

UNIVERSIDAD DE CHILE  
FACULTAD DE CIENCIAS  
CARRERA DE QUÍMICA AMBIENTAL

“PROPUESTA DE PARÁMETROS PARA LA NORMA DE CALIDAD DE  
SEDIMENTOS”.



PAMELA SILVANA SAMAMÉ EGAÑA

2002

UCH-FC  
Q. Ambiental  
S 187  
C. 1



CARRERA DE QUÍMICA AMBIENTAL  
ESCUELA DE CIENCIAS  
FACULTAD DE CIENCIAS  
UNIVERSIDAD DE CHILE

---

**PROPUESTA DE PARÁMETROS PARA LA NORMA DE CALIDAD DE  
SEDIMENTOS.**

Seminario de Título  
entregado a la Facultad de Ciencias de la Universidad de Chile  
para optar al título de

**QUÍMICO AMBIENTAL**

**PAMELA SILVANA SAMAMÉ EGAÑA**



**Director de Seminario : Lic. Pamela Zenteno.**  
**Patrocinante : Msc. Irma Vila.**

NOVIEMBRE, 2002



## **DEDICATORIA**

*Dedico este trabajo especialmente a mis padres Berta y Augusto, quienes mediante su sacrificio, enseñanza y amor han permitido mi desarrollo personal y académico.*

*A mi querida hermana Jessica con quien he compartido tantos hermosos momentos desde nuestra infancia.*

*A mi amorcito Jorge, quien me ha brindado su amor y apoyo incondicional.*

*Y a mis compañeros y profesores de universidad quienes fueron un importante apoyo durante este proceso.*

*... Y si alguno se imagina que sabe algo, aún no sabe nada como debe saberlo.*

*Pero si alguno ama a Dios, es conocido por él. (Cor. 8:2-3).*

***¡Gracias sean dadas al Dios todo poderoso!***

## **AGRADECIMIENTOS**

*Quisiera expresar mi más sincero agradecimiento a todas las personas que colaboraron en el desarrollo de este trabajo. Con especial aprecio, agradezco la cariñosa dedicación de la profesora Irma Vila.*

*Afectuosamente, también quisiera agradecer a Francisco Riestra por su buena disposición y gran apoyo, al profesor Jaime Pizarro por su amable acogida e importante aporte y ha Pamela Zenteno por su orientación y por darme la oportunidad de desarrollar este trabajo.*

*Además quisiera agradecer al Depto. de Conservación y Protección de Recursos Hídricos de la DGA (Dirección General de Aguas; MOP) y al Depto. de Descontaminación Planes y Normas de la CONAMA por el apoyo recibido, el cual ha hecho posible el desarrollo de este trabajo y la confianza depositada en mi persona para la elaboración del mismo.*

## INDICE GENERAL.

	<b>Nº Pág.</b>
<b>INDICE GENERAL</b>	<b>i</b>
<b>INDICE DE TABLAS.</b>	<b>v</b>
<b>INDICE DE FIGURAS</b>	<b>vi</b>
<b>ABREVIATURAS</b>	<b>vii</b>
<b>RESUMEN.</b>	<b>x</b>
<b>1. INTRODUCCIÓN.</b>	<b>1</b>
<b>2. LOS SEDIMENTOS.</b>	<b>4</b>
2.1. Proceso de sedimentación.	5
2.1.1. Meteorización.	5
2.1.2. Transporte del sedimento.	7
2.1.3. Depositación del sedimento.	8
2.2. Naturaleza de los sedimentos.	10
2.3. Composición de los sedimentos.	13
2.3.1. Composición química.	13
2.3.2. Composición mineral.	14
2.3.3. Composición orgánica.	16

2.4. Granulometría de sedimentos.	17
<b>3. CONTAMINACIÓN DE LOS SEDIMENTOS.</b>	<b>20</b>
3.1. Mecanismos de retención de contaminantes.	20
3.1.1. Sorción.	21
3.1.2. Intercambio catiónico.	26
3.1.3. Precipitación y coprecipitación.	27
3.1.4. Complejación y quelación.	28
3.1.5. Oxido-Reducción (Redox).	29
3.2. Mecanismos de liberación de contaminantes.	31
<b>4. GENERANDO UNA NORMA DE CALIDAD AMBIENTAL PARA SEDIMENTOS.</b>	<b>37</b>
4.1. Metodologías para la derivación de guías de calidad de sedimentos.	41
4.1.1. Metodologías químicas.	41
4.1.1.1. Metodología de línea base.	41
4.1.1.2. Biodisponibilidad de metales.	42
4.1.2. Metodologías que integran aspectos químicos y biológicos.	42
4.1.2.1. Ensayo de toxicidad en sedimento total.	42
4.1.2.2. Toxicidad de sedimento con adición de concentración conocida.	43
4.1.2.3. Efecto umbral aparente.	43
4.1.2.4. Trío de calidad de sedimento.	43
4.1.2.5. Nivel “screening”.	44
4.1.2.6. Toxicidad del agua intersticial.	44
4.1.2.7. Residuo en tejido.	45
4.1.2.8. Rango de efecto.	45
4.1.2.9. Equilibrio de partición.	45

4.2. Metas internacionales.	47
4.2.1. Pautas canadienses.	47
4.2.2. Pautas de países bajos.	51
4.2.3. Pautas de Hong Kong.	53
4.2.4. Pautas de Australia y Nueva Zelanda.	50
4.3. Información nacional.	56
<b>5. PROPUESTA DE PARÁMETROS.</b>	<b>57</b>
5.1. Indicadores de las características de los sedimentos.	59
5.1.1. Indicadores físicos.	59
5.1.1.1. Tamaño de partícula.	59
5.1.2. Indicadores fisicoquímicos.	61
5.1.2.1. Contenido de agua.	61
5.1.2.2. Contenido de materia orgánica.	62
5.1.2.3. pH.	63
5.1.2.4. Potencial redox (Eh).	64
5.1.2.5. Capacidad de intercambio catiónico.	64
5.2. Contaminantes	65
5.2.1. Metales Pesados.	65
5.2.2. Compuestos orgánicos.	67
5.2.3. Plaguicidas.	72
<b>6. PRIORIZACIÓN DE CONTAMINANTES.</b>	<b>74</b>
6.1. Priorización de metales pesados.	76
6.1.1. Aluminio.	78

6.1.2. Arsénico.	80
6.1.3. Cadmio.	82
6.1.4. Cinc.	83
6.1.5. Cobre.	84
6.1.6. Cromo.	85
6.1.7. Mercurio.	87
6.1.8. Níquel.	88
6.1.9. Plomo.	89
6.2. Priorización de elemento no metálico.	91
6.2.1. Boro.	91
6.3. Priorización de compuestos orgánicos.	92
6.3.1. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs).	92
6.3.2. Bifenilos policlorados (PCBs).	95
6.3.3. Dioxinas y furanos.	97
6.3.4. Priorización de plaguicidas.	100
<b>7. OPERACIONES PREVIAS A LA DETERMINACIÓN ANALÍTICA DE LOS PARÁMETROS.</b>	<b>115</b>
<b>DISCUSIÓN.</b>	<b>123</b>
<b>CONCLUSIÓN.</b>	<b>126</b>
<b>BIBLIOGRAFÍA.</b>	<b>127</b>
<b>ANEXOS.</b>	<b>138</b>

## INDICE DE TABLAS.

		N° Pág.
Tabla 1.	Escalas de tamaño de grano	19
Tabla 2.	Equilibrios de absorción (formación de complejos en superficies)	24
Tabla 3.	Pauta de calidad de sedimento en aguas dulces de Canadá	49
Tabla 4.	Objetivos de calidad de sedimentos para países bajos.	50
Tabla 5.	Pautas de calidad de sedimento de Hong Kong	52
Tabla 6.	ISQGs para Australia y Nueva Zelanda	53
Tabla 7.	Resumen de valores mínimos y máximos normados en países desarrollados.	55
Tabla 8.	Resumen de los parámetros frecuentemente considerados en guías internacionales de calidad ambiental de sedimentos.	58
Tabla 9.	Volúmenes de PCBs usados por región	69
Tabla 10.	Metales considerados en reglamentaciones nacionales e internacionales.	78
Tabla 11.	Propiedades de algunos hidrocarburos aromáticos policíclicos	94
Tabla 12.	Hidrocarburos aromáticos policíclicos seleccionados en guías de calidad de sedimentos.	95
Tabla 13.	Factor de equivalencia más usados para dioxinas y furanos	98
Tabla 14.	Propiedades fisicoquímicas de algunas dioxinas y furanos	99
Tabla 15.	Priorización de plaguicidas por capacidad de sorción	100
Tabla 16.	Sistema de evaluación de la importancia de los datos de toxicidad.	102
Tabla 17.	Evaluación de pesticidas	105
Tabla 18.	Resumen de parámetros prioritarios.	114
Tabla 19.	Resumen de parámetros para un plan de monitoreo.	114
Tabla 20.	Requerimientos de preservación para el análisis de sedimentos	120

## INDICE DE FIGURAS.

	<b>Nº Pág.</b>
Figura 1. Ciclo de las rocas y proceso de sedimentación.	6
Figura 2. Transporte de sedimentos.	12
Figura 3. Hidroxilación de la superficie de un óxido.	23
Figura 4. Intercambio catiónico en material arcillosos.	27
Figura 5. Representación esquemática del ciclo de elementos trazas...	30
Figura 6. Metilación del mercurio.	33
Figura 7. Bioalquilación del arsénico.	34
Figura 8. Tipos de muestreadores Draga.	117
Figura 9. Muestreador de agua de poro	118



## ABREVIATURAS.

<b>AET</b>	<b>: Apparent Effects Threshold.</b>
<b>AVS</b>	<b>: Acid Volatile Sulphides.</b>
<b>BAF</b>	<b>: Factor de Bioacumulación</b>
<b>CAS</b>	<b>: Chemical Abstracts Services.</b>
<b>C-CO<sub>3</sub></b>	<b>: Carbono en la forma de carbonato.</b>
<b>CIC</b>	<b>: Capacidad de Intercambio Catiónico.</b>
<b>CIRH</b>	<b>: Centro de Información de Recursos Hídricos de la Dirección General de Aguas.</b>
<b>CONAMA</b>	<b>: Comisión Nacional del Medio Ambiente.</b>
<b>C-org</b>	<b>: Carbono orgánico.</b>
<b>DGA</b>	<b>: Dirección General de Aguas del Ministerio de Obras Públicas.</b>
<b>Eh</b>	<b>: Potencial redox</b>
<b>EPA</b>	<b>: Environmental Protection Agency.</b>
<b>EqP</b>	<b>: Equilibrium Partitioning.</b>
<b>ER-L</b>	<b>: Effects Range-Low.</b>
<b>ER-M</b>	<b>: Effects Renge-Median.</b>
<b>FDEP</b>	<b>: Florida Departament of Environmental Protection.</b>
<b>FAO</b>	<b>: Food and Agriculture Organization of the United Nations</b>
<b>FET</b>	<b>: Factor de Equivalencia de Toxicidad.</b>

<b>foc</b>	<b>: Fracción de masa de carbono orgánico.</b>
<b>IC</b>	<b>: Intercambio Catiónico.</b>
<b>Igeo</b>	<b>: Index of Geoaccumulation .</b>
<b>ISQGs</b>	<b>: Interim Sediment Quality Guidelines.</b>
<b>J<sub>A</sub></b>	<b>: Flujo por advección del agua de poro.</b>
<b>J<sub>B</sub></b>	<b>: Flujo por bioturbación.</b>
<b>J<sub>D</sub></b>	<b>: Flujo por difusión molecular.</b>
<b>J<sub>I</sub></b>	<b>: Flujo por irrigación.</b>
<b>J<sub>W</sub></b>	<b>: Flujo por acciones físicas.</b>
<b>K<sub>d</sub></b>	<b>: Coeficiente de partición.</b>
<b>K<sub>oc</sub></b>	<b>: Coeficiente de adsorción normalizado al contenido de carbono orgánico.</b>
<b>K<sub>ow</sub></b>	<b>: Coeficiente de partición agua-octanol.</b>
<b>LC<sub>50</sub></b>	<b>: Concentración de contaminante que elimina el 5% de los organismos expuestos.</b>
<b>LOEC</b>	<b>: Low Observed Effect Concentration.</b>
<b>Me</b>	<b>: Metal.</b>
<b>Meq</b>	<b>: Miliequivalentes.</b>
<b>MO</b>	<b>: Materia Orgánica.</b>
<b>NOAA</b>	<b>: National Oceanographic and Atmospheric.</b>
<b>NOEC</b>	<b>: No Observed Effect Concentration.</b>
<b>NOEL</b>	<b>: No Observed Effect Level.</b>
<b>PAHs</b>	<b>: Polycyclic Aromatic Hydrocarbons.</b>

**PCBs** :Policlorinated Biphenyls.  
**SAG** : Servicio Agrícola Ganadero.  
**PEL** : Probable Effect Level.  
**SEC** : Superintendencia de Electricidad y Combustibles.  
**SEM** : Simultaneously Extracted Metals.  
**SQC** : Sediment Quality Criteria.  
**TEL** : Threshold Effect Level  
**WQC** : Water Quality Criterion.

## RESUMEN.

Frente a la necesidad de fundamentar la toma de decisiones referente al manejo y la normalización de la matriz sedimento, el siguiente trabajo pretende exponer en una primera etapa, la información recopilada sobre sedimentos de ríos y lagos, integrando los conocimientos alcanzados por diferentes ramas de la ciencia, de manera de generar los primeros antecedentes para un conocimiento básico acerca de los sedimentos, y que permitan realizar en una segunda etapa, la elección de parámetros necesarios a considerar en una norma secundaria de sedimentos.

En orden cronológico, la metodología de trabajo para el desarrollo de esta investigación consistió en:

- Recopilación en Internet de información internacional mediante buscadores electrónicos en función de la mayor cantidad de temas tales como tipos de sedimentos, composición y granulometría de estos, parámetros normados en reglamentaciones extranjeras, metodologías para la derivación de guías de calidad ambiental para sedimentos, análisis químicos de especies contaminantes y mecanismos de contaminación, entre otros.
- Recopilación de información bibliográfica. El recurso bibliográfico se obtuvo gracias a la colaboración de: C.I.R (Centro de Información de Recursos Hídricos de la DGA), CONAMA (Comisión Nacional del Medio Ambiente) y bibliotecas universitarias.

- Revisión de la información nacional referente a los análisis químicos realizados en sedimentos y que dan cuenta de la calidad ambiental de éste.
- Revisión de la información internacional.
- Propuesta de parámetros en función de la información recolectada y de los parámetros seleccionados por otros países.
- Análisis de prioridad de los parámetros propuestos.
- Búsqueda de métodos analíticos en Internet y libros.

Para dar inicio a la investigación bibliográfica, se toma en cuenta primeramente, los procesos de origen y la caracterización química y física del material sedimentario, de manera de tener una visión general de la matriz que se quiere proteger y a continuación, se describen los procesos que determinan su contaminación, para cumplir el objetivo de proponer los parámetros más adecuados con base en fundamentos científicos.

En segundo lugar, se muestran algunos valores límites de concentración de especies contaminantes generados por otros países, de manera de tener un registro que permita realizar comparaciones y adecuar valores para nuestra realidad nacional.

Posteriormente, debido a que existen factores que determinan la retención y liberación de especies contaminantes, se proponen éstos como parámetros indicadores de las características del sedimento, y luego, los parámetros que determinan contaminación, en base a

información científica que revela su acumulación importante en la matriz y su posible movilización en los sistemas acuáticos, y por su consideración en pautas internacionales de calidad ambiental para sedimentos.

Finalmente, debido a que algunos parámetros son prioritarios, se proporciona un ordenamiento de estos, en función de la importancia dada por información útil, como resultan ser los datos de toxicidad aguda para organismos de prueba.



## 1. INTRODUCCIÓN.

Un constituyente importante de los sistemas acuáticos son los sedimentos, los cuales son identificados generalmente, como el material en suspensión o depositado en el fondo de un sistema acuático, conformado por materiales orgánicos e inorgánicos y que son generados por procesos de erosión o dentro del mismo sistema acuático.

La importancia de este material para los estudios de calidad ambiental, está dada principalmente por los efectos adversos que puede producir en los organismos acuáticos y el medio ambiente, cuando presenta contaminación por retención de especies contaminantes. Los efectos adversos, ocurren porque los sedimentos contaminados entran en contacto directo con la biota, especialmente con organismos bentónicos, al proporcionarles el hábitat y el alimento, generando efectos tóxicos y permitiendo la bioacumulación de especies contaminantes, lo que determina una potencial transferencia de éstos a través de las cadenas alimentarias y eventualmente un perjuicio a la salud humana (FDEP, 1994; EPA, 1998). Pero no sólo afectan en forma directa, también pueden indirectamente afectar la salud ambiental de un sistema acuático al tener la capacidad de devolver contaminantes hacia columna de agua, quedando disponibles para los organismos que habitan en la columna de agua, mediante mecanismos de liberación a través de la interfaz sedimento/agua, donde ocurren las principales reacciones químicas que determinan la movilidad de nutrientes y especies contaminantes. Es por lo anterior, que los sedimentos son considerados tanto receptores como fuentes de contaminación (FDEP, 1994; Stepheson, 1994; Calmano, 1996).

Tomando en cuenta, la importancia de la participación de los sedimentos en la distribución de contaminantes, y la sensibilidad de la biota, a desarrollar efectos adversos para su salud y supervivencia, surge la necesidad de proteger los sedimentos del impacto generado por la actividad antropogénica. La elaboración de una norma de calidad ambiental secundaria cubriría esta necesidad, la cual es definida por CONAMA (Comisión Nacional del Medio

Ambiente) como: "aquella norma que establece los valores de las concentraciones y periodos máximos y mínimos permisibles de sustancias, elementos, energía o combinación de estos, cuya presencia o carencia en el ambiente pueda constituir un riesgo para la protección o conservación del medio ambiente, o la preservación de la naturaleza”.

Debido a que la norma requerirá establecer las concentraciones permisibles para determinados parámetros, el siguiente trabajo tiene como **objetivo general**, proponer los parámetros que deberían ser considerados en una norma de calidad secundaria de sedimentos de ríos y lagos. Para lograr este objetivo, se realizó un análisis de información nacional e internacional de manera de fundamentar la propuesta de parámetros, principalmente, en función de su consideración en normas internacionales de calidad ambiental para sedimentos, el potencial de determinados contaminantes a estar asociados a efectos toxicológicos, la acumulación en los sedimentos y la bioacumulación.

Además, el trabajo considera los siguientes **objetivos específicos**:

- Generar los primeros antecedentes sobre el material sedimentario para conocer las propiedades de éstos y los factores que intervienen en el proceso de deterioro ambiental de los sedimentos.
- Justificar los parámetros propuestos mediante análisis de las propiedades de los contaminantes y los sedimentos.
- Priorizar los parámetros seleccionados con base a criterios científicos y proporcionar recomendaciones para la norma secundaria de sedimentos.

Para generar los primeros antecedentes sobre los sedimentos fue necesario recopilar y analizar información confiable de distintas ramas de la ciencia de manera de integrar los conocimientos y elaborar una información ordenada sobre esta matriz ambiental, orientada a entender los



procesos de origen del material y las principales características físicas y químicas que determinan su participación en la calidad ambiental de los sistemas acuáticos.

Con posterioridad, con la intención de proponer los parámetros para una futura norma de calidad ambiental de sedimentos, se analizó la información recopilada para cada contaminante que se sospechaba tenía una gran importancia en la calidad ambiental de los sedimentos por su incorporación en normas internacionales sobre calidad ambiental de sedimentos y por presentar diversas propiedades que lo relacionan con efectos adversos sobre el medio ambiente.

Finalmente, debido a que la gran cantidad de contaminantes que sería útil medir en los sedimentos, resulta importante cumplir el objetivo de priorizar parámetros en función de las necesidades propias de nuestro país. Para llevar a cabo esta tarea, se propone considerar cinco criterios de priorización, los cuales fueron seleccionados tras una exhaustiva revisión de la información recolectada que respalda esta selección.

## 2. LOS SEDIMENTOS.

Los sedimentos son el material suspendido o depositado en el fondo de sistemas acuáticos, que consisten en una mezcla de minerales, fragmentos de rocas, precipitados tales como  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ,  $\text{SiO}_2$  y  $\text{CaCO}_3$  y materiales orgánicos de origen natural (microorganismos, organismos de mayor tamaño, detritus y restos de macrófitas), los cuales son transportados por agentes de transporte como corrientes de agua y viento, para finalmente ser depositados en las partes bajas de cuerpos de agua (García, 1998).

El origen natural del material sedimentario está dado generalmente por la erosión de la superficie del terreno, donde la delgada capa de suelo, sufre la acción del viento y la lluvia. El viento arrastra y levanta partículas, mientras que la lluvia o granizo impacta el terreno movilizándolo partículas de roca y suelo. Las partículas movilizadas llegan a los escurrimientos superficiales que a su vez desprenden y acarrear partículas de la superficie del terreno. Pero de la literatura se desprende, que la erosión no es el único proceso que da origen al sedimento, las reacciones químicas que ocurren en la matriz acuosa, aportan con compuestos que se depositan en el fondo o permanecen en suspensión (sedimentos hidrogénicos), mientras que los organismos muertos del sistema acuático, aportan con compuestos como carbonato de calcio y sílice (sedimentos biogénicos), y la actividad volcánica con material particulado, el cual es liberado a la atmósfera y posteriormente puede ingresar por depositación a cuerpos de aguas naturales como ríos y lagos (Hakanson, 1983).

El origen del material sedimentario no sólo se debe a procesos naturales, las actividades humanas también han influido en el aumento de este material. Muchas actividades humanas generan polvos y materiales particulados, los cuales pueden ser transportados a sistemas acuáticos. La explotación minera, genera grandes cantidades de partículas y polvo por el rompimiento de rocas y suelos, los cuales una vez transportados a cuerpos de agua no sólo aumentan la carga del material sólido, sino que también, las especies contaminantes presentes

en el sistema. Obras de ingeniería (construcción de caminos, vías férreas, presas, plantas industriales), también generan grandes volúmenes de materiales, los cuales son movilizados por las modificaciones de las pendientes del terreno generadas por la misma actividad. Los drenajes y sistemas de alcantarillado domésticos e industriales, conducen materiales y exceso de nutrientes a ríos y lagos, favoreciendo un aumento de la carga de sedimentos (García, 1998).

## **2.1. Proceso de sedimentación.**

La presencia natural del material sedimentario en el fondo de los cuerpos de agua, es determinada significativamente por el proceso de sedimentación, el cual incluye la meteorización, el transporte y la depositación de minerales y rocas preexistentes (UDA, 2001). Pero como se ha mencionado anteriormente, la destrucción de rocas y suelo no es el único origen natural de este material.

### **2.1.1. Meteorización.**

El proceso de meteorización, como se muestra en la Fig.1, genera el proceso sedimentario mediante la destrucción de rocas ígneas, metamórficas o sedimentarias (Anexo IA), ya sea por fuerzas físicas, como cambios de temperatura, o fuerzas químicas, como oxidación, reducción, carbonación, hidrólisis, o una combinación de estas fuerzas (Anexo IB). Los productos finales de la meteorización mecánica son en general, sedimentos de grano grueso como gravas y arenas, mientras que la meteorización química da origen a sedimentos de grano fino (García, 1998).

El clima es un factor que controla el proceso de meteorización de tal manera, que en zonas cálidas y húmedas predominan fracciones finas o arcillosas, mientras que en zonas secas y frías, zonas cálidas y secas y zonas templadas, predominan materiales formados por meteorización mecánica, es decir, materiales más gruesos (García, 1998).



Después del proceso de meteorización de las rocas, el siguiente proceso en el ciclo, es la depositación del material formado, en la superficie terrestre. Depositado el material, éste sufre litificación a través de compactación (decrecimiento del volumen debido al peso del sedimento ubicado sobre el material) y cementación (precipitación química en el espacio de poro entre los granos) hasta formar una roca sedimentaria (UBC, 1997), la cual puede sufrir un proceso de meteorización cerrando el ciclo, pero también está expuesta al metamorfismo formando rocas metamórficas.

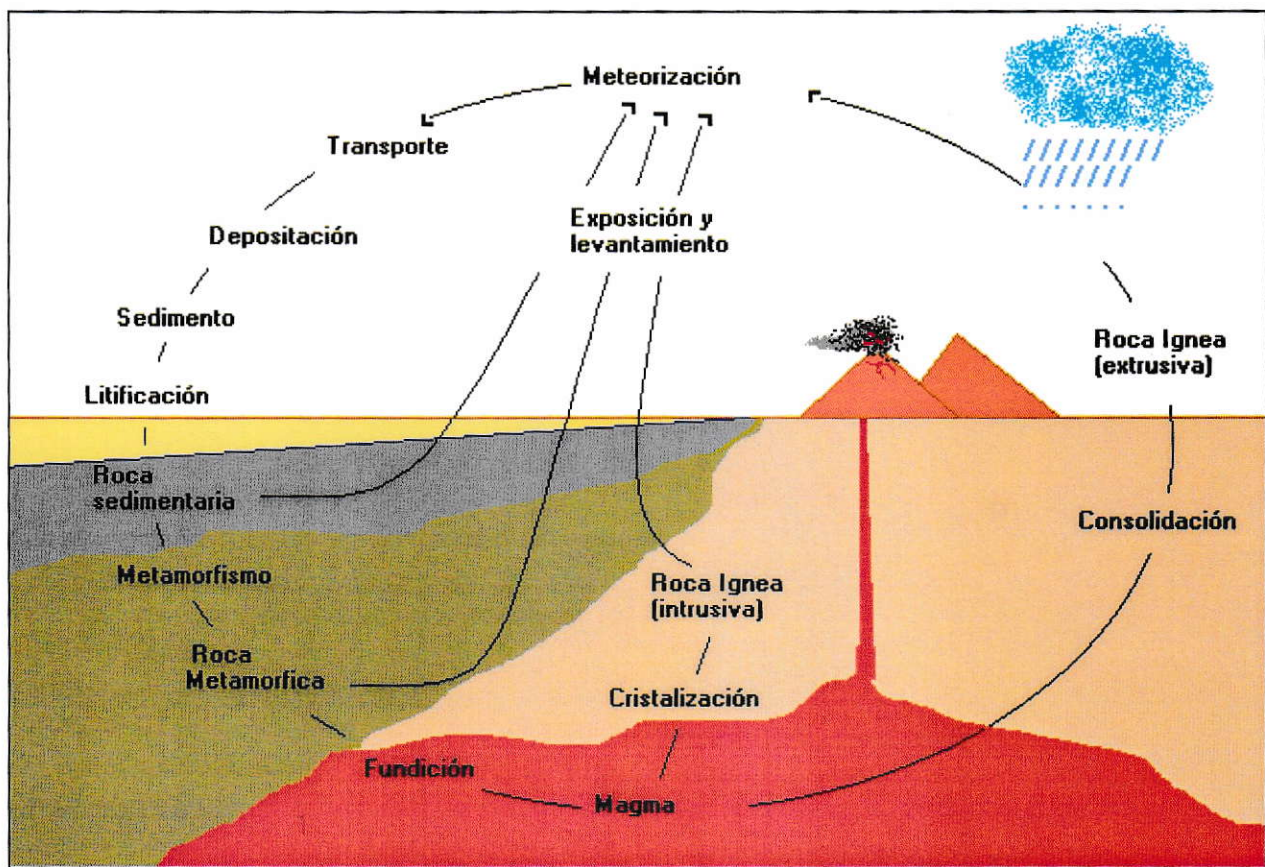


Fig. 1. Ciclo de las rocas y el proceso de sedimentación. (Modificado de UBC, 1997; UDA, 2001).

### 2.1.2. Transporte del sedimento.

Los productos generados en la meteorización pueden ser **residuales**, es decir, permanecen en el lugar de formación, o pueden ser **transportados** por agentes de transporte como agua, hielo o glaciación, viento y la acción de la gravedad, movilizándolo desde el lugar de origen al lugar de depositación (Morris, 1997). El desplazamiento de las partículas depende de la forma y tamaño de éstas, y se debe a las fuerzas de roce y de resistencia al movimiento, a las fuerzas de gravedad y atracciones electrostática entre minerales arcillosos.

Los torrentes y los ríos son los principales transportadores de sedimento desde el área de erosión, hasta los cuerpos de agua y planicie, donde la pendiente se debilita y la velocidad de arrastre disminuye permitiendo la depositación de los materiales más finos, al inverso de lo que ocurre en zonas de mayor pendiente donde se depositan los materiales más gruesos (UDA, 2001).

El movimiento en los torrentes es horizontal, mientras que en cuerpos de aguas más quietas como los lagos, cualquier tipo de transporte de material estará dado principalmente por movimientos oscilatorios debido a las acciones del viento (García, 1998).

El transporte, no solo tiene importancia en la distribución de los sedimentos, sino que también determinará en conjunto con la distancia de transporte, el tipo de roca de origen y el grado de meteorización, las características del material sedimentario, ya que en la medida que ocurre el transporte, éste sufre alteraciones. Por ejemplo, minerales más solubles pueden disolverse durante el transporte, en tanto que los insolubles quedan como un residuo cuyas partículas más pequeñas son transportadas en suspensión, mientras que las de mayor tamaño son arrastradas en el fondo del torrente. La alteración de mayor importancia, sin embargo, es el cambio en los tamaños de partícula, sobre todo en los minerales más blandos ya que pueden desgastarse más fácilmente por fricción, generándose partículas más pequeñas (Morris, 1997).

### 2.1.3. Depositación del sedimento.

Cuando las partículas ya no se pueden mantener en suspensión, dada ciertas condiciones de tamaño y forma, y por la densidad y viscosidad del medio en suspensión, comienzan a ser depositadas por acción física o química.

Los materiales gruesos son fácilmente depositados en los sedimentos del fondo de cuerpos de aguas por la fuerza de gravedad, como ocurre especialmente en las zonas de altas pendientes de los ríos, sin embargo, partículas más finas caen a velocidades menores e incluso, partículas muy pequeñas, pueden permanecer largos períodos de tiempo en suspensión, ayudadas por la turbulencia del agua (García, 1998).

La relación entre el tiempo de sedimentación y el diámetro de la partícula puede expresarse cuantitativamente por la Ley de Stoke (García, 1998; Morris, 1997), como se muestra en la ecuación (1), con el supuesto que las partículas sean esféricas:

$$V = \frac{d^2 (D_p - D_1) g}{18Z} \quad (1) \quad , \text{donde}$$

**V** es la velocidad de caída de las partículas en cm/seg; **d** es el diámetro de las partículas en cm; **D<sub>p</sub>** es la densidad de las partículas en g/cm<sup>3</sup>; **D<sub>1</sub>** es la densidad del agua en g/cm<sup>3</sup>; **g** es la aceleración causada por la gravedad en cm/seg<sup>2</sup>; **Z** es la viscosidad absoluta del agua en poises (g/cm seg). La ecuación puede escribirse también como:

$$V = Kd^2 \quad (2) \quad , \text{donde}$$

**K** es una constante que depende de la temperatura, ya que D<sub>1</sub> y Z dependen de su valor, mientras que g, es un valor fijo de 980 cm/seg<sup>2</sup> y la densidad de las partículas se supone usualmente de 2.65 g/cm<sup>3</sup>.



El tamaño de 0.062 mm es el tamaño máximo de una partícula para caer en el agua siguiendo la ley de Stocke, ya que partículas de mayor tamaño generan turbulencia que alteran esta ley. Por otro lado, partículas de 0.2 micrones (ultra-arcillas y coloides) son afectadas por el movimiento browniano (movimiento constante de las partículas en la fase líquida, explicado por los choques desiguales y casuales entre éstas) y no sedimentan, permaneciendo en suspensión por lo que tampoco siguen la ley de Stock (García, 1998; Fergusson, 1990).

Aun cuando se puede determinar la velocidad de caída de las partículas finas, se conoce que no son asentables con facilidad, ya que son estabilizadas al poseer cargas negativas en sus superficies, repeliéndose entre sí. Las partículas pueden ser desestabilizadas al neutralizarse las cargas que las mantienen separadas mediante coagulantes (sales de Fe, Al y polielectrolitos), para posteriormente formar agregados o flóculos que por aumento de la masa permiten el descenso de las partículas. Por ejemplo, bajo condiciones geológicas favorables, la depositación de las partículas se puede deber a cambios en la salinidad, los cuales están relacionados a procesos de floculación y son preponderante en ambientes marinos, sin embargo, para cuerpos de agua dulce, la materia orgánica y el calcio juegan un papel importante en la depositación mediante el proceso de floculación, favorecida además por una disminución en la velocidad del flujo de agua (Golterman, 1983).

En el caso de los lagos, el proceso de sedimentación depende tanto de la hidrología como de la topografía, por lo tanto, el estudio del proceso sedimentario de lagos debe considerar factores tales como forma y volumen del lago, el flujo hidrodinámico, característica del sedimento, descarga de sedimento, desarrollo de deltas, turbidez y resuspensión de material. Además, el nivel trófico del sistema acuático, también es determinante del proceso de sedimentación, ya que los lagos eutróficos tienen razones de sedimentación mayores a las observadas típicamente en lagos menos productivos donde varía entre 0.1 a 2 g/m<sup>2</sup>d, por lo tanto, en este tipo de lagos la contaminación de sedimentos es determinada principalmente por este proceso (Stumm, 1994).

Respecto a la tasa de depositación de sedimentos en los lagos, factores como la capacidad de un lago de actuar como una trampa de sedimento, la producción de material autóctono

(bioproducción interna), factor de pre - atrapamiento (referido a lagos ubicados corriente arriba, que actúan como trampas sedimentarias por lo que reciben mayor cantidad de material alóctono que lagos ubicados corriente abajo), y la carga natural de materiales alóctonos y antropogénicos, son los principales reguladores (Hakanson, 1983).

El sedimento, luego del proceso de depositación puede ser resuspendido a la columna de agua por acción de la turbulencia, generando el material en suspensión. Pero este material suspendido, no sólo tiene su origen mediante procesos de resuspensión, además puede tener otra fuente natural como es el aporte atmosférico como resultado de la caída de cenizas volcánicas, aerosoles marinos o productos de la erosión del viento. El material particulado fino en suspensión, puede tener una composición natural de elementos tóxicos, nutrientes y carbono orgánico, lo que constituye la línea base de este material (Vila, 1986), la cual varía en forma estacional y además por las condiciones ambientales como clima y vegetación, sin embargo, esta composición natural puede ser alterada producto de descargas generadas por la actividad humana.

## **2.2. Naturaleza de los sedimentos.**

La naturaleza de los sedimentos depende entre otros factores del material de origen, el tipo de meteorización, el mecanismo de transporte y las acciones combinadas en el tiempo del clima y otros factores por la exposición a la intemperie.

En función del material de origen los sedimentos presentes en cuerpos de aguas como ríos y lagos, sean orgánicos o inorgánicos, pueden provenir tanto del material externo al sistema, que ingresa por arrastre o por acción del viento, denominado material **alóctono**, o del material generado dentro del mismo sistema acuático, denominado material **autóctono** (Hakanson, 1983; Golterman, 1983).

En los ríos sin intervención humana, el contenido de material autóctono es bajo, debido a que para los ríos, el mecanismo de erosión es la principal fuente de material, lo que genera el arrastre de grandes cantidades de material proveniente de distintas localidades por las cuales



pasa la corriente (García, 1998). En tanto que el material autóctono es parte importante del contenido de sedimento en sistemas lacustres y es el resultado de la precipitación de minerales y de la depositación en el fondo, de detrito orgánico generado principalmente por plantas acuáticas y fitoplancton (Hakanson, 1983). En función de la productividad biológica se depositará mayor o menor cantidad de material orgánico en los sedimentos que controlará la demanda biológica de oxígeno, condicionando los sedimentos a ser un ambiente reductor u oxidante, según corresponda. Pero en general, el contenido de oxígeno disminuye con la profundidad y dependiendo de la presencia o ausencia de sulfuros, los sedimentos anóxicos se pueden diferenciar en sulfhídricos y no sulfhídricos.

De acuerdo al transporte, los sedimentos pueden ser material **disuelto**, **suspendido** y **depositado** en el fondo (Fig. 2), la cual es una clasificación que dependerá del tamaño de partícula y la turbulencia de la corriente (Pardo, 1984; UDA, 2001).

El material disuelto, corresponde a material soluble en agua, el cual, al tener la capacidad de mantenerse disuelto, moviliza contaminantes en la columna de agua e incluso permite su transporte hacia los sedimentos del fondo de los sistemas acuáticos por la formación de agregados de partículas y posterior depositación.

El material suspendido, consiste en partículas de limo y arcilla (Tabla 1) que flotan en el agua por turbulencia o en suspensión coloidal. En este caso, las partículas son mantenidas en suspensión, con mayor facilidad que las partículas más gruesas en condiciones de turbulencia, ya que por ser más pequeñas, su peso no interfiere en el transporte en suspensión. Se encuentran en mayor cantidad, en zonas de menor pendiente, es decir, cerca del mar o en una cuenca hidrográfica a menor altura que la corriente que transporta el sedimento. Dentro de este material, ha resultado de gran interés el estudio de la química de los minerales de arcillas, con tamaños menores a 2  $\mu\text{m}$  formadas por minerales silicatos. Los minerales de arcilla, consisten en estructuras de empaque en capas, las cuales pueden ser tetraédricas (átomos de silicio alrededor de cuatro átomos de oxígeno) u octaédricas (dos capas de átomos de oxígeno en un arreglo hexagonal con átomos de aluminio o magnesio en el octaedro). La importancia de su estructura, radica en que estas quedan cargadas negativamente y se produce un espacio entre

capas donde pueden ser retenidas moléculas de agua y cationes que compensan la carga negativa. Debido a lo anterior las arcillas tienen la capacidad de intercambiar cationes y son altamente reactivas debido a su gran área de superficie (Golterman, 1983; McBride, 1994; Doménech, 1997).

Respecto al material depositado en el fondo o material friccionante, está formado por granos gruesos como arenas y gravas, sobre los cuales predomina la acción de la fuerza de gravedad en su transporte, por lo tanto, el empuje que debe aplicar un flujo de agua para mover estas partículas está en función del peso de éstas. Debido a lo anterior, este tipo de sedimento se encuentra generalmente depositado en el fondo de los cuerpos de agua y sedimentan rápidamente en altura debido a su peso, sin embargo, igualmente sufren transporte el cual puede ser por rotación y saltación (tracción). Sin embargo, dependiendo de la energía de la turbulencia en el cuerpo de agua pueden ser llevadas en suspensión (García, 1998; UDA,2001).

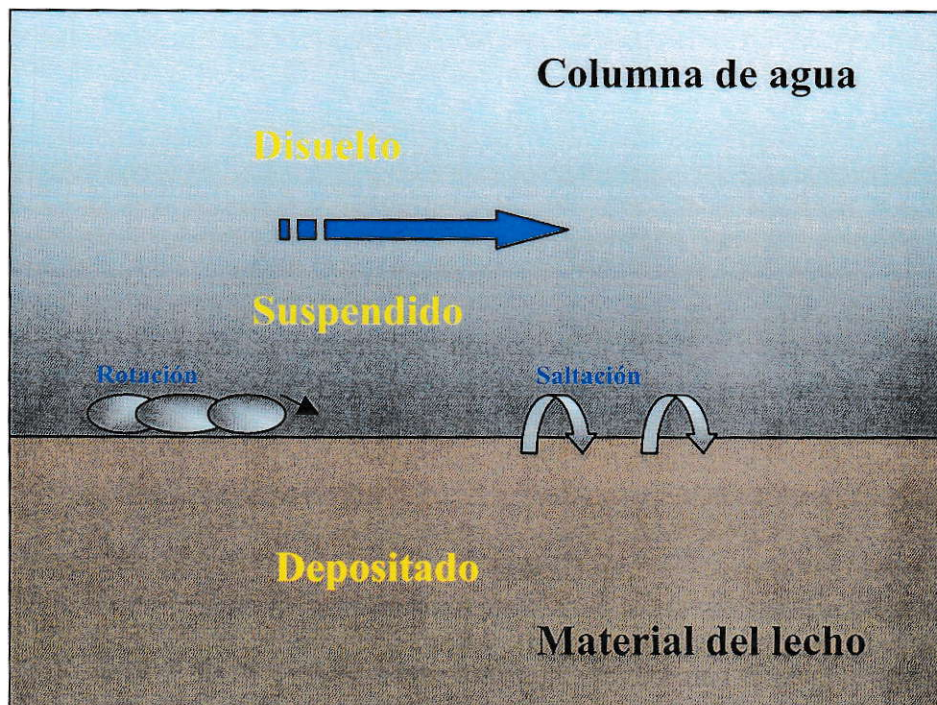


Fig. 2. Transporte de sedimentos (Modificado de UDA, 2001).



### **2.3. Composición de los sedimentos.**

La composición de los sedimentos puede ser tanto orgánica como inorgánica. El contenido orgánico puede consistir en microorganismos (plancton y bacterias), residuos de animales y vegetales, además del detritus del material descompuesto (Golterman, 1983), mientras el contenido inorgánico, incluye productos generados en la erosión de rocas, materiales cósmicos, materiales sueltos y consolidados, además de compuestos generados químicamente por precipitación de sales disueltas producto de la evaporación y reacciones químicas, tales como sulfatos, carbonatos y sílice, generados fuera o dentro del cuerpo de agua por compuestos solubles o por las acciones indirectas de los organismos acuáticos (Hakanson, 1983).

Los sedimentos no sólo están constituidos por las partículas, además éstos contienen agua. Parte de ésta agua, se encuentra enlazada a la red cristalina de los minerales de los sedimentos, pero mucha de ésta agua simplemente ocupa el espacio entre las partículas de los sedimentos, denominada agua intersticial o agua de poro que contiene compuestos orgánicos e inorgánicos disueltos (Golterman, 1983).

#### **2.3.1. Composición química.**

La composición química de los sedimentos, puede ser expresada a través de los elementos químicos que lo constituyen. En el caso del material grueso, el análisis de su composición química es a través de estudios petrográficos, en tanto que para el material más fino, son necesarios los análisis químicos.

El Si, Al y Ca son los elementos dominantes en los sedimentos ya que estos forman parte de la estructura de muchos de los componentes minerales de la corteza terrestre. El carbono orgánico, también predomina sobre el resto de los elementos, pero su contenido es variable y depende del aporte de material orgánico proveniente del exterior o generado en el mismo cuerpo de agua (Hakanson, 1983).

La especie química en que se encuentren los elementos puede ser como carbonatos (Ca, Mg y C-CO<sub>3</sub>), elementos nutrientes (C-org, N y P), y elementos móviles (Mn, Fe y S). El grupo más pequeño de elementos lo constituyen los elementos trazas (Hg, Cd, Pb, Zn, Cu, Cr, Ni, Ag y V), que a pesar de estar en cantidades mucho menores que el resto, son nutrientes esenciales, sin embargo, pueden presentar propiedades tóxicas a concentraciones mayores (Hakanson, 1983).

### 2.3.2. Composición mineral.

La composición mineral depende del tamaño del grano, ya que las fracciones finas contienen los mismos minerales que las fracciones gruesas pero en diferente proporción. En general, las fracciones más gruesas son más ricas en cuarzo, y las fracciones más finas, en minerales arcillosos (Pettijon, 1980), los cuales son esencialmente aluminosilicatos muy susceptibles a cambios debido a su reactividad y por lo tanto, poco informan del material de origen.

Los minerales de ríos y lagos pueden tener su origen fuera y dentro del sistema acuático (alóctono y autóctono), pero además, estos pueden ser formados dentro de los sedimentos como resultado de determinadas condiciones físicas y químicas que permiten la formación de nuevos minerales a partir de cambios estructurales que sufren los minerales presentes en los sistemas acuáticos, en un proceso denominado diagénesis (Hakanson, 1983; UBC, 1997).

En los lagos, los principales minerales de los sedimentos son: **carbonatos, silicatos** (arcillosos y no arcillosos), **minerales de Fe, minerales de fósforo y sulfuros** (Hakanson, 1983).

Los carbonatos como calcita y caolinita son principalmente de origen alóctono, pero además pueden tener origen en procesos endogénicos, como es el caso de la formación de calcita debido al consumo de CO<sub>2</sub> por algas (macrofitas) o la meteorización de lechos de roca al reaccionar los carbonatos con el agua y CO<sub>2</sub>, lo que enriquece el medio acuático en Ca<sup>+2</sup> y HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, como se describe en las ecuaciones (3) y (4).



En lagos profundos, la calcita puede tomar contacto con aguas más frías y ricas en  $\text{CO}_2$  lo que permite su disolución. Además el producto de solubilidad de este mineral disminuye a mayor pH, es por esto, que en ambientes más ácidos la calcita puede ser redisuelta, lo cual ocurre en la superficie de los sedimentos por la acidez de la descomposición de la materia orgánica (Hakanson, 1983).

Los silicatos, son cuantitativamente importantes constituyentes de la corteza terrestre, por lo tanto, la principal fuente de estos minerales en los sedimentos se debe a procesos de meteorización, pero además pueden tener un origen endogénico, donde la contribución más importante corresponde a la sedimentación de  $\text{SiO}_2$  incorporados en diatomeas, ya que estas algas asimilan el silicio desde el agua y luego de la muerte, dejan de flotar depositándose en los sedimentos. Estos minerales son depositados como partículas de varios tamaños, el material predominante de muchos sedimentos, es material de silicatos en tamaño de limo ( $>2\mu\text{m}$ ) y arena ( $>63\mu\text{m}$ ), los que son principalmente cuarzo y feldspatos. Existen también silicatos de menor tamaño que el limo definidas como arcillas. Estos silicatos arcillosos a diferencia del resto, tienen características químicas que afectan el intercambio de componentes entre el sedimento y la columna de agua (Hakanson, 1983).

Los minerales de Fe, tienen relevancia en los sedimentos debido a su abundancia ya que este elemento junto con el Al, O, y Si está presente en gran cantidad en la corteza terrestre. Los principales minerales de Fe son óxidos, hidróxidos y sulfuros, pero también se puede encontrar enlazado a silicatos. Además, el Fe puede estar presente en el sedimento junto con detrito orgánico y materia húmica coloidal. A diferencia de los otros minerales ya mencionados, los minerales de Fe son principalmente de origen autóctono, esto debido a la alta movilidad del hierro en el sedimento por procesos diagénicos, cambiando de estado de oxidación en función del pH y potencial redox (Hakanson, 1983).



Los minerales de fósforo, son ampliamente estudiados debido a la importancia de este elemento, en la productividad primaria de muchos sistemas acuáticos de agua dulce. Las fracciones de fósforo en los sedimentos pueden ser fósforo orgánico, inorgánico con y sin apatita. Las fuentes de fósforo, que constituyen el “background” en los lagos son la meteorización del lecho rocoso (principalmente apatita,  $(Ca_{10}(PO_4)_6(OH)_2)$ ) y la deposición atmosférica natural, que en general es baja, a excepción de la depositación que se produce en regiones volcánicas donde el lecho de roca es rico en fósforo (Hakanson, 1983).

Los sulfuros son principalmente de origen autóctono y se forman por la reducción de sulfatos mediante la acción microbiológica, donde el oxígeno de los sulfatos es usado para oxidar materia orgánica. Si el sedimento contiene sulfuros y Fe, precipita FeS que puede ser transformado a pirita ( $FeS_2$ ) mediante reacciones de sulfurización, que no requiere la participación de microorganismos pero si la presencia de sulfuro y condiciones reductoras, o lagos de alta productividad donde el potencial redox es bajo debido a la oxidación de materia orgánica (Hakanson, 1983; Wetzel, 2000).

### **2.3.3. Composición orgánica.**

Una importante fracción del sedimento la constituye el material orgánico, de origen alóctono o autóctono. Los grupos de material orgánico predominantes en los sedimentos, son:

**Compuestos húmicos** ; material que tiene su origen principalmente en la degradación microbiológica de plantas y puede ser de origen alóctono o autóctono. Este material es el aportante mayoritario de carbono orgánico al sedimento, resulta muy importante en el metabolismo de muchos elementos inorgánicos como metales y fósforo y tanto en la forma particulada como disuelta forma complejos estables (quelatos) con cationes (Golterman, 1983).

**Ácidos grasos**; ácidos generados por algas y bacterias, por lo tanto, son comunes en sedimentos de lagos productivos.

**Hidrocarburos;** pueden ser tanto de origen alóctono como autóctono. En lagos oligotróficos (poco productivos) las cadenas de hidrocarburos son grandes y de origen terrestre, mientras que cadenas más cortas son derivadas de organismos fotosintéticos

**Aminoácidos;** son mayoritarios en sedimentos de lagos eutróficos, ya que la degradación de aminoácidos requiere de bacterias aneróbicas.

**Pigmentos fotosintéticos;** son esencialmente de origen autóctono y se utilizan como indicadores de la productividad, por ejemplo la clorofila.

#### **2.4. Granulometría de sedimentos.**

Muy frecuentemente los sedimentos son clasificados de acuerdo a su composición en tamaño de partícula, dado por el diámetro de partícula (Anexo II.).

El tamaño de las partículas no puede ser definido fácilmente ya que las formas de los granos son variables y no presentan la forma ideal de una esfera, en que conociendo el diámetro se podría determinar el tamaño. Al contrario, las formas son irregulares, por lo que se han desarrollado metodologías de laboratorio, junto con análisis estadísticos para caracterizar un sedimento en función de su tamaño de partícula (Pettijon, 1976; Morris, 1997).

De alguna manera se ha solucionado la diversidad de términos a aplicar a fragmentos individuales, sin embargo en el caso de agregados sedimentarios (mezclas de fragmentos individuales de distintos tamaños) no hay un acuerdo satisfactorio. En el caso de sedimentos clásticos (sedimentos cuyo origen se relaciona con las fuerzas físicas), la mezcla de tres o cuatro componentes es raro, por lo que se estima conveniente considerar la clasificación de partículas individuales propuesta en 1992 por Wentworth (Morris, 1997).

Debido a que la escala de Wentworth es geométrica (Tabla 1), obliga a trabajar en fracciones de milímetros. Para evitar esto, Krumbein en 1934 introduce la escala  $\phi$ , donde el tamaño de las partículas es calculado por:

$\Phi = -\log_2 d = -33219 \log_{10} d$  (5); donde **d** es el diámetro de la partícula en milímetros.

En general, la clasificación más común para los sedimentos de menor tamaño de partícula, considera los tamaños arcilla ( $< 2\mu\text{m}$ ), limo ( $2-63 \mu\text{m}$ ) y arena ( $>63\mu\text{m}$ ). Esta clasificación es convencional y está sujeta a pequeños cambios al pasar de una escala a otra como se muestra en la Tabla 1.



**Tabla 1. Escalas de tamaño de grano (Modificada de Morris, 1997).**

Udden-Wentworth	Ø	German Scale (after Atterberg)	USDA and Soil Sci. Soc. Amer.	U.S. Corps Eng., Dept. Army and Bur Reclamation
Rodados		Bloques ___ 200 mm ___	Rodados ___ 80 mm ___	Piedras grandes ___ 10 pulg ___
___ 64 mm ___	-6			Rodados ___ 3 pulg ___
Guijarro				
___ 4 mm ___	-2	Grava	Grava	Grava ___ 4 malla ___
Gránulos				Arena gruesa ___ 10 malla ___
___ 2 mm ___	-1	___ 2 mm ___	___ 2 mm ___	
Arena muy gruesa			Arena muy gruesa	
___ 1 mm ___	0		___ 1 mm ___	
Arena gruesa			Arena gruesa	Arena mediana
		Arena		
___ 0.5 mm ___	1		___ 0.5 mm ___	
Arena mediana			Arena mediana	___ 40 malla ___
___ 0.25 mm ___	2		___ 0.25 mm ___	
Arena fina			Arena fina	Arena fina
___ 0.125 mm ___	3		___ 0.10 mm ___	___ 140 malla ___
Arena muy fina			Arena muy fina	
___ 0.0625 mm ___	4	___ 0.0625 mm ___	___ 0.05 mm ___	
Limo		Limo	Limo	Finos
___ 0.0039 mm ___	8	___ 0.002 mm ___	___ 0.002 mm ___	
Arcilla		Arcilla	Arcilla	

### 3. CONTAMINACIÓN DE SEDIMENTOS.

La EPA (Environmental Protection Agency) define a los sedimentos contaminados como suelos, arena, materia orgánica o minerales que se acumulan en el fondo de cuerpos de agua y que contienen tóxicos y materiales peligrosos que pueden adversamente afectar la salud humana o el ambiente (EPA, 1998).

La contaminación de los sedimentos, se debe generalmente al ingreso de especies contaminantes a cuerpos de aguas naturales mediante descarga directa (industrial y urbana), escurrimientos superficiales agrícolas, mineros, industriales y desde sitios de disposición de residuos y depositación atmosférica húmeda (lluvia y nieve) y seca (aerosoles y partículas), las cuales subsecuentemente se asocian al material particulado en suspensión, que resulta finalmente en una depositación en el sedimento del lecho (Carr, 1996; EPA, 1998).

#### 3.1. Mecanismos de retención de contaminantes.

Las diversas interacciones que ocurren entre las partículas del sedimento, tanto suspendido como depositado en el fondo de los sistemas acuáticos y el agua que rodea las partículas, controlan la transferencia de especies contaminantes a través de la interfaz sedimento-agua. La partición de contaminantes entre las partículas y la fase agua dependen en gran medida de la cantidad de carbono orgánico, tamaño de partícula, la especie química de los contaminantes y las condiciones fisicoquímicas (Golterman, 1983).

El transporte y descenso de nutrientes y sustancias contaminantes tóxicas hacia los sedimentos, están determinados por la asimilación de la biota y procesos químicos de **sorción, intercambio catiónico, precipitación, coprecipitación, complejación, quelación y oxidoreducción**, sin embargo, no todas las reacciones son posibles en todos los sedimentos, ya que

dependen de condiciones ambientales como pH y potencial redox (Golterman, 1983; Stumm, 1994).

La importancia de la retención y acumulación de contaminantes en el sedimento, se debe a que estos ocurren en cantidades que sobrepasan las alcanzadas por la columna de agua y la composición natural del material sedimentario, por lo tanto, aun cuando el agua de un sistema acuático presenta bajas concentraciones de especies contaminantes, estas pueden ser varias veces mayor en los sedimentos.

### **3.1.1. Sorción.**

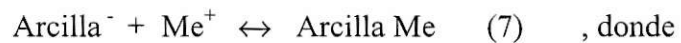
Este proceso es de gran relevancia en los sedimentos, y consiste en la retención de un soluto por una superficie sólida o adsorbente. Por ejemplo, muchas fases geoquímicas de los metales trazas están controladas por los procesos de sorción que ocurren en la interfase sedimento-agua. Si se conoce el proceso mediante el cual ocurre la sorción, esta recibe el nombre de adsorción. La capacidad del sedimento para adsorber un soluto, puede ser expresado por el coeficiente de partición  $K_d$ , definido como la razón entre la concentración del contaminante en el sedimento y en el agua, como se describe en la ecuación (6).

$$K_d = C_s/C_w \quad (6) \quad , \text{ donde}$$

$C_s$  es la concentración del contaminante en el sedimento y  $C_w$  es la concentración del contaminante en el agua.

Se distinguen dos tipos de adsorción: física y quimiosorción. La adsorción física implica interacciones de corto alcance (electrostáticas y de van der Waals) entre el soluto y el adsorbente, al contrario, la quimiosorción se debe a fuerzas mayores, como enlaces de hidrógeno, entre el soluto y la superficie (Doménech, 1997).

La adsorción de metales por ejemplo, se puede deber a un proceso reversible mediado por fuerzas electrostáticas, donde la carga residual negativa de las arcillas tiene la capacidad de atraer cationes como lo muestra la ecuación (7).



**Me** es el metal adsorbido.

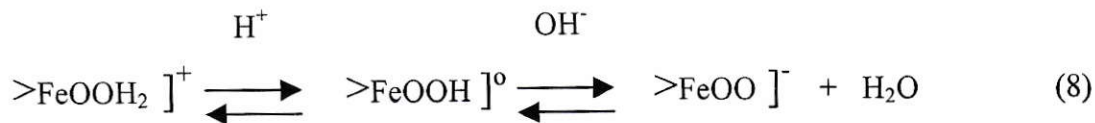
La carga residual negativa de las arcillas, permite que éstas permanezcan estables en suspensión por los efectos repulsivos de origen electrostático, sin embargo, si la concentración de cargas alrededor de la partícula es suficientemente grande, éstas se acercarán y las fuerzas atractivas superaran las repulsivas, formándose agregados o coágulos de partículas que sedimentan.

Pero los metales, no sólo son retenidos por fuerzas electrostáticas, también pueden ser adsorbidos en la superficie de las partículas por adsorción química o quimiosorción, mediante la complejación de la esfera interna de los metales que lleva implícito mecanismos de enlace de tipo iónicos o covalentes entre el metal y la superficie sólida (Cala, 1995). El proceso de adsorción química, incluye interacciones intramoleculares tales como, complejación superficial, interacciones eléctricas en la superficie, expulsión hidrofóbica (incluyen solutos orgánicos no polares que en reducido contacto con el agua, tienden a acumularse en superficies sólidas y pueden comenzar a ser absorbidos en sorbentes orgánicos), adsorción de surfactante, adsorción de polímeros y polielectrolitos (Stumm, 1992).

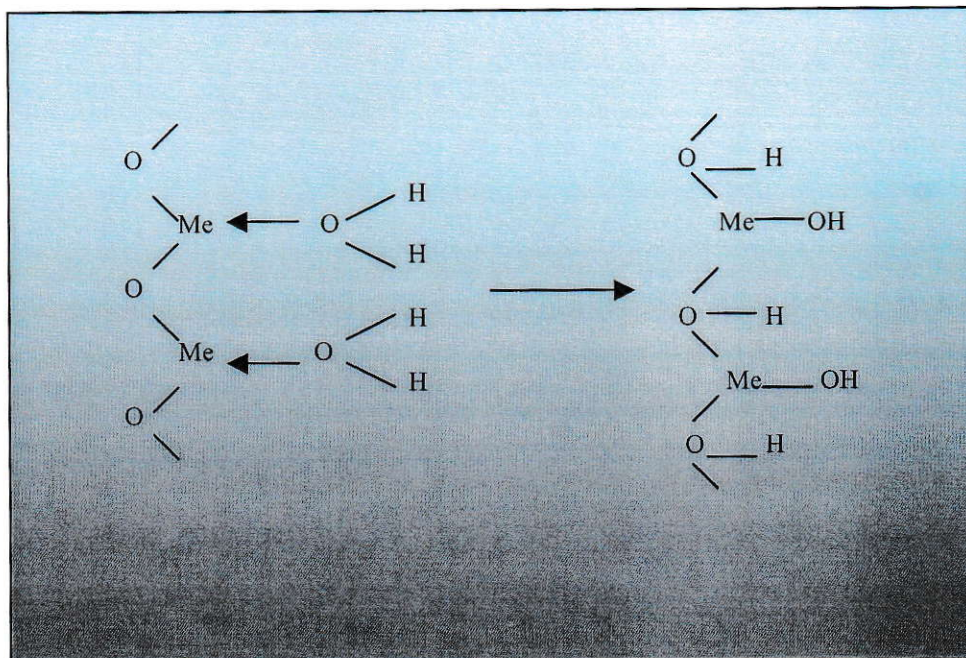
En general, las interacciones entre los solutos y las superficies de las partículas, son explicadas por la presencia de grupos funcionales (Cala, 1995) tales como  $-\text{OH}$  (hidroxilos),  $-\text{SH}$  (sulfuros),  $-\text{S-S}$  (pirita),  $-\text{CO}_2\text{OH}$  (carbonatos) sobre superficies minerales (óxidos, sulfuros, carbonatos y fosfatos metálicos), y  $-\text{OH}$ ,  $-\text{NH}_2$ , y  $-\text{SH}$  sobre superficies orgánicas, los cuales permiten la formación de complejos superficiales (Stumm, 1994). La protonación y desprotonación de estos grupos funcionales, dan origen a una superficie de carga variable, como se describe en la ecuación (8), es decir, dependiente del pH y de la concentración salina.



La superficie cargada puede ser posteriormente modificada por reacciones de intercambio de ligantes y adsorción de especies iónicas presentes en la solución (Banwart, 1997).



En los sedimentos, las partículas más abundantes son los óxidos, especialmente los de Si, Al y Fe ya que abundan en la corteza terrestre. Al sorber agua, estos óxidos quedan cubiertos con grupos funcionales hidroxilos (Fig.3). Las variadas superficies de hidroxilos pueden no ser equivalentes en su estructura y propiedades químicas, por lo que se considera S-OH como una notación general de estos, para la expresión de los equilibrios de adsorción más importantes (Tabla 2).



**Fig. 3. Hidroxilación de la superficie de un óxido. (Modificado de Doménech, 1995).**

**Tabla 2. Equilibrios de adsorción (formación de complejos en superficies). (Modificado de Schindler, 1987).**

---

Equilibrio ácido base		
S-OH + H <sup>+</sup>	↔	S-OH <sub>2</sub> <sup>+</sup>
S-OH (+OH <sup>-</sup> )	↔	S-O <sup>-</sup> + (+H <sub>2</sub> O)
Enlace de metales		
S-OH + M <sup>z+</sup>	↔	S-OM <sup>(z-1)+</sup> + H <sup>+</sup>
2S-OH + M <sup>z+</sup>	↔	(S-O) <sub>2</sub> M <sup>(z-2)+</sup> + 2H <sup>+</sup>
S-OH + M <sup>z+</sup> + H <sub>2</sub> O	↔	S-OMOH <sup>(z-2)+</sup> + 2H <sup>+</sup>
Intercambio de ligando		
S-OH + L <sup>-</sup>	↔	S-L + OH <sup>-</sup>
2S-OH + L <sup>-</sup>	↔	S <sub>2</sub> -L <sup>-</sup> + 2OH <sup>-</sup>
Formación de complejo en superficie ternaria		
S-OH + L <sup>-</sup> + M <sup>z+</sup>	↔	S-L-M <sup>z+</sup> + OH <sup>-</sup>
S-OH + L <sup>-</sup> + M <sup>z+</sup>	↔	S-OM-L <sup>(z-2)</sup> + H <sup>+</sup>

---

Los equilibrios de adsorción pueden ser expresados a través de una constante de equilibrio, por ejemplo, para la tercera ecuación de la Tabla 1, la constante sería:

$$K = \frac{\{S - OM^+\} [H^+]}{\{S - OH^+\} [M^{2+}]} \quad (9), \text{ donde } \{ \} \text{ indica la concentración de la}$$

especie en la superficie, en moles por kilo de sólido adsorbente.

La constante de equilibrio permite determinar la dependencia del pH, y la capacidad de adsorción mediante el cálculo de isotermas de adsorción, cuya elaboración se basa en el supuesto que exista una correlación lineal entre la concentración de la fase adsorbida (mg/Kg) y la concentración en la fase acuosa (mg/L). Si se elaboran isotermas de adsorción, y estas no

son lineales ni constantes, se deben utilizar las ecuaciones de Freundlich o Langmuir para describir la distribución del contaminante (Anexo III) (Doménech, 1995).

Como se ha mencionado anteriormente, la fracción orgánica de los sedimentos, también influye en la capacidad de adsorción de los sedimentos (Calmano1996), mediante la formación de complejos superficiales formados por los grupos funcionales de la superficie orgánica. Debido a lo anterior, el coeficiente de adsorción es normalizado al contenido de carbono orgánico ( $K_{oc}$ ) como se muestra en la ecuación (10) y mientras mayor sea el valor de este coeficiente, mayor será la probabilidad de que un compuesto no sea adsorbido (Doménech, 1995).

$K_{oc} = K_d / f_{oc}$  (10), donde  $f_{oc}$  es la fracción de masa de carbono orgánico.

Pero además, la fracción orgánica permite la liberación de contaminantes a través de la liberación de elementos durante la mineralización de la biota. Este control tendrá mayor importancia en períodos de mayor productividad primaria, sobre todo en lagos, donde la sedimentación de algas es un proceso dominante (Hakanson, 1983).

Otro coeficiente relacionado con la capacidad de adsorción, es el coeficiente de partición agua-octanol ( $K_{ow}$ ), determinado experimentalmente por la partición de un compuesto entre agua destilada y n-octanol (Doménech, 1995; Hassett, 1989). Este coeficiente permite determinar la hidrofobicidad de las especies contaminantes y su potencial de bioacumulación, por ejemplo, si el valor de  $K_{ow}$  indica que una especie contaminante es muy hidrofóbica, ésta será fuertemente adsorbida por la fracción orgánica de los sedimentos y/o disuelta en los lípidos de los organismos. Es el caso de los compuestos orgánicos no iónicos, los cuales son adsorbidos en los sedimentos y han sido altamente correlacionado con el contenido de materia orgánica, mientras que otras propiedades de los sedimentos como contenido de arcilla, pH y el contenido de óxidos hidratados tienen un efecto menor, a excepción de los sistemas con bajo contenido de materia orgánica (CCME, 1999; IPCS , 1992c; IPCS,1998d).



Al igual que en el caso de superficies inorgánicas, para superficies orgánicas se pueden establecer equilibrios de adsorción, expresados por constantes de equilibrio (Stumm, 1994), como se muestra en la ecuación (11).

$$K = \frac{[\text{CuS}]}{[\text{Cu}^{2+}][\text{S}^{2-}]} \quad (11), \text{ donde}$$

$[\text{CuS}]$  es lo enlazado a la superficie biológica y  $[\text{S}^{2-}]$  se refiere a los sitios disponibles en la superficie orgánica.

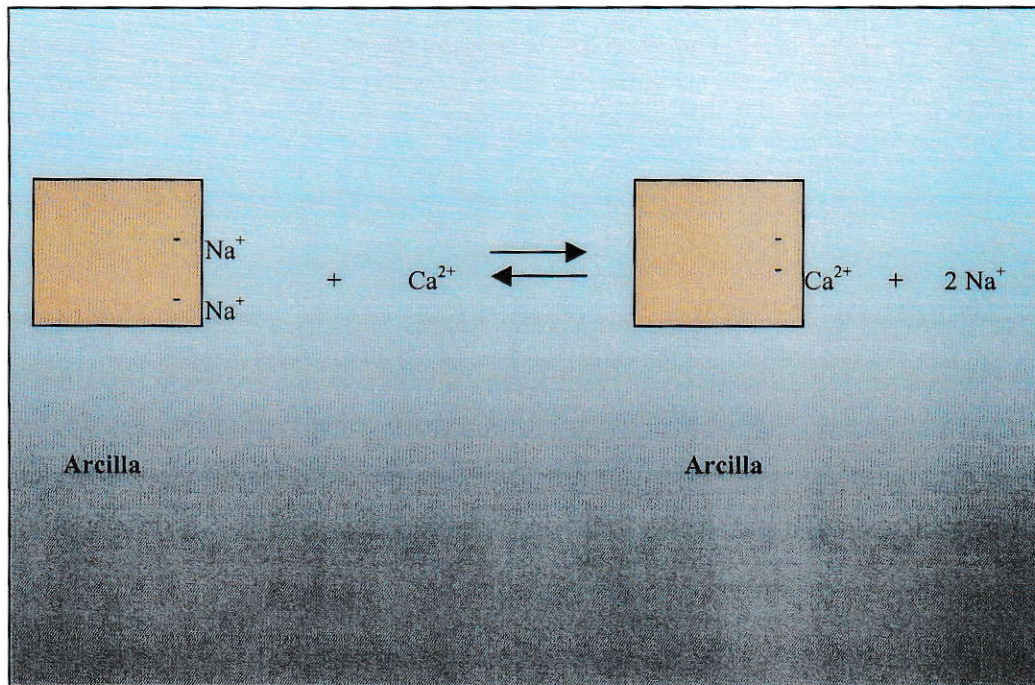
Además se pueden establecer relaciones entre  $K_{oc}$ , solubilidad,  $K_{ow}$  para predecir la capacidad de adsorción de los sedimentos frente a determinados contaminantes no iónicos, lamentablemente estas relaciones no incluyen la potencial contribución de la fracción mineral en la sorción hidrofóbicas como es el caso de los enlaces  $-\text{Si-O-Si}-$  en las superficies minerales.

### **3.1.2. Intercambio catiónico.**

Minerales arcillosos, hidróxidos metálicos y minerales de arcilla tienen propiedades de adsorción por intercambio catiónico (IC), es decir, pueden sufrir el reemplazo de un catión adsorbido en la superficie, por otro desde la solución, como se muestra en la Figura 4 (McBride, 1994; Doménech, 1997). Las arcillas aluminosilicatos y óxidos, por ejemplo, controlan el contenido de elementos químicos y fosfatos mediante intercambio iónico, sin embargo, el efecto de remoción de metales desde la columna de agua es disminuido cuando las concentraciones son muy grandes.

Esta capacidad de intercambio catiónico (CIC), depende de la densidad de carga (a mayor densidad de carga, mayor intercambio catiónico), del tipo de arcilla, la concentración en solución del catión y del contenido de materia orgánica, ya que ésta también puede intercambiar cationes.





**Fig. 4. Intercambio catiónico en material arcilloso.**

### 3.1.3. Precipitación y coprecipitación.

En un cuerpo de agua natural, la precipitación tendrá lugar cuando la solubilidad de ciertos compuestos es excedida, formándose un producto insoluble o precipitado (Golterman, 1983). El tamaño de los precipitados varía de suspensiones coloidales a cristalinas. Las suspensiones coloidales consisten en partículas finas ( $10^{-3} - 1 \mu\text{m}$  de diámetro) invisibles a simple vista que no tienen la tendencia a sedimentar y no se filtran fácilmente, pero se pueden convertir en un sólido filtrable mediante coagulación (Skogg, 1995).

Los sulfuros e hidróxidos metálicos son ejemplos típicos de precipitados en cuerpos de aguas naturales ya que tienen bajos valores de producto de solubilidad en comparación a otros compuestos iónicos (Anexo IV), por lo tanto, la presencia de metales y las condiciones favorables del medio para la generación de estos compuestos, determinará de manera importante la sedimentación de metales en el fondo de ríos y lagos.

La coprecipitación es un proceso en el cual los compuestos, que normalmente son solubles, son separados de la solución por un precipitado (Skoog, 1995). Respecto a éste proceso, cabe destacar la coprecipitación de metales pesados tales como Cd, Zn y Cu con hidróxido de hierro y la de Cd y Pb con carbonato de calcio. Otro caso importante es la coprecipitación de apatita con carbonato de calcio que ayuda a controlar la concentración de fosfatos en aguas duras y eutróficas. La sedimentación de apatita es un proceso irreversible en lagos profundos de gran importancia en el descenso de fosfatos, mientras que en lagos superficiales el proceso puede ser reversible debido a cambios de pH y a la disponibilidad de pequeñas partículas para algas en condiciones de suministro limitado (Golterman, 1983).

Existen cuatro tipos de coprecipitación (Skoog, 1995):

- a) La adsorción en la superficie, que consiste en arrastrar un compuesto en la superficie de los coloides, que en condiciones normales sería soluble.
- b) La formación de cristales mixtos o el reemplazo de un ion de la red cristalina del sólido por otro ion. Para que ocurra, es necesario que los dos iones tengan la misma carga y que sus tamaños no difieran más del 5%.
- c) La oclusión, que es el atrapamiento de iones extraños dentro de un cristal, durante el crecimiento de este, en el proceso precipitación.
- d) El atrapamiento mecánico, el cual consiste en el atrapamiento de solución en los pequeños huecos que quedan cuando varios cristales permanecen juntos durante el crecimiento.

#### **3.1.4. Complejación y quelación.**

La mayoría de los iones metálicos reaccionan con un ligando o especie donadora de pares de electrones para formar compuestos de coordinación o complejos (Chang, 1992). Los compuestos orgánicos presentes en el sedimento, por ejemplo, pueden mediante sus grupos

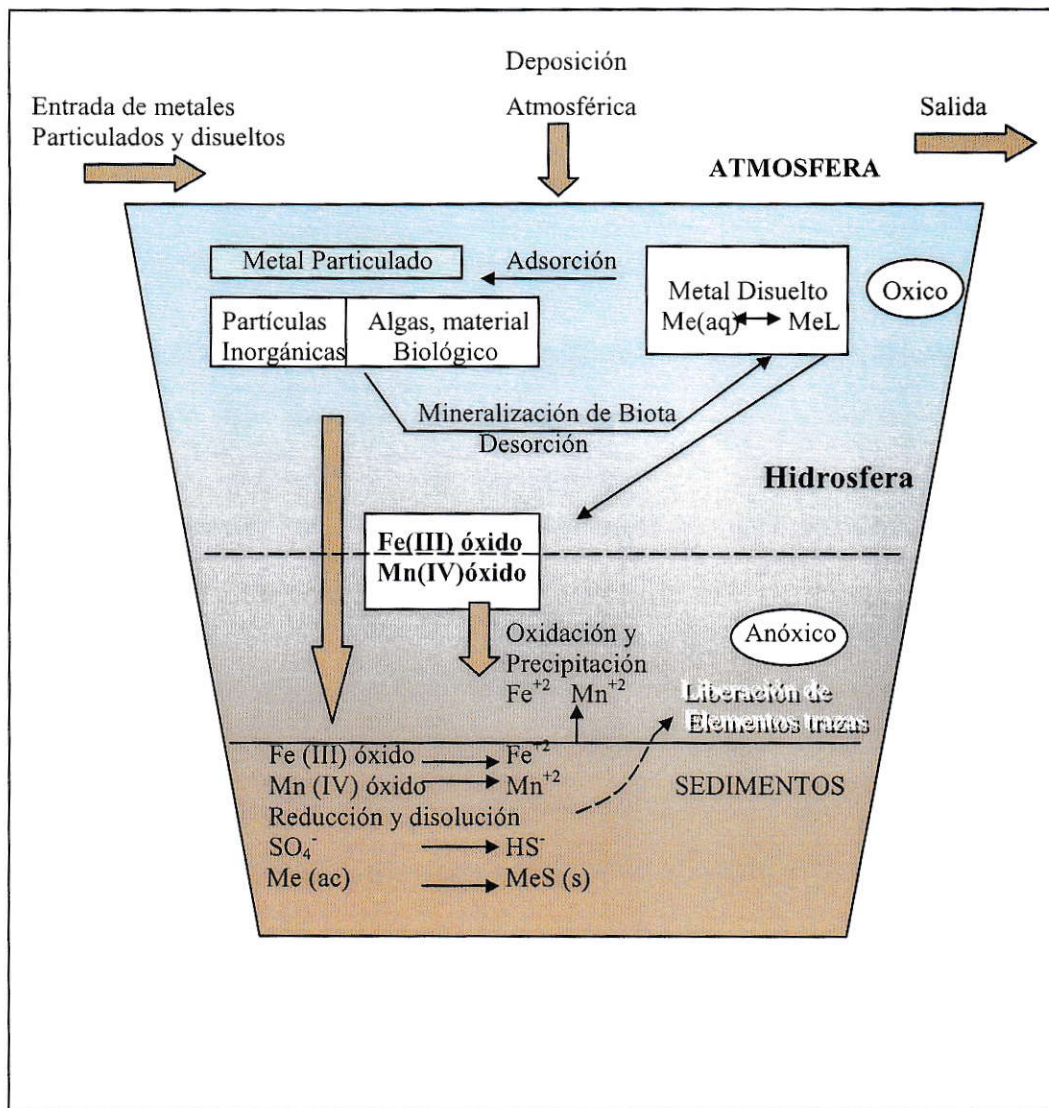
funcionales acomplejar metales. El ligando puede ser un ión o una molécula que forma un enlace covalente con un catión o un átomo de un metal neutro, y la especie que se forma puede tener carga positiva, negativa o neutra.

Una clase particular de compuestos de coordinación son los quelatos. Estos compuestos son poco solubles y se producen cuando un ión metálico se coordina con dos o más grupos donadores de un solo ligando formando un anillo heterocíclico de cinco o seis miembros. Los quelatos metálicos son relativamente no polares y por lo tanto son poco solubles en agua.

### **3.1.5. Oxido-reducción (Redox).**

La pérdida y ganancia de electrones, también determina la presencia de elementos contaminantes en el material sedimentario. Por ejemplo, los óxidos de magnesio y hierro son coloide bastantes insolubles y por lo tanto se encuentran abundantemente en los sedimentos, teniendo además, la capacidad de atrapar en sus superficies, elementos que pueden ser muy perjudiciales para la salud del sistema acuático (UBC, 1997). En ambientes anóxicos, los óxidos de Fe y Mn presentes en los sedimentos son reducidos y disueltos en el agua transportando también otros elementos. Una vez disueltos, las condiciones más oxidantes del medio, permiten la precipitación de los óxidos de Mn (III, IV) y Fe (III) (Fig.5), los cuales son potenciales transportadores de metales pesados (Sigg, 1995).





**Fig. 5. Representación esquemática del ciclo de elementos traza en un lago. (Modificado de Sigg, 1995).**

### 3.2. Mecanismos de liberación de contaminantes.

Varios procesos determinan la liberación de contaminantes desde los sedimentos a la columna agua. Estos procesos pueden ser distinguidos en procesos bioquímicos como la descomposición enzimática de la materia orgánica y procesos químicos y físicos tales como remobilización, solubilización, volatilización, desorción y resuspensión que dependen de condiciones ambientales como pH, potencial redox y temperatura (Baccini, 1995).

Además, la movilización de contaminantes está controlada por mecanismos hidrodinámicos como la difusión, bioturbación y la turbulencia inducida por el viento los cuales son mecanismos de liberación de contaminantes muy importantes en los sistemas acuáticos y dependen de la orografía, la hidrodinámica y las propiedades tróficas de los sistemas (Baccini, 1995).

Otro mecanismo para la liberación de sustancias altamente tóxicas desde los sedimentos, es la formación de compuestos metilos de elementos como arsénico, plomo, mercurio, selenio y estaño por la actividad microbiana. La proporción de metilación está más relacionada a la actividad microbiana que a la concentración de metal en el sustrato (Fig.6.), ya que ésta, puede alterar las propiedades físicas y las condiciones de pH y potencial redox del ambiente que controlarán la movilización de especies contaminantes. Un aspecto de gran interés de la actividad microbiológica, es la facultad para generar compuestos capaces de acomplejar iones metálicos y la conversión de compuestos metálicos inorgánicos en moléculas orgánicas como resultado de procesos oxidativos y reductivos, catalizados por actividad enzimática. La bioalquilación, es otro proceso mediado por la actividad microbiológica y que resulta muy importante para la especiación del arsénico en lugares contaminados con este elemento (Fig. 7).

La presencia de ácidos orgánicos en los cuerpos de agua, es otro factor que contribuye a la liberación de contaminantes por disolución y lixiviación de minerales, especialmente los atrapados dentro de sedimentos orgánicos. Los ácidos húmicos por ejemplo, rápidamente descomponen muchos minerales de sulfuros ( $\text{CuFeS}_2$ ,  $\text{CuS}_2$ ,  $\text{ZnS}$ ,  $\text{PbS}$  y  $\text{FeS}_2$ ), óxidos

(pirolucita ( $\text{MnO}_2$ ), geotita ( $\text{FeOOH}$ ) y carbonatos (calcita, dolomita y malaquita ( $\text{Cu}_2(\text{OH})_2\text{CO}_3$ )) (Golterman, 1983).

Los cambios ambientales producidos por determinadas condiciones climáticas también influyen en el cambio de concentraciones de contaminantes, por ejemplo, una variación de la salinidad pueden liberar sustancias en solución que pueden ser consumidos por la biota y un rompimiento de la estratificación térmica de los lagos que favorece la recirculación de las aguas, permite que los sedimentos más finos sean resuspendidos y vuelvan a la columna de agua quedando biodisponibles (Hakanson, 1983).







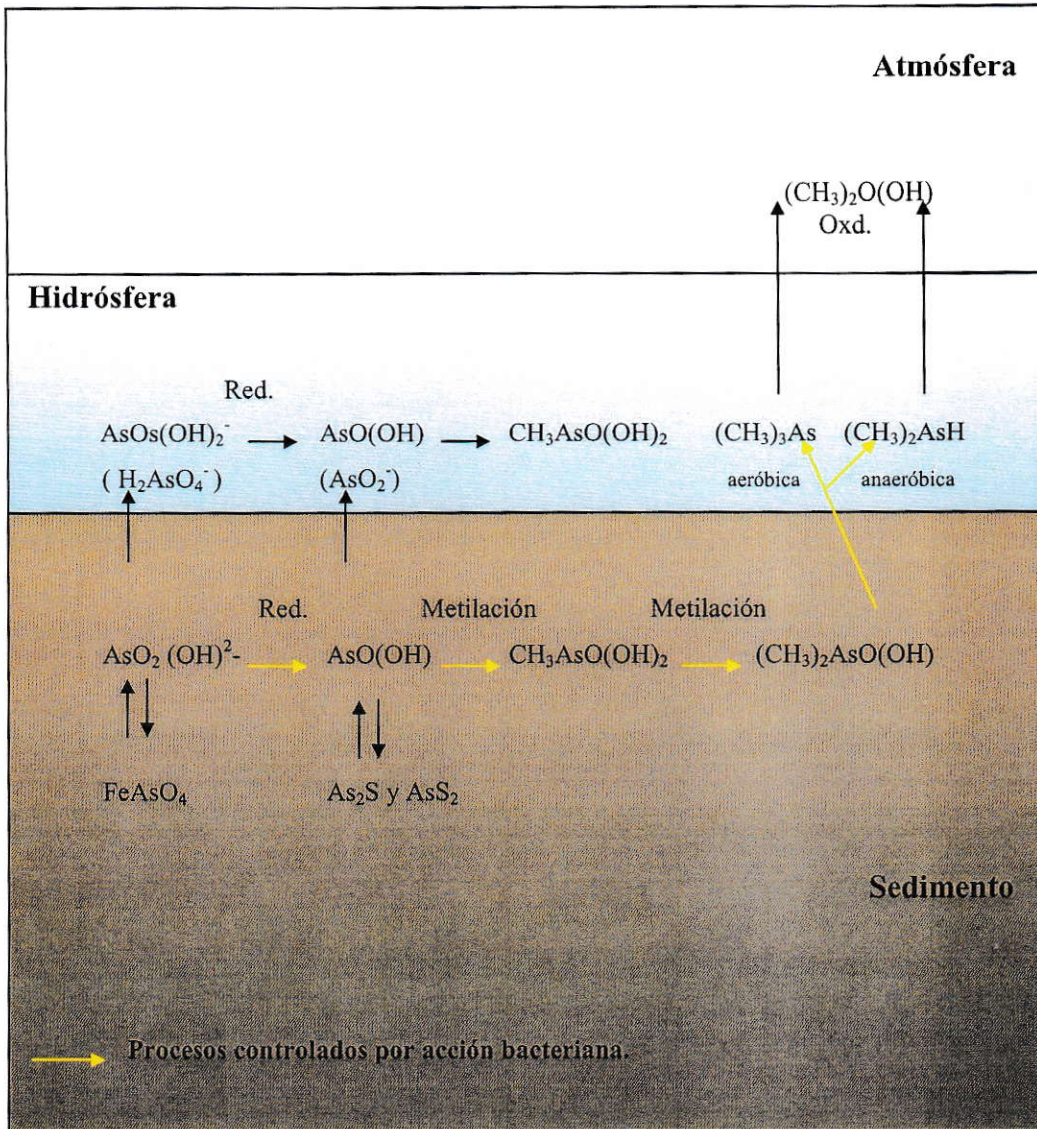


Fig. 7. Bioalquilación de arsénico. (Modificado de Fergusson, J., 1990).

La desorción de contaminantes desde los sedimentos al agua dependerá de diferencias de concentración entre el agua intersticial en los sedimentos y el agua que se encuentra inmediatamente encima del sedimento depositado. El gradiente de concentración en la interfase sedimento-agua, se genera porque la concentración de especies contaminantes en el agua de poro es mayor que en el agua del sistema acuático, lo que favorecerá la difusión desde el sedimento al agua. La difusión es el mecanismo de transporte más importante de sustancias desde los sedimentos de aguas no turbulentas. En los casos en que el sedimento entra en contacto con aguas más circulantes, el transporte de especies disueltas en los sedimentos es generalmente mejorado por la mezcla turbulenta, como ocurre con el fósforo, el cual ve acelerada su carga interna producto de la turbulencia inducida por el viento.

Además de la difusión y la mezcla turbulenta, la bioturbación y la convección gaseosa, también controlan la liberación y transporte de sustancias desde los sedimentos. El proceso de bioturbación, corresponde a la agitación de las capas superficiales del sedimento por macroinvertebrados con un consecuente impacto sobre parámetros químicos como pH y potencial redox, y la convección gaseosa se refiere al levantamiento de gases cuando las condiciones de presión permiten la formación de burbujas, y el metabolismo microbológico anaeróbico conduce a la formación de gases como  $N_2$ ,  $CO_2$  y  $CH_4$ , generando corrientes verticales, por las cuales las partículas de sedimentos y sustancias disueltas en el agua de poro son transportadas hacia arriba.

Liberados los contaminantes desde los sedimentos, la hidrología del sistema acuático, controlará el transporte de éstos, tanto en la fracción particulada como en la disuelta, por ejemplo, la velocidad de flujo lento determina el efecto de dilución de sustancias contaminantes en tanto que la velocidad de flujo rápido controla la movilización de éstos. Pero el transporte puede estar dado además por el movimiento en solución, referido especialmente, a la asociación con materiales coloidales que permiten un transporte en suspensión y a la retención de contaminantes por parte del material particulado y la biota.

El movimiento de contaminantes por medio de la biota, está dada por la concentración alcanzada en el proceso de bioacumulación ya que al bioacumularse, son transportados y



dispuestos en otro lugar del cuerpo de agua. El transporte de material desde la superficie hacia las profundidades del cuerpo de agua, está dado por el descenso de plancton muerto, en la forma de material particulado, proceso que puede ser de gran importancia en el agotamiento de nutrientes desde aguas superficiales de muchos lagos, aunque debido al reciclaje interno, el tiempo de residencia de nutrientes puede ser diferente al del plancton.

Cuando el transporte de compuestos no es mediado biológicamente o por fuerzas físicas, el flujo total de compuestos disueltos a través de la interfase sedimento-agua está dado por la ecuación (12):

$$J_T = J_D + J_A = \phi D_s \frac{dC}{dx} + \phi v c \quad (12), \text{ donde } J_D \text{ corresponde a la suma del flujo}$$

debido a una difusión molecular y flujo debido a la advección del agua de poro (Tessier, 1994).

Pero además se sabe que la actividad biológica y física pueden contribuir a la distribución de especies disueltas cerca de la interfase. Por lo tanto el flujo total de compuestos disueltos puede ser determinado por la sumatoria de los flujos de difusión molecular ( $J_D$ ), bioturbación ( $J_B$ ), irrigación ( $J_i$ ) y acciones físicas ( $J_{WC}$ ).

$$J_T = J_D + J_B + J_i + J_{WC} \quad (13)$$

La irrigación, corresponde al transporte de solutos resultante de la ventilación de madrigueras por organismos bentónicos.

En conclusión, la mezcla activa, la resuspensión, el transporte y la depositación son factores importantes a considerar para el estudio de los tiempos de residencia de contaminantes en la superficie de los sedimentos ya que el análisis de estos procesos permiten definir la capa activa del sedimento, el grado de enterramiento de contaminantes y la variación en la concentración de éstos.

#### **4. GENERANDO UNA NORMA DE CALIDAD AMBIENTAL PARA SEDIMENTOS.**

Al igual que otros sistemas naturales, los cuerpos de agua deben contar con una medida de protección frente al deterioro ambiental provocado por el hombre, es así, como se han generado normas que regulan las emisiones y la calidad ambiental de las aguas dulces y marinas (Anexo V). Pero debido a que los sistemas acuáticos no sólo están formados por la columna de agua, será necesario tomar medidas respecto a otras fases (agua de poro, agua inmediatamente sobre el sedimento, columna de agua y biota). Conocer las concentraciones límites de contaminantes en los sedimentos, es un objetivo que ha despertado gran interés en diversos países preocupados por la calidad ambiental de sus sistemas acuáticos. Se considera que este objetivo se justifica ampliamente, debido a que las normas de agua resultan muy útiles para la protección de la calidad ambiental de los sistemas acuáticos, pero talvez no siempre responderán a la necesidad de proteger a todos los organismos que habitan en estos sistemas, como es el caso de aquellos que están en contacto directo con el material sedimentario depositado en el fondo de los cuerpos de agua, el cual puede contener diversas especies contaminantes en concentraciones mucho mayores que las de la columna de agua mediante los procesos químicos y físicos de retención.

Con un conocimiento básico de los sedimentos, se puede concluir que los materiales sedimentarios pueden ser muy diversos respecto a su composición y tamaño, por lo que se estima conveniente definir la fracción de los sedimentos que debe ser normada. Como se ha mencionado en el capítulo anterior, el tamaño de partícula es un factor determinante en la capacidad de los sedimentos de retener contaminantes, al respecto se sabe que el material fino (limo y arcilla) está asociado fuertemente a especies contaminantes (Golterman, 1983), por lo que la norma secundaria de calidad ambiental para sedimentos debería ser restringida a la fracción fina depositada en el lecho de los cuerpos de agua.

Respecto al material en suspensión, se debería normar tanto la carga como su composición ya que juega un rol importante en el transporte de nutrientes y contaminantes (O'Melia, 1995), sobre todo se considera muy relevante para la protección del uso del agua de riego en la agricultura, la cual ve muy afectada sus labores cuando las aguas aportan gran cantidad de material sedimentario con niveles importantes de contaminantes para los cultivos. Por otra parte, un aumento de la carga del material en suspensión puede disminuir la productividad primaria en los cuerpos de agua por la restricción de la luz.

Para la adecuada generación de una norma de calidad ambiental para sedimentos, será necesario conocer las concentraciones naturales del área a proteger, ya que proporcionarán la línea base o concentración "background" a partir de la cual se podrán establecer concentraciones límites para la protección de los sistemas acuáticos. Las condiciones naturales son variables para cada localidad, por lo que las concentraciones límites que puedan ser establecidas también serán variables e incluso, lo que resulta natural para un lugar puede ser perjudicial para otro y para los organismos que lo habitan.

Determinar el nivel base o Background del material sedimentario no es una tarea fácil ya que es necesario tener información confiable. En Chile, debido a la escasa información respecto a la composición y la calidad ambiental de los sedimentos, es muy difícil establecer una línea base para los distintos cuerpos de agua. Sin embargo, los sedimentos se caracterizan por ser útiles en la entrega de información histórica de un lugar (Calmano, 1996), debido a que los componentes van quedando enterrados a medida que el proceso de sedimentación va generando nuevas capas de sedimento, y por lo tanto, la concentración background puede ser establecida mediante el análisis de la composición del material sedimentario profundo, el cual permite analizar situaciones pasadas, previas a procesos de contaminación como resulta ser la toma de muestras pertenecientes al período pre-industrial.

La línea base también puede ser obtenida en términos más prácticos, al escoger áreas inalteradas por la actividad humana, sin embargo existe la dificultad de encontrar una localidad que además de ser inalterada sea representativa del área total que se quiere proteger en factores tales como la composición y las características físicas, lo que para el caso de una



norma nacional implicaría la elección de varios sitios de referencia. En Chile, el material sedimentario de la zona sur se caracteriza por tener bajos niveles de especies contaminantes debido a que son sistemas poco alterados, por lo que permitiría su uso como concentración “background”.

La elaboración de una norma secundaria de calidad ambiental para sedimentos requerirá además, establecer valores de concentración permisibles de contaminantes, lo que puede ser llevado a cabo a partir del análisis de las respuestas de determinados organismos a la exposición de sustancias contaminantes. El uso de ensayos de toxicidad resulta ser muy útil para estos análisis y consisten en metodologías que permiten medir las respuestas de los organismos frente a determinadas concentraciones de contaminantes y la comparación de estas respuestas con el efecto de una solución patrón o estándar. Las respuestas de los organismos pueden ser letales (mortalidad) o subletales (respuestas no letales sobre un sistema biológico en observación), dependiendo principalmente de la concentración de los contaminantes, la sensibilidad de los organismos de pruebas y las condiciones ambientales (Larraín, 1995). Los organismos bentónicos son los mejores indicadores de la toxicidad de los sedimentos por su contacto directo con éstos y con el agua intersticial (Chapman, 1998).

Debido a que las especies usadas como indicadores de contaminación, tienen sensibilidades distintas, la determinación de las concentraciones permisibles para los sistemas, debe considerar el análisis de las respuestas de varios niveles tróficos con el objetivo de tener una visión general del sistema y con la intención de no excluir organismos que podrían ser más sensibles a procesos de contaminación. Por el mismo motivo, las pruebas de toxicidad no resultan ser el único método para derivar normas de calidad ambiental para sedimentos. El análisis de las respuestas de las especies sensibles debe estar acompañado de otro tipo de información como composición química y características típicas del lugar en específico (CCME, 1999).

En los países donde se han desarrollado valores límites de concentración de especies contaminantes para sedimentos, éstos se han basado ampliamente en metodologías que combinan el conocimiento químico y ensayos de toxicidad, donde los valores límites

establecidos no reciben el nombre de normas o concentraciones estándar, sino de pautas o guías de calidad ambiental de sedimentos, ya que los valores generados son globales y por lo tanto, cada localidad debe mejorarlos en función de las características propias del lugar.

Establecidas las concentraciones normativas, se considera importante establecer metas de concentración, es decir, generar valores que permitan progresivamente alcanzar los valores ideales de protección ambiental y valores que impliquen estrategias de manejo para minimizar y remediar eventos de contaminación.

Para evaluar el cumplimiento de valores normativos será necesario generar planes de monitoreo que impliquen muestreos periódicos para determinar los cambios relacionados a las actividades del hombre. A diferencia del caso de toma de muestra de aguas, el muestreo de sedimentos no es un procedimiento que se pueda realizar en forma continua, más bien se debe tener la precaución de considerar la tasa de sedimentación para establecer la frecuencia del muestreo. Si el objetivo es determinar si existen cambios respecto a parámetros específicos asociados a los sedimentos como resultado directo de estrategias de manejo y control, será necesario establecer muestreo de vigilancia similar al monitoreo pero que implique repetidas tomas de muestra y observaciones.

Las acciones de manejo deberían incluir alternativas de remediación como actividades de limpieza mediante dragados, utilización de técnicas químicas, físicas y biológicas para desactivar los contaminantes o aislarlos al separar los granos pequeños del sedimento o la fracción grasosa en el caso de contaminantes orgánicos, adición de cemento para evitar la liberación de contaminantes del medio ambiente o agregación de bacterias que biodegraden ciertos contaminantes (bioremediación) y la acción de cubrir el sitio contaminado con material limpio para mitigar la liberación de contaminantes a la zona biológicamente activa.

Respecto a las actividades de remoción de sedimentos (dragados) casi siempre significan la liberación de contaminantes a la columna de agua y se debe asumir un costo elevado el cual incluya la preparación de un lugar de disposición final y establecer los requerimientos de limpieza, basados principalmente, en la protección de la salud humana (USACE/EPA, 1992).

Debido a lo anterior es que se han desarrollado valores límites de concentración de contaminantes en sedimentos para su disposición (Donald, 1995). Pero no solo se puede recurrir a una disposición final, los materiales dragados pueden tener varios usos beneficiosos (EPA, 1992a) como material de construcción, relleno de playas, para cubrir rellenos sanitarios y sobretodo en el caso de limos y arcillas, podrían ser utilizados en la agricultura en el mejoramiento y creación de tierras.

#### **4.1. Metodologías para la derivación de guías de calidad de sedimentos.**

Las diversas metodologías que se han desarrollado para la derivación de guías de calidad de sedimentos se subdividen en químicas y las que integran aspectos químicos y biológicos.

##### **4.1.1. Metodologías químicas.**

Entre las metodologías químicas para la generación de guías de calidad de sedimento están la línea base y el estudio de la biodisponibilidad de metales.

##### **4.1.1.1 Metodología de línea base.**

La metodología consiste en la comparación de las concentraciones actuales con la composición natural de manera de establecer el enriquecimiento del contenido de contaminantes. En 1979 Müller propuso una medición cuantitativa de la contaminación en sedimentos, llamada índice de geoacumulación (Igeo) (Larsen 1993; Calmano, 1996), el cual compara la concentración de elementos medida en la fracción de grano fino del sedimento (Cn) con los valores geoquímicos naturales (Bn).

$$Igeo = \log_2 Cn / 1.5 Bn \quad (14)$$

Aunque el método es fácil de aplicar tiene la desventaja de no considerar los efectos biológicos y de biodisponibilidad (Calmano, 1996).



#### **4.1.1.2. Biodisponibilidad de metales.**

El análisis de biodisponibilidad de metales incluye:

- Estudio de la participación de los sulfuros en la retención de metales. El contenido de sulfuros solubles en ácido o sulfuros volátiles ácidos es comparado con el contenido de metales enlazados a sulfuros o los llamados metales extraídos simultáneamente, de lo cual se desprende, que no se presentarán efectos tóxicos cuando los metales están enlazados a los sedimentos y cuando la concentración de sulfuros solubles es mayor que la suma de los metales enlazados a sulfuros (Calmano, 1996, Long, 1998). La metodología SEM/AVS, donde SEM (“simultaneously extracted trace metals”) corresponden al los metales trazas extraídos simultáneamente y AVS (“Acid-volatile sulfide”) a sulfuros volátiles ácidos, es ampliamente explicada en Allen, 1993.
- El análisis de la capacidad del sedimento para producir acidez y neutralización, de manera de pronosticar el comportamiento de metales.
- Estudio de la movilidad de metales a largo plazo bajo condiciones controladas.

#### **4.1.2. Metodologías que integran aspectos químicos y biológicos.**

Estas metodologías incluyen la obtención de datos químicos y ensayos de toxicidad, de manera de establecer relaciones causa-efecto.

##### **4.1.2.1. Ensayo de toxicidad en sedimento total (“Bulk sediment toxicity”).**

El ensayo de toxicidad del sedimento total o "bulk" (incluye fracción sólida y agua intersticial) es una metodología que consiste en la exposición de organismos de prueba, a sedimentos que pueden contener una cantidad desconocida de químicos potencialmente tóxicos. Al final del tiempo de exposición, las respuestas de los organismos son examinadas con relación a



respuestas especificadas. El método, permite medir la toxicidad de todos los contaminantes, sin embargo, no es aplicable por si solo, para generar guías de calidad ambiental para sedimentos (EPA, 1992b).

#### **4.1.2.2.Toxicidad de sedimento con adición de concentración conocida (“Spiked sediment toxicity”).**

El método consiste en la exposición de organismos, a sedimentos tratados con una concentración conocida de un químico o una mezcla de éstos, para establecer relaciones entre las concentraciones agregadas y las respuestas de los organismos (EPA, 1992b). Los valores generados, pueden ser utilizados como datos científicos para derivar guías de calidad de sedimentos, sin embargo, pueden estar alejados de la realidad ya que el método tiene la desventaja de ser realizado en el laboratorio (Calmano, 1996).

#### **4.1.2.3.Efecto umbral aparente (“Apparent effects threshold approach”).**

El efecto umbral aparente (AET), es definido como la concentración de especies contaminantes en el sedimento, para la cual, efectos biológicos importantes estadísticamente, son siempre observados para un conjunto de datos con relación a un sedimento de referencia. Los valores generados para distintas especies, permitirán derivar guías de calidad ambiental (EPA, 1992b). Se utiliza en la identificación de áreas con problemas ambientales, en la identificación de problemas químicos en sedimentos y en actividades de limpieza. La desventaja del método es la incapacidad de diferenciar los efectos generados por cada contaminante, ya que no es posible separar los efectos individuales, cuando múltiples especies contaminantes están presentes en una misma muestra (Calmano, 1996).

#### **4.1.2.4.Trío de calidad de sedimento (“Sediment quality triad”).**

El trío de calidad de sedimentos, es una metodología orientada a determinar la salud del ecosistema por degradación e implica las mediciones de parámetros químicos en los sedimentos, la realización de bioensayos y estudio de los efectos biológicos “in situ”

(Chapman, 1986). Las mediciones químicas y físicas evalúan los niveles de contaminación, mientras que las otras, miden la abundancia de especies contaminantes. El método ha sido ampliamente aplicado para determinar guías de calidad de sedimento para plomo, PAHs (hidrocarburos aromáticos policíclicos) y PCBs (bifenilos policlorados).

#### **4.1.2.4. Nivel “screening”.**

La concentración a nivel “Screening” es un método para la generación de valores límites a partir de datos obtenidos en terreno y de patrones de coocurrencia de biota bentónica específica y concentración de contaminantes. Las concentraciones a nivel “screening”, son las más altas estimadas de contaminantes seleccionados, que suceden con aproximadamente 95% de la fauna, es decir, soportable por una porción importante de organismos bentónicos predeterminados (ANZECC, 2000). El ministerio ambiental de Ontario (Canadá), desarrolló guías de calidad ambiental de sedimentos basados en concentraciones a nivel “screening”, para una rango de sedimentos locales y biota acuática. Se establecieron dos niveles, un nivel bajo el cual es más bajo que el nivel en que los efectos tóxicos comienzan a aparecer, y un nivel severo, que representa la concentración que elimina muchos de los organismos bentónicos (Anexo VI.A).

#### **4.1.2.5. Toxicidad del agua intersticial (“Interstitial water toxicity approach”).**

El método consiste en exponer organismos de prueba al agua de poro de un sedimento, de manera de determinar la toxicidad de las sustancias presentes. Las desventajas del método son la limitante cantidad de agua obtenible para el ensayo y que es útil solamente para aguas oxigenadas ya que las pruebas biológicas requieren oxígeno, sin embargo, los sedimentos contaminados son en muchos casos anóxicos. Además en ambiente óxico, la oxidación de la muestra durante el ensayo, produce la precipitación de óxidos hidratados de Fe y Mn con la coprecipitación de metales, lo que puede implicar una baja estimación de la toxicidad por metales (Calmano, 1996).

#### **4.1.2.6. Residuo en tejido (“Tissue residue approach”).**

Esta metodología corrientemente usada en acciones de remediación y regulación, establece la concentración máxima que puede tener un químico en el sedimento, de manera que resulte aceptable en organismos acuáticos (Calmano, 1996; EPA, 1992b). El método es aplicable para químicos orgánicos no iónicos y compuestos organometálicos, y permite a través de dos metodologías (EPA, 1992b), calcular un valor límite, siendo el más bajo el decisivo. La primera metodología, consiste en las mediciones de los químicos presentes en las aguas a concentraciones críticas, es decir, a concentraciones que causan efectos tóxicos, para ser traducidas a concentraciones críticas en sólidos por uso del coeficiente de partición  $K_d$ . La segunda metodología, consiste en traducir las concentraciones críticas de los organismos a concentraciones en agua por medición del factor de bioacumulación (Calmano, 1996).

#### **4.1.2.7. Rango de efecto (“Effects range approach”).**

El método consiste en la clasificación de las concentraciones químicas observadas y predichas por diferentes métodos para ser asociadas a rangos de efectos biológicos (ANZECC, 2000; EPA, 1992b). En base a esta metodología, NOAA (National Oceanographic and Atmospheric Administration) estableció los rangos de bajo efecto (ER-L) y de mediano efecto (ER-M), y más tarde, el departamento de protección ambiental de florida FDEP (Florida Department of Environmental Protection), estableció el nivel de efecto umbral (TEL) o el límite superior del rango de concentraciones de contaminantes en los sedimentos que no presentan efectos y el nivel de efecto probable (PEL) que define el límite más bajo del rango de concentraciones de contaminantes que son usualmente asociadas a efectos biológicos adversos. Pero al comparar las guías generadas por NOAA y FDEP, estas son muy similares en muchos casos (Anexo VI.B.).

#### **4.1.2.8. Equilibrio de partición (“Equilibrium partitioning (EqP) approach”).**

El equilibrio de partición, es un método que ha cumplido un rol importante en la identificación, monitoreo y limpieza de sitios contaminados y se basa en la teoría que los



contaminantes sorbidos en los sedimentos, están en equilibrio con el agua de poro (Calmano, 1996). El coeficiente de partición  $K_d$  da cuenta de este equilibrio ya que se ha definido como la razón de concentración entre el contaminante en el sedimento ( $C_s$ ) y en el agua de poro ( $C_w$ ) (Larsen, 1993).

A partir del valor de  $K_d$  y considerando que las sensibilidades de las especies bentónicas son similares a la de las especies de la columna de agua, la EPA propone utilizar las normas de calidad de agua (“water quality criterion”, WQC) para generar los valores límites para sedimentos. Por lo tanto una norma de calidad de sedimento (“sediment quality criteria”, SQC) estará dada por:

$$SQC = K_d WQC \quad (15)$$

El método es usado ampliamente para derivar guías de calidad de sedimentos para químicos orgánicos no iónicos, para los cuales la partición está determinada por el contenido de carbón orgánico, de modo que  $K_d$  se relaciona con la partición de carbón orgánico (Calmano, 1996; Ankley, 1996a):

$$K_d = f_{oc} K_{oc} \quad (16) \quad , \text{donde } f_{oc} \text{ la fracción por peso de carbón orgánico.}$$

De (15) y (16) se obtiene:

$$SQC = f_{oc} K_{oc} WQC \quad (17)$$

El valor de SQC puede ser normalizado al contenido de carbono orgánico, y por lo tanto se puede expresar como:

$$SQC / f_{oc} = SQC_{oc} = K_{oc} WQC \quad (18)$$

Por lo tanto si se conoce  $K_{oc}$  de un determinado químico, es posible calcular SQC independientemente de las propiedades de los sedimentos. Sin embargo, el método es sólo

aplicable a compuestos no iónicos, y es sensible a los efectos de la preparación de la muestra y a la metodología del análisis de la distribución del tamaño de grano. La falta de valores de coeficiente de partición y la variabilidad de este por la variedad de estimaciones, genera incerteza de los valores límites para sedimentos.

#### **4.2. Metas internacionales.**

El reconocimiento del deterioro de la calidad ambiental de los sedimentos producto de la actividad humana, ha gatillado en países desarrollados la necesidad de generar estrategias de protección para este medio, con el principal objetivo de proteger la vida acuática al establecer relaciones entre nivel de concentración y efecto biológico adverso. A continuación se presentan los valores límites desarrollados por países y ciudades que han presentado preocupación por la calidad ambiental de sus sedimentos en sistemas de aguas dulces.

##### **4.2.2. Pautas canadienses.**

Las pautas de calidad de sedimentos elaboradas por Canadá son derivadas a partir de información toxicológica, disponible, de acuerdo a un protocolo formal establecido por el Consulado Canadiense del Ministerio del Ambiente (CCME,1999).

Para establecer las guías de calidad, se recolectan antecedentes químicos y biológicos que luego son evaluados para establecer asociaciones entre la concentración de cada químico medido y cualquier efecto biológico adverso.

Con la información disponible se establece valores meta que definen el límite de concentraciones de los contaminantes. El valor más bajo o TEL, representa la concentración bajo la cual se espera que los efectos biológicos adversos ocurran raramente y el valor superior o PEL define el nivel sobre el cual se espera que los efectos biológicos adversos ocurran frecuentemente.

Canadá establece guías de calidad ambiental para sedimentos (Tabla 3) denominadas, guías de calidad de sedimentos interinas (Interim Sediment Quality Guidelines, ISQGs ) o guías

generadas a partir de información disponible que sólo soporta una metodología de derivación de guías de calidad de sedimento. Las ISQGs son recomendadas para concentraciones totales de químicos, cuantificadas por protocolos analíticos estandarizados. Ya que ISQGs son hechas para evaluar potenciales efectos biológicos, en el caso de los metales, el contenido total se refiere a la fracción biodisponible por lo tanto la metodología de análisis considera la extracción de estos con ácidos débiles de modo de remover la fracción intercambiable.



**Tabla 3. Pautas de calidad de sedimento en aguas dulces de Canadá. (Modificado de ANZECC,2000).**

<b>Contaminante</b>	<b>ISQGs (Tel) (mg/K, peso seco)</b>	<b>ISQGs (Pel) (mg/K, peso seco)</b>
<b>Metales</b>		
Cd	0.6	3.5
Cr	37	90
Cu	36	197
Pb	35	91
Hg	0.17	0.49
Ni	18	36
Ag	-	-
Zn	123	315
<b>Metaloides</b>		
As	5.9	17
<b>Orgánicos</b>		
Fenantreno	42	515
Benzo( $\alpha$ )antraceno	32	385
Benzo( $\alpha$ )pireno	32	782
Criseno	57	862
Fluoranteno	111	2355
Pireno	53	875
DDD	3.5	8.5
DDE	1.4	6.8
DDT(tot)	7	4450
Dieldrín	2.9	6.7
Clordano	4.5	8.9
PCBs	34	277

#### 4.2.3. Pautas de países bajos.

En estos países, dos valores guías son obtenidos a partir de datos de toxicidad y bioacumulación (Anexo VII), donde el valor más bajo es adoptado como valor guía.

Además, en función de los objetivos de calidad ambiental, han generado tres distintos valores guías recomendables (Tabla 4), con la precaución de que sean generados para un sedimento estándar, ya que determinados factores como tamaño de grano y contenido de materia orgánica tienen una influencia importante en la distribución y contenido de especies contaminantes (ANZECC, 2000). Por ejemplo, la presencia importante de materia orgánica en los sedimentos, puede determinar la biodisponibilidad de metales gracias a su capacidad de acomplejar estas especies contaminantes.

**Tabla 4. Objetivos de calidad de sedimentos para países bajos, en sedimento estándar con 10% de materia orgánica y 25% de arcilla, (Modificado de ANZECC, 2000).**

Contaminante	Valor meta (mg/K) 5-10 cm profund.	Valor límite (mg/K) 5-10cm profund.	Valor intervención (mg/K)
As	29	55	55
Cd	0.8	2	12
Cu	36	36	190
Pb	85	530	530
Hg	0.3	0.5	10
Zn	140	480	720
Clordano	0.01	0.02	5
Dieldrín	0.0005	0.02	4
Lindano	0.00005	0.001	2
PCBs(tot)	0.02	-	-
PAHs(bajo PM)	-	-	-
PAHs (alto PM)	1	-	40

Estos países establecen un valor meta que corresponde a una concentración muy pequeña en comparación a la concentración máxima permisible (no observed effect level, NOEL), pero la cual es el objetivo a alcanzar. Además establecen objetivos intermedios, es decir, concentraciones que deben ser alcanzadas en primera instancia, antes de alcanzar los valores meta. Por último, también definen concentraciones sobre las cuales hay serios problemas de contaminación, denominados valor intervención, porque implica toma de decisiones y manejo.

#### **4.2.4. Pautas de Hong Kong.**

Las aproximaciones obtenidas por Hong Kong, sobre valores de calidad de sedimentos, consisten en la adopción de números internacionales, los cuales son comparados con un limitado rango de datos existentes en Hong Kong para generar dos valores pautas (Tabla 5). Estos números denominados valores de calidad interinos, al igual que en Canadá, deben ser refinados con la información de los sitios específicos.



Tabla 5. Pautas de calidad de sedimento de Hong Kong. (Modificado de ANZECC, 2000).

<b>Contaminante</b>	<b>ISQG-baja (mg/K, peso seco)</b>	<b>ISQG-alta (mg/K, peso seco)</b>
<b>Cd</b>	1.5	9.6
<b>Cr</b>	80	370
<b>Cu</b>	65	270
<b>Pb</b>	75	218
<b>Hg</b>	0.15	1
<b>Ni</b>	40	-
<b>Zn</b>	200	410
<b>As</b>	8.2	70
<b>Acenafteno</b>	16	500
<b>Acenaftaleno</b>	44	640
<b>Antraceno</b>	85.3	1100
<b>Fluoreno</b>	19	540
<b>Naftaleno</b>	160	2100
<b>Fenantreno</b>	240	1500
<b>PAH (bajo PM)</b>	552	3160
<b>Benzo(α)antraceno</b>	261	1600
<b>Benzo(α)pireno</b>	430	1600
<b>Dibenzo(α,h)antraceno</b>	63.4	260
<b>Criseno</b>	384	2800
<b>Fluoranteno</b>	600	5100
<b>Pireno</b>	665	2600
<b>PAH (alto PM)</b>	1700	9600
<b>Fluoranteno</b>	600	5100
<b>Pireno</b>	665	2600
<b>PAH (alto PM)</b>	1700	9600
<b>PAH (tot)</b>	4022	44792
<b>DDT(tot)</b>	1.6	-
<b>PCBs(tot)</b>	22.7	-

#### 4.2.5. Pautas de Australia y Nueva Zelanda.

Para Australia y Nueva Zelanda se ha propuesto guías de calidad de sedimento interina (Tabla 6) basadas en las metodologías de derivación de guías de calidad de sedimentos mencionadas anteriormente.

**Tabla 6. ISQGs para Australia y Nueva Zelanda.**

<b>Contaminante</b>	<b>ISQG (mg/K, peso seco)</b>	<b>Contaminante</b>	<b>ISQG (mg/K, peso seco)</b>
<b>Metales</b>		Fenentreno	240
<b>Sn</b>	2	PAH (bajo PM)	552
<b>Cd</b>	1.5	Benzo(α)antraceno	261
<b>Cr</b>	80	Benzo(α)pireno	430
<b>Cu</b>	65	Dibenzo(α,h)antraceno	63
<b>Pb</b>	50	Criseno	384
<b>Hg</b>	0.15	Fluoranteno	600
<b>Ni</b>	21	Pireno	665
<b>Ag</b>	1.0	PAH (alto PM)	1700
<b>Zn</b>	200	PAH (tot)	4000
<b>Metaloides</b>		DDT(tot)	1.6
<b>As</b>	20	p,pi'-DDE	2.2
<b>Orgánicos</b>		o,pi'+p,p-DDD	2
<b>Acenafteno</b>	16	PCBs(tot)	23
<b>Acenaftaleno</b>	44	Clordano	0.5
<b>Antraceno</b>	85.3	Dieldrín	0.02
<b>Fluoreno</b>	19	Endrín	0.02
<b>Naftaleno</b>	160	Lindano	0.32

Los valores límites generados en los distintos países difieren uno de otro porque han usado distintas metodologías, como las descritas en la sección 4.1. Sin embargo, al usar las mismas metodologías, los valores límites también son distintos, ya que los métodos están en función de variables propias del sustrato y de la sensibilidad de las especies seleccionadas para los ensayos de toxicidad.

Con la intención de visualizar los rangos de concentraciones normados en los distintos países anteriormente mencionados, en la Tabla 7 se muestran valores de concentración mínima (concentración más pequeña tomando en cuenta a todos los países considerados, y que coincide con los valores TEL, ISQG-baja y valor meta) y valores de concentración máxima (concentración más alta tomando en cuenta a todos los países considerados, y que coincide con los valores PEL, valor límite, ISQG-alta). Estos valores permitirán tener una información base para establecer valores propios para nuestro país, como es el caso de Hong Kong, donde los valores guías son obtenidos mediante investigaciones realizadas en otros países, de manera de adecuarlos a su realidad nacional.



**Tabla 7. Resumen de valores mínimos y máximos normados en países desarrollados.**

<b>Contaminante</b>	<b>Valor mínimo</b>	<b>Valor máximo</b>
<b>Cd</b>	0.6	9.6
<b>Cr</b>	37	370
<b>Cu</b>	36	270
<b>Pb</b>	35	530
<b>Hg</b>	0.15	1
<b>Ni</b>	18	-
<b>Zn</b>	123	480
<b>As</b>	8.2	70
<b>Fenantreno</b>	42	1500
<b>Benzo(α)antraceno</b>	32	1600
<b>Benzo(α)pireno</b>	32	1600
<b>Criseno</b>	57	2800
<b>Fluoranteno</b>	111	5100
<b>Pireno</b>	53	2600
<b>DDD</b>	2	8.5
<b>DDE</b>	1.4	6.8
<b>DDT(tot)</b>	1.6	4450
<b>Dieldrín</b>	0.0005	6.7
<b>Clordano</b>	0.01	8.9
<b>PCBs (tot)</b>	0.02	277
<b>Lindano</b>	0.00005	0.32
<b>Acenafteno</b>	16	640
<b>Acenaftaleno</b>	44	640
<b>Antraceno</b>	85.3	1100
<b>Fluoreno</b>	19	540
<b>Naftaleno</b>	160	2100
<b>Dibenzo(α,h)antraceno</b>	63.4	260

### **4.3. Información Nacional.**

Generar una norma de calidad ambiental secundaria en nuestro país no es una tarea fácil debido principalmente a la falta de información y a la inexistencia de una base de datos donde almacenar toda nueva información referente a calidad de sedimentos en cuerpos de agua nacional.

A pesar de la falta de información, existen estudios aislados que pueden dar cuenta de la calidad ambiental de los sedimentos nacionales (Anexo VIII). La mayor información proviene de investigaciones realizada al sur del país, en donde se destaca que la concentración de especies contaminantes no es importante ya que corresponden a sistemas poco alterados por las actividades del hombre. Sin embargo, debido a que las actividades agrícolas son preponderantes en la zona, se han llevado a cabo investigaciones sobre el contenido de plaguicidas. Los resultados obtenidos revelan que en la zona sur de Chile, las concentraciones no son importantes o están bajo el límite de detección. Sin embargo los pesticidas DDT, DDD,  $\gamma$  BHC (lindano), heptacloro y dieldrín se destacan por concentración y/o frecuencia de detección en las distintas estaciones de muestreo (Anexo VIII.B, VIII.C, VIII.D).

Finalmente, para generar valores límites adecuados a cada área en específico, será necesario aumentar las investigaciones sobre la caracterización de los sedimentos y el efecto de las especies contaminantes retenidas en los sedimentos de los sistemas acuáticos Chilenos.

## 5. PROPUESTA DE PARÁMETROS PARA UNA NORMA SECUNDARIA DE SEDIMENTOS.

La protección ambiental de los sedimentos a través de una norma de calidad secundaria, debe apoyarse en la determinación de parámetros que den cuenta de la situación ambiental de un lugar específico. Generalmente, en las guías de calidad de sedimentos de países desarrollados, los parámetros seleccionados son metales, metaloides y compuestos orgánicos (Tabla 8). Pero además de los parámetros que dan cuenta de los procesos de contaminación en los sedimentos, se propone considerar los “**indicadores**” de las características de éstos, los cuales son fundamentales para evaluar las condiciones ambientales del sistema, ya que determinan la movilidad, toxicidad y especiación de los contaminantes. Por lo tanto, deberían ser evaluadas, variables tales como: **tamaño de partícula**; referido al estudio de la distribución y determinación del tamaño de partícula dominante en los sedimentos, **contenido de materia orgánica**; cantidad de material orgánico basado en el contenido cuantitativo de carbono orgánico total, **pH**; o expresión de la concentración de protones presentes en los sedimentos por lo que permite evaluar la acidez, **potencial redox**; indicador de las condiciones oxidantes y reductoras y **capacidad de intercambio catiónico**; referido a la capacidad del sedimento de adsorber e intercambiar cationes, cuantificándose por la suma de los miliequivalentes (mEq) de cationes intercambiables.



**Tabla 8. Resumen de los parámetros frecuentemente considerados en guías internacionales de calidad ambiental de sedimentos.**

<b>Parámetro</b>	<b>Compuestos</b>
<b>Metales</b>	Cadmio Cromo Cobre Plomo Mercurio Cinc Níquel Plata
<b>Metaloides</b>	Arsénico
<b>Orgánicos</b>	PAHs Acenafteno Acenaftileno Antraceno Benzo(a)antraceno Benzo(a)pireno Criseno Dibenso(a,h)antraceno Fluoranteno Fluoreno Naftaleno Fenentreno PCBs total DDT DDD DDE Dieldrin Endrin Heptacloro epoxido Lindano Clordano

## **5.1. Indicadores de las características de los sedimentos.**

Para conocer la dinámica de especies contaminantes y las características químicas y físicas del material sedimentario, se propone considerar los siguientes indicadores, debido a la importancia que tienen en la retención de especies contaminantes por parte de los sedimentos.

### **5.1.1. Indicadores físicos.**

En rigorosidad, la totalidad de las variables físicas que se deberían considerar en un análisis sedimentológico son: densidad y peso específico, tamaño, forma, redondez, texturas superficiales, velocidad de caída, fábrica, empaque, porosidad y permeabilidad (Anexo IX). De estas variables, el tamaño de grano, la forma y la esfericidad, son de gran relevancia en el análisis de sedimentos, pues a pesar de parecer variables independientes, se relacionan entre sí y en conjunto determinan la razón de deposición del material sedimentario. Pero además, la determinación del tamaño de grano no solo es importante para estudios sedimentológicos, éste también está relacionado con la capacidad de retención de especies contaminantes por los sedimentos, y ya que el objetivo de este trabajo es proponer parámetros que incidan en la calidad ambiental de los sedimentos, se escoge por esta razón como único indicador físico de las características del material sedimentario.

#### **5.1.1.1. Tamaño de partícula**

El tamaño de partícula es una de las variables físicas que se consideran ampliamente en sedimentología, por ejemplo, es de gran relevancia en estudio del material sedimentario formado por acciones mecánicas (material sedimentario clástico) ya que junto con la uniformidad de las partículas, revelan la eficiencia del agente de transporte (García, 1998). Pero además este indicador físico se relaciona con la capacidad de los sedimentos de retener contaminantes. Las partículas submicrónicas como óxido de Fe (III), óxidos de Mn (III, IV) y sulfuros, por ejemplo, son coloides que participan significativamente en la regulación de elementos reactivos en los sistemas naturales (Stumm, 1994; Pizarro, 1995).

Se ha determinado que a menor tamaño de grano, el contenido de contaminantes es mayor (Golterman, 1983), debido a que el área de superficie específica de las partículas pequeñas es mayor que la de partículas más gruesas, lo que es fundamental para el control de la adsorción de contaminantes. Por lo tanto, frente a la necesidad de evaluar la calidad ambiental de los sedimentos, se recomienda primeramente ubicar áreas de depositación de material fino predominante, para luego determinar la distribución de tamaños, de manera de separar el material de grano fino y realizar en esta fracción los análisis de calidad ambiental.

La metodología para determinar la textura de los sedimentos varía en función del rango de tamaño. Para fragmentos rocosos, el tamaño se obtiene midiendo en forma directa, para materiales de arena y grava es necesario usar tamices y para materiales finos, se utiliza el proceso de sedimentación.

Debido a que los depósitos de sedimento se componen de un conjunto de partículas individuales, es necesario conocer el diámetro de partícula dominante. La granulometría característica de una muestra puede ser descrita por una curva de distribución de tamaño, la que representa el peso seco acumulativo de la muestra en cada fracción de tamaño. El tamaño de partícula es exhibido horizontalmente, mientras que en el eje vertical de esta curva, se exhibe el porcentaje de peso acumulativo de los granos, que en el caso de un análisis de cribado o tamizado, corresponde al porcentaje en peso de partículas que pasan por cada tamaño de malla (García, 1998).

El método de cribado por mallas que se aplica a sedimentos de tamaños gruesos desde arenas hasta gujarros, consiste en hacer pasar el material grueso por un arreglo de mallas con agitación mecánica (rotación y sacudida). Después de la agitación, el material retenido en cada malla es removido. Los pesos acumulativos son convertidos a porcentajes del peso total, para elaborar curvas de distribución de tamaños de granos (Alcalá, 1995; García, 1998). En el caso de muestras secas que forman agregados duros, se recomienda usar el cribado húmedo, el cual consiste en hacer pasar el material por un arreglo de mallas inmerso en un contenedor lleno de agua, con la precaución de liberar el aire atrapado.



En el método de sedimentación, la clasificación de los tamaños de partícula se basa en la velocidad de sedimentación. Dos técnicas son ampliamente conocidas: el método de la pipeta y el método del hidrómetro (Anexo X). Pero no sólo las metodologías utilizadas en sedimentología son útiles en la determinación de tamaños de grano fino, se ha desarrollado también la microscopía electrónica que permite obtener un conocimiento detallado de la naturaleza física y de la composición química de la superficie de los sólidos a escala submicrométrica, pero que significa mayor costo en los análisis (Skoog, 1995).

### **5.1.2. Indicadores fisicoquímicos**

#### **5.1.2.1. Contenido de agua.**

Determinar el contenido de agua de los sedimentos depositados, tendrá mayor importancia para estudios de la calidad ambiental que para procesos de normalización. Conocer el contenido de agua, permite evaluar la capacidad del sedimento de reaccionar con especies contaminantes, evaluar la sensibilidad a la erosión y a la resuspensión (Golterman, 1983) y permite expresar los resultados de concentraciones de contaminantes en base seca, para que sean representativos y comparables con otros resultados.

El contenido de agua para sistemas acuáticos poco profundos (ej. ríos) es bajo, ya que en éstos frecuentemente predomina el material grueso, mientras que en cuerpos de agua más profundos (ej. lagos) se encuentra mayor contenido de agua (Hakanson, 1983).

El contenido de agua en un perfil vertical de sedimentos de cuerpos de aguas superficiales, como ríos y lagos, es mayor en capas superiores ya que el sedimento del fondo sufre compactación. Pero la compactación no es el único factor que influye en el contenido de agua, también entra en juego la razón de sedimentación, la calidad y características de los depósitos, el nivel de bioturbación y la variación de ésta en el tiempo (Hakanson, 1983).

La metodología de análisis consiste en secar una muestra expuesta al aire a 105°C, de manera que por diferencia de masa permita determinar la pérdida de agua, como se muestra en la ecuación (19) (Golterman, 1983; Sadzawka, 1990; Alcalá, 1995).

$$\text{Humedad (\%)} = \frac{a - b}{b} * 100 \quad (19) \quad , \text{donde}$$

**a** son los gramos de muestra seca al aire y **b** son gramos de muestra seca a 105°C.

### **5.1.2.2. Contenido de materia orgánica.**

Debido a que el contenido de materia orgánica es un factor controlador del nivel de contaminación por que presenta una alta capacidad de adsorción, se estima conveniente determinar su valor de manera de evaluar la capacidad de los sedimentos de retener contaminantes. La concentración de contaminantes en el material particulado puede ser proporcional al contenido orgánico de éste, quedando disponibles para los organismos que viven en el medio sedimentario, o reteniéndolos para luego ser liberados frente a cambios en las condiciones del medio como por ejemplo, cambios de pH. En general, sedimentos con alto contenido de grano fino, además de un elevado nivel de carbono orgánico, tienen mayores concentraciones de contaminantes que sedimentos más arenosos y de bajo contenido de carbono orgánico (Golterman, 1983).

El componente principal de la materia orgánica es el carbono, de aquí entonces que la determinación de la materia orgánica se base en el contenido de carbono orgánico total. Existen dos tipos de métodos ampliamente descritos por Sadzawka, 1990: determinación por combustión húmeda de la materia orgánica al reducirse el ión dicromato ( $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ ), donde el  $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$  no reducido se mide por titulación, y el método de combustión cuantitativa que se basa en la pérdida de masa de una muestra al ser sometida a 550°C por 1 hora, donde el contenido de materia orgánica (MO) se obtiene de la diferencia entre el residuo inorgánico ( $W_r$ ) que queda luego del calentamiento y la masa de la muestra de sedimento ( $W_s$ ):

$$MO = \frac{W_s - W_r}{W_s} 100 \quad (20)$$

### 5.1.2.3.pH

El pH controla los procesos químicos y biológicos de un sistema natural, al determinar el grado de acidez. En cuerpos de agua naturales, su valor varía entre 6 y 8.5 y está dado principalmente, por el balance entre dióxido de carbono, carbonato y bicarbonato y además, por compuestos de origen natural como ácidos húmicos y fúlvicos (Wetzel, 2000). Pero el valor del pH puede dejar de ser estable para variar naturalmente, debido a los procesos de fotosíntesis y respiración, o artificialmente, por descargas industriales y urbanas. Estos cambios de pH serán determinantes en la calidad de las aguas, debido a que controlarán la liberación y retención de contaminantes en los sedimentos al influir en la especiación química (Chapman & Hall, 1996; Fergusson, 1990). Una disminución en el pH, por ejemplo, puede determinar la desorción de cationes metálicos desde los sedimentos por solubilización de sulfuros, fosfatos, carbonatos e hidróxidos minerales, mientras que algunos metales resultan ser insolubles como es el caso del sulfuro de plomo. En general, la disponibilidad de metales será mayor en ambiente ácido y menor ante un aumento del valor de pH debido a que en ambiente más básico se forman precipitados, fuertes reacciones de adsorción y mayor estabilidad de complejos orgánicos (Golterman, 1983).

Debido a que las características propias de los sedimentos cambian por las condiciones de transporte y almacenamiento de las muestras, el pH debe ser determinado potenciométricamente (en una escala de 1 a 14) *in-situ* (Stepheson, 1994).

### 5.1.2.4.Potencial redox (Eh).

El potencial redox determina el estado de oxidación y reducción de un sistema, lo que resulta importante en la distribución de elementos en los sistemas acuáticos. Muchos minerales disueltos en la columna de agua pueden precipitar producto de reacciones de oxidación-reducción, depositándose en los sedimentos, y a la inversa, hay minerales que pueden ser removidos



desde el sedimento a la interfaz sedimento-agua para posteriormente, difundir a la columna de agua. Un cambio del potencial redox en la interfaz tiene además la capacidad de provocar que la materia orgánica particulada pueda ser degradada, liberando a la columna de agua, elementos solubles en condiciones reductoras (Golterman, 1983).

El potencial redox, se determina potenciométricamente y en aguas superficiales varía entre 100mV y 500mV (Wetzel, 2000). El potencial redox es sensible al contenido de gases como oxígeno y sulfuro, por lo tanto, la medida de este parámetro en los sedimentos debe realizarse sin que este tome contacto con el aire, por lo que la medición se debe realizar “ in situ “ y con la máxima precaución de no perturbar el sedimento. Debido a la importancia de los gases en la interfaz sedimento-agua, estos también pueden ser medidos in-situ utilizando pequeños electrodos (Stepheson, 1994). Sin embargo datos respecto a la demanda de oxígeno, resulta más difícil debido a los cambios que ocurren en los sedimentos tan pronto como éstos sean perturbados o removidos desde el lecho (Golterman, 1983).

En conjunto, el pH y el potencial redox son fundamentales al momento de determinar las características fisicoquímicas de un sedimento. Lo anterior, se refiere principalmente a la movilidad de metales entre el sedimento y la columna de agua y en especial a la movilidad del hierro y el manganeso, ya que arrastran metales y nutrientes durante la solubilización y precipitación producto de cambios en el valor del potencial redox. En sedimentos oxidados y desde ligeramente ácidos a alcalinos, el hierro se encuentra en la forma de hidróxido de  $Fe^{3+}$ , pero si el valor del potencial redox disminuye entre +300 y +200 mV a un valor de pH 7, el hierro es reducido a Fe (II) retornando a la solución, es decir, al agua de poro del sedimento o a la columna de agua. Si el valor del potencial disminuye aún más acercándose a 0 mV, el Fe(II) puede ser precipitado como sulfuro de hierro altamente insoluble (Sig, 1994; Wetzel, 2000).

#### **5.1.2.5 Capacidad de intercambio catiónico (CIC).**

Debido a que los sedimentos tienen la capacidad, principalmente, mediante la fracción arcillosa y de materia orgánica de intercambiar cationes presentes en la solución, es importante

poder determinar la capacidad de intercambio catiónico de los sedimentos. El valor de CIC representa el total de cationes (miliequivalentes) que pueden ser retenidos por una cantidad de sedimento (gramos). Estos cationes retenidos y liberados pueden ser muy tóxicos para los sistemas acuáticos.

La determinación de la CIC se hace por desplazamiento de los cationes de la muestra con un único catión, el amonio, en una solución a pH 7, para medir la cantidad de amonio adsorbida (Sadzawka, A.; Alcalá, 1995). Para suelos, un valor de CIC igual a 5 meq/100g revelan suelos con pobre capacidad de retención, mientras que valores por encima de 50 meq indican alta capacidad de intercambio (Alcalá, 1995).

El cálculo de la CIC se realiza a partir de la siguiente fórmula:

$$\text{CIC (meq/100 g)} = 10 \text{ C/P} \quad (21) \quad , \text{ donde}$$

**C** es la concentración en meq/L de Na en el extracto y **P** son los gramos de la muestra seca.

## **5.2. Parámetros (contaminantes).**

### **5.2.2. Metales Pesados.**

Incluyen aquellos metales que tienen una densidad > que 5 – 6 g/cm<sup>3</sup> (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn, Mo), sin embargo, también algunos autores consideran el aluminio de densidad menor a 5 y también los metaloides arsénico y selenio.

Debido a que las fuentes naturales de estos metales son principalmente la meteorización de rocas y suelos, los procesos de erosión y la actividad volcánica, el contenido de metales en los sedimentos, depende principalmente de la composición de la roca de origen (Golterman, 1983). Pero además influyen las emisiones generadas por las actividades del hombre que permiten el ingreso de metales a los cuerpos de agua, para posteriormente ser adsorbidos en

minerales y partículas biológicas con una cinética rápida en condiciones cercanas al equilibrio.

La inclusión de metales pesados en una norma secundaria de sedimentos es ampliamente justificada al considerar que son significativamente removidos desde la columna de agua por sedimentación en asociación con el material particulado (Sigg, 1994) y son adsorbidos en los sedimentos por minerales arcillosos (sorción física y quimiosorción), sustancias húmicas (sorción física, quimiosorción y complejos), hidroxidos y óxidos de Fe y Mn (sorción física, quimiosorción, coprecipitación) y carbonatos de calcio (sorción física y coprecipitación) (Förstner, 1977). Por otra parte, invertebrados bentónicos tienen la capacidad de asimilar partículas enlazadas a metales, lo que implica la conversión a formas disueltas en la digestión. Además, frente a cambios en las condiciones ambientales (variaciones en la degradación bacteriana, turbación del sedimento, cambios en las condiciones oxidantes y reductoras, pequeñas variaciones de pH y aumento de la salinidad), los metales enlazados a las partículas pueden pasar a la solución a una forma biológicamente biodisponible, ser asimilados, bioacumulados y biomagnificados. Por lo tanto, conocer el contenido de metales en los sedimentos no sólo permite evaluar el nivel de contaminación de esta matriz ambiental sino que también, los posibles impactos en la columna de agua. En general, para organismos acuáticos los efectos adversos incluyen, decrecimiento de la abundancia de organismos bentónicos, incremento en la mortalidad y cambios de comportamiento (CCME, 1999).

Desde el punto de vista cinético, la incorporación de metales a una norma de calidad ambiental para sedimentos se justifica porque los metales son rápidamente adsorbidos en las superficies. En la fracción óxido, los metales son rápidamente adsorbidos, mientras que la desorción es más lenta y limitada a la energía requerida para romper el enlace del metal con la superficie reactiva. El proceso de adsorción puede o no requerir energía de activación, pero el de desorción se caracteriza por necesitar siempre de la energía de activación ya que se necesita vencer la energía de adsorción (Cala, 1995). En la fracción orgánica, los metales que se adsorben más fuertemente son los adsorbidos más rápidamente y los desorbidos más lentamente (Cala, 1995).



Debido a que la forma química en que se encuentre un metal determina su movilidad y biodisponibilidad, no basta conocer el contenido total de metales para evaluar el impacto ambiental en los sedimentos, es necesario por lo tanto, realizar procedimientos de extracción secuencial o fraccionamiento. De acuerdo a Tessier, 1979, las fracciones que deben ser seleccionadas para un análisis secuencial (Anexo XI) de metales en sedimentos son : intercambiables, enlazada a carbonatos, enlazada a óxidos de hierro y manganeso, enlazada a materia orgánica y residual; otros autores incluyen además la fracción soluble en agua. De las cuales las más importantes para metales, son las fracciones enlazadas a óxidos de Fe y Mn, y a materia orgánica. Se asume que la biodisponibilidad disminuye con cada extracción sucesiva del procedimiento (Castillo, 2001), la fracción soluble y la intercambiable, serían inmediatamente biodisponibles, mientras que la fracción residual estaría fuertemente unida a la estructura o al retículo cristalino y no es liberada bajo condiciones naturales (Tessier, 1979). La desventaja de estas metodologías es que son útiles sólo para sedimentos óxicos y no para sedimentos más anaeróbicos donde la fracción unida a sulfuros tiene mayor importancia.(Ankley, 1996b).

Debido a que el objetivo de una futura norma de calidad ambiental de sedimentos estará en función de la protección de la vida acuática, la fracción residual no es importante porque no es biodisponible. Pero, si se desea conocer la concentración total en los sedimentos, es decir tanto fracciones fácilmente disponibles como la residual, los métodos EPA para residuos sólidos (EPA, 1996) SW 846 (aplicables a sedimentos), pueden ser utilizados (Anexo XII.A.).

### **5.2.3. Compuestos orgánicos.**

Dentro de los compuestos orgánicos presentes en los sistemas acuáticos, se considera que los compuestos orgánicos hidrofóbicos que incluyen, bifenilos policlorados y los hidrocarburos aromáticos policíclicos, son los de mayor prioridad en los sedimentos, especialmente por presentar efectos tóxicos sobre la biota acuática a la vez que son bioacumulables, persistentes en la matriz sedimentaria, poco solubles en agua y lipofílicos (IPCS, 1992c; IPCS, 1998d; CCME, 1999) El grado de asociación de éstos en los sedimentos, depende directamente del contenido de materia orgánica, lo cual se interpretó como una evidencia, de que las

asociaciones de estos compuestos, resulta de la partición en la porción de materia orgánica relativamente no polar de las partículas naturales, mientras que la incapacidad de la fracción mineral de retener estos compuestos, se atribuye a la fuerte interacción dipolar de los minerales con el agua. Debido a la importante acumulación que presentan estos compuestos en los sedimentos, esta matriz ambiental, es considerada una ruta importante de exposición para la biota acuática ya que a pesar de ser inmovilizados en los sedimentos por largos períodos de tiempo, puede ocurrir el proceso de desorción tanto abiótica como biótica. La extensa inmovilización de estos compuestos no solo se debe a procesos de adsorción, la persistencia de éstos juega un rol importante y se debe a que se caracterizan por ser muy resistentes a procesos de degradación química y biológica.

Para determinar el contenido de estos compuestos en muestras de sedimentos se recomienda utilizar los métodos de análisis SW 846 de la EPA (EPA, 1996), para residuos sólidos (Anexo XII.B).

Los PCBs son una mezcla de químicos aromáticos, manufacturados por la cloración de bifenilo en presencia de un catalizador. La fórmula química puede ser presentada como  $C_{12}H_{10-n}Cl_n$ , donde n es el número de átomos de cloro que varían de 1 a 10. Teóricamente son posibles 209 congéneres que difieren en el número de átomos de cloro y la posición de este, pero solamente 130 se encuentran en productos comerciales (IPCS, 1992c).

Los PCBs han sido utilizados comercialmente como fluidos eléctricos e intercambiadores de calor y corrientemente son liberados al ambiente por volatilización desde transformadores y capacitores, además de ser liberados desde lodos de agua negras y de inapropiados lugares de disposición de residuos, sobre todo durante la incineración de éstos.

Las mezclas comerciales de PCBs más usadas son ARACLOR, seguido de CLOPHEN y KANECHLOR. Actualmente se han prohibido en países industrializados, sin embargo muchas estructuras que contienen PCBs se encuentran actualmente en uso (EULA, 2001).



En Chile, el trabajo "Diagnostico nacional de contaminantes orgánicos persistentes", realizado por el Centro EULA-Chile en el año 2001 resume la información sobre los volúmenes de PCBs en uso por regiones en distintas empresas eléctricas. A la información generada en el estudio se le agregó la proporcionada en el año 2000 por la Superintendencia de Electricidad y Combustibles (SEC), mediante una encuesta donde los datos de las empresas no corresponden a inspecciones, sino a la entrega de información voluntaria mediante un oficio enviado por el SEC, más información generada por CONAMA. De los datos recolectados, se observa que la región metropolitana es la que consume mayor cantidad de PCBs, mientras que la XI región dice no utilizar estos productos (Tabla 9).

**Tabla 9. Volúmenes de PCBs usados por región en el año 2001 (EULA, 2001).**

<b>Reg.</b>	<b>I</b>	<b>II</b>	<b>III</b>	<b>IV</b>	<b>V</b>	<b>RM</b>	<b>VI</b>	<b>VII</b>	<b>VIII</b>	<b>IX</b>	<b>X</b>	<b>XI</b>	<b>XII</b>
<b>Vol (L)</b>	945	87	11056	1182	4214.9	81715	19391	173	16676	450	1187		*

\* Volumen desconocido.

El uso de estas mezclas lamentablemente, deterioran la calidad ambiental de sistemas acuáticos ya que pueden ingresar a éstos, por escurrimientos superficiales, lixiviaciones, depositaciones atmosféricas y descargas municipales e industriales, con un potencial daño en la salud de la vida acuática.

Hay clara evidencia que los PCBs pueden ser absorbidos por invertebrados desde los sedimentos y desde los alimentos que han absorbido los PCBs desde el agua intersticial o desde agua que se encuentra inmediatamente encima de la capa de sedimento (CCME, 1999). Los PCBs se acumulan en casi todos los organismos debido a que son altamente solubles en lípidos y son metabolizados y eliminados lentamente. La asimilación en muchos casos es rápida y el equilibrio es alcanzado rápidamente, sin embargo, un alto contenido de materia orgánica en los sedimentos disminuye la biodisponibilidad de estos compuestos.



Los PAHs son compuestos orgánicos que contienen dos o más anillos bencénicos que pueden ser tóxicos para la biota acuática. Los átomos de carbono de los anillos pueden ser sustituidos por nitrógeno, oxígeno o sulfuro y átomos de hidrogeno por grupos alquil; la posición de este grupo es muy importante en determinar la cancerogenicidad del PAH (CCME, 1999). Los PAHs son clasificados según el peso molecular en PAHs de bajo peso molecular que tienen tres o menos anillos bencénicos y PAHs de alto peso molecular que tienen cuatro o más anillos.

Importantes cantidades de PAHs son emitidos por fuentes naturales como explosiones volcánicas, incendios forestales naturales y producción por algunas plantas y microorganismos. Las principales fuentes antropogénicas son: actividades industriales, quema de combustibles fósiles e incineración de residuos. Debido a que son principalmente emitidos a la atmósfera por combustión incompleta de combustibles fósiles, estos compuestos llegan a los cuerpos de agua por depositación atmosférica, además de su ingreso por los escurrimientos de calles lavadas por agua de lluvia que llegan a cuerpos de aguas naturales y que producto de la combustión incompleta de vehículos motorizados, contienen asfalto y partículas de hollín (IPCS , 1998d).

Los PAHs de alto peso molecular son poco solubles, por lo tanto no son tóxicos agudos para las especies que habitan en la columna de agua, pero un número de ellos son cancerígenos, mientras que los PAHs de bajo peso molecular tienen alta solubilidad y por lo tanto son más tóxicos pero no cancerígenos para los organismos que habitan en la columna de agua.

Estos compuestos son bioacumulables en organismos, ya que el log Kow para PAH de alto peso molecular varía entre 5.32 y 6.04, y para PAHs de bajo peso molecular entre 3.37 y 4.46. Además son fuertemente retenidos por la fracción orgánica de los sedimentos (IPCS , 1998d).

Otros compuestos orgánicos de gran relevancia para la calidad ambiental de sedimentos son las dioxinas y furanos, los cuales son compuestos tricíclicos aromáticos que tienen estructuras similares entre sí, pero que difieren en el número y la posición de los sustituyentes de cloro (Bonn, 1998).

Existen 75 compuestos individuales de dioxina (o congéneres), y 135 furanos individuales. Los compuestos más comúnmente estudiados son los tetracloruro di-benzo-p-dioxina 2,3,7,8 (TCDD-2,3,7,8).

Generalmente estos compuestos tienen muy baja solubilidad en el agua y decrece, con el aumento del número de átomos de cloro, por esto los congéneres que tienen 8 átomos de cloro en su estructura (OCDD), son los menos solubles, se estima en  $7 \cdot 10^{-7}$  mg/L. Estos compuestos se caracterizan además por tener bajas presiones de vapor y altos coeficientes de partición agua-octanol ( $K_{ow}$ ), por lo tanto, se acumulan en los organismos acuáticos, en general, los peces son más sensibles que las plantas y otros animales acuáticos (Bonn, 1998).

Estos compuestos son muy persistentes en los sedimentos, se estima que tienen una vida media de 5 años. La fotólisis, es el principal proceso de transformación que influye en la persistencia de éstos en el agua, estimándose una vida media de 18 a 50 días bajo luz solar directa. La degradación biológica, es un proceso más lento y son generalmente resistentes a la hidrólisis.

Las fuentes antropogénicas comprenden una amplia gama de procesos industriales y de combustión. Las siguientes categorías son en general consideradas las más importantes:

- a) Procesos de combustión (ej.: incineración de residuos médicos, municipales y peligrosos, combustión de madera, operaciones de horno de cemento, carburantes (particularmente diesel), fundiciones de acero y metalurgia).
- b) Procesos de líquidos (ej.: blanqueo de pulpa con cloro o sus compuestos, fabricación de productos orgánicos clorinados y producción de cloro).
- c) Fabricación de productos químicos, uso y dispersión de productos comerciales contaminados, tales como plaguicidas y solventes clorinados. (ej.: 2,4-D o pentaclorofenol, utilizado como preservante de la madera).

#### **5.2.4. Plaguicidas.**

Estos pueden ser tanto orgánicos como inorgánicos, pero en su mayoría son compuestos orgánicos que se utilizan para controlar plagas. La FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) define los plaguicidas como “cualquier sustancia o mezcla de sustancias utilizadas para prevenir o controlar plagas o animales indeseables e incluso aquellas otras destinadas a utilizarse como regulador del crecimiento”. Según su función, estos compuestos se clasifican en insecticidas, nematocidas, fungicidas, rodenticidas y herbicidas (Morell, 1998).

Una vez aplicado el pesticida, el contenido en el ambiente puede ser disminuido por desplazamientos desde el lugar de aplicación, dilución en el ambiente y/o acumulación en los organismos del medio. Pero además, la cantidad aplicada comienza a disminuir, por procesos de degradación mediante mecanismos químicos, metabólicos y fotoquímicos, formando nuevos productos los cuales pueden ser más móviles, persistentes y tóxicos que los compuestos de partida, lo que debería estimular el estudio de éstos compuestos de degradación respecto a sus efectos adversos en el medio ambiente, de manera de evaluar su consideración en normas de calidad ambiental.

La mayoría de los plaguicidas son sustancias de bajo peso molecular y poco solubles en agua, esta última propiedad justifica la incorporación de este tipo de contaminantes como parámetro para una norma secundaria de sedimentos ya que favorece la acumulación en la fracción orgánica de los sedimentos. Los plaguicidas organoclorados, por ejemplo, se caracterizan por ser poco solubles debido a su carácter apolar, mientras que los organofosforados son más solubles, y pesticidas que incorporan agentes complejantes como fosfatos y arsénico, son acomplejados rápidamente en minerales de arcilla (Morell, 1998).

Finalmente, los efectos adversos que pueden producir estos químicos sobre los organismos acuáticos al ser bioacumulados, tales como decrecimiento de la diversidad de invertebrados bentónicos, disminución de la abundancia, incremento de la mortalidad, cambios de comportamiento, junto con la potencial biomagnificación a través de las cadenas tróficas y la



acumulación de éstos en los sedimentos, han llevado a su consideración dentro de los parámetros seleccionados para una futura norma secundaria de sedimentos.

Para determinar el contenido de estos compuestos en muestras de sedimentos se recomienda utilizar los métodos de análisis SW 846 de la EPA (EPA, 1996), para residuos sólidos (Anexo XII.B).

## 6. Priorización de parámetros.

De la sección anterior, se desprende que la cantidad de parámetros que sería necesario considerar es en una norma de calidad secundaria para sedimentos es muy numerosa, por lo tanto, surge la necesidad de seleccionar los parámetros prioritarios. Para tal efecto, se propone realizar un estudio de los parámetros, con base en los siguientes cinco criterios, numerados en orden de importancia para el análisis.

1. Acumulación en sedimentos
2. Toxicidad
3. Bioacumulación
4. Persistencia
5. Abundancia natural y antrópica de especies potencialmente contaminantes en el área de interés.

En primer lugar, se ha considerado el potencial de acumulación de la especie contaminante en los sedimentos, ya que el objetivo es proponer aquellos parámetros que afecten la calidad ambiental del material sedimentario y los organismos que lo habitan.

En segundo y tercer lugar se estima conveniente tomar en cuenta los factores de toxicidad y bioacumulación, debido a la gran importancia que representan para la determinación de concentraciones límites soportables por la biota acuática, que como se ha mencionado anteriormente, es el principal objetivo de protección para una norma secundaria de sedimentos.

Para llevar a cabo estudios de toxicidad se hace necesario realizar bioensayos, y recomendablemente, ensayos de toxicidad estandarizados (Anexo XIII) por efectos de comparación de resultados, sin embargo, este tipo de pruebas se han realizado escasamente en

la matriz sedimento, y por lo tanto, para realizar la priorización de los parámetros, se utilizarán los datos generados para organismos que habitan en la columna de agua ya que según la EPA son de sensibilidades similares a los habitantes de los sedimentos. Lo mismo ocurre en bioensayos donde los organismo de prueba son expuestos al agua intersticial de sedimentos, ya que la exposición a este tipo de agua es comparable a la de la columna de agua de un sistema acuático (Calmano, 1996).

Las respuestas de los organismos pueden ser agudas o crónicas. La toxicidad aguda, sirve para determinar los efectos adversos a corto plazo a diferencia de las respuestas crónicas que determinan efectos a largo plazo. La respuesta más común de toxicidad aguda es la mortalidad medida con la variable LC50, que es la concentración que elimina el 50% de los organismos del ensayo en un tiempo dado, pero además puede ser expresada también como LD50, la cual se refiere a la dosis letal que elimina el 50% de los organismos.

Existen además otras variables para evaluar toxicidad, tales como: concentración segura o la mayor concentración de un tóxico que permite la normal propagación de los organismos; concentración no efectiva (NOEC) o concentración de efecto no observado que se refiere a la mayor concentración del agente tóxico que no causa efecto estadísticamente significativo sobre los organismos expuestos a un período determinado; menor concentración efectiva (LOEC) o concentración de efecto observado que consiste en la menor concentración de agente tóxico, que causa un efecto observable estadísticamente significativo en organismos expuestos a un determinado tiempo.

En conjunto, todas estas variables permiten evaluar el nivel tóxico de un sistema natural, por ejemplo, si la concentración ambiental es menor que LC50 o menor que valores límites como NOEC, es improbable que la especie tóxica represente un peligro real.

Respecto al criterio de bioacumulación (BAF), este es un proceso que dependerá de la biodisponibilidad de las especies contaminantes. Uno de los factores más importantes de este proceso es la solubilidad de contaminantes orgánicos en los lípidos, la cual es una propiedad fisicoquímica que puede ser expresada como la relación de la solubilidad del producto en agua



y en un material de tipo lipídico como el octanol. Por lo tanto, la relación se expresa como el coeficiente octanol-agua,  $K_{ow}$  o en su transformación logarítmica como  $\log P$ , la cual permite predecir la bioacumulación de contaminantes orgánicos. En general, se considera que un químico es bioacumulable si el  $\log$  de  $K_{ow}$  está entre 3 y 7, pero ya en 6 el proceso de bioacumulación tiende a decrecer por incremento del tamaño molecular y decrecimiento de solubilidad en grasa (ANZECC, 2000).

El cuarto criterio de priorización que se recomienda, es la persistencia del contaminante en el sistema acuático, ya que da cuenta de los posibles efectos adversos en un periodo largo de tiempo y de las dificultades en el manejo del material sedimentario contaminado.

Finalmente, en último lugar se ha considerado la abundancia de las especies contaminantes por procesos naturales y artificiales ya que permitirá seleccionar los contaminantes que presentan mayores concentraciones que el resto, sin embargo, a pesar de que una sustancia presenta niveles de concentración altos, no necesariamente implica un daño a la salud del sistema acuático ya que estos niveles de concentración pueden ser naturales para una determinada localidad.

### **6.1. Priorización de metales pesados.**

La importancia de los metales en la calidad ambiental de los sedimentos va a estar dada principalmente, por la adsorción en los sedimentos, el nivel de toxicidad y las formas químicas en que se encuentran bajo determinadas condiciones ambientales. Esto último, tiene mayor importancia para los propósitos de este trabajo, cuando las especies son insolubles y por lo tanto se depositan en los sedimentos.

La presencia de metales en el ambiente acuático, está controlada por varios procesos tales como: complejación, bioacumulación y sorción a óxidos de metales hidratados, arcillas y materiales orgánicos. Además, factores tales como dureza del agua y alcalinidad, fuerza iónica, pH, potencial redox, ligantes complejantes, contenido de materia orgánica, material particulado suspendido, y la interacción entre sedimento y agua determinan la forma química

en que se encuentran los metales y el grado de biodisponibilidad y toxicidad. Por ejemplo, la toxicidad de los metales en agua dulces superficiales decrece con un aumento de la dureza, posiblemente porque el metal compite con calcio y/o magnesio por sitios de adsorción en superficies biológicas.

Debido a los efectos toxicológicos que representan para la biota acuática cuando las concentraciones exceden los niveles trazas, los metales pesados siempre son considerados en normas ambientales, tanto nacionales como internacionales con el objetivo de proteger la salud humana y la del medio ambiente. En la Tabla 10, se muestran los metales considerados en guías internacionales de calidad ambiental para sedimentos y en los decretos nacionales N° 90 y 609 (modificado por decreto N° 3592), que establecen norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a descarga de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales, y norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos industriales líquidos a sistemas de alcantarillado, respectivamente, de manera de evaluar su consideración en normas de aguas ya que posteriormente pueden pasar a los sedimentos.

Finalmente a continuación se describen y justifican los elementos químicos que se consideran prioritarios de acuerdo a los factores de acumulación en sedimentos, toxicidad y especiación química.

**Tabla 10. Metales considerados en reglamentaciones nacionales e internacionales.**

<b>Metal</b>	<b>Canadá</b>	<b>Países bajos</b>	<b>Decreto N° 90</b>	<b>Decreto N° 609</b>
<b>Aluminio</b>			•	
<b>Arsénico</b>	•	•	•	•
<b>Cadmio</b>	•	•	•	•
<b>Cinc</b>	•	•	•	•
<b>Cobre</b>	•	•	•	•
<b>Cromo</b>	•		•	•
<b>Mercurio</b>	•	•	•	•
<b>Níquel</b>	•		•	•
<b>Plomo</b>	•	•	•	•

### **6.1.1. Aluminio**

Este elemento representa cerca del 8% de la corteza terrestre, siendo uno de los elementos mayoritarios menos móviles del ciclo sedimentario geológico. El material bruto más importante es la bauxita, el cual es muy utilizado para la producción de aluminio.

La liberación antropogénica directa de compuestos de aluminio es primeramente hacia la atmósfera, y está asociada a procesos industriales tales como fundición, actividades mineras y agrícolas. El levantamiento de polvo derivado del suelo que contiene de manera importante aluminosilicatos, también contribuye de manera importante al ingreso del elemento a la atmósfera.

El aluminio ingresa a sistemas acuáticos por depositación atmosférica, intercambio catiónico, disolución desde minerales y descomposición de la materia orgánica. En las aguas, la especiación del aluminio es determinada por el pH y las concentraciones de carbón orgánico disuelto, fluoruro, sulfato, fosfato y partículas suspendidas. La solubilidad del aluminio es altamente dependiente del pH, la cual incrementa a valores altos y bajos de pH, lo que da cuenta de la naturaleza anfotérica del elemento. A valores de pH menores a 5, el aluminio se encuentra como  $Al^{+3}$ , pero como el pH de la solución incrementa y la temperatura se levanta,



la carga positiva del aluminio produce la hidrólisis generando el ion  $\text{Al}(\text{OH})(\text{H}_2\text{O})_5^{2+}$ . El grado de hidrólisis incrementa como incrementa el pH de la solución, resultante en una serie de complejos a  $\text{pH} > 5$  tales como  $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ ,  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ ,  $\text{Al}(\text{OH})_4^-$  (este último, a  $\text{pH} > 8$ ), además de especies poliméricas. Sin embargo, el aluminio presente en la fracción sólida de los ríos como aluminosilicatos es resistente a cambios de pH, por esta razón en los ríos chilenos el Al es un elemento importante (Pizarro, 1998)

La prioridad del aluminio se ha justificado por los siguientes fundamentos:

- El elemento es insoluble a pH neutro, lo que puede resultar en una acumulación en los sedimentos de cuerpos de aguas naturales.
- A valores de pH mayores que 5.5 los compuestos de aluminio ocurren predominantemente en forma insoluble como la gibsita ( $\text{Al}(\text{OH})_3$ ) o como aluminosilicatos, excepto en presencia de altos contenidos de material orgánico disuelto, el cual enlaza aluminio y puede incrementar la concentración de aluminio disuelto en ríos y lagos.
- El aluminio es adsorbido por las partículas presentes en los cuerpos de agua, y este proceso incrementa con mayor contenido de aluminio, pH y concentración de partículas.
- Debido a su carácter anfotérico, la solubilidad y biodisponibilidad para los organismos que habitan en la columna de agua son mayores a bajos y altos valores de pH.
- Es tóxico para los organismos acuáticos y esta toxicidad disminuye con la dureza del agua (IPCS, 1977).
- Para invertebrados acuáticos los valores de  $\text{LC}_{50}$  varían entre 0.48 mg/l (Poliquetos) y 59.6 mg/l (daphnia).

- Para peces los valores de 96-h LC<sub>50</sub> varían de 0.095 mg/l (American flagfish) y 235 mg/l (pez mosquito).
- Valores de 48h-LC50 para daphnia, varían de 3.9 a 59.6 mg/L.

### 6.1.2. Arsénico.

El arsénico es un metaloide no esencial, ampliamente distribuido en la corteza terrestre con 1.5 a 2 mg/K, lo cual es 20 veces mayor en abundancia a otros elementos. El metaloide se encuentra en un gran número de minerales, las concentraciones más altas ocurren generalmente como arsenuros de cobre, plomo, oro o plata o como oxido y sulfuro de arsénico.

EL oxido de As (III), es el químico más importante en la industria del arsénico, muy insoluble y emitido principalmente en las fundiciones de cobre y minerales de plomo. Otras actividades relacionadas con el uso del metaloide son la agricultura y la actividad forestal, además de las industrias de vidrio y cerámicas, que lo utilizan en pequeñas cantidades. Las mayores fuentes de arsénico hacia la atmósfera, que posteriormente ingresan a sistemas acuáticos por depositación son el quemado de carbón y fundido de metales (IPCS, 1981).

En aguas oxigenadas, el arsénico usualmente ocurre como arsenato ( $\text{As}^{5+}$ ,  $\text{AsO}_4^{-3}$ ), pero bajo condiciones reductoras predomina arsenita ( $\text{As}^{3+}$ ,  $\text{AsO}_3^{-3}$ ). La biometilación y bioreducción son probablemente las transformaciones ambientales más importantes del elemento, puesto que pueden producir especies organometálicas que son suficientemente estables para movilizarse en aire y agua.

La prioridad del arsénico se ha justificado por los siguientes fundamentos:

- El metaloide es transportado principalmente en el ambiente acuático.

- Las formas oxidadas de arsénico son generalmente encontradas en depósitos sedimentarios.
- La mayoría del arsénico soluble puede precipitar o se adsorbido en óxidos de aluminio y oxihidróxidos de hierro.
- El arsénico puede ser adsorbido por materia orgánica de los sedimentos del lecho o por materia orgánica suspendida para luego ser depositado en el fondo.
- As (III) tiene fuerte afinidad con sulfuros , presentes en condiciones reductoras, y por lo tanto rápidamente es adsorbido y coprecipitado con otros sulfuros.
- Tiene fuerte afinidad con partículas de óxidos de Fe y Mn, depositándose en los sedimentos predominantemente en su forma inorgánica.
- Tanto As (III) como As (V) son tóxicos para los organismos acuáticos, especialmente para invertebrados, y la toxicidad aumenta a mayor temperatura del agua. Para trucha arcoiris los valores para As (III) de 96h-LC50 varían entre 13.34 – 14.96 mg/l.
- El fitoplancton es más sensible al contenido de arsénico. Valores de toxicidad aguda para *Scenedesmus obliquos* son: 0.08 mg/l para arsenita y 0.16 mg/l para arsenato. Mientras que niveles tróficos mayores son menos sensibles.
- Es bioacumulable ( particularmente en invertebrados y peces de hábitos bentónicos) y se elimina lentamente por lo que puede causar efectos crónicos.



### 6.1.3. Cadmio.

El cadmio es un elemento traza no esencial que ocurre predominantemente en el estado de oxidación 2+. Es ampliamente distribuido en la corteza terrestre a una concentración promedio de alrededor de 0.1 mg/kg. Sin embargo, niveles mayores pueden acumularse en rocas sedimentarias, y fosfatos marinos que frecuentemente contienen cerca de 15 mg/kg.

En general, la contaminación antropogénica por cadmio se debe al consumo de cadmio y otros metales no-ferrosos y la disposición de residuos que contienen cadmio. Las fuentes antropogénicas más importantes resultan ser, la combustión de combustibles fósiles, producción de hierro y acero, producción de metales no ferrosos, combustión de residuos sólidos municipal y la aplicación de fertilizante fosfatos (IPCS, 1992b).

La prioridad del cadmio se ha justificado por los siguientes fundamentos:

- La sorción en los sedimentos es probablemente el proceso de remoción más importante desde la columna de agua, siendo retenido por óxidos de hierro, aluminio, y manganeso, carbonatos, sulfuros y superficies bióticas, quedando en suspensión o sedimentando, dependiendo de las condiciones del medio.
- En aguas con altos contenidos de materia orgánica disuelta la sorción de Cd en materia orgánica y otros agentes complejantes puede ser importante y aumenta a valores de pH mayores a 8 y declina a mayor salinidad.
- Algunos compuestos de cadmio como sulfuro, carbonato y óxido, son prácticamente insolubles en agua. Frente a un incremento del pH (> 8) y de la alcalinidad, la solubilidad de Cadmio disuelto disminuye al formarse las especies  $\text{CdCO}_3$  (s) y  $\text{CdHCO}_3$  (s), además en un ambiente reductor y en presencia de sulfuro se forma la especie insoluble CdS que se deposita en los sedimentos.

- A valores de pH menores e igual a 8.5, el cadmio se solubiliza desde los sedimentos con la posibilidad de exceder las concentraciones naturales y contaminar la columna de agua.
- Es tóxico para organismos acuáticos, pero este efecto disminuye con la dureza del agua. La toxicidad aguda para trucha arcoíris dada por test 96-h LC50 es de 0.001 mg/l.
- Es biosidponible y se acumula en los organismos acuáticos. El factor de bioacumulación (BAF) varía entre 164 a 4190 para invertebrados y de 3 a 2213 para peces.

#### **6.1.4. Cinc.**

Este metal se encuentra en el ambiente en su estado divalente y muchas rocas y minerales contiene al elemento. Comercialmente el ZnS es el mineral principal para su uso en la industria.

Las principales fuentes antropogénicas incluyen las emisiones de actividades mineras, producción de cinc, producción de hierro y acero, corrosión de estructuras galvanizadas, combustión, disposición e incineración de residuos y el uso de fertilizantes y pesticidas que contienen cinc.

La prioridad del cinc se ha justificado por los siguientes fundamentos:

- Tiene alta afinidad con las partículas acuáticas, particularmente con óxidos de Fe y manganeso y con materia orgánica.
- En condiciones anaeróbicas y en presencia de sulfuro forma sulfuro de cinc insoluble.

- Puede precipitar a valores de pH mayores a 8, pero también puede formar complejos orgánicos estables con ácidos húmicos y fúlvicos, incrementando la solubilidad y movilidad del elemento.
- Es tóxico para los organismos acuáticos y su toxicidad disminuye a mayor dureza, bajo valor de pH y en presencia de materia orgánica, sin embargo, no se biomagnifica.

### 6.1.5. Cobre.

Naturalmente el cobre se encuentra en una amplia variedad de sales y compuestos orgánicos y también en su forma metálica. Los sedimentos son un importante reservorio de cobre, al acumularlo mediante el proceso de adsorción.

Las emisiones antropogénicas incluyen, actividades de fundición, quema de carbón para la generación de poder, combustión en incineradores, uso de productos que contiene cobre en la agricultura y en el control de algas. Pero en general, la liberación más importante de cobre proviene de minas de cobre y lodo de aguas negras, por ejemplo, altas concentraciones de cobre son encontradas en algunos ríos de Chile Central debido a residuos mineros generados en las altas montañas (Schalscha, 1998)

La prioridad del cobre se ha justificado por los siguientes fundamentos:

- En aguas naturales dulces solo un muy pequeño porcentaje de cobre está presente como ión libre ( $\text{Cu}^{2+}$ ), más bien, mucho cobre es adsorbido a pH 7 en partículas suspendidas o complejado con varios ligantes inorgánicos tales como hidróxidos , carbonatos, cloruro (aguas salinas) y frecuentemente complejado con ligantes orgánicos (CCME, 1999; IPCS,1998c).



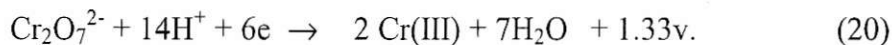
- El cobre en forma de partículas, tiende a sedimentar, precipitar y ser adsorbido por materia orgánica, óxidos de hierro y manganeso y arcillas en el sedimento o en la columna de agua.
- En aguas óxicas y ácidas puede ser removilizado desde los sedimentos y en aguas ácidas reductoras la formación de sulfuro de cobre insoluble, puede ser particularmente importante en los sedimentos.
- Los hidróxidos son más importantes en el rango de pH 6-8 y aparece también el carbonato de cobre bajando la concentración del ión  $\text{Cu}^{2+}$ , por lo tanto la solubilidad de este metal baja a valores altos de pH.
- Es tóxico para organismos acuáticos. Toxicidad aguda para *Daphnia magna* por test 48-h LC50 es de 0.005 mg/l y toxicidad aguda para *Oncorhynchus mykiss* por test 96-h LC50 varía en la literatura entre 0.0092 – 0.034 mg/l.
- El cobre es rápidamente bioacumulable y las especies inorgánicas más tóxicas para los organismos acuáticos son  $\text{CuOH}^+$  y  $(\text{Cu}_2(\text{OH})_2)^{2+}$  (ANZECC, 2000).

#### 6.1.6. Cromo.

El cromo es encontrado desde el estado de oxidación 2- al 6+, pero en la naturaleza se encuentra principalmente en su estado trivalente, además del cromo (VI) que se encuentra presente producto de las actividades humanas.

Las fuentes antropogénicas de Cr (VI) son la oxidación industrial de cromo y posiblemente la combustión de combustibles fósiles, madera, papel, etc. En este estado de oxidación, el cromo es relativamente estable en agua, pero es reducido al estado trivalente cuando entra en contacto con materia orgánica.

La relación entre los estados hexavalente y trivalente están descritos por la ecuación (IPCS, 1998a):



La prioridad del cromo se ha justificado por los siguientes fundamentos:

- A excepción de áreas contaminadas con cromo, las aguas superficiales tienen bajos niveles de cromo. Si el cromo (VI) ingresa en grandes cantidades, éste puede ser reducido a cromo (III) y ser adsorbido en partículas de sedimento (excluyendo el sedimento que se encuentra inmediatamente debajo de la interfase sedimento-agua en sistemas acuáticos excesivamente aeróbicos) y si no es adsorbido, puede formar complejos polinucleares de poca solubilidad, que pueden permanecer en suspensión coloidal.
- Fuertemente asociado a óxido de manganeso (componente importante del material sedimentario).
- La precipitación de hidróxido de cromo es muy importante en la remoción de este metal en las aguas naturales.
- El cromo forma complejos estables con aniones orgánicos e inorgánicos, pero si estos no están biodisponibles, Cr (III) forma óxidos hidratados coloidales al pH de las aguas naturales y es removido de la columna de agua. En tanto que el Cr (VI) es estable y soluble como cromato en aguas oxigenadas y no es significativamente adsorbido por sedimento o material suspendido (ANZECC, 2000)
- Es tóxico para distintos organismos acuáticos. La toxicidad varía según la especie, Cr (VI) es el más tóxico.

### 6.1.7. Mercurio.

Las fuentes antropogénicas son las actividades mineras y de fundición. Además está el consumo de este metal en la industria de pintura y de equipos eléctricos. Varias actividades humanas no directamente relacionadas con el mercurio lo liberan al ambiente, tales como quema de combustibles fósiles, producción de aceros, cemento y fosfato, y la fundición de metales desde sus sulfuros. El lodo de aguas negras, puede retener alta cantidad de Hg. El mercurio, tiene una variedad de usos en la agricultura, las industrias, aplicaciones militares, medicina y odontología (IPCS, 1976).

La prioridad del mercurio se ha justificado por los siguientes fundamentos:

- En aguas naturales es mayoritariamente asociado a los sedimentos, sólo una pequeña porción es encontrada en la fase disuelta.
- Es tóxico para organismos acuáticos.
- Es bioacumulable, alcanza un factor de bioconcentración para el pez *Pimephales promelas* de 5000 como elemento metálico y de 10000 a 85000 para el compuesto metilado.
- En los sedimentos, el mercurio inorgánico es metilado en un proceso clave para el transporte de mercurio en las cadenas alimentarias ya que los peces ingieren las bacterias que metabolizan el mercurio de manera que los compuestos de metilmercurio lentamente se concentran en los tejidos grasos. Los alquilmercurios de cadena corta, especialmente compuestos de metilmercurio tienen una fuerte tendencia a la bioacumulación y la biomagnificación.
- Se han registrado interacciones toxicológicas entre metilmercurio y pesticidas altamente asociados a los sedimentos.



- El Hg(II) forma compuestos organometálicos del tipo  $\text{RHgX}$ , donde X puede ser un cloruro y entonces se forma un compuesto covalente no – polar poco soluble en agua, sin embargo si es un nitrato o sulfato, estos compuestos tienden a ser solubles (IPCS 1, 1976). El Hg (I) forma principalmente cloruro de mercurio o calomel de muy baja solubilidad (Chang, 1992).
- De considerable importancia es el ión sulfuro, que forma sulfuro de Hg (II), altamente insoluble y estable, lo cual ocurre en condiciones anaeróbicas, en presencia de  $\text{H}_2\text{S}$ . Sin embargo en presencia de oxígeno, el sulfuro de Hg (II) puede ser oxidado a sales de sulfito y sulfato.

#### 6.1.8. Níquel.

El níquel es un metal que se encuentra presente en minerales ferromagnesianos de rocas ígneas y metamórficas, y en los suelos, está presente en varias formas, tales como ión soluble, complejo metal quelado, en minerales cristalinos inorgánicos, complejado o adsorbido en superficies catiónicas orgánicas o en superficies de intercambio catiónico inorgánicas.

Este metal tiene generalmente un estado de oxidación  $2+$ , pero también se encuentra en el estado relativamente estable  $3+$  (IPCS, 1991a).

La prioridad del níquel se ha justificado por los siguientes fundamentos:

- El níquel forma complejos estables (quelatos) que son insolubles en agua.
- En ríos, este metal es transportado principalmente como sales adsorbidas en partículas de arcilla, en asociación con materia orgánica y fuertemente asociado a óxido de manganeso. En lagos, este metal es transportado en forma iónica, principalmente en asociación con materia orgánica. El proceso de retención puede ser reversible conduciendo a la liberación del metal desde los sedimentos.

- En aguas naturales en un rango de pH de 5-9 el ión  $\text{Ni}^{2+}$  ( $\text{Ni}(\text{H}_2\text{O})_6^{2+}$ ) es la forma dominante y puede ser adsorbido en óxidos de hierro, o formar complejos con ligantes inorgánicos ( $\text{OH}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$  o  $\text{NH}_3$ ).
- Si la concentración de sulfato es suficientemente alta, el sulfato de níquel puede ser la forma soluble predominante, pero bajo condiciones anaeróbicas, el sulfuro es el principal factor controlador de la solubilidad de níquel.
- Es insoluble en agua en las especies carbonato, sulfuro, fosfato, hidróxido y óxido pero se disuelven en medio ácido, mientras que cloruro, sulfato y nitrato son solubles.
- Es insoluble en medio alcalino, pero generalmente se disuelve en ácidos diluidos oxidantes.
- Presenta sinergismo positivo con cobre.
- En peces los valores de LC50 caen dentro del rango de 4 a 20mg/l, pero pueden ser mayores para algunas especies. El valor de LC50 96-h para la trucha *Oncorhynchus mykiss* es 33.5 mg/l.

#### 6.1.9. Plomo.

Los usuales estados de oxidación de compuestos inorgánicos de plomo son 2+ más que 4+.

La contaminación ambiental por plomo ocurre por emisiones de proceso de fundición, quema de combustibles que contengan aditivos de plomo y en menor grado por la quema de carbón y aceites.

La prioridad del plomo se ha justificado por los siguientes fundamentos:

- El plomo en el ambiente es fuertemente asociado a partículas de sedimento y suelo reduciendo su biodisponibilidad. En sistemas acuáticos contaminados, casi todo el plomo se encuentra enlazado al sedimento, la adsorción ocurre rápidamente y casi cuantitativamente en óxidos de Fe y Mn, sólo una fracción menor es disuelta en agua (CCME, 1999).
- Con excepción de nitrato, clorato y en menor grado cloruro de níquel, las sales de plomo son pobremente solubles en agua. Además el plomo forma complejos orgánicos estables.
- Debido a la baja solubilidad de las sales el plomo tiende a precipitar. Puede precipitar como sulfuro y carbonato.
- Elemento tóxico para organismos acuáticos y aumenta en aguas blandas. Su forma orgánica es asimilada más rápidamente que la inorgánica. En general, los compuestos inorgánicos de plomo son de menor toxicidad que los compuestos orgánicos como tri-alquilplomo y tetra-alquilplomo.
- Valores de LC50 96-h para plomo inorgánico en especies sensibles de peces pueden ser más bajo que 1 mg/l y puede ser cien veces mayor en aguas duras. Para *Oncorhynchus mykiss* LC50 96-h varía de 1.17 – 1.32 mg/l.
- El plomo es asociado a afectar plantas acuáticas a niveles que pueden ser encontrados en el medio ambiente en general.
- Niveles tróficos menores muestran mayor bioacumulación que niveles tróficos superiores. La biomagnificación a través de la cadena alimenticia es muy baja.



## **6.2. Priorización de elemento no metálico.**

### **6.2.1. Boro**

El boro es un metaloide natural que se encuentra en la forma de boratos en los océanos, rocas sedimentarias, carbón de piedra, pizarra y en algunos suelos. Es ampliamente distribuido en la naturaleza, con concentraciones de cerca de 10 mg/K en la corteza terrestre (IPCS 204, 1998).

El boro entra al medio ambiente principalmente por meteorización de rocas, volatilización de ácido bórico desde el agua marina, y actividad volcánica.

Las fuentes antropogénicas incluyen emisiones desde actividades agrícolas, quema de madera, generación de poder usando carbón y aceites, manufactura de productos de vidrio, detergentes, esmaltes, plásticos y cueros, procesamiento minero de boratos, lixiviación de madera tratada y papel, liberaciones geotérmicas y disposición de lodos de aguas negras.

La prioridad del boro se ha justificado por los siguientes fundamentos:

- El boro no es importante en la atmósfera por su baja volatilidad, pero puede ser liberado con mayor importancia en aguas naturales.
- Depósitos rentables de borato ocurren en regiones áridas de Chile.
- Las reacciones de adsorción y desorción son los mecanismos que influyen en la fase de boro. El grado de adsorción de boro depende del pH del agua y la concentración de boro en la solución. La mayor adsorción ocurre generalmente a pH 7.5-9.
- A pH neutro no se encuentra dissociado y por lo tanto poco biodisponible. A pH ácido, el boro existe en soluciones en la forma de ácido bórico. En condiciones alcalinas este está presente como un ión borato el cual presenta una máxima adsorción a pH 8.5-9.

Como un grupo, los compuestos de boro con oxígeno son suficientemente solubles en agua.

- Es tóxico para organismos acuáticos. Valores de toxicidad aguda para *Daphnia magna* son de 73 mg/l y LC50 96-h *Oncorhynchus mykiss* es de 10 mg/l.
- El boro se bioacumula en plantas, pero no se biomagnifica en las cadenas alimentarias.

### **6.3. Priorización de compuestos orgánicos.**

#### **6.3.1. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs).**

En las guías de calidad de sedimentos internacionales, los PAH considerados prioritarios son el resultado de los análisis químicos y toxicológicos de distintos sitios contaminados, donde los datos generados son incorporados a una base de datos que contienen un amplio registro de información útil, la cual permite derivar concentraciones límites para la protección de la vida acuática.

En nuestro país, sin embargo, la información sobre calidad ambiental de los sedimentos es escasa y por lo tanto, la elección de los PAH puede realizarse en base a las guías de calidad internacionales, asumiendo que los principales procesos de emisión (combustión), no difieren de manera importante en la liberación de determinados PAHs.

Para profundizar la elección de los PAHs prioritarios, el nivel de sorción en los sedimentos es un criterio poco importante ya que todos estos compuestos son fuertemente retenidos. El potencial de acumulación en la fracción orgánica de los sedimentos, tanto para PAH de alto peso molecular como para los de bajo peso molecular es importante, lo cual es deducible de los valores de log Kow que varían de 3.37 a 6.04. Sin embargo, los PAHs de petróleo y de otras fuentes que tengan relación, se desorben más rápidamente desde las partículas de sedimento siendo más biodisponibles para los organismos acuáticos (IPCS, 1998d).

Respecto al criterio de bioacumulación, éste puede tener mayor peso en la priorización, ya que existe un rango del valor del log Kow que mejor facilita la bioacumulación, el cual es entre 5 y 5.6, ya que valores menores que 5 implica eliminación mas rápida, mientras que valores mayores que 6 implican una fuerte retención en los sedimentos y por lo tanto una lenta asimilación por los organismos acuáticos. De la Tabla 10, se puede observar que fluoreno, pireno y benzo (a) antraceno tienen valores de log Kow que facilitan la bioacumulación, sin embargo, los factores de bioacumulación para los PAHs son bajos, debido a la fuerte adsorción de éstos en materiales orgánicos de los sedimentos.

En función de la persistencia, los procesos de degradación química y biológica no son muy importantes para estos compuestos. La falta de luz en los sedimentos hace que la fotodegradación no ocurra, en tanto que la biodegradación es más rápida en condiciones aeróbicas y en los casos en que el hidrocarburo aromático tenga pocos anillos bencénicos. Por lo tanto, los PAHs de alto peso molecular son aún más persistentes, fuertemente retenidos en los sedimentos y prioritarios en función de su persistencia, pero restando importancia en función de su biodisponibilidad para las especies acuáticas, sin embargo, importante para los organismos que se alimentan del sedimento. La volatilidad de los PAHs, también determina la persistencia de estos compuestos en los sistemas acuáticos, especialmente los PHAs de bajo peso molecular, ya que se caracterizan por ser volátiles, lo que permite un mayor transporte que los de alto peso molecular.

En cuanto a la solubilidad de estos compuestos, los PAHs de alto peso molecular son pobremente solubles en agua (hidrofóbicos), lo que determina en conjunto a los otros criterios mencionados anteriormente, la importancia de la masa molar, en la priorización de estos compuestos para su inclusión en una norma secundaria de sedimentos. La Tabla 11, resume propiedades fisicoquímicas de algunos hidrocarburos aromáticos policíclicos.



**Tabla 11. Propiedades de algunos hidrocarburos aromáticos policíclicos (IPCS, 1998d).**

<b>Compuesto</b>	<b>Presión de vapor (Pa, 25°C)</b>	<b>Log Kow</b>	<b>Solubilidad (ug/l)</b>
<b>Naftaleno</b>	10.4	3.4	3.17*10 <sup>4</sup>
<b>Acenaftileno</b>	8.9*10 <sup>-1</sup>	4.07	-
<b>Acenafteno</b>	2.9*10 <sup>-1</sup>	3.92	3.93*10 <sup>3</sup>
<b>Fluoreno</b>	9.0*10 <sup>-2</sup>	4.18	1.98*10 <sup>3</sup>
<b>Antraceno</b>	8.0*10 <sup>-4</sup>	4.5	73
<b>Fenantreno</b>	1.6*10 <sup>-2</sup>	4.6	1.29*10 <sup>3</sup>
<b>Fluoranteno</b>	1.2*10 <sup>-3</sup>	5.22	260
<b>Pireno</b>	6.0*10 <sup>-4</sup>	5.18	135
<b>Benzo(a)antraceno</b>	2.8*10 <sup>-5</sup>	5.61	14
<b>Criseno</b>	8.4*10 <sup>-5</sup>	5.91	2.0
<b>Benzo(b)fluoranteno</b>	6.7*10 <sup>-5</sup>	6.12	1.2
<b>Benzo(j)fluoranteno</b>	2.0*10 <sup>-6</sup>	6.12	2.5
<b>Benzo(a)pireno</b>	7.3*10 <sup>-7</sup>	6.5	3.8
<b>Benzo(e)pireno</b>	7.4*10 <sup>-7</sup>	6.4	5.07

Como se ha mencionado anteriormente, otros países han considerado estos compuestos en sus valores límites de concentración de especies contaminantes para sedimentos. La Tabla 12 muestra los PAHs más considerados.

**Tabla 12. Hidrocarburos aromáticos policíclicos seleccionados en guías de calidad de sedimentos.**

<b>Compuesto</b>	<b>Número CAS</b>
<b>Acenaftileno</b>	91-20-3
<b>Acenafteno</b>	208-96-8
<b>Antraceno</b>	120-12-7
<b>Benzo(a)antraceno</b>	56-55-3
<b>Benzo(a)pireno</b>	50-32-8
<b>Criseno</b>	218-01-9
<b>Dibenzo(a,h)antraceno</b>	53-70-3
<b>Fluoranteno</b>	206-44-0
<b>Fluoreno</b>	86-73-7
<b>Fenantreno</b>	85-01-8
<b>Naftaleno</b>	91-20-3
<b>Pireno</b>	129-00-0

De estos, los más comunes y fácilmente identificables son fenetreno, fluoranteno, pireno y benzo(a)pireno (BAP), este último es frecuentemente utilizado como indicador de los PAHs total, especialmente en estudios antiguos y se considera uno de los más tóxicos junto con benzo(a) antraceno. Por lo tanto se propone considerar en una norma de calidad secundaria de sedimentos la determinación de fenantreno, fluoranteno, pireno y benzo( $\alpha$ )pireno.

### **6.3.2. Bifenilos policlorados (PCBs).**

Para este tipo de compuestos, los cinco criterios de priorización mencionados al inicio de este capítulo, pueden ser aplicados. Se propone además que la selección de los PCBs debe ser en función de los congéneres y no en función de las mezclas comerciales, ya que los efectos adversos en el medio ambiente son el resultado de la suma de la influencia de cada congénere. Para la EPA, los congéneres prioritarios por abundancia y toxicidad son los siguientes: 8,18,20,44,52,66,77,101,105,118,126,128,138,153,169,170,180,187. Sin embargo, queda la incertidumbre de si este sistema de priorización, considera todos aquellos congéneres que



podrían tener importancia en las mezclas comerciales (EULA, 2000). Por lo tanto, determinar la abundancia de cada congénere, sería información útil en la tarea de priorización. En el caso de las guías de calidad de sedimentos, consideran además la mezcla Araclor 1254.

En función de la toxicidad, se sabe que los PCBs coplanares resultan ser los más tóxicos y por lo tanto la toxicidad de una mezcla estará dada principalmente por la presencia de éstos. La coplanaridad es determinada por los cloruros en las posiciones orto (2,2', 6,6'), ya que puede impedir la coplanaridad de los anillos fenilos. Respecto a las mezclas, generalmente las mezclas más tóxicas son Araclors en un rango mediano de cloración; bajas y altos porcentajes de cloración resultan ser menos tóxicas. Los valores de LC50 96-h para diferentes mezcla de Aroclor en invertebrados acuáticos varían entre 12 µg/l y >10 mg/l (IPCS, 1992c).

El criterio de bioacumulación también es importante en la priorización de estos compuestos ya que los valores de bioconcentración varían de 200 a 70000 o más, para especies acuáticas (peces, camarones, ostras). La capacidad de bioacumularse y biomagnificarse dependerá de la estructura química y ésta condiciona propiedades como la afinidad por lípidos y la volatilidad. Todos los PCBs se caracterizan por ser muy lipofílicos ya que presentan valores de log Kow entre 4 y 8, que implican fuerte bioacumulación y retención en la fracción orgánica de los sedimentos, la lipoficidad de estos compuestos disminuye a mayor contenido de cloro.

Respecto a la solubilidad de estos compuestos los congénere con mayor número de átomos de cloro disminuye la solubilidad, favoreciendo su acumulación en los sedimentos.

Respecto a la acumulación y persistencia de estos compuestos en los sedimentos, se sabe que los congénere altamente clorados son fuertemente retenidos en el material sedimentario y sólo la fotólisis parece tener mayor importancia en la degradación de congénere clorados presentes en sedimentos expuestos a la luz, sin embargo hay estudios que confirman la importancia de la biotransformación anaeróbica de estos congénere, mientras que los menos clorados (bifenilos mono-, di- y triclorados) pueden ser biodegradados por procesos aeróbicos de manera relativamente rápida.



Finalmente, es evidente la importancia de los PCBs altamente clorados en la matriz sedimentos, sin embargo su fuerte retención en éstos hace que sean menos biodisponibles para los organismos acuáticos, pero no por esta razón pierden su potencial tóxico sobre estos organismos al quedar biodisponibles en procesos de desorción desde los sedimentos a la columna de agua. Por lo tanto, se recomienda considerar la determinación de PCBs de menor cloración ya que igualmente serán retenidos por los sedimentos pero a la vez pueden ser más biodisponibles que los altamente clorados. Finalmente, como una primera aproximación, se recomienda determinar como PCBs prioritarios los considerados por la EPA, ya que se han elegido con base en el nivel de toxicidad y abundancia en el medio ambiente, los cuales pueden ser revisados con posterioridad para cada sitio en específico.

### **6.3.3. Dioxinas y furanos.**

La priorización de estos compuestos al igual que en el caso de los PCBs debe realizarse para cada congénere (IPCS, 1998f). En función de la toxicidad, las dioxinas TCDD son las más prioritarias ya que resultan ser más tóxicas que otras a pesar de que los resultados obtenidos en los estudios de toxicidad en organismos acuáticos, muestran que los TCDD no son tóxicos durante el período crítico de la prueba estándar, de 24 a 96 horas, pero pueden causar efectos adversos retardados días, semanas e incluso meses después de la exposición (CCAAN, 1998).

La toxicidad de cada uno de los congéneres puede expresarse como Factor de Equivalencia de Toxicidad (FET), en términos de su potencia relativa con relación a los TCDD-2,3,7,8, considerados los congéneres más tóxicos. Los valores FET más comúnmente usados aparecen en la tabla 13. El total de la potencia tóxica de una mezcla de congéneres de dioxinas y furanos se obtiene multiplicando la cantidad de cada uno de ellos por su FET y haciendo la sumatoria de los valores resultantes para calcular el total de los Equivalentes de Toxicidad en la mezcla. El significado del resultado es que la toxicidad de la mezcla es equivalente a la cantidad enunciada de TCDD 2, 3, 7,8 en estado puro (Bonn, 1998).

**Tabla 13. Factor de equivalencia más usados para dioxinas y furanos (Bonn, 1998).**

<b>Dioxina/ Furano</b>	<b>Factor de Equivalencia</b>
2,3,7,8-TCDD	1.0
1,2,3,7,8-PeCDD	0.5
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.1
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0.1
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0.1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0.01
OCDD	0.001
2,3,7,8-TCDF	0.1
2,3,4,7,8-PeCDF	0.5
1,2,3,7,8-PeCDF	0.05
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0.1
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.1
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0.1
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0.1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0.01
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0.01
OCDF	0.001

En función de la persistencia en los sedimentos, todos los congéneres parecen ser muy persistentes. Se estima que TCDD-2,3,7,8 y TCDD 1,3,7,9 tienen una vida media en sedimentos de 4.4 y 4.6 años, respectivamente, HCDD-1,2,3,4,6,7, tiene vida media de 6.2 años, OCDD tienen una vida media de 6 años y H6CDD tienen una vida media de 170 años.

**Tabla 14. Propiedades fisicoquímicas de algunas dioxinas y furanos (CCAAN, 1998).**

Compuesto	Solubilidad m/l 25°	Log Kow	Presión de vapor (Pa) sólido
DD	868000	4.3	$5.5 \cdot 10^{-2}$
1-MCDD	417000	4.8	$1.2 \cdot 10^{-2}$
2-MCDD	280000	5.0	$1.7 \cdot 10^{-2}$
2,3-DCDD	14900	5.6	$3.9 \cdot 10^{-4}$
2,7-DCDD	3750	5.8	$1.2 \cdot 10^{-4}$
2,8-DCDD	16700	5.6	$1.4 \cdot 10^{-4}$
1,2,4-TrCDD	8410	6.4	$1.0 \cdot 10^{-4}$
1,2,3,4-TCDD	550	6.6	$6.4 \cdot 10^{-6}$
1,2,3,7-TCDD	430 (20°C)	6.9	$1.0 \cdot 10^{-6}$
1,3,6,8-TCDD	320 (20°C)	7.1	$6.2 \cdot 10^{-4}$
2,3,7,8-TCDD	7.9-200	6.8	$9.8 \cdot 10^{-8} - 4.5 \cdot 10^{-6}$
1,2,3,4,7-PeCDD	120 (20°C)	7.4	$8.8 \cdot 10^{-8}$
1,2,3,4,7,8-HxCDD	4.4 (20°C)	7.8	$5.1 \cdot 10^{-9}$
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	2.4 (20°C)	8.0	$8.0 \cdot 10^{-10}$
OCDD	0.4 (20°C)	8.1	$1.0 \cdot 10^{-8} - 7.0 \cdot 10^{-6}$
OCDF	1.2	11	

Finalmente, de la Tabla 14 se puede observar efectivamente que las TCDD son más tóxicas que el resto de las dioxinas y furanos, mientras que las dioxinas y furanos con 8 átomos de cloro son las menos tóxicas. Sin embargo, son las menos solubles en agua y por lo tanto, tienen mayor potencial de bioacumularse y de ser retenidos en los sedimentos. Por todo lo anterior, se estima conveniente considerar en una futura norma secundaria de sedimentos tanto los congéneres TCDD , OCDD y OCDF por los criterios de priorización de toxicidad, persistencia y potencial de acumulación en los sedimentos.



#### 6.4. Priorización de plaguicidas.

Para realizar la tarea de priorizar estos contaminantes, se agrupan primeramente aquellos que cumplan con ser de importante venta en Chile, incorporados a norma chilena de protección de las aguas continentales superficiales y/o considerados subjetivamente por expertos. De este grupo, son seleccionados aquellos que en investigaciones científicas son reconocidos por ser en algún grado retenidos o adsorbidos en los sedimentos, como lo muestra la Tabla 15. La selección se basó principalmente de la información obtenida en los archivos de plaguicidas del SAG y en IPCS, 1984a; IPCS, 1989a; IPCS, 1990; IPCS, 1991b; IPCS, 1993; IPCS, 1994a; IPCS 1994b; IPCS, 1996; IPCS, 1998b.

**Tabla 15. Priorización de plaguicidas por capacidad de sorción.**

Plaguicida	Nº CAS <sup>a</sup>	Importante venta en Chile <sup>b</sup>	Considerad o en Norma Chilena <sup>c</sup>	Consulta a expertos	Sorción	Seleccionados
Aldicarb	116-06-3		•	•		
Atrazina	1912-24-9		•	•		
Azinfos/metil	86-50-0	•			•	√
Benomil	17804-35-2			•	•	√
Captan	133-06-2	•	•		•	√
Carbaril	63-25-2			•	•	√
Carbofurano	1563-66-2		•			
Clorotalonil	1997-45-6				•	√
Clorpirifos	2921-88-2	•			•	√
Cianazina	21725-46-2			•		
Ciprodinil	121552-61-2			•		
Demeton-s metil	919-86-8			•	•	√
Diazinon	333-41-5			•	•	√
Diclofop/metil	51338-27-3		•			
2,4-D	94-75-7			•	•	√
Dimetoato	60-51-5			•		
Diuron	330-54-1			•	•	√

Continuación Tabla 15...

Plaguicida	N° CAS <sup>a</sup>	Importante venta en Chile <sup>b</sup>	Considerad o en Norma Chilena <sup>c</sup>	Consulta a expertos	Sorción	Importantes
Endosulfan	115-29-7			•		
Fosmet	732-11-6			•		
Glisofato <sup>d</sup>	1071-83-6	•			•	√
Iprodione	36734-19-7			•	•	√
Malation	121-75-5			•	•	√
Mancozeb	07-01-18	•			•	√
MCPA	94-74-6	•				
Metaloxilo				•		
Metomilo				•		
Paraquat <sup>d</sup>	1910-42-5	•		•	•	√
Simazina	122-34-9		•		•	√
Trifuralina	1582-09-8		•		•	√

a N° CAS; Chemical Abstracts Service. [www.cas.org](http://www.cas.org)

b Declaración de ventas de plaguicidas agrícolas, julio a diciembre de 1998. Correa, A. 1999.

c Norma Chilena de protección de aguas continentales superficiales. [www.conama.cl](http://www.conama.cl)

d Estos plaguicidas son cationes cargados que se unen fuertemente a las partículas de arcillas y materia orgánica a pesar de su alta solubilidad en agua.



Como se ha mencionado anteriormente, la toxicidad de especies contaminante sobre los organismos acuáticos, es de gran relevancia en la elección de los contaminantes prioritarios. Debido a lo anterior, la priorización de los plaguicidas que presentan sorción, se realizará en función a datos de toxicidad aguda generados por test de LC50. Pero además de la información sobre toxicidad, es importante considerar los otros tres criterios considerados en este trabajo para la priorización de parámetros bioacumulación, persistencia en el medio ambiente y abundancia

Para lograr la tarea de seleccionar los plaguicidas más prioritarios, se realiza una evaluación de la importancia de los datos. En el caso de los datos de toxicidad aguda, se elaboró un sistema de evaluación de puntaje (Tabla 16), con base en la comparación de los efectos biológicos adversos generados por determinadas concentraciones de plaguicidas en estudios de toxicidad aguda.

**Tabla 16. Sistema de evaluación de la importancia de los datos de toxicidad aguda.**

<b>Puntaje</b>	<b>Concentración (mg/l)</b>	<b>Nivel de toxicidad</b>
1	$\geq 100$	Prácticamente no tóxico
2	$\geq 10$ - <100	Ligeramente tóxico
3	$\geq 1$ - <10	Moderadamente tóxico
4	$\geq 0.1$ - <1	Muy tóxico
5	<0.1	Extremadamente tóxico

De acuerdo a este sistema de puntaje, se considerarán importantes, los datos que presenten un puntaje 4 y 5. En la Tabla 17, se muestran los datos de toxicidad generados en test estándar (24h-LC50 para *Daphnia* y 96-h LC50 para *Oncorhynchus mykiss*) obtenidos de diversas fuentes de información y la consideración de importantes demarcados con un victo en la celda I, independientemente si el nivel 4 y/o 5 es alcanzado por los organismos de prueba. En el caso de los datos de toxicidad aguda para peces, la evaluación de test estándar se corroboran



con los datos generados para peces que no necesariamente son organismos de pruebas estándar pero que tras un extenso barrido de información toxicológica resultan ser las especies más sensibles.

Debido a que el coeficiente agua octanol ( $K_{ow}$ ) permite determinar el reparto de contaminantes orgánicos entre la fase agua y la lipídica, conocer su valor para los plaguicidas, permitirá evaluar el potencial de bioacumulación y de retención en la fracción orgánica de los sedimentos. Para facilitar la comprensión de los datos, se considerará el logaritmo del coeficiente ( $\log K_{ow}$ ) y se considerarán importantes y prioritarios, cuando los valores sean mayores a 2.8, ya que en general, los pesticidas comienzan a ser bioacumulados y retenidos en la fracción orgánica de los sedimentos a valores de  $\log K_{ow}$  cercano a 3.

La abundancia de los plaguicidas, se evaluará indirectamente a partir de su importancia de venta en Chile, obtenida en porcentaje, de la “Declaración de ventas de plaguicidas” elaborada por el SAG (Servicio Agrícola y Ganadero) en 1999 (Correa, 1999). Se consideraran importantes y prioritarios, aquellos plaguicidas que presenten un porcentaje de venta nacional mayor al 0.5%.

Por otra parte, también se estima conveniente estudiar la solubilidad en agua de los plaguicidas, ya que su valor dará cuenta del potencial de estos a ser acumulados en los sedimentos y en los organismos acuáticos. Además, los contaminantes solubles muestran menor diferencia de concentración entre la fase sedimento y agua. Para este caso, todos los plaguicidas que presenten una solubilidad menor a 5 mg/l se consideraran potencialmente acumulativos en los sedimentos.

Los factores mencionados anteriormente no permitirán una correcta selección si no se toma en cuenta la depuración ambiental de contaminantes en el ecosistema, la cual puede ser mediada por procesos como biodegradación y descomposición química. Debido a la falta de información sobre los tiempos de vida media en iguales condiciones ambientales para todos los plaguicidas considerados, no se pudo incorporar el criterio de vida media en la Tabla 17, sin embargo, se obtiene de la información recopilada, que en general, estos contaminantes no

son muy persistentes ya que están sujetos a degradación. Los plaguicidas que presentan mayor persistencia en comparación al resto son los organoclorados y en general, se considera que los plaguicidas con vida media superior a 2-3 semanas deben ser considerados como de alto poder contaminante (Navarrete, 1995).

**Tabla 17. Evaluación de pesticidas.**

Plaguicida	48h-LC50 (mg/l) Daphnias	P <sup>(a)</sup>	96h-LC50 (mg/l) Peces	P	I <sup>(b)</sup>	Log Kow	I	Solubilidad mg/l	I	% Venta nacional	I
Azinfos/metil	0,0011 <i>Daphnia sp</i>	5	0,003 <i>Oncorhynchus mykiss</i>	5	√	2,96 baja bioac.	√	30 (25°C)		1,304	√
			*	*							
Benomil	0,64-2,8 <i>Daphnia sp</i>	4_5	0,12 - 0,88 <i>Oncorhynchus mykiss</i>	4	√	1,36 prácticamente no bioac.		3,6 (25°C)	√	0,31	
			0,006-0,029 <i>Ictalurus punctatus</i>	5	√						
Captan	4,3EC50 <i>Daphnia magna</i>	3	> 120 <i>Oncorhynchus mykiss</i>	1		2,8 baja bioac.	√	3,3 25°C	√	1,079	√
			*	*							
Carbaril (insectisida)	0,006 <i>Daphnia sp</i>	5	0,8-3,5 <i>Oncorhynchus mykiss</i>	3	√	2,31 baja bioac.		120 (20° C)		0,787	√
			0,7-0,9 <i>Salvelinus namaycush</i>	4	√						



Continuación Tabla 17...

Plaguicida	48h-LC50 (mg/l) Daphnias	P <sup>(a)</sup>	96h-LC50 (mg/l) Peces	P	I <sup>(b)</sup>	Log Kow	I	Solubilidad mg/l	I	% Venta nacional	I
Clorotalonil	0,12 <i>Daphnia sp</i>	4	0,049 - 0,25 <i>Oncorhynchus mykiss</i>	5_4	√	2,89 baja bioac.	√	0,6 (25°C)	√	0,312	
			0,044 - 0,43 <i>Ictalurus punctatus</i>	5	√						
Clorpirifos	0,0001-0,0007 <i>Daphnia sp</i>	5	0,003-0,025 <i>Oncorhynchus mykiss</i>	5	√	4,7 bioacumulable	√	1,4 (25°C)	√	5,249	√
			*	*							
Demeton-s metil	0,023 <i>Daphnia magna</i>	5	0,59 <i>Oncorhynchus mykiss</i>	4	√	1,3 practicamente no bioac.		3300 20°C		0,005	
			*	*							
Diazinon (insecticida)	0,0011 <i>Daphnia magna</i>	5	0,09 <i>Oncorhynchus mykiss</i>	5	√	3,8 25° C bioacumulable	√	40 20° C		0,712	√
			*	*							



Continuación Tabla 17...

Plaguicida	48h-LC50 (mg/l) Daphnias	P <sup>(a)</sup>	96h-LC50 (mg/l) Peces	P	I <sup>(b)</sup>	Log Kow	I	Solubilidad mg/l	I	% Venta nacional	I
2,4-D amina (herbicida)	5,2 - 184 <i>Daphnia magna</i>	3_1	250 <i>Oncorhynchus mykiss</i>	1		2.6-2.9 baja bioac.	√	soluble (25°C)		0,494	
			1-100 <i>Pimephales promelas</i>		2_3						
Diuron (herbicida)	1 <i>Daphnia magna</i>	3	3,5 <i>Oncorhynchus mykiss</i>	3		2,8 baja bioac.	√	42 (25°C)		0,005	
			*	*							
Glisofato (herbicida)	800-1200 <i>Daphnia magna</i>	1	>1000 <i>Oncorhynchus mykiss</i>	1		-4,16 no bioac.		12000 (25°C)		5,467	√
			*	*							
Iprodione	0,25 <i>Daphnia magna</i>	4	4,1 <i>Oncorhynchus mykiss</i>	3	√	3 bioacumulable	√	13 (20°C)		0,524	√
			3,7 <i>Lepomis macrochirus</i>	3							



Continuación Tabla 17...

Plaguicida	48h-LC50 (mg/l) Daphnias	P <sup>(a)</sup>	96h-LC50 (mg/l) Peces	P	I <sup>(b)</sup>	Log Kow	I	Solubilidad mg/l	I	% Venta nacional	I
Malation (insecticida y acaricida)	1 <i>Daphnia magna</i>	3	0,2 <i>Oncorhynchus mykiss</i>	4	√	2,89 baja bioac.	√	145 (25°C)		0,012	
			0,1 <i>Lepomis macrochirus</i>	4	√						
Mancozeb	1 <i>Daphnia magna</i>	3	0.088 mg/l <i>Oncorhynchus mykiss</i>	5	√	1,8 baja bioac.		0,012 25°C	√	1,873	√
			*	*							
Paraquat (herbicida)	1,2-4 <i>Daphnia pulex</i>	3	32 <i>Oncorhynchus mykiss</i>	2		<3 baja bioac.		700000 20°C		2,845	√
			2.5-13 <i>Salmo Trutta</i>	3							
Simazina (herbicida)	1,1 <i>Daphnia sp</i>	3	>100 peces en gral.	1		2,1 25°C baja bioac.		5 20°C	√	0,436	
			*	*							



Continuación Tabla 17...

Plaguicida	48h-LC50 (mg/l) Daphnias	P <sup>(a)</sup>	96h-LC50 (mg/l) Peces	P	I <sup>(b)</sup>	Log Kow	I	Solubilidad mg/l	I	% Venta nacional	I
<b>Trifuralin (herbicida)</b>	Altamente tóxico	5	0,02-0,06	5	√	5,3	√	< 1	√	0,244	
			<i>Oncorhynchus mykiss</i>				bioacumulable	27°C			
			*	*							

\* Sin información para especies de peces que no son organismos de prueba estándar.

a La celda **P** indica el puntaje recibido por el contaminante de acuerdo a la Tabla 16.

b La celda **I** muestra con un victo la consideración del contaminante como importante y prioritario para una futura norma de calidad ambiental para sedimentos.

Debido a que se propone que una futura norma de calidad de sedimentos proteja la salud de la vida acuática, es claro que el criterio de toxicidad es más importante, ya que determina la salud de los organismos. Por lo tanto, del conjunto de plaguicidas considerados en la Tabla 16, se priorizarán aquellos que presenten un nivel 4 y 5 de toxicidad en función del resto de los datos expuestos.

Siguiendo la metodología de priorización anteriormente descrita, los plaguicidas seleccionados son:

**Azinfos/metil:** Es extremadamente tóxico para los organismos acuáticos, se bioacumula significativamente y es ampliamente vendido en Chile desde la III a la IX Región. Por otra parte, a pesar de no ser considerado prioritario por el valor de solubilidad, de todas formas ésta es moderada y es muy probable que se encuentre mayoritariamente en los sedimentos que en la columna de agua.

**Clorotalonil:** Además de ser muy tóxico tanto para *Daphnia* como para *Oncorhynchus mykiss* se bioacumula y es prácticamente insoluble como para permanecer en la columna de agua.

**Clorpirifos:** Este es un plaguicida prioritario a considerar en una futura norma secundaria de sedimentos, ya que es importante para todos los criterios considerados. Es fuertemente retenido en los sedimentos, extremadamente tóxico, se bioacumula en organismos acuáticos, tiene muy baja solubilidad en agua y es significativamente vendido en Chile, desde la III a la X Región.

**Diazinon:** Es extremadamente tóxico tanto para *Daphnias* como para *Oncorhynchus mikiss*, se bioacumula, es moderadamente soluble y es importante su venta en casi todas las regiones del país.

**Trifluralina:** Además de ser extremadamente tóxico para los organismos acuáticos, se bioacumula, es prácticamente insoluble y a pesar de no ser importante su venta en Chile respecto al resto de los plaguicidas, es vendido desde la IV a la X Región.

Por otra parte, se considera que estos plaguicidas no son los únicos que deberían ser considerados, existen además aquellos plaguicidas que han sido considerados por otros países en guías de calidad de sedimentos para protección de la vida acuática (Tabla 8), ya que se caracterizan por tener un alto nivel de toxicidad. En nuestro país estos plaguicidas han sido prohibidos por el SAG, sin embargo, han sido detectados en muestras ambientales debido posiblemente al uso ilegal de estos productos o a su importante persistencia en el medio ambiente. Se propone por lo tanto, su monitoreo periódico y a continuación se describen y se justifica su consideración en un futuro plan de monitoreo en base a información científica, obtenida en el SAG, en CCME, 1999 y en IPCS, 1989b; IPCS, 1992a; IPCS, 1984a; IPCS, 1991c.

Clordano (CAS): Este insecticida organoclorado prohibido en Chile en 1988 tiene una baja presión de vapor (1.3 mPa) es bioacumulable, con un valor de log Kow de 2.78, e ingresa a los sedimentos debido a su alta hidrofobicidad y afinidad con materiales orgánicos, por lo tanto el clordano disuelto en agua intersticial de sedimentos con alto carbono orgánico, implica una menor biodisponibilidad. Para *Oncorhynchus mykiss* LC50-96h, varía de 0.042 a 0.090 mg/l y para *Lepomis macrochirus* de 0.057 a 0.075 mg/L.

DDT (CAS 50-29-3): Hidrocarburo clorado prohibido en Chile en 1984 es persistente, bioacumulable con un valor de Log Kow de 6.36 y de baja solubilidad (3.1 ug/L a 25°C). Solo se biodegrada apreciablemente bajo condiciones anaeróbicas, y la fotooxidación ocurre lentamente. De acuerdo a la posición del átomo de cloro existen varias formas isómeras (DDT: p,p`DDT y o,p DDT; DDE: p,p`DDE y o,p DDE; DDD: p,p`DDD y o,p`DDD). La determinación del DDT y sus metabolitos se justifica por la persistencia de estas especies contaminantes en el medio ambiente. El insecticida DDE (CAS72-55-9) es persistente poco soluble y con alto valor de log Kow por lo que es fuertemente adsorbido por el sedimento, por lo tanto también debería ser considerado. El valor de LC50-48h para *Daphnia* es de 0.0047 mg/L, y para el pez *Oncorhynchus mykiss* LC50-96h es de 0.087 mg/L.

Dieldrin ( CAS 60-57-1): Insecticida organoclorado prohibido en Chile en 1987, es producto de la degradación del aldrin (hidroxilación) y resulta ser más tóxico que éste. Es persistente,



bioacumulable, hidrofóbico y de alta afinidad con la materia orgánica, lo que implica que se encuentre asociado a las partículas sedimentarias. Su solubilidad en agua es de 0.186 mg/L a 25°C y presenta un valor de log Kow de 6.2. En la columna de agua es rápidamente adsorbido por invertebrados bentónicos a concentraciones mayores de 50 mg/L y el factor de bioacumulación es mayor a 1000. Para *Daphnia* los valores de LC50-48h varía en la literatura entre 190 a 330 ug/L, mientras que LC50-96h para varios peces, varía de 1.1 a 1.4 ug/L.

Endrin (CAS72-20-8): Insecticida organoclorado que a pesar de estar prohibido en Chile en 1987, debería ser considerado por su alta persistencia en el ambiente, además de ser bioacumulable, ya que tiene un valor de log de Kow de 5.6, hidrofóbico, poco soluble en agua (0.2 mg/L) y altamente tóxico para los organismos acuáticos.

Heptacloro: Insecticida organoclorado prohibido en Chile en 1987 pero se debería considerar ya que es poco soluble en agua (0.056 mg/L a 22°C), bioacumulable al tener un valor de log Kow de 5.4, de baja presión de vapor de 53 mPa a 25°C y altamente tóxico para organismos acuáticos. Valores de LC50-96h para *Oncorhynchus mykiss* varía entre 0.007 a 0.02 mg/L. Además su principal producto de degradación, el heptacloro epóxido, es muy persistente, hidrofóbico, bioacumulable y altamente tóxico para organismos acuáticos, por ejemplo LC50-96h para *Oncorhynchus mykiss* es de 0.01 mg/L.

Lindano (CAS 58-89-9): Pesticida organoclorado prohibido en Chile en 1998 pero muy persistente, de baja presión de vapor (4.34 mPa a 20°) bioacumulable y tóxico. Presenta un log Kow que varía entre 3.2 y 3.7, una solubilidad en agua de 10 mg/L a 20°C. Este pesticida presenta alta afinidad con materia orgánica y a pesar de su alta solubilidad se asocia con las partículas en suspensión y con el sedimento de fondo. A pesar de estar prohibido, este plaguicida representa el 0.001 % de los más vendidos en Chile para el año 1998 (Correa, 1999).

Además, entre los plaguicidas prohibidos en Chile se encuentran aquellos que no han sido considerados por otros países en guías de calidad ambiental de sedimentos pero que se recomienda su monitoreo ya que se caracterizan por asociarse al material sedimentario y

generar efectos adversos en los sistemas acuáticos. A continuación se describen las principales características que determinan su incorporación a un futuro plan de monitoreo.

Aldrin (CAS 903-00-2): Insecticida prohibido en Chile en 1988 que se caracteriza por tener baja solubilidad en agua (27 ug/L a 27°C), baja presión de vapor (8.6 mPa), bioacumulable y muy tóxico para muchos peces e invertebrados, y moderadamente para moluscos de aguas dulces. Presenta en la literatura valores de LC50-48h para *Daphnia* entre 23 y 32 ug/L y LC50-96h para varios peces de 2.2 a 53 ug/L.

Paration : Plaguicida prohibido en Chile en 1999, se caracteriza por ser poco soluble en agua (0.011 mg/L a 20°C), bioacumulable y tóxico. Es sorbido fuertemente en los sedimentos y presenta un valor de log Kow de 3.83. El valor de LC50-96h para *Oncorhynchus mykiss* es de 1.5 mg/L.

Finalmente, a modo de resumen se presenta en la Tabla 18, los parámetros que se consideran prioritarios para una futura norma secundaria de calidad ambiental para sedimentos.

**Tabla 18. Resumen de parámetros prioritarios.**

<b>Grupo</b>	<b>Parámetro</b>
<b>Indicadores fisicoquímicos*</b>	Contenido de materia orgánica PH Potencial redox
<b>Inorgánico</b>	Boro
<b>Metales</b>	Aluminio Arsénico Cadmio Cinc Cobre Cromo Mercurio Níquel Plomo
<b>Orgánicos</b>	Hidrocarburos aromáticos policíclicos Bifenilos policlorados Dioxinas y furanos
<b>Orgánicos plaguicidas</b>	Azinfos/metil Clorotalonil Clorpirifos Diazinon Trifluralina

\*Se debe tomar en cuenta, que el tamaño de partícula es un indicador físico que debe ser considerado en las metodologías de análisis ya que la cuantificación de contaminantes debe realizarse en la fracción de tamaño de partícula más fina (limo arcilla).

Respecto al contenido de agua (humedad), este también debe ser considerado en los análisis, para expresar los resultados en base seca.

**Tabla 19. Resumen de parámetros para un plan de monitoreo.**

<b>Parámetros</b>	
Aldrín	Endrín
Clordano	Heptacloro
DDT	Lindano
Dieldrín	Paratión



## **7. OPERACIONES PREVIAS A LA DETERMINACIÓN ANALÍTICA DE LOS PARÁMETROS.**

Establecida una norma secundaria de calidad ambiental para sedimentos, se requerirá frente a una situación de deterioro ambiental de sedimentos, establecer programas de monitoreo y estudio de la calidad ambiental de éstos.

Para llevar a cabo cualquier programa, se necesitará definir el área donde se llevará a cabo el estudio y una vez decidido, se deben recopilar la mayor cantidad de antecedentes sobre éste e identificar potenciales fuentes de contaminación. Otro aspecto importante frente a un estudio de la calidad ambiental de sedimentos, es contar con muestras de referencia para validar los resultados de los análisis. Estas muestras deben ser de baja perturbación antropogénica y equivalentes en granulometría, en composición y en geología, a las muestras obtenidas en el área de estudio (Stepheson, 1994).

Debido a que la fracción de tamaño de partícula pequeño (limo y arcilla) se encuentra asociada a contaminantes, una vez definida el área de investigación, se requerirá localizar sitios de depositación de material fino para posteriormente planificar la toma de muestra. Este material se encuentra asociado a zonas de baja energía y puede ser localizado a través de tecnologías no destructivas como el sondeo acústico y la fotografía usando cámara de televisión acuática.

La toma de muestra del material fino, permitirá aplicar metodologías de análisis que permitan determinar la concentración de especies contaminantes y compararlas con las normadas en una futura norma secundaria de calidad ambiental para sedimentos. Previo a la toma de muestra, será necesario seleccionar el sitio de las estaciones de muestreo, el tamaño de muestra requerido para los análisis, número de estaciones de muestreo, número de réplicas por estación

y frecuencia de muestreo. Además, establecidas las estaciones se recomienda realizar las mediciones *in-situ* (pH, potencial redox).

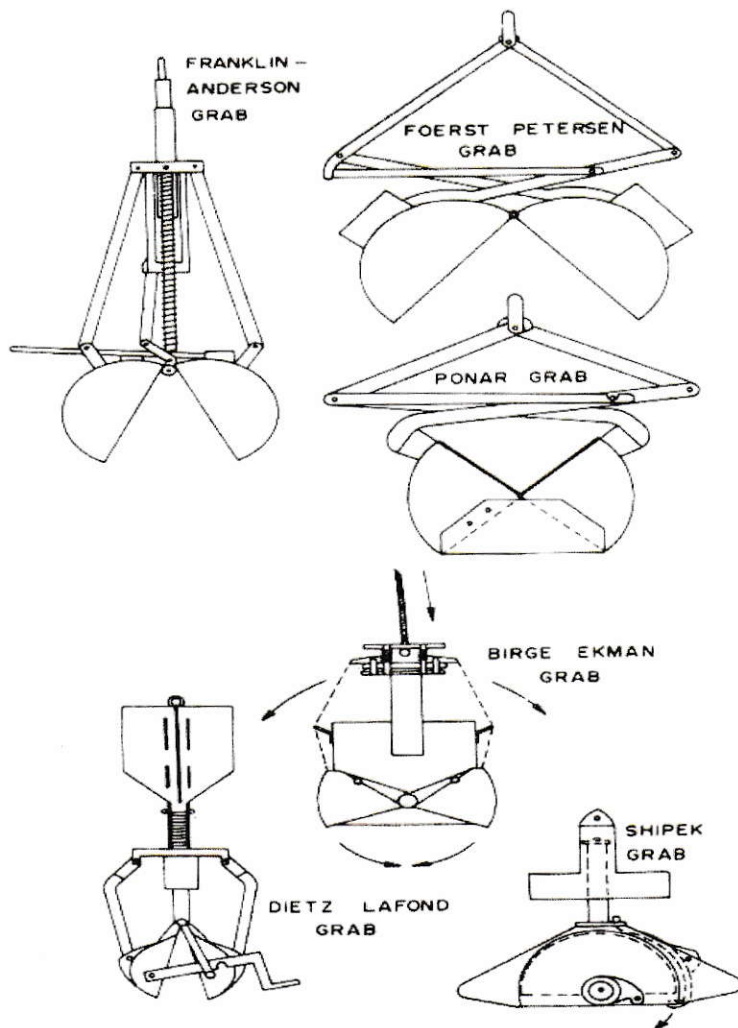
El plan de muestreo dependerá del objetivo del estudio. Si se desea identificar sitios contaminados en forma espacial y temporal, los puntos de muestreo deben ser dispuestos como en una malla, sin embargo, si el objetivo es determinar si la contaminación de los sedimentos es originada por una fuente puntual, se debe asumir que la contaminación decrece con la distancia a la fuente y por lo tanto, las estaciones de muestreo deben ser localizadas siguiendo una progresión geométrica (Stepheson, 1994).

Debido a que el muestreo puede generar efectos adversos en la integridad de los sedimentos (Chapman, 1998), se debe tomar la precaución de no alterar las condiciones del fondo del cuerpo de agua ya que a mayor perturbación, se pueden producir cambios fisicoquímicos y biológicos que pueden afectar la partición, complejación, especiación y biodisponibilidad de tóxicos y especies contaminantes. Se recomienda además, que en las corrientes, la toma de muestra sea realizada en condiciones de bajo flujo para tener mejor acceso al sedimento del fondo y para minimizar la variabilidad estacional del flujo.

En la actualidad se conocen distintos tipos de dispositivos de recolección, en función del tipo de material sedimentario depositado en el fondo de los cuerpos de agua que se clasifican principalmente en sacatestigos (“Core”) y dragas (“Grab” y “Dredge”).

Las dragas (Fig.8) son muestreadores que colectan tanto volúmenes grandes como pequeños (500 a 20000 cm<sup>3</sup>) y en un caso son diseñados para retener sedimento grueso, principalmente para el muestreo del sedimento superficial, en estudios de distribución horizontal de contaminantes (“Grab”) y en otros casos, para la colección del material grueso y fauna bentónica, aunque son muy perturbadores de la integridad de la muestra (“Dredge”).

Los sacatestigos permiten la colección de un perfil del material sedimentario, siendo menos perturbadores de la muestra y se recomiendan cuando se requiere mantener una muestra libre de oxígeno (Golterman, 1983).



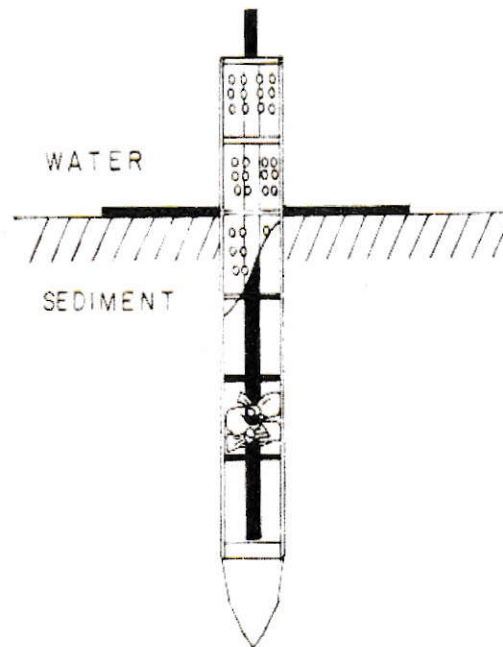
**Fig.8. Tipos de Dragas (Grab). (Sly, 1969).**

En función del tipo de ambiente acuático el colector de muestra será diferente. El colector adecuado está dado entre otros factores por el tipo de material sedimentario y la capacidad del colector. El Anexo XIV ilustra los muestreadores recomendados por el reporte EPS (1/RM/29) de Canadá en 1994.

Debido a que no sólo el sedimento de fondo revela la importancia de los procesos de contaminación en el ambiente acuático, el agua de poro cercana a la interfase sedimento/agua,



cobra importancia en la evaluación de la contaminación de los sedimentos, y por lo tanto, se han diseñado muestreadores de terreno, basados en la succión, filtración y difusión a través de membranas, como por ejemplo el dializador (Fig 9). La técnica de gradiente de difusión de capa fina (DGT), por ejemplo, permite medir metales trazas en aguas intersticiales con alto grado de resolución (Pizarro, 2001). Pero también existen metodologías para separar el agua de poro desde los sedimentos recolectados en terreno como por ejemplo, centrifugación y separación por presión (filtración al vacío), donde la estabilidad química puede ser afectada por el tipo de muestreo y manipulación de la muestra, por lo que se recomienda minimizar estos problemas con un ventajoso muestreo *in situ* y medición directa de parámetros con microelectrodos (Chapman, 1998). Sin embargo, un muestreo *in situ* no permite obtener la cantidad de muestra suficiente para ensayos de toxicidad.



**Fig. 9. Muestreador de agua de poro (Dializador). (Mayer, 1976).**

En el lugar de muestreo, las muestras de sedimentos colectadas con dragas, deben ser transferidas a contenedores, para luego ser transportadas al laboratorio, mientras que las muestras colectadas con sacatestigo deben ser transportadas de manera intacta al laboratorio. El material con que están hechos estos contenedores de muestra, debe asegurar que no se generen procesos químicos entre la muestra y el contenedor. Entre los materiales más usados, se encuentra el polietileno de alta densidad ya que es inerte para mezcla de contaminantes orgánicos e inorgánicos y el vidrio, el cual es recurrentemente usado cuando se sospecha que la muestra contiene principalmente contaminantes orgánicos (Anexo XV).

El contenedor debe además mantener la integridad de la muestra, la cual se puede ver afectada por la degradación microbiológica, procesos de oxidación y reducción, y/o pérdida de compuestos volátiles. Por ejemplo, los sedimentos anóxicos requieren de contenedores de muestra que dispongan de un buen sellado de manera de mantenerlos libres de oxígeno. Para asegurar resultados de calidad analítica, es necesario considerar también, la limpieza y el tratamiento previo de los contenedores, antes de su uso. Por ejemplo, ampliamente conocido es el tratamiento del material de plástico con ácidos, de manera de lixiviar metales y evitar la contaminación de la muestra, seguido de lavados con agua destilada, para retirar el ácido ya que éste puede activar los sitios de adsorción en los polímeros del contenedor.

Respecto al transporte de las muestras hacia el laboratorio, debe ser bajo refrigeración a  $4\pm 2^{\circ}\text{C}$ , tomando la precaución de no congelar la muestra manteniéndola entre 1 y  $7^{\circ}\text{C}$ . Además se debe considerar un transporte sin exposición de la luz para evitar reacciones fotoquímicas. Finalmente cuando las muestras llegan al laboratorio, se analizan o son almacenadas a  $4\pm 2^{\circ}\text{C}$  (Stepheson, 1994).

La preparación de las muestras dependerá del tipo de análisis que se realizará sobre la muestra de sedimento e incluye, manipulación, preservación y condiciones de almacenaje.

La preservación se utiliza para conservar la integridad de la muestra, para lo cual se hace necesario destruir la actividad microbiológica, mantener una temperatura adecuada, ya que rápidamente puede cambiar las propiedades fisicoquímicas de la muestra, y por último,

respetar el tiempo de almacenaje recomendado. En la Tabla 20, se resumen los requerimientos de preservación para distinto análisis.

**Tabla 20. Requerimientos de preservación para el análisis de sedimentos (Stepheson, 1994; Washington State Department of Ecology, 1995).**

Análisis	Preservante	Tiempo de almacenaje
Distribución de tamaño de partícula	4 – 40°C, no congelar	≤ 6 meses.
Nutrientes	sedimento 4 ± 2°C	≤ 48h
	agua de poro -20°C	≤ 6 meses
Metales	sedimento 4°C ± 2°C	≤ 2 semanas
	-20°C	≤ 6 meses
	agua de poro -20 °C	≤ 6 meses
	4°C ± 2°C con H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	≤ 6 semanas
Mercurio	agua de poro 4 ± 2 °C con H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	≤ 6 semanas
Contaminantes orgánicos	sedimento 4 ± 2 °C	≤ 2 semanas
	-20°C	≤ 6 meses
	agua de poro -20°C	≤ 6 meses
	4 ± 2 °C con H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	≤ 6 semanas
PH, Eh	Ninguno	En terreno



La congelación es un método aceptable de preservación para sedimentos en los cuales se determinará constituyentes orgánicos e inorgánicos, sin embargo, puede causar la agregación de partículas y por esta razón, la preservación de sedimentos para el análisis de distribución de tamaños de partícula, consiste en refrigerar la muestra a 4°C.

Respecto a la manipulación de las muestras, el secado es un tipo de manipulación que permite comparar resultados una vez hechos los análisis, ya que conocida la humedad de la muestra los resultados pueden ser expresados en base seca. Existen tres posibles secados de muestras de sedimento: secado al aire, secado al horno y secado por liofilización (Stepheson, 1994). El secado al aire raramente es utilizado para la preparación de sedimentos ya que puede generar cambios en las propiedades de éstos y aumentar el riesgo de contaminación de la muestra. El secado al horno es utilizado para determinar componentes inorgánicos, sin embargo, no es útil para determinar tamaño de grano, constituyentes volátiles u oxidables, además de que puede contribuir a alterar compuestos no volátiles. Una temperatura del horno de  $110 \pm 5$  °C cubre la determinación de humedad, mientras que temperaturas menores a 60 °C son esenciales cuando se prepara un sedimento para la determinación de elementos traza volátiles como el mercurio. Finalmente un tercer tipo de secado es la liofilización que consiste en que el agua congelada es sublimada y removida del material como vapor. El método es útil para la preparación de muestras en que se analizarán contaminantes orgánicos e inorgánicos, sin embargo, se debe tener especial cuidado con el control de la temperatura y el tiempo de exposición al secado ya que estos factores pueden generar la pérdida de constituyentes.

El tamizado seco, es otro tipo de manipulación de la muestra previo a la determinación de contaminantes, el cual es utilizado para separar fracciones gruesas de las finas, pero cuando las muestras contiene partículas muy finas se obstruyen los tamices, por lo que se aplica el tamizado húmedo; si se requiere determinar metales pesados, se deben utilizar tamices plásticos y se recomienda determinarlos en la fracción limo arcilla, por lo tanto el tamaño de la malla del tamiz no debe exceder los 63 µm. En el caso de que se requiera determinar contaminantes orgánicos, se recomienda tamizar la fracción menor a 2 mm.

Finalizadas las operaciones previas, se puede proceder a utilizar las metodologías analíticas para la determinación de los contaminantes (Anexo XII), y a menos que los sedimentos colectados de todas las estaciones de muestreo consistan de un tamaño similar, las concentraciones de contaminantes no pueden ser comparadas entre muestras con distinta distribución de tamaño de partícula. La corrección de este problema, se puede lograr al determinar los contaminantes en una determinada fracción de tamaño de partícula, al utilizar la información de distribución de tamaño de partícula, asumiendo una relación lineal entre el contenido de contaminantes y el tamaño de partícula menor a  $63\ \mu\text{m}$  o a través del uso de la concentración de elementos conservativos en la íntegra muestra de sedimento.

## DISCUSIÓN.

En este trabajo se realizó una extensa investigación sobre el material sedimentario de sistemas acuáticos, pretendiendo integrar los conocimientos alcanzados por diversas ramas de la ciencia con el objetivo de generar los primeros antecedentes para una futura norma secundaria de sedimentos. Se cree que tal objetivo específico se ha cumplido y la información recopilada satisface un conocimiento básico sobre esta matriz ambiental, sin embargo, se deberían profundizar los conocimientos, principalmente, respecto a los procesos que determinan la retención y liberación de contaminantes desde los sedimentos, como por ejemplo investigaciones de la química involucrada en la retención de compuestos orgánicos persistentes y estudios de la cinética de los procesos de adsorción y desorción para diversos contaminantes en función del tipo de material sedimentario.

Con los antecedentes básicos sobre los sedimentos, la tarea de proponer parámetros para una futura norma de calidad ambiental para sedimentos no implicó grandes dificultades ya que estos antecedentes fundamentaron y confirmaron la selección de parámetros basada principalmente en guías de calidad de sedimentos de países desarrollados, sin embargo, se considera que deberían ampliarse estudios respecto a los contaminantes orgánicos aparte de los considerados, ya que se sospecha de la importancia que puedan tener otros compuestos orgánicos en el impacto ambiental sobre los sedimentos de ríos y lagos.

Respecto al objetivo de priorizar los parámetros seleccionados, no siempre resultó una tarea fácil de cumplir, debido a que parte de la información y ciertos datos químicos y toxicológicos en base a los cuales se pretendió aplicar los criterios de priorización para los contaminantes, no siempre fueron coincidentes ni generados en forma ordenada desde las diversas fuentes de información, lo que implicó evaluar la calidad analítica de una gran cantidad de datos, principalmente, en base a las metodologías de análisis, el tipo de sedimento en que se realizaron los métodos y las especies de organismos utilizadas en las pruebas de toxicidad, para finalmente en base a información confiable, seleccionar los parámetros prioritarios y en el



caso de los plaguicidas, la elaboración de una tabla de evaluación de prioridad. Sin embargo, factores tales como los procedimientos de manipulación y almacenaje de las muestras de sedimento, datos de calidad analítica (Ej. exactitud) y condiciones ambientales en que hayan sido realizados los métodos de análisis, también deberían ser considerados, lamentablemente, no siempre fue posible tomarlos en cuenta a partir de la información recolectada.

Además, respecto a los criterios de priorización no siempre fue posible utilizarlos y la selección consideró sólo algunos de éstos, además de tomar en cuenta la incorporación de la especie contaminante en normas de sedimentos internacionales. En la idealidad, se considera que la selección de parámetros debe ser hecha en función de los cinco criterios de priorización propuestos, con base en información confiable, de manera de generar un sistema que permita evaluar la importancia de cada especie contaminante. Sin embargo, la metodología de priorización no estaría considerando los posibles efectos sinérgicos entre contaminantes lo cual sería muy importante de evaluar ya que cada contaminante por sí solo podría ser menos importante que en el caso de una mezcla de contaminantes, en donde la capacidad de generar efectos adversos se podrían potenciar y los efectos adversos sumados de cada contaminante podrían ser muy adversos para el medio ambiente.

Lo mismo ocurre al momento de determinar los parámetros prioritarios, ya que no sólo debe ser hecha en función de los parámetros elegidos por otras localidades, es necesario, evaluar las características propias del lugar, como por ejemplo, las actividades económicas preponderantes las cuales permitirán predecir las especies contaminantes que generarán algún tipo de daño ambiental.

Por otra parte, debido a la importancia que tienen en la distribución de especies contaminantes, en este trabajo se realizó una selección de indicadores de las características de los sedimentos de manera de tener herramientas de evaluación de las condiciones fisicoquímicas de éstos. Ya que los indicadores varían de un sistema a otro, se recomienda su determinación cuando el objetivo es evaluar la calidad ambiental de un sedimento determinado más que para procesos de normalización ya que un valor estándar deberá ser en función de factores tales como tipo de cuerpo de agua, período estacional, nivel de eutrofización del sistema acuático entre otros

factores. Pese a esto, se podrían establecer condiciones de referencia que permitan generar concentraciones normativas, y en base a esas concentraciones, estudiar la movilidad de especies contaminantes y comparar resultados analíticos. En ese caso, será recomendable determinar además de los indicadores considerados en este trabajo, el contenido de nutrientes como fósforo y nitrógeno que también dan cuenta de importantes características del material sedimentario e incluso referente a la asociación de los sedimentos con contaminantes.

Para complementar la investigación, en este trabajo se han recomendado técnicas analíticas para la determinación de los parámetros seleccionados y la normalización de estos, sin embargo, el muestreo y análisis de los sedimentos requiere el uso de diferentes técnicas y equipos, además la distribución de las muestras no es la misma y son generalmente tomadas con menor frecuencia que las muestras de aguas por lo cual la estandarización de las técnicas de muestreo y análisis tomarán mayores investigaciones.

Para la generación de esta norma secundaria de sedimentos, se considera además importante entender, que la especiación de contaminantes es susceptible a factores ambientales tales como temperatura, pH, oxígeno disuelto y radiación, por lo que establecer concentraciones límites en forma horaria, puede resultar muy necesario.

## CONCLUSION.

Acabada esta investigación, se concluye que en nuestro país la información acerca de la calidad ambiental de sedimentos es muy escasa, por lo que se considera muy importante comenzar a estimular la generación de información científica principalmente respecto a las propiedades naturales de los sitios de sedimentación, análisis de la naturaleza y composición de los sedimentos de manera de establecer condiciones de referencia y evaluar el impacto ambiental que ha generado el desarrollo en las áreas cercanas al sitio de depositación y la sensibilidad de las especies acuáticas o bioindicadores frente a determinados contaminantes. Además, sería muy útil poder contar con una base de datos que reúna la mayor cantidad de antecedentes posibles ya que tras el desarrollo de esta investigación se observó que éstos se encuentran dispersos y sería útil recopilarlos desde las diversas fuentes de información y servicios gubernamentales, debido a que la elaboración de una norma de calidad ambiental para sedimentos, requerirá del máximo de antecedentes disponibles y esta intención se debería extender al sistema acuático completo (columna de agua, biota, agua de poro y sedimentos), de manera de obtener información suficiente a partir de la cual se podrán tomar mejores decisiones respecto al manejo de los sistemas acuáticos naturales chilenos.

La realización de este trabajo permitió además reconocer que los sedimentos contaminados representan un riesgo no sólo para la vida acuática sino que también para la salud pública mediante el proceso de biomagnificación, por lo que se concluye que se deberían iniciar estrategias tecnológicas para solucionar el problema ambiental de los sedimentos altamente contaminados. Finalmente, se debe considerar que la mejor alternativa de solución sería prevenir eventos de contaminación mediante el control de fuentes, lo que puede implicar la restricción o eliminación de descargas de contaminantes a cuerpos de agua.



## BIBLIOGRAFÍA.

Alcalá, L. (1995). *Ensayos para la caracterización fisicoquímica de las muestras en contaminación de suelos*. En *Contaminación y depuración de suelos*. Instituto Tecnológico Geominero de España, España, pp 119-130.

Allen, H., Fu, G. & Deng, B. (1993). *Analysis of acid-volatile sulfide (AVS) and simultaneously extracted metals (SEM) for the estimation of potential toxicity in aquatic sediments*. *Environ. Toxicol. Chem.*, **12**: 1-13.

Ankley, G., Berry, W., Di Toro, D., Hansen, D., Mount, D., Reiley, M., Swartz, R. & Zarba C. (1996a). *Use of equilibrium partitioning to establish sediment quality criteria for nonionic chemicals: A reply to Iannuzzi et al.* *Environ. Toxicol. Chem.*, **15**: 1019-1024.

Ankley, G., Di Toro, D., Hansen, D. & Berry, W. (1996b). *Technical basis and proposal for deriving sediment quality criteria for metals*. *Environ. Toxicol. Chem.*, **15**: 2056-2066.

ANZECC (Australia and New Zealand Environment and Conservation Council) and ARMCANZ (Agriculture and Resource Management Council of Australian and New Zealand). (2000). *National water quality management strategy: Australian and New Zealand Guideline for Fresh and Marine Water Quality*.

[www.ea.gov.au/water/quality/nwqms/volume2.html](http://www.ea.gov.au/water/quality/nwqms/volume2.html)

Baccini, P. *Phosphate interactions at the sediment-water interface*. En Stumm, W. (ed), *Chemical Process in Lakes*. John Wiley & Sons, New York, pp 189-205.

Banwart, S. (1997). *Aqueous speciation at the interface between geological solids and groundwater*. En *Modelling aquatic chemistry*. Nuclear Energy Agency, OECD, Paris, pp 245-287.

Barra, R., Pozo, K., Urrutia, R., Cisternas, M, Pacheco, P. y Focardi, S. (2001). *Plaguicidas organoclorados persistentes en sedimentos de tres lagos costeros y un lago andino de Chile Central*. Bol. Soc. Chil. Quím. , **46**: 149-159.

Bonn, B. (1998). *Dioxins and furans in bed sediment and fish tissue of the Willamette Basin, Oregon, 1992-96*. USGS ( U:S: Geological Survey). Water Resource Investigation Report 97-4082.

<http://oregon.usgs.gov/pubs-dir/Online/Pdf/97-4082d.pdf>

Cala, R. (1995). *Dinamica de metales pesados en suelos*. En *Contaminación y depuración de suelos*. Instituto Tecnológico Geominero de España, España, pp 49-57.

Calmano, W., Ahlf, W., Förstner, U. (1996). *Sediment Quality Assessment: Chemical and biological approaches*. En Calmano, W. & Förstner, U. (eds.), *Sediments and toxic substances*. Springer-Verlag, Germany, pp 17-35.

Carr, S., Long, E., Windom, H., Chapman, D., Thursby, G., Sloane, G. & Wolfe, D. (1996). *Sediment Quality Assessment Studies of Tampa Bay, Florida*. Environmental Toxicology and Chemistry, **15**: 1218-1231.

Castillo, X. (2001). *Determinación de metales traza en fracciones de sedimentos de la interfaz sedimento/agua del embalse Rapel*. Tesis de Licenciatura en Química. Facultad de Química y Biología. Universidad de Santiago de Chile. Chile.

CCAAN (Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte) (1998). Expediente de nominación sobre dioxinas y furanos.

[www.cec.org/programs-projects/pollutants-health/smoc/dioxfur.cfm?varlan=espanol](http://www.cec.org/programs-projects/pollutants-health/smoc/dioxfur.cfm?varlan=espanol)

CCME (Council of Ministers of the Environmental). *Canadian Environmental Quality Guidelines. Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life*. (1999). [www.ec.gc.ca/cegg-rcqe/English/Ceqg/Sediment/default.cfm](http://www.ec.gc.ca/cegg-rcqe/English/Ceqg/Sediment/default.cfm)

Chang, R. (1992). *Química*. Mc Graw Hill. Ciudad de México, pp 721, 851-854.

Chapman and Hall. (1996). *Water quality Assessments. A guide to the use of biota, sediment and water in environmental monitoring*. E & FN SPON, USA, 626 pp.

Chapman, P. (1986). *Sediment quality criteria from sediment quality triad: An example*. *Environ. Toxicol. Chem.*, **5**: 957-964.

Chapman, P., Wang F., Janssen C., Persoone G., Allen H. (1998). *Ecotoxicology of metals in aquatic sediment: Binding and release, bioavailability, risk assessment and remediation*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **55**: 2221-2243.

Correa, A. (1999). *Declaración de ventas de plaguicidas agrícolas, julio a diciembre de 1998*. Servicio Agrícola y Ganadero (SAG). Departamento de Protección Agrícola. Subdepartamento de Defensa Agrícola. Chile

Doménech, X. (1997). *Química del suelo. El impacto de los contaminantes*. Miraguano Ediciones, España, 190 pp.

Donald, A., Salazar, S. (1995). *The Utility of AVS/EqP in Hazardous Waste Site Evaluations*. NOAA.

<http://water.wr.usgs.gov/pnsp/pest.rep/bs-t.html>

EPA. (1992a). *Evaluating Environmental Effects of Dredged Material Management Alternatives*. EPA 842-B-92-008.

[www.epa.gov/owow/oceans/framework/framework.pdf](http://www.epa.gov/owow/oceans/framework/framework.pdf)



EPA. (1992b). *Sediment Classification Methods Compendium*.

[www.epa.gov/waterscience/librarysediment/classmethods.pdf](http://www.epa.gov/waterscience/librarysediment/classmethods.pdf)

EPA. (1996). *Test Methods for Evaluate Solid Waste Physical / Chemical Methods (SW\_846)*.

[www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/main.htm](http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/main.htm)

EPA. (1998). *EPA's Contaminated sediment Management Strategy*. EPA-823-R-98-001.

[www.epa.gov/waterscience/cs/manage/stratndx.html](http://www.epa.gov/waterscience/cs/manage/stratndx.html)

EULA. (2000). *Diagnóstico nacional de contaminantes orgánicos persistentes*. EULA, Chile, 114 pp.

FDEP (Florida Department Environmental Protection) Office of Water Policy (1994). *Approach to the Assessment of Sediment Quality in Florida Coastal Waters*.

[www.dep.state.fl.us/water/monitoring/docs/seds/vol1/volume1.pdf](http://www.dep.state.fl.us/water/monitoring/docs/seds/vol1/volume1.pdf)

Fergusson, J. (1990). *The Heavy elements: Chemistry, Environmental Impact and Health Effects*. University of Canterbury. New Zealand, pp 143-457.

Förstner, U. (1977). *Metals concentrations in freshwater – natural background and cultural effects*. En: Golterman, H. (ed.), *Interactions between sediment and freshwater*. Junk/pudoc, The Hague, pp 94-104.

García, M y Masa J. (1998). *Origen y propiedades de los sedimentos*. Series del Instituto de Ingeniería UNAM, México, 110 pp.

Golterman, H., Sly, P. & Thomas, R. (1983). *Study of the relationship between water quality and sediment transport*. UNESCO, Francia, pp 1-123.

Hakanson, L. & Jansson, M. (1983). *Principles of Lake Sedimentology*. Springer-Verlag, Germany, 314 pp.

Hassett, J. and Banwart W. (1989). *The sorption of nonpolar organics by soils and sediments*. En Sawhney, B. and Brown, K. (ed.). *Reactions and movements of organics chemical in soils*. Wisconsin, USA, pp 31-80.

IPCS ( International Programme on Chemical Safety) Inchem. (1976). *Environmental Health Criteria (EHCs) 1*.

[www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc1.htm](http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc1.htm)

IPCS (International Programme on Chemical Safety) Inchem. (1981). *Environmental Health Criteria (EHCs) 18*.

[www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc18.htm](http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc18.htm)

IPCS (International Programme on Chemical Safety) Inchem. (1984a). *Environmental Health Criteria (EHCs) 34*.

[www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc34.htm](http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc34.htm)

IPCS (International Programme on Chemical Safety) Inchem. (1984b). *Environmental Health Criteria (EHCs) 38*.

[www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc38.htm](http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc38.htm)

IPCS ( International Programme on Chemical Safety) Inchem. (1989a). *Environmental Health Criteria (EHCs) 84*.

[www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc84.htm](http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc84.htm)

IPCS ( International Programme on Chemical Safety) Inchem. (1989b). *Environmental Health Criteria (EHCs) 91*.

[www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc91.htm](http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc91.htm)

IPCS ( International Programme on Chemical Safety) Inchem. (1990). *Environmental Health Criteria (EHCs) 50*.

[www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc50.htm](http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc50.htm)

IPCS ( International Programme on Chemical Safety) Inchem. (1991a). *Environmental Health Criteria (EHCs) 108*.

[www.inchem.org/ehc/ehc/ehc108.htm](http://www.inchem.org/ehc/ehc/ehc108.htm)

IPCS ( International Programme on Chemical Safety) Inchem. (1991b). *Environmental Health Criteria (EHCs) 121*.

[www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc121.htm](http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc121.htm)

IPCS ( International Programme on Chemical Safety) Inchem. (1991c). *Environmental Health Criteria (EHCs) 124*.

[www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc124.htm](http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc124.htm)

IPCS ( International Programme on Chemical Safety) Inchem. (1992a). *Environmental Health Criteria (EHCs) 130*.

[www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc130.htm](http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc130.htm)

IPCS ( International Programme on Chemical Safety) Inchem. (1992b). *Environmental Health Criteria (EHCs) 134*.

[www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc134.htm](http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc134.htm)

IPCS (International Programme on Chemical Safety) Inchem (1992c). *Environmental Health Criteria (EHCs) 140*.

[www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc140.html](http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc140.html)

IPCS ( International Programme on Chemical Safety) Inchem. (1993). *Environmental Health Criteria (EHCs) 148*.

[www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc148.htm](http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc148.htm)

IPCS ( International Programme on Chemical Safety) Inchem. (1994a). *Environmental Health Criteria (EHCs) 153*.

[www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc153.htm](http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc153.htm)



IPCS ( International Programme on Chemical Safety) Inchem. (1994b). *Environmental Health Criteria (EHCs) 159*.

[www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc159.html](http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc159.html)

IPCS ( International Programme on Chemical Safety) Inchem. (1996). *Environmental Health Criteria (EHCs) 183*.

[www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc183.htm](http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc183.htm)

IPCS ( International Programme on Chemical Safety) Inchem. (1997). *Environmental Health Criteria (EHCs) 194*.

[www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc194.htm](http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc194.htm)

IPCS ( International Programme on Chemical Safety) Inchem. (1998a). *Environmental Health Criteria (EHCs) 61*.

[www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc61.htm](http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc61.htm)

IPCS ( International Programme on Chemical Safety) Inchem. (1998b). *Environmental Health Criteria (EHCs) 198*

[www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc198.htm](http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc198.htm)

IPCS ( International Programme on Chemical Safety) Inchem. (1998c). *Environmental Health Criteria (EHCs) 200*.

[www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc200.htm](http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc200.htm)

IPCS ( International Programme on Chemical Safety) Inchem. (1998d). *Environmental Health Criteria (EHCs) 202*.

[www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc202.html](http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc202.html)

IPCS ( International Programme on Chemical Safety) Inchem. (1998e). *Environmental Health Criteria (EHCs) 204*.

[www.ichem.org/documents/ehc/ehc/ehc204.htm](http://www.ichem.org/documents/ehc/ehc/ehc204.htm)

IPCS ( International Programme on Chemical Safety) Inchem. (1998f). *Environmental Health Criteria (EHCs) 205*.

[www.inchem.org/documents/ehc/ehc205.html](http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc205.html)

Larraín, A. (1995). *Criterios ecotoxicológicos para evaluar alteraciones ambientales y establecer parámetros de control: importancia de los bioensayos de toxicidad*. Cienc. Tec. MAR-CONA, (Nº especial): 39-47

Larsen, P., Eisenhauer, N. (1993). *Workshop Sediment Quality. 5º International Symposium on River Sedimentation*. UNESCO, París pp 1-25.

Long, E., MacDonald, D., Cubbage, J. & Ingersoll, C. (1998). *Predicting the toxicity of sediment-associated trace elements with simultaneously extracted trace metal: Acide-volatile sulfide concentrations and dry weight-normalized concentrations: a critical comparison*. Environ. Toxicol. Chem., **7**: 972-974.

Mayer, L. (1976). *Chemical water sampling in lakes and sediment with dialysis bags*. Limnol. Oceanogr., **21**: 909-912.

Mc.Bride, M. (1994). *Environmental Chemistry of the soils*. Oxford University Press. New York, USA, 406 pp.

Morell, I. & Candela, L. (1998). *Comportamiento de los plaguicidas en suelos y aguas*. En *Plaguicidas. Aspectos ambientales, analíticos y toxicológicos*. Universitat Jaume. España, pp 9-32.

Morris, G., Fan, J. (1997). *Reservoir Sedimentation Handbook*. Mc. Graw Hill, USA.

Navarrete, P. (1995). *Contaminación de suelos por productos orgánicos. Plaguicidas*. En *Contaminación y depuración de suelos*. Instituto Tecnológico Geominero de España, España, pp 59-75.

O'Melia, C. (1995). *The influence of coagulation and sedimentation on the fate of particles, associated pollutants, and nutrients in lakes*. En Stumm, W. (ed), *Chemical Process in Lakes*. John Wiley & Sons, New York, pp 207-224

Palma, H., Espinoza, O., Gutierrez, E. y Pino, M. (1998). *Pesticidas organoclorados en sedimentos del estuario del río Valdivia, sur de Chile*. Bol. Chil. Quím., **43**: 435-445.

Pardo, M. (1984). *Estudio de las arenas del río Lampa*. Tesis Facultad de Ingeniería. Universidad de Santiago de Chile. Chile, pp 1-15, 28-40.

Pettijohn, F. (1980). *Rocas Sedimentarias*. Eudeba, Buenos Aires, 731 pp.

Pizarro, J., Belzile, N., Fillela, M., Leppard, G., Negre JC., Pret, D. & Buffle, J. (1995). *Coagulation/Sedimentation of Submicron Iron Particles in a Eutrophic Lake*. Wat. Res., **29**, N°2: 617-632.

Pizarro, J., Vila, I. & Contreras, M. (1998). *Chemical composition of Chilean rivers*. Verh. Internat. Verein. Limnol., **26**: 948-950.

Pizarro, J., Rubio M. y Lira G. (2001). *Optimización de una técnica de muestreo in situ: Análisis de Cu y Fe en sistemas acuáticos*. Bol. Soc. Chil. Quím., **46**: 281-285.

Sadzawka, A. (1990). *Métodos de análisis de suelos*. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Chile, pp 11-27.

Schalscha, E. & Ahumada, I. (1998). *Heavy Metals in Rivers and Soils of Central Chile*. Wat. Sci. Tech. **37**, N°8: 251-255.

Schindler, P., Stumm, W. (1987). *The surface chemistry of oxide, hydroxide and oxide minerals*. En Stum, W. (ed.), *Aquatic Surface Chemistry* Wiley Interscience, New York, pp 83-110.



Scott, R., Edward, R., Herbet, L., Duane, C., Glen, T., Gail, M. & Douglas, A. (1996). *Sediment quality assessment studies of Tampa Bay, Florida*. Environmental Toxicology and Chemistry, **15**, N° 7: 1218-1231.

Shelton, R., Capel, D. (1994). *Guidelines for Collecting and Processing Samples of Streams Bed Sediment for Analysis of Trace Elements and Organic Contaminants for National Water Quality Assessment Program*.

<http://water.wr.usgs.gov/pnsp/pest.rep/bs-t>

Sigg, L. (1994). *Regulation of trace elements in lakes: The role of sedimentation*. En Buffle, J. & De Vitre, R (ed.), *Chemical and biological regulation of aquatic systems*. Lewis, USA, pp 175-195.

Sigg, L. (1995). *Metal transfer mechanisms in lakes; the role of settling particles*. En Stumm, W. (ed), *Chemical Process in Lakes*. John Wiley & Sons, New York, pp 283-309.

Skoog, D., West, D., Holler, F. (1995). *Química analítica*. Mc Graw Hill, México, pp 96-107.

Sly, P. *Bottom sediment sampling*. Proc. 12<sup>th</sup> Conf Great Lakes Res, Ann Arbor, pp 883-898.

Stepheson, G. (1994). *Guidance document on collection and preparation of sediments for physicochemical characterization and biological testing*. Environmental Protection Series, Report EPS 1/RM/19.Canada, pp 20-59.

Stumm, W. (1992). *Chemistry of the Solid-Water interface: process at the mineral-water and particle-water interface in natural systems*. John Wiley. New York, 381-392 pp.

Stumm, W., Sigg, L. & Sulzberger, B. (1994). *The Role of Coordination at the Surface of Aquatic Particles*. En Buffle, J. & De Vitre, R (ed.), *Chemical and biological regulation of aquatic systems* . Lewis, USA, pp 43-87.

Tessier, A., Campbell, P. & Bisson M. (1979). *Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals*. Analytical Chemistry, **51**, N° 7: 844-850.

Tessier, A., Carignan, R. & Belzile, N. (1994). *Processes occurring at the sediment-water interface: Emphasis on trace elements*. En Buffle, J. & De Vitre, R (ed.), *Chemical and biological regulation of aquatic systems*. Lewis, USA, pp 137-171.

UDA (Universidad de Atacama), Departamento de Minas (1998-2001). *Apuntes Geología General*.

<http://plata.uda.cl/minas/apuntes/Geología/geologíageneral/geogenap.html>

UBC (University to British Columbia). (1997). *Rock Cycle*.

[www.science.ubc.ca/~ged202/rock-cycle/rockcycle.html](http://www.science.ubc.ca/~ged202/rock-cycle/rockcycle.html)

USACE/EPA. (1992). *Evaluating Environmental Effects of Dredged Material Management Alternatives*.

[www.epa.gov/owow/oceansframeworkframework.pdf](http://www.epa.gov/owow/oceansframeworkframework.pdf)

Valdovinos, C., Figueroa, R., Cid, H., Parra, E., Araya, E., Privitera, S. y Olmos, V. (1998). *Transplante de organismos bentónicos entre sistemas lenticos: ¿Refleja la biodisponibilidad de metales traza en el ambiente?*. Bol. Soc. Chil. Quím., **43**: 467-475.

Vila, I., Contreras M. y Pizarro, J. (1986). *Análisis del efecto del material particulado en aguas de riego I – IX Región. Antecedentes preliminares*. Dirección General de Aguas, S.I.T. N° 35.Chile.162 pp.

Washington State Department of Ecology. (1995). *Sediment sampling and analysis plan appendix*.

[www.ecy.wa.gov/programs/tcp/smu/sapa/sapa.htm](http://www.ecy.wa.gov/programs/tcp/smu/sapa/sapa.htm)

Wetzel, R. (2000). *Limnology*. Academic Press, USA, pp 187-328.

## **ANEXOS.**



## Anexo I.

### I.A. Clasificación de las rocas.

Las rocas se clasifican en rocas ígneas, metamórficas y sedimentarias en función de su composición y proceso de formación (Pettijohn, 1980).

Las **rocas ígneas** corresponden a material consolidado formado por enfriamiento de materiales fundidos al interior de la tierra, es decir, tienen su origen en la solidificación del magma.

Las **rocas metamórficas** son el producto de transformación de rocas preexistentes ya sea de tipo mineralógico y estructural por influencia de altas presiones, elevadas temperaturas y por presencia de fluidos calientes del interior de la tierra (agentes de metamorfismo).

Las **rocas sedimentarias** constituyen agrupación de minerales, originadas por meteorización de rocas preexistentes. Los minerales y fragmentos de rocas generados en la meteorización son transportados, acumulados, depositados y finalmente cementados y compactados formando las rocas sedimentarias. Este tipo de rocas se clasifican tanto en detríticas, que corresponde al material constituido en fragmentos de diferente tamaño resultantes de la meteorización física (ejemplo arena), y no detríticas las cuales son originadas por procesos químicos (Pettijohn, 1980).



La destrucción de rocas, también tiene su causa en los efectos químicos de la vegetación, ya que ácidos orgánicos de la vegetación descompuesta, aumentan el poder de disolución de las aguas naturales. Además, ciertos vegetales como los líquenes extraen elementos químicos desde las rocas.

La meteorización química altera la composición mineralógica del material, de modo que las sales solubles son arrastradas por el flujo de agua, dejando un residuo insoluble. Los productos finales de la meteorización química son las arcillas.

La **meteorización mecánica** desintegra las rocas por acción física, dejando un material homogéneo en su granulometría (Pardo, 1984). Los agentes y procesos físicos a los cuales pueden estar expuestas las rocas son:

Cambios periódicos de temperatura: La destrucción de las rocas por cambio de temperatura sucede por calentamientos y enfriamientos sucesivos durante el día o de manera estacional, tales cambios termales generan la fatiga del material.

Congelación: El agua atrapada por las rocas en fisuras y poros, se congela a bajas temperaturas ocasionando la dilatación del agua lo que implica la fractura del material.

Efectos físicos de flora y fauna: Las raíces de ciertos árboles pueden causar la fractura de material, y en menor grado pequeños animales perforan y excavan el material.



## Anexo II.

### Diámetro de partícula.

Los principales criterios para determinar el tamaño de grano de una partícula sedimentaria están basados en los siguientes conceptos (García, 1998):

**Diámetro nominal:** Es el diámetro de una esfera de igual volumen que la partícula, es decir,

$$D_{\text{nominal}} = (6/\Pi \nabla_p)^{1/3},$$

De acuerdo con la definición ni la forma ni la densidad de la partícula influyen, por lo cual este no se utiliza en estudios de transporte de sedimento, se utiliza preferentemente para determinar el tamaño de partículas gruesas.

**Diámetro de cribado :** Es el tamaño de la abertura de la malla por la cual pasa la partícula. Se utiliza comúnmente para determinar el tamaño de partículas mayores a 0.062 mm, como arenas y gravas. Este diámetro no toma en cuenta la forma real de los granos ni su densidad

**Diámetro de sedimentación:** Es el diámetro de una esfera que tiene igual densidad y velocidad de caída que la partícula, al caer ambas en un líquido y a la misma temperatura.

**Diámetro estándar de sedimentación:** Es el diámetro de una esfera cuya densidad relativa es 2.65 y que tiene la misma velocidad de caída que la partícula considerada, cuando ambas caen en agua destilada a 24°C.

Los diámetros de sedimentación se utilizan para determinar el tamaño de grano de partículas muy finas como limos y arcillas. En este caso, influyen la forma y densidad de las partículas, y también la densidad del fluido en el que sedimentan.

En el caso de partículas gruesas estas cuentan con tres dimensiones características con las que se pretende determinar largo, ancho y espesor de la partícula. Estas dimensiones se denotan en orden decreciente de magnitud con las letras a, b y c y están medidas en la dirección de tres ejes que sean ortogonales. Los valores de a, b y c dependen de la manera en que se elige el primer eje, el criterio recomendado es elegir primero el que coincide con la mayor dimensión de la partícula. El diámetro triaxial será el promedio aritmético de los tres ejes.

## Anexo III.

### Isotermas de adsorción (McBride, 1994; Doménech, 1997).

#### III.A. Ecuación de Freundlich.

$\log x/m = 1/n \log C + \log K$  donde,

$x$  son los miligramos adsorbidos,  $m$  es la masa de sedimento,  $C$  concentración en el equilibrio del contaminante y  $K$  y  $n$  son constantes.

#### III.B. Langmuir simple.

$$C/(x/m) = 1/K + C/b$$

$C$  es la concentración en equilibrio de lo adsorbido en mmol/L,  $x/m$  mmol de lo adsorbido por kilo de adsorbente,  $K$  es la constante relacionada a la energía de enlace en L/mmol y  $b$  es la máxima de adsorción en mmol/k de adsorbente.

#### III.C. Langmuir de doble superficie.

$$X = \frac{X_{m1}k_1C}{1+k_1C} + \frac{X_{m2}k_2C}{1+k_2C}$$

$C$  es la concentración del contaminante en el equilibrio,  $X_{m1}$  es el máximo de adsorción en la superficie de alta energía,  $X_{m2}$  es el máximo de adsorción en la superficie de baja energía,  $k_1$  y  $k_2$  son constantes de equilibrio relacionadas con las superficies de alta y baja energía.



#### Anexo IV.

**Tabla. Producto de solubilidad de algunos compuestos iónicos ligeramente solubles a 25°C <sup>a</sup> (Modificado de Chang, 1997).**

Nombre	Fórmula	Kps
Hidróxido de aluminio	Al(OH) <sub>3</sub>	1.8*10 <sup>-33</sup>
Hidróxido de calcio	Ca(OH) <sub>2</sub>	8.0*10 <sup>-6</sup>
Hidróxido de cobre (II)	Cu(OH) <sub>2</sub>	2.2*10 <sup>-20</sup>
Hidróxido de cromo (III)	Cr(OH) <sub>3</sub>	3.0*10 <sup>-29</sup>
Hidróxido de hierro (II)	Fe(OH) <sub>2</sub>	1.6*10 <sup>-14</sup>
Hidróxido de hierro (III)	Fe(OH) <sub>3</sub>	1.1*10 <sup>-36</sup>
Hidróxido de magnesio	Mg(OH) <sub>2</sub>	1.2*10 <sup>-11</sup>
Hidróxido de cinc	Zn(OH) <sub>2</sub>	1.8*10 <sup>-14</sup>
Sulfuro de bismuto	Bi <sub>2</sub> S <sub>3</sub>	1.6*10 <sup>-72</sup>
Sulfuro de cadmio	CdS	8.0*10 <sup>-28</sup>
Sulfuro de cobalto (II)	CoS	4.0*10 <sup>-21</sup>
Sulfuro de cobre (II)	CuS	6.0*10 <sup>-37</sup>
Sulfuro de estaño (II)	SnS	1.0*10 <sup>-26</sup>
Sulfuro de hierro (II)	FeS	6.0*10 <sup>-19</sup>
Sulfuro de manganeso (II)	MnS	3.0*10 <sup>-14</sup>
Sulfuro de mercurio (II)	HgS	4.0*10 <sup>-54</sup>
Sulfuro de níquel (II)	NiS	1.4*10 <sup>-24</sup>
Sulfuro de plata	Ag <sub>2</sub> S	6.0*10 <sup>-51</sup>
Sulfuro de plomo (II)	PbS	3.4*10 <sup>-28</sup>
Sulfuro de cinc	ZnS	3.0*10 <sup>-23</sup>

Anexo V.

Tabla. Estándares de calidad de sedimentos marinos para Washington.

	Estándares de Calidad de Sedimentos, “nivel de no efecto”	“ nivel de efecto adverso”
Parámetro químico	mg/K base seca	mg/K base seca
Arsénico	57	93
Cadmio	5.1	6.7
Cromo	260	270
Cobre	390	390
Plomo	450	530
Mercurio	0.41	0.59
Plata	6.1	6.1
Cinc	410	960
	mg/K carbon orgánico	mg/K carbon orgánico
HAP (bajo PM)	370	780
Naftaleno	99	170
acenaftaleno	66	66
acenafteno	16	57
fluoreno	23	79
fenantreno	100	480
Antraceno	220	1200
2-metilnaftaleno	38	64
HAP (alto PM)	960	5300
Fluoranteno	160	1200
Pireno	1000	1400
Benso(a)antraceno	110	270
Criseno	110	460



Continuación Tabla...

Bensofluoranteno total	230	450
Benso(a)pireno	99	210
Indeno(1,2,3,-C,D)pireno	34	88
	<b>mg/K carbon orgánico</b>	<b>mg/K carbon orgánico</b>
Dibenso(A,H)antraceno	12	33
Benso(G,H,I)perileno	31	78
1,2-Diclorobenseno	2.3	2.3
1,4-Diclorobenseno	3.1	9
1,2,4-Triclorobenseno	0.81	1.8
Hexaclorobenseno	0.38	2.3
Dimetil ftaleno	53	53
Dietil ftaleno	61	110
Di-N-Butil ftaleno	220	1700
Butil bencil ftaleno	4.9	64
Bis(2-Etilexil) ftalato	47	78
Di-N-Octil ftalato	58	4500
Hexaclorobutadieno	3.9	6.2
N-Nitrosodifenilamina	11	11
PCBs tot.	12	65
	<b>µg/K base seca</b>	<b>µg/K base seca</b>
Fenol	420	1200
2-Metolfenol	63	63
4-Metilfenol	670	670
2,4-Dimetilfenol	29	29
Pentaclorofenol	360	690
Alcohol Benzil	57	73
Ácido benzoico	650	650



## Anexo VI.

**VI.A. Tabla. Guías de nivel “screening” del ministerio ambiental de Ontario (Modificado de ANZEC, 2000).**

<b>Contaminante</b>	<b>Bajo (mg/K peso seco)</b>	<b>Severo (mg/K peso seco)</b>
Cadmio	0.6	10
Cromo	26	110
Cobre	16	110
Plomo	31	250
Manganeso	460	1110
Mercurio	0.2	2
Níquel	16	75
Zinc	120	820
Arsénico	6	33
Aldrín	2	80
BHC	3	120
a-BHC	6	100
b-BHC	5	210
Clordano	7	60
Dieldrín	2	910
DDT tot	7	120
Endrín	3	1300
Heptacloro epoxido	5	50
Lindano	3	10
Mirex	7	1300
PAHs tot	2000	110000
PCBs tot	70	5300

**VI.B. Tabla. Resumen de valores guía por la aproximación o método de derivación de guías de calidad ambiental: Rango de efectos. (ANZECC,2000).**

Contaminante	NOAA		FDEP	
	ER-L Mg/K (peso seco)	ER-M Mg/K (peso seco)	TEL Mg/K (peso seco)	PEL Mg/K (peso seco)
Cadmio	1.2	9.6	0.68	4.21
Cromo	81	370	52.1	160
Cobre	34	270	18.7	108
Plomo	46.7	218	30.2	112
Mercurio	0.15	0.71	0.13	0.7
Níquel	20.9	51.6	15.9	42.8
Plata	1.0	3.7	0.73	1.77
Cinc	150	410	124	271
Arsénico	8.2	70	7.24	41.6
Acenafteno	16	500	6.71	88.9
Antraceno	85	1100	46.9	245
Fluoreno	19	540	21.2	144
Naftaleno	160	2100	34.6	391
Fenantreno	240	1500	86.7	544
PAHs (bajo PM)	552	3160	312	1442
Benso(a)antraceno	261	1600	74.8	693
Benso(a)pireno	430	1600	88.8	763
Dibenso(a,h)antraceno	63.4	260	6.22	135
Criseno	384	2800	108	846
Fluoranteno	600	5100	113	1494
Pireno	665	2600	153	1398
PAHs (altp PM)	1700	9600	655	6676
PAHs total	4022	44792	1684	16770



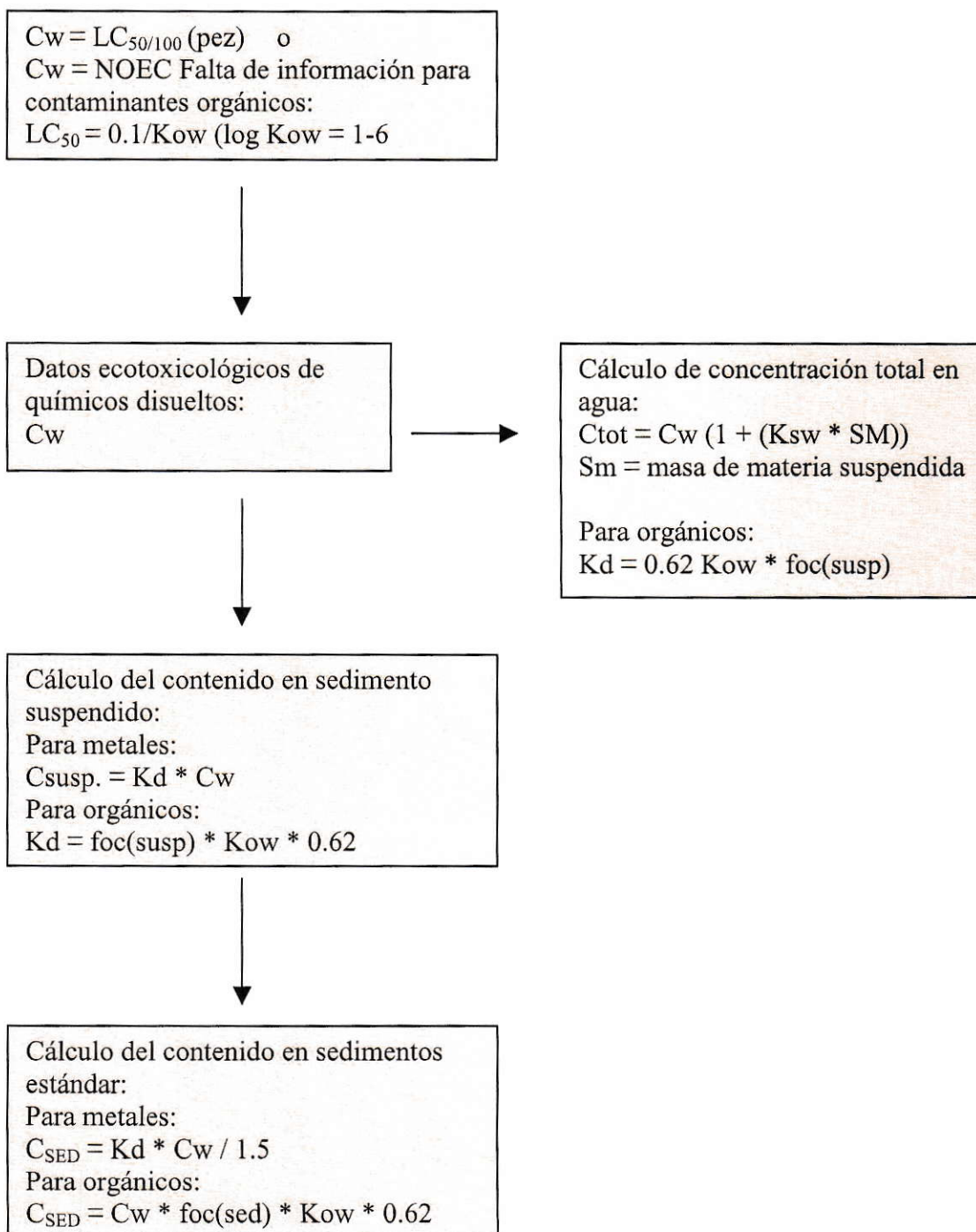
**Continuación Tabla....**

<b>Contaminante</b>	<b>ER-L Mg/K (peso seco)</b>	<b>ER-M Mg/K (peso seco)</b>	<b>TEL Mg/K (peso seco)</b>	<b>PEL Mg/K (peso seco)</b>
DDT total	1.58	46.1	3.89	51.7
Dieldrín	0.02	8	0.72	4.3
Clordano	0.5	6	2.26	4.79
PCBs total	22.7	180	21.6	189

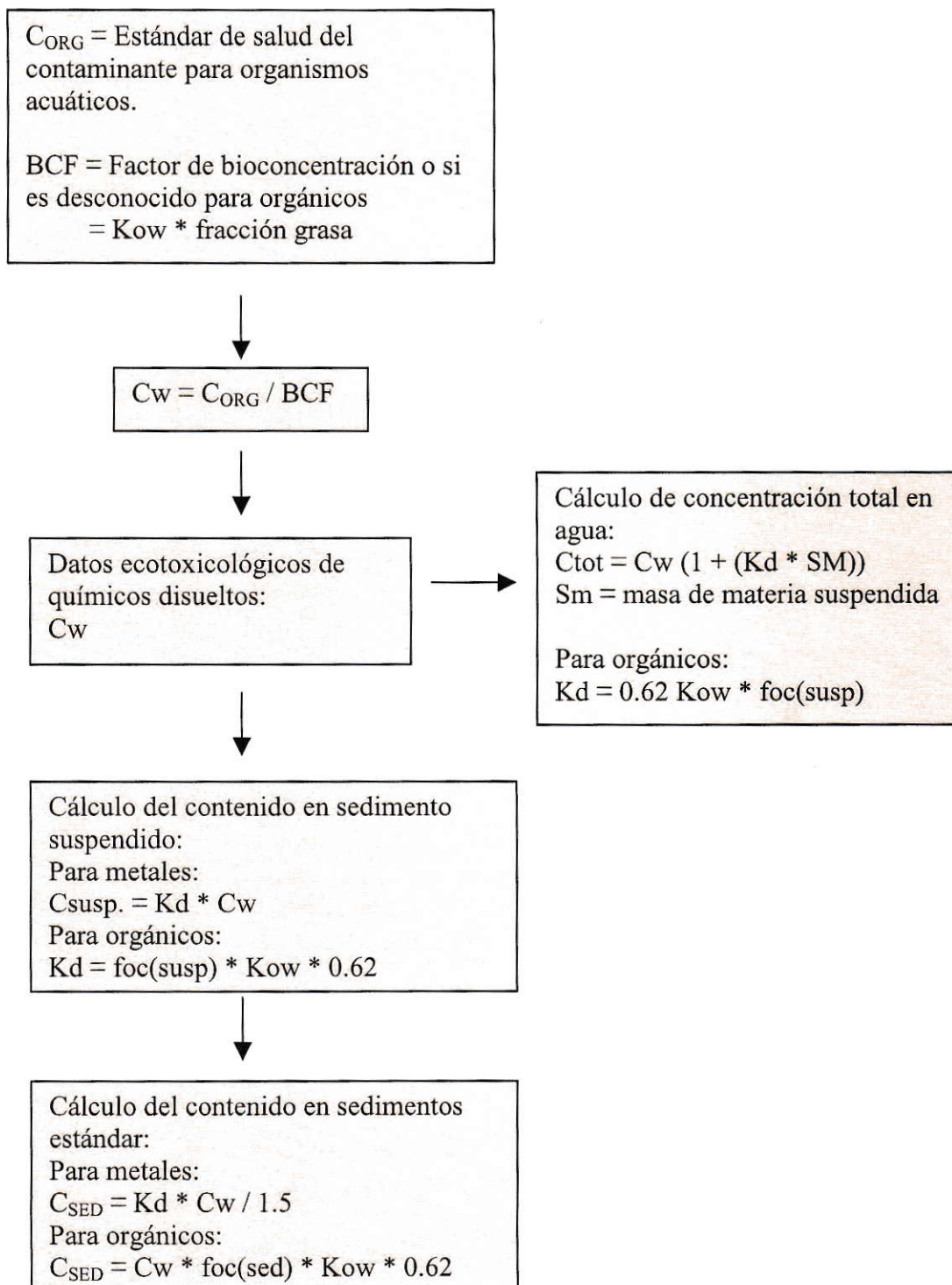


## AnexoVII.

### VII.A. Derivación de norma de calidad de sedimento basada en efectos acuáticos directos (NOEC) (Modificado de ANZECC, 2000).



**VII.B. Derivación de guías de calidad de sedimentos usando efectos de bioconcentración (BCF) (Modificado de ANZECC, 2000).**



## **AnexoVIII.**

### **Información nacional referente a determinaciones de concentración de contaminantes.**

#### **VIII.A. Evaluación del contenido de carbono, fósforo y nitrógeno en los sedimentos de la zona de canales, entre Puerto Montt y Laguna San Rafael.**

La Escuela de Ciencias del Mar, de la Universidad Católica de Valparaíso, realizó en 1995 una evaluación del contenido de carbono, fósforo y nitrógeno en sedimentos de la zona de Canales entre Puerto Montt y Laguna San Rafael. El área de estudio fue dividida en tres zonas: zona norte (incluye seno Reloncaví, Golfo Ancud, Estero Coman, Estero Renihue, Canal Dalcahue, Canal Lemuy, Canal Apiao, y Canal Yal), zona central ( Golfo Corcovado, Bahía Tic Toc y Boca del Guafo), y zona sur (Canal Moraleda, Canal costa, Estero Elefante, Golfo Elefante, Estero Cupquellan, estero Quitralco, Seno Aysen, Canal Puyunguapi, Canal Pilconayo, Seno Ventisquero, Canal Jacaf, Canal King, Canal Darwin, Canal Pulluche, Canal Chacabuco, Boca Wickham y Canal Errazuriz).

Las muestras se colectaron en los dos primeros centímetros, con un muestreador draga Smith McIntyre y o Box Core. Las muestras se congelaron y se secaron a 60°C por 24 horas, para luego ser molidas muy finas.

El contenido de materia orgánica se determinó por gravimetría. El método consiste en calcinar la muestra a 450°C por 3 horas para luego calcular por diferencia de masa el contenido de materia orgánica.

El contenido de carbono se determinó por el equipo LECO CR el cual permite la quema de la muestra en una corriente de oxígeno. La combustión genera CO<sub>2</sub> el cual es medido en el detector IR (infrarrojo) del equipo, calibrado con suelo estándar certificado por la National Institute of Stándar and Technology (NIST). En el caso de cuantificar el contenido de carbono total la muestra es medida directamente en el equipo, mientras que para carbono



orgánico, la muestra debe ser tratada con HCl 1:1 para volatilizar el carbono inorgánico. Una vez seca, se puede calcular el carbono orgánico al quemar la muestra en el equipo.

El fósforo es determinado por digestión con HNO<sub>3</sub> y H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> hasta sequedad, luego de filtrar y neutralizar, se diluye y se mide en espectrofotómetro del complejo azul fosfomolibdico.

El nitrógeno total es determinado por el método de MicroKjeldahl usando el catalizador sulfato de sodio. Se genera nitrógeno amoniacal el cual es destilado y titulado con HCl.

Los resultados de esta investigación revelaron lo siguiente:

- El contenido de materia orgánica en la zona norte esta en el rango de 1.5 y 9.3%, mientras que en la zona central los valores son menores, entre 1.1 y 3.9%.
- El fósforo total en la zona norte presenta un rango entre 110 y 279 µg/g, en la zona central entre 114 y 197 µg/g, mientras que finalmente en la zona sur el rango de concentración varia entre 60 y 450 µg/g.
- El nitrógeno total en la zona norte varía entre 24 y 243 µg/g, en la zona central entre 6 y 89 µg/g, y en la zona sur, entre 5 y 296 µg/g.

### **VIII.B. Contenido de hidrocarburos clorados en la zona Sur de Chile.**

Otra importante investigación realizada en 1995 por el servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada de Chile, consistió en determinar el contenido de Hidrocarburos clorados en sedimento de las localidades de seno Reloncaví, estero Castro, golfo Elefante, Puerto Chacabuco, Puerto Cisnes.

Las muestras se colectaron con draga, para posteriormente ser homogeneizadas y liofilizadas para llevar a cabo la extracción de compuestos clorados con n-hexano y diclorometano. Los sulfuros contenidos en los extractos fueron amalgamados con Hg. El análisis es realizado en

un Cromatógrafo Hewlett-Packard 5890 con columna capilar de sílice fundida de 25 metros con fase estacionaria de Poli (5% difenil-95% difenil silano) y con detector de captura de electrones.

Debido a que los fiordos australes son ambientes poco alterados, la posibilidad de encontrar pesticidas en esta localidad se asocia a la actividad agrícola y urbana cercana. La incorporación al sedimento es favorecida por las bajas temperaturas que preservan estos compuestos. A esto se agrega la mayor tasa de sedimentación de materia orgánica, característica de esta localidad, que favorece la precipitación de organoclorados al ser adsorbidos.

**Tabla. Concentración (ng/g muestra seca) de hidrocarburos clorados en sedimentos del sur de Chile.**

Hidrocarburos Clorados	Reloncaví	Castro	Elefante	Chacabuco	Cisnes
DDT	0.2	0.2	0.2	N.D	N.D
DDD	N:D	0.8	0.3	N.D	N.D
DDE	N.D	0.8	0.2	N.D	N.D
HCB	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Lindano	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Aldrín	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Dieldrín	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Endrín	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Aroclor 54	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Aroclor 60	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D

**VIII.C. Tabla. Pesticidas organoclorados en sedimentos del estuario del río Valdivia (Palma, 1998).**

En esta investigación se realizaron tres campañas de muestreo mediante buceo semiautónomo, para luego almacenar las muestras en frascos de vidrio. En el laboratorio, las muestras son secadas mediante liofilización y extraídas con diclorometano en un Soxhlet por 8 horas. La separación de los pesticidas se realizó con una microcolumna de cromatografía sólida-líquida con cromatógrafo Perkin-Elmer Autosystem 9000 con detector de captura de electrones, usando n-hexano como eluyente.

**Tabla. Pesticidas organoclorados (ng/g peso seco). Campaña 1 (Octubre de 1994).**

<b>Estación</b>	<b><math>\gamma</math>-BHC</b>	<b>Endrín</b>	<b>Metoxicloro</b>
1	1.13	ND	2.54
2	3.53	ND	ND
3	10.24	ND	ND
4	13.01	ND	ND
5	7.59	ND	ND
6	9.26	1.40	ND
7	0.27	ND	ND



**Tabla. Pesticidas organoclorados (ng/g peso seco). Campaña 2 (Diciembre de 1994).**

Est.	$\alpha$ -BHC	$\beta$ -BHC	$\gamma$ -BHC	$\delta$ -BHC	Hepta- cloro	aldrín	$\gamma$ -clor- dano	Endo- sulfan I	$\alpha$ -clor- dano
1	0.12	0.52	ND	ND	0.19	0.28	0.12	0.09	ND
2	ND	ND	ND	2.19	0.59	ND	ND	ND	ND
3	0.05	0.20	0.10	0.07	0.19	0.08	0.07	0.13	0.07
4	0.44	0.11	0.31	0.08	0.49	0.15	0.31	0.05	0.19
5	0.59	ND	0.34	0.29	1.41	0.42	0.26	0.31	ND
6	0.14	0.21	0.04	28.40	0.23	ND	ND	0.17	ND
7	ND	ND	ND	2.62	ND	0.25	ND	ND	ND

Continuación Tabla. ...

Est.	4,4- DDE	dieldrín	endrín	Endo- sulfan II	4,4- DDD	Endrín aldehido	Endo Sulfan sulfato	4,4- DDT	Endrín Cetona	Metoxi cloro
1	0.19	0.09	0.11	0.12	0.11	0.26	0.06	0.13	0.85	0.40
2	ND	0.49	ND	ND	0.21	ND	ND	ND	ND	ND
3	0.11	0.25	ND	ND	0.06	0.03	0.10	0.13	ND	0.33
4	0.79	0.27	0.89	0.51	0.43	0.99	ND	0.41	0.64	0.60
5	0.43	0.21	0.29	0.49	0.31	0.77	0.52	ND	0.58	0.76
6	0.25	0.16	0.06	0.41	0.23	0.11	ND	0.20	ND	0.24
7	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.06	ND	0.26

**Tabla. Pesticidas organoclorados (ng/g peso seco). Campaña 3 (Abril, 1995).**

Est.	$\alpha$ -BHC	$\beta$ -BHC	$\gamma$ -BHC	$\delta$ -BHC	Hepta- cloro	aldrín	$\gamma$ -clor- dano	$\alpha$ -clor- dano
1	ND	ND	ND	2.09	ND	ND	ND	ND
2	ND	ND	0.91	12.33	ND	ND	ND	ND
3	ND	ND	1.32	37.96	ND	ND	ND	ND
4	1.40	2.38	ND	16.71	ND	ND	ND	0.89
5	1.78	1.88	0.45	1.23	0.34	1.07	0.47	0.33
6	0.54	0.80	ND	ND	0.27	0.38	0.20	ND
7	0.80	2.62	0.35	7.06	ND	3.08	ND	0.55

**Continuación Tabla ...**

Est.	4,4-DDE	dieldrín	Endo- sulfan II	4,4-DDD	Endrín aldehido	Endo Sulfan sulfato	4,4-DDT	Endrín Cetona
1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
2	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
3	0.63	0.15	ND	ND	ND	ND	0.42	ND
4	0.53	ND	0.78	ND	0.35	ND	1.25	ND
5	0.45	ND	ND	0.62	ND	ND	0.57	ND
6	0.28	ND	ND	0.26	ND	0.31	ND	0.22
7	0.30	ND	ND	0.31	0.15	ND	ND	ND



**VIII.D. Tabla. Plaguicidas organoclorados persistentes en tres lagos costeros y uno andino de Chile central (Barra, 2001).**

En este trabajo, las muestras fueron extraídas en sistema Soxhlet , utilizando n-hexano, para luego ser analizadas en un cromatógrafo Perkin Elmer autosystem 2000 m, equipado con un detector de captura de electrones. El nivel de detección analítica es de 0.01 ng/g.

**Tabla. Concentración en ng/g en muestra seca de compuestos orgánicos persistentes en la laguna Chica de San Pedro.**

ng/g	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<b>Aldrín</b>	0.03	<b>BND</b>	<b>BND</b>	BND	BND	0.85	BND	BND	0.06	BND
<b>Endrín</b>	BND	<b>BND</b>	<b>BND</b>	BND	0.36	1.99	0.14	BND	BND	BND
<b>Endosul-II</b>	BND	<b>BND</b>	0.30	BND	1.74	BND	1.02	BND	BND	BND
<b>Heptacloro</b>	0.30	0.01	<b>BND</b>	BND	0.01	0.85	BND	BND	0.20	BND
<b>α-HCH</b>	0.31	0.02	0.06	0.03	0.02	0.03	BND	BND	BND	BND
<b>γ-HCH</b>	0.36	0.12	0.07	0.16	0.14	0.05	BND	0.06	0.07	0.20
<b>pp'-DDE</b>	0.43	0.41	0.56	1.03	1.68	BND	BND	1.03	BND	BND
<b>pp'-DDD</b>	0.08	0.23	0.29	0.77	1.56	0.15	BND	0.62	BND	BND
<b>pp'-DDT</b>	0.89	<b>BND</b>	BND	0.23	0.32	BND	BND	BND	BND	BND
<b>DDT tot.</b>	1.40	0.65	0.85	2.03	3.56	BND	BND	1.65	BND	BND



**Tabla. Concentración en ng/g en muestra seca de compuestos orgánicos persistentes en la laguna Grande de San Pedro.**

ng/g	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<b>Aldrín</b>	BND	0.06	BND	BND	BND	BND	0.05	BND	0.10	0.06
<b>Endrín</b>	BND	BND	BND	BND	0.87	BND	BND	BND	BND	BND
<b>Endosul-II</b>	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND	0.02	BND	BND
<b>Heptacloro</b>	BND	BND	BND	BND	0.21	0.21	0.19	0.11	0.20	0.20
<b>α-HCH</b>	0.03	BND	BND	BND	BND	BND	BND	0.04	BND	BND
<b>γ-HCH</b>	0.25	0.02	BND	BND	0.18	BND	BND	0.09	BND	BND
<b>pp'-DDE</b>	BND	0.05	0.28	0.51	0.60	BND	BND	0.74	0.10	0.09
<b>pp'-DDD</b>	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND	0.31	0.09	BND
<b>pp'-DDT</b>	0.55	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND
<b>DDT tot.</b>	0.55	0.05	0.28	0.51	0.60	BND	BND	1.05	0.19	0.09

**Tabla. Concentración en ng/g en muestra seca de compuestos orgánicos persistentes en el lago Icalma.**

ng/g	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<b>Aldrín</b>	BND	0.52	0.22	BND	BND	BND	BND	0.31	BND	BND
<b>Endrín</b>	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND
<b>Endosul-II</b>	2.68	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND
<b>Heptacloro</b>	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND
<b>α-HCH</b>	BND	BND	0.04	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND
<b>γ-HCH</b>	BND	0.32	0.10	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND
<b>pp'-DDE</b>	BND	0.41	BND	0.20	0.15	BND	0.05	0.17	BND	BND
<b>pp'-DDD</b>	BND	BND	BND	BND	0.47	BND	BND	BND	BND	BND
<b>pp'-DDT</b>	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND
<b>DDT tot.</b>	BND	0.41	BND	0.20	0.62	BND	0.05	0.17	BND	BND



**Tabla. Concentración en ng/g en muestra seca de compuestos orgánicos persistentes en el lago Lleu-Lleu.**

ng/g	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<b>Aldrín</b>	BND	BND	BND	BND	BND	BND	0.42	BND	BND	BND
<b>Endrín</b>	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND
<b>Endosul-II</b>	BND	BND	0.30	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND
<b>Heptacloro</b>	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND
<b>α-HCH</b>	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND
<b>γ-HCH</b>	BND	BND	0.94	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND
<b>pp'-DDE</b>	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND
<b>pp'-DDD</b>	BND	BND	BND	BND	BND	BND	0.04	BND	BND	BND
<b>pp'-DDT</b>	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND
<b>DDT tot.</b>	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND	BND

**VIII.E. Determinación de metales trazas en sedimentos y organismos recolectados en la región norte de los fiordos y canales del sur de Chile.**

Otro tipo de investigación fue realizado en 1995 por la Facultad de Ciencias de la Universidad de la Ssma Concepción cuyo objetivo es determinar la concentración de metales pesados en sedimentos y organismos recolectados en la región norte de los fiordos y canales del sur de Chile.

El muestreo se realizó con un pistón “corer”, para luego conservar la muestra en tubo de propileno y congeladas a  $-20^{\circ}\text{C}$ . En el laboratorio las muestras se seleccionaron a distintas profundidades, en algunos casos las muestras se liofilizaron. El ataque ácido se realizó con ácido fluorhídrico- perclórico (1:1), perclórico y clorhídrico.

La tabla 5.6 muestra los promedios de las diferentes fracciones de profundidad (0-2 cm; 4-6 cm; 8-10cm; 18-20 cm; 28-30 cm; 58-60 cm).

**Tabla. Promedio del contenido de metales (mg/K) en sedimentos de fiordos y canales de Sur de Chile.**

Área Geográfica	Zn	Co	Ni	Ba	Cr	V	Cu	Pb	Cd
Seno Aysen	94.7 ±3.0	18.5 ±1.9	15.7 ±1.7	322.0±4.5	38.3 ±0.8	170.8±10.2	34.8 ±2.6	17.7 ±2.6	0.42 ±0.04
Est. Cupquellan	95.4 ±2.0	17.0 ±2.0	15.0 ±7.6	470.0±41.7	36.8 ±10.3	140.8±21.6	23.2 ±5.2	10.3 ±2.3	0.23 ±0.21
Est. Quitralco	79.8 ±2.0	19.2 ±1.5	24.5 ±0.6	229.0±8.9	33.5 ±1.1	117.6±8.1	36.0 ±2.2	12.2 ±0.8	0.420 ±0.21
Pto. Chacabuco	110.2±3.0	15.3 ±0.8	13.8 ±2.6	393.7±11.8	29.7 ±2.6	159.3±5.2	27.7 ±1.8	24.7 ±4.6	0.45 ±0.50
Laguna San Rafael	94.7 ±3.0	17.7 ±1.5	24.0 ±2.0	542.5±19.5	60.4 ±1.0	151.7±10.4	25.5 ±2.1	6.2 ±0.4	0.12 ±0.04

**VIII.F. Determinación de metales trazas en fracciones de sedimento en la interfaz sedimento - agua del embalse Rapel (Castillo, 2001).**

**Tabla. Determinación de cobre en las diferentes fracciones a distintas profundidades (cm).**

Fracción	1	3.5	8.5	16	21	26	34	36
F1	1	3	4	4	5	3	9	2
F2	2	22	22	59	84	36	47	16
F3	7	34	35	43	26	25	19	15
F4	208	108	109	198	296	167	172	53
F5	48	21	26	53	53	50	53	52
Σ F	266	188	196	357	463	281	300	138
Total	292	217	252	388	478	295	295	149



**Tabla. Determinación de hierro en las diferentes fracciones a distintas profundidades (cm).**

Fracción	1	3.5	8.5	16	21	26	34	36
F1	<LD	1	1	<LD	>LD	>LD	1	1
F2	83	3	5	68	89	92	558	510
F3	6774	3188	5000	1011	9090	7725	8233	8512
F4	3625	2490	1894	2578	3666	2821	1860	1332
F5	25584	12470	13001	27121	28771	28416	20339	20257
Σ F	36066							
Total	37304	19850	27890	42954	43899	40690	35619	36446

**Tabla. Determinación de Manganeso en las diferentes fracciones a distintas profundidades (cm).**

Fracción	1	3.5	8.5	16	21	26	34	36
F1	98	77	72	155	155	95	406	387
F2	216	176	172	174	207	209	231	164
F3	423	241	242	492	315	397	176	146
F4	94	33	27	63	63	69	28	21
F5	230	180	205	313	296	272	316	383
Σ F	1061	707	718	1170	1036			
Total	1246	752	754	1253	1269	1084	854	922

**Tabla. Determinación de cinc en las diferentes fracciones a distintas profundidades (cm).**

<b>Fracción</b>	<b>1</b>	<b>3.5</b>	<b>8.5</b>	<b>16</b>	<b>21</b>	<b>26</b>	<b>34</b>	<b>36</b>
<b>F1</b>	<LD	1	4	2	<LD	<LD	3	1
<b>F2</b>	1	6	6	5	5	5	10	13
<b>F3</b>	31	33	40	90	106	10	39	37
<b>F4</b>	21	113	21	28	34	281	10	9
<b>F5</b>	196	74	39	456	117	102	73	92
<b>Σ F</b>	249	227	110	581	262	298	135	152
<b>Total</b>	225	300	262	596	289	305	224	281

## Anexo IX.

### Parámetros físicos

#### IX.A. Densidad y peso específico de partículas sedimentarias.

El peso específico de la fase sólida de una partícula ( $\gamma_s$ ), se define como el cociente que resulta de comparar el peso de su fase o materia sólida ( $W_s$ ), con el volumen de sólidos ( $\bullet_s$ )

$$\gamma_s = \frac{W_s}{\bullet_s}$$

Al dividir por g ambos miembros de la ecuación se obtiene la densidad o masa específica de la fase sólida de la partícula  $\rho_s$  :

$$\rho_s = \frac{\gamma_s}{g} = \frac{W_s}{g \bullet_s}$$

Puesto que materiales aluviales contienen un alto porcentaje de material resistente a la integración (cuarzo), se puede suponer para propósitos prácticos, que la densidad relativa de las partículas sedimentarias es:

$$S_s = \frac{\rho_s}{\rho} = \frac{\gamma_s}{\gamma} = 2.65$$

de donde se obtiene que su peso específico es :

$$\gamma_s = \gamma S_s = 2.650 \frac{\text{Kgf}}{\text{m}^3}$$



## IX.B. Forma

Describe el aspecto o apariencia de la partícula independientemente de su tamaño, densidad o composición mineralógica. El parámetro más adecuado para estudiar el efecto de la forma sobre la velocidad de caída y para definir la forma de las partículas es el llamado factor de forma, que consiste en una relación entre los diámetros triaxiales de la partícula y se define como:

$$SF = \frac{c}{\sqrt{ab}}$$

siendo a, b y c las dimensiones triaxiales de las partículas. Para el caso de esferas SF es igual a 1; para otras formas  $SF < 1$ .

## IX.C. Esfericidad

La esfericidad (E) se define como la raíz cúbica del cociente que resulta de comparar el volumen de la partícula ( $\nabla_p$ ) entre el volumen de la menor esfera que la circunscribe ( $\nabla_s$ ).

$$E = (\nabla_p / \nabla_s)^{1/3}$$

## IX.D. Redondez

El desgaste que experimentan las partículas por golpeteo, abrasión y rodadura al viajar en los cuerpos de agua, redondea el contorno. La redondez es un parámetro que da cuenta de lo anguloso o achatado de los bordes de las partículas.

El índice de redondez se define como el cociente que resulta al dividir el promedio de los radios de curvatura de los diferentes bordes que delinean el contorno, con el radio del círculo máximo que puede inscribirse (Pettijohn, 1980). La redondez de una esfera es por definición, 1, y por lo tanto, para otras formas será menor que 1.

## **Anexo X.**

### **Métodos de determinación de tamaño de partícula por velocidad de sedimentación.**

#### **X.A. Método de la pipeta.**

Una vez eliminados los agentes cementantes (carbonato y materia orgánica), el método considera la adición de un agente dispersante. La separación de las fracciones se logra utilizando tamices colocados en un embudo de una probeta de sedimentación, para luego obtener el peso neto de la fracción deseada, que en el caso de la arena, se obtiene al transferir directamente en forma cuantitativa la fracción retenida en el tamiz a una cápsula de porcelana para secar la fracción a 105°C, mientras que para fracciones más finas se obtiene al pipetear una alícuota a una profundidad que depende de la temperatura y del tiempo de sedimentación característico para cada fracción.

#### **X.B. Método del hidrómetro.**

Básicamente el método consiste en la dispersión de la muestra, para luego traspasar todo a una probeta graduada que se enraza con agua destilada a un volumen determinado. Luego se debe suspender la solución con una varilla de vidrio y una vez hecho esto activar el cronómetro. A los 40 s se coloca nuevamente el hidrómetro para leer la densidad en el menisco de agua superior. Se debe retirar el hidrómetro y medir la temperatura del fluido, después de agitar con la varilla de vidrio al igual que en el inicio de la medición. Nuevamente se debe agitar con la varilla de vidrio y repetir las determinaciones una vez transcurridas 2 h.

De acuerdo a la ley de Stokes se estima que a los 40 s han decantado todas las partículas de diámetro arena, permaneciendo en suspensión limo y arcilla. Del mismo modo se asume que a las 2 h ha decantado el limo, por lo que la densidad que se obtiene incluye solo a la arcilla, por lo tanto el porcentaje de arcilla se obtiene de:

$\% \text{ arcilla} = \frac{\text{Lectura 2h}}{\text{Mss}} * 100$ , donde Mss son los gramos de sedimento seco.

Si se sabe que  $\% \text{ arcilla} + \% \text{ arena} + \% \text{ limo} = 100 \%$

$100 \% - (\% \text{ arcilla} + \% \text{ limo}) = \% \text{ arena}$

Se obtiene que,

$\% \text{ arena} = \frac{(1 - \text{Lectura 40 s})}{\text{Mss}} * 100$

Finalmente el porcentaje de limo se puede obtener de:

$\% \text{ limo} = 100 - (\% \text{ arena} + \% \text{ arcilla})$

o bien

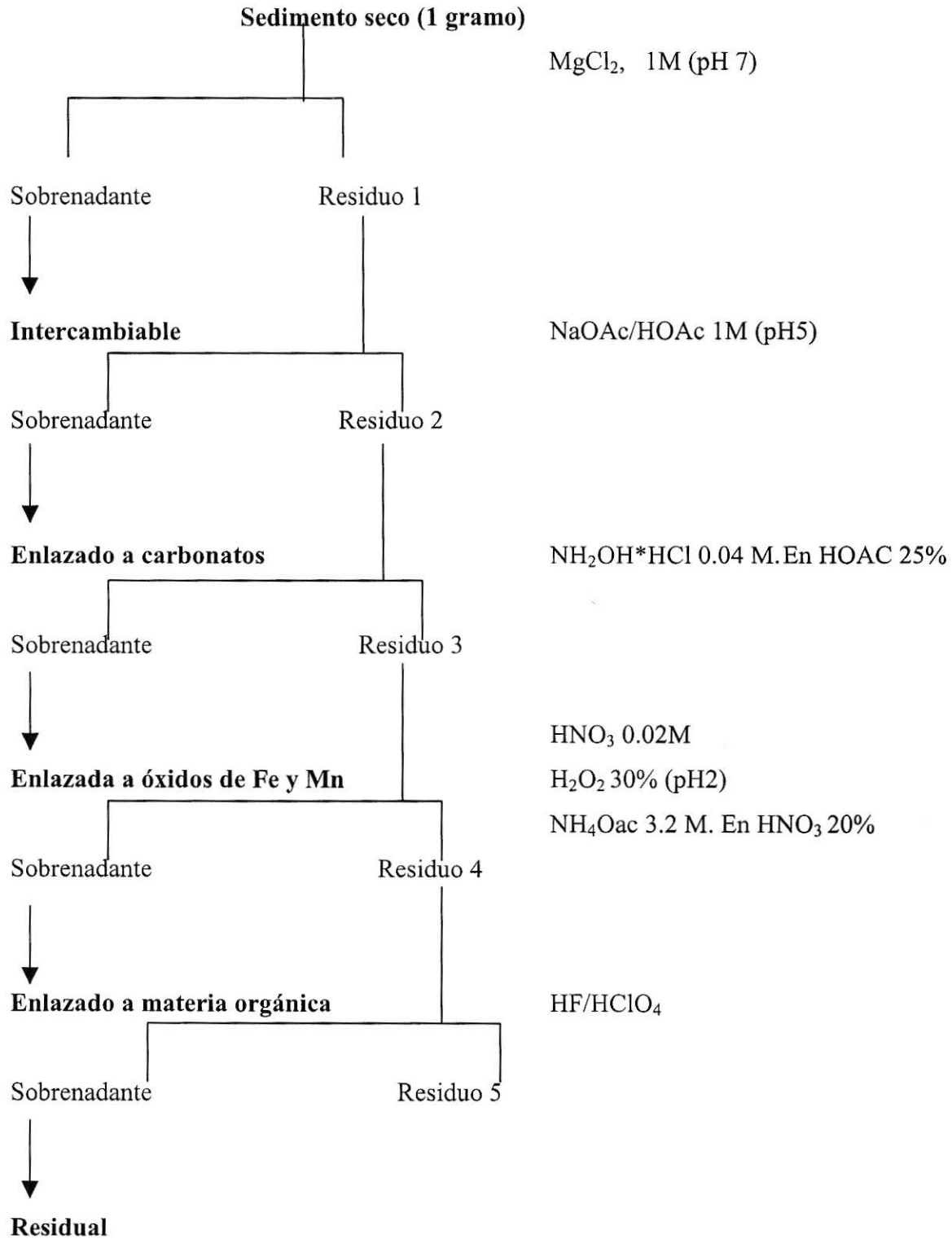
$\% \text{ limo} = \frac{(\text{Lectura 40 s} - \text{Lectura 2 h})}{\text{Mss}} * 100$



## **Anexo XI.**

### **Método de extracción secuencial selectiva para metales (Tessier, 1979).**

- a) Fracción intercambiable; constituida por metales adsorbidos en constituyentes como arcillas y con la capacidad de ser intercambiados entre el sedimento y el agua.
  
- b) Fracción enlazada a carbonatos; considera los metales unidos a carbonatos.
  
- c) Fracción enlazada a óxidos de hierro y manganeso; corresponde a metales unidos a óxidos de hierro y manganeso que se presentan como nódulos, concreciones y aglutinantes de partículas. Esta fracción es inestable en condiciones anóxicas, por lo tanto libera los metales enlazados frente a una disminución de oxígeno ya que se reducen.
  
- d) Fracción enlazada a materia orgánica; en esta fracción, los metales se encuentran enlazados a diferentes formas de materia orgánica formando complejos y quelatos. Bajo condiciones de oxidación esta fracción puede ser degradada liberando los metales enlazados.
  
- e) Fracción residual; consiste principalmente en minerales primarios y secundarios, que pueden incorporar metales trazas en sus estructuras cristalinas, por lo que son de difícil extracción ya que son estructuras muy estables en condiciones normales.



## Anexo XII.

### Métodos de análisis recomendados para los parámetros propuestos.

#### XII.A. Elementos químicos.

Se propone las metodologías propuestas por la EPA para residuos sólidos. La preparación de la muestra puede ser hecha por los métodos: **3050B** “Digestión ácida de sedimentos, lodos y suelos” y **3051** “ Digestión ácida en microondas para sedimentos, suelos y aceites.

**Tabla. Metodologías de análisis para elementos químicos.**

Elemento	Método para determinación de elementos químicos.
Aluminio	<b>6010.</b> Espectroscopía de Emisión Atómica-ICP. <b>6020.</b> Espectroscopía de Masa- ICP. <b>7020.</b> Absorción atómica, aspiración directa.
Arsénico	<b>6010.</b> Espectroscopía de Emisión Atómica-ICP. <b>6020.</b> Espectroscopía de Masa- ICP. <b>7060A.</b> Absorción Atómica, Técnica Horno.
Cadmio	<b>6010.</b> Espectroscopía de Emisión Atómica-ICP. <b>6020.</b> Espectroscopía de Masa- ICP. <b>7130.</b> Absorción Atómica, Aspiración Directa. <b>7131 A.</b> Absorción Atómica, Técnica Horno.
Cobre	<b>6010.</b> Espectroscopía de Emisión Atómica-ICP. <b>6020.</b> Espectroscopía de Masa- ICP. <b>7210.</b> Absorción Atómica, Aspiración Directa. <b>7211.</b> Absorción Atómica, Técnica Horno.



**Continuación Tabla....**

Cromo	<b>6010.</b> Espectroscopía de Emisión Atómica-ICP. <b>6020.</b> Espectroscopía de Masa- ICP. <b>7190.</b> Absorción Atómica, Aspiración Directa. <b>7191.</b> Absorción Atómica, Técnica Horno.
Mercurio	<b>7471 A.</b> Mercurio en residuos sólidos y semisólidos. Técnica Manual de Vapor Frío.
Niquel	<b>6010.</b> Espectroscopía de Emisión Atómica-ICP. <b>6020.</b> Espectroscopía de Masa- ICP. <b>7520.</b> Absorción Atómica, Aspiración Directa. <b>7521.</b> Absorción Atómica, Método Horno.
Plomo	<b>6010.</b> Espectroscopía de Emisión Atómica-ICP. <b>6020.</b> Espectroscopía de Masa- ICP. <b>7420.</b> Absorción Atómica, Aspiración directa. <b>7421.</b> Absorción atómica, Técnica Horno.

**XII.B. Compuestos orgánicos.**

Previo al análisis de las muestras, éstas deben ser preparadas mediante metodologías de extracción desde los sedimentos y metodologías de limpieza para evitar interferencias.

**Tabla. Métodos de extracción.**

<b>Método</b>
<b>3540.</b> Extracción Soxhlet.
<b>3541.</b> Extracción Soxhlet Automatica.
<b>3550.</b> Extracción Ultrasonica

**Tabla. Métodos de limpieza (“Cleanup”).**

<b>Compuesto orgánico</b>	<b>Método</b>
<b>Organoclorados y PCBs</b>	3620. Florisil Column Cleanup. 3640. Gel-Permeation Cleanup. 3660. Sulfur Cleanup.
<b>PCBs</b>	3665. Sulfuric Acid/Permanganate Cleanup.
<b>PAHs</b>	3611. Alumina Column Cleanup and Separation of Petroleum Waste . 3630. Silica Gel Cleanup. 3640. Gel-Permeation Cleanup.

**Tabla. Metodologías de análisis para PCBs.**

<b>Método</b>
<b>8080A.</b> Pesticidas organoclorados y bifenilos clorados por cromatografía gaseosa: técnica de la columna capilar
<b>8250A.</b> Compuestos orgánicos semivolátiles por cromatografía gaseosa /espectroscopía de masa.
<b>8270B.</b> Compuestos orgánicos semivolátiles por cromatografía gaseosa / espectroscopía de masa: técnica de la columna capilar.

**Tabla. Metodologías de análisis para PHAs.**

<b>Método de análisis</b>	
<b>8250A.</b>	Compuestos orgánicos semivolátiles por cromatografía gaseosa / espectroscopía de masa.
<b>8270A.</b>	Compuestos orgánicos semivolátiles por cromatografía gaseosa / espectroscopía de masa: técnica de la columna capilar.
<b>8310.</b>	Hidrocarburos aromáticos polinucleares
<b>8410.</b>	Cromatografía gaseosa / transformada de Fourier para orgánicos semivolátiles – columna capilar.

**Tabla. Metodologías de análisis para Plaguicidas**

<b>Método de análisis</b>	
<b>8250A.</b>	Compuestos orgánicos semivolátiles por cromatografía gaseosa / espectroscopía de masa.
<b>8270A.</b>	Compuestos orgánicos semivolátiles por cromatografía gaseosa / espectroscopía de masa: técnica de la columna capilar.
<b>8310.</b>	Hidrocarburos aromáticos polinucleares
<b>8410.</b>	Cromatografía gaseosa / transformada de Fourier para orgánicos semivolátiles – columna capilar.



Anexo XIII.

Tabla. Bioensayos de toxicidad acuática estandarizados.

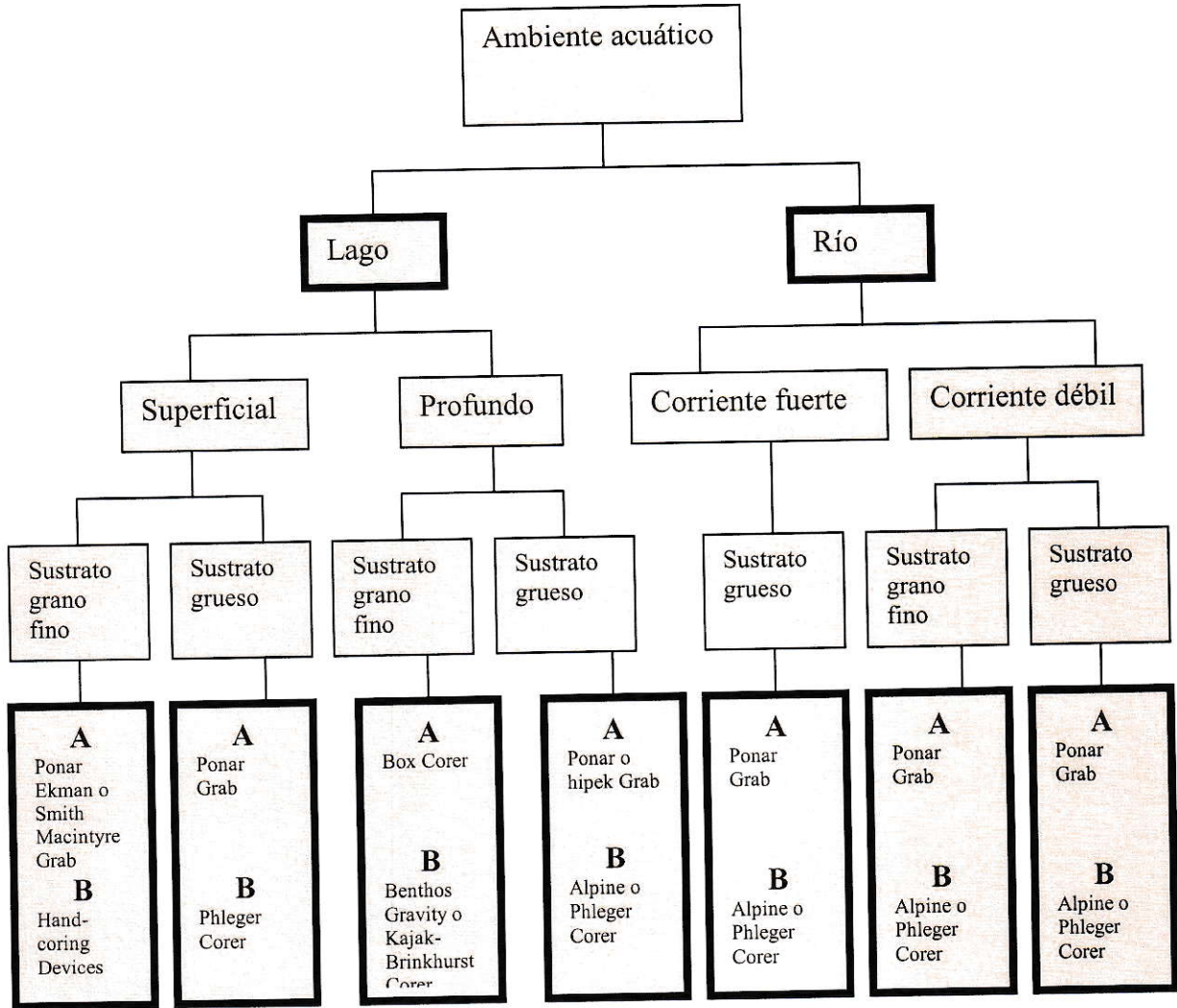
Espece	Ambiente	Bioensayo agudo	Bioensayo Crónico	Periodo	Volumen muestra (L)
<i>Selenastrum Capricornutum</i> (microalga)	Dulceacuícola		EC50-96h NOEC, LOEC	Todo el año	1.5
<i>Scenedesmus Spinosus</i> (microalga)	Dulceacuícola		EC50-96h NOEC, LOEC	Todo el año	1.5
<i>Dunaliella Tertiolecta</i> (microalga)	Marino		EC50-96h NOEC, LOEC	Todo el año	1.5
<i>Daphnia pulex</i> (microartrópodo)	Dulceacuícola	EC50-24h	EC50-20 días NOEC, LOEC	Todo el año	1
<i>Daphnia magna</i> (microantropodo)	Dulceacuícola	EC50-24h	EC50-20 días NOEC, LOEC	Todo el año	1
<i>Artemia salina</i>	Marino	LC50-24h	Crónico 7 días NOEC, LOEC	Todo el año	0.5
<i>Ampelisca araucana</i> (anfipodo)	Marino sedimento	LC50-48h	EC50-días NOEC, LOEC	Todo el año	1
<i>Chironomus etiolatus</i> (quironomido)	Dulceacuícola	LC50-48h	EC50-5 días NOEC, LOEC	Todo el año	1
<i>Arbacia spatuligera</i> (erizo)	Marino		EC50-80min NOEC, LOEC	Junio-Nov.	1
<i>Austromenidia laticlavia</i> (pejerrey)	Marino	LC50-48h	EC50-15 días NOEC, LOEC	Nov./Abril	10

**Continuación Tabla...**

<i>Oncorhynchus mykiss</i> (trucha arcoiris)	Dulceacuícola	LC50-96h	EC50-15 días	Todo el año	90
<i>Hyallolella gracilicornis</i> (anfipodo)	Dulceacuícola	LC50-48h		Todo el año	1
<i>Brachionus calyciflorus</i> (rotífero)	Dulceacuícola	LC50-24h		Todo el año	1
<i>Tisbe longicornis</i> (copepodo)	Marino	LC50-48h		Todo el año	1

Anexo XIV.

Muestreadores recomendados para diferentes tipos de ambientes.





## Anexo XV.

### Material de contenedores en función del análisis.

<b>Análisis</b>	<b>Material</b>
Distribución de tamaño de partícula	Teflón®, vidrio, metal y polietileno de alta densidad.
Carbono orgánico	Polietileno y vidrio.
Nutrientes	Teflón®, vidrio ámbar con tapa de Teflón® o polietileno.
Elementos importantes	Teflón®, polietileno de alta densidad, vidrio ámbar con tapa cubierta con Teflón®
Elementos trazas	Teflón®, polietileno de alta densidad.
Contaminantes orgánicos	Acero inoxidable, aluminio, vidrio ámbar con tapa cubierta de aluminio o teflón.
Toxicidad por metales	Teflón®, vidrio, polietileno de alta densidad.
Toxicidad por compuestos orgánicos.	Vidrio o aluminio con o tapa cubierta de polietileno, Teflón®, acero inoxidable, polietileno alta densidad.