasificados con una distribución simétrica de sus partículas.

### Valparaíso

La extensa bahía de Valparaíso posee una variedad de ambientes costeros, condición que se refleja en una variada gama de granulometrías. Alrededor de punta Angeles y en el sector externo al Molo de Abrigo los sedimentos son gruesos, evidenciando una mayor energía cinética de las aguas. Al interior de la zona portuaria, debido a la existencia de barreras





artificiales el movimiento de las aguas disminuye, permitiendo la decantación de materiales finos hacia los fondos sedimentarios que se caracterizan por la presencia de arenas finas de tipo terrígena. Frente a la barra de la desembocadura del estero Marga Marga, las arenas son de granulometría fina y de naturaleza terrígena. Las arenas medias que se presentan en playa Blanca se deben a que el sector se encuentra más influido por el oleaje, lo que en cierta manera dificulta la existencia de un sector de deposición de fracciones más finas.

#### Playa Ancha

El sector de Playa Ancha y punta Angeles que protege por el sur a la bahía de Valparaíso del oleaje, es una zona de alta hidrodinámica que, por lo menos en los sectores más someros, no propicia el asentamiento de partículas finas, reflejándose en la presencia de sedimentos con partículas de mayor diámetro promedio. Sin embargo, cabe señalar que este patrón puede modificarse sustancialmente, ya que en la medida que aumenta la profundidad en el sector aparecen fracciones cada vez más finas (*i.e.* fangosas).

#### San Antonio

Los fondos sedimentarios del puerto de San Antonio exhiben arenas finas con la presencia de residuos gruesos, provenientes de las actividades pesqueras que se efectúan en sectores aledaños. En dirección al sur, las condiciones granulométricas cambian, apareciendo arenas finas, de aspecto limpio y sano. Cabe señalar que todo el sector ubicado al sur de la zona portuaria de San Antonio, y en algunos casos el mismo puerto, queda bajo la influencia de la pluma de dispersión del río Maipo que descarga sus aguas en el sector de Llole.

#### Talcahuano

Los sedimentos de la bahía de Concepción se caracterizan por la presencia de una cubierta de arenas muy finas sobre la cual se depositan residuos procedentes de las actividades pesqueras y de la actividad urbana. Esta extensa bahía cerrada se encuentra rodeada de ciudades, industrias y muelles; el principal aporte de sedimentos proviene de los ríos Andalién y Biobío, el primero de ellos forma una extensa playa y la Isla de los Reyes en el delta de su desembocadura. La bahía se encuentra cerrada por la península de Tumbes y la isla Quiriquina, lo cual disminuye la circulación del agua en la zona, permitiendo que en este cuerpo de agua predominen los procesos de deposición por sobre los de tipo erosivos.

#### San Vicente

Frente a la playa el sedimento es principalmente litogénico, de coloración oscura y de tamaño medio a grueso. Por otra parte, en el sector portuario los sedimentos tienen una apariencia fangosa, de coloración negruzca y con emisión de olor a descomposición. En algunos sectores aislados fuera de la zona portuaria, se presentan sedimentos finos de coloración café. La distribución granulométrica diferencial en esta bahía se manifiesta en la ocurrencia de procesos de acumulación en el sector norte, lo cual se refleja en el predominio de sedimentos finos. Hacia el sur de la bahía, especialmente frente a la desembocadura del río Lenga, el diámetro medio de las partículas aumenta lo que evidencia la predominancia de procesos erosivos en los fondos sedimentarios.



### Coronel-Lota

En general esta es una zona semi-protégida por la punta Lavapié y la isla Santa María que recibe las cargas sedimentarias procedentes principalmente de los ríos Biobío, Carampangue y Tubúl. Una gran extensión de los fondos sedimentarios estudiados se caracteriza por la ocurrencia de arenas finas y medias. Aunque predominan los sedimentos terrígenos, la presencia de material biógeno se constata en algunos sectores puntuales de la bahía, especialmente frente a las localidades de Coronel y Lota.

### Puerto Montt

La zona de Puerto Montt se caracteriza por la presencia predominante de arenas finas en los fondos sedimentarios. Es muy probable que la alta pluviosidad de la zona contribuya en una alta proporción a transportar material terrígeno a través de los numerosos cursos de agua hacia los sectores marino costeros. En cierto sentido, este panorama difiere para la localidad de Calbuco, en cuyos fondos blandos predominan sedimentos de granulometría mayor (*i.e.* tipo gránulos), lo cual es una señal de la mayor hidrodinámica que afecta el sistema de canales por efecto de las mareas.

### Castro

Esta zona se encuentra afectada por dos factores: una gran pluviosidad y un marcado régimen de mareas, el primero arrastra sedimentos desde la isla de Chiloé, mientras que el segundo provoca corrientes que arrastran los sedimentos finos. Estos factores generan la presencia de condiciones granulométricas heterogéneas en los fondos. Por ejemplo, en sectores costeros cercanos a la isla de Chiloé los sedimentos tienen un mayor diámetro promedio, en comparación con sectores más profundos en que predominarían los procesos de acumulación.

### Puerto Chacabuco

El puerto de Chacabuco presenta arena media a gruesa sobre la que los ríos han depositado piedrecillas. En general, las características granulométricas de estos fondos se encuentran ampliamente dominadas por los aportes del río Aysén, además de otros cursos de agua menores.

### Punta Arenas

En el sector adyacente a la ciudad de Punta Arenas, los sedimentos corresponden a arenas finas. La principal influencia sobre la composición sedimentaria se debe a las descargas del río Las Minas que cruza esta ciudad y desemboca en el Estrecho de Magallanes.



UNIVERSIDAD  
DE PLAYA ANCHA  
DE CIENCIAS DE LA EDUCACION  
VALPARAISO

#### 4.4.2. Sedimentos lacustres

##### Lago Villarrica

En general, el sector Este estudiado del lago está dominado por sedimentos gruesos, mientras que en el sector poniente tienden a acumularse arenas finas. En cuanto al origen de los sedimentos, estos reflejan claramente una procedencia de tipo volcánica.

##### Lago Ranco

El lago Ranco posee cuatro ríos que desembocan en su margen oriental, mientras sólo uno lo desagua por el costado poniente, esta configuración probablemente genera un transporte de sedimentos de Este a Oeste. Sin embargo, la irrupción de la punta Coique actúa como una barrera que detiene parcialmente los sedimentos finos, propiciando su depositación en las cercanías de Futrono. Por otro lado, la mayor exposición del sector de Ranco se refleja en la presencia de arenas gruesas.

##### Lago Llanquihue

Las dos áreas estudiadas se presentan en sectores cerrados y habitados, lo que beneficia el asentamiento de sedimentos finos. Sin embargo, la estación ubicada en Puerto Varas se encuentra afectada por la cabecera del río Negro, el cual al evacuar las aguas de este lago arrastra las fracciones más finas del sedimentos.



**Zona Austral.** Esta zona incluye la Undécima y Décimo Segunda Regiones del país. Si bien la composición sedimentaria es similar a la que caracteriza a la Zona Centro-Sur de Chile, las principales diferencias radican en la virtual ausencia del componente calcáreo y en la ausencia de condiciones estacionales tan claramente delimitadas. Si bien en los sedimentos someros de la Zona Austral la "conchuela" aparece esporádicamente, la componente biógena no desaparece, sino que más bien es reemplazada por material de origen vegetal (*i.e.* hojas, ramas, trozos de corteza, semillas, etc.) que es transportada por los cursos de agua desde ambientes terrestres. Cabe señalar que en base a los resultados analizados (granulometría de sedimentos costeros someros), la composición y distribución granulométricas podrían experimentar importantes variaciones en sectores más profundos de los canales australes o en las cabeceras de los fiordos ("harina glacial") debido a aportes morrénicos o a procesos erosivos causados por el hielo sobre el basamento rocoso.

#### 4.5.2. Ambiente lacustre

Con los antecedentes actualmente disponibles, tanto propios como de otros autores, aún no es posible establecer un panorama global de clasificación de los sedimentos lacustres a nivel nacional. Sin embargo, los resultados encontrados indican que desde un punto de vista genético, es posible al menos identificar dos tipos de sedimentos distintos en las cubetas lacustres de los lagos del sur de Chile. Actualmente, existen algunos científicos a nivel nacional que están desarrollando líneas de investigación tendientes a analizar el comportamiento de contaminantes orgánicos persistentes en lagos remotos de Chile.<sup>1</sup>

De acuerdo con las características texturales, existe un tipo de partícula que obedece típicamente a un origen volcánico (*i.e.* coloración negruzca, porosa y liviana). Por otra parte, también es posible identificar material sedimentario, cuyas características texturales permiten establecer que se trata de partículas terrígenas que han sido transportadas por cursos de agua desde los sectores de origen.

#### 4.6. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Folk, RL. 1980. Petrology of sedimentary rocks. Hemphill Pub. Co. Austin, Texas, 182 pp.

Folk, RL. and WC. Ward. 1957. Brazos River Bar, a study in the significance of grain size parameters. Jour. Sed. Petrol., 27: 3-26.

Holme, N. and A. McIntyre. 1971. Methods for the study of marine benthos. Blackwell Scientific Publications. Handbook 16. Oxford and Edinburg.

---

<sup>1</sup> Los autores tomaron contacto con el Dr. Roberto Urrutia de la Universidad de Concepción quien es coinvestigador del Proyecto FONDECYT "Búsqueda de evidencias del transporte atmosférico a gran escala de contaminantes: acumulación de contaminantes orgánicos persistentes (COPS) en sedimentos de lagos remotos de Chile". Se espera intercambiar información respecto del tema.



Porcentaje de grava, arena y fango de las muestras de sedimentos analizadas.

LOCALIDAD	ESTACION	%Grava	% Arena	% Fango
ARICA	ARI-1	0,00	52,09	47,91
ARICA	ARI-2	0,79	99,13	0,08
ARICA	ARI-3	4,15	95,32	0,53
ARICA	ARI-4	24,10	75,87	0,03
ARICA	ARI-5	0,44	99,51	0,05
ARICA	ARI-6	0,15	99,85	0,00
ARICA	ARI-7	3,38	96,30	0,31
IQUIQUE	IQQ-1	0,97	98,90	0,12
IQUIQUE	IQQ-2	0,00	99,54	0,46
IQUIQUE	IQQ-3	5,32	94,68	0,00
IQUIQUE	IQQ-4	0,18	99,42	0,41
IQUIQUE	IQQ-5	0,00	99,95	0,05
TOCOPILLA	TOC-1	0,79	99,04	0,17
TOCOPILLA	TOC-2	0,00	97,97	2,03
TOCOPILLA	TOC-3	63,59	36,19	0,22
TOCOPILLA	TOC-4	6,27	93,55	0,19
ANTOFAGASTA	ANT-1	4,97	95,03	0,00
ANTOFAGASTA	ANT-2	35,39	64,30	0,31
ANTOFAGASTA	ANT-3	49,99	50,01	0,00
ANTOFAGASTA	ANT-4	47,14	52,79	0,06
ANTOFAGASTA	ANT-5	9,38	89,43	1,18
ANTOFAGASTA	ANT-6	0,50	99,50	0,00
ANTOFAGASTA	ANT-7	2,44	97,35	0,21
ANTOFAGASTA	ANT-8	3,32	96,57	0,11
TALTAL	TTA-1	0,00	98,52	1,48
TALTAL	TTA-2	0,78	98,81	0,41
TALTAL	TTA-3	0,11	99,55	0,34
TALTAL	TTA-4	0,09	97,07	2,84
CALDERA	CAL-1	1,81	97,97	0,23
CALDERA	CAL-2	0,13	98,12	1,75
CALDERA	CAL-3	0,41	97,63	1,97
CALDERA	CAL-4	18,84	80,96	0,20
CALDERA	CAL-5	17,09	82,91	0,00
CALDERA	CAL-6	2,13	96,96	0,77



CALDERA	CAL-7	17,24	82,52	0,24
CALDERA	CAL-8	44,10	55,84	0,06
CALDERA	CAL-9	0,13	98,44	1,43
CALDERA	CAL-10	1,90	98,10	0,00
CALDERA	CAL-11	3,55	96,09	0,36
CHAÑARAL	CHÑ-1	0,00	91,54	8,46
CHAÑARAL	CHÑ-2	0,03	92,23	7,74
CHAÑARAL	CHÑ-3	78,21	21,69	0,11
CHAÑARAL	CHÑ-4	9,28	90,30	0,42
CHAÑARAL	CHÑ-5	21,52	78,48	0,00
CHAÑARAL	CHÑ-6	0,08	94,49	5,43
CHAÑARAL	CHÑ-7	0,00	91,05	8,95
CHAÑARAL	CHÑ-8	0,03	99,06	0,91
CHAÑARAL	CHÑ-9	0,68	98,98	0,34
COQUIMBO	COQ-1	0,10	94,08	5,82
COQUIMBO	COQ-2	0,14	99,43	0,43
COQUIMBO	COQ-3	0,00	96,57	3,43
COQUIMBO	COQ-4	0,13	98,70	1,17
COQUIMBO	COQ-5	0,20	99,80	0,00
COQUIMBO	COQ-6	49,06	50,87	0,07
COQUIMBO	COQ-7	27,05	72,90	0,05
COQUIMBO	COQ-8	0,00	86,99	13,01
CONCON	CCO-1	0,00	97,73	2,27
CONCON	CCO-2	0,00	97,93	2,07
CONCON	CCO-3	0,00	97,61	2,39
CONCON	CCO-4	0,03	99,97	0,00
CONCON	CCO-5	0,13	94,70	5,17
QUINTERO	QUI-1	0,00	99,31	0,69
QUINTERO	QUI-2	0,00	99,55	0,45
QUINTERO	QUI-3	0,03	99,89	0,08
QUINTERO	QUI-4	0,00	100,00	0,00
QUINTERO	QUI-5	0,58	99,10	0,32
QUINTERO	QUI-6	0,03	98,14	1,84
QUINTERO	QUI-7	12,75	86,61	0,65
QUINTERO	QUI-8	9,39	90,61	0,00
QUINTERO	QUI-9	9,93	89,92	0,16
QUINTERO	QUI-10	0,00	99,22	0,78
VALPARAISO	VAL-1	0,00	92,15	7,85



VALPARAISO	VAL-2	0,00	100,00	0,00
VALPARAISO	VAL-3	0,00	99,22	0,78
VALPARAISO	VAL-4	4,41	95,59	0,00
VALPARAISO	VAL-5	0,26	99,72	0,02
VALPARAISO	VAL-6	1,10	98,83	0,07
VALPARAISO	VAL-7	0,00	99,89	0,11
VALPARAISO	VAL-8	0,29	99,71	0,00
VALPARAISO	VAL-9	19,70	79,26	1,04
VALPARAISO	VAL-10	23,10	75,91	0,99
VALPARAISO	VAL-11	3,17	96,76	0,07
VALPARAISO	VAL-12	0,00	99,93	0,07
VALPARAISO	VAL-13	1,21	98,76	0,03
VALPARAISO	VAL-14	0,00	98,02	1,98
PLAYA ANCHA	PYA-1	0,70	99,22	0,08
PLAYA ANCHA	PYA-2	75,51	24,49	0,00
PLAYA ANCHA	PYA-3	3,47	96,49	0,04
PLAYA ANCHA	PYA-4	1,93	98,02	0,05
SAN ANTONIO	SNT-1	4,69	95,15	0,15
SAN ANTONIO	SNT-2	5,79	93,80	0,41
SAN ANTONIO	SNT-3	0,10	99,61	0,29
SAN ANTONIO	SNT-4	0,15	94,54	5,32
SAN ANTONIO	SNT-5	13,21	85,96	0,83
SAN ANTONIO	SNT-6	0,00	98,09	1,91
TALCAHUANO	THN-1	22,80	77,15	0,05
TALCAHUANO	THN-2	27,19	72,77	0,05
TALCAHUANO	THN-3	0,39	99,12	0,49
TALCAHUANO	THN-4	0,35	99,65	0,00
SAN VICENTE	SVI-1	0,99	99,01	0,00
SAN VICENTE	SVI-2	0,11	97,58	2,31
SAN VICENTE	SVI-3	1,03	90,40	8,57
SAN VICENTE	SVI-4	0,19	99,81	0,00
SAN VICENTE	SVI-5	0,00	84,18	15,82
SAN VICENTE	SVI-6	0,04	98,63	1,34
SAN VICENTE	SVI-7	0,00	100,00	0,00
CORONEL-LOTA	CRL-1	0,00	90,51	9,49
CORONEL-LOTA	CRL-2	0,32	98,90	0,78
CORONEL-LOTA	CRL-3	4,30	91,25	4,45
CORONEL-LOTA	CRL-4	0,00	100,00	0,00



CORONEL-LOTA	CRL-5	0,00	100,00	0,00
CORONEL-LOTA	CRL-6	0,17	99,36	0,47
CORONEL-LOTA	CRL-7	0,00	99,60	0,40
CORONEL-LOTA	CRL-8	0,00	100,00	0,00
CORONEL-LOTA	CRL-9	13,08	86,92	0,00
CORONEL-LOTA	CRL-10	0,35	98,94	0,72
PUERTO MONTT	PMO-1	18,62	80,99	0,38
PUERTO MONTT	PMO-2	0,51	94,44	5,05
PUERTO MONTT	PMO-3	0,10	96,02	3,87
PUERTO MONTT	PMO-4	0,00	99,72	0,28
PUERTO MONTT	PMO-5	0,10	91,93	7,97
PUERTO MONTT	PMO-6	0,22	96,32	3,45
PUERTO MONTT	PMO-7	0,09	98,38	1,53
PUERTO MONTT	PMO-8	12,94	86,67	0,39
CASTRO	CAS-1	0,00	100,00	0,00
CASTRO	CAS-2	0,29	99,38	0,33
CASTRO	CAS-3	0,03	99,11	0,86
CASTRO	CAS-4	2,18	97,66	0,15
CASTRO	CAS-5	30,49	69,48	0,03
RIO VALDIVIA	RVA-1	0,00	94,00	6,00
RIO VALDIVIA	RVA-2	0,08	99,16	0,76
RIO VALDIVIA	RVA-3	0,19	99,72	0,09
RIO VALDIVIA	RVA-4	4,52	95,09	0,39
RIO VALDIVIA	RVA-5	25,80	74,01	0,20
RIO VALDIVIA	RVA-6	0,08	86,90	13,02
RIO VALDIVIA	RVA-7	1,07	98,66	0,26
LAGO RANCO	RAN-1	0,09	99,64	0,27
LAGO RANCO	RAN-2	2,33	96,88	0,79
LAGO RANCO	RAN-3	1,48	98,28	0,24
LAGO VILLARRICA	VIL-1	0,00	99,97	0,03
LAGO VILLARRICA	VIL-2	0,26	99,53	0,22
LAGO VILLARRICA	VIL-3	0,00	99,75	0,25
LAGO VILLARRICA	VIL-4	46,26	53,74	0,00
LAGO VILLARRICA	VIL-5	59,38	40,62	0,00
LAGO VILLARRICA	VIL-6	10,00	90,00	0,00
LAGO LLANQUIHUE	LLQ-1	0,76	87,40	11,84
LAGO LLANQUIHUE	LLQ-2	0,10	89,29	10,61
LAGO LLANQUIHUE	LLQ-3	0,00	96,13	3,87





PUERTO CHACABUCO	PCH-1	0,00	99,98	0,02
PUERTO CHACABUCO	PCH-2	0,57	99,34	0,09
PUERTO CHACABUCO	PCH-3	20,67	79,21	0,12
PUERTO CHACABUCO	PCH-4	19,68	80,26	0,06
PUERTO CHACABUCO	PCH-5	53,67	46,33	0,00
PUERTO NATALES	PNA-1	7,59	92,37	0,04
PUNTA ARENAS	PAR-1	32,37	67,63	0,00
PUNTA ARENAS	PAR-2	0,10	98,33	1,57
PUNTA ARENAS	PAR-3	0,00	91,65	8,35
PUNTA ARENAS	PAR-4	0,00	98,99	1,01
PUNTA ARENAS	PAR-5	0,05	99,89	0,06
PUNTA ARENAS	PAR-6	0,19	99,75	0,06
PUNTA ARENAS	PAR-7	0,05	88,04	11,91
PUNTA ARENAS	PAR-8	4,02	90,95	5,03
PUNTA ARENAS	PAR-9	0,48	97,82	1,70



CONAMA respondió que en relación a nueva Norma de Calidad para Lagos y Ríos que sean afluentes de lagos, se consideraba inconveniente iniciar un nuevo procedimiento de norma de calidad para el recurso hídrico continental, dado que la Norma de Calidad de Aguas Continentales aun no había entrado en vigencia en ese momento, ni se había iniciado el proceso de implementación de las normas de calidad objetivo. Además, se señalaba que era necesario implementar primero las normas de calidad objetivo, y permitir que estas vayan evolucionando con el tiempo hacia la especificidad, adoptando las características y singularidades de cada cuenca. Si luego del desarrollo de esas normas objetivo, se verifica que son insuficientes, entonces será necesario establecer nuevas normas, tal como sugiere la DGA.

Por su parte, en cuanto a una norma específica de calidad para lagos, se debe esperar la implementación de la norma de calidad en trámite y evaluar en la práctica su eficiencia en la protección respecto de los resultados de monitoreos que se implementen en aquellos lugares considerados frágiles y complejos. Respecto de los sedimentos de ríos, CONAMA indicó que éstos no pueden ser incorporados al estudio actual, puesto que los Términos de Referencia (TdR) fueron aprobados por el Ministerio de Planificación (MIDEPLAN) sin considerar dicho punto, por lo que se debiera plantear un nuevo estudio específico.

### 5.3. LEY DE NAVEGACION

Al igual como ocurre con las aguas marinas, la Armada de Chile por intermedio de la DIRECTEMAR, tiene amplias atribuciones y facultades legales en relación a velar por la calidad de los sedimentos marinos, las que se sintetizan en la aplicación de principalmente tres cuerpos legales: el D.L. N° 2.222 del 21/05/78 (Ley de Navegación), el D.S. (M) N° 1 del 6/01/92 (Reglamento para el Control de la Contaminación Acuática) y el D.S. (M) N° 660, de 14 de Junio de 1988 (Reglamento de Concesiones Marítimas).

El Artículo 142 de La Ley de Navegación, prohíbe absolutamente arrojar lastre, escombros o basuras y derramar petróleo o sus derivados o residuos, aguas de relaves de minerales u otras materias nocivas o peligrosas, de cualquier especie, que ocasionen daños o perjuicios en las aguas sometidas a la jurisdicción nacional, y en puertos, ríos y lagos. El mismo artículo consigna que "La Dirección (se refiere a DIRECTEMAR) y sus autoridades y organismos dependientes tendrán la misión de cautelar el cumplimiento de esta prohibición y, a este efecto, deberán:

- 1) Fiscalizar, aplicar y hacer cumplir todas las normas, nacionales e internacionales, presentes o futuras, sobre preservación del medio ambiente marino, y sancionar su contravención, y
- 2) Cumplir las obligaciones y ejercer las atribuciones que en los Convenios citados en el artículo siguiente se asignan a las Autoridades del País Contratante, y promover en el país la adopción de las medidas técnicas que conduzcan a la mejor aplicación de tales Convenios y a la preservación del medio ambiente marino que los inspira.

El Reglamento (se refiere al DS N° 1 del 06/01/92 que se describe más adelante) determinará la forma cómo la Dirección, las Autoridades Marítimas y sus organismos dependientes ejercerán las funciones que les asignan éste y el siguiente artículo.

En el mismo reglamento se establecerán las multas y demás sanciones para los casos de contravenciones, aplicables al propietario de la instalación; al propietario, armador u operador de la nave o artefacto naval, o a las personas directamente responsables del derrame o infracción."



El segundo inciso del Artículo 143, establece que la Dirección es también la autoridad encargada de hacer cumplir en el territorio de la República y en las aguas sometidas a la jurisdicción nacional, la prohibición de vertimientos y las medidas preventivas que se establecen en el Convenio sobre Prevención de la Contaminación del Mar por Vertimiento de Desechos y otras Materias, suscrito en Londres el 29 de Diciembre de 1972, y sus Anexos I, II y III, según el tenor de dichos Convenios y Anexos, aprobados por el decreto ley N° 1.809, de 1977. Corresponde igualmente a la Dirección conceder los permisos que se contemplan en el artículo VI del citado convenio.

Por su parte, el Artículo 144, indica lo siguiente:

- 3) Por "siniestro", para estos efectos, se entiende todo acontecimiento o serie de acontecimientos que tengan el mismo origen y que produzcan o puedan producir daños por derrames o contaminación en aguas sometidas a la jurisdicción nacional o en sus costas adyacentes.
- 4) Por "sustancia contaminante" se entiende toda materia cuyo vertimiento o derrame esté específicamente prohibido, en conformidad al reglamento.
- 5) Se presume que el derrame o vertimiento de sustancias contaminantes del medio ambiente marino produce daño ecológico.

A su vez, el Artículo 147 señala que en el caso de instalaciones terrestres que produzcan daños al medio ambiente marino por vertimiento o derrame de sustancias contaminantes, el dueño de ellas será siempre civilmente responsable y deberá indemnizar todo perjuicio que se haya causado, siendo aplicable, para los fines de este artículo, lo dispuesto en los números 1, 2, 3, 4 y 5 del artículo 144, en lo que fuere compatible.

#### 5.4. LEY ORGANICA DE LA DIRECCION GENERAL DEL TERRITORIO MARITIMO Y DE MARINA MERCANTE

El DS N° 292, del 25 de Julio de 1953, que establece la Ley Orgánica de la Dirección General del Territorio Marítimo y de Marina Mercante, contiene importantes aspectos relacionados con el sedimento, a saber:

El ART. 3° establece en su letra m), que corresponde a la Dirección, "Ejercer la fiscalización y control de las playas y de los terrenos fiscales de playa colindantes con éstas en el mar, ríos y lagos; de las rocas, fondos de mar y porciones de agua dentro de las bahías, ríos y lagos, y a lo largo de las costas del litoral y de las islas, cuyo control y fiscalización otorgan las leyes al Ministerio de Defensa Nacional, Subsecretaría de Marina.

El ART. 6° indica que "Para los efectos mencionados en los artículos anteriores, se considerará como jurisdicción de la Dirección el mar que baña las costas de la República hasta una distancia de doce millas (cuatro leguas marinas) medidas desde la línea de la más baja marea, o la extensión de mar territorial que se fije en acuerdos internacionales a los que se adhiera el Gobierno de Chile si es superior a la aquí señalada; las aguas interiores de golfos, bahías, estrechos y canales cualquiera que sea la distancia que exista entre sus costas; las playas, los roqueríos hasta donde alcanzan las más altas mareas; los lagos de dominio público, y los ríos navegables hasta donde alcanzan los efectos de las mareas; los diques, varaderos, desembarcaderos, muelles, espigones de atraque y, en general, toda construcción que se interne en las aguas marítimas, fluviales y lacustres, o construidas en ellas (Obras Marítimas); la extensión de ochenta metros de ancho en los



bienes nacionales y fiscales, medidos desde la costa u orilla de mar, riberas de lagos o de ríos navegables hacia tierra firme y caletas. En los recintos portuarios de puertos artificiales la Dirección tendrá jurisdicción sólo en cuanto al mantenimiento del orden, seguridad y disciplina.

## 5.5. REGLAMENTO DE CONCESIONES MARITIMAS

El Art. 1º señala algunas definiciones de interés: "Para la aplicación del presente Reglamento se tendrá por:

- 17) Fondo de mar, río o lago: *Extensión de suelo* comprendido desde la línea de más baja marea, aguas adentro, en el mar, y desde la línea de aguas mínimas en sus bajas normales, aguas adentro, en ríos o lagos.
- 25) Playa de mar: Se entiende por playa de mar *la extensión de tierra* que las olas bañan y desocupan alternativamente hasta donde llegan en las más altas mareas.
- 27) Línea de las aguas máximas en ríos y lagos: Es el nivel hasta donde llegan las aguas en los ríos o lagos, desde el lecho o cauce adentro, en sus crecientes normales de invierno y verano. Para su determinación será aplicable lo establecido en la parte final del número 26 del presente artículo.
- 34) Terreno de playa: Faja de terreno de propiedad del Fisco de hasta 80 metros de ancho, medida desde la línea de la playa de la costa del litoral y desde la ribera en los ríos o lagos. Para los efectos de determinar la medida señalada, no se considerarán los rellenos artificiales hechos sobre la playa o fondos de mar, río o lago. No perderá su condición de terreno de playa el sector que quede separado por la construcción de caminos, calles, plazas, etc.  
Asimismo, se considerará terreno de playa, la playa *y el fondo de mar, río o lago*, que haya sido rellenado artificialmente por obras de contención que permitan asegurar su resistencia a la acción del tiempo y de las aguas. En tal caso, deberá disponerse su correspondiente inscripción de dominio a favor del Fisco. Queda prohibido ejecutar obras de relleno que no cumplan con los requisitos señalados.  
Para que un concesionario pueda ejecutar obras de la naturaleza indicada en el inciso anterior, deberá estar expresamente autorizado en el respectivo decreto de concesión. Esta autorización no se otorgará en playas declaradas balnearios, salvo que se trate de obras que no desvirtúen la finalidad de estas playas, en cuyo caso el decreto pertinente deberá ser fundado. (este punto es importante, por cuanto sienta un medio de exigencia sobre el concesionario, respecto de mantener la calidad del sedimento del fondo de mar, playa o terreno de playa concedido). Los terrenos de propiedad particular que, según sus títulos, deslinden con la línea de la playa de la costa del litoral o de la ribera en los ríos o lagos, no son terrenos de playa. En aquellos títulos de dominio particular que señalan como deslinde el mar, el Océano Pacífico, la marina, la playa, el puerto, la bahía, el río, el lago, la ribera, la costa, etc., debe entenderse que este deslinde se refiere a la línea de la playa.
- 37) Borde costero del litoral: Franja del territorio que comprende los terrenos de playa fiscales situados en el litoral, la playa, las bahías, golfos, estrechos y canales interiores, y el mar territorial de la República, que se encuentran sujetos al control, fiscalización y supervigilancia del Ministerio de Defensa Nacional, Subsecretaría de Marina.<sup>i</sup>

El Art. 2º de este Reglamento establece que al Ministerio de Defensa, le corresponde el control, fiscalización y supervigilancia de toda la costa y mar territorial de la República, y de los ríos y lagos que son navegables por buques de más de 100 toneladas; *esta función la ejercerá especialmente a través de la Dirección General del Territorio Marítimo y Marina Mercante.*



El Art. 3º indica que es facultad privativa del Ministerio conceder el uso particular, en cualquiera forma, de las playas, terrenos de playa, *fondos de mar, porciones de agua y rocas, dentro y fuera de las bahías*. La misma facultad se ejercerá sobre los ríos y lagos navegables por buques de más de 100 toneladas, en relación con sus playas, *rocas, terrenos de playa, porciones de agua y fondo de los mismos*. En los ríos no comprendidos en el inciso anterior, la antedicha facultad se ejercerá sólo sobre la extensión en que estén afectados por las mareas y respecto de los mismos bienes o sectores allí indicados.

El Art. 4º establece que dentro de las atribuciones a que se refieren los artículos anteriores, corresponderá la de autorizar *la extracción* de ripio, arena, piedras, conchuelas, carbón caído al mar en procesos o faenas como los de carga y descarga, y cualquiera otras especies o materiales que se encuentren en las áreas sujetas a su tuición, como asimismo, autorizar en esos lugares la instalación de carpas u otras construcciones desarmables durante las temporadas veraniegas, de *botadero de materiales* y de avisos de propaganda.

Finalmente, el Art. 7º indica que las concesiones marítimas y las destinaciones se regirán por las disposiciones del DFL. N° 340, de 1960, y del presente Reglamento, y por las normas que se establezcan en los respectivos decretos o resoluciones.

## 5.6. REGLAMENTO PARA EL CONTROL DE LA CONTAMINACION ACUATICA

Corresponde a uno de los reglamentos derivados de la Ley de Navegación y como tal, establece el procedimiento de detalle de la aplicación de dicha Ley. Este reglamento otorga amplias facultades ambientales a la Autoridad Marítima en su ámbito de jurisdicción, incluyendo el otorgamiento de 5 Permisos Ambientales Sectoriales, consignados en los Artículos 66 al 71 del Reglamento del SEIA, dependiente de la Ley de Bases del Medio Ambiente.

En su Artículo 2º, este Reglamento señala que "Se prohíbe absolutamente arrojar lastre, escombros o basuras y derramar petróleo o sus derivados o residuos, aguas de relaves de minerales u otras materias nocivas o peligrosas, de cualquier especie, que ocasionen o puedan ocasionar daños o perjuicios en las aguas sometidas a la jurisdicción nacional y en puertos, ríos y lagos."

A su vez, el Artículo 3º establece que las excepciones a lo dispuesto en el artículo precedente, serán sólo las que expresamente se dispongan en el presente reglamento con el consentimiento previo de la Autoridad Marítima, quien designará y controlará, en todo caso, el lugar y forma como se procederá a efectuar alguna de dichas operaciones.

En el Artículo 4º se detalla un glosario, que en su letra f) establece que para los efectos de este reglamento se entiende por:

- f) Contaminación de las aguas: La introducción en las aguas sometidas a la jurisdicción nacional, por el hombre, directa o indirectamente, de materia, energía o *sustancias de cualquier especie, que produzcan o puedan producir efectos nocivos o peligrosos*, tales como la destrucción o daños a los recursos vivos, al litoral de la República, a la vida marina, a los recursos hidrobiológicos; peligro para la salud humana; obstaculización de las actividades acuáticas, incluida la pesca y otros usos legítimos de las aguas; deterioro de la calidad del agua para su utilización, y menoscabo de los lugares de esparcimiento y del medio ambiente marino.



El Artículo 8° indica que cuando debido a un siniestro marítimo o por otras causas se produzca la contaminación de las aguas por efectos de derrame de hidrocarburos u otras sustancias nocivas o peligrosas, la Autoridad Marítima adoptará las medidas de prevención y control que estime procedente para evitar la destrucción de la flora y fauna marina, o los daños al litoral de la República.

El Artículo 11° dispone que cuando se ejecuten faenas de embarque o desembarque de materiales sólidos que se transporten a granel, se colocará entre la nave y el muelle o entre la nave y las embarcaciones que efectúen la carga o descarga, una planchada o encerado resistente de forma que impida la caída al agua del material desprendido durante la ejecución de la faena.

El Artículo 14 a su vez, dispone que la Dirección General podrá en casos calificados, mediante resolución, restringir o prohibir el paso o la permanencia de naves o artefactos navales y el desarrollo de determinadas actividades, en zonas, áreas o lugares marítimos que sea necesario proteger en forma especial, de los riesgos de contaminación.

Por su parte, el Artículo 17° indica que se prohíbe efectuar rellenos o avances dentro del agua, sin la autorización previa de la Autoridad Marítima y sin contar con la respectiva concesión o destinación, en conformidad a lo dispuesto en el Reglamento sobre Concesiones Marítimas. Este Artículo contiene a su vez algunas definiciones, como por ejemplo:

- 14) Descarga: En relación con las sustancias perjudiciales o con efluentes que contengan tales sustancias, se entiende cualquier derrame, descarga o escape, procedente un buque por cualquier causa y comprende todo tipo de escape evacuación, fuga, achique, emisión o vaciamiento. El concepto descarga no incluye:
  - a) Las operaciones de vertimiento en el sentido que se da a este término en el Convenio sobre la Prevención de la Contaminación del Mar por Vertimiento de Desechos y otras Materias, de 1972.
  - b) El derrame de sustancias perjudiciales directamente resultante de la exploración, la explotación y el consiguiente tratamiento en instalaciones mar adentro de los recursos minerales de los fondos marinos.
  - c) El derrame de sustancias perjudiciales con objeto de efectuar trabajos lícitos de investigación científica, acerca de la reducción o control de la contaminación.
- 29) Sustancia perjudicial : Cualquier sustancia materia o energía cuya introducción den aguas sometidas a la jurisdicción nacional pueda producir efectos nocivos o peligrosos para la salud humana, dañar la flora, la fauna o los recursos vivos del medio, menoscabar los lugares de esparcimiento y recreativos o entorpecer el uso legítimo de las aguas, y, en particular, toda sustancia sometida a control por el presente reglamento.
- 38) Vertimiento: Toda evacuación deliberada de desechos u otras materias, efectuadas desde buques, artefactos navales, aeronaves u otras construcciones en el mar, de acuerdo con las normas del «Convenio sobre Prevención de la contaminación del Mar por Vertimiento de Desechos y otras Materias», de 1972. Se entiende con el mismo significado el hundimiento deliberado del mismo material nombrado anteriormente, y está principalmente en'ocado al control del vertimiento de desechos de dragado.
- 39) Zona o área de protección especial: Aquella que dentro de las aguas sometidas a la jurisdicción nacional, necesita medidas especiales de cuidado para la protección del medio ambiente acuático. La Dirección General establecerá cuáles son estas zonas o áreas y las medidas necesarias para protegerlas.
- 40) Zona o área especial: Aquella para la cual se establecen regímenes especiales de descarga. La Dirección General establecerá las citadas zonas o áreas y regímenes, teniendo en cuenta lo establecido al respecto en los Convenios Internacionales vigentes en Chile.



## 5.7. LEY GENERAL DE PESCA Y ACUICULTURA (D.S N° 430 DEL 28/09/91, ACTUALIZADO MEDIANTE LEY N° 19.713, PUBLICADA EN EL DO N° 36.871, DEL 25 DE ENERO DE 2001)

Se observa que esta Ley también tiene injerencia en la calidad del sedimento, en la medida que su deterioro puede afectar la calidad de los recursos bentónicos o demersales tanto en sus atributos comerciales como sanitarios, en la medida que ellos sean extraídos de zonas en que el sedimento presente marcados índices de contaminación por determinadas sustancias.

A su vez, la Acuicultura, y en particular, la Salmonicultura, pueden ser responsables en determinados casos del deterioro de la calidad del sedimento ubicado en el fondo de las balsas jaulas, en la medida que se genera el denominado "efecto sombra", consistente en la generación de fondos anóxicos o hipóxicos, con generación de gases tóxicos como ácido sulfhídrico o metano, producto de la descomposición anaeróbica de los restos de alimento no ingerido junto a material orgánico proveniente de los peces, que se acumula en el fondo de las balsas jaula, y que puede llegar a convertirse en serio problema para los mismos organismos que generaron dicha situación, a menos que exista una rotación definida de los sitios de ubicación de las balsas jaula.

El Artículo 1 de esta Ley señala que "A las disposiciones de esta ley quedará sometida la preservación de los recursos hidrobiológicos, y toda actividad pesquera extractiva, de acuicultura, de investigación y deportiva, que se realice en aguas terrestres, aguas interiores, mar territorial o zona económica exclusiva de la República y en las áreas adyacentes a esta última sobre las que exista o pueda llegar a existir jurisdicción nacional de acuerdo con las leyes y tratados internacionales."

Los titulares de autorizaciones de acuicultura tendrán, para los efectos de constituir las servidumbres necesarias para el desarrollo de sus actividades, los mismos derechos que otorga el Código de Aguas, a los titulares de derechos de aprovechamiento. La mantención de la limpieza y del equilibrio ecológico de la zona concedida, cuya alteración tenga como causa la actividad acuícola será de responsabilidad del concesionario, de conformidad con los reglamentos que se dicten.

El Artículo 87 establece que por uno o más decretos supremos expedidos por intermedio del Ministerio, previos informes técnicos debidamente fundamentados de la Subsecretaría, del Consejo Nacional de Pesca y del Consejo Zonal de Pesca que corresponda, se deberán reglamentar las medidas de protección del medio ambiente para que los establecimientos que exploten concesiones o autorizaciones de acuicultura operen en niveles compatibles con las capacidades de los cuerpos de agua lacustres, fluviales y marítimos.

El incumplimiento de cualquiera de las medidas establecidas en el reglamento, indicado en el inciso anterior, será sancionado conforme a las normas del Título IX. Finalmente, el Artículo 88 señala que con el fin de lograr un adecuado aprovechamiento de las porciones de agua y fondo, el Ministerio, mediante decreto supremo, previo informe técnico de la Subsecretaría, podrá limitar las áreas de las concesiones o autorizaciones, considerando las dimensiones y naturaleza de los elementos que se utilicen en los cultivos de recursos hidrobiológicos, los cultivos específicos de estos recursos hidrobiológicos y las aguas utilizadas.



### 5.7.1. Modificaciones de esta Ley

La Ley General de Pesca y Acuicultura tiene más de 10 modificaciones, que obedecen al detalle mostrado en el siguiente cuadro.

Promulgado por	D.S. (E. F. y R.) N° 430, de 28 de Septiembre de 1991, que fijó el texto refundido, coordinado y sistematizado de la Ley N° 18.882, de 1989 y sus modificaciones.	D.O. N° 34.172, de 21 de Enero de 1992.
Modificado por	Ley N° 19.210, de 6 de Abril de 1993. Ley 19.245, de 30 de Agosto de 1993 Ley N° 19.323, de 29 de Julio de 1994 Ley N° 19.348, de 4 de Noviembre de 1994. Ley N° 19.364, de 26 de Diciembre de 1994. Ley N° 19.384, de 4 de Mayo de 1995. Ley N° 19.492, de 20 de Enero de 1997. Ley N° 19.520, de 3 de Septiembre de 1997 Ley N° 19.521, de 30 de Septiembre de 1997. Ley N° 19.624, de 13 de Agosto de 1999. Ley N° 19.713 Ley N° 19.800, de 22 de Abril de 2002.	D.O. N° 34.530, de 16 de Abril de 1993. D.O. N° 34.659, de 4 de Septiembre de 1993. D.O. N° 34.943, de 18 de Agosto de 1994. D.O. N° 35.017, de 16 de Noviembre de 1994. D.O. N° 35.060, de 6 de Enero de 1995. D.O. N° 35.166, de 13 de Mayo de 1995. D.O. N° 35.682, de 3 de Febrero de 1997. D.O. N° 35.881, de 3 de Octubre de 1997. D.O. N° 35.898, de 23 de Octubre de 1997 D.O. N° 36.451, de 28 de Agosto de 1999. D.O. N° 36.871, de 25 de Enero de 2001. D.O. N° 37.267, de 25 de Mayo de 2002.

A lo señalado, se debe agregar la Ley Complementaria N° 19.713, publicada en el D.O. N° 36.871, de 25 de Enero de 2001, la que establece como medida de administración, el límite máximo de captura por armador a las principales pesquerías industriales nacionales y la regularización del Registro Pesquero Artesanal.

Sin embargo, muchas de las modificaciones no tienen alguna con el contexto de lo discutido y escapan de los alcances y objetivos de este proyecto, tal como lo señala la propia SUBPESCA respecto de la inclusión de algunos otros artículos de la Ley. Por dicho motivos, parece contradictorio e innecesario desglosar el detalle de todas las modificaciones de la Ley, dado que el objetivo de esta sección es efectuar una revisión general del marco legal asociado a la generación de una norma de sedimentos, y no adentrarse en el análisis detallado de cada una de las normas legales revisadas.

Se estima en consecuencia, que aún sin efectuar un análisis de todas las modificaciones, queda clara la necesidad e importancia de incorporar a la Ley General de Pesca y Acuicultura por la injerencia y competencias que le corresponden en la elaboración y aplicación de la Norma de Sedimentos.

### 5.8. REGLAMENTO AMBIENTAL PARA LA ACUICULTURA (DS N° 320 DEL 24/08/01 PUBLICADO EN EL DO N° 37.135 DE 14.12.2001).

El RAMA es un reglamento muy reciente, ya que sólo fue publicado en el D.O. el 14 de diciembre del 2001. Sin embargo, por su trascendencia, se trata de un reglamento largamente esperado, y con una larga historia de tramitaciones y modificaciones que se remonta a 1992, cuando se empezó a discutir conceptualmente por primera vez. Obviamente, la versión actual es bastante diferente de aquella, tanto porque se trata de enfoques diferentes, como porque los avances tecnológicos y de información ambiental en el sector acuicultor habidos en los últimos 10 años son considerables.





De acuerdo al Artículo 2º, para los efectos del presente Reglamento, se entenderá por:

- a) Área de sedimentación: fondo o zona directamente bajo los módulos de cultivo.
- b) Caracterización preliminar de sitio (CPS): determinación de los parámetros y variables físicas, biológicas y químicas del área en que se pretende desarrollar acuicultura.
- c) Condiciones aeróbicas: condición que indica la presencia de oxígeno disuelto en el agua intersticial de los primeros 3 cm del sedimento.
- d) Condiciones anaeróbicas: condición que indica la ausencia de oxígeno disuelto en el agua intersticial de los primeros 3 cm del sedimento.
- e) Cuerpos de agua terrestres: aguas terrestres superficiales en los términos del artículo 2 del Código de Aguas, ya sean naturales o artificiales.
- f) Información ambiental: antecedentes del estado ambiental del centro de cultivo en un momento determinado, basados en la medición de las condiciones del agua, del área de sedimentación y del área circundante a la misma.

Por su parte, el Artículo 3º indica que para los efectos del presente Reglamento, constituyen instrumentos para la conservación y evaluación de las capacidades de los cuerpos de agua, los requisitos de operación previstos en las normas generales y especiales del mismo, así como la Caracterización Preliminar de Sitio y la información ambiental en los casos en que resulten procedentes. Asimismo, para los efectos del presente reglamento, se entenderá que se supera la capacidad de un cuerpo de agua cuando el área de sedimentación presente condiciones anaeróbicas.

El Artículo 4º establece que todo centro de cultivo deberá cumplir siempre con las siguientes condiciones:

- a) Mantener la limpieza del área y terrenos aledaños al centro de cultivo de todo residuo sólido generado por éste. En ningún caso se podrán eliminar desechos, residuos o desperdicios ni al agua ni a los terrenos circundantes.
- b) Disponer los desechos o residuos sólidos y líquidos, incluidos los compuestos sanguíneos y los ejemplares muertos, en depósitos y condiciones que no resulten perjudiciales para el medio circundante. Su acumulación, transporte y disposición final se realizará conforme a los procedimientos establecidos por la autoridad competente.
- c) Retirar, al término de su vida útil o a la cesación de las actividades del centro, todo tipo de soportes no degradables o de degradación lenta que hubieren sido utilizados como sistema de fijación al fondo, con excepción de las estructuras de concreto utilizadas para el anclaje.
- d) Impedir que las redes, linternas o líneas de cultivo que penden de estructuras flotantes, tengan contacto, en momento alguno, con los fondos. Esta condición no será aplicable a los sistemas de anclajes y mecanismos que fijen estructuras de cultivo al fondo.

El Artículo 8º indica que los centros de cultivo ubicados en tierra deberán cumplir con las normas de emisión dictadas en conformidad con el artículo 40 de la Ley Nº 19.300 sobre Bases Generales del Medio Ambiente.

Artículo 15º.- La CPS será exigible sólo a los proyectos en sectores de agua y fondo que deban someterse al Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental de la ley Nº 19.300.

La CPS contendrá los elementos que deberá considerar la autoridad pesquera para evaluar ambientalmente los proyectos y si procediere, otorgar el correspondiente Permiso Ambiental Sectorial.



El titular de un centro de cultivo no podrá superar los niveles de producción informados.

De acuerdo al Artículo 16°, tanto los contenidos como las metodologías para elaborar la CPS, serán fijados por resolución de la Subsecretaría. Esta resolución sólo podrá establecer requerimientos relativos a la descripción de la ubicación y topografía del centro, características hidrográficas del sector, número y ubicación de los sitios de muestreo, registro visual del área, información relativa a parámetros y variables ambientales en el sedimento y columna de agua. La resolución considerará los distintos sistemas de producción y las producciones anuales proyectadas.

En el Artículo 17° se señala que en los casos previstos en el Artículo 15, el pronunciamiento ambiental de la autoridad sectorial será favorable sólo cuando la CPS determine que la futura área de sedimentación presenta condiciones aeróbicas. Es responsabilidad del titular de concesión o autorización de acuicultura que su centro opere en niveles compatibles con las capacidades de los cuerpos de agua lacustres, fluviales y marítimos, para lo cual deberá mantener siempre condiciones aeróbicas en la superficie del área de sedimentación.

Artículo 18°. Los proyectos de acuicultura de agua y fondo que se encuentren fuera de los casos previstos en el Artículo 15, para obtener la correspondiente autorización o concesión, sólo deberán proporcionar la información relativa a parámetros y variables ambientales en el sedimento a que se refiere la resolución señalada en el Artículo 16.

Finalmente, el Artículo 20 señala que en el caso de sistemas de producción intensivos, si en el área de sedimentación del centro se detectan condiciones anaeróbicas durante dos años consecutivos, al año siguiente se reducirá en un 30% el número de ejemplares a cultivar, tomando como base el número de ejemplares que ingresó al centro el año anterior. En el caso de sistemas de producción extensivo, al constatarse en el centro en dos años consecutivos la presencia de condiciones anaeróbicas, se disminuirá en un 30% la biomasa inicial de ejemplares o algas a cultivar, según corresponda.

Lo dispuesto en el inciso anterior se aplicará de forma sucesiva mientras no se restablezcan las condiciones aeróbicas.

No obstante lo anterior, si el titular acredita la adopción de metodologías o acciones que permitan operar en las condiciones que establece el Artículo 17, la Subsecretaría, mediante resolución, podrá autorizar total o parcialmente el reestablecimiento de los niveles productivos.

## 5.9. ATRIBUCIONES DE LA DIRECCION GENERAL DE AGUAS

La DGA es el Organismo del Estado que tiene como Misión el velar que el aprovechamiento de los Recursos Hídricos del País, se desarrolle dentro del marco legal vigente y con plena información para los usuarios. En esta perspectiva debe impulsar la Política Nacional de Aguas que propicie el uso sustentable del recurso y la participación de todos los sectores a través de una gestión integrada a nivel de cuencas.

En cuanto a sus Políticas, la Dirección General de Aguas del Ministerio de Obras Públicas ha elaborado un documento sobre política nacional de aguas donde se incluyen los principales lineamientos y orientaciones que en su opinión son fundamentales para que el recurso hídrico sea utilizado eficientemente en beneficio del desarrollo nacional con una visión de futuro que garantice su sustentabilidad en el tiempo.



La política nacional de recursos hídricos que se propone está centrada en el recurso hídrico propiamente tal, considerando en todo caso, su influencia o interrelación con otros recursos naturales y una amplia gama de actividades del país. Sin embargo, las materias que son propias de políticas sectoriales específicas (riego, energía, desarrollo urbano, etc.) no son abordadas dentro de este análisis.

En cuanto a sus Funciones, de acuerdo a lo indicado en el Art. 299 del Código de Aguas, la Dirección General de Aguas (DGA) tendrá las atribuciones y funciones que este Código le confiere, y, en especial, las siguientes:

- a) Planificar el desarrollo del recurso en las fuentes naturales, con el fin de formular recomendaciones para su aprovechamiento;
- b) Investigar y medir el recurso. Para ello deberá:
  - Mantener y operar el servicio hidrométrico nacional y proporcionar y publicar la información correspondiente.
  - Encomendar a empresas u organismos especializados los estudios e informes técnicos que estime conveniente y la construcción, implementación y operación de las obras de medición e investigación que se requiera.
  - Propender a la coordinación de los programas de investigación que corresponda a las entidades del sector público y a las privadas que realicen esos trabajos con financiamiento parcial del Estado.
- c) Para la realización de estas funciones la Dirección General de Aguas deberá constituir las servidumbres a que se refiere el artículo 107; Ejercer la policía y vigilancia de las aguas en los cauces naturales de uso público e impedir que en éstos se construyan, modifiquen o destruyan obras sin la autorización del Servicio o autoridad a quien corresponda aprobar su construcción o autorizar su demolición o modificación, y
- d) Supervigilar el funcionamiento de las juntas de vigilancia, de acuerdo con lo dispuesto en este Código.

En relación a lo recopilado y expuesto más arriba, es claro que la DGA también tiene injerencia en la Norma de Sedimentos, dada su estrecha interrelación con el recurso hídrico. Sin embargo, dicha competencia se remite a los sedimentos depositados en cuerpos de agua dulces, y dentro del presente proyecto, básicamente sobre sedimentos lacustres, ya que los sedimentos de cuerpos fluviales no forman parte del presente proyecto y los sedimentos marinos están fuera de su área de jurisdicción.

En la actualidad, existe un Programa de Estudio impulsado por la DGA denominado "Investigación y Análisis de la Composición Físico - Química de los Sedimentos", cuyo objetivo general es el de realizar una caracterización física (granulometría) y química (metales, nutrientes, etc.) de los sedimentos de las principales cuencas de nuestro país, incorporando dicho componente en los monitoreos habituales de la DGA en el resto de las cuencas del país, en el marco de la "Norma de Calidad de Sedimentos", que se encuentra en estudio (el presente estudio) dentro del programa priorizado de normas de la CONAMA, y cumplir con los objetivos establecidos en el proyecto definitivo de "Norma de Calidad para la Protección de las Aguas Continentales Superficiales".

### 5.9.1. Procedimientos de medición y control

Para aplicar a nivel nacional, regional o local una normativa de esta naturaleza, será necesario diseñar e implementar un sistema de vigilancia que permita evaluar periódicamente la condición ambiental de los sedimentos marinos y lacustres a lo largo de nuestro territorio. Este punto se establecerán los lineamientos generales, ya que el diseño de un monitoreo ambiental para los sedimentos acuáticos está comprometido para el cuarto informe de avance.



En primer lugar será necesario establecer una red de estaciones de monitoreo a lo largo del borde costero, como así también en distintos tipos de lagos (costeros, andinos, altiplánicos, entre otros). Para el diseño de esta red será necesario considerar los siguientes criterios:

#### a. Estaciones de muestreo

- representatividad, la ubicación de las estaciones debe reflejar los efectos derivados del ingreso a los sedimentos de distintos tipos de sustancias químicas, de fuentes contaminantes, de actividades y/o usos antrópicos
- eficiencia, con ello se quiere significar que las estaciones que integran esta nueva red de monitoreo generen información para sectores geográficos que estén cubiertos por otras iniciativas similares (por ejemplo POAL), de modo que no exista duplicidad de esfuerzo para la obtención de la información
- exposición, las estaciones que se seleccione deben exhibir distintos grados de alteración producto de los usos o actividades antrópicas: estaciones referenciales (no muestran efecto aparente) y estaciones expuestas (muestran efectos moderados o fuertes)
- cobertura, el número de estaciones dependerá de un compromiso entre la calidad de la información o resultados esperados y los recursos disponibles para su muestreo (costo monetario, tiempo, apoyo logístico, recursos humanos, entre otros)
- profundidad, dado que se vigilará la calidad de los sedimentos litorales, las estaciones serán posicionadas en fondos someros ( $\leq 60$  m) o a distancias no mayores 1000 m del borde costero
- aplicabilidad, si bien se propondrá una red de puntos de muestreo con cobertura nacional, será la autoridad ambiental correspondiente quien decida sobre la prioridad de su ejecución a escala local, regional o nacional.

#### b. Frecuencia de muestreo

La frecuencia con que se obtengan las muestras dependerá de la escala espacial en que se aplique el muestreo, como así también de los recursos disponibles por las distintas entidades que participarán en su ejecución. Debido a que los sedimentos y las comunidades de macroinvertebrados bentónicas no exhiben una dinámica natural tan alta en comparación con la que ocurre en la columna de agua, se sugiere que los intervalos de muestreo oscilen en períodos de semestres a años.

escala local (bahías, golfos, estuarios, fiordos): frecuencia semestral

escala regional: frecuencia anual

escala nacional: frecuencia bienal

#### c. Variables a medir

Para evaluar la condición ambiental de los sedimentos se contempla incorporar, además de las cuantificaciones de sustancias químicas de interés, indicadores bióticos que reflejen los efectos biológicos de la presencia de potenciales sustancias contaminantes en los sedimentos. Debido a las ventajas comparativas de la macrofauna bentónica (*i.e.* tamaño, ciclos de vida largo, sedentariidad, diversidad de estrategias alimentarias, conocimiento taxonómico, etc.) sobre otro tipo de organismos bentónicos, se recomienda el seguimiento de este tipo de comunidades.



Se estudiará la factibilidad de incorporar a mediano plazo herramientas de evaluación complementarias para evaluar la calidad de los sedimentos, como son:

- bioensayos de toxicidad con sedimentos
- cuantificación de residuos contaminantes en tejidos de especies para consumo humano (peces y moluscos), que vivan o tengan una estrecha relación ecológica con sedimentos sublitorales

## 5.10. COMPETENCIAS AMBIENTALES DE LOS SERVICIOS INVOLUCRADOS EN LA NORMATIVA DE SEDIMENTOS

Este punto tiene que ver directamente con las competencias ambientales de cada Servicio. Según nuestro enfoque, el escenario sería el siguiente:

DIRECTEMAR: sedimentos marinos y sedimentos de lagos navegables por buques de más de 100 TRG

SERNAPESCA: sedimentos marinos y lacustres; organismos marinos y dulceacuícolas para consumo humano

DGA: sedimentos lacustres

Como se puede ver todas las matrices ambientales de interés son compartidas por más de dos Servicios distintos. En vista de esta situación, será necesario que la CONAMA coordine las actividades de cada uno de estos Servicios en función que el esfuerzo realizado sea eficiente y no haya duplicidad en la obtención de las muestras.

### Obtención y análisis de las muestras

El correcto desarrollo de esta etapa es esencial para asegurar la calidad de los resultados. Este programa de vigilancia debe generar información confiable y consistente, para que la comunidad regulatoria disponga de una base científica y técnicamente sólida para la toma de decisiones. Por lo tanto, es necesario desarrollar y adoptar procedimientos estándares para la recolección, preservación y almacenamiento de las muestras, para los análisis en el laboratorio (metodologías, instrumentación, límites de detección y controles de calidad) y para la generación de los resultados. En el Anexo se presenta las encuestas recibidas desde distintos laboratorios ambientales nacionales que realizan análisis físicos y químicos de sedimentos.

### Procesamiento, análisis y dispersión de la información

En esta etapa será necesario crear una base de datos empleando un soporte computacional adecuado para su almacenamiento y despliegue. De acuerdo con la experiencia de los autores, se recomienda implementar un Sistema de Información Geográfica (SIG) que permita administrar la información en base a datos georreferenciados. Esta herramienta permitirá administrar distintos tipos de datos, interrelacionándolos según un sistema de coordenadas espaciales para determinar la distribución espacial o temporal de un episodio o de varios eventos distintos. El SIG tiene la ventaja que



permite almacenar y manejar grandes volúmenes de datos y de información, como así también realizar análisis temáticos en función de las componentes temporal y espacial.

Para que este sistema sea operativo, es necesario que la CONAMA o los distintos Servicios cuenten al menos con la siguiente infraestructura de apoyo:

- Sistema computacional
- Cartografía digital con una proyección y datum conocidos
- Posición georreferenciada de imágenes ráster

Además de estos recursos, también se deberá contar con un equipo de expertos que analice e interprete la información generada, de modo que presten apoyo en materias técnicas a la comunidad que gestiona y regula el marco ambiental en nuestro país.

Como producto del análisis de la información, se debería generar informes técnicos para la comunidad reguladora (CONAMA y Servicios) y documentos de divulgación (impresos o disponibles en archivos en línea en Internet) para mantener informada a la población sobre la importancia de proteger y preservar la calidad de los sedimentos acuáticos de nuestro país.

#### Organismos de supervigilancia y fiscalización

Las atribuciones de estos organismos ya han sido referidas, y corresponden a las mismas entidades ambientales participantes, a saber:

DIRECTEMAR: sedimentos marinos y sedimentos de lagos navegables por buques de más de 100 TRG

SERNAPESCA: sedimentos marinos y lacustres; organismos marinos y dulceacuícolas para consumo humano

DGA: sedimentos lacustres

Como se puede ver todas las matrices ambientales de interés son compartidas por más de dos Servicios distintos. En vista de esta situación, será necesario que la CONAMA coordine las actividades de cada uno de estos Servicios en función que el esfuerzo realizado sea eficiente y no se produzca duplicidad en la obtención de las muestras. Al respecto, se puede señalar que ya CONAMA está iniciando un esfuerzo de coordinación en la aplicación de la Norma de Calidad de Aguas Continentales y también en la de Aguas Marinas, el que debiera extenderse en forma natural cuando se haya gestado la norma de sedimentos y sea el tiempo de ponerla en aplicación. Otro punto medular de coordinación en este sentido lo constituye el tomar contacto con la Comisión Nacional y las Regionales de Uso del Borde Costero, tanto porque dicho organismo también tiene fuerte ingerencia en lo que ocurra con los sedimentos de un cuerpo de agua, como porque como se ha señalado, la norma de sedimentos tiene una connotación de herramienta de ordenamiento y planificación territorial, materia directamente ligada a las actividades de dicha Comisión.



UNIVERSIDAD  
DE PLAYA ANCHA  
DE CIENCIAS DE LA EDUCACION  
VALPARAISO

## Base de datos nacional sobre contenido de analitos en la matriz sedimentaria

---

Anexo  
**6**



Reg	Análito	Valor	Promedio	Mín	Máx	Unidad	Método	N° Mue	Prof	Lugar	Región	Autor
1	Ag	2,81				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
2	Ag	2,5				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
3	Ag	2,18				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
4	Ag	1,9				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
5	Ag	2,5				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
6	Ag	2,5				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
7	Ag	2,5				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
8	Ag	1,87				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
9	Ag	2,18				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
10	Ag	1,87				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
11	Ag	2,5				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
12	Ag	1,87				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
13	Ag	1,87				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
14	Ag	3,75				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
15	Ag	3,12				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
16	Ag	2,5				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
17	Ag	1,87				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
18	Ag	1,87				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
19	Ag	0,94				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
20	Ag	0,94				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
21	Ag	1,25				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
22	Ag		2,32			ppm				Ba. Concepción	8	UCONCE (1980)
23	Ag		2,49			ppm				Ba. San Vicente	8	UCONCE (1980)
24	Ag		1,56			ppm				Golfo de Arauco	8	UCONCE (1980)
25	Ag	0,48				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
26	Ag	0,59				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
27	Ag	0,02				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
28	Ag	0,13				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
29	Ag	0,35				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
30	Ag	0,48				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
31	Ag	3,35				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1996)
32	Ag	4,55				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1996)
33	Ag	4,55				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1996)
34	Ag	4,18				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1996)
35	Ag	3,1				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1996)
36	Ag	3,65				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1996)
37	Ag	3,2				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1996)
38	Ag	3,35				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1996)
39	Ag	3,75				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1996)
40	Ag	3,82				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1996)
41	Ag	3,7				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1996)
42	Ag	4,38				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1996)
43	Al	3892,67				ppm	EEA	1		Las Losas, Husco	3	TESAM (1999)
44	Al	12227,39				ppm	EEA	1		Las Losas, Husco	3	TESAM (1999)
45	Al	3516,06				ppm	EEA	1		Las Losas, Husco	3	TESAM (1999)
46	Al	25120,03				ppm	EEA	1		Las Losas, Husco	3	TESAM (1999)
47	Al	21496,84				ppm	EEA	1		Las Losas, Husco	3	TESAM (1999)
48	Al	17765,16				ppm	EEA	1		Las Losas, Husco	3	TESAM (1999)
49	Al	3339,23				ppm	EEA	1		Las Losas, Husco	3	TESAM (1999)
50	As	22,3				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
51	As	20,7				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
52	As	9,5				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
53	As	15,7				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
54	As	21,8				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
55	As	15,7				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
56	As	19,6				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
57	As	11,8				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
58	As	11,8				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
59	As	3,2				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
60	As	3,3				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
61	As	2,5				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
62	As	2,8				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
63	As	8,6				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
64	As	14,5				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
65	As	15,4				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
66	As	3,9				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
67	As	4,7				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
68	As	2				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
69	As	4,8				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
70	As	4,1				ppm	EAA Uama Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
71	As	11,8				ppm	EAA con generador de hidruros	1		Rio Tornagaleones	10	Villalobos (1997)
72	As	15				ppm	EAA con generador de hidruros	1		Canelos, rio Valdivia	10	Villalobos (1997)
73	As	6,5				ppm	EEA Uama Aire/Acetileno	1		Iquique	1	Boré et al. (1987)
74	As	12,4				ppm	EEA Uama Aire/Acetileno	1		Iquique	1	Boré et al. (1987)
75	As	13,6				ppm	EEA Uama Aire/Acetileno	1		Iquique	1	Boré et al. (1987)
76	As	17,8				ppm	EEA Uama Aire/Acetileno	1		Iquique	1	Boré et al. (1987)
77	As	17,5				ppm	EEA Uama Aire/Acetileno	1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
78	As	16,8				ppm	EEA Uama Aire/Acetileno	1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
79	As	34,5				ppm	EEA Uama Aire/Acetileno	1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
80	As	21,6				ppm	EEA Uama Aire/Acetileno	1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
81	As	17,4				ppm	EEA Uama Aire/Acetileno	1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
82	As	52,6				ppm	EEA Uama Aire/Acetileno	1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
83	As	9,8				ppm	EEA Uama Aire/Acetileno	1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
84	As	31,4				ppm	EEA Uama Aire/Acetileno	1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
85	As	12,5				ppm	EEA Uama Aire/Acetileno	1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
86	As	11,4				ppm	EEA Uama Aire/Acetileno	1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
87	As	10,6				ppm	EEA Uama Aire/Acetileno	1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
88	As	10,3				ppm	EEA Uama Aire/Acetileno	1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
89	As	6,48				ppm	EEA Uama Aire/Acetileno	1		Ba. La Herradura	4	Boré et al. (1987)
90	As	5,36				ppm	EEA Uama Aire/Acetileno	1		Ba. La Herradura	4	Boré et al. (1987)
91	As	8,46				ppm	EEA Uama Aire/Acetileno	1		Ba. Coquimbo	4	Boré et al. (1987)
92	As	10,36				ppm	EEA Uama Aire/Acetileno	1		Ba. Coquimbo	4	Boré et al. (1987)
93	As	8,56				ppm	EEA Uama Aire/Acetileno	1		Ba. Los Choros	4	Boré et al. (1987)
94	As		3,02			mg/kg	EEA con generador de hidruros	3		Caleta Patache	1	Golbachica Consultores (1995)
95	As	1,68				ug/g	EEA Generacion Hidruros	1		30 Caleta Patache	1	U. A. Prat (1998)
96	As	2,96				ug/g	EEA Generacion Hidruros	1		43 Caleta Patache	1	U. A. Prat (1998)





Reg	Analito	Valor	Promedio	Min	Máx	Unidad	Método	N° Mues	Prof	Lugar	Región	Autor
97	As	4,03				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	33	Coleta Patache	1	U. A. Prat (1998)
98	As	4,09				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	40	Coleta Patache	1	U. A. Prat (1998)
99	As	1,59				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	22	Coleta Patache	1	U. A. Prat (1998)
100	As	4,36				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	32	Coleta Patache	1	U. A. Prat (1998)
101	As	1,14				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	13	Coleta Patache	1	U. A. Prat (1998)
102	As	1,1				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	21	Coleta Patache	1	U. A. Prat (1998)
103	As	4,48				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	30	Coleta Patache	1	U. A. Prat (1998)
104	As	2,16				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	15	Coleta Patache	1	U. A. Prat (1998)
105	As	2,01				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	23	Coleta Patache	1	U. A. Prat (1998)
106	As	4,97				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	34	Coleta Patache	1	U. A. Prat (1998)
107	As	0,81				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	26	Coleta Patache	1	U. A. Prat (1998)
108	As	0,88				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	32	Coleta Patache	1	U. A. Prat (1998)
109	As	4,4				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	17	Coleta Patache	1	U. A. Prat (1998)
110	As	4,37				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	31	Coleta Patache	1	U. A. Prat (1998)
111	As	0,4				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	30	Coleta Patache	1	U. A. Prat (1998)
112	As	1,8				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	40	Coleta Patache	1	U. A. Prat (1998)
113	As	3,8				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	33	Coleta Patache	1	U. A. Prat (1998)
114	As	5,9				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	40	Coleta Patache	1	U. A. Prat (1998)
115	As	7,5				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	22	Coleta Patache	1	U. A. Prat (1998)
116	As	4,3				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	32	Coleta Patache	1	U. A. Prat (1998)
117	As	2,4				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	13	Coleta Patache	1	U. A. Prat (1998)
118	As	0,3				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	21	Coleta Patache	1	U. A. Prat (1998)
119	As	3,4				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	30	Coleta Patache	1	U. A. Prat (1998)
120	As	0,4				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	15	Coleta Patache	1	U. A. Prat (1998)
121	As	0,7				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	23	Coleta Patache	1	U. A. Prat (1998)
122	As	6,7				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	34	Coleta Patache	1	U. A. Prat (1998)
123	As	1,7				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	26	Coleta Patache	1	U. A. Prat (1998)
124	As	3,3				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	32	Coleta Patache	1	U. A. Prat (1998)
125	As	3				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	17	Coleta Patache	1	U. A. Prat (1998)
126	As	6,4				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	31	Coleta Patache	1	U. A. Prat (1998)
127	As	86,4				ppm	EEA Generación Hidruros	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
128	As	21				ppm	EEA Generación Hidruros	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
129	As	58,9				ppm	EEA Generación Hidruros	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
130	As	117,3				ppm	EEA Generación Hidruros	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
131	As	101				ppm	EEA Generación Hidruros	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
132	As	115,4				ppm	EEA Generación Hidruros	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
133	As	124,9				ppm	EEA Generación Hidruros	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
134	As	86,4				ppm	EEA Generación Hidruros	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
135	As	75,5				ppm	EEA Generación Hidruros	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
136	As	28,6				ppm	EEA Generación Hidruros	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
137	As	23,4				ppm	EEA Generación Hidruros	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
138	As	16,5				mg/kg	EEA Generación Hidruros	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
139	As	17				mg/kg	EEA Generación Hidruros	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
140	As	21,3				mg/kg	EEA Generación Hidruros	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
141	As	20,3				mg/kg	EEA Generación Hidruros	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
142	As	21				mg/kg	EEA Generación Hidruros	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
143	As	20,5				mg/kg	EEA Generación Hidruros	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
144	As	4,357				ppm	EEA	1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
145	As	17,85				ppm	EEA	1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
146	As	18,858				ppm	EEA	1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
147	As	14,543				ppm	EEA	1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
148	As	13,06				ppm	EEA	1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
149	As	8,229				ppm	EEA	1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
150	As	3,541				ppm	EEA	1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
151	Cd	0,461				ug/g		1	17,7	Ba. Quintero	5	Ingemar (1997)
152	Cd	0,832				ug/g		1	17	Ba. Quintero	5	Ingemar (1997)
153	Cd		0,33			ug/g	ICP/AES	4	207	Boca Sano Aysén	11	Ahumada (1998)
154	Cd		0,42			ug/g	ICP/AES	6	220	Sector medio Sano Aysén	11	Ahumada (1998)
155	Cd		0,83			ug/g	ICP/AES	4	137	Frente Desemb. Río Aysén	11	Ahumada (1998)
156	Cd		0,44			ug/g	ICP/AES	6	86	Cercanías Pto. Chacabuco	11	Ahumada (1998)
157	Cd		0,29			ppm	ICP/AES	9		Fiordo Eyré		Ahumada y Contreras (1999)
158	Cd		0,13			ppm	ICP/AES	10		Fiordo Penguin		Ahumada y Contreras (1999)
159	Cd		0,22			ppm	ICP/AES	14		Fiordo Europa		Ahumada y Contreras (1999)
160	Cd		0,49			ppm	ICP/AES	8		Fiordo U. Esperanza		Ahumada y Contreras (1999)
161	Cd		0,27			ppm	ICP/AES	41		Fiordos Campos Hielo Sur		Ahumada y Contreras (1999)
162	Cd			0,09	0,27	umol/kg	Voltametría Reducción Anódica			Liriquén	8	Hernández y Fernández (1995)
163	Cd			1,42	1,51	umol/kg	Voltametría Reducción Anódica			Liriquén	8	Hernández y Fernández (1995)
164	Cd			0,89	2,14	umol/kg	Voltametría Reducción Anódica			Liriquén	8	Hernández y Fernández (1995)
165	Cd			0,36	0,53	umol/kg	Voltametría Reducción Anódica			Liriquén	8	Hernández y Fernández (1995)
166	Cd			0,6	0,87	umol/kg	Voltametría Reducción Anódica			Liriquén	8	Hernández y Fernández (1995)
167	Cd			5,52	6,41	umol/kg	Voltametría Reducción Anódica			Liriquén	8	Hernández y Fernández (1995)
168	Cd			2,87	3,56	umol/kg	Voltametría Reducción Anódica			Liriquén	8	Hernández y Fernández (1995)
169	Cd			4	4,89	umol/kg	Voltametría Reducción Anódica			Liriquén	8	Hernández y Fernández (1995)
170	Cd			2,05	3,11	umol/kg	Voltametría Reducción Anódica			Liriquén	8	Hernández y Fernández (1995)
171	Cd			3,91	4,89	umol/kg	Voltametría Reducción Anódica			Liriquén	8	Hernández y Fernández (1995)
172	Cd			1,6	2,4	ppm	Voltametría Reducción Anódica	5		Ba. Concepción	8	Carrera et al. (1993)
173	Cd	7,76				ppm	EEA Urea Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
174	Cd	5,58				ppm	EEA Urea Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
175	Cd	4,12				ppm	EEA Urea Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
176	Cd	8,87				ppm	EEA Urea Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
177	Cd	9,16				ppm	EEA Urea Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
178	Cd	7,04				ppm	EEA Urea Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
179	Cd	5,86				ppm	EEA Urea Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
180	Cd	3,82				ppm	EEA Urea Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
181	Cd	4,24				ppm	EEA Urea Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
182	Cd	2,33				ppm	EEA Urea Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
183	Cd	2,2				ppm	EEA Urea Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
184	Cd	2,4				ppm	EEA Urea Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
185	Cd	2,43				ppm	EEA Urea Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
186	Cd	3,1				ppm	EEA Urea Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
187	Cd	5,88				ppm	EEA Urea Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
188	Cd	4,7				ppm	EEA Urea Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
189	Cd	2,08				ppm	EEA Urea Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
190	Cd	2,64				ppm	EEA Urea Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
191	Cd	1,35				ppm	EEA Urea Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
192	Cd	1,05				ppm	EEA Urea Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)



Reg	Analito	Valor	Promedio	Mín	Máx	Unidad	Método	N° Mue	Prof	Lugar	Región	Autor
193 Cd		1,64				ppm	EEA Urama Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
194 Cd			2,37	1,5	5,61	ppm	EEA Urama Aire-Acetileno	12		Ba. San Vicente	8	Ahumada (1992)
195 Cd		< 0,4				ppm	EEA Urama Aire-Acetileno	1		Ba. Collumo	8	UCONCE (1985)
196 Cd		< 0,4				ppm	EEA Urama Aire-Acetileno	1		Desem. Río Andahén	8	UCONCE (1985)
197 Cd		1,1				ppm	EEA Urama Aire-Acetileno	1		El Morro	8	UCONCE (1985)
198 Cd		3,1				ppm	EEA Urama Aire-Acetileno	1		Talcahuano	8	UCONCE (1985)
199 Cd			6,27			ppm				Ba. Concepción	8	UCONCE (1980)
200 Cd			3,05			ppm				Ba. San Vicente	8	UCONCE (1980)
201 Cd			2,24			ppm				Golfo de Arauco	8	UCONCE (1980)
202 Cd			0,91			mg/kg	EEA Urama "Atom Trap"	3		Calela Patache	1	Geotécnica Consultores (1995)
203 Cd		1,77				ug/g	EEA Urama	1		30 Calela Patache	1	U. A. Prat (1998)
204 Cd		2,42				ug/g	EEA Urama	1		40 Calela Patache	1	U. A. Prat (1998)
205 Cd		< 0,25				ug/g	EEA Urama	1		33 Calela Patache	1	U. A. Prat (1998)
206 Cd		1,1				ug/g	EEA Urama	1		40 Calela Patache	1	U. A. Prat (1998)
207 Cd		< 0,25				ug/g	EEA Urama	1		22 Calela Patache	1	U. A. Prat (1998)
208 Cd		0,44				ug/g	EEA Urama	1		32 Calela Patache	1	U. A. Prat (1998)
209 Cd		4,23				ug/g	EEA Urama	1		13 Calela Patache	1	U. A. Prat (1998)
210 Cd		< 0,25				ug/g	EEA Urama	1		21 Calela Patache	1	U. A. Prat (1998)
211 Cd		0,67				ug/g	EEA Urama	1		30 Calela Patache	1	U. A. Prat (1998)
212 Cd		2,2				ug/g	EEA Urama	1		15 Calela Patache	1	U. A. Prat (1998)
213 Cd		0,44				ug/g	EEA Urama	1		23 Calela Patache	1	U. A. Prat (1998)
214 Cd		1,08				ug/g	EEA Urama	1		34 Calela Patache	1	U. A. Prat (1998)
215 Cd		< 0,25				ug/g	EEA Urama	1		26 Calela Patache	1	U. A. Prat (1998)
216 Cd		< 0,25				ug/g	EEA Urama	1		32 Calela Patache	1	U. A. Prat (1998)
217 Cd		0,67				ug/g	EEA Urama	1		17 Calela Patache	1	U. A. Prat (1998)
218 Cd		0,88				ug/g	EEA Urama	1		31 Calela Patache	1	U. A. Prat (1998)
219 Cd		0,1				ug/g	EEA Urama	1		30 Calela Patache	1	U. A. Prat (1998)
220 Cd		1,3				ug/g	EEA Urama	1		40 Calela Patache	1	U. A. Prat (1998)
221 Cd		1,5				ug/g	EEA Urama	1		33 Calela Patache	1	U. A. Prat (1998)
222 Cd		2				ug/g	EEA Urama	1		40 Calela Patache	1	U. A. Prat (1998)
223 Cd		0,2				ug/g	EEA Urama	1		22 Calela Patache	1	U. A. Prat (1998)
224 Cd		0,1				ug/g	EEA Urama	1		32 Calela Patache	1	U. A. Prat (1998)
225 Cd		0,3				ug/g	EEA Urama	1		13 Calela Patache	1	U. A. Prat (1998)
226 Cd		0,4				ug/g	EEA Urama	1		21 Calela Patache	1	U. A. Prat (1998)
227 Cd		0,9				ug/g	EEA Urama	1		30 Calela Patache	1	U. A. Prat (1998)
228 Cd		0,2				ug/g	EEA Urama	1		15 Calela Patache	1	U. A. Prat (1998)
229 Cd		0,6				ug/g	EEA Urama	1		23 Calela Patache	1	U. A. Prat (1998)
230 Cd		2				ug/g	EEA Urama	1		34 Calela Patache	1	U. A. Prat (1998)
231 Cd		0,4				ug/g	EEA Urama	1		26 Calela Patache	1	U. A. Prat (1998)
232 Cd		0,5				ug/g	EEA Urama	1		32 Calela Patache	1	U. A. Prat (1998)
233 Cd		0,6				ug/g	EEA Urama	1		17 Calela Patache	1	U. A. Prat (1998)
234 Cd		0,9				ug/g	EEA Urama	1		31 Calela Patache	1	U. A. Prat (1998)
235 Cd		0,73				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
236 Cd		0,61				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
237 Cd		0,65				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
238 Cd		0,67				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
239 Cd		0,58				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
240 Cd		0,78				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
241 Cd		0,96				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
242 Cd		1,04				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
243 Cd		0,67				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
244 Cd		0,64				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
245 Cd		0,64				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
246 Cd		0,58				mg/kg	EEA Urama	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
247 Cd		< 0,01				mg/kg	EEA Urama	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
248 Cd		< 0,01				mg/kg	EEA Urama	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
249 Cd		< 0,01				mg/kg	EEA Urama	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
250 Cd		0,24				mg/kg	EEA Urama	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
251 Cd		< 0,01				mg/kg	EEA Urama	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
252 Cd		1,95				ppm	EEA	1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
253 Cd		3,4				ppm	EEA	1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
254 Cd		2,74				ppm	EEA	1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
255 Cd		2,51				ppm	EEA	1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
256 Cd		2,3				ppm	EEA	1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
257 Cd		2,38				ppm	EEA	1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
258 Cd		2,41				ppm	EEA	1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
259 Co			19,75			ug/g	ICPIAES	4		207 Boca Seno Aysén	11	Ahumada (1998)
260 Co			18,51			ug/g	ICPIAES	6		220 Sector medio Seno Aysén	11	Ahumada (1998)
261 Co			12,25			ug/g	ICPIAES	4		137 Frente Desemb. Río Aysén	11	Ahumada (1998)
262 Co			15,33			ug/g	ICPIAES	6		86 Cercanías Pto. Chacabuco	11	Ahumada (1998)
263 Co			11,4			ppm	ICPIAES	9		Fiordo Eyre	11	Ahumada y Contreras (1999)
264 Co			12,8			ppm	ICPIAES	10		Fiordo Penguin	11	Ahumada y Contreras (1999)
265 Co			12,2			ppm	ICPIAES	14		Fiordo Europa	11	Ahumada y Contreras (1999)
266 Co			13			ppm	ICPIAES	8		Fiordo U. Esperanza	11	Ahumada y Contreras (1999)
267 Co			12,3			ppm	ICPIAES	41		Fiordos Campos Hielo Sur	11	Ahumada y Contreras (1999)
268 Co				3,2	3,5	ppm	Voltametría Reducción Catódica	5		Ba. Concepción	8	Carrera et al. (1993)
269 COI		403,5				ug el/g	Gaudette et al. 1974	1		382 Canal Baker	11	Ahumada et al. (1996)
270 COI		540,7				ug el/g	Gaudette et al. 1974	1		710 Canal Baker	11	Ahumada et al. (1996)
271 COI		347				ug el/g	Gaudette et al. 1974	1		1096 Canal Baker	11	Ahumada et al. (1996)
272 COI		212,1				ug el/g	Gaudette et al. 1974	1		261 Seno Eyre	11	Ahumada et al. (1996)
273 COI		226				ug el/g	Gaudette et al. 1974	1		585 Seno Eyre	11	Ahumada et al. (1996)
274 COI		355,1				ug el/g	Gaudette et al. 1974	1		166 Seno Falcon	11	Ahumada et al. (1996)
275 COI		398,5				ug el/g	Gaudette et al. 1974	1		363 Seno Falcon	11	Ahumada et al. (1996)
276 COI		322,8				ug el/g	Gaudette et al. 1974	1		300 Seno Penguin	11	Ahumada et al. (1996)
277 COI		581,1				ug el/g	Gaudette et al. 1974	1		487 Seno Penguin	11	Ahumada et al. (1996)
278 COI		298,6				ug el/g	Gaudette et al. 1974	1		167 Seno Europa	11	Ahumada et al. (1996)
279 COI		573				ug el/g	Gaudette et al. 1974	1		453 Seno Europa	11	Ahumada et al. (1996)
280 COI		256,3				ug el/g	Gaudette et al. 1974	1		204 Fiordo Peel	11	Ahumada et al. (1996)
281 COI		355,1				ug el/g	Gaudette et al. 1974	1		226 Fiordo Peel	11	Ahumada et al. (1996)
282 COI		500,4				ug el/g	Gaudette et al. 1974	1		150 Fiordo Amalia	11	Ahumada et al. (1996)
283 COI		871,6				ug el/g	Gaudette et al. 1974	1		684 C. Messier	11	Ahumada et al. (1996)
284 COI		387,4				ug el/g	Gaudette et al. 1974	1		348 C. Hamrick	11	Ahumada et al. (1996)
285 COI		540,7				ug el/g	Gaudette et al. 1974	1		367 A. Inglesa	11	Ahumada et al. (1996)
286 COI		1024,9				ug el/g	Gaudette et al. 1974	1		161 Paso del Indio	11	Ahumada et al. (1996)
287 COI		581,1				ug el/g	Gaudette et al. 1974	1		736 C. Escape	11	Ahumada et al. (1996)
288 COI		306,7				ug el/g	Gaudette et al. 1974	1		527 C. Icy	11	Ahumada et al. (1996)



Reg	Analito	Valor	Promedio	Mín	Máx	Unidad	Método	N° Mue	Prof	Lugar	Región	Autor
289	COT	0,4					% Combustión, detector IR	1	382 Canal Baker		11	Ahumada et al. (1996)
290	COT	0,79					% Combustión, detector IR	1	710 Canal Baker		11	Ahumada et al. (1996)
291	COT	0,38					% Combustión, detector IR	1	1066 Canal Baker		11	Ahumada et al. (1996)
292	COT	0,19					% Combustión, detector IR	1	261 Seno Eyre		11	Ahumada et al. (1996)
293	COT	0,2					% Combustión, detector IR	1	585 Seno Eyre		11	Ahumada et al. (1996)
294	COT	0,4					% Combustión, detector IR	1	106 Seno Falcon		11	Ahumada et al. (1996)
295	COT	0,32					% Combustión, detector IR	1	363 Seno Falcon		11	Ahumada et al. (1996)
296	COT	0,33					% Combustión, detector IR	1	300 Seno Penguin		11	Ahumada et al. (1996)
297	COT	0,64					% Combustión, detector IR	1	487 Seno Penguin		11	Ahumada et al. (1996)
298	COT	0,33					% Combustión, detector IR	1	167 Seno Europa		11	Ahumada et al. (1996)
299	COT	0,68					% Combustión, detector IR	1	453 Seno Europa		11	Ahumada et al. (1996)
300	COT	0,26					% Combustión, detector IR	1	204 Fiordo Peel		11	Ahumada et al. (1996)
301	COT	0,34					% Combustión, detector IR	1	226 Fiordo Peel		11	Ahumada et al. (1996)
302	COT	0,49					% Combustión, detector IR	1	150 Fiordo Analia		11	Ahumada et al. (1996)
303	COT	1,25					% Combustión, detector IR	1	684 C. Messier		11	Ahumada et al. (1996)
304	COT	0,38					% Combustión, detector IR	1	348 C. Hammick		11	Ahumada et al. (1996)
305	COT	0,75					% Combustión, detector IR	1	367 A. Inglesa		11	Ahumada et al. (1996)
306	COT	1,87					% Combustión, detector IR	1	181 Paso del Indio		11	Ahumada et al. (1996)
307	COT	0,91					% Combustión, detector IR	1	236 C. Escape		11	Ahumada et al. (1996)
308	COT	0,35					% Combustión, detector IR	1	527 C. Icy		11	Ahumada et al. (1996)
309	COT		1,38	0,22	2,43		% Combustión, detector IR	18	P. Montt a Lag. Sn Rafael		10-11	Sáve et al. (1998)
310	COT		0,38	0,11	0,65		% Combustión, detector IR	15	P. Montt a Lag. Sn Rafael		10-11	Sáve et al. (1998)
311	COT		1,75	0,1	3		% Combustión, detector IR	30	P. Montt a Lag. Sn Rafael		10-11	Sáve et al. (1998)
312	COT		0,4	0,07	0,82		% Combustión, detector IR	11	P. Montt a Lag. Sn Rafael		10-11	Sáve et al. (1998)
313	COT		0,07	0,05	3	ug/g	Gaudette et al. 1974	12	Ba. San Vicente		8	Ahumada (1992)
314	COT	2,43					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
315	COT	2,28					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
316	COT	1,15					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
317	COT	0,22					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
318	COT	1,74					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
319	COT	1,84					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
320	COT	2,33					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
321	COT	2,03					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
322	COT	1,74					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
323	COT	0,35					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
324	COT	2,1					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
325	COT	0,71					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
326	COT	1,5					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
327	COT	0,4					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
328	COT	1,38					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
329	COT	0,33					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
330	COT	0,29					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
331	COT	1,93					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
332	COT	0,17					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
333	COT	0,3					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
334	COT	0,35					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
335	COT	0,3					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
336	COT	0,11					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
337	COT	0,65					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
338	COT	0,2					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
339	COT	0,44					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
340	COT	0,23					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
341	COT	0,43					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
342	COT	0,6					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
343	COT	0,59					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
344	COT	2,38					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
345	COT	2,89					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
346	COT	2,68					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
347	COT	0,24					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
348	COT	1,75					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
349	COT	0,07					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
350	COT	0,4					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
351	COT	0,09					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
352	COT	0,73					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
353	COT	0,82					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
354	COT	0,51					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
355	COT	0,2					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
356	COT	0,71					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
357	COT	2,25					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
358	COT	1,59					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
359	COT	0,25					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
360	COT	0,16					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
361	COT	0,42					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
362	COT	2,84					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
363	COT	1,15					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
364	COT	0,1					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
365	COT	0,13					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
366	COT	1,77					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
367	COT	1,18					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
368	COT	1,75					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
369	COT	1,43					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
370	COT	2,31					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
371	COT	2					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
372	COT	0,13					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
373	COT	2,89					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
374	COT	2,14					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
375	COT	2,09					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
376	COT	1,24					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
377	COT	1,03					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
378	COT	1,31					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
379	COT	2,62					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
380	COT	3					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
381	COT	2,8					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
382	COT	0,56					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
383	COT	2,42					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)
384	COT	1,83					% Combustión, detector IR	1			10-11	Maturana (1997)



Reg	Analito	Valor	Promedio	Mín	Máx	Unidad	Método	N° Mue	Prof	Lugar	Región	Autor
385	COT	0,18				%	Combustión, detector IR	1			10-11 Matorana (1997)	
386	COT	0,51				%	Combustión, detector IR	1			10-11 Matorana (1997)	
387	COT	0,46				%	Combustión, detector IR	1			10-11 Matorana (1997)	
388	COT	1,07				%	Combustión, detector IR	1	674		11-12 De Vicks (1998)	
389	COT	0,73				%	Combustión, detector IR	1	735		11-12 De Vicks (1998)	
390	COT	0,38				%	Combustión, detector IR	1	650		11-12 De Vicks (1998)	
391	COT	0,28				%	Combustión, detector IR	1	894		11-12 De Vicks (1998)	
392	COT	0,36				%	Combustión, detector IR	1	378		11-12 De Vicks (1998)	
393	COT	0,34				%	Combustión, detector IR	1	296		11-12 De Vicks (1998)	
394	COT	0,29				%	Combustión, detector IR	1	318		11-12 De Vicks (1998)	
395	COT	0,47				%	Combustión, detector IR	1	94		11-12 De Vicks (1998)	
396	COT	0,03				%	Combustión, detector IR	1	214		11-12 De Vicks (1998)	
397	COT	0,22				%	Combustión, detector IR	1	278		11-12 De Vicks (1998)	
398	COT	0,19				%	Combustión, detector IR	1	158		11-12 De Vicks (1998)	
399	COT	0,4				%	Combustión, detector IR	1	290		11-12 De Vicks (1998)	
400	COT	0,88				%	Combustión, detector IR	1	340		11-12 De Vicks (1998)	
401	COT	0,23				%	Combustión, detector IR	1	135		11-12 De Vicks (1998)	
402	COT	0,3				%	Combustión, detector IR	1	172		11-12 De Vicks (1998)	
403	COT	0,38				%	Combustión, detector IR	1	538		11-12 De Vicks (1998)	
404	COT	0,24				%	Combustión, detector IR	1	596		11-12 De Vicks (1998)	
405	COT	0,22				%	Combustión, detector IR	1	275		11-12 De Vicks (1998)	
406	COT	0,21				%	Combustión, detector IR	1	150		11-12 De Vicks (1998)	
407	COT	0,37				%	Combustión, detector IR	1	175		11-12 De Vicks (1998)	
408	COT	0,64				%	Combustión, detector IR	1	652		11-12 De Vicks (1998)	
409	COT	0,45				%	Combustión, detector IR	1	373		11-12 De Vicks (1998)	
410	COT	1,05				%	Combustión, detector IR	1	736		11-12 De Vicks (1998)	
411	COT	0,48				%	Combustión, detector IR	1	350		11-12 De Vicks (1998)	
412	COT	0,28				%	Combustión, detector IR	1	73		11-12 De Vicks (1998)	
413	COT	1,4				%	Combustión, detector IR	1	323		11-12 De Vicks (1998)	
414	COT	1,92				%	Combustión, detector IR	1	438		11-12 De Vicks (1998)	
415	COT	2,95				%	Combustión, detector IR	1	532		11-12 De Vicks (1998)	
416	COT	0,92				%	Combustión, detector IR	1	254		11-12 De Vicks (1998)	
417	COT	1,55				%	Combustión, detector IR	1	615		11-12 De Vicks (1998)	
418	COT	1,49				%	Combustión, detector IR	1	620		11-12 De Vicks (1998)	
419	COT	1,4				%	Combustión, detector IR	1	410		11-12 De Vicks (1998)	
420	COT	2,34				%	Combustión, detector IR	1	30		11-12 De Vicks (1998)	
421	COT	1,53				%	Combustión, detector IR	1	25		11-12 De Vicks (1998)	
422	COT	2,3				%	Combustión, detector IR	1	32		11-12 De Vicks (1998)	
423	COT	0,85				%	Combustión, detector IR	1	73		11-12 De Vicks (1998)	
424	COT	0,71				%	Combustión, detector IR	1	275		11-12 De Vicks (1998)	
425	COT	0,53				%	Combustión, detector IR	1	136		11-12 De Vicks (1998)	
426	COT	1				%	Combustión, detector IR	1	154		11-12 De Vicks (1998)	
427	COT	0,59				%	Combustión, detector IR	1	238		11-12 De Vicks (1998)	
428	COT	1,32				%	Combustión, detector IR	1	170		11-12 De Vicks (1998)	
429	COT	1,39				%	Combustión, detector IR	1	319		11-12 De Vicks (1998)	
430	COT	0,91				%	Combustión, detector IR	1	376		11-12 De Vicks (1998)	
431	COT	2,92				%	Combustión, detector IR	1	175		11-12 De Vicks (1998)	
432	COT	0,94				%	Combustión, detector IR	1	230		11-12 De Vicks (1998)	
433	COT	1,15				%	Combustión, detector IR	1	230		11-12 De Vicks (1998)	
434	COT	1,49				%	Combustión, detector IR	1	876		11-12 De Vicks (1998)	
435	COT	1,53				%	Combustión, detector IR	1	790		11-12 De Vicks (1998)	
436	COT	1,11				%	Combustión, detector IR	1	330		11-12 De Vicks (1998)	
437	COT	1,03				%	Combustión, detector IR	1	232		11-12 De Vicks (1998)	
438	COT	0,47				%	Combustión, detector IR	1	254		11-12 De Vicks (1998)	
439	COT	0,45				%	Combustión, detector IR	1	354		11-12 De Vicks (1998)	
440	COT	0,43				%	Combustión, detector IR	1	105		11-12 De Vicks (1998)	
441	COT	0,07				%	Combustión, detector IR	1	170		11-12 De Vicks (1998)	
442	COT	0,93				%	Combustión, detector IR	1	392		11-12 De Vicks (1998)	
443	COT	1,21				%	Combustión, detector IR	1	250		11-12 De Vicks (1998)	
444	COT	2,4				%	Combustión, detector IR	1	296		11-12 De Vicks (1998)	
445	COT	2,39				%	Combustión, detector IR	1	98		11-12 De Vicks (1998)	
446	COT	1,16				%	Combustión, detector IR	1	630		11-12 De Vicks (1998)	
447	COT	0,26				%	Combustión, detector IR	1	352		11-12 De Vicks (1998)	
448	COT	1,42				%	Combustión, detector IR	1	550		11-12 De Vicks (1998)	
449	COT	0,74				%	Combustión, detector IR	1	535		11-12 De Vicks (1998)	
450	COT	0,48				%	Combustión, detector IR	1	92		11-12 De Vicks (1998)	
451	COT	0,3				%	Combustión, detector IR	1	20		11-12 De Vicks (1998)	
452	COT	0,17				%	Gaudette et al. 1974	1		Ba. Mejillones	2 Dames & Moore (1996)	
453	COT	0,3				%	Gaudette et al. 1974	1		Ba. Mejillones	2 Dames & Moore (1996)	
454	COT	0,14				%	Gaudette et al. 1974	1		Ba. Mejillones	2 Dames & Moore (1996)	
455	COT	0,21				%	Gaudette et al. 1974	1		Ba. Mejillones	2 Dames & Moore (1996)	
456	COT	0,18				%	Gaudette et al. 1974	1		Ba. Mejillones	2 Dames & Moore (1996)	
457	COT	0,12				%	Gaudette et al. 1974	1		Ba. Mejillones	2 Dames & Moore (1996)	
458	COT	0,27				%	Gaudette et al. 1974	1		Ba. Mejillones	2 Dames & Moore (1996)	
459	COT	0,09				%	Gaudette et al. 1974	1		Ba. Mejillones	2 Dames & Moore (1996)	
460	COT	0,29				%	Gaudette et al. 1974	1		Ba. Mejillones	2 Dames & Moore (1996)	
461	COT	0,11				%	Gaudette et al. 1974	1		Ba. Mejillones	2 Dames & Moore (1996)	
462	COT	0,03				%	Gaudette et al. 1974	1		Ba. Mejillones	2 Dames & Moore (1996)	
463	COT	0,09				%	Gaudette et al. 1974	1		Ba. Mejillones	2 Dames & Moore (1996)	
464	COT	0,14				%	Gaudette et al. 1974	1		Ba. Mejillones	2 Dames & Moore (1996)	
465	COT	0,08				%	Gaudette et al. 1974	1		Ba. Mejillones	2 Dames & Moore (1996)	
466	COT	0,14				%	Gaudette et al. 1974	1		Ba. Mejillones	2 Dames & Moore (1996)	
467	COT	0,14				%	Gaudette et al. 1974	1		Ba. Mejillones	2 Dames & Moore (1996)	
468	COT	0,06				%	Gaudette et al. 1974	1		Ba. Mejillones	2 Dames & Moore (1996)	
469	COT	0,09				%	Gaudette et al. 1974	1		Ba. Mejillones	2 Dames & Moore (1996)	
470	COT	0,25				%	Gaudette et al. 1974	1		Ba. Mejillones	2 Dames & Moore (1996)	
471	COT	0,09				%	Gaudette et al. 1974	1		Ba. Mejillones	2 Dames & Moore (1996)	
472	COT	0,12				%	Gaudette et al. 1974	1		Ba. Mejillones	2 Dames & Moore (1996)	
473	COT	0,03				%	Gaudette et al. 1974	1		Ba. Mejillones	2 Dames & Moore (1996)	
474	COT	0				%	Gaudette et al. 1974	1		Ba. Mejillones	2 Dames & Moore (1996)	
475	COT	0,03				%	Gaudette et al. 1974	1		Ba. Mejillones	2 Dames & Moore (1996)	
476	COT	0				%	Gaudette et al. 1974	1		Ba. Mejillones	2 Dames & Moore (1996)	
477	COT	0,08				%	Gaudette et al. 1974	1		Ba. Mejillones	2 Dames & Moore (1996)	
478	COT	0,2				%		1	14	Punta Patacho	1 Dames & Moore (1996)	
479	COT	0,3				%		1	18	Punta Patacho	1 Dames & Moore (1996)	
480	COT	0,2				%		1	20	Punta Patacho	1 Dames & Moore (1996)	



Rag	Análito	Valor	Promedio	Mín	Máx	Unidad	Método	Nº Mue	Prof	Lugar	Región	Autor
481	COT	0,2				%		1	18	Punta Petache	1	Dames & Moore (1996)
482	COT	0,4				%		1	17	Punta Petache	1	Dames & Moore (1996)
483	COT		0,61	0,04	1,65	%	Gaudette et al. 1974	40		Bahía Coquimbo	4	Berrios & Olivares, 1996
484	COT		0,7	0,01	2,11	%	Gaudette et al. 1974	41		Bahía la Herradura	4	Berrios & Olivares, 1996
485	COT		1,12	0,3	1,71	%	Gaudette et al. 1974	44		Bahía Guanaqueros	4	Berrios & Olivares, 1996
486	COT		0,78	0,24	1,5	%	Gaudette et al. 1974	42		Bahía Tongoy	4	Berrios & Olivares, 1996
487	COT	1,92				%		1		Playa El Lengudo, Antofagasta	2	Dames & Moore (1998)
488	COT	1,26				%		1		Playa El Lengudo, Antofagasta	2	Dames & Moore (1998)
489	COT	1,42				%		1		Playa El Lengudo, Antofagasta	2	Dames & Moore (1998)
490	COT	1,02				%		1		Playa El Lengudo, Antofagasta	2	Dames & Moore (1998)
491	COT	2,11				%		1		Playa El Lengudo, Antofagasta	2	Dames & Moore (1998)
492	COT	6,22				%		1		Playa El Lengudo, Antofagasta	2	Dames & Moore (1998)
493	COT	74,95				mg/g	S310A y S310B Stand. Met.	1		Rada Pelicano, E. Magallanes	12	Dames & Moore (1997)
494	COT	52,95				mg/g	S310A y S310B Stand. Met.	1		Rada Pelicano, E. Magallanes	12	Dames & Moore (1997)
495	COT	24,65				mg/g	S310A y S310B Stand. Met.	1		Rada Pelicano, E. Magallanes	12	Dames & Moore (1997)
496	COT	22,65				mg/g	S310A y S310B Stand. Met.	1		Rada Pelicano, E. Magallanes	12	Dames & Moore (1997)
497	COT	61,4				mg/g	S310A y S310B Stand. Met.	1		Rada Pelicano, E. Magallanes	12	Dames & Moore (1997)
498	COT	36				mg/g	S310A y S310B Stand. Met.	1		Rada Pelicano, E. Magallanes	12	Dames & Moore (1997)
499	COT	30,35				mg/g	S310A y S310B Stand. Met.	1		Rada Pelicano, E. Magallanes	12	Dames & Moore (1997)
500	COT	22				mg/g	S310A y S310B Stand. Met.	1		Rada Pelicano, E. Magallanes	12	Dames & Moore (1997)
501	COT	16,19				mg/g	S310A y S310B Stand. Met.	1		Rada Pelicano, E. Magallanes	12	Dames & Moore (1997)
502	COT	12,3				mg/g	S310A y S310B Stand. Met.	1		Rada Pelicano, E. Magallanes	12	Dames & Moore (1997)
503	COT	31,4				mg/g	S310A y S310B Stand. Met.	1		Rada Pelicano, E. Magallanes	12	Dames & Moore (1997)
504	COT	20,6				mg/g	S310A y S310B Stand. Met.	1		Rada Pelicano, E. Magallanes	12	Dames & Moore (1997)
505	Cr		44,25			ug/g	ICPIAES	4	207	Boca Seno Aysén	11	Ahumada (1998)
506	Cr		38,33			ug/g	ICPIAES	6	220	Sector medio Seno Aysén	11	Ahumada (1998)
507	Cr		29,75			ug/g	ICPIAES	4	137	Fronte Desemb. Río Aysén	11	Ahumada (1998)
508	Cr		29,67			ug/g	ICPIAES	6	86	Cercanías Pto. Chacabuco	11	Ahumada (1998)
509	Cr		58,8			ppm	ICPIAES	9		Fiordo Eyre	11	Ahumada y Contreras (1999)
510	Cr		82,2			ppm	ICPIAES	10		Fiordo Penguin	11	Ahumada y Contreras (1999)
511	Cr		72,2			ppm	ICPIAES	14		Fiordo Europa	11	Ahumada y Contreras (1999)
512	Cr		49,6			ppm	ICPIAES	8		Fiordo U. Esperanza	11	Ahumada y Contreras (1999)
513	Cr		67,5			ppm	ICPIAES	41		Fiordos Campos Hielo Sur	11	Ahumada y Contreras (1999)
514	Cr		92,86	62,73	128,8	ug/g	EAH Uama Aire-Aceitileno	12		Ba. San Vicente	8	Ahumada (1992)
515	Cr	48,95				ppm	EAH Uama	1		Río Tornagaleones	10	Villalobos (1997)
516	Cr	61,6				ppm	EAH Uama	1		Canelos, río Valdivia	10	Villalobos (1997)
517	Cr	17,44				ppm	EEA	1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
518	Cr	31,02				ppm	EEA	1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
519	Cr	27,1				ppm	EEA	1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
520	Cr	33,34				ppm	EEA	1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
521	Cr	26,49				ppm	EEA	1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
522	Cr	18,63				ppm	EEA	1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
523	Cr	19,96				ppm	EEA	1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
524	Cr	9,03				ug/g		1	17,7	Ba. Quintero	5	Ingemar (1997)
525	Cr	17,9				ug/g		1	17	Ba. Quintero	5	Ingemar (1997)
526	Cu	34,9				ug/g		1	17,7	Ba. Quintero	5	Ingemar (1997)
527	Cu	32,6				ug/g		1	17	Ba. Quintero	5	Ingemar (1997)
528	Cu		40			ug/g	EAH	5		Caleta Coloso	2	Ahumada (1995)
529	Cu		94,9	61,2	123,3	ug/g	EAH	34		Caleta Coloso	2	Ahumada (1995)
530	Cu		119,8	49,9	138,3	ug/g	EAH	35		Caleta Coloso	2	Ahumada (1995)
531	Cu		97,7	52,3	127,9	ug/g	EAH	35		Caleta Coloso	2	Ahumada (1995)
532	Cu		88,14	49,22	191,33	ug/g	EAH	35		Caleta Coloso	2	Ahumada (1995)
533	Cu		69,6	45,74	137,5	ug/g	EAH	35		Caleta Coloso	2	Ahumada (1995)
534	Cu		44,5			ug/g	ICPIAES	4	207	Boca Seno Aysén	11	Ahumada (1998)
535	Cu		34,83			ug/g	ICPIAES	6	220	Sector medio Seno Aysén	11	Ahumada (1998)
536	Cu		23,75			ug/g	ICPIAES	4	137	Fronte Desemb. Río Aysén	11	Ahumada (1998)
537	Cu		27,67			ug/g	ICPIAES	6	86	Cercanías Pto. Chacabuco	11	Ahumada (1998)
538	Cu		17,3			ppm	ICPIAES	9		Fiordo Eyre	11	Ahumada y Contreras (1999)
539	Cu		16			ppm	ICPIAES	10		Fiordo Penguin	11	Ahumada y Contreras (1999)
540	Cu		17,2			ppm	ICPIAES	14		Fiordo Europa	11	Ahumada y Contreras (1999)
541	Cu		22,6			ppm	ICPIAES	8		Fiordo U. Esperanza	11	Ahumada y Contreras (1999)
542	Cu		18			ppm	ICPIAES	41		Fiordos Campos Hielo Sur	11	Ahumada y Contreras (1999)
543	Cu			29,8	33,2	ppm	Voltametría Reducción Anódica	5		Ba. Concepción	8	Carrera et al. (1993)
544	Cu	67,9				ppm	EAH Uama Aire-Aceitileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
545	Cu	37				ppm	EAH Uama Aire-Aceitileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
546	Cu	32				ppm	EAH Uama Aire-Aceitileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
547	Cu	39,5				ppm	EAH Uama Aire-Aceitileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
548	Cu	42				ppm	EAH Uama Aire-Aceitileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
549	Cu	47,3				ppm	EAH Uama Aire-Aceitileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
550	Cu	37				ppm	EAH Uama Aire-Aceitileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
551	Cu	30,5				ppm	EAH Uama Aire-Aceitileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
552	Cu	35,6				ppm	EAH Uama Aire-Aceitileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
553	Cu	20,8				ppm	EAH Uama Aire-Aceitileno	1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
554	Cu	21,6				ppm	EAH Uama Aire-Aceitileno	1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
555	Cu	21,2				ppm	EAH Uama Aire-Aceitileno	1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
556	Cu	22,4				ppm	EAH Uama Aire-Aceitileno	1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
557	Cu	29				ppm	EAH Uama Aire-Aceitileno	1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
558	Cu	51,4				ppm	EAH Uama Aire-Aceitileno	1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
559	Cu	40,3				ppm	EAH Uama Aire-Aceitileno	1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
560	Cu	23				ppm	EAH Uama Aire-Aceitileno	1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
561	Cu	46,3				ppm	EAH Uama Aire-Aceitileno	1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
562	Cu	8,1				ppm	EAH Uama Aire-Aceitileno	1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
563	Cu	6,1				ppm	EAH Uama Aire-Aceitileno	1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
564	Cu	17,9				ppm	EAH Uama Aire-Aceitileno	1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
565	Cu		29,43	26,49	67,04	ug/g	EAH Uama Aire-Aceitileno	12		Ba. San Vicente	8	Ahumada (1992)
566	Cu		40,97			ppm				Ba. Concepción	8	UCONCE (1980)
567	Cu		27,73			ppm				Ba. San Vicente	8	UCONCE (1980)
568	Cu		23,61			ppm				Golfo de Arauco	8	UCONCE (1980)
569	Cu	28,3				ppm	EAH Uama	1		Río Tornagaleones	10	Villalobos (1997)
570	Cu	35,7				ppm	EAH Uama	1		Canelos, río Valdivia	10	Villalobos (1997)
571	Cu			15	1120	ppm	EAH Uama Aire/Aceitileno	33		Ba. Herradura	4	Olivares y Ruiz (1991)
572	Cu			14	54	ppm	EEA Uama Aire/Aceitileno	19		Ba. Guanaqueros	4	Olivares y Ruiz (1991)
573	Cu			7	49	ppm	EEA Uama Aire/Aceitileno	14		Ba. Tongoy	4	Olivares y Ruiz (1991)
574	Cu	9,97				ug/g		1		Playa El Lengudo, Antofagasta	2	Dames & Moore (1998)
575	Cu	14,2				ug/g		1		Playa El Lengudo, Antofagasta	2	Dames & Moore (1998)
576	Cu	8,72				ug/g		1		Playa El Lengudo, Antofagasta	2	Dames & Moore (1998)



Reg	Análito	Valor	Promedio	Mín	Máx	Unidad	Método	N° Mue	Prof	Lugar	Región	Autor
577	Cu	13,3				ug/g		1		Playa El Lenguado, Antofagasta	2	Dames & Moore (1998)
578	Cu	28,8				ug/g		1		Playa El Lenguado, Antofagasta	2	Dames & Moore (1998)
579	Cu	25,3				ug/g		1		Playa El Lenguado, Antofagasta	2	Dames & Moore (1998)
580	Cu	26,4				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Iquique	1	Boré et al. (1987)
581	Cu	12,3				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Iquique	1	Boré et al. (1987)
582	Cu	12,4				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Iquique	1	Boré et al. (1987)
583	Cu	13,6				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Iquique	1	Boré et al. (1987)
584	Cu	203				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
585	Cu	408				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
586	Cu	306				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
587	Cu	201				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
588	Cu	71				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
589	Cu	83				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
590	Cu	485				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
591	Cu	396				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
592	Cu	596				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
593	Cu	121				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
594	Cu	45				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
595	Cu	65				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
596	Cu	17,33				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Ba. La Herradura	4	Boré et al. (1987)
597	Cu	21,99				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Ba. La Herradura	4	Boré et al. (1987)
598	Cu	12,31				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Ba. Coquimbo	4	Boré et al. (1987)
599	Cu	11,42				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Ba. Coquimbo	4	Boré et al. (1987)
600	Cu	21,36				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Ba. Los Choros	4	Boré et al. (1987)
601	Cu		21,81			mg/kg	EEA Urama "Atom Trap"	3		Coleta Palache	1	Geotécnica Consultores (1995)
602	Cu	29,95				ug/g	EEA Urama	1	30	Coleta Palache	1	U. A. Prat (1998)
603	Cu	17,81				ug/g	EEA Urama	1	40	Coleta Palache	1	U. A. Prat (1998)
604	Cu	28,93				ug/g	EEA Urama	1	33	Coleta Palache	1	U. A. Prat (1998)
605	Cu	29,55				ug/g	EEA Urama	1	40	Coleta Palache	1	U. A. Prat (1998)
606	Cu	34,63				ug/g	EEA Urama	1	22	Coleta Palache	1	U. A. Prat (1998)
607	Cu	20,8				ug/g	EEA Urama	1	32	Coleta Palache	1	U. A. Prat (1998)
608	Cu	29,05				ug/g	EEA Urama	1	13	Coleta Palache	1	U. A. Prat (1998)
609	Cu	16,47				ug/g	EEA Urama	1	21	Coleta Palache	1	U. A. Prat (1998)
610	Cu	17,46				ug/g	EEA Urama	1	30	Coleta Palache	1	U. A. Prat (1998)
611	Cu	16,8				ug/g	EEA Urama	1	15	Coleta Palache	1	U. A. Prat (1998)
612	Cu	17,33				ug/g	EEA Urama	1	23	Coleta Palache	1	U. A. Prat (1998)
613	Cu	16,25				ug/g	EEA Urama	1	34	Coleta Palache	1	U. A. Prat (1998)
614	Cu	14,7				ug/g	EEA Urama	1	26	Coleta Palache	1	U. A. Prat (1998)
615	Cu	14,33				ug/g	EEA Urama	1	32	Coleta Palache	1	U. A. Prat (1998)
616	Cu	14,25				ug/g	EEA Urama	1	17	Coleta Palache	1	U. A. Prat (1998)
617	Cu	14,44				ug/g	EEA Urama	1	31	Coleta Palache	1	U. A. Prat (1998)
618	Cu	19,8				ug/g	EEA Urama	1	30	Coleta Palache	1	U. A. Prat (1998)
619	Cu	22,9				ug/g	EEA Urama	1	40	Coleta Palache	1	U. A. Prat (1998)
620	Cu	28				ug/g	EEA Urama	1	33	Coleta Palache	1	U. A. Prat (1998)
621	Cu	33,7				ug/g	EEA Urama	1	40	Coleta Palache	1	U. A. Prat (1998)
622	Cu	21				ug/g	EEA Urama	1	22	Coleta Palache	1	U. A. Prat (1998)
623	Cu	15,7				ug/g	EEA Urama	1	32	Coleta Palache	1	U. A. Prat (1998)
624	Cu	11				ug/g	EEA Urama	1	13	Coleta Palache	1	U. A. Prat (1998)
625	Cu	8,8				ug/g	EEA Urama	1	21	Coleta Palache	1	U. A. Prat (1998)
626	Cu	23,5				ug/g	EEA Urama	1	30	Coleta Palache	1	U. A. Prat (1998)
627	Cu	3,1				ug/g	EEA Urama	1	15	Coleta Palache	1	U. A. Prat (1998)
628	Cu	10,4				ug/g	EEA Urama	1	23	Coleta Palache	1	U. A. Prat (1998)
629	Cu	34,5				ug/g	EEA Urama	1	34	Coleta Palache	1	U. A. Prat (1998)
630	Cu	11				ug/g	EEA Urama	1	26	Coleta Palache	1	U. A. Prat (1998)
631	Cu	10,2				ug/g	EEA Urama	1	32	Coleta Palache	1	U. A. Prat (1998)
632	Cu	7,1				ug/g	EEA Urama	1	17	Coleta Palache	1	U. A. Prat (1998)
633	Cu	9,8				ug/g	EEA Urama	1	31	Coleta Palache	1	U. A. Prat (1998)
634	Cu	1996				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
635	Cu	1132				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
636	Cu	1589				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
637	Cu	1529				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
638	Cu	1436				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
639	Cu	1714				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
640	Cu	1842				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
641	Cu	1882				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
642	Cu	123,8				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
643	Cu	174				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
644	Cu	162,9				ppm	EEA Urama Aire/Acetileno	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
645	Cu	13,8				mg/kg	EEA Urama	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
646	Cu	19,7				mg/kg	EEA Urama	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
647	Cu	21,3				mg/kg	EEA Urama	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
648	Cu	30,5				mg/kg	EEA Urama	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
649	Cu	17,6				mg/kg	EEA Urama	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
650	Cu	11,5				mg/kg	EEA Urama	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
651	Cu	24,89				mg/kg	EEA Urama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
652	Cu	27,94				mg/kg	EEA Urama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
653	Cu	32,86				mg/kg	EEA Urama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
654	Cu	27,96				mg/kg	EEA Urama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
655	Cu	27,84				mg/kg	EEA Urama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
656	Cu	33,37				mg/kg	EEA Urama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
657	Cu	35,3				mg/kg	EEA Urama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
658	Cu	35,6				mg/kg	EEA Urama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
659	Cu	34,67				mg/kg	EEA Urama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
660	Cu	30,58				mg/kg	EEA Urama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
661	Cu	30,84				mg/kg	EEA Urama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
662	Cu	31,3				mg/kg	EEA Urama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
663	Cu		94,9	61,2	123,3	ug/g	Voltametría de Reducción Anódica	34		Calela Coloso, Antofagasta	2	Minera Escondida (2002)
664	Cu		119,8	49,9	138,3	ug/g	Voltametría de Reducción Anódica	35		Calela Coloso, Antofagasta	2	Minera Escondida (2002)
665	Cu		97,7	52,3	127,9	ug/g	Voltametría de Reducción Anódica	35		Calela Coloso, Antofagasta	2	Minera Escondida (2002)
666	Cu		88,14	49,22	191,3	ug/g	Voltametría de Reducción Anódica	35		Calela Coloso, Antofagasta	2	Minera Escondida (2002)
667	Cu		69,6	45,74	137,5	ug/g	Voltametría de Reducción Anódica	35		Calela Coloso, Antofagasta	2	Minera Escondida (2002)
668	Cu		83,51	49	152,1	ug/g	Voltametría de Reducción Anódica	35		Calela Coloso, Antofagasta	2	Minera Escondida (2002)
669	Cu		89,51	55,12	178,1	ug/g	Voltametría de Reducción Anódica	35		Calela Coloso, Antofagasta	2	Minera Escondida (2002)
670	Cu		69,19	44,4	136,1	ug/g	Voltametría de Reducción Anódica	37		Calela Coloso, Antofagasta	2	Minera Escondida (2002)
671	Cu		84,68	50,67	121,08	ug/g	Voltametría de Reducción Anódica	25		Calela Coloso, Antofagasta	2	Minera Escondida (2002)
672	Cu		70,67	38,33	94,58	ug/g	Voltametría de Reducción Anódica	24		Calela Coloso, Antofagasta	2	Minera Escondida (2002)



Reg	Analito	Valor	Promedio	Min	Máx	Unidad	Método	N° Mue	Prof	Lugar	Región	Autor
673	Cu		85,12	50,67	124,57	ug/g	Voltametría de Reducción Anódica	25		Calela Coloso, Antofagasta	2	Minera Escondida (2002)
674	Cu		83,56	53,43	125	ug/g	Voltametría de Reducción Anódica	25		Calela Coloso, Antofagasta	2	Minera Escondida (2002)
675	Cu		89,56	47,64	169,96	ug/g	Voltametría de Reducción Anódica	25		Calela Coloso, Antofagasta	2	Minera Escondida (2002)
676	Cu		80,44	50,2	103,86	ug/g	Voltametría de Reducción Anódica	25		Calela Coloso, Antofagasta	2	Minera Escondida (2002)
677	Cu		89,34	52,62	139,23	ug/g	Voltametría de Reducción Anódica	25		Calela Coloso, Antofagasta	2	Minera Escondida (2002)
678	Cu		76,1	54,37	113,5	ug/g	Voltametría de Reducción Anódica	25		Calela Coloso, Antofagasta	2	Minera Escondida (2002)
679	Cu		63,18	47,33	111,43	ug/g	Voltametría de Reducción Anódica	25		Calela Coloso, Antofagasta	2	Minera Escondida (2002)
680	Cu		71,2	44,42	123,19	ug/g	Voltametría de Reducción Anódica	25		Calela Coloso, Antofagasta	2	Minera Escondida (2002)
681	Cu		91,62	50,57	130,87	ug/g	Voltametría de Reducción Anódica	25		Calela Coloso, Antofagasta	2	Minera Escondida (2002)
682	Cu		85,01	55,84	118,35	ug/g	Voltametría de Reducción Anódica	17		Calela Coloso, Antofagasta	2	Minera Escondida (2002)
683	Cu		71,21	48,48	105,27	ug/g	Voltametría de Reducción Anódica	17		Calela Coloso, Antofagasta	2	Minera Escondida (2002)
684	Cu	<2				mg/kg		1	14	Punta Patache	1	Dames & Moore (1996)
685	Cu	<2				mg/kg		1	14	Punta Patache	1	Dames & Moore (1996)
686	Cu	<2				mg/kg		1	14	Punta Patache	1	Dames & Moore (1996)
687	Cu	<2				mg/kg		1	18	Punta Patache	1	Dames & Moore (1996)
688	Cu	<2				mg/kg		1	18	Punta Patache	1	Dames & Moore (1996)
689	Cu	<2				mg/kg		1	18	Punta Patache	1	Dames & Moore (1996)
690	Cu	<2				mg/kg		1	20	Punta Patache	1	Dames & Moore (1996)
691	Cu	<2				mg/kg		1	20	Punta Patache	1	Dames & Moore (1996)
692	Cu	<2				mg/kg		1	20	Punta Patache	1	Dames & Moore (1996)
693	Cu	<2				mg/kg		1	18	Punta Patache	1	Dames & Moore (1996)
694	Cu	<2				mg/kg		1	18	Punta Patache	1	Dames & Moore (1996)
695	Cu	<2				mg/kg		1	18	Punta Patache	1	Dames & Moore (1996)
696	Cu	<2				mg/kg		1	17	Punta Patache	1	Dames & Moore (1996)
697	Cu	<2				mg/kg		1	17	Punta Patache	1	Dames & Moore (1996)
698	Cu	<2				mg/kg		1	17	Punta Patache	1	Dames & Moore (1996)
699	Cu	11,8				ppm EEA		1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
700	Cu	85,73				ppm EEA		1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
701	Cu	12,55				ppm EEA		1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
702	Cu	73,45				ppm EEA		1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
703	Cu	72,14				ppm EEA		1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
704	Cu	46,36				ppm EEA		1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
705	Cu	13,45				ppm EEA		1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
706	HAP	0,077				ug/g		1	17,7	Ba. Quintero	5	Ingemar (1997)
707	HAP	0,081				ug/g		1	17	Ba. Quintero	5	Ingemar (1997)
708	HAP	<2				mg/kg CG		1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
709	HAP	<2				mg/kg CG		1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
710	HAP	<2				mg/kg CG		1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
711	HAP	<2				mg/kg CG		1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
712	HAP	<2				mg/kg CG		1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
713	HAP	<2				mg/kg CG		1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
714	Hg		0,14			ug/g EEA		5		Calela Coloso	2	Ahumada (1995)
715	Hg		0,11			ug/g EEA		31		Calela Coloso	2	Ahumada (1995)
716	Hg		0,07			ug/g EEA		32		Calela Coloso	2	Ahumada (1995)
717	Hg		0,06			ug/g EEA		34		Calela Coloso	2	Ahumada (1995)
718	Hg		0,06			ug/g EEA		34		Calela Coloso	2	Ahumada (1995)
719	Hg		0,08			ug/g EEA		35		Calela Coloso	2	Ahumada (1995)
720	Hg	0,36				ppm EAA Vapores Frios		1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
721	Hg	0,11				ppm EAA Vapores Frios		1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
722	Hg	0,12				ppm EAA Vapores Frios		1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
723	Hg	0,14				ppm EAA Vapores Frios		1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
724	Hg	0,13				ppm EAA Vapores Frios		1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
725	Hg	0,18				ppm EAA Vapores Frios		1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
726	Hg	0,2				ppm EAA Vapores Frios		1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
727	Hg	0,11				ppm EAA Vapores Frios		1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
728	Hg	0,09				ppm EAA Vapores Frios		1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
729	Hg	0,37				ppm EAA Vapores Frios		1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
730	Hg	0,37				ppm EAA Vapores Frios		1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
731	Hg	0,35				ppm EAA Vapores Frios		1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
732	Hg	0,34				ppm EAA Vapores Frios		1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
733	Hg	0,49				ppm EAA Vapores Frios		1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
734	Hg	0,37				ppm EAA Vapores Frios		1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
735	Hg	0,39				ppm EAA Vapores Frios		1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
736	Hg	0,17				ppm EAA Vapores Frios		1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
737	Hg	0,46				ppm EAA Vapores Frios		1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
738	Hg	0,1				ppm EAA Vapores Frios		1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
739	Hg	0,12				ppm EAA Vapores Frios		1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
740	Hg	0,26				ppm EAA Vapores Frios		1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
741	Hg	<0,01				ppm EAA Vapores Frios		1		Ba. Columo	8	UCONCE (1985)
742	Hg	<0,01				ppm EAA Vapores Frios		1		Desemb. Rio Andafén	8	UCONCE (1985)
743	Hg	0,02				ppm EAA Vapores Frios		1		El Morro	8	UCONCE (1985)
744	Hg	0,24				ppm EAA Vapores Frios		1		Talcahuano	8	UCONCE (1985)
745	Hg		0,15			ppm				Ba. Concepción	8	UCONCE (1980)
746	Hg		0,36			ppm				Ba. San Vicente	8	UCONCE (1980)
747	Hg		0,25			ppm				Golfo de Arauco	8	UCONCE (1980)
748	Hg	0,1				mg/kg EAA sin llama		1		Desemb. Est. Lengua	8	Hoffman (1978)
749	Hg	1,79				mg/kg EAA sin llama		1		Desemb. Est. Lengua	8	Hoffman (1978)
750	Hg	0,13				mg/kg EAA sin llama		1		Desemb. Est. Lengua	8	Hoffman (1978)
751	Hg	0,23				mg/kg EAA sin llama		1		Desemb. Est. Lengua	8	Hoffman (1978)
752	Hg	0,11				mg/kg EAA sin llama		1		Desemb. Est. Lengua	8	Hoffman (1978)
753	Hg	0,042				mg/kg EAA sin llama		1		Desemb. Est. Lengua	8	Hoffman (1978)
754	Hg	0,115				mg/kg EAA sin llama		1		Desemb. Est. Lengua	8	Hoffman (1978)
755	Hg	0,082				mg/kg EAA sin llama		1		Desemb. Est. Lengua	8	Hoffman (1978)
756	Hg	0,051				mg/kg EAA sin llama		1		Desemb. Est. Lengua	8	Hoffman (1978)
757	Hg	0,046				mg/kg EAA sin llama		1		Desemb. Est. Lengua	8	Hoffman (1978)
758	Hg	0,021				mg/kg EAA sin llama		1		Desemb. Est. Lengua	8	Hoffman (1978)
759	Hg	0,107				mg/kg EAA sin llama		1		Desemb. Est. Lengua	8	Hoffman (1978)
760	Hg	0,047				mg/kg EAA sin llama		1		Desemb. Est. Lengua	8	Hoffman (1978)
761	Hg	0,026				mg/kg EAA sin llama		1		Desemb. Est. Lengua	8	Hoffman (1978)
762	Hg	0,026				mg/kg EAA sin llama		1		Desemb. Est. Lengua	10	Villalobos (1997)
763	Hg	0,84				ppm EEA Llama Ar/H		1		Iquique	1	Boré et al. (1987)
764	Hg	0,36				ppm EEA Llama Ar/H		1		Iquique	1	Boré et al. (1987)
765	Hg	1,14				ppm EEA Llama Ar/H		1		Iquique	1	Boré et al. (1987)
766	Hg	2,03				ppm EEA Llama Ar/H		1		Iquique	1	Boré et al. (1987)
767	Hg	1,46				ppm EEA Llama Ar/H		1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
768	Hg	1,35				ppm EEA Llama Ar/H		1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)



Reg	Análito	Valor	Promedio	Min	Máx	Unidad	Método	Nº Mue	Prof	Lugar	Región	Autor
769 Hg		0,33				ppm	EEA Ullama Ar/H	1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
770 Hg		0,81				ppm	EEA Ullama Ar/H	1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
771 Hg		1,45				ppm	EEA Ullama Ar/H	1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
772 Hg		2,08				ppm	EEA Ullama Ar/H	1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
773 Hg		0,81				ppm	EEA Ullama Ar/H	1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
774 Hg		0,56				ppm	EEA Ullama Ar/H	1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
775 Hg		1,22				ppm	EEA Ullama Ar/H	1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
776 Hg		1,13				ppm	EEA Ullama Ar/H	1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
777 Hg		1,09				ppm	EEA Ullama Ar/H	1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
778 Hg		1,17				ppm	EEA Ullama Ar/H	1		Pan de Azúcar, Caldera	3	Boré et al. (1987)
779 Hg		0,84				ppm	EEA Ullama Ar/H	1		Ba. La Herradura	4	Boré et al. (1987)
780 Hg		0,63				ppm	EEA Ullama Ar/H	1		Ba. La Herradura	4	Boré et al. (1987)
781 Hg		0,95				ppm	EEA Ullama Ar/H	1		Ba. Coquimbo	4	Boré et al. (1987)
782 Hg		1,12				ppm	EEA Ullama Ar/H	1		Ba. Coquimbo	4	Boré et al. (1987)
783 Hg		0,93				ppm	EEA Ullama Ar/H	1		Ba. Los Choros	4	Boré et al. (1987)
784 Hg			4,2			mg/kg	EEA Vapores frios	3		Calela Palache	1	Geotécnica Consultores (1995)
785 Hg		12,2				ng/g	EEA Vapor Frio	1	30	Calela Palache	1	U. A. Prat (1998)
786 Hg		<5,0				ng/g	EEA Vapor Frio	1	40	Calela Palache	1	U. A. Prat (1998)
787 Hg		<5,0				ng/g	EEA Vapor Frio	1	33	Calela Palache	1	U. A. Prat (1998)
788 Hg		<5,0				ng/g	EEA Vapor Frio	1	40	Calela Palache	1	U. A. Prat (1998)
789 Hg		<5,0				ng/g	EEA Vapor Frio	1	22	Calela Palache	1	U. A. Prat (1998)
790 Hg		9,98				ng/g	EEA Vapor Frio	1	32	Calela Palache	1	U. A. Prat (1998)
791 Hg		<5,0				ng/g	EEA Vapor Frio	1	13	Calela Palache	1	U. A. Prat (1998)
792 Hg		<5,0				ng/g	EEA Vapor Frio	1	21	Calela Palache	1	U. A. Prat (1998)
793 Hg		<5,0				ng/g	EEA Vapor Frio	1	30	Calela Palache	1	U. A. Prat (1998)
794 Hg		<5,0				ng/g	EEA Vapor Frio	1	15	Calela Palache	1	U. A. Prat (1998)
795 Hg		<5,0				ng/g	EEA Vapor Frio	1	23	Calela Palache	1	U. A. Prat (1998)
796 Hg		5				ng/g	EEA Vapor Frio	1	34	Calela Palache	1	U. A. Prat (1998)
797 Hg		<5,0				ng/g	EEA Vapor Frio	1	26	Calela Palache	1	U. A. Prat (1998)
798 Hg		<5,0				ng/g	EEA Vapor Frio	1	32	Calela Palache	1	U. A. Prat (1998)
799 Hg		<5,0				ng/g	EEA Vapor Frio	1	17	Calela Palache	1	U. A. Prat (1998)
800 Hg		<5,0				ng/g	EEA Vapor Frio	1	31	Calela Palache	1	U. A. Prat (1998)
801 Hg		<0,1				ug/g	EEA Vapor Frio	1	30	Calela Palache	1	U. A. Prat (1998)
802 Hg		<0,1				ug/g	EEA Vapor Frio	1	40	Calela Palache	1	U. A. Prat (1998)
803 Hg		<0,1				ug/g	EEA Vapor Frio	1	33	Calela Palache	1	U. A. Prat (1998)
804 Hg		<0,1				ug/g	EEA Vapor Frio	1	40	Calela Palache	1	U. A. Prat (1998)
805 Hg		<0,1				ug/g	EEA Vapor Frio	1	22	Calela Palache	1	U. A. Prat (1998)
806 Hg		<0,1				ug/g	EEA Vapor Frio	1	32	Calela Palache	1	U. A. Prat (1998)
807 Hg		<0,1				ug/g	EEA Vapor Frio	1	13	Calela Palache	1	U. A. Prat (1998)
808 Hg		<0,1				ug/g	EEA Vapor Frio	1	21	Calela Palache	1	U. A. Prat (1998)
809 Hg		<0,1				ug/g	EEA Vapor Frio	1	30	Calela Palache	1	U. A. Prat (1998)
810 Hg		<0,1				ug/g	EEA Vapor Frio	1	15	Calela Palache	1	U. A. Prat (1998)
811 Hg		<0,1				ug/g	EEA Vapor Frio	1	23	Calela Palache	1	U. A. Prat (1998)
812 Hg		<0,1				ug/g	EEA Vapor Frio	1	34	Calela Palache	1	U. A. Prat (1998)
813 Hg		<0,1				ug/g	EEA Vapor Frio	1	26	Calela Palache	1	U. A. Prat (1998)
814 Hg		<0,1				ug/g	EEA Vapor Frio	1	32	Calela Palache	1	U. A. Prat (1998)
815 Hg		<0,1				ug/g	EEA Vapor Frio	1	17	Calela Palache	1	U. A. Prat (1998)
816 Hg		<0,1				ug/g	EEA Vapor Frio	1	31	Calela Palache	1	U. A. Prat (1998)
817 Hg		0,089				ppm	EEA Vapores frios	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
818 Hg		0,081				ppm	EEA Vapores frios	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
819 Hg		0,123				ppm	EEA Vapores frios	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
820 Hg		0,092				ppm	EEA Vapores frios	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
821 Hg		0,14				ppm	EEA Vapores frios	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
822 Hg		0,063				ppm	EEA Vapores frios	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
823 Hg		0,067				ppm	EEA Vapores frios	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
824 Hg		0,078				ppm	EEA Vapores frios	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
825 Hg		0,251				ppm	EEA Vapores frios	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
826 Hg		0,226				ppm	EEA Vapores frios	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
827 Hg		0,235				ppm	EEA Vapores frios	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
828 Hg		<0,001				mg/kg	EEA Ullama	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
829 Hg		<0,001				mg/kg	EEA Ullama	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
830 Hg		<0,001				mg/kg	EEA Ullama	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
831 Hg		<0,001				mg/kg	EEA Ullama	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
832 Hg		<0,001				mg/kg	EEA Ullama	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
833 Hg		0,13				mg/kg	EEA Ullama	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
834 Hg		0,036				ppm	EEA	1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
835 Hg		0,147				ppm	EEA	1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
836 Hg		<0,014				ppm	EEA	1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
837 Hg		0,18				ppm	EEA	1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
838 Hg		0,154				ppm	EEA	1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
839 Hg		0,122				ppm	EEA	1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
840 Hg		0,043				ppm	EEA	1		Las Losas, Huasco	3	TESAM (1999)
841 HT		78,5				ug/g	CG	1		Seno Indio	12	Lecaros et al. (1991)
842 HT		59,4				ug/g	CG	1		Seno Indio	12	Lecaros et al. (1991)
843 HT		24,6				ug/g	CG	1		Seno Canoa	12	Lecaros et al. (1991)
844 HT		44,8				ug/g	CG	1		Punta Davis	12	Lecaros et al. (1991)
845 HT		50,4				ug/g	CG	1		Punta Davis	12	Lecaros et al. (1991)
846 HT		26,4				ug/g	CG	1		Ba. Lewis	12	Lecaros et al. (1991)
847 HT		29,3				ug/g	CG	1		Ba. Lewis	12	Lecaros et al. (1991)
848 HT		24,9				ug/g	CG	1		Canal Abra 1	12	Lecaros et al. (1991)
849 HT		35,5				ug/g	CG	1		Canal Abra 1	12	Lecaros et al. (1991)
850 HT		34,6				ug/g	CG	1		Canal Abra 2	12	Lecaros et al. (1991)
851 HT		6,5				ug/g	CG	1		Canal Abra 2	12	Lecaros et al. (1991)
852 HT		22,8				ug/g	CG	1		Estrecho Las Nieves	12	Lecaros et al. (1991)
853 HT		23,3				ug/g	CG	1		Estrecho Las Nieves	12	Lecaros et al. (1991)
854 HT		0,33				mg/kg		1		Playa El Lenguado, Antofagasta	2	Dames & Moore (1998)
855 HT		0,686				mg/kg		1		Playa El Lenguado, Antofagasta	2	Dames & Moore (1998)
856 HT		0,947				mg/kg		1		Playa El Lenguado, Antofagasta	2	Dames & Moore (1998)
857 HT		0,982				mg/kg		1		Playa El Lenguado, Antofagasta	2	Dames & Moore (1998)
858 HT		0,4				mg/kg		1		Playa El Lenguado, Antofagasta	2	Dames & Moore (1998)
859 HT		0,0256				mg/kg		1		Playa El Lenguado, Antofagasta	2	Dames & Moore (1998)
860 HT		3				mg/kg	Gravimetría	1		Rada Pelicano, E. Magallanes	12	Dames & Moore (1997)
861 HT		74				mg/kg	Gravimetría	1		Rada Pelicano, E. Magallanes	12	Dames & Moore (1997)
862 HT		27				mg/kg	Gravimetría	1		Rada Pelicano, E. Magallanes	12	Dames & Moore (1997)
863 HT		17				mg/kg	Gravimetría	1		Rada Pelicano, E. Magallanes	12	Dames & Moore (1997)
864 HT		45				mg/kg	Gravimetría	1		Rada Pelicano, E. Magallanes	12	Dames & Moore (1997)





Reg	Analito	Valor	Promedio	Mín	Máx	Unidad	Método	N° Mue	Prof	Lugar	Región	Autor
865 HT		64				mg/kg	Gravimetría	1		Rada Pelicano, E. Magallanes	12	Dames & Moore (1997)
866 HT		38				mg/kg	Gravimetría	1		Rada Pelicano, E. Magallanes	12	Dames & Moore (1997)
867 HT		53				mg/kg	Gravimetría	1		Rada Pelicano, E. Magallanes	12	Dames & Moore (1997)
868 HT		64				mg/kg	Gravimetría	1		Rada Pelicano, E. Magallanes	12	Dames & Moore (1997)
869 HT		28				mg/kg	Gravimetría	1		Rada Pelicano, E. Magallanes	12	Dames & Moore (1997)
870 HT		16				mg/kg	Gravimetría	1		Rada Pelicano, E. Magallanes	12	Dames & Moore (1997)
871 HT		24				mg/kg	Gravimetría	1		Rada Pelicano, E. Magallanes	12	Dames & Moore (1997)
872 HT		3,91				ppm	Fluorimetría	1		Ba. Quintero	5	Ingemar (1998)
873 HT		3,39				ppm	Fluorimetría	1		Ba. Quintero	5	Ingemar (1998)
874 HT		2,35				ppm	Fluorimetría	1		Ba. Quintero	5	Ingemar (1998)
875 HT		2,45				ppm	Fluorimetría	1		Ba. Quintero	5	Ingemar (1998)
876 HT		1,39				ppm	Fluorimetría	1		Ba. Quintero	5	Ingemar (1998)
877 HT		7,13				ppm	Fluorimetría	1		Ba. Quintero	5	Ingemar (1998)
878 HT		2,58				ppm	Fluorimetría	1		Ba. Quintero	5	Ingemar (1998)
879 HT		6,77				mg/kg	IOCARIBE (1980) y IOC (1982)	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
880 HT		7,89				mg/kg	IOCARIBE (1980) y IOC (1982)	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
881 HT		10,5				mg/kg	IOCARIBE (1980) y IOC (1982)	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
882 HT		5,79				mg/kg	IOCARIBE (1980) y IOC (1982)	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
883 HT		6,15				mg/kg	IOCARIBE (1980) y IOC (1982)	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
884 HT		8,29				mg/kg	IOCARIBE (1980) y IOC (1982)	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
885 HT		8,66				mg/kg	IOCARIBE (1980) y IOC (1982)	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
886 HT		10,76				mg/kg	IOCARIBE (1980) y IOC (1982)	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
887 HT		7,41				mg/kg	IOCARIBE (1980) y IOC (1982)	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
888 HT		9,21				mg/kg	IOCARIBE (1980) y IOC (1982)	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
889 HT		8,41				mg/kg	IOCARIBE (1980) y IOC (1982)	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
890 HT		8,84				mg/kg	IOCARIBE (1980) y IOC (1982)	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
891 HT		0,007				mg/g		1		14 Punta Patache	1	Dames & Moore (1996)
892 HT		0,005				mg/g		1		14 Punta Patache	1	Dames & Moore (1996)
893 HT		0,006				mg/g		1		14 Punta Patache	1	Dames & Moore (1996)
894 HT		0,007				mg/g		1		18 Punta Patache	1	Dames & Moore (1996)
895 HT		0,005				mg/g		1		18 Punta Patache	1	Dames & Moore (1996)
896 HT		0,009				mg/g		1		18 Punta Patache	1	Dames & Moore (1996)
897 HT		0,001				mg/g		1		20 Punta Patache	1	Dames & Moore (1996)
898 HT		0,004				mg/g		1		20 Punta Patache	1	Dames & Moore (1996)
899 HT		0,002				mg/g		1		20 Punta Patache	1	Dames & Moore (1996)
900 HT		0,002				mg/g		1		18 Punta Patache	1	Dames & Moore (1996)
901 HT		0,003				mg/g		1		18 Punta Patache	1	Dames & Moore (1996)
902 HT		0,005				mg/g		1		18 Punta Patache	1	Dames & Moore (1996)
903 HT		0,006				mg/g		1		17 Punta Patache	1	Dames & Moore (1996)
904 HT		0,006				mg/g		1		17 Punta Patache	1	Dames & Moore (1996)
905 HT		0,005				mg/g		1		17 Punta Patache	1	Dames & Moore (1996)
906 HT		6,62				mg/kg	Gravimetría	1		Ba. Quintero	5	INGEMAR (2001)
907 HT		0,507				mg/kg	Gravimetría	1		Ba. Quintero	5	INGEMAR (2001)
908 HT		0,734				mg/kg	Gravimetría	1		Ba. Quintero	5	INGEMAR (2001)
909 HT		1,17				mg/kg	Gravimetría	1		Ba. Quintero	5	INGEMAR (2001)
910 HT		19,9				mg/kg	Gravimetría	1		Ba. Quintero	5	INGEMAR (2001)
911 HT		7,07				mg/kg	Gravimetría	1		Ba. Quintero	5	INGEMAR (2001)
912 HT			130,15			mg/kg				Puerto Barquillo, Chaitral	3	INGEMAR (1996) in INGEMAR (2001)
913 HT			6482			mg/kg				Puerto de Iquique	1	DOPPLER (1996) in INGEMAR (2001)
914 HT			653,62			mg/kg				Puerto de Anica	1	INGEMAR (1996) in INGEMAR (2001)
915 HT			39,9			mg/kg				Sitio 10, Pto. Valparaíso	5	INGEMAR (1996) in INGEMAR (2001)
916 N Org			0,16	0,03	0,34	%	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	18		P. Montaña Leg. Sn Rafael	10-11	Silva et al. (1998)
917 N Org			0,05	0,01	0,12	%	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	15		P. Montaña Leg. Sn Rafael	10-11	Silva et al. (1998)
918 N Org			0,19	0	0,41	%	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	30		P. Montaña Leg. Sn Rafael	10-11	Silva et al. (1998)
919 N Org			0,04	0	0,08	%	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	11		P. Montaña Leg. Sn Rafael	10-11	Silva et al. (1998)
920 N Org		72,2				ug at/g	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1		382 Canal Baker	11	Ahumada et al. (1996)
921 N Org		86,5				ug at/g	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1		710 Canal Baker	11	Ahumada et al. (1996)
922 N Org		46				ug at/g	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1		1066 Canal Baker	11	Ahumada et al. (1996)
923 N Org		30,7				ug at/g	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1		261 Seno Eyre	11	Ahumada et al. (1996)
924 N Org		34,5				ug at/g	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1		585 Seno Eyre	11	Ahumada et al. (1996)
925 N Org		58,8				ug at/g	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1		166 Seno Falcon	11	Ahumada et al. (1996)
926 N Org		49,8				ug at/g	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1		363 Seno Falcon	11	Ahumada et al. (1996)
927 N Org		48,1				ug at/g	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1		300 Seno Penguin	11	Ahumada et al. (1996)
928 N Org		60,5				ug at/g	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1		497 Seno Penguin	11	Ahumada et al. (1996)
929 N Org		43,4				ug at/g	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1		167 Seno Europa	11	Ahumada et al. (1996)
930 N Org		97,2				ug at/g	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1		453 Seno Europa	11	Ahumada et al. (1996)
931 N Org		23				ug at/g	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1		204 Fiordo Peel	11	Ahumada et al. (1996)
932 N Org		53,2				ug at/g	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1		226 Fiordo Peel	11	Ahumada et al. (1996)
933 N Org		71,5				ug at/g	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1		150 Fiordo Amalia	11	Ahumada et al. (1996)
934 N Org		132,2				ug at/g	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1		684 C. Massier	11	Ahumada et al. (1996)
935 N Org		36,8				ug at/g	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1		348 C. Hamnick	11	Ahumada et al. (1996)
936 N Org		89,3				ug at/g	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1		367 A. Inglesa	11	Ahumada et al. (1996)
937 N Org		187,8				ug at/g	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1		161 Paso del Indio	11	Ahumada et al. (1996)
938 N Org		100,9				ug at/g	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1		236 C. Escape	11	Ahumada et al. (1996)
939 N Org		53,7				ug at/g	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1		527 C. Icy	11	Ahumada et al. (1996)
940 N Org		0,34				%	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
941 N Org		0,34				%	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
942 N Org		0,13				%	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
943 N Org		0,13				%	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
944 N Org		0,24				%	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
945 N Org		0,27				%	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
946 N Org		0,33				%	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
947 N Org		0,15				%	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
948 N Org		0,11				%	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
949 N Org		0,06				%	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
950 N Org		0,29				%	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
951 N Org		0,08				%	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
952 N Org		0,22				%	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
953 N Org		0,03				%	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
954 N Org		0,2				%	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
955 N Org		0,04				%	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
956 N Org		0,04				%	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
957 N Org		0,27				%	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
958 N Org		0,02				%	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
959 N Org		0,05				%	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
960 N Org		0,05				%	Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)



Reg	Análito	Valor	Promedio	Min	Máx	Unidad	Método	N° Mue	Prof	Lugar	Región	Autor
961	N Org	0,04				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
962	N Org	0,01				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
963	N Org	0,12				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
964	N Org	0,02				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
965	N Org	0,06				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
966	N Org	0,02				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
967	N Org	0,06				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
968	N Org	0,08				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
969	N Org	0,09				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
970	N Org	0,32				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
971	N Org	0,39				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
972	N Org	0,41				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
973	N Org	0,04				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
974	N Org	0,18				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
975	N Org	0				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
976	N Org	0,03				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
977	N Org	0				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
978	N Org	0,06				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
979	N Org	0,08				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
980	N Org	0,04				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
981	N Org	0,01				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
982	N Org	0,08				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
983	N Org	0,19				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
984	N Org	0,03				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
985	N Org	0,02				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
986	N Org	0,03				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
987	N Org	0,41				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
988	N Org	0,15				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
989	N Org	0,01				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
990	N Org	0,02				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
991	N Org	0,28				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
992	N Org	0,13				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
993	N Org	0,16				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
994	N Org	0,12				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
995	N Org	0,17				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
996	N Org	0,17				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
997	N Org	0,02				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
998	N Org	0,37				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
999	N Org	0,21				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
1000	N Org	0,2				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
1001	N Org	0,08				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
1002	N Org	0,1				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
1003	N Org	0,14				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
1004	N Org	0,21				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
1005	N Org	0,11				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
1006	N Org	0,38				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
1007	N Org	0,09				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
1008	N Org	0,33				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
1009	N Org	0,23				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
1010	N Org	0,02				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
1011	N Org	0,07				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
1012	N Org	0,06				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1			10-11	Maturana (1997)
1013	N Org	0,16				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	674		11-12	De Vidts (1998)
1014	N Org	0,1				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	735		11-12	De Vidts (1998)
1015	N Org	0,06				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	650		11-12	De Vidts (1998)
1016	N Org	0,05				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	894		11-12	De Vidts (1998)
1017	N Org	0,06				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	379		11-12	De Vidts (1998)
1018	N Org	0,06				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	298		11-12	De Vidts (1998)
1019	N Org	0,06				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	318		11-12	De Vidts (1998)
1020	N Org	0,04				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	94		11-12	De Vidts (1998)
1021	N Org	0,01				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	214		11-12	De Vidts (1998)
1022	N Org	0,01				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	278		11-12	De Vidts (1998)
1023	N Org	0,02				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	158		11-12	De Vidts (1998)
1024	N Org	0,07				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	290		11-12	De Vidts (1998)
1025	N Org	0,11				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	340		11-12	De Vidts (1998)
1026	N Org	0,03				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	135		11-12	De Vidts (1998)
1027	N Org	0,04				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	172		11-12	De Vidts (1998)
1028	N Org	0,07				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	538		11-12	De Vidts (1998)
1029	N Org	0,04				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	596		11-12	De Vidts (1998)
1030	N Org	0,03				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	275		11-12	De Vidts (1998)
1031	N Org	0,05				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	150		11-12	De Vidts (1998)
1032	N Org	0,07				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	175		11-12	De Vidts (1998)
1033	N Org	0,11				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	652		11-12	De Vidts (1998)
1034	N Org	0,08				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	373		11-12	De Vidts (1998)
1035	N Org	0,14				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	736		11-12	De Vidts (1998)
1036	N Org	0,09				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	350		11-12	De Vidts (1998)
1037	N Org	0,06				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	73		11-12	De Vidts (1998)
1038	N Org	0,2				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	323		11-12	De Vidts (1998)
1039	N Org	0,36				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	438		11-12	De Vidts (1998)
1040	N Org	0,42				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	532		11-12	De Vidts (1998)
1041	N Org	0,17				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	254		11-12	De Vidts (1998)
1042	N Org	0,33				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	615		11-12	De Vidts (1998)
1043	N Org	0,23				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	620		11-12	De Vidts (1998)
1044	N Org	0,23				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	410		11-12	De Vidts (1998)
1045	N Org	0,35				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	30		11-12	De Vidts (1998)
1046	N Org	0,23				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	25		11-12	De Vidts (1998)
1047	N Org	0,34				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	32		11-12	De Vidts (1998)
1048	N Org	0,13				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	73		11-12	De Vidts (1998)
1049	N Org	0,11				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	275		11-12	De Vidts (1998)
1050	N Org	0,08				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	136		11-12	De Vidts (1998)
1051	N Org	0,13				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	154		11-12	De Vidts (1998)
1052	N Org	0,08				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	238		11-12	De Vidts (1998)
1053	N Org	0,21				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	170		11-12	De Vidts (1998)
1054	N Org	0,21				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	319		11-12	De Vidts (1998)
1055	N Org	0,15				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	376		11-12	De Vidts (1998)
1056	N Org	0,45				%	Microkjeldahl (Walton, 1970)	1	175		11-12	De Vidts (1998)



Reg	Analito	Valor	Promedio	Mín	Máx	Unidad	Método	Nº Mue	Prof	Lugar	Región	Autor
1057	N Org	0,15					% Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1	230		11-12 De Vidta (1998)	
1058	N Org	0,19					% Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1	230		11-12 De Vidta (1998)	
1059	N Org	0,21					% Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1	876		11-12 De Vidta (1998)	
1060	N Org	0,23					% Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1	790		11-12 De Vidta (1998)	
1061	N Org	0,15					% Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1	390		11-12 De Vidta (1998)	
1062	N Org	0,16					% Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1	252		11-12 De Vidta (1998)	
1063	N Org	0,07					% Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1	254		11-12 De Vidta (1998)	
1064	N Org	0,08					% Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1	354		11-12 De Vidta (1998)	
1065	N Org	0,07					% Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1	165		11-12 De Vidta (1998)	
1066	N Org	0,01					% Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1	170		11-12 De Vidta (1998)	
1067	N Org	0,16					% Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1	392		11-12 De Vidta (1998)	
1068	N Org	0,24					% Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1	250		11-12 De Vidta (1998)	
1069	N Org	0,51					% Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1	295		11-12 De Vidta (1998)	
1070	N Org	0,49					% Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1	98		11-12 De Vidta (1998)	
1071	N Org	0,39					% Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1	630		11-12 De Vidta (1998)	
1072	N Org	0,04					% Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1	352		11-12 De Vidta (1998)	
1073	N Org	0,21					% Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1	550		11-12 De Vidta (1998)	
1074	N Org	0,12					% Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1	535		11-12 De Vidta (1998)	
1075	N Org	0,08					% Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1	92		11-12 De Vidta (1998)	
1076	N Org	0,03					% Microkjeldahl (Wallon, 1970)	1	20		11-12 De Vidta (1998)	
1077	Ni		24			ug/g	ICPIAES	4	207	Boca Seno Aysén	11 Ahumada (1998)	
1078	Ni		17,33			ug/g	ICPIAES	6	220	Sector medio Seno Aysén	11 Ahumada (1998)	
1079	Ni		15			ug/g	ICPIAES	4	137	Frío Desemb. Río Aysén	11 Ahumada (1998)	
1080	Ni		13,83			ug/g	ICPIAES	6	86	Cercanías Pto. Chacabuco	11 Ahumada (1998)	
1081	Ni		24			ppm	ICPIAES	9		Fiordo Eyre	11 Ahumada y Contreras (1999)	
1082	Ni		26,5			ppm	ICPIAES	10		Fiordo Penguin	11 Ahumada y Contreras (1999)	
1083	Ni		30			ppm	ICPIAES	14		Fiordo Europa	11 Ahumada y Contreras (1999)	
1084	Ni		30,8			ppm	ICPIAES	8		Fiordo U. Esperanza	11 Ahumada y Contreras (1999)	
1085	Ni		28			ppm	ICPIAES	41		Fiordos Campos Niejo Sur	11 Ahumada y Contreras (1999)	
1086	Ni		8			ppm	Voltametría Reducción Católica	5		Ba. Concepción	8 Camarero et al. (1993)	
1087	Ni	24				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8 Salameanca et al. (1988)	
1088	Ni	20				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8 Salameanca et al. (1988)	
1089	Ni	24				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8 Salameanca et al. (1988)	
1090	Ni	24,8				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8 Salameanca et al. (1988)	
1091	Ni	24				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8 Salameanca et al. (1988)	
1092	Ni	24				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8 Salameanca et al. (1988)	
1093	Ni	28				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8 Salameanca et al. (1988)	
1094	Ni	21				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8 Salameanca et al. (1988)	
1095	Ni	23,1				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8 Salameanca et al. (1988)	
1096	Ni	73,6				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	8 Salameanca et al. (1988)	
1097	Ni	50,6				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	8 Salameanca et al. (1988)	
1098	Ni	46,4				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	8 Salameanca et al. (1988)	
1099	Ni	40				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	8 Salameanca et al. (1988)	
1100	Ni	27,2				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	8 Salameanca et al. (1988)	
1101	Ni	36				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	8 Salameanca et al. (1988)	
1102	Ni	24				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	8 Salameanca et al. (1988)	
1103	Ni	24,8				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	8 Salameanca et al. (1988)	
1104	Ni	24,8				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	8 Salameanca et al. (1988)	
1105	Ni	9,6				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	8 Salameanca et al. (1988)	
1106	Ni	8,8				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	8 Salameanca et al. (1988)	
1107	Ni	12,8				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	8 Salameanca et al. (1988)	
1108	Ni		67,24	29,53	104,49	ug/g	EAA Urama Aire-Acetileno	12		Ba. San Vicente	8 Ahumada (1992)	
1109	Ni		23,72			ppm				Ba. Concepción	8 UCONCE (1980)	
1110	Ni		45,63			ppm				Ba. San Vicente	8 UCONCE (1980)	
1111	Ni		17,46			ppm				Golfo de Arauco	8 UCONCE (1980)	
1112	Ni	39,15				ppm	EAA Urama	1		Río Tomagatones	10 Villalobos (1997)	
1113	Ni	42,3				ppm	EAA Urama	1		Canelos, río Valdivia	10 Villalobos (1997)	
1114	Ni	4,34				ug/g		17,7		Ba. Quintero	5 Ingemar (1997)	
1115	Ni	7,38				ug/g		17		Ba. Quintero	5 Ingemar (1997)	
1116	P. tot	11,7				ug at/g	Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn	1	382	Canal Baker	11 Ahumada et al. (1996)	
1117	P. tot	14,4				ug at/g	Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn	1	710	Canal Baker	11 Ahumada et al. (1996)	
1118	P. tot	10,9				ug at/g	Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn	1	1066	Canal Baker	11 Ahumada et al. (1996)	
1119	P. tot	11,4				ug at/g	Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn	1	261	Seno Eyre	11 Ahumada et al. (1996)	
1120	P. tot	11,1				ug at/g	Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn	1	585	Seno Eyre	11 Ahumada et al. (1996)	
1121	P. tot	9,4				ug at/g	Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn	1	166	Seno Falcon	11 Ahumada et al. (1996)	
1122	P. tot	10,1				ug at/g	Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn	1	363	Seno Falcon	11 Ahumada et al. (1996)	
1123	P. tot	11,8				ug at/g	Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn	1	300	Seno Penguin	11 Ahumada et al. (1996)	
1124	P. tot	8,5				ug at/g	Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn	1	487	Seno Penguin	11 Ahumada et al. (1996)	
1125	P. tot	10				ug at/g	Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn	1	167	Seno Europa	11 Ahumada et al. (1996)	
1126	P. tot	10,2				ug at/g	Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn	1	453	Seno Europa	11 Ahumada et al. (1996)	
1127	P. tot	10,7				ug at/g	Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn	1	204	Fiordo Peel	11 Ahumada et al. (1996)	
1128	P. tot	18,5				ug at/g	Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn	1	226	Fiordo Peel	11 Ahumada et al. (1996)	
1129	P. tot	13,5				ug at/g	Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn	1	150	Fiordo Amalia	11 Ahumada et al. (1996)	
1130	P. tot	10,2				ug at/g	Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn	1	684	C. Mossier	11 Ahumada et al. (1996)	
1131	P. tot	11,1				ug at/g	Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn	1	348	C. Hamrick	11 Ahumada et al. (1996)	
1132	P. tot	12,3				ug at/g	Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn	1	367	A. Inglesa	11 Ahumada et al. (1996)	
1133	P. tot	16,2				ug at/g	Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn	1	161	Paso del indio	11 Ahumada et al. (1996)	
1134	P. tot	11,7				ug at/g	Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn	1	236	C. Escape	11 Ahumada et al. (1996)	
1135	P. tot	12,8				ug at/g	Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn	1	527	C. Icy	11 Ahumada et al. (1996)	
1136	P. tot	0,57				% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn					10-11 Maturana (1997)	
1137	P. tot	0,37				% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn					10-11 Maturana (1997)	
1138	P. tot	0,59				% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn					10-11 Maturana (1997)	
1139	P. tot	0,34				% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn					10-11 Maturana (1997)	
1140	P. tot	0,6				% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn					10-11 Maturana (1997)	
1141	P. tot	0,52				% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn					10-11 Maturana (1997)	
1142	P. tot	0,56				% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn					10-11 Maturana (1997)	
1143	P. tot	0,54				% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn					10-11 Maturana (1997)	
1144	P. tot	0,77				% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn					10-11 Maturana (1997)	
1145	P. tot	0,4				% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn					10-11 Maturana (1997)	
1146	P. tot	0,66				% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn					10-11 Maturana (1997)	
1147	P. tot	0,7				% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn					10-11 Maturana (1997)	
1148	P. tot	0,64				% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn					10-11 Maturana (1997)	
1149	P. tot	0,35				% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn					10-11 Maturana (1997)	
1150	P. tot	0,66				% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn					10-11 Maturana (1997)	
1151	P. tot	0,86				% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn					10-11 Maturana (1997)	
1152	P. tot	0,43				% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Stn					10-11 Maturana (1997)	



Reg	Analito	Valor	Promedio	Mín	Máx	Unidad	Método	Nº Mue	Prof	Lugar	Región	Autor
1153	P. tot	0,65					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1154	P. tot	0,46					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1155	P. tot	0,4					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1156	P. tot	0,37					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1157	P. tot	0,45					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1158	P. tot	0,57					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1159	P. tot	0,55					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1160	P. tot	0,61					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1161	P. tot	0,37					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1162	P. tot	0,35					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1163	P. tot	0,48					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1164	P. tot	0,43					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1165	P. tot	0,39					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1166	P. tot	0,7					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1167	P. tot	0,62					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1168	P. tot	0,72					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1169	P. tot	0,34					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1170	P. tot	1,27					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1171	P. tot	0,31					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1172	P. tot	0,49					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1173	P. tot	0,41					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1174	P. tot	0,75					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1175	P. tot	0,79					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1176	P. tot	0,81					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1177	P. tot	0,58					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1178	P. tot	0,76					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1179	P. tot	0,91					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1180	P. tot	0,87					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1181	P. tot	0,51					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1182	P. tot	0,72					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1183	P. tot	0,35					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1184	P. tot	0,66					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1185	P. tot	0,28					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1186	P. tot						% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1187	P. tot	0,19					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1188	P. tot	0,55					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1189	P. tot	0,38					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1190	P. tot	0,41					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1191	P. tot	0,47					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1192	P. tot	1,13					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1193	P. tot	1,18					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1194	P. tot	0,42					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1195	P. tot	0,84					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1196	P. tot	0,85					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1197	P. tot	0,57					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1198	P. tot	0,53					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1199	P. tot	0,94					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1200	P. tot	0,83					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1201	P. tot	1,13					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1202	P. tot	0,59					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1203	P. tot	0,77					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1204	P. tot	0,38					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1205	P. tot	1,44					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1206	P. tot	0,53					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1207	P. tot	0,33					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1208	P. tot	0,42					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1209	P. tot	0,53					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			10-11	Maturana (1997)
1210	P. tot	0,07					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1			11-12	De Vidts (1998)
1211	P. tot	0,07					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	574		11-12	De Vidts (1998)
1212	P. tot	0,09					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	735		11-12	De Vidts (1998)
1213	P. tot	0,05					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	650		11-12	De Vidts (1998)
1214	P. tot	0,07					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	994		11-12	De Vidts (1998)
1215	P. tot	0,06					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	379		11-12	De Vidts (1998)
1216	P. tot	0,08					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	298		11-12	De Vidts (1998)
1217	P. tot	0,09					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	318		11-12	De Vidts (1998)
1218	P. tot	0,04					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	94		11-12	De Vidts (1998)
1219	P. tot	0,09					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	214		11-12	De Vidts (1998)
1220	P. tot	0,1					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	278		11-12	De Vidts (1998)
1221	P. tot	0,05					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	158		11-12	De Vidts (1998)
1222	P. tot	0,08					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	290		11-12	De Vidts (1998)
1223	P. tot	0,11					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	340		11-12	De Vidts (1998)
1224	P. tot	0,09					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	135		11-12	De Vidts (1998)
1225	P. tot	0,07					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	172		11-12	De Vidts (1998)
1226	P. tot	0,06					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	538		11-12	De Vidts (1998)
1227	P. tot	0,08					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	596		11-12	De Vidts (1998)
1228	P. tot	0,07					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	275		11-12	De Vidts (1998)
1229	P. tot	0,07					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	150		11-12	De Vidts (1998)
1230	P. tot	0,07					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	175		11-12	De Vidts (1998)
1231	P. tot	0,06					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	652		11-12	De Vidts (1998)
1232	P. tot	0,09					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	373		11-12	De Vidts (1998)
1233	P. tot	0,06					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	736		11-12	De Vidts (1998)
1234	P. tot	0,06					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	350		11-12	De Vidts (1998)
1235	P. tot	0,1					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	73		11-12	De Vidts (1998)
1236	P. tot	0,07					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	323		11-12	De Vidts (1998)
1237	P. tot	0,09					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	438		11-12	De Vidts (1998)
1238	P. tot	0,06					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	532		11-12	De Vidts (1998)
1239	P. tot	0,07					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	254		11-12	De Vidts (1998)
1240	P. tot	0,08					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	615		11-12	De Vidts (1998)
1241	P. tot	0,08					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	620		11-12	De Vidts (1998)
1242	P. tot	0,1					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	410		11-12	De Vidts (1998)
1243	P. tot	0,06					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	30		11-12	De Vidts (1998)
1244	P. tot	0,09					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	25		11-12	De Vidts (1998)
1245	P. tot	0,11					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	32		11-12	De Vidts (1998)
1246	P. tot	0,06					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	73		11-12	De Vidts (1998)
1247	P. tot	0,07					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	275		11-12	De Vidts (1998)
1248	P. tot	0,08					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	136		11-12	De Vidts (1998)
							% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Str)	1	154		11-12	De Vidts (1998)



Reg	Analito	Valor	Promedio	Mín	Máx	Unidad	Método	N° Mue	Prof	Lugar	Región	Autor
1249	P. tot	0,07					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Sin	1	238		11-12 De Vidta (1998)	
1250	P. tot	0,07					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Sin	1	170		11-12 De Vidta (1998)	
1251	P. tot	0,07					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Sin	1	319		11-12 De Vidta (1998)	
1252	P. tot	0,12					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Sin	1	376		11-12 De Vidta (1998)	
1253	P. tot	0,16					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Sin	1	175		11-12 De Vidta (1998)	
1254	P. tot	0,06					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Sin	1	230		11-12 De Vidta (1998)	
1255	P. tot	0,06					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Sin	1	230		11-12 De Vidta (1998)	
1256	P. tot	0,13					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Sin	1	876		11-12 De Vidta (1998)	
1257	P. tot	0,08					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Sin	1	790		11-12 De Vidta (1998)	
1258	P. tot	0,08					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Sin	1	390		11-12 De Vidta (1998)	
1259	P. tot	0,09					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Sin	1	252		11-12 De Vidta (1998)	
1260	P. tot	0,1					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Sin	1	254		11-12 De Vidta (1998)	
1261	P. tot	0,1					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Sin	1	354		11-12 De Vidta (1998)	
1262	P. tot	0,09					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Sin	1	165		11-12 De Vidta (1998)	
1263	P. tot	0,04					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Sin	1	170		11-12 De Vidta (1998)	
1264	P. tot	0,08					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Sin	1	392		11-12 De Vidta (1998)	
1265	P. tot	0,1					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Sin	1	250		11-12 De Vidta (1998)	
1266	P. tot	0,09					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Sin	1	296		11-12 De Vidta (1998)	
1267	P. tot	0,07					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Sin	1	98		11-12 De Vidta (1998)	
1268	P. tot	0,08					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Sin	1	630		11-12 De Vidta (1998)	
1269	P. tot	0,03					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Sin	1	352		11-12 De Vidta (1998)	
1270	P. tot	0,1					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Sin	1	560		11-12 De Vidta (1998)	
1271	P. tot	0,06					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Sin	1	535		11-12 De Vidta (1998)	
1272	P. tot	0,09					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Sin	1	92		11-12 De Vidta (1998)	
1273	P. tot	0,09					% Med. Espec. Compl. Fosfomol. (Sin	1	20		11-12 De Vidta (1998)	
1274	Pb		19,8			ug/g	EAA	5		Calela Coloso	2 Ahumada (1995)	
1275	Pb		10,71			ug/g	EAA	24		Calela Coloso	2 Ahumada (1995)	
1276	Pb		11,27			ug/g	EAA	30		Calela Coloso	2 Ahumada (1995)	
1277	Pb		8,14			ug/g	EAA	28		Calela Coloso	2 Ahumada (1995)	
1278	Pb		9,81			ug/g	EAA	27		Calela Coloso	2 Ahumada (1995)	
1279	Pb		7,73			ug/g	EAA	30		Calela Coloso	2 Ahumada (1995)	
1280	Pb		17,5			ug/g	KPIAES	4	207	Boca Seno Aysén	11 Ahumada (1998)	
1281	Pb		17,67			ug/g	KPIAES	6	220	Sector medio Seno Aysén	11 Ahumada (1998)	
1282	Pb		29,25			ug/g	KPIAES	4	137	Frante Desemb. Río Aysén	11 Ahumada (1998)	
1283	Pb		32,17			ug/g	KPIAES	6	86	Cercantes Pto. Chacabuco	11 Ahumada (1998)	
1284	Pb		26,2			ppm	KPIAES	9		Fiordo Eyre	11 Ahumada y Contreras (1999)	
1285	Pb		26,9			ppm	KPIAES	10		Fiordo Penguin	11 Ahumada y Contreras (1999)	
1286	Pb		29,3			ppm	KPIAES	14		Fiordo Europa	11 Ahumada y Contreras (1999)	
1287	Pb		26,9			ppm	KPIAES	8		Fiordo U. Esperanza	11 Ahumada y Contreras (1999)	
1288	Pb		27,6			ppm	KPIAES	41		Fiordos Campos Hielo Sur	11 Ahumada y Contreras (1999)	
1289	Pb			9,2	11,8	umol/kg	Voltametría Reducción Anódica			Lirquén	8 Hernández y Fernández (1995)	
1290	Pb			10,5	17,3	umol/kg	Voltametría Reducción Anódica			Lirquén	8 Hernández y Fernández (1995)	
1291	Pb			4,2	6	umol/kg	Voltametría Reducción Anódica			Lirquén	8 Hernández y Fernández (1995)	
1292	Pb			5,6	7,7	umol/kg	Voltametría Reducción Anódica			Lirquén	8 Hernández y Fernández (1995)	
1293	Pb			10,2	10,9	umol/kg	Voltametría Reducción Anódica			Lirquén	8 Hernández y Fernández (1995)	
1294	Pb			51,6	53,3	umol/kg	Voltametría Reducción Anódica			Lirquén	8 Hernández y Fernández (1995)	
1295	Pb			8,7	12,6	umol/kg	Voltametría Reducción Anódica			Lirquén	8 Hernández y Fernández (1995)	
1296	Pb			26,1	31,8	umol/kg	Voltametría Reducción Anódica			Lirquén	8 Hernández y Fernández (1995)	
1297	Pb			38,1	45,4	umol/kg	Voltametría Reducción Anódica			Lirquén	8 Hernández y Fernández (1995)	
1298	Pb			27	29,9	umol/kg	Voltametría Reducción Anódica			Lirquén	8 Hernández y Fernández (1995)	
1299	Pb			21,1	31,6	ppm	Voltametría Reducción Anódica			Lirquén	8 Hernández y Fernández (1995)	
1300	Pb	74,2				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	6 Salameña et al. (1988)	
1301	Pb	42,8				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	6 Salameña et al. (1988)	
1302	Pb	20				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	6 Salameña et al. (1988)	
1303	Pb	31,4				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	6 Salameña et al. (1988)	
1304	Pb	40				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	6 Salameña et al. (1988)	
1305	Pb	51,3				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	6 Salameña et al. (1988)	
1306	Pb	51,4				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	6 Salameña et al. (1988)	
1307	Pb	20				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	6 Salameña et al. (1988)	
1308	Pb	30,2				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	6 Salameña et al. (1988)	
1309	Pb	11,4				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	6 Salameña et al. (1988)	
1310	Pb	11,4				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	6 Salameña et al. (1988)	
1311	Pb	10				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	6 Salameña et al. (1988)	
1312	Pb	11,4				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	6 Salameña et al. (1988)	
1313	Pb	14,3				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	6 Salameña et al. (1988)	
1314	Pb	45,6				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	6 Salameña et al. (1988)	
1315	Pb	22,4				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	6 Salameña et al. (1988)	
1316	Pb	8,6				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	6 Salameña et al. (1988)	
1317	Pb	20				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	6 Salameña et al. (1988)	
1318	Pb	8,6				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	6 Salameña et al. (1988)	
1319	Pb	8,6				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	6 Salameña et al. (1988)	
1320	Pb	20				ppm	EAA Urama Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	6 Salameña et al. (1988)	
1321	Pb		11,98	9	54,6	ug/g	EAA Urama Aire-Acetileno	12		Ba. San Vicente	8 Ahumada (1987)	
1322	Pb		40,14			ppm				Ba. Concepción	8 UCONCE (1980)	
1323	Pb		17,35			ppm				Ba. San Vicente	8 UCONCE (1980)	
1324	Pb		14,68			ppm				Golfo de Arauco	8 UCONCE (1980)	
1325	Pb	8,8				ppm	EAA Urama	1		Rio Tomagaleones	10 Vallabos (1997)	
1326	Pb	9,9				ppm	EAA Urama	1		Canelos, río Valdivia	10 Vallabos (1997)	
1327	Pb		0,04			mg/kg	EEA con generador de hidruos	3		Calela Palache	1 Geolónica Consultores (1995)	
1328	Pb	3,17				ug/g	EAA Urama	1	30	Calela Palache	1 U. A. Prat (1998)	
1329	Pb	<3,0				ug/g	EAA Urama	1	40	Calela Palache	1 U. A. Prat (1998)	
1330	Pb	<3,0				ug/g	EAA Urama	1	33	Calela Palache	1 U. A. Prat (1998)	
1331	Pb	<3,0				ug/g	EAA Urama	1	40	Calela Palache	1 U. A. Prat (1998)	
1332	Pb	<3,0				ug/g	EAA Urama	1	22	Calela Palache	1 U. A. Prat (1998)	
1333	Pb	<3,0				ug/g	EAA Urama	1	32	Calela Palache	1 U. A. Prat (1998)	
1334	Pb	<3,0				ug/g	EAA Urama	1	13	Calela Palache	1 U. A. Prat (1998)	
1335	Pb	<3,0				ug/g	EAA Urama	1	21	Calela Palache	1 U. A. Prat (1998)	
1336	Pb	<3,0				ug/g	EAA Urama	1	30	Calela Palache	1 U. A. Prat (1998)	
1337	Pb	3,9				ug/g	EAA Urama	1	15	Calela Palache	1 U. A. Prat (1998)	
1338	Pb	1,14				ug/g	EAA Urama	1	23	Calela Palache	1 U. A. Prat (1998)	
1339	Pb	<3,0				ug/g	EAA Urama	1	34	Calela Palache	1 U. A. Prat (1998)	
1340	Pb	<3,0				ug/g	EAA Urama	1	26	Calela Palache	1 U. A. Prat (1998)	
1341	Pb	3,38				ug/g	EAA Urama	1	32	Calela Palache	1 U. A. Prat (1998)	
1342	Pb	<3,0				ug/g	EAA Urama	1	17	Calela Palache	1 U. A. Prat (1998)	
1343	Pb	<3,0				ug/g	EAA Urama	1	31	Calela Palache	1 U. A. Prat (1998)	
1344	Pb	<1,0				ug/g	EAA Urama	1	30	Calela Palache	1 U. A. Prat (1998)	



Reg	Análito	Valor	Promedio	Mín	Máx	Unidad	Método	N° Mue	Prof	Lugar	Región	Autor
1345 Pb		2,1				ug/g	EEA Ullama	1	40	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1346 Pb		2				ug/g	EEA Ullama	1	33	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1347 Pb		<1,0				ug/g	EEA Ullama	1	40	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1348 Pb		<1,0				ug/g	EEA Ullama	1	22	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1349 Pb		1				ug/g	EEA Ullama	1	32	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1350 Pb		1				ug/g	EEA Ullama	1	13	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1351 Pb		<1,0				ug/g	EEA Ullama	1	21	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1352 Pb		<1,0				ug/g	EEA Ullama	1	30	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1353 Pb		<1,0				ug/g	EEA Ullama	1	15	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1354 Pb		<1,0				ug/g	EEA Ullama	1	23	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1355 Pb		1,7				ug/g	EEA Ullama	1	34	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1356 Pb		1,3				ug/g	EEA Ullama	1	26	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1357 Pb		1,9				ug/g	EEA Ullama	1	32	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1358 Pb		1,5				ug/g	EEA Ullama	1	17	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1359 Pb		1,4				ug/g	EEA Ullama	1	31	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1360 Pb		17,9				ppm	EEA Ullama Aire/Aceitleno	1		Tocopilla	2 Arcadis Geotécnica (2000)	
1361 Pb		36,9				ppm	EEA Ullama Aire/Aceitleno	1		Tocopilla	2 Arcadis Geotécnica (2000)	
1362 Pb		22,9				ppm	EEA Ullama Aire/Aceitleno	1		Tocopilla	2 Arcadis Geotécnica (2000)	
1363 Pb		25,7				ppm	EEA Ullama Aire/Aceitleno	1		Tocopilla	2 Arcadis Geotécnica (2000)	
1364 Pb		28,3				ppm	EEA Ullama Aire/Aceitleno	1		Tocopilla	2 Arcadis Geotécnica (2000)	
1365 Pb		40,7				ppm	EEA Ullama Aire/Aceitleno	1		Tocopilla	2 Arcadis Geotécnica (2000)	
1366 Pb		50,4				ppm	EEA Ullama Aire/Aceitleno	1		Tocopilla	2 Arcadis Geotécnica (2000)	
1367 Pb		64,5				ppm	EEA Ullama Aire/Aceitleno	1		Tocopilla	2 Arcadis Geotécnica (2000)	
1368 Pb		2,8				ppm	EEA Ullama Aire/Aceitleno	1		Tocopilla	2 Arcadis Geotécnica (2000)	
1369 Pb		3,08				ppm	EEA Ullama Aire/Aceitleno	1		Tocopilla	2 Arcadis Geotécnica (2000)	
1370 Pb		3,76				ppm	EEA Ullama Aire/Aceitleno	1		Tocopilla	2 Arcadis Geotécnica (2000)	
1371 Pb		0,44				mg/kg	EEA Ullama	1		Ba. Mejillones	2 U. Calot. Norte (2000)	
1372 Pb		<0,05				mg/kg	EEA Ullama	1		Ba. Mejillones	2 U. Calot. Norte (2000)	
1373 Pb		<0,05				mg/kg	EEA Ullama	1		Ba. Mejillones	2 U. Calot. Norte (2000)	
1374 Pb		<0,05				mg/kg	EEA Ullama	1		Ba. Mejillones	2 U. Calot. Norte (2000)	
1375 Pb		<0,05				mg/kg	EEA Ullama	1		Ba. Mejillones	2 U. Calot. Norte (2000)	
1376 Pb		<0,05				mg/kg	EEA Ullama	1		Ba. Mejillones	2 U. Calot. Norte (2000)	
1377 Pb		7,28				mg/kg	EEA Ullama	1		Ba. Mejillones	2 Darnes & Moore (1998)	
1378 Pb		8,08				mg/kg	EEA Ullama	1		Ba. Mejillones	2 Darnes & Moore (1998)	
1379 Pb		6,97				mg/kg	EEA Ullama	1		Ba. Mejillones	2 Darnes & Moore (1998)	
1380 Pb		5,94				mg/kg	EEA Ullama	1		Ba. Mejillones	2 Darnes & Moore (1998)	
1381 Pb		6,96				mg/kg	EEA Ullama	1		Ba. Mejillones	2 Darnes & Moore (1998)	
1382 Pb		6,36				mg/kg	EEA Ullama	1		Ba. Mejillones	2 Darnes & Moore (1998)	
1383 Pb		6,23				mg/kg	EEA Ullama	1		Ba. Mejillones	2 Darnes & Moore (1998)	
1384 Pb		7,37				mg/kg	EEA Ullama	1		Ba. Mejillones	2 Darnes & Moore (1998)	
1385 Pb		7,61				mg/kg	EEA Ullama	1		Ba. Mejillones	2 Darnes & Moore (1998)	
1386 Pb		6,61				mg/kg	EEA Ullama	1		Ba. Mejillones	2 Darnes & Moore (1998)	
1387 Pb		5,29				mg/kg	EEA Ullama	1		Ba. Mejillones	2 Darnes & Moore (1998)	
1388 Pb		6,98				mg/kg	EEA Ullama	1		Ba. Mejillones	2 Darnes & Moore (1998)	
1389 Pb		1,64				mg/kg	EEA	1		Ba. Quintero	5 INGEOMAR (2001)	
1390 Pb		1,88				mg/kg	EEA	1		Ba. Quintero	5 INGEOMAR (2001)	
1391 Pb		2,13				mg/kg	EEA	1		Ba. Quintero	5 INGEOMAR (2001)	
1392 Pb		2,34				mg/kg	EEA	1		Ba. Quintero	5 INGEOMAR (2001)	
1393 Pb		4,36				mg/kg	EEA	1		Ba. Quintero	5 INGEOMAR (2001)	
1394 Pb		1,88				mg/kg	EEA	1		Ba. Quintero	5 INGEOMAR (2001)	
1395 Pb			161,9			ppm				Puerto de Iquique	1 DOPPLER (1996) in INGEOMAR (2001)	
1396 Pb				11,4	76,2	ppm				Ba. de Valparaíso	5 Chiang (1989)	
1397 Pb		3,22				ppm	EEA	1		Las Losas, Huesco	3 TESAM (1999)	
1398 Pb		30,07				ppm	EEA	1		Las Losas, Huesco	3 TESAM (1999)	
1399 Pb		29,59				ppm	EEA	1		Las Losas, Huesco	3 TESAM (1999)	
1400 Pb		8,08				ppm	EEA	1		Las Losas, Huesco	3 TESAM (1999)	
1401 Pb		14,77				ppm	EEA	1		Las Losas, Huesco	3 TESAM (1999)	
1402 Pb		12,25				ppm	EEA	1		Las Losas, Huesco	3 TESAM (1999)	
1403 Pb		5,56				ppm	EEA	1		Las Losas, Huesco	3 TESAM (1999)	
1404 PCB		<0,01				ng/g			17,7	Ba. Quintero	5 Ingemar (1997)	
1405 PCB		<0,01				ng/g			17	Ba. Quintero	5 Ingemar (1997)	
1406 Se			0,05			mg/kg	EEA con generador de hidruros	3		Calela Patache	1 Geotécnica Consultores (1995)	
1407 Se		0,61				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	30	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1408 Se		0,09				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	40	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1409 Se		0,37				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	33	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1410 Se		0,58				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	40	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1411 Se		0,17				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	22	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1412 Se		0,35				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	32	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1413 Se		0,45				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	13	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1414 Se		0,24				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	21	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1415 Se		0,43				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	30	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1416 Se		0,3				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	15	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1417 Se		0,42				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	23	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1418 Se		0,39				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	34	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1419 Se		0,24				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	26	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1420 Se		0,3				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	32	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1421 Se		0,33				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	17	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1422 Se		0,27				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	31	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1423 Se		<0,5				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	30	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1424 Se		1,1				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	40	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1425 Se		0,5				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	33	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1426 Se		1,1				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	40	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1427 Se		<0,5				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	22	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1428 Se		<0,5				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	32	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1429 Se		<0,5				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	13	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1430 Se		<0,5				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	21	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1431 Se		0,8				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	30	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1432 Se		<0,5				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	15	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1433 Se		<0,5				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	23	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1434 Se		1				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	34	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1435 Se		<0,5				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	26	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1436 Se		<0,5				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	32	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1437 Se		<0,5				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	17	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1438 Se		<0,5				ug/g	EEA Generación Hidruros	1	31	Calela Patache	1 U. A. Prat (1998)	
1439 V			166,25			ug/g	ICPIAES	4	207	Boca Sano Aysén	11 Ahumada (1998)	
1440 V			170,83			ug/g	ICPIAES	6	220	Sector medio Sano Aysén	11 Ahumada (1998)	



Reg	Análito	Valor	Promedio	Min	Máx	Unidad	Método	N° Mue	Prof	Lugar	Región	Autor
1441	V		132,75			ug/g	ICPIAES	4	137	Frente Desemb. Río Aysén	11	Ahumada (1998)
1442	V		159,33			ug/g	ICPIAES	6	86	Cercanías Pto. Chacabuco	11	Ahumada (1998)
1443	V		112,1			ppm	ICPIAES	9		Fiordo Eyme	11	Ahumada y Contreras (1999)
1444	V		123,8			ppm	ICPIAES	10		Fiordo Penguin	11	Ahumada y Contreras (1999)
1445	V		119,6			ppm	ICPIAES	14		Fiordo Europa	11	Ahumada y Contreras (1999)
1446	V		139,8			ppm	ICPIAES	8		Fiordo U. Esperanza	11	Ahumada y Contreras (1999)
1447	V		122,1			ppm	ICPIAES	41		Fiordos Campos Hielo Sur	11	Ahumada y Contreras (1999)
1448	V	< 1				ug/g		1	17,7	Ba. Quintero	5	Ingenier (1997)
1449	V	< 1				ug/g		1	17	Ba. Quintero	5	Ingenier (1997)
1450	Zn	20,7				ug/g		1	17,7	Ba. Quintero	5	Ingenier (1997)
1451	Zn	43,6				ug/g		1	17	Ba. Quintero	5	Ingenier (1997)
1452	Zn		62,2			ug/g	EAA	5		Caleta Coloso	2	Ahumada (1995)
1453	Zn		22,24			ug/g	EAA	29		Caleta Coloso	2	Ahumada (1995)
1454	Zn		21,81			ug/g	EAA	34		Caleta Coloso	2	Ahumada (1995)
1455	Zn		26,23			ug/g	EAA	31		Caleta Coloso	2	Ahumada (1995)
1456	Zn		25,55			ug/g	EAA	31		Caleta Coloso	2	Ahumada (1995)
1457	Zn		23,18			ug/g	EAA	33		Caleta Coloso	2	Ahumada (1995)
1458	Zn		65,78			ug/g	ICPIAES	4	207	Boca Seno Aysén	11	Ahumada (1998)
1459	Zn		94,67			ug/g	ICPIAES	6	220	Sector medio Seno Aysén	11	Ahumada (1998)
1460	Zn		116,75			ug/g	ICPIAES	4	137	Frente Desemb. Río Aysén	11	Ahumada (1998)
1461	Zn		127,67			ug/g	ICPIAES	6	86	Cercanías Pto. Chacabuco	11	Ahumada (1998)
1462	Zn		91,2			ppm	ICPIAES	9		Fiordo Eyme	11	Ahumada y Contreras (1999)
1463	Zn		101,2			ppm	ICPIAES	10		Fiordo Penguin	11	Ahumada y Contreras (1999)
1464	Zn		99,6			ppm	ICPIAES	14		Fiordo Europa	11	Ahumada y Contreras (1999)
1465	Zn		122			ppm	ICPIAES	8		Fiordo U. Esperanza	11	Ahumada y Contreras (1999)
1466	Zn		102,5			ppm	ICPIAES	41		Fiordos Campos Hielo Sur	11	Ahumada y Contreras (1999)
1467	Zn			328	365	umol/kg	EAA			Liriquén	8	Hernández y Fernández (1995)
1468	Zn			342	378	umol/kg	EAA			Liriquén	8	Hernández y Fernández (1995)
1469	Zn			248	316	umol/kg	EAA			Liriquén	8	Hernández y Fernández (1995)
1470	Zn			249	279	umol/kg	EAA			Liriquén	8	Hernández y Fernández (1995)
1471	Zn			388	447	umol/kg	EAA			Liriquén	8	Hernández y Fernández (1995)
1472	Zn			583	612	umol/kg	EAA			Liriquén	8	Hernández y Fernández (1995)
1473	Zn			353	385	umol/kg	EAA			Liriquén	8	Hernández y Fernández (1995)
1474	Zn			353	385	umol/kg	EAA			Liriquén	8	Hernández y Fernández (1995)
1475	Zn			235	307	umol/kg	EAA			Liriquén	8	Hernández y Fernández (1995)
1476	Zn			348	363	umol/kg	EAA			Liriquén	8	Hernández y Fernández (1995)
1477	Zn	142,6				ppm	EAA Llama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
1478	Zn	92,9				ppm	EAA Llama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
1479	Zn	70,6				ppm	EAA Llama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
1480	Zn	91,6				ppm	EAA Llama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
1481	Zn	91,7				ppm	EAA Llama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
1482	Zn	92,7				ppm	EAA Llama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
1483	Zn	95,2				ppm	EAA Llama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
1484	Zn	74,1				ppm	EAA Llama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
1485	Zn	74,6				ppm	EAA Llama Aire-Acetileno	1		Ba. Concepción	8	Salamanca et al. (1988)
1486	Zn	57,3				ppm	EAA Llama Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
1487	Zn	55,2				ppm	EAA Llama Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
1488	Zn	51,8				ppm	EAA Llama Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
1489	Zn	55,2				ppm	EAA Llama Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
1490	Zn	61,8				ppm	EAA Llama Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
1491	Zn	174,3				ppm	EAA Llama Aire-Acetileno	1		Ba. San Vicente	8	Salamanca et al. (1988)
1492	Zn	75,8				ppm	EAA Llama Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
1493	Zn	75,8				ppm	EAA Llama Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
1494	Zn	63,1				ppm	EAA Llama Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
1495	Zn	31,1				ppm	EAA Llama Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
1496	Zn	31,1				ppm	EAA Llama Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
1497	Zn	44,4				ppm	EAA Llama Aire-Acetileno	1		Golfo de Arauco	8	Salamanca et al. (1988)
1498	Zn		81,08	73,25	257,5	ug/g	EAA Llama Aire-Acetileno	12		Ba. San Vicente	8	Ahumada (1992)
1499	Zn		91,77			ppm				Ba. Concepción	8	UCONCE (1980)
1500	Zn		77,6			ppm				Ba. San Vicente	8	UCONCE (1980)
1501	Zn		58,88			ppm				Golfo de Arauco	8	UCONCE (1980)
1502	Zn	57,45				ppm	EAA Llama	1		Río Tomagaleones	10	Villalobos (1997)
1503	Zn	60,15				ppm	EAA Llama	1		Canelos, río Valdivia	10	Villalobos (1997)
1504	Zn			15	211	ppm	EAA Llama Aire-Acetileno	33		Ba. Herradura	4	Olivares y Ruiz (1991)
1505	Zn			22	64	ppm	EAA Llama Aire-Acetileno	19		Ba. Guanaqueros	4	Olivares y Ruiz (1991)
1506	Zn			13	24	ppm	EAA Llama Aire-Acetileno	14		Ba. Tongoy	4	Olivares y Ruiz (1991)
1507	Zn		17,92			mg/kg	EAA Llama "Atom Trap"	3		Caleta Patache	1	Geotécnica Consultores (1995)
1508	Zn	12,56				ug/g	EAA Llama	1	30	Caleta Patache	1	U. A. Pral (1998)
1509	Zn	7,34				ug/g	EAA Llama	1	40	Caleta Patache	1	U. A. Pral (1998)
1510	Zn	16,11				ug/g	EAA Llama	1	33	Caleta Patache	1	U. A. Pral (1998)
1511	Zn	17,93				ug/g	EAA Llama	1	40	Caleta Patache	1	U. A. Pral (1998)
1512	Zn	16,48				ug/g	EAA Llama	1	22	Caleta Patache	1	U. A. Pral (1998)
1513	Zn	22,65				ug/g	EAA Llama	1	32	Caleta Patache	1	U. A. Pral (1998)
1514	Zn	14,98				ug/g	EAA Llama	1	13	Caleta Patache	1	U. A. Pral (1998)
1515	Zn	7,25				ug/g	EAA Llama	1	21	Caleta Patache	1	U. A. Pral (1998)
1516	Zn	11,48				ug/g	EAA Llama	1	30	Caleta Patache	1	U. A. Pral (1998)
1517	Zn	7,68				ug/g	EAA Llama	1	15	Caleta Patache	1	U. A. Pral (1998)
1518	Zn	9,25				ug/g	EAA Llama	1	23	Caleta Patache	1	U. A. Pral (1998)
1519	Zn	16,05				ug/g	EAA Llama	1	34	Caleta Patache	1	U. A. Pral (1998)
1520	Zn	6,36				ug/g	EAA Llama	1	26	Caleta Patache	1	U. A. Pral (1998)
1521	Zn	9,17				ug/g	EAA Llama	1	32	Caleta Patache	1	U. A. Pral (1998)
1522	Zn	24,03				ug/g	EAA Llama	1	17	Caleta Patache	1	U. A. Pral (1998)
1523	Zn	24,26				ug/g	EAA Llama	1	31	Caleta Patache	1	U. A. Pral (1998)
1524	Zn	11,3				ug/g	EAA Llama	1	30	Caleta Patache	1	U. A. Pral (1998)
1525	Zn	9,4				ug/g	EAA Llama	1	40	Caleta Patache	1	U. A. Pral (1998)
1526	Zn	18,9				ug/g	EAA Llama	1	33	Caleta Patache	1	U. A. Pral (1998)
1527	Zn	15,8				ug/g	EAA Llama	1	40	Caleta Patache	1	U. A. Pral (1998)
1528	Zn	8,2				ug/g	EAA Llama	1	22	Caleta Patache	1	U. A. Pral (1998)
1529	Zn	16,4				ug/g	EAA Llama	1	32	Caleta Patache	1	U. A. Pral (1998)
1530	Zn	10,3				ug/g	EAA Llama	1	13	Caleta Patache	1	U. A. Pral (1998)
1531	Zn	7,3				ug/g	EAA Llama	1	21	Caleta Patache	1	U. A. Pral (1998)
1532	Zn	8,7				ug/g	EAA Llama	1	30	Caleta Patache	1	U. A. Pral (1998)
1533	Zn	2				ug/g	EAA Llama	1	15	Caleta Patache	1	U. A. Pral (1998)
1534	Zn	4,5				ug/g	EAA Llama	1	23	Caleta Patache	1	U. A. Pral (1998)
1535	Zn	12,1				ug/g	EAA Llama	1	34	Caleta Patache	1	U. A. Pral (1998)
1536	Zn	7,8				ug/g	EAA Llama	1	26	Caleta Patache	1	U. A. Pral (1998)



UNIVERSIDAD  
DE PLAYA ANCHA  
DE CIENCIAS DE LA EDUCACION  
VALPARAISO

# Anexo 6. Base de datos de contenidos de analitos en sedimentos nacionales

Reg	Análito	Valor	Promedio	Min	Max	Unidad	Método	N° Mue	Prof	Lugar	Región	Autor
1537	Zn	12,8				ug/g	EEA Uama	1	32	Coleta Palache	1	U. A. Pral (1998)
1538	Zn	16,3				ug/g	EEA Uama	1	17	Coleta Palache	1	U. A. Pral (1998)
1539	Zn	22				ug/g	EEA Uama	1	31	Coleta Palache	1	U. A. Pral (1998)
1540	Zn	289,1				ppm	EEA Uama Aire/Aceitleno	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
1541	Zn	230,2				ppm	EEA Uama Aire/Aceitleno	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
1542	Zn	237,7				ppm	EEA Uama Aire/Aceitleno	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
1543	Zn	240,6				ppm	EEA Uama Aire/Aceitleno	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
1544	Zn	224,6				ppm	EEA Uama Aire/Aceitleno	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
1545	Zn	281,5				ppm	EEA Uama Aire/Aceitleno	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
1546	Zn	304,6				ppm	EEA Uama Aire/Aceitleno	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
1547	Zn	295,6				ppm	EEA Uama Aire/Aceitleno	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
1548	Zn	236,6				ppm	EEA Uama Aire/Aceitleno	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
1549	Zn	206,6				ppm	EEA Uama Aire/Aceitleno	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
1550	Zn	111,1				ppm	EEA Uama Aire/Aceitleno	1		Tocopilla	2	Arcadis Geotécnica (2000)
1551	Zn	28,5				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
1552	Zn	23,6				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
1553	Zn	24,6				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
1554	Zn	24,4				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
1555	Zn	25,1				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
1556	Zn	22,6				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	U. Catol. Norte (2000)
1557	Zn	17,78				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
1558	Zn	4,85				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
1559	Zn	25,1				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
1560	Zn	30,9				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
1561	Zn	21,46				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
1562	Zn	22,22				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
1563	Zn	22,86				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
1564	Zn	18,05				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
1565	Zn	19,67				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
1566	Zn	17,93				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
1567	Zn	20,89				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)
1568	Zn	20,77				mg/kg	EEA Uama	1		Ba. Mejillones	2	Dames & Moore (1998)





UNIVERSIDAD  
DE PLAYA ANCHA  
DE CIENCIAS DE LA EDUCACION  
VALPARAISO

Anexo

7

## Manual de procedimientos operativos para sedimentos acuáticos

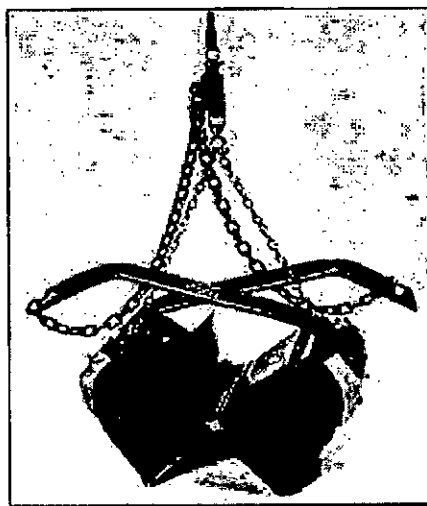
---



UNIVERSIDAD  
DE PLAYA ANCHA  
DE CIENCIAS DE LA EDUCACION  
VALPARAISO

**Programa de Vigilancia Nacional  
para el Cumplimiento de Norma Secundaria**

# **Manual de Procedimientos Operativos para Sedimentos Acuáticos**





UNIVERSIDAD  
DE PLAYA ANCHA  
DE CIENCIAS DE LA EDUCACION  
VALPARAISO

## Contenidos

Introducción	7- 3
1. Preparación de las actividades de muestreo	7- 5
2. Actividades de muestreo	7- 5
3. Ubicación de las estaciones de muestreo	7- 6
4. Recolección, manipulación y análisis de las muestras de sedimentos acuáticos	7- 6
5. Recolección y procesamiento de las muestras de macrofauna	7-10
6. Bibliografía	7-13



## Introducción

En este documento de trabajo, se presenta los procedimientos operativos básicos para ejecutar el Programa de Vigilancia Nacional para el Cumplimiento de Norma Secundaria (PVNCNS).

En este manual se cubre aspectos relacionados con la toma de muestras, preservación, almacenamiento y análisis en laboratorio. Además de los procedimientos descritos para la matriz sedimentaria, se incorpora el muestreo de comunidades de la macroinfauna sublitoral de fondos blandos y su ulterior procesamiento.



## 1. PREPARACION DE LAS ACTIVIDADES DE MUESTREO

### 1.1. Embarcación

Dependiendo de la envergadura del programa de monitoreo (escala local, regional o nacional), para la ejecución de las actividades de muestreo se debe disponer de una embarcación acorde con las necesidades operativas y condiciones climáticas del área de muestreo. La embarcación motorizada que se empleará en las actividades de recolección de muestras, debe cumplir al menos con las siguientes características:

**Tamaño apropiado.** Si el muestreo se realiza dentro del día y cubriendo un área costera local (< 10 km de extensión), una embarcación tipo lancha (12 a 15 m de eslora) es suficiente para albergar el personal técnico (3 personas) y los equipos de muestreo. Es importante que la embarcación disponga de una plataforma de trabajo adecuada para el despliegue de equipos e instrumentos, como así también para almacenar las muestras obtenidas. En sectores costeros, es apropiado contar con una embarcación estable y maniobrable. Como alternativa se puede emplear un bote inflable tipo Zodiac de apoyo a la embarcación mayor.

**Diseño.** En caso que las actividades de muestreo se realicen con el apoyo de buzo, es recomendable que la embarcación posea una borda baja, de modo que el buzo pueda transferir las muestras sin mayor dificultad al personal a bordo. Para el sur del país, es importante que la embarcación cuente con espacio cubierto accesible desde la cubierta. Esta particularidad facilita las actividades de la persona que registra la información en las planillas de muestreo, principalmente en los días lluviosos o con viento fuerte.

**Equipamiento.** Es recomendable que la embarcación cuente con un ecosonda para el registro de la profundidad. La disponibilidad de este instrumento facilita las actividades de buceo, ya que al conocer la profundidad del fondo antes de la inmersión, el buzo puede programar sus actividades de buceo en función de los tiempos de descompresión. Para las actividades de buceo la embarcación deberá contar con compresores de aire ("hooocka") de doble salida (una para el buzo y otra para el sifón). Alternativamente, el sifón también puede operar con el aire comprimido de botellas de buceo. Si se prefiere, para profundidades mayores que 20 m se puede emplear dragas para la recolección de las muestras de fondo<sup>1</sup>.

Para el empleo de dragas, es necesario que la embarcación disponga de un sistema de levante (por ejemplo huinche y pluma). Opcionalmente, algunas lanchas cuentan con un "chigre o virador", aparato que permite izar objetos relativamente pesados a bordo (60 kg aprox.). Como aditamentos para este tipo de faenas se debe utilizar un cable de acero (de al menos 5 mm de diámetro) y una polea contámetro para el registro de la profundidad durante el descenso de la draga.

Dentro del instrumental de navegación, la embarcación debe tener incorporado un georreceptor satelital asistido mediante el Sistema de Posicionamiento Global (GPS en inglés) y un sistema de radiocomunicación.

---

<sup>1</sup> Cabe señalar que según el DS(M) N°752/82, con un sistema de hooocka común no es posible realizar inmersiones mayores a 20 m de profundidad.



## 1.2. Autorizaciones

Toda actividad de muestreo que se desarrolle en un cuerpo de agua navegables (mar, lago o río) debe ser informada con anterioridad a la autoridad marítima local (Capitán de Puerto o Alcalde de Mar), indicando.

- Tipo de actividades a efectuar
- Motivo que justifica la actividad
- Lugar o sector geográfico
- Nombre del personal técnico, indicando RUN y profesión o función

Cuando sea necesario realizar actividades de buceo, el buzo deberá contar con su matrícula al día y su nombre debe estar incorporado a la nómina del personal técnico que se entrega a la autoridad marítima.

## 1.3. Equipos e instrumentos

Para las actividades de muestreo de sedimentos y macroinfauna se debe contar con al menos los siguientes implementos:

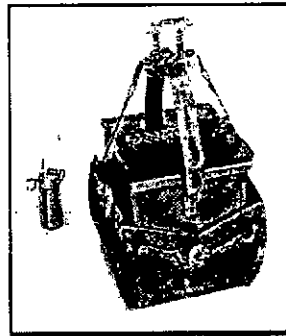
- Dragas de 0,1 m<sup>2</sup>



Van Veen modificada



Smith-McIntyre



Ekman Birge (para lagos)

- Succionador tipo Emig-Lienhart ("sifón") con bolsa receptora (1mm de malla)





- Cuadrícula de 0,1 m<sup>2</sup>
- Huinche
- Bandejas receptoras de muestras
- Espátulas plástica y de Teflón®
- Bolsas plásticas grandes (15 L)
- Frascos de vidrio (250 ml)
- Papel aluminio
- Frascos (250 ml) o bolsas plásticas (polietileno de alta densidad) rotulados
- Fichas de muestreo
- Papel aluminio
- Fichas de muestreo
- Contenedores de almacenamiento (neveras plásticas)
- Georreceptores satelitales ("GPS")
- Pilas o baterías
- Reactivos de fijación (i.e. formalina)

## 2. ACTIVIDADES DE MUESTREO

Para el normal desarrollo de las actividades de muestreo a bordo, es recomendable considerar las siguientes medidas de seguridad:

- *Utilizar chaleco salvavidas acorde a los requerimientos técnicos que exige la autoridad marítima.*
- *Para la manipulación de productos químicos peligrosos (tales como ácidos) se debe utilizar la protección necesaria: guantes y anteojos protectores.*
- *Evitar el contacto directo con las muestras de sedimentos, mediante el empleo de guantes desechables libres de talco*
- *Los equipos y pertenencias personales a bordo de la embarcación deben ser dispuestos en forma segura, a fin de evitar que se desplacen sobre la cubierta y produzcan algún accidente.*

Durante las actividades de muestreo, un supervisor controlará el correcto desarrollo del posicionamiento de la embarcación, el registro de mediciones, la toma de muestras y su ulterior preservación y almacenamiento. Además, verificará el correcto llenado de las fichas de muestreo (ver modelo en página 7-14). Así también, se verificará el correcto almacenamiento de las muestras, éstas deberán ser refrigeradas o congeladas y no deberán quedar expuestas a la luz del sol.

Una vez que las actividades de muestreo finalicen, el supervisor junto con su equipo de trabajo verificará que la cantidad y estado de preservación de todas las muestras. Finalizadas las actividades de muestreo, se comunicará a la autoridad competente el término de las mismas.



### 3. UBICACION DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO

Una vez ubicado el sector de estudio mediante cartas náuticas o puntos geográficos referenciales, es necesario posicionar la estación de muestreo mediante el Sistema de Posicionamiento Global (GPS, por sus siglas en inglés), empleando un georreceptor satelital.

Sólo se registrará las coordenadas del punto de muestreo cuando al menos se disponga de una cobertura de 3 satélites. El datum recomendado es el WGS 84. Una vez aseguradas ambas condiciones, se registrará en la ficha de muestreo lo siguiente:

- Fecha de muestreo
- Hora de georreferenciación
- Datum
- Error estimado de posición (EPE en inglés)
- Coordenadas UTM del punto de muestreo

Además debe quedar registro escrito de la profundidad (m) en la estación de muestreo.

Se recomienda el empleo de un georreceptor tipo navegador satelital, ya que son livianos, pequeños y portátiles. Bajo condiciones de alta humedad o de lluvia, es indispensable que este instrumento sea "a prueba de agua", en caso contrario es aconsejable manipularlo dentro de una bolsa impermeable. Así también, se recomienda que el georreceptor cuente con un sistema de amarre al operador para evitar pérdidas por accidente.

En cuanto a la precisión de este instrumento se recomienda una resolución mínima de 5 m. En el mercado existen distintos modelos cuyo precio varía según la versatilidad del equipo (GARMIN®, MAGELLAN®).

### 4. RECOLECCION, MANIPULACION Y ANALISIS DE LAS MUESTRAS DE SEDIMENTOS ACUATICOS

#### 4.1. Obtención de las muestras

La obtención de las muestras de sedimentos puede realizarse indistintamente a través de dos opciones: directa por buceo o indirecta mediante el uso de draga. En caso que los fondos sedimentarios se encuentren a una profundidad que no pueda ser alcanzada por el buzo, es recomendable el empleo de una draga (van Veen, McIntyre u otra). Si los fondos son someros y las condiciones del mar lo permiten (por ejemplo visibilidad), es mejor la recolección de las muestras en forma manual por un buzo capacitado. Para sedimentos lacustres, se emplea dragas de pequeño tamaño como la de tipo Ekman-Birge.





**Buceo:** Mediante el empleo de una pequeña pala plana que el buzo desliza sobre la cubierta sedimentaria, se recolecta una muestra de sedimento superficial acorde con la cantidad mínima necesaria para cada tipo de análisis. Para el caso que las muestras se destinen a análisis de metales, la pala o espátula debe ser plástica; en caso contrario, si las muestras son para análisis de hidrocarburos o COP, la espátula debe estar confeccionada en Teflón. Se recomienda que los sedimentos se obtengan de los primeros 3 cm del fondo no consolidado, ya que este estrato representa las condiciones ambientales más recientes. No es recomendable obtener estas muestras enterrando un "core" en los sedimentos, ya que se trata de obtener justamente los sedimentos superficiales, es decir, aquéllos de más reciente sedimentación.

**Draga:** Una vez que la draga se hunde en la cubierta sedimentaria, el sistema que mantiene abiertas las mandíbulas se destraba permitiendo que la draga se cierre y atrape sedimentos en su interior. Una vez a bordo, se procede a abrir las ventanillas superiores de la draga (draga van Veen modificada) y a retirar mediante una espátula submuestras de la capa superficial de sedimentos.

Estimativamente, las actividades de muestreo por estación (a profundidad de buceo), incluido el posicionamiento satelital, tardan 30 min aproximadamente. Con la utilización de dragas, se consume un tiempo de ejecución similar, salvo que las profundidades aumenten sustantivamente (> 50m) o que se complique la toma de muestras con este aparato debido a la compactación o textura del fondo sedimentario.

#### a. Tipo de muestras a recolectar

Para asegurar la representatividad del muestreo, se recomienda la cuantificación de analitos en base a muestras compuestas de sedimentos. En cada estación de muestreo se obtiene 3 réplicas independientes, que posteriormente se mezclan (a bordo de la embarcación o en el laboratorio) y se homogenizan para conformar la muestra final. Además de ser representativo, este procedimiento tiene la ventaja de un costo menor en comparación con el análisis individual de cada réplica en el laboratorio.

Para facilitar la recolección de las muestras, principalmente si se realiza mediante buceo, es preferible coleccionar un volumen grande de sedimentos y luego a bordo fraccionarlo de acuerdo con el tipo de análisis a efectuar. El procedimiento es el siguiente:

- a. Colectar tres muestras de sedimentos independientes (cada una de 1.000 g aprox)
- b. Cada muestra es fraccionada en 4 porciones: una fracción para análisis granulométricos, otra destinada para nutrientes, una tercera para el análisis de metales y una última para análisis de compuestos orgánicos persistentes.
- c. A continuación se mezclan y homogenizan las tres fracciones destinadas a un mismo tipo de análisis
- d. Finalmente la muestra compuesta se preserva y almacena en forma apropiada

Durante esta etapa, es conveniente registrar por escrito algunas observaciones relevante sobre el sedimento: coloración, apariencia (grueso o fino), olor, presencia de estructuras biológicas (fragmentos de conchas, tubos de poliquetos, macroalgas), ocurrencia de residuos o desechos (trozos de madera, objetos de metal, papel, restos de envases, utensilios, fragmentos de pintura, etc.).



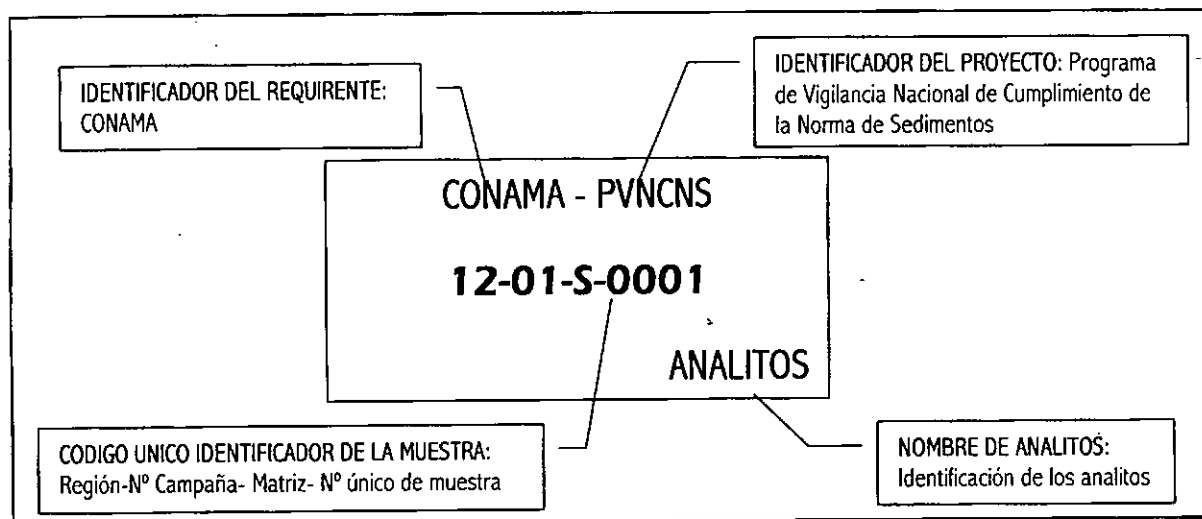
## 4.2. Protocolos de almacenamiento y de preservación recomendados para las muestras de sedimentos

Debido a que existen variados métodos para cuantificar la presencia de sustancias químicas en la matriz ambiental de interés, lo que obviamente conlleva a la generación de resultados distintos, es imprescindible que se apliquen técnicas de medición estándares, a fin de asegurar que cualquier laboratorio que disponga de la infraestructura necesaria pueda arribar a resultados similares y, además, que éstos sean comparables en el espacio y en el tiempo. Considerando que la calidad de los resultados depende en forma gravitante de las condiciones de obtención, preservación y almacenamiento de las muestras, en el siguiente cuadro se propone protocolos estándares aplicables en terreno para la manipulación de sedimentos marinos y lacustres.

Parámetro	Tamaño mínimo de muestra <sup>(a)</sup>	Tipo de envase	Modo de preservación	Tiempo máx. de preservación
Granulometría	150 g	P	Refrigeración (4°C)	6 meses
COT	50 g	P, V	Refrigeración (4°C) Congelación (-18°C)	14 días 6 meses
Nitrógeno total	50 g	P, V	Refrigeración (4°C)	7 días
Fósforo total	50 g	P, V	Refrigeración (4°C)	7 días
Sulfuros	50 g	P, V	Fijar con acetato de zinc 1N y refrigeración (4°C)	7 días
Metales y metaloides (excepto Hg)	300 g	P, V	Refrigeración (4°C) Congelación (-18°C)	6 meses 2 años
Mercurio	50 g	P, V	Congelación (-18°C)	28 días
Hidrocarburos totales	80 - 250 g	V/T-PTFE	Fijar con HCl concentrado (1 mL/80 g) y refrigeración (4°C) Idem. y luego congelación (-18°C)	28 días 6 meses
HAP	100 g	V/T-PTFE	Refrigeración (4°C)	7 días
Pesticidas y PCB	50-100 g	V, PTFE	Refrigeración (4°C) Congelación (-18°C)	10 días 1 año

P: plástico (polietileno de alta densidad); V: vidrio borosilicatado; T-PTFE: tapa recubierta con PTFE; PTFE: politetrafluoretileno (Teflón®); N: normal; HCl: ácido clorhídrico  
(a) Cantidad recomendada por réplica, considerando un sedimento tipo arena fina a mediana. Para sedimentos más gruesos se sugiere duplicar la cantidad recomendada.

Las muestras recolectadas en terreno deben ser almacenadas en envases rotulados claramente. El supervisor revisará que los códigos de las etiquetas sean registrados en las planillas de muestreo. En el diagrama siguiente se señala un ejemplo para rotular etiquetas mediante un sistema codificado.



### 4.3. Protocolos de análisis de laboratorio para las muestras de sedimentos

En el cuadro siguiente se propone los métodos de análisis y límites de detección para cada uno de los parámetros regulados, tanto para sedimentos marinos como lacustres.

Parámetro	Tipo de análisis	LD o Precisión recomendada
Granulometría	Tamizaje (seco o húmedo). Escala de Wentworth para tipos sedimentarios.	1 phi
COT	Método oxidación húmeda de Walkley y Black <sup>2</sup> Método de Gaudette [Alternativo]	0,1%
Nitrógeno total	Método Kjeldahl	0,5 ppm
Fósforo total	Método del azul de fosfomolibdeno	0,1 ppm
Sulfuros	Titulación yodométrica	0,1 ppm
Metales y metaloides	Análisis de la fracción granulométrica < 200 µm Espectrofotometría de Absorción Atómica (EEA) <sup>(a)</sup> : Variante Llama Aire Acetileno (Ag, Al, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Se, V, Zn) Variante Generación de Hidruros (As) Variante Vapores Fríos (Hg) Espectrometría de Masa con Plasma Inductivamente Acoplado (ICP-MS) [Alternativo] Voltametría de Redisolución Anódica /Catódica [Alternativo]	Ag: 0,5 ppm    Ni: 0,5 ppm Al: 5,0 ppm    Pb: 0,5 ppm As: 0,1 ppm    Se: 0,1 ppm Cd: 0,5 ppm    Va: 0,5 ppm Cr: 1,5 ppm    Zn: 1,0 ppm Cu: 1,0 ppm Hg: 0,01 ppm
HT	Fluorimetría	10 ppm
HAP	Espectrofluorimetría	0,1 ppm
PCB	Cromatografía gaseosa	0,05 ppm
POCI	Cromatografía gaseosa	0,01 ppm

LD: límite de detección (a) Límites de detección para metales y metaloides sugeridos aplicando EEA

<sup>2</sup> Si bien bajo ciertas condiciones este método puede estar sujetos a ciertas imprecisiones, su amplio uso y menor costo de análisis lo hacen más ventajoso con respecto a otros métodos más precisos y que requieren de una mayor infraestructura analítica (i.e. combustión infrarroja)



## 5. RECOLECCION Y PROCESAMIENTO DE LAS MUESTRAS DE MACROFAUNA

La macrofauna sublitoral corresponde a todos aquellos invertebrados que viven en estrecho contacto con los sedimentos acuáticos, desplazándose eventualmente sobre la cubierta no consolidada o enterrados en forma permanente en la columna de sedimentos. Operacionalmente, la macrofauna corresponde a todos aquellos invertebrados retenidos en una malla de 1 mm abertura, luego que la muestra de sedimento ha sido tamizada en húmedo<sup>3</sup>.

### 5.1. Recolección de las muestras de macrofauna

La obtención de las muestras biológicas pueden ser obtenidas mediante un sifón aspirador operado por un buzo o indirectamente mediante el empleo de una draga.

#### a. Recolección mediante sifón aspirador

Este procedimiento es operativo hasta la profundidad que pueda alcanzar el buzo en condiciones seguras y autorizadas. Para recolectar las muestras, el buzo desciende provisto de un sifón aspirador y una cuadrícula de 0,1 m<sup>2</sup>. El procedimiento es el siguiente

- a. En cubierta, un asistente monta la bolsa de malla (1 mm de abertura) receptora del material (1 mm) al extremo distal del tubo aspirador. Además, conecta la manguera del compresor a la válvula del tubo de succión, verificando el paso del aire.
- b. Se le transfiere la cuadrícula y el tubo aspirador al buzo que está en el agua.
- c. Una vez en el fondo, el buzo coloca la cuadrícula sobre la cubierta sedimentaria y aspira los sedimentos delimitados por la cuadrícula hasta una profundidad aproximada de 20 cm. La macrofauna junto con el detrito quedan atrapados dentro de la bolsa montada en el extremo distal del tubo aspirador.
- d. Habiendo aspirado toda la superficie demarcada por el perímetro de la cuadrícula, el buzo sube a la superficie y entrega el tubo aspirador al asistente en cubierta.
- e. El asistente retira la bolsa conteniendo la muestra y procede a montar una bolsa limpia en el tubo aspirador. Este procedimiento se repite 3 veces por cada estación, ya que se recolecta 3 réplicas en cada punto de muestreo.
- f. A bordo, el asistente transfiere el material recolectado a una malla o tamiz de 1 mm de abertura y lo cierra con ayuda de agua. De este modo se elimina el material sedimentario fino que pudo haber quedado retenido en la bolsa.
- g. La macrofauna junto con el detrito retenido en el tamiz son transferidos a una bolsa plástica. A continuación, se agrega una pequeña cantidad de formalina diluida al 5% con agua de mar y se cierra la bolsa, verificando que no haya perforaciones por donde filtre el contenido fijado.
- h. Finalmente, se añade una etiqueta rotulada a la bolsa y se registra el código en la planilla de muestreo. Cada réplica es independiente, por lo que se almacena en una bolsa distinta.

<sup>3</sup> Algunos autores consideran un tamaño de malla de 0,5 mm (500 µm) para retener la macrofauna. Sin embargo, para estudios de monitoreo biológico, es recomendable el tamaño de 1 mm, ya que de lo contrario el tiempo invertido en la separación de las muestras biológicas sería demasiado, con el consiguiente aumento de los costos.



## b. Recolección mediante draga

En este caso se emplea una draga, la cual es operada por un técnico mediante un cable de acero montado sobre una polea contámetro en una pluma y accionado por un huinche.

Por seguridad, el cable guía, destorcedores y pernos de sujeción deben tener una capacidad de carga superior a 3 veces el peso de la draga con sedimentos. Una draga van Veen de 0,1 m<sup>2</sup> de mordida, vacía, pesa aproximadamente 15 kilogramos, mientras que llena su peso aumenta cerca del doble.

A diferencia del procedimiento anterior, en este caso se recolecta una muestra completa, es decir, macroinfauna, detrito y sedimentos, por lo cual su volumen es mayor en comparación a la obtenida con el tubo de succión (que experimentó una filtración preliminar al momento de su recolección). El procedimiento para recolectar las muestras es el siguiente:

- a. Ubique el huinche en un lugar espacioso y luego asegúrelo fuertemente a la cubierta de la embarcación.
- b. Monte cerca del huinche la pluma de levante y asegure los vientos de la misma a la embarcación.
- c. Instale la polea contámetro en la pluma y monte el cable de acero.
- d. Acople el cable de acero a la draga, ajustando fuertemente los pernos del destorcedor.
- e. Prepare la draga, ajustando las mandíbulas para que estas permanezcan abiertas durante la inmersión.
- f. Baje la draga hasta el nivel del agua y coloque los indicadores en cero de la polea contámetro.
- g. Suelte ligeramente el freno de la draga para que descienda lentamente y a una velocidad constante. La draga debe bajar en forma vertical.
- h. Una vez que la draga toque fondo, registre la profundidad de la polea contámetro y "tironee" el cable de acero para asegurar que las mandíbulas cierren.
- i. Levante la draga a velocidad moderada y constante, disminuyendo la rapidez a medida que se acerca a la superficie. Una vez a la altura de la borda, verifique que las mandíbulas se encuentran cerradas y que no hay pérdida de muestra a través de la unión de cierre.
- j. Dos asistentes levantan la draga, evitando la abertura de las mandíbulas (draga van Veen modificada) y la ubican sobre la bandeja receptora dispuesta sobre la cubierta de la embarcación.
- k. Levante las ventanillas superiores (draga van Veen modificada) para verificar que la muestra se halle en el interior y en cantidad suficiente.
- l. Abra las mandíbulas de la draga y vacíe su contenido a la bandeja receptora. En embarcaciones mayores que cuentan con mayor espacio en cubierta, se puede instalar un sistema de tamizaje para separar en húmedo el material biológico de los sedimentos, evitando de este modo el transporte de grandes volúmenes de muestra.
- m. Transfiera la muestra completa a una bolsa plástica y agregue formalina comercial diluida al 5% en agua de mar.
- n. Anude una etiqueta rotulada a la bolsa con muestra y registre el código en la planilla de muestreo.

La muestra debe ser desechada en caso que las mandíbulas no estén completamente cerradas, o que la muestra haya sido "lavada" durante su ascenso, lo que se refleja en una baja cantidad o un notorio desnivel en el interior de la draga.

## 5.2. Separación del material biológico en el laboratorio húmedo

Independientemente de la forma en que se ha obtenido la muestra (dragado o tubo de succión), la siguiente fase consistirá en separar la macrofauna del detrito y de los sedimentos. En caso que las muestras hayan sido recolectadas con el tubo



de succión, las muestras serán menos voluminosas y por lo tanto pueden ser transferidas íntegramente al tamiz de cernido (1 mm de abertura de malla). En caso contrario (draga), el técnico deberá ir tamizando pequeñas porciones de material para evitar que la malla se ocluya con sedimento. El procedimiento de separación del material biológico es el siguiente:

- a. Deposite la muestra o una fracción de ella en un tamiz de 1 mm.
- b. Con un chorro de agua de presión moderada (tipo ducha) comience a lavar la muestra, de manera que escurra el sedimento y el detrito a través de la malla.
- c. No aplique chorros de agua de alta presión, ya que los organismos más pequeños saldrán expelidos fuera del tamiz.
- d. Finalizado el tamizado con agua, elimine piedras y trozos calcáreos de gran tamaño (conchas vacías) y transfiera el material restante retenido a un frasco plástico (de 0,5 o 1 L de capacidad con tapa rosca).
- e. Introduzca una etiqueta rotulada y plastificada en su interior.<sup>4</sup> Como solución preservante agregue etanol al 70%.
- f. En las planillas de cadena de custodia, registre en detalle todas las muestras tamizadas ya que algunas veces, si la muestra es abundante, deberá ocupar varios frascos para almacenar sólo una réplica.
- g. Durante la fase de "sorting" e identificación, mantenga los frascos con muestras en espera de análisis, en un lugar fresco y poco iluminado.

### 5.3. "Sorting" e identificación de la macroinfauna

El "sorting" consiste en separar bajo lupa de bajo aumento los organismos de la macroinfauna de las partículas de detrito (restos de conchas, material vegetal, partículas de sedimento, etc.). Este procedimiento se realiza en un laboratorio húmedo y consiste en los siguientes pasos:

- a. Vacíe la muestra contenida en el frasco en una bandeja de fondo plano, de preferencia de un color que genere contraste (amarillo o verde claro por ejemplo).
- b. Utilizando pinzas de punta fina, retire todos los organismos y deposítelos en frascos pequeños (100 mL) de vidrio o plástico transparente, conteniendo alcohol al 70% como solución preservante. En esta etapa, facilita la identificación ulterior si se realiza una separación preliminar de los organismos a nivel de grandes grupos faunísticos (moluscos, poliquetos, crustáceos, equinodermos y otros), depositando los ejemplares en frascos distintos y rotulados.
- c. Con una lupa de mayor resolución, un técnico especializado identifica y contabiliza el material biológico. A continuación, mediante una balanza analítica con una sensibilidad de 0,01 g o mejor pesa en húmedo los organismos previamente identificados y contados. El número de individuos y biomasa por especie deben ser registrados en planillas especialmente confeccionadas para este fin.

### 5.4. Análisis numérico de los datos

Finalizada la etapa de identificación, recuento y pesaje, los datos se ordenan en base a matrices de réplica/ abundancia y de réplica/biomasa. Esta información servirá de base para conocer parámetros básicos de composición y estructura comunitaria: número de especies, abundancia/m<sup>2</sup> y biomasa/m<sup>2</sup>. Un mayor procesamiento de la información generada, puede conducir al cálculo de índices ecológicos (diversidad y predominio) y a establecer el grado de asociación entre las distintas muestras de macroinfauna (análisis multivariados de clasificación y ordenación).

<sup>4</sup> Adherir etiquetas por el exterior del frasco no es buena idea, ya que a veces se humedecen demasiado y se rompen con el roce cuando los frascos almacenan juntos. Tampoco es recomendable anotar el código con plumón indeleble directamente en el envase.



## 6. BIBLIOGRAFIA

American Society for Testing and Materials (ASTM). 2000. Standard guide for storage, characterization, and manipulation of sediments for toxicological testing. E-13191-94.

Environment Canada. 1994. Guidance document on collection and preparation of sediments for physicochemical characterization and biological testing. EPS 1/RM/29.

Great Lakes National Program Office. GLNPO. Assessment and remediation of contaminated sediments (ARCS) program. Assessment guidance. EPA-905-B94-002.

Puget Sound Estuary Program. PSEP. 1997. Recommended guidelines for sampling marine sediment, water column and tissue in Puget Sound.

United States Environmental Protection Agency. USEPA. 1986. Test methods for evaluating solid waste (SW-846): physical/chemical methods.

United States Environmental Protection Agency. USEPA. 2000. Estuarine and near costal marine waters: bioassessment and biocriteria technical guidance. EPA-822-B-00-004.

United States Environmental Protection Agency. USEPA. 2001. Methods for collection, storage and manipulation of sediments for chemical and toxicological analyses: technical manual. EPA-823-B-01-002.

United States Environmental Protection Agency. USEPA. 2000. Methods for measuring the toxicity and bioaccumulation of sediment-associated contaminants with freshwater invertebrates. Second Edition. EPA/600/R-99/064.

United States Environmental Protection Agency/Army Corps of Engineers. USEPA/USACE. 1998. Inland testing manual: evaluation of dredged material proposed for discharge in waters of the US. Testing manual. EPA-823-B-98-004.

United States Environmental Protection Agency/Army Corps of Engineers. USEPA/USACE. 1991. Ocean testing manual: evaluation of dredged material proposed for ocean disposal. Testing manual. EPA-503/8-91/001.

Washington Department Ecology. 1995. Guidance on the development of sediment sampling and analysis plans meeting the requirements of the sediment management standards.



**Norma de Calidad Secundaria de  
Sedimentos Marinos y Lacustres**  
PROYECTO 21-22-003/01

# Ficha de Muestreo

## Datos de Identificación y Posición

LOCALIDAD		ESTACION		FECHA		2001
UTM N		UTM E		PROF		m
HORA INI/FIN		WP/GPS		COBERT/EPS		

## Datos de Campo Sedimentos

TSM (°C)		NUBOSIDAD		BUCEO	<input type="checkbox"/>	DRAGA	<input type="checkbox"/>
SECHI (m)		DIRECCION OLAS		CORE	<input type="checkbox"/>	OTRO	<input type="checkbox"/>
pH FONDO		ALTURA OLAS		COLOR			
O <sub>2</sub> Dis FONDO (mg/L)		DIRECCION VIENTO		OLOR			
		VELOCIDAD VIENTO					

## Matriz sedimentaria

Analito	Código	R	Analito	Código	R	Analito	Código	R
Granulometría			Aluminio			HAP		
			Arsénico			HT		
COT			Cadmio			PCB		
Súlfuros			Cobre			POCL		
Fósforo total			Cromo					
Nitrógeno total			Hierro					
			Plomo					
			Mercurio					
			Níquel					
			Plata					
			Selenio					
			Vanadio					
			Zinc					

R: réplica OIKOS

## Macrofauna sublitoral de fondos blandos

Réplica	Código de muestra	Recolección
1		Air Lift <input type="checkbox"/>
2		Draga <input type="checkbox"/>
3		Otro <input type="checkbox"/>

## CROQUIS AREA

## Observaciones

--

Nombre Muestreador





## Encuesta: catastro de laboratorios ambientales nacionales

Anexo  
8

### LABORATORIOS QUE RESPONDIERON LA ENCUESTA

	Pág
<b>INSTITUCION – Laboratorio</b>	
ALS CHEMEX S.A. – ALS Environmental	8-2
INSPECTORATE GRIFFITH – Inspectorate Griffith	8-7
UNIV. TECNICA FEDERICO SANTA MARIA – Centro de Alta Especialiación en Análisis Químico e Industrial	8-12
UNIV. DE VALPARAISO – Laboratorio Análisis Químicos Ambientales	8-18
LABORATORIO MANUEL RUIZ Y CIA LTDA. – MR Lab	8-23
SERVICIO NACIONAL DE GEOLOGIA Y MINERIA – Unidad de Laboratorios	8-28
UNIVERSIDAD DE ANTOFAGASTA – Química Bio-Inorgánica y Analítica Ambiental	8-33
UNIVERSIDAD DE PLAYA ANCHA – Laboratorio de Toxicología Humana y Ambiental	8-38



**CATASTRO DE LABORATORIOS AMBIENTALES NACIONALES**  
**Capacidad técnica y operativa para análisis de muestras de sedimentos marinos y lacustres**

Fecha

**IDENTIFICACION**

**Casa matriz**

Razón Social  RUT   
Nombre del laboratorio   
Nombre Ejecutivo a cargo   
Dirección   
Teléfonos     
Fax     
Correo electrónico  Página Internet

**Sucursales**

Ciudad  Ubicación   
Teléfono  Fax  Correo electrónico   
Ciudad  Ubicación   
Teléfono  Fax  Correo electrónico   
Ciudad  Ubicación   
Teléfono  Fax  Correo electrónico   
Ciudad  Ubicación   
Teléfono  Fax  Correo electrónico

**PLANTA DE TRABAJO**

Número de profesionales   
Número de técnicos   
Número de muestreadores



CAPACIDAD OPERATIVA	
<b>Manual de procedimientos</b>	Si <input checked="" type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/>
<b>Certificación</b>	Si <input checked="" type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/> <div>Favor indicar ISO 9001:2000 Reconocimiento Superintendencia de Servicios Sanitarios En proceso ISO 17025</div>
<b>Disponibilidad de patrones</b>	Si <input checked="" type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/> <div>Favor indicar Sedimentos Marinos – PACS-2 Ocean Sediments Heavy Metals de National Research Council of Canadá Sedimentos Marinos – MESS-2 Ocean Sediments heavy Metals de National Research Council of Canadá Sedimentos de Río – BEST – river Sediments for Heavy Metals de National Research Council of Canadá Sedimentos- HS-3 Ocean sediments de Natural Research Council of Canadá</div>
<b>Ejercicios de intercalibración</b>	Si <input checked="" type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/> <div>Favor indicar Participación en Ensayos Interlaboratorio con Superintendencia Servicio Sanitarios Chile Participación en Ensayos Interlaboratorio con INTEC Participación en Ensayos Interlaboratorio con Casa Matriz (Vancouver Canada)</div>
<b>Convenios internacionales</b>	Si <input checked="" type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/> <div>Favor indicar -Programas de Capacitación con casa Matriz -Métodos estandarizados con casa Matriz</div>



## CAPACIDAD TECNICA

### Análisis

Si No

LD

Unidad

Técnica

Método

Ref. normativa

Tiempo  
resp.

Valor (\$)

### Físicos

Granulometría

X ☐

0,01

%

Tamiz

### Metales y metaloides

Aluminio

X ☐

25

Mg/kg

LLAA o ICP

EPA

Arsénico

X ☐

0,5

Mg/kg

VHAA o ICP

EPA

Bario

X ☐

10

Mg/kg

LLAA o ICP

EPA

Cadmio

X ☐

1

Mg/kg

LLAA o ICP

EPA

Cromo

X ☐

2

Mg/kg

LLAA o ICP

EPA

Cobre

X ☐

1

Mg/kg

LLAA o ICP

EPA

Estaño

X ☐

50

Mg/kg

LLAA o ICP

EPA

Mercurio

X ☐

0,1

Mg/kg

VFAA

EPA

Niquel

X ☐

42

Mg/kg

LLAA o ICP

EPA

Plata

X ☐

1

Mg/kg

LLAA o ICP

EPA

Plomo

X ☐

1

Mg/kg

LLAA o ICP

EPA

Selenio

X ☐

0,5

Mg/kg

VHAA o ICP

EPA

Vanadio

X ☐

3

Mg/kg

LLAA o ICP

EPA

Zinc

X ☐

1

Mg/kg

LLAA o ICP

EPA

### Orgánicos e inorgánicos no metálicos

Carbono orgán. total

X ☐

1

Mg/kg

Combust

EPA

Carbono inorg. total

X ☐

1

Mg/kg

Combust

EPA

Nitrógeno total

X ☐

1

Mg/kg

Color

EPA

Fósforo total

X ☐

1

Mg/kg

Color

EPA

Sulfuros

X ☐

0.5

Mg/kg

Combust

EPA

### Orgánicos persistentes

Bifenilos policlorados

X ☐

0.05

Mg/kg

CG

EPA

Clorofenoles

X ☐

0.05

Mg/kg

CG

EPA

Dioxinas

X ☐

0.01

Mg/kg

CG

EPA

Fenoles

X ☐

0.01

Mg/kg

CG

EPA

Ftalatos

X ☐

1

Mg/kg

CG

EPA

Hidrocl. totales

X ☐

10

Mg/kg

GRAV o CG

EPA

Hidrocl. aromáticos totales

X ☐

0.05

Mg/kg

CG

EPA

Hidrocl. arom. policíclicos

X ☐

0.05

Mg/kg

CG

EPA

Hidrocl. arom. clorados

X ☐

0.01

Mg/kg

CG

EPA

Pesticidas organoclorados

X ☐

0.01

Mg/kg

CG

EPA

Pesticidas organofosforos.

X ☐

0.01

Mg/kg

CG

EPA

Xantatos

☐ X

-

-

-

-

LLAA = Llama Abs. Atomica, VFAA = Vapor Frio Abs. Atomica, VHAA = Vapor Hidruros Abs. Atomica, ICP = Plasma, CG = Cromatografía de Gases, Grav = Gravimetría



### FLUJOGRAMA DE MUESTRAS Y REGISTRO

- materiales de muestreo (botellas, frascos, prelavados y proporcionados por el laboratorio)
- muestreo
- transporte a 4C a laboratorio
- revision de muestras y cadena de custodia
- ingreso en sistema LIMS
- notificacion al cliente (estado de recepci3n, non-conformidades etc)
- entrega a laboratorio
- analis qu3mico
- revision de datos para control de calidad
- preparacion de resultados
- entrega de informe o certificado de resultados
- archivo de muestras (30 dias)
- archivo de resultados
- facturacion

Nombre encuestado

Joyce S. Chow

Cargo

Gerente ALS Environmental

Firma y timbre autorizados



**CATASTRO DE LABORATORIOS AMBIENTALES NACIONALES**  
**Capacidad técnica y operativa para análisis de muestras de sedimentos marinos y lacustres**

Fecha 15 02 2002

**IDENTIFICACION**

**Casa matriz**

Razón Social INSPECTORATE GRIFFITH RUT 96.577.690-7  
Nombre del laboratorio Inspectorate Griffith  
Nombre Ejecutivo a cargo  
Dirección Av. Los Leones 1821, Providencia Santiago  
Teléfonos (2) 251 6990  
Fax (2) 209 4627 (2) 269 5181  
Correo electrónico laboratorio@inspectorate.cl Página Internet www.inspectorate.cl

**Sucursales**

Ciudad Arica Ubicación Juan Gutemberg 438 -Galpon 9  
Teléfono (58) 255143 Fax (58) 252132 Correo electrónico inspectorate.arica@entelchile.net  
Ciudad Iquique Ubicación Granaderos 7115 villa Arquina  
Teléfono (57) 440542 Fax (57) 449084 Correo electrónico inspectorate.iquique@entelchile.net  
Ciudad Antofagasta Ubicación La fragua 1100, Barrio Industrial  
Teléfono (55) 262136 Fax (55) 262136 Correo electrónico inspectorate.antofagasta@entelchile.net  
Ciudad Talcahuano Ubicación  
Teléfono (41) 598362 Fax (41) 598364 Correo electrónico inspectorate.talcahuano@entelchile.net

**PLANTA DE TRABAJO**

Número de profesionales 4  
Número de técnicos 7  
Número de muestreadores 2



### PLANTA FISICA CASA MATRIZ

Fecha puesta en marcha 17 04 1990

Propiedad Fiscal ☐ Privado ☒

Superficie construida (m<sup>2</sup>) 240

### EQUIPAMIENTO ESPECIFICO

Cromatógrafo de gases

Si ☒ No ☐

Marca PERKIN-ELMER Modelo AutosystemXL

Detectores FID ☒ NPD ☐ ECD ☒ MS ☐

Espectrofotómetro de Absorción  
Atómica

Si ☒ No ☐

Marca PERKIN-ELMER Modelo AANALYST 300

Atomizador LL ☒ GH ☒ HG ☒

Polarógrafo

Si ☐ No ☒

Marca Modelo

Plasma Inductivamente Acoplado

Si ☐ No ☒

Marca Modelo

Generador de Hidruros SI ☒ NO ☐

Equipo tamizador de sedimentos

Si ☐ No ☒ Tipo de tamizaje Seco ☐ Húmedo ☐ Ambos ☒

Marca Modelo

Tamaños de malla Todos

Liofilizador

Si ☐ No ☒

Marca Modelo

Mufla

Si ☒ No ☐

Marca NABERTHERM Modelo N 3P

Horno digestor de microondas

Si ☒ No ☐

Marca PERKIN-ELMER Modelo PARA PHYSICA



CAPACIDAD OPERATIVA	
<b><u>Manual de procedimientos</u></b>	Si X No <input type="checkbox"/>
<b><u>Certificación</u></b>	Si <input type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/> Favor indicar INN-SISS INN- SERNAPESCA
<b><u>Disponibilidad de patrones</u></b>	Si X No <input type="checkbox"/> Favor indicar Intec Rubio y Grass
<b><u>Ejercicios de intercalibración</u></b>	Si X No <input type="checkbox"/> Favor indicar Intec SISS
<b><u>Convenios internacionales</u></b>	Si X No <input type="checkbox"/> Favor indicar FOSIA NUTRECO BSI





## CAPACIDAD TECNICA

Análisis	Si	No	LD	Unidad	Técnica	Método	Ref. normativa	Tiempo resp.	Valor (\$)
----------	----	----	----	--------	---------	--------	----------------	--------------	------------

### Físicos

Granulometría	X	<input type="checkbox"/>		%	Mallas	Gravimetrico	S. Methods	3 Días	
---------------	---	--------------------------	--	---	--------	--------------	------------	--------	--

### Metales y metaloides

Aluminio	X	<input type="checkbox"/>		ppm	AA	Llama	S. Methods	3 Días	
Arsénico	X	<input type="checkbox"/>	1.8	ppb	FIAS		Nch2330/9	3 Días	
Bario	<input type="checkbox"/>	X							
Cadmio	X	<input type="checkbox"/>	0.039	ppm	AA	Llama	Nch2380/10	3 Días	
Cromo	X	<input type="checkbox"/>	0.197	ppm	AA	Llama	S. Methods	3 Días	
Cobre	X	<input type="checkbox"/>	0.035	ppm	AA	Llama	Nch2380/10	3 Días	
Estaño	X	<input type="checkbox"/>		ppm	AA	Llama	S. Methods	3 Días	
Mercurio	X	<input type="checkbox"/>	0.25	ppm	FIAS	Vapor	Nch2330/12	3 Días	
Níquel	X	<input type="checkbox"/>		ppm	AA	Llama	Nch2330/10	3 Días	
Plata	<input type="checkbox"/>	X		ppm					
Plomo	X	<input type="checkbox"/>	0.120	ppm	AA	Llama	Nch2330/10	3 Días	
Selenio	X	<input type="checkbox"/>	1.3	ppm	FIAS		S. Methods	3 Días	
Vanadio	X	<input type="checkbox"/>		ppm	AA	Llama	S. Methods	3 Días	
Zinc	X	<input type="checkbox"/>	0.09	ppm	AA	Llama	Nch2330/10	3 Días	

### Orgánicos e inorgánicos no metálicos

Carbono orgán. total	<input type="checkbox"/>	X							
Carbono inorg. total	<input type="checkbox"/>	X							
Nitrógeno total	X	<input type="checkbox"/>		%	Kjelhdal			3 Días	
Fósforo total	X	<input type="checkbox"/>		%	Fotom.			3 Días	
Sulfuros	X	<input type="checkbox"/>		ppm	Fotom.			3 Días	

### Orgánicos persistentes

Bifenilos policlorados	<input type="checkbox"/>	X							
Clorofenoles	<input type="checkbox"/>	X							
Dioxinas	<input type="checkbox"/>	X							
Fenoles	<input type="checkbox"/>	X							
Ftalatos	<input type="checkbox"/>	X							
Hidroc. totales	<input type="checkbox"/>	X							
Hidroc. aromáticos totales	<input type="checkbox"/>	X							
Hidroc. aromát. policíclicos	<input type="checkbox"/>	X							
Hidroc. arom. clorados	<input type="checkbox"/>	X							
Pesticidas organoclorados	✓	<input type="checkbox"/>			CG	ECD	S. Methods	5 Días	
Pesticidas organofosforos.	<input type="checkbox"/>	X							
Xantatos	<input type="checkbox"/>	X							

LLAA = Llama Abs. Atomica, VFAA = Vapor Frio Abs. Atomica, VHAA = Vapor Hidruros Abs. Atomica, ICP = Plasma, CG = Cromatografía de Gases, Grav = Gravimetría



UNIVERSIDAD  
DE PLAYA ANCHA  
DE CIENCIAS DE LA EDUCACION  
VALPARAISO

## FLUJOGRAMA DE MUESTRAS Y REGISTRO

Nombre encuestado

Cargo

\_\_\_\_\_  
Firma y timbre autorizados



UNIVERSIDAD  
DE PLAYA ANCHA  
DE CIENCIAS DE LA EDUCACION  
VALPARAISO

## CATASTRO DE LABORATORIOS AMBIENTALES NACIONALES

### Capacidad técnica y operativa para análisis de muestras de sedimentos marinos y lacustres

Fecha

#### IDENTIFICACION

##### Casa matriz

Razón Social  RUT

Nombre del laboratorio

Nombre Ejecutivo a cargo

Dirección

Teléfonos

Fax

Correo electrónico  Página Internet

##### Sucursales

Ciudad	<input type="text"/>	Ubicación	<input type="text"/>
Teléfono	<input type="text"/>	Fax	<input type="text"/>
Correo electrónico	<input type="text"/>		
Ciudad	<input type="text"/>	Ubicación	<input type="text"/>
Teléfono	<input type="text"/>	Fax	<input type="text"/>
Correo electrónico	<input type="text"/>		
Ciudad	<input type="text"/>	Ubicación	<input type="text"/>
Teléfono	<input type="text"/>	Fax	<input type="text"/>
Correo electrónico	<input type="text"/>		
Ciudad	<input type="text"/>	Ubicación	<input type="text"/>
Teléfono	<input type="text"/>	Fax	<input type="text"/>
Correo electrónico	<input type="text"/>		

#### PLANTA DE TRABAJO

Número de profesionales

Número de técnicos

Número de muestreadores



### PLANTA FISICA CASA MATRIZ

Fecha puesta en marcha 1995    
Propiedad Fiscal ☐ Privado ☒  
Superficie construida (m<sup>2</sup>) 400

### EQUIPAMIENTO ESPECIFICO

Cromatógrafo de gases Si ☒ No ☐  
Marca Fisons  Modelo 8130   
Detectores FID ☒ NPD ☒ ECD ☒ MS ☒  
Espectrof. de Absorción Atómica Si ☒ No ☐  
Marca Varian  Modelo Espectra AA 800   
Atomizador LL ☒ GH ☒ HG ☒  
Polarógrafo Si ☒ No ☐  
Marca EG&G Analizador polarog.  Modelo 174 A   
Plasma Inductivamente Acoplado Si ☐ No ☒  
Marca  Modelo   
Generador de Hidruros SI ☐ NO ☐  
Equipo tamizador de sedimentos Si ☒ No ☐ Tipo de tamizaje Seco ☐ Húmedo ☐ Ambos ☐  
Marca Dual Manufacturing C.O.  Modelo ASTM E-11   
Tamaños de malla Malla 100, Malla 200.   
Liofilizador Si ☐ No ☒  
Marca  Modelo   
Mufia Si ☒ No ☐  
Marca Heraeus  Modelo KR1 170 Ser   
Horno digestor de microondas Si ☐ No ☒  
Marca  Modelo



CAPACIDAD OPERATIVA	
<b><u>Manual de procedimientos</u></b>	Si <input checked="" type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/>
<b><u>Certificación</u></b>	Si <input type="checkbox"/> No <input checked="" type="checkbox"/> <div><p>Favor indicar</p><p>No</p></div>
<b><u>Disponibilidad de patrones</u></b>	Si <input type="checkbox"/> No <input checked="" type="checkbox"/> <div><p>Favor indicar</p><p>No disponemos de material certificado de sedimentos</p></div>
<b><u>Ejercicios de intercalibración</u></b>	Si <input checked="" type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/> <div><p>Favor indicar</p><p>Determinación de elementos inorgánicos en sedimentos de estuarios IAEA-405 - Marzo 1998 Determinación de elementos trazas en homogeneizado de pescado IAEA - 407 - Marzo 2001</p></div>
<b><u>Convenios internacionales</u></b>	Si <input type="checkbox"/> No <input checked="" type="checkbox"/> <div><p>Favor indicar</p></div>

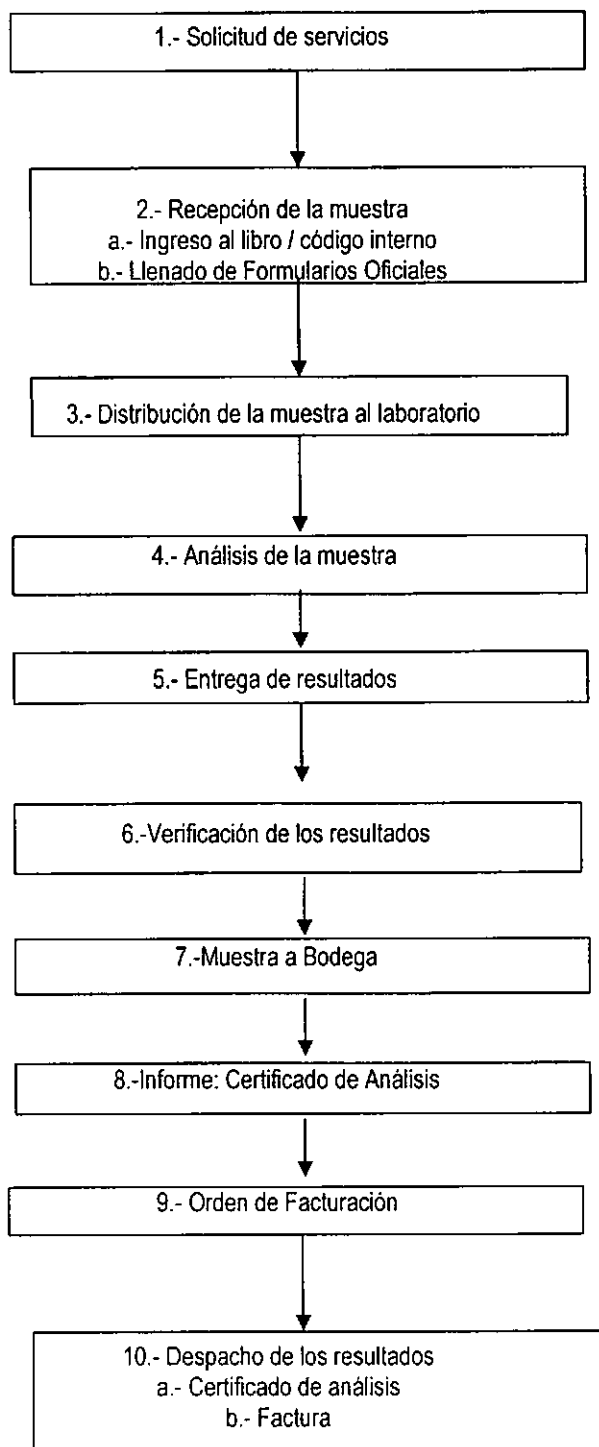


## CAPACIDAD TECNICA

Análisis		Si	No	LD	Unidad	Técnica	Método	Ref. normativa	Tiempo resp.	Valor (UF)
<b>Físicos</b>										
Granulometría		<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>							
<b>Metales y metaloides</b>										
Aluminio		X	<input type="checkbox"/>			A.A.-Grafito				1,20 UF
Arsénico		X	<input type="checkbox"/>			A.A.-Grafito				1,50
Bario		<input type="checkbox"/>	X							
Cadmio		X	<input type="checkbox"/>			A.A.-Grafito				1,00
Cromo		X	<input type="checkbox"/>			A.A.-Grafito				1,20
Cobre		X	<input type="checkbox"/>			A.A.-Grafito				1,00
Estafío		X	<input type="checkbox"/>			A.A.-Grafito				1,50
Mercurio		X	<input type="checkbox"/>			A.A.-Grafito				1,50
Niquel		X	<input type="checkbox"/>			A.A.-Grafito				1,00
Plata		<input type="checkbox"/>	X							
Plomo		X	<input type="checkbox"/>			A.A.-Grafito				1,50
Selenio		X	<input type="checkbox"/>			A.A.-Grafito				1,50
Vanadio		<input type="checkbox"/>	X							
Zinc		X	<input type="checkbox"/>			A.A.-Grafito				1,00
<b>Orgán. e inorgán. no metálicos</b>										
Carbono orgán. total		<input type="checkbox"/>	X							
Carbono inorg. total		<input type="checkbox"/>	X							
Nitrógeno total		X	<input type="checkbox"/>							
Fósforo total		X	<input type="checkbox"/>							
Sulfuros		<input type="checkbox"/>	X							
<b>Orgánicos persistentes</b>										
Bifenilos policlorados		<input type="checkbox"/>	X							
Clorofenoles		<input type="checkbox"/>	X							
Dioxinas		<input type="checkbox"/>	X							
Fenoles		<input type="checkbox"/>	X							
Ftalatos		<input type="checkbox"/>	X							
Hidroc. totales		<input type="checkbox"/>	X							
Hidroc. aromáticos totales		<input type="checkbox"/>	X							
Hidroc. aromát. policíclicos		<input type="checkbox"/>	X							
Hidroc. arom. clorados		<input type="checkbox"/>	X							
Pesticidas organoclorados		<input type="checkbox"/>	X							
Pesticidas organofosfor.		<input type="checkbox"/>	X							
Xantatos		<input type="checkbox"/>	X							



## FLUJOGRAMA DE MUESTRAS Y REGISTRO





UNIVERSIDAD  
DE PLAYA ANCHA  
DE CIENCIAS DE LA EDUCACION  
VALPARAISO

Nombre encuestado

Cargo

---

Firma y timbre autorizados





**CATASTRO DE LABORATORIOS AMBIENTALES NACIONALES**  
**Capacidad técnica y operativa para análisis de muestras de sedimentos marinos y lacustres**

Fecha

**IDENTIFICACION**

**Casa matriz**

Razón Social  RUT   
Nombre del laboratorio   
Nombre Ejecutivo a cargo   
Dirección   
Teléfonos     
Fax     
Correo electrónico  Página Internet

**Sucursales**

Ciudad	<input type="text"/>	Ubicación	<input type="text"/>
Teléfono	<input type="text"/>	Fax	<input type="text"/>
Correo electrónico	<input type="text"/>		
Ciudad	<input type="text"/>	Ubicación	<input type="text"/>
Teléfono	<input type="text"/>	Fax	<input type="text"/>
Correo electrónico	<input type="text"/>		
Ciudad	<input type="text"/>	Ubicación	<input type="text"/>
Teléfono	<input type="text"/>	Fax	<input type="text"/>
Correo electrónico	<input type="text"/>		
Ciudad	<input type="text"/>	Ubicación	<input type="text"/>
Teléfono	<input type="text"/>	Fax	<input type="text"/>
Correo electrónico	<input type="text"/>		

**PLANTA DE TRABAJO**

Número de profesionales   
Número de técnicos   
Número de muestreadores



### PLANTA FISICA CASA MATRIZ

Fecha puesta en marcha  03  1990

Propiedad Fiscal ☒ Privado ☐

Superficie construida (m<sup>2</sup>)  140

### EQUIPAMIENTO ESPECIFICO

Cromatógrafo de gases

Si ☒ No ☐

Marca  Perkin Elmer

Modelo  AUTOSYSTEM  
9000

Detectores FID ☒ NPD ☐ ECD ☒ MS ☐

Espectrofotómetro de Absorción  
Atómica

Si ☒ No ☐

Marca  Perkin Elmer

Modelo  ANALYST 300

Atomizador LL ☒ GH ☒ HGX

Polarógrafo

Si ☐ No ☒

Marca

Modelo

Plasma Inductivamente Acoplado

Si ☒ No ☐

Marca

Modelo

Generador de Hidruros SI ☐ NO ☐

Equipo tamizador de sedimentos

Si ☒ No ☐ Tipo de tamizaje Seco ☒ Húmedo ☐ Ambos ☐

Marca

Modelo

Tamaños de malla  Todos

Liofilizador

Si ☒ No ☐

Marca  VIRLIS

Modelo

Mufia

Si ☒ No ☐

Marca

Modelo

Horno digestor de microondas

Si ☐ No ☒

Marca

Modelo



CAPACIDAD OPERATIVA	
<b><u>Manual de procedimientos</u></b>	Si <input checked="" type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/>
<b><u>Certificación</u></b>	Si <input checked="" type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/> Favor indicar Lloyd Register Quality Assurance
<b><u>Disponibilidad de patrones</u></b>	Si <input checked="" type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/> Favor indicar SUPELCO MERCK
<b><u>Ejercicios de intercalibración</u></b>	Si <input type="checkbox"/> No <input checked="" type="checkbox"/> Favor indicar
<b><u>Convenios internacionales</u></b>	Si <input type="checkbox"/> No <input checked="" type="checkbox"/> Favor indicar



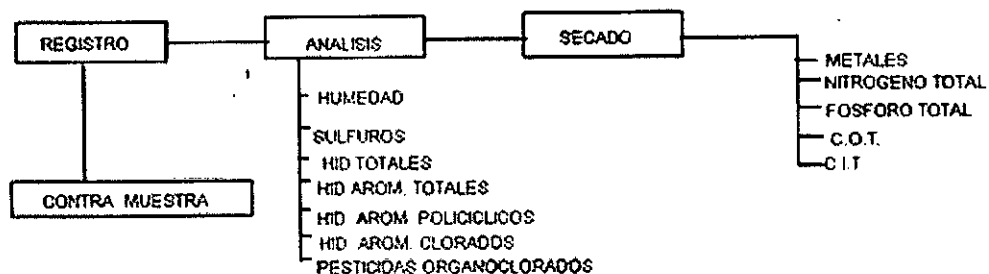
## CAPACIDAD TECNICA

Análisis		Si	No	LD	Unidad	Técnica	Método	Ref. normativa	Tiempo resp.	Valor (\$)
<b>Físicos</b>										
Granulometría		X	<input type="checkbox"/>	0,001	%	Gravimetría	Seco	Jackson; S.Met	3 días	6000
<b>Metales y metaloides</b>										
Aluminio		X	<input type="checkbox"/>	20	Mg/kg	E.A.A	N <sub>2</sub> O	Jackson; S.Met	4 días	4.200
Arsénico		X	<input type="checkbox"/>	0.02	Mg/kg	E.A.A	G.H.	Jackson; S.Met	4 días	4.600
Bario		<input type="checkbox"/>	X							
Cadmio		X	<input type="checkbox"/>	0.2	Mg/kg	E.A.A	Aire C <sub>2</sub> H <sub>2</sub>	Jackson; S.Met	4 días	3.800
Cromo		X	<input type="checkbox"/>	1.0	Mg/kg	E.A.A	Aire C <sub>2</sub> H <sub>2</sub>	Jackson; S.Met	4 días	3.800
Cobre		X	<input type="checkbox"/>	0.1	Mg/kg	E.A.A	Aire C <sub>2</sub> H <sub>2</sub>	Jackson; S.Met	4 días	3.800
Estañó		X	<input type="checkbox"/>	1.0	Mg/kg	E.A.A	N <sub>2</sub> O	Jackson; S.Met	5 días	4.200
Mercurio		X	<input type="checkbox"/>	0.01	Mg/kg	E.A.A	G.H.	Jackson; S.Met	5 días	4.600
Níquel		X	<input type="checkbox"/>	0.5	Mg/kg	E.A.A	Aire C <sub>2</sub> H <sub>2</sub>	Jackson; S.Met	4 días	3.800
Plata		X	<input type="checkbox"/>	0.1	Mg/kg	E.A.A	Aire C <sub>2</sub> H <sub>2</sub>	Jackson; S.Met	4 días	3.800
Plomo		X	<input type="checkbox"/>	2.0	Mg/kg	E.A.A	Aire C <sub>2</sub> H <sub>2</sub>	Jackson; S.Met	4 días	3.800
Selenio		X	<input type="checkbox"/>	0.02	Mg/kg	E.A.A	G.H.	Jackson; S.Met	5 días	4.600
Vanadio		X	<input type="checkbox"/>	1.0	Mg/kg	E.A.A	N <sub>2</sub> O	Jackson; S.Met	4 días	4.200
Zinc		X	<input type="checkbox"/>	0.1	Mg/kg	E.A.A	Aire C <sub>2</sub> H <sub>2</sub>	Jackson; S.Met	4 días	3.800
<b>Orgánicos e inorgánicos no metálicos</b>										
Carbono orgán. total		X	<input type="checkbox"/>	0.6	Mg/kg	Oxid.cromica	-	Jackson; S.Met	4 días	3.800
Carbono inorg. total		X	<input type="checkbox"/>	0.6	Mg/kg	Volumetría	-	Jackson; S.Met	4 días	4.000
Nitrógeno total		X	<input type="checkbox"/>	0.7	Mg/kg	Kjeldahl	-	Jackson; S.Met	4 días	3.800
Fósforo total		X	<input type="checkbox"/>	0.2	Mg/kg	Colorimetría	-	Jackson; S.Met	4 días	3.300
Sulfuros		X	<input type="checkbox"/>	0.05	Mg/kg	Yodometría	-	Jackson; S.Met	4 días	3.600
<b>Orgánicos persistentes</b>										
Bifenilos policlorados		X	<input type="checkbox"/>	0.05	Mg/kg	CG	E.C	Jackson; S.Met	5 días	35.000
Clorofenoles		X	<input type="checkbox"/>	0.05	Mg/kg	CG	E.C	Jackson; S.Met	5 días	35.000
Dioxinas		<input type="checkbox"/>	X	-	-	-	-	-	-	-
Fenoles		X	<input type="checkbox"/>	0.01	Mg/kg	CG	F.I.D.	Jackson; S.Met	5 días	35.000
Ftalatos		<input type="checkbox"/>	X	-	-	-	-	-	-	-
Hidroc. totales		X	<input type="checkbox"/>	10	Mg/kg	CG	F.I.D.	Jackson; S.Met	5 días	4.400
Hidroc. aromáticos totales		X	<input type="checkbox"/>	0.05	Mg/kg	CG	F.I.D.	Jackson; S.Met	5 días	4.400
Hidroc. aromát. policíclicos		X	<input type="checkbox"/>	0.05	Mg/kg	CG	F.I.D.	Jackson; S.Met	5 días	35.000
Hidroc. arom. clorados		X	<input type="checkbox"/>	0.01	Mg/kg	CG	E.C	Jackson; S.Met	5 días	35.000
Pesticidas organoclorados		X	<input type="checkbox"/>	0.01	Mg/kg	CG	E.C	Jackson; S.Met	5 días	35.000
Pesticidas organofosfor.		<input type="checkbox"/>	X	0.01	Mg/kg	-	-	-	-	-
Xantatos		<input type="checkbox"/>	X	-	-	-	-	-	-	-

LLAA = Llama Abs. Atomica, VFAA = Vapor Frio Abs. Atomica, VHAA = Vapor Hidruros Abs. Atomica, ICP = Plasma, CG = Cromatografía de Gases, Grav = Gravimetría



## FLUJOGRAMA DE MUESTRAS Y REGISTRO



Nombre encuestado

Cargo

Firma y timbre autorizados



**CATASTRO DE LABORATORIOS AMBIENTALES NACIONALES**  
**Capacidad técnica y operativa para análisis de muestras de sedimentos marinos y lacustres**

Fecha

**IDENTIFICACION**

**Casa matriz**

Razón Social  RUT

Nombre del laboratorio

Nombre Ejecutivo a cargo

Dirección

Teléfonos

Fax

Correo electrónico  Página Internet

**Sucursales**

Ciudad	<input type="text"/>	Ubicación	<input type="text"/>
Teléfono	<input type="text"/>	Fax	<input type="text"/>
Correo electrónico	<input type="text"/>		
Ciudad	<input type="text"/>	Ubicación	<input type="text"/>
Teléfono	<input type="text"/>	Fax	<input type="text" value="(55)337 840"/>
Correo electrónico	<input type="text"/>		
Ciudad	<input type="text"/>	Ubicación	<input type="text"/>
Teléfono	<input type="text"/>	Fax	<input type="text"/>
Correo electrónico	<input type="text"/>		
Ciudad	<input type="text"/>	Ubicación	<input type="text"/>
Teléfono	<input type="text"/>	Fax	<input type="text"/>
Correo electrónico	<input type="text"/>		

**PLANTA DE TRABAJO**

Número de profesionales

Número de técnicos

Número de muestreadores



### PLANTA FISICA CASA MATRIZ

Fecha puesta en marcha

Propiedad Fiscal ☐ Privado ☒

Superficie construida (m<sup>2</sup>)

### EQUIPAMIENTO ESPECIFICO

Cromatógrafo de gases

Si ☒ No ☐

Marca  Modelo

Detectores FID ☒ NPD ☒ ECD ☒ MS ☒

Espectrofotómetro de Absorción  
Atómica

Si ☒ No ☐

Marca  Modelo

Atomizador LL ☒ GH ☒ HG ☐

Polarógrafo

Si ☐ No ☐

Marca  Modelo

Plasma Inductivamente Acoplado

Si ☐ No ☐

Marca  Modelo

Generador de Hidruros SI ☐ NO ☐

Equipo tamizador de sedimentos

Si ☐ No ☐ Tipo de tamizaje Seco ☐ Húmedo ☐ Ambos ☐

Marca  Modelo

Tamaños de malla

Liofilizador

Si ☐ No ☐

Marca  Modelo

Mufla

Si ☒ No ☐

Marca  Modelo

Horno digestor de microondas

Si ☐ No ☐

Marca  Modelo



CAPACIDAD OPERATIVA	
<b>Manual de procedimientos</b>	Si <input checked="" type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/>
<b>Certificación</b>	Si <input checked="" type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/> Favor indicar En proceso de acreditación INN ISO Guía 25 (11/2000)
<b>Disponibilidad de patrones</b>	Si <input checked="" type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/> Favor indicar
<b>Ejercicios de intercalibración</b>	Si <input checked="" type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/> Favor indicar
<b>Convenios internacionales</b>	Si <input type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/> Favor indicar





## CAPACIDAD TECNICA

### Analisis

Si No

LD	Unidad	Técnica	Método	Ref. normativa	Tiempo resp.	Valor (\$)
----	--------	---------	--------	----------------	--------------	------------

### Físicos

Granulometría

☐ ☐

--	--	--	--	--	--	--

### Metales y metaloides

Aluminio	X	<input type="checkbox"/>
Arsénico	X	<input type="checkbox"/>
Bario	X	<input type="checkbox"/>
Cadmio	X	<input type="checkbox"/>
Cromo	X	<input type="checkbox"/>
Cobre	X	<input type="checkbox"/>
Estaño	X	<input type="checkbox"/>
Mercurio	X	<input type="checkbox"/>
Níquel	X	<input type="checkbox"/>
Plata	X	<input type="checkbox"/>
Plomo	X	<input type="checkbox"/>
Selenio	X	<input type="checkbox"/>
Vanadio	X	<input type="checkbox"/>
Zinc	X	<input type="checkbox"/>

		AA				
		AA - GH				
		AA				
		AA				
		AA				
		AA				
		AA - GH				
		AA - VF				
		AA				
		AA				
		AA				
		AA - GH				
		EsplAM				
		AA				

### Orgánicos e inorgánicos no metálicos

Carbono orgán. total	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Carbono inorg. total	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Nitrógeno total	X	<input type="checkbox"/>
Fósforo total	X	<input type="checkbox"/>
Sulfuros	X	<input type="checkbox"/>

		Keeldhald				
		Espt. AM				
		Espt. AM				

### Orgánicos persistentes

Bifenilos policlorados	X	<input type="checkbox"/>
Clorofenoles	X	<input type="checkbox"/>
Dioxinas	X	<input type="checkbox"/>
Fenoles	X	<input type="checkbox"/>
Ftalatos	X	<input type="checkbox"/>
Hidroc. totales	X	<input type="checkbox"/>
Hidroc. aromáticos totales	X	<input type="checkbox"/>
Hidroc. aromát. policíclicos	X	<input type="checkbox"/>
Hidroc. arom. clorados	X	<input type="checkbox"/>
Pesticidas organoclorados	X	<input type="checkbox"/>
Pesticidas organofosfor.	X	<input type="checkbox"/>
Xantatos	X	<input type="checkbox"/>

		GC/ECD				
		GC/ECD				
		GC/ECD				
		GC/FID				
		GC/FID				
		GC/FID				
		GC/FID/GL				
		GC/HPLC				
		GC/ECD				
		CG/ECD				
		GC/NPD				
		GC/HPLC				

LLAA = Llama Abs. Atomica, VF AA = Vapor Frio Abs. Atomica, VHAA = Vapor Hidruros Abs. Atomica, ICP = Plasma, CG = Cromatografía de Gases, Grav = Gravimetría



UNIVERSIDAD  
DE PLAYA ANCHA  
DE CIENCIAS DE LA EDUCACION  
VALPARAISO

## FLUJOGRAMA DE MUESTRAS Y REGISTRO

Ver documento adjunto que corresponde a Flujograma de acuerdo a nuestro Manual de Procedimientos

Nombre encuestado V. Manuel Ruiz Monje

Cargo Gerente General

Firma y timbre autorizados



**CATASTRO DE LABORATORIOS AMBIENTALES NACIONALES**  
**Capacidad técnica y operativa para análisis de muestras de sedimentos marinos y lacustres**

Fecha 17 01 2002

**IDENTIFICACION**

**Casa matriz**

Razón Social  RUT   
Nombre del laboratorio   
Nombre Ejecutivo a cargo   
Dirección   
Teléfonos     
Fax     
Correo electrónico  Página Internet

**Sucursales**

Ciudad	<input type="text"/>	Ubicación	<input type="text"/>
Teléfono	<input type="text"/>	Fax	<input type="text"/>
Correo electrónico	<input type="text"/>		
Ciudad	<input type="text"/>	Ubicación	<input type="text"/>
Teléfono	<input type="text"/>	Fax	<input type="text"/>
Correo electrónico	<input type="text"/>		
Ciudad	<input type="text"/>	Ubicación	<input type="text"/>
Teléfono	<input type="text"/>	Fax	<input type="text"/>
Correo electrónico	<input type="text"/>		
Ciudad	<input type="text"/>	Ubicación	<input type="text"/>
Teléfono	<input type="text"/>	Fax	<input type="text"/>
Correo electrónico	<input type="text"/>		

**PLANTA DE TRABAJO**

Número de profesionales   
Número de técnicos   
Número de muestreadores



### PLANTA FISICA CASA MATRIZ

Fecha puesta en marcha   1981

Propiedad Fiscal ☒ Privado ☐

Superficie construida (m<sup>2</sup>)

### EQUIPAMIENTO ESPECIFICO

Cromatógrafo de gases Si ☐ No ☒

Marca  Modelo

Detectores FID ☐ NPD ☐ ECD ☐ MS ☐

Espectrofotómetro de Absorción Atómica Si ☒ No ☐

Marca  Modelo

Atomizador LL ☒ GH ☒ HG ☒

Polarógrafo Si ☐ No ☒

Marca  Modelo

Plasma Inductivamente Acoplado Si ☒ No ☐

Marca  Modelo

Generador de Hidruros SI ☐ NO ☒

Equipo tamizador de sedimentos Si ☒ No ☐ Tipo de tamizaje Seco ☐ Húmedo ☐ Ambos ☐

Marca  Modelo

Tamaños de malla

Liofilizador Si ☐ No ☒

Marca  Modelo

Mufla Si ☒ No ☐

Marca  Modelo

Horno digestor de microondas Si ☒ No ☐

Marca  Modelo



CAPACIDAD OPERATIVA	
<b><u>Manual de procedimientos</u></b>	Si <input checked="" type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/>
<b><u>Certificación</u></b>	Si <input type="checkbox"/> No <input checked="" type="checkbox"/> <div>Favor indicar</div>
<b><u>Disponibilidad de patrones</u></b>	Si <input checked="" type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/> <div>Favor indicar Materiales de referencia de: Servicio Geológico de Japón Servicio Geológico, Dpto del interior, Estados Unidos Servicio Geológico de Canadá Servicio Geológico Británico NIST High Purity Standars</div>
<b><u>Ejercicios de intercalibración</u></b>	Si <input checked="" type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/> <div>Favor indicar INTEC IRRM Bélgica</div>
<b><u>Convenios internacionales</u></b>	Si <input checked="" type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/> <div>Favor indicar Servicio Geológico de Japón a partir de julio del 2002</div>



## CAPACIDAD TECNICA

### Análisis

Si No

LD

Unidad

Técnica

Método

Ref. normativa

Tiempo  
resp.

Valor (\$)

### Físicos

Granulometría

X ☐

### Metales y metaloides

Aluminio

X ☐

Arsénico

X ☐

Bario

X ☐

Cadmio

X ☐

Cromo

X ☐

Cobre

X ☐

Estaño

X ☐

Mercurio

X ☐

Níquel

X ☐

Plata

X ☐

Plomo

X ☐

Selenio

X ☐

Vanadio

X ☐

Zinc

X ☐

### Orgánicos e inorgánicos no metálicos

Carbono orgán. total

☐ X

Carbono inorg. total

X ☐

Nitrógeno total

X ☐

Fósforo total

X ☐

Sulfuros

X ☐

### Orgánicos persistentes

Bifenilos policlorados

☐ X

Clorofenoles

☐ X

Dioxinas

☐ X

Fenoles

☐ X

Ftalatos

☐ X

Hidroc. totales

☐ X

Hidroc. aromáticos totales

☐ X

Hidroc. aromát. policíclicos

☐ X

Hidroc. arom. clorados

☐ X

Pesticidas organoclorados

☐ X

Pesticidas organofosfor.

☐ X

Xantatos

☐ X

LLAA = Llama Abs. Atomica, VFAA = Vapor Frio Abs. Atomica, VHAA = Vapor Hidruros Abs. Atomica, ICP = Plasma, CG = Cromatografía de Gases, Grav = Gravimetría



UNIVERSIDAD  
DE PLAYA ANCHA  
DE CIENCIAS DE LA EDUCACION  
VALPARAISO

## FLUJOGRAMA DE MUESTRAS Y REGISTRO

Nombre encuestado Paula Cornejo P.

Cargo Jefe de Laboratorios

Firma y timbre autorizados







### PLANTA FISICA CASA MATRIZ

Fecha puesta en marcha  03  1974  
Propiedad Fiscal ☒ Privado ☐  
Superficie construida (m<sup>2</sup>)  170

### EQUIPAMIENTO ESPECIFICO

Cromatógrafo de gases	Si <input checked="" type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/>
Marca	<input type="text"/> Shimadzu
Modelo	<input type="text"/> GCMS-5050A
Detectores	FID <input checked="" type="checkbox"/> NPD <input type="checkbox"/> ECD <input type="checkbox"/> MS <input checked="" type="checkbox"/>
Espectrofotómetro de Absorción Atómica	Si <input checked="" type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/>
Marca	<input type="text"/> GBC
Modelo	<input type="text"/> 909; 933 Plus
Atomizador	LL <input checked="" type="checkbox"/> GH <input checked="" type="checkbox"/> HG <input checked="" type="checkbox"/>
Polarógrafo	Si <input checked="" type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/>
Marca	<input type="text"/> Radiometer
Modelo	<input type="text"/> TraceLab 50
Plasma Inductivamente Acoplado	Si <input checked="" type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/>
Marca	<input type="text"/> GBC
Modelo	<input type="text"/> Integra XL
Generador de Hidruros	Si <input checked="" type="checkbox"/> NO <input type="checkbox"/>
Equipo tamizador de sedimentos	Si <input type="checkbox"/> No <input checked="" type="checkbox"/> Tipo de tamizaje Seco <input checked="" type="checkbox"/> Húmedo <input type="checkbox"/> Ambos <input type="checkbox"/> Se hace tamizaje manual.
Marca	<input type="text"/>
Modelo	<input type="text"/>
Tamaños de malla	<input type="text"/> 2 mm; 60 mesh; 120 mesh; 230 mesh (Nylon)
Liofilizador	Si <input type="checkbox"/> No <input checked="" type="checkbox"/>
Marca	<input type="text"/>
Modelo	<input type="text"/>
Mufla	Si <input checked="" type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/>
Marca	<input type="text"/> Hecha en casa
Modelo	<input type="text"/>
Horno digestor de microondas	Si <input type="checkbox"/> No <input checked="" type="checkbox"/> Se dispone de homo cerámico para bombas de Teflón
Marca	<input type="text"/> Hecho en casa
Modelo	<input type="text"/>



CAPACIDAD OPERATIVA	
<b>Manual de procedimientos</b>	Si <input checked="" type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/>
<b>Certificación</b>	Si <input type="checkbox"/> No <input checked="" type="checkbox"/> Favor indicar <div></div>
<b>Disponibilidad de patrones</b>	Si <input checked="" type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/> Favor indicar Se dispone de MESS-2; PACS – 2; HISS – 1 (NRCC) para metales pesados en sedimentos. Se dispone de Xantatos para preparación de patrón secundario de sedimento. En vías de adquisición patrones orgánicos (PCB, PAH y otros)
<b>Ejercicios de intercalibración</b>	Si <input checked="" type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/> Favor indicar I Taller de Intercalibración de Métodos para la Determinación de Metales Pesados EN Tejidos y Sedimentos Marinos. CONA y UCN
<b>Convenios internacionales</b>	Si <input type="checkbox"/> No <input checked="" type="checkbox"/> Favor indicar <div></div>



## CAPACIDAD TECNICA

### Análisis

Si No

LD	Unidad	Técnica	Método	Ref. normativa	Tiempo resp.	Valor (UF)
----	--------	---------	--------	----------------	--------------	------------

### Físicos

Granulometría

☐ ☐

0,01	mg	Mecánica	Manual	ASTME11-70		2,5
------	----	----------	--------	------------	--	-----

### Metales y metaloides

Aluminio	X	<input type="checkbox"/>	0,13	ppm	AAS	FAAS	EPA - 7000		1,1
Arsénico	X	<input type="checkbox"/>	0,3	ppb	AAS	HGAAS	EPA - 7000		1,1
Bario	X	<input type="checkbox"/>	0,05	ppm	AAS	FAAS	EPA - 7000		1,1
Cadmio	X	<input type="checkbox"/>	0,7	ppb	AAS	HHPN-FF	EPA - 7000		1,1
Cromo	X	<input type="checkbox"/>	0,06	ppm	AAS	FAAS	EPA - 7000		1,1
Cobre	X	<input type="checkbox"/>	7,5	ppb	AAS	FAAS	EPA - 7000		1,1
Estaño	X	<input type="checkbox"/>	16,6	ppb	AAS	HHPNAAS	EPA - 7000		1,1
Mercurio	X	<input type="checkbox"/>	0,06	ppb	AAS	CVAAS	EPA - 7000		1,1
Níquel	X	<input type="checkbox"/>	10,9	ppb	AAS	HHPN	EPA - 7000		1,1
Plata	X	<input type="checkbox"/>	1,0	ppb	AAS	HHPN-FF	EPA - 7000		1,1
Plomo	X	<input type="checkbox"/>	1,0	ppb	AAS	HHPN-FF	EPA - 7000		1,1
Selenio	X	<input type="checkbox"/>	0,2	ppb	AAS	HGAAS	EPA - 7000		1,1
Vanadio	X	<input type="checkbox"/>	1,5	ppb	AAS	HHPN	EPA - 7000		1,1
Zinc	X	<input type="checkbox"/>	12,8	ppb	AAS	FAAS	EPA - 7000		1,1

### Orgánicos e inorgánicos no metálicos

Carbono orgán. total	X	<input type="checkbox"/>	0,1	ppm	Volumetría	redox	EPA-846		0,8
Carbono inorg. total	X	<input type="checkbox"/>	0,1	ppm	Espectrof.	UV-VIS	Hach-EPA		0,8
Nitrógeno total	X	<input type="checkbox"/>	0,1	ppm	Espectrof.	UV-VIS	Hach-EPA		0,8
Fósforo total	X	<input type="checkbox"/>	0,1	ppm	Espectrof.	UV-VIS	Hach-EPA		0,8
Sulfuros	X	<input type="checkbox"/>	0,1	ppm	Volumetría	redox	EPA-376		0,8

### Orgánicos persistentes (ver notas)

Bifenilos policlorados	X	<input type="checkbox"/>					EPA-8000		2,5
Clorofenoles	X	<input type="checkbox"/>					EPA-8000		2,5
Dioxinas	X	<input type="checkbox"/>					EPA-8000		3,0
Fenoles	X	<input type="checkbox"/>					EPA-8000		2,5
Ftalatos	X	<input type="checkbox"/>					EPA-8000		2,5
Hidroc. totales	X	<input type="checkbox"/>					EPA-8000		2,5
Hidroc. aromáticos totales	X	<input type="checkbox"/>					EPA-8000		2,5
Hidroc. aromát. policíclicos	X	<input type="checkbox"/>					EPA-8000		2,5
Hidroc. arom. clorados	X	<input type="checkbox"/>					EPA-8000		2,5
Pesticidas organoclorados	X	<input type="checkbox"/>					EPA-8000		2,5
Pesticidas organofosfor.	X	<input type="checkbox"/>					EPA-8000		2,5
Xantatos	X	<input type="checkbox"/>	5	ppb	HPLC; EAM	SPE; LPE			1,5

LD según IUPAC después de 1975.



## FLUJOGRAMA DE MUESTRAS Y REGISTRO

### NOTAS

Entre otros, el tiempo de respuesta depende del número de muestra

En la actualidad los análisis de orgánicos persistentes se hacen por técnicas alternativas a las consignadas en la serie 8000 de la EPA.

La aplicación de las técnicas y metodologías de la serie 8000 de la EPA estarán disponible en rutina a partir de agosto del presente año.

Dada la instrumentación y expertise disponibles, en el caso de los metales pesados disponemos de varias técnicas alternativas, pero se ha cotizado la de más bajo costo.

Nombre encuestado

Domingo A. Román Silva

Cargo

Profesor Asociado. Investigador Principal del Laboratorio de Química Bio-Inorgánica y Analítica Ambiental. Jefe del Área de Química Analítica del Departamento de Química.

Firma y timbre autorizados



UNIVERSIDAD  
DE PLAYA ANCHA  
DE CIENCIAS DE LA EDUCACION  
VALPARAISO

**CATASTRO DE LABORATORIOS AMBIENTALES NACIONALES**  
**Capacidad técnica y operativa para análisis de muestras de sedimentos marinos y lacustres**

Fecha

IDENTIFICACION			
<b>Casa matriz</b>			
Razón Social	<input type="text" value="Universidad de Playa Ancha"/>	RUT	<input type="text" value="70.754.700-6"/>
Nombre del laboratorio	<input type="text" value="Laboratorio de Toxicología Humana y Ambiental"/>		
Nombre Ejecutivo a cargo	<input type="text" value="Guillermo Díaz Fleming"/>		
Dirección	<input type="text" value="Gonzalez de Ontaneda 897. Valparaíso"/>		
Teléfonos	<input type="text" value="32 - 500 270"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Fax	<input type="text" value="32 - 500 275"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Correo electrónico	<input type="text" value="ldt@upa.cl"/>	Página Internet	<input type="text" value="www.upa.cl/ldt"/>
<b>Sucursales</b>			
Ciudad	<input type="text"/>	Ubicación	<input type="text"/>
Teléfono	<input type="text"/>	Fax	<input type="text"/>
Correo electrónico	<input type="text"/>		
Ciudad	<input type="text"/>	Ubicación	<input type="text"/>
Teléfono	<input type="text"/>	Fax	<input type="text"/>
Correo electrónico	<input type="text"/>		
Ciudad	<input type="text"/>	Ubicación	<input type="text"/>
Teléfono	<input type="text"/>	Fax	<input type="text"/>
Correo electrónico	<input type="text"/>		
Ciudad	<input type="text"/>	Ubicación	<input type="text"/>
Teléfono	<input type="text"/>	Fax	<input type="text"/>
Correo electrónico	<input type="text"/>		

**PLANTA DE TRABAJO**

Número de profesionales	<input type="text" value="5"/>
Número de técnicos	<input type="text" value="8"/>
Número de muestreadores	<input type="text" value="0"/>



### PLANTA FISICA CASA MATRIZ

Fecha puesta en marcha  09  98

Propiedad Fiscal ☒ Privado ☐

Superficie construida (m<sup>2</sup>)  220

### EQUIPAMIENTO ESPECIFICO

Cromatógrafo de gases

Si ☒ No ☐

Marca  Shimadzu  Modelo  GC 17 A

Detectores FID ☐ NPD ☐ ECD ☐ MS ☐

Espectrofotómetro de Absorción  
Atómica

Si ☒ No ☐

Marca  Shimadzu  Modelo  6601

Atomizador LLx ☐ GH x ☐ HGx ☐

Polarógrafo

Si ☒ No ☐

Marca  Radiometer  Modelo  Tracelab 5.0

Plasma Inductivamente Acoplado

Si ☐ Nox ☐

Marca   Modelo

Generador de Hidruros SI ☐ NO ☐

Equipo tamizador de sedimentos

Si ☐ No ☒ Tipo de tamizaje Seco ☐ Húmedo ☐ Ambos ☐

Marca   Modelo

Tamaños de malla

Liofilizador

Si ☐ No ☒

Marca   Modelo

Mufla

Si ☒ No ☐

Marca   Modelo

Horno digestor de microondas

Si ☐ No ☒

Marca   Modelo



CAPACIDAD OPERATIVA	
<b>Manual de procedimientos</b>	Si x <input type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/>
<b>Certificación</b>	Si <input type="checkbox"/> No x <input type="checkbox"/> Favor indicar
<b>Disponibilidad de patrones</b>	Si x <input type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/> Favor indicar Materiales de referencia en matriz sedimento y aguas
<b>Ejercicios de intercalibración</b>	Si x <input type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/> Favor indicar Intec Inti
<b>Convenios internacionales</b>	Si x <input type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/> Favor indicar Cequimap, Universidad de Córdoba. Argentina



## CAPACIDAD TECNICA

### Análisis

Si No

LD	Unidad	Técnica	Método	Ref. normativa	Tiempo	Valor (\$)
----	--------	---------	--------	----------------	--------	------------

### Físicos

Granulometría

☐ ☐

--	--	--	--	--	--	--

### Metales y metaloides

Aluminio	x	<input type="checkbox"/>	3.0	ppm	EAA	Llama	EPA	7 días	3 UF
Arsénico	x	<input type="checkbox"/>	0.01	ppm	EAA	Homo Grafito	EPA	7 días	3 UF
Bario	x	<input type="checkbox"/>	3.0	ppm	EAA	Llama	EPA	7 días	3 UF
Cadmio	x	<input type="checkbox"/>	0.2	ppm	EAA	Llama	EPA	7 días	3 UF
Cromo	x	<input type="checkbox"/>	1.1	ppm	EAA	Llama	EPA	7 días	3 UF
Cobre	x	<input type="checkbox"/>	1.0	ppm	EAA	Llama	EPA	7 días	3 UF
Estaño	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>							
Mercurio	x	<input type="checkbox"/>	0.01	ppm	EAA	Gen. Hidruro	EPA	7 días	3 UF
Niquel	x	<input type="checkbox"/>	0.5	ppm	EAA	Llama	EPA	7 días	3 UF
Plata	x	<input type="checkbox"/>	0.4	ppm	EAA	Llama	EPA	7 días	3 UF
Plomo	x	<input type="checkbox"/>	1.5	ppm	EAA	Llama	EPA	7 días	3 UF
Selenio	x	<input type="checkbox"/>	0.1	ppm	EAA	Homo Grafito	EPA	7 días	3 UF
Vanadio	x	<input type="checkbox"/>	0.2	ppm	EAA	Llama	EPA	7 días	3 UF
Zinc	x	<input type="checkbox"/>	1.5	ppm	EAA	Llama	EPA	7 días	3 UF

### Orgáns. e inorgáns. no metálicos

Carbono orgán. total	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>							
Carbono inorg. total	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>							
Nitrógeno total	x	<input type="checkbox"/>	0.1	ppm	KJELDAHL	VOLUMETRIA	EPA	7 días	1 UF
Fósforo total	x	<input type="checkbox"/>	0.003	ppm	Espectrof.	UV-VIS	EPA	7 días	1 UF
Sulfuros	x	<input type="checkbox"/>	0.01	ppm	Espectrof.	UV-VIS	EPA	7 días	1 UF

### Orgánicos persistentes

Bifenilos policlorados	x	<input type="checkbox"/>	2.0	ppm	GC	ECD	EPA	7 días	3 UF
Clorofenoles	x	<input type="checkbox"/>	2.0	ppm	GC	ECD	EPA	7 días	3 UF
Dioxinas	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>							
Fenoles	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>							
Ftalatos	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>							
Hidroc. totales	x	<input type="checkbox"/>	2.0	ppm	Extracción	GRAVIM	EPA	7 días	1 UF
Hidroc. aromáticos totales	x	<input type="checkbox"/>	0.1	ppm	GC	FID	EPA	7 días	3 UF
Hidroc. aromát. policíclicos	x	<input type="checkbox"/>	0.1	ppm	GC	FID	EPA	7 días	3 UF
Hidroc. arom. clorados	x	<input type="checkbox"/>							
Pesticidas organoclorados	x	<input type="checkbox"/>	0.2	ppm	GC	ECD	EPA	7 días	3 UF
Pesticidas organofosforos.	x	<input type="checkbox"/>	0.5	ppm	GC	FTD	EPA	7 días	3 UF
Xantatos	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>							





### FLUJOGRAMA DE MUESTRAS Y REGISTRO

El flujograma de las muestras y sus registros asociados, están contemplados en el sistema de calidad del laboratorio. En este existen los procedimientos y registros específicos donde se describe cada actividad y se asignan las responsabilidades correspondientes.

El sistema de calidad está diseñado de acuerdo a guía ISO 17025.

Nombre encuestado

Cargo

Mario Morales Carrasco

Firma y timbre autorizados

## Nómina de Laboratorios Encuestados

Ord	Apellido 1	Nombre	Institución	Departamento/Cargo	Código	Fono 1	Fax	Ciudad	Correo	Condición	Respuesta
1	Ahumada	Ramón	U. Cat. de la Santísima Concepción	Profesor	41	735255	735251	Concepción	<a href="mailto:rahuma@ucsc.cl">rahuma@ucsc.cl</a>	enviado	NO
2	Andonie	Oscar	CCHEN	Laboratorio por Activación Neutrónica	2	3646100		Santiago	<a href="mailto:oandonie@cchen.cl">oandonie@cchen.cl</a>	enviado	NO
3	Bonert	Christian	SHOA		32	266691	266542	Valparaíso	<a href="mailto:lab01.oc@shoa.cl">lab01.oc@shoa.cl</a>	enviado	NO
4	Buonocore	Gonzalo	U. Católica de Valparaíso	Lab. de Química Servicios	32	273176		Valparaíso	<a href="mailto:gbuonoco@ucv.cl">gbuonoco@ucv.cl</a>	enviado	SI
5	Canales	Paola	MR Laboratorios		2	5543645		Santiago	<a href="mailto:ruiz@ctc-mundo.net">ruiz@ctc-mundo.net</a>	enviado	SI
6	Comejo	Paula	SERNAGEOMIN	Jefa de Laboratorio	2	2385292		Santiago	<a href="mailto:jefe_lab@semageomin.cl">jefe_lab@semageomin.cl</a>	enviado	NO
7	De Gregori	Ida	U. Católica de Valparaíso	Lab. de Química	32	273161		Valparaíso	<a href="mailto:idegrego@ucv.cl">idegrego@ucv.cl</a>	enviado	NO
8	Díaz	Guillermo	U. de Playa Ancha	Lab. de Toxicol. Humana y Ambiental	32	500270	500275	Valparaíso	<a href="mailto:ruben_diaz@entelchile.net">ruben_diaz@entelchile.net</a>	enviado	NO
9	Escobar	Marcela	U. de Valparaíso	Lab. Externo Control de Calidad	32	508120	508132	Valparaíso	<a href="mailto:marcela.escobar@uv.cl">marcela.escobar@uv.cl</a>	enviado	NO
10	Gesche	Erika	U. Austral de Chile	Inst. de Medicina Preventiva Veterinaria	63	221435		Valdivia	<a href="mailto:preventi@uach.cl">preventi@uach.cl</a>	enviado	NO
11	González	Eduardo	U. de Atacama	Centro de Estudios del Medio Ambiente	52	206780	206785	Copiapó	<a href="mailto:idictec@gea.idictec.uda.cl">idictec@gea.idictec.uda.cl</a>	enviado	NO
12	Guajardo	Ramón	ASL Chile Ltda.	Gerente de Operaciones	55	232697		Antofagasta	<a href="mailto:ramon.guajardo@alsenviro.com">ramon.guajardo@alsenviro.com</a>	enviado	SI
13	Inda	Julio	U. Católica del Norte	Profesor	51			Coquimbo	<a href="mailto:jinda@ucn.cl">jinda@ucn.cl</a>	enviado	NO
14	López	Luis	U. de Valparaíso	Laboratorio de Química	32	508033		Valparaíso	<a href="mailto:luis.lopez@uv.cl">luis.lopez@uv.cl</a>	enviado	SI
15	Marín	Sergio	CCHEN	Unidad de Análisis Químico	2	6554000		Santiago	<a href="mailto:smarin@cchen.cl">smarin@cchen.cl</a>	enviado	NO
16	Martínez	Jaime	U. de Chile	Depto. de Geología	2	6784121		Santiago	<a href="mailto:viperez@cec.uchile.cl">viperez@cec.uchile.cl</a>	enviado	NO
17	Matus	Patricia	ISP	Jefa Laboratorio Ambiental	2	3507477	3507589	Santiago	<a href="mailto:pmatus@ispch.cl">pmatus@ispch.cl</a>	enviado	NO
18	Méndez	Juan A.	Inspectorate Griffith	Coordinador General	2	2516990		Santiago	<a href="mailto:coordinador@inspectorate.cl">coordinador@inspectorate.cl</a>	enviado	SI
19	Muñoz	Adriana	Fundación Chile	Jefe Servicios Laboratorio	2	2400300		Santiago	<a href="mailto:amunoz@fundch.cl">amunoz@fundch.cl</a>	enviado	NO
20	Ortega	Claudio	Corthorn Quality (Chile) S.A.	Jefe de Laboratorio	2	2439292	2439299	Santiago	<a href="mailto:info@corthorn.cl">info@corthorn.cl</a>	enviado	NO
21	Ossa	Eugenio	CESMEC	Gerente General	2	3502100		Santiago	<a href="mailto:ossa@cesmec.cl">ossa@cesmec.cl</a>	enviado	NO
22	Pacheco	Patricia	EULA	Lab. Química Ambiental	42	204002		Concepción	<a href="mailto:ppacheco@udec.cl">ppacheco@udec.cl</a>	enviado	NO
23	Quiroz	Eduardo	U. Austral de Chile	Inst. de Química, Lab. Elem. Traza y Nutrientes	63			Valdivia	<a href="mailto:equiroz@uach.cl">equiroz@uach.cl</a>	enviado	NO
24	Richter	Pablo	CENMA	Jefe de Operaciones	2	2751455	2751688	Santiago	<a href="mailto:prichter@cenma.cl">prichter@cenma.cl</a>	enviado	NO
25	Rojas	Víctor	SILOB Chile	Jefe Laboratorio Ambiental	32	797870	797863	Valparaíso	<a href="mailto:silob@entelchile.net">silob@entelchile.net</a>	enviado	NO
26	Román	Domingo	U. de Antofagasta	Depto. de Química	55	637823		Antofagasta	<a href="mailto:droman@uantof.cl">droman@uantof.cl</a>	enviado	SI
27	Romero	Silvana	Biwater S.A.	Jefa de Laboratorio	55	237484	237440	Antofagasta	<a href="mailto:laboratorio@biwater.cl">laboratorio@biwater.cl</a>	enviado	NO
28	Rueda	Orquidea	SGS Ecocare	Laboratorio Ambiental	2	5558478		Santiago	<a href="mailto:orquidea_rueda@sgs.com">orquidea_rueda@sgs.com</a>	enviado	NO
29	Scotti	Mario	U. Católica de Chile	Centro de Servicio Externo	2	3544000		Santiago	<a href="mailto:mscotti@puc.cl">mscotti@puc.cl</a>	enviado	NO
30	Seguel	Miriam	U. Austral de Chile	Laboratorio CERAM	65	264596		P. Montt	<a href="mailto:ceram@uach.cl">ceram@uach.cl</a>	enviado	NO
31	Silva	Nelson	U. Católica de Valparaíso	Laboratorio de Química	32	274246		Valparaíso	<a href="mailto:nsilva@ucv.cl">nsilva@ucv.cl</a>	enviado	NO
32	Utreras	Ruby	CIMM	Jefe Laboratorio Ambiental	2	3643300		Santiago	<a href="mailto:rutrera@cimm-tvs.cl">rutrera@cimm-tvs.cl</a>	enviado	NO
33	Valdés	Erika	U. Técnica Federico Sta. María	Depto. de Química	32	654324		Valparaíso	<a href="mailto:erika.valdes@qui.utfsm.cl">erika.valdes@qui.utfsm.cl</a>	enviado	SI
34	Villarroel	Verónica	TECNOLAB	Laboratorio Ambiental	32	965949		Quilpué	<a href="mailto:tecnolab@entelchile.net">tecnolab@entelchile.net</a>	enviado	NO



UNIVERSIDAD  
DE PLAYA ANCHA  
DE CIENCIAS DE LA EDUCACION  
VALPARAISO

## Valores determinados para las muestras de sedimentos marinos de referencia

---

Anexo  
**9**

En el certificado de análisis adjunto, se señala los valores certificados y valores determinados para muestras de sedimentos de referencia (PACS-2, National Research Council of Canada). Las cuantificaciones de los analitos fueron efectuadas en Laboratorio de Toxicología Humana y Ambiental de la Universidad de Playa Ancha.

# INFORME MATERIAL DE REFERENCIA

PACS-2

CLIENTE	: OIKOS CHILE S.A.
ATENCIÓN SEÑOR	: SIXTO GUTIERREZ
MATERIAL DE REFERENCIA	: SEDIMENTO MARINO
PREPARADO POR	: NATIONAL RESEARCH COUNCIL OF CANADA COMMITTEE ON MARINE ANALYTICAL CHEMISTRY
IDENTIFICACIÓN	: PACS - 2
FECHA DE EMISIÓN	: 02-04-2002

## RESULTADOS

ANÁLISIS	UNIDAD	VALOR CERTIFICADO	VALOR DETERMINADO
PLATA	µg/g	1.22 ± 0.14	1.12
ALUMINIO	%	6.62 ± 0.32	6.90
ARSÉNICO	µg/g	26.2 ± 1.5	25.5
CADMIO	µg/g	2.11 ± 0.15	2.07
CROMO	µg/g	90.7 ± 4.6	91.3
COBRE	µg/g	310 ± 12	317
HIERRO	%	4.09 ± 0.06	4.13
MERCURIO	µg/g	3.04 ± 0.20	3.28
NIQUEL	µg/g	39.5 ± 2.3	38.7
PLOMO	µg/g	183 ± 8	186
SELENIO	µg/g	0.92 ± 0.22	1.03
VANADIO	µg/g	133 ± 5	130
ZINC	µg/g	364 ± 23	343

Los resultados se refieren sólo a las muestras analizadas.

Este informe no debe ser reproducido parcial o totalmente sin la aprobación escrita del laboratorio.

La información aquí contenida será almacenada en el laboratorio por un periodo de 2 años.

OBSERVACIONES:

MARIO MORALES C.

Bioquímico

Director Técnico

Laboratorio de Toxicología Humana y Ambiental