

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE COSTA RICA  
ESCUELA DE QUÍMICA  
CARRERA DE INGENIERÍA AMBIENTAL

Proyecto Final de Graduación para optar por el grado de Licenciatura en Ingeniería  
Ambiental

**“Identificación del peligro por contaminación de metales pesados y bacterias  
patógenas en los sedimentos del embalse de Central Hidroeléctrica Platanar de  
COOPELESCA R. L., Costa Rica”**

Ana Victoria Cubero Mata

Cartago, abril, 2019


**TEC** | Tecnológico de Costa Rica  
Ingeniería Ambiental





**“Identificación del peligro por contaminación de metales pesados y bacterias patógenas en los sedimentos del embalse de la Central Hidroeléctrica Platanar de COOPELESCA R. L., Costa Rica”**


Informe presentado a la Escuela de Química del Instituto Tecnológico de Costa Rica como requisito parcial para optar por el título de Ingeniero Ambiental con el grado de licenciatura


**Miembros del tribunal**


  
\_\_\_\_\_  
**PhD. Virginia Montero Campos**  
Directora

  
\_\_\_\_\_  
**Ing. Laura Leitón Morera**  
Lectora 1

  
\_\_\_\_\_  
**PhD. Federico Masis Meléndez**  
Lector 2

  
\_\_\_\_\_  
**MSc. Diana Zambrano Piamba**  
Coordinadora COTRAFIG

  
\_\_\_\_\_  
**MGA. Ricardo Coy Herrera**  
Director Escuela de Química

  
\_\_\_\_\_  
**MSc. Ana Lorena Arias Zúñiga**  
Coordinadora Carrera de Ingeniería Ambiental



## **DEDICATORIA**

A mi mamá Marlene Mata y a mi papá Víctor Cubero, quienes con tanto orgullo me han acompañado durante cada etapa de mi vida hasta ahora. Esto es también de ustedes.

*„Fantasie is wichtiger als Wissen,  
denn Wissen is begrenzt”...*

*Albert Einstein*

*“...but knowledge empowers imagination”*

*Robert Kiyosaki*



## AGRADECIMIENTOS

A Dios, por todos esos ángeles que me puso en la Tierra cada día de mi vida en el TEC.

Primeramente, agradezco a COOPELESCA R. L. por abrirme sus puertas para realizar esta investigación. Especialmente a la Ing. Laura Leitón y a don José Álvarez por su constante orientación, apoyo e interés en mi trabajo. A mi directora de tesis, Prof. Virginia Montero, gracias por años de enseñanza; de estudiante y asistente hasta tesista. Admiro su trabajo académico y aprecio el seguimiento que me brindó a lo largo de este proyecto. Mi profundo agradecimiento. Al lector y profesor Federico Masís, le agradezco el aceptar este reto de guiarme e instruirme en el proceso.

A los profesores Ingo Wehrtmann y Eddy Gómez del CIMAR, por el préstamo del valioso *corer* para muestreo y la orientación en su uso, a la Carrera de Ingeniería Ambiental por apoyarme con materiales y laboratorios y al Centro de Investigación en Biotecnología (CIB) por su apoyo metodológico, gracias. Al Prof. Erick Romero por su constante asesoría en la interpretación química y estadística y al Ing. Jesús Hernández por su asesoría desde el área agronómica. Al Ing. Bart Oud por su cooperación en la interpretación de los lineamientos neerlandeses, al Prof. Luis Romero por abrirme las puertas del CIPA y a Freddy, Marco, Carlos Olivares y Robert Cubero por su amabilidad, apoyo y asesoría en los laboratorios respectivos, muchas gracias. A Armando y a David por su apoyo moral cuando más lo necesitaba. A Valeria Alfaro, por su asistencia en el Laboratorio de Suelos, muchos éxitos. Debo agradecer a mi equipo de siempre: Cindy, Dani, Kenneth, María, Fer, Michelle y Estrella. También a todos mis compañeros de carrera y vida del TEC, una hermosa segunda familia, necesaria en Cartago. De igual forma, gracias a mis profesores y/o mentores de la Carrera de Ingeniería Ambiental, sepan que sus enseñanzas irán conmigo toda mi vida. A la FH Joanneum por la inolvidable experiencia en Austria, el desarrollo de mi práctica profesional, a los profesores David Hernández y Allen Puente.

Finalmente, de corazón gracias a mis hermanos Sergio y Alberto, por sus constantes consejos y críticas constructivas, sé que quieren lo mejor para mí. A Joha, por ser la mejor cuñada y a mis sobrinas por ser gotitas de felicidad. A mi papá en el área médica. A mi mamá, por acompañarme a San Carlos en cada visita sin importar el cansancio y la planificación implicada y a Thijs, quien con paciencia estuvo conmigo en estos meses de altibajos, no imaginábamos que al terminar este proyecto todo sería tan diferente, pero estará bien ♡.

## TABLA DE CONTENIDO

<b>GLOSARIO .....</b>	<b>xii</b>
<b>RESUMEN .....</b>	<b>xiii</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>xiv</b>
<b>INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>1</b>
<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>3</b>
1.1.1    Objetivo general.....	3
1.1.2    Objetivos específicos .....	3
<b>REVISIÓN DE LITERATURA .....</b>	<b>4</b>
1.2 <i>El embalse de Hidroeléctrica Platanar S. A.</i> .....	4
1.2.1    Contaminación antropogénica y natural del Río Platanar .....	5
1.2.2    Legislación costarricense.....	6
1.3 <i>Caracterización física de sedimentos de lago</i> .....	7
1.3.1    Granulometría y textura.....	7
1.3.2    Materia orgánica .....	9
1.3.2.1    Método de pérdida por ignición (Loss on ignition, LOI) .....	10
1.4 <i>Presencia y peligrosidad de metales pesados en sedimentos de cuerpos de agua dulce</i> 10	
1.4.1    El caso del cadmio (Cd) .....	12
1.4.2    El caso del plomo (Pb) .....	14
1.4.3    El caso del arsénico (As).....	15
1.4.4    El caso del cromo (Cr) .....	17
1.4.5    El caso del mercurio (Hg).....	19
1.4.6    Mezclas de metales y los efectos sinérgicos .....	21
1.5 <i>Parámetros internacionales de calidad de los sedimentos</i> .....	22
1.5.1    Parámetros australianos .....	23
1.5.2    Parámetros de los Países Bajos .....	25
1.5.2.1    Los valores máximos y de intervención en los Países Bajos .....	26
1.5.2.2    Valores para alimentos de consumo .....	27
1.5.3    Parámetros de la EPA ( <i>United States Environmental Protection Agency</i> ).....	28
1.5.3.1    Datos químicos del sedimento y del agua intersticial (A) .....	29
1.5.4    La Agencia de Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades (ATSDR).....	32
1.6 <i>Contaminación microbiológica en los sedimentos</i> .....	33



1.6.1	Influencia de las aguas residuales en la contaminación microbiológica .....	33
1.6.2	Transporte de microorganismos desde su origen al embalse.....	36
1.6.3	Indicadores de contaminación fecal .....	37
1.6.3.1	Escherichia coli y Clostridium perfringens .....	37
1.6.3.2	Limitaciones de los indicadores .....	39
1.7	<i>Peligrosidad del secado a cielo abierto de los sedimentos: consideraciones necesarias</i>	40
<b>MATERIALES Y MÉTODOS .....</b>		<b>43</b>
1.8	<i>Lugar de estudio</i> .....	43
1.9	<i>Recolección de datos geográficos de la zona</i> .....	44
1.10	<i>Caracterización física de los sedimentos</i> .....	45
1.10.1	Contenido de materia orgánica .....	45
1.10.2	Textura del sedimento.....	46
1.10.3	Prueba de humedad .....	49
1.11	<i>Pruebas químicas</i> .....	51
1.11.1	Muestreo.....	51
1.11.1.1	Diseño del muestreo .....	51
1.11.1.2	Método de muestreo .....	52
1.11.2	Método de cuantificación de metales pesados.....	54
1.11.3	Abordaje toxicológico.....	54
1.11.3.1	Agencia para Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades.....	56
1.11.3.2	Riesgo e intervención por método NTP 330 .....	56
1.12	<i>Ensayos Microbiológicos</i> .....	57
1.12.1	Muestreo.....	57
1.12.1.1	Dispositivo de muestreo.....	58
1.12.2	<i>Escherichia coli</i> como indicador de contaminación fecal.....	60
1.12.3	Identificación de <i>Listeria monocytogenes</i> .....	61
1.12.4	Identificación de <i>Salmonella cholerasuis</i> .....	61
1.13	<i>Generación de recomendaciones</i> .....	62
<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....</b>		<b>63</b>
1.14	<i>Interpretación de datos geográficos</i> .....	63
1.15	<i>Parámetros fisicoquímicos</i> .....	69
1.16	<i>Caracterización física de los sedimentos</i> .....	69
1.17	<i>Contaminación por metales pesados</i> .....	72
1.17.1	Interpretación de la no cuantificación de cromo y bajo contenido de arsénico .....	74

1.17.2	Toxicidad química de los metales pesados.....	76
1.17.2.1	Parámetros australianos y valores de referencia .....	78
1.17.2.2	Evaluación de la toxicidad .....	79
1.17.3	Usos de los sedimentos según nivel de contaminación por metales pesados .....	81
1.17.4	Riesgo asociado a actividades en el embalse.....	83
1.17.5	Compilación de datos ATSDR .....	84
1.18	<i>Contaminación microbiológica</i> .....	87
1.18.1	Contaminación fecal .....	88
1.18.2	Identificación de <i>Listeria monocytogenes</i> .....	90
1.18.3	Identificación de <i>Salmonella cholerasuis</i> .....	92
1.18.4	Persistencia de microorganismos en sedimentos a cielo abierto.....	97
1.19	<i>Recomendaciones para disposición adecuada y tratamiento de los sedimentos</i> .....	99
<b>CONCLUSIONES .....</b>		<b>102</b>
<b>RECOMENDACIONES .....</b>		<b>105</b>
<b>REFERENCIAS.....</b>		<b>107</b>
<b>APÉNDICES .....</b>		<b>120</b>
<b>Apéndice 1: Modelo Cartográfico, zona de influencia de contaminación Río Platanar .....</b>		<b>121</b>
<b>ANEXOS .....</b>		<b>123</b>
<b>Anexo 1: Mapa de localización geográfica Central Hidroeléctrica Platanar, COOPELESCA R. L.....</b>		<b>124</b>
<b>Anexo 2: Reporte de Análisis CICA - LCA 0127-2018 .....</b>		<b>125</b>
<b>Anexo 3: Batimetría Embalse Platanar .....</b>		<b>127</b>
<b>Anexo 4: Formulación de agar selectivo para <i>Listeria</i> .....</b>		<b>131</b>

## LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1. Escala granulométrica utilizada, basada en Udden-Wentworth. ....	9
Figura 3.2. Flujo del cadmio en el ambiente. Fuente: Sánchez, 2016. ....	13
Figura 3.3. Ciclo del arsénico en cuerpos de agua. Adaptado de Kalia & Khambholja (2015). .....	16
Figura 3.4. Ciclo del cromo de origen antrópico Fuente: Roig Marino, 2006 .....	18
Figura 3.5. Fuentes de contaminación potencial de acuíferos subterráneos. Fuente: Roig Marino, 2006.....	19
Figura 3.6. Ciclo biogeoquímico del mercurio. Fuente: Anónima, s. f. ....	20
Figura 3.7. Biotransformaciones en el ciclo biogeoquímico del mercurio. Fuente: Vullo, 2003 .....	20
Figura 3.8. Representación esquemática de la presencia de metales pesados en el sedimento y en el agua intersticial. Adaptado y traducido de: Hin, Osté, & Schmidt (2010). ....	25
Figura 3.9. Clases de suelo según el Decreto sobre la Calidad del Suelo de los Países Bajos. Adaptado de: Hin et al., 2010. ....	26
Figura 3.10. Anfípodo H. azteca aislado de sedimentos. [Fotografía de Hans Hillewaert] (Bélgica, 2013).....	30
Figura 3.11. Transporte de partículas por vía respiratoria. Fuente: EPA, 2008 .....	41
Figura 3.12. Distribución de tamaños de partículas provenientes de distintas fuentes de emisión ( <i>percent of TSP</i> : porcentaje de partículas suspendidas totales). Fuente: EPA, 2008.....	42
Figura 4.1. Ubicación del Embalse Platanar y del área de estudio.....	43
Figura 4.2. Sedimentos limpios antes (superior, café) y después (inferior, rojizo) del LOI.46	
Figura 4.3. Diagrama del hidrómetro Bouyoucos. ....	46
Figura 4.4. Tamiz N° 10 de 2.00 mm. ....	47
Figura 4.5. Tratamiento para eliminación de materia orgánica. ....	48
Figura 4.6. Cilindros de sedimentación durante prueba de textura de muestras 7-3 (izquierda a derecha).....	48
Figura 4.7. Placas Petri con las arenas recuperadas de las pruebas de textura de los sedimentos. ....	49
Figura 4.8. Analizador de humedad. ....	50

Figura 4.9. División teórica con longitud de 105 metros de lado para el diseño del.....	52
Figura 4.10. Puntos muestreados para parámetros químicos y físicos. ....	52
Figura 4.11. Muestreador de sedimentos tipo corer (izquierda) y tubos para recolección de muestra (derecha).....	53
Figura 4.12. Puntos muestreados para ensayos microbiológicos con flor verde (los marcadores con banderas corresponden al muestreo físico químico de Figura 4.10)..	57
Figura 4.13. Recolección de muestras en el Embalse de la CHP. Fuente: Marlene Mata y Laura Leitón.....	58
Figura 4.14. Diagrama del equipo construido. (Gris claro: PVC 1 pulgada; gris oscuro: uniones de rosca y válvulas; rojo: cuerdas; líneas perpendiculares color gris oscuro: barra roscada metálica; azul: cotas en centímetros (el diagrama no está a escala).....	59
Figura 5.1. Distribución y tipificación de las licencias comerciales vigentes dentro de la zona de influencia de contaminación del Río Platanar.....	63
Figura 5.2. Uso del suelo en la zona de influencia del Río Platanar en el casco urbano de Ciudad Quesada. ....	64
Figura 5.3. Conexiones para descarga de aguas residuales por tubo de PVC al canal de Hidroeléctrica Matamoros, Calle Linares, Ciudad Quesada. ....	65
Figura 5.4. Conexiones para descargas directas de aguas residuales al canal subterráneo de Hidroeléctrica Matamoros, Calle Linares, Ciudad Quesada. ....	65
Figura 5.5. Conexiones para descarga de aguas residuales al canal de Hidroeléctrica Matamoros, Calle Linares, Ciudad Quesada. ....	66
Figura 5.6. Asentamientos informales colindantes con el cauce del Río Platanar, diciembre del 2018 (a) vista desde el canal; (b) vista aérea.....	67
Figura 5.7. Foto aérea de Hospital de San Carlos tomada en diciembre del 2018 (PTAR en círculo rojo).....	68
Figura 5.8. Gráfico de temperatura, pH y conductividad eléctrica por punto muestreado en el Embalse Platanar.....	69
Figura 5.9. Gráfico de materia orgánica de las muestras y promedio del Embalse.....	70
Figura 5.10. Gráfico de textura de los sedimentos del embalse por muestra.....	70
Figura 5.11. Gráfico de la textura promedio de los sedimentos del Embalse Platanar.....	71

Figura 5.12. Gráfico de dispersión de metales pesados en el Embalse Platanar vs número de muestra. ....	73
Figura 5.13. Diagrama Eh (potencial eléctrico) vs pH del cromo en sistema acuático. Adaptado de: (Hlihor et al., 2009). ....	75
Figura 5.14. Placas Petri de las muestras 1-7 por duplicado. ....	90
Figura 5.15. Crecimiento de bacterias en Agar XLD 24 horas (izquierda: estéril; derecha: placa rayada con muestra). ....	92
Figura 5.16. Colonias negras en placas Petri con agar XLD de muestras Embalse Platanar. ....	92
Figura 5.17. Tubos con crecimiento en agar TSI. ....	93

## LISTA DE CUADROS

Cuadro 3.1. Parámetros característicos del cromo en sus formas más comunes (Fuente: Roig Marino, 2006). .....	17
Cuadro 3.2. Niveles de evaluación para sedimentos según sustancia química en mg/kg sedimento (masa seca). Adaptado de: Department of Environment and Conservation (2010). .....	24
Cuadro 3.3. Valores máximos para sedimentos según legislación neerlandesa, de la Modificación de la Circular referente a la remediación de sedimentos 2008. Adaptado de Hin et al., 2010. ....	27
Cuadro 3.4. Concentraciones estándar permitidas para consumo humano de peces, anguilas, crustáceos y moluscos. Adaptado de Hin et al., 2010. ....	28
Cuadro 3.5. Lineamientos de calidad de sedimento que reflejan concentraciones de efecto umbrales (CEUs: concentraciones bajo las cuales es poco probable observar efectos perjudiciales; adaptado de: Ingersoll & MacDonald, 2002). ....	30
Cuadro 3.6. Lineamientos de calidad de sedimentos que reflejan concentraciones con efectos probables (CEPs; sobre las cuales es probable observar efectos perjudiciales; adaptado de: Ingersoll & MacDonald, 2002) .....	31
Cuadro 3.7. Organismos patógenos encontrados en aguas residuales sin tratar y enfermedades asociadas a los mismos. Fuente: adaptado de información de Tchobanoglous et al. (2013) en van Lier, 2015. ....	33
Cuadro 4.1. Pruebas realizadas a los sedimentos del Embalse de la CHP. ....	44
Cuadro 4.2. Alturas de sedimento extraídos con el corer de sedimentos durante el muestreo. ....	53
Cuadro 4.3. Tabla para estimación de contaminación fecal con técnica Número Más Probable para tres tubos. ....	60
Cuadro 4.4. Formulación del antibiótico añadido al medio de cultivo. ....	61
Cuadro 5.1. Cuantificación por ICP de metales pesados en sedimentos del Embalse Platanar (mg/kg sedimento seco). ....	72
Cuadro 5.2. Índices de calidad de sedimentos (SQG <sub>Q</sub> ) utilizando valores de toxicidad de nivel de efecto probable de la EPA. ....	77

Cuadro 5.3. Cocientes de parámetros de calidad de sedimentos según reglamentación de Australia y Nueva Zelanda. ....	78
Cuadro 5.4 Comparación entre concentraciones encontradas en Embalse Platanar y concentraciones de referencia en los Países Bajos.....	79
Cuadro 5.5. Unidades de toxicidad de los metales pesados en el Embalse Platanar. ....	80
Cuadro 5.6. Comparación entre los niveles de metales pesados en sedimentos del Embalse Platanar y los valores de intervención neerlandeses. ....	82
Cuadro 5.7. Comparación entre los niveles de metales pesados en sedimentos del Embalse Platanar y los valores máximos para uso residencial neerlandeses.....	82
Cuadro 5.8. Riesgo de efectos adversos en la salud por contaminación en los sedimentos del Embalse Platanar. ....	83
Cuadro 5.9. (a). Concentraciones causantes de efectos adversos agudos y crónicos por inhalación de metales pesados. Fuente de datos: Agency for Toxic Substances and Disease Registry (1999, 2007b, 2007a, 2012b, 2012a).....	84
Cuadro 5.9. (b). Concentraciones causantes de efectos adversos agudos y crónicos por ingestión de metales pesados. Fuente de los datos: Agency for Toxic Substances and Disease Registry (1999, 2007b, 2007a, 2012b, 2012a).....	85
Cuadro 5.10. Profundidades aproximadas de las muestras para evaluación de contaminación microbiológica en el Embalse Platanar. ....	87
Cuadro 5.11. Resultado de la prueba de E. coli como indicador de contaminación fecal con la técnica del Número Más Probable.....	88
Cuadro 5.12. Resultados de la identificación de Listeria monocytogenes para 7 muestras por duplicado. ....	91
Cuadro 5.13. Resultados prueba API® 20E para Salmonella spp. de las muestras sospechosas tomadas del Embalse Platanar de COOPELESCA R. L. ....	95
Cuadro 5.14. Cálculo de costos aproximados por implementación de la medida de mitigación propuesta.....	100

## LISTA DE SIGLAS Y ACRÓNIMOS

AIDA	<i>Interamerican Association for Environmental Defense</i> (Asociación Interamericana para Defensa Ambiental)
ATSDR	<i>Agency for Toxic Substances and Disease Registry</i> (Agencia para Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades)
BAM	<i>Bacteriological Analytical Manual</i> (Manual de Bacteriología Analítica)
CEP	Concentración de efecto probable
CEU	Concentración de efecto umbral
CHP	Central Hidroeléctrica Platanar
CICA	Centro de Investigación Ambiental, Universidad de Costa Rica
CIMAR	Centro de Investigación en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad de Costa Rica
CIPA	Centro de Investigación en Protección Ambiental, Tecnológico de Costa Rica
COOPELESCA R. L.	Cooperativa de Electrificación Rural de San Carlos, Responsabilidad Limitada
DEC	Departamento de Ambiente y Conservación de Australia
E.E.U.U.	Estados Unidos de América
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i> (Agencia de Protección Ambiental)
IARC	Agencia Internacional de Investigación sobre el Cáncer
ICP-MS	Espectrometría de masas de plasma acoplado inductivamente
INEC	Instituto Nacional de Estadística y Censos
ISQG	Parámetros provisionales de calidad de sedimentos
LOAEL	<i>Lowest Observed Adverse Effect Level</i> (Nivel Mínimo de Efecto Adverso Observado)



LOI	<i>Loss on Ignition</i> (Método de Pérdida por Ignición)
MINAE	Ministerio de Ambiente y Energía
MO	Materia orgánica
NEP	Nivel de Efecto Probable
NEU	Nivel de efecto umbral
NEU-HA28	Nivel de efecto umbral para <i>Hyaella azteca</i>
NMP	Técnica del Número Más Probable
NTP	Normas Técnicas de Prevención
OMS	Organización Mundial de la Salud
PR	Plan Regulador
PTAR	Planta de tratamiento de aguas residuales
QGIS	<i>Quantum Geographical Information System</i> (software libre para procesamiento de información geográfica)
QIP	Químicos de interés potencial
SETENA	Secretaría Técnica Nacional Ambiental
SNIT	Sistema Nacional de Información Territorial
SQG	<i>Sediment Quality Guidelines</i> (Parámetros de Calidad de Sedimentos)
TEC	Tecnológico de Costa Rica, Sede Central, Cartago
UFC	Unidades formadoras de colonia
UT	Unidad de Toxicidad

## LISTA DE SÍMBOLOS

%	Por ciento
$\mu\text{m}$	Micrómetro
As	Arsénico
$\text{Ca}(\text{OH})_2$	Hidróxido de calcio
CaO	Óxido de calcio
Cd	Cadmio
Cr	Cromo
Eh	Potencial eléctrico
Fe	Hierro
g	Gramo
Hg	Mercurio
kg	Kilogramo
$\text{kg}/\text{m}^3$	Kilogramo por metro cúbico
L	Litro
$\text{m}^2$	Metro cuadrado
$\text{m}^3$	Metro cúbico
MeHg	Metilmercurio
mg	Miligramo
N°	Número
Pb	Plomo
pH	Potencial hidrógeno
Ton	Tonelada
v/v	Volumen/volumen

## GLOSARIO

<b>Adsorción</b>	Fenómeno físico que refiere a la atracción y retención que ejerce una partícula en su superficie sobre otra(s) por afinidad, sin que exista penetración.
<b>Agudo</b>	Período de 24 a 96 horas.
<b>Bioacumulación</b>	Es el proceso de acumulación de sustancias químicas en organismos vivos de forma que estos alcanzan concentraciones más elevadas que las concentraciones en su medio o en los alimentos.
<b>Biomagnificación</b>	Conocido también como bioamplificación, es el proceso en que la concentración de un tóxico aumenta en los tejidos de un organismo en niveles sucesivos (más altos) de la cadena alimenticia.
<b>Crónico</b>	Período que comprende entre el 10% y el 100% del período de vida. A nivel de laboratorio, normalmente de 90 días a 2 años.
<b>Litológico</b>	Refiere en geología al estudio de las rocas.
<b>Peligro</b>	Define la capacidad de una sustancia de producir efectos adversos en organismos.
<b>Riesgo</b>	Describe la probabilidad de que, en una situación dada, una sustancia peligrosa produzca un daño.
<b>Vía de exposición</b>	Mecanismo por medio del cual un tóxico entra en el organismo (ingestión, respiración o contacto cutáneo, por ejemplo).

## RESUMEN

La contaminación y potencial toxicidad de sedimentos es un tema poco explorado en Costa Rica. Por el contrario, la acumulación de sedimentos en embalses es un reto común en las plantas de generación hidroeléctrica. En el Embalse de la Central Hidroeléctrica Platanar (CHP), cantón de San Carlos, Costa Rica, se aprovechan las aguas del Río Platanar y de la Quebrada Serena desde hace 20 años para generación hidroeléctrica; a partir del 2016, a cargo de COOPELESCA R. L. El Río Platanar atraviesa Ciudad Quesada, sitio más densamente poblado del cantón. COOPELESCA R. L. decidió caracterizar los sedimentos del embalse para identificar peligros asociados a estos, pues existe un recurrente acceso por parte de la población al embalse y es de interés de la cooperativa disponer los sedimentos correctamente tras extracciones de limpieza. Un análisis geográfico del área de influencia de contaminación del Río Platanar y tributarios fue realizado. Se efectuaron dos muestreos de 7 muestras cada uno, para ensayos microbiológicos en el mes de agosto y para químicos en setiembre, 2018. El sedimento superficial mostró un pH promedio de 5,9 con 0,13 de desviación estándar, un 24,7% de materia orgánica y la textura arrojó un (78, 16, 6) % de limos, arenas y arcillas, respectivamente. Los metales As, Hg, Pb, Cd y Cr se cuantificaron y se evaluó su nivel de impacto por contaminación y sus unidades de toxicidad a partir de lineamientos internacionales para sedimentos (SQG) de la EPA, Los Países Bajos y Australia. Los resultados presentaron un impacto moderado por contaminación de metales pesados según la EPA y el mercurio superó la concentración umbral australiana, así como los valores de referencia neerlandeses. Por esto, el peligro de bioacumulación y biomagnificación de metales pesados en la fauna del embalse provocó que el consumo de pescado se determinara como el principal riesgo asociado, con la NTP 330. Los lineamientos neerlandeses permitieron afirmar que los sedimentos son aptos para disposición en escombrera y que no requieren de remediación *in situ*. Se encontró contaminación fecal por *Escherichia coli* (108 NMP/g sedimento en promedio) en todas las muestras, contemplando las limitaciones de sensibilidad de esta bacteria como indicadora. Se identificó *Salmonella spp.* en un 30% de las muestras y no se logró identificar *Listeria monocytogenes*. Finalmente, se generaron recomendaciones para mitigación de la contaminación microbiológica y por metales pesados.

**Palabras clave:** toxicidad de sedimentos, embalse hidroeléctrico, contaminación, metales pesados, patógenos, *Escherichia coli*, textura de sedimentos, peligro.

## ABSTRACT

The contamination and potential toxicity of sediments is a yet little explored topic in Costa Rica. On the contrary, the accumulation of sediments in impoundments is a common challenge hydropower plants have. In San Carlos, Costa Rica, the impoundment of Central Hidroeléctrica Platanar (Platanar Hydropower Plant or CHP), has collected waters from Platanar River and Serena Brook for over 20 years; since 2016, the Plant has been managed by COOPELESCA R. L. Platanar River flows through Ciudad Quesada, the city with the highest population density in the district of San Carlos. COOPELESCA R. L. decided to characterize the sediments from the impoundment in order to identify the associated hazards, given that the access restricting signaling in place does not avoid the area from being used as recreational by the locals, and its of interest to the company to correctly dispose the sediments after extractions from its cleaning. For this, a geographic analysis of the contamination influence area of Platanar River and its tributaries was conducted. Two samplings of 7 samples each were directed, for microbiological tests in August and for chemical tests in September 2018. The superficial sediments presented an average pH of 5,9 with a standard deviation of 0,13; a 24,7 % of organic matter and the particle size analysis resulted in (78, 16, 6) % of silt, sand and clay, respectively. The metals As, Hg, Pb, Cd and Cr were quantified and their level of pollution impact and toxicity units were assessed according to international sediment quality guidelines (SQG) from EPA, The Netherlands and Australia. The results showed a moderate impact of heavy metal pollution in the sediments along with the EPA and the mercury level overpassed both the Australian threshold value, and the Dutch background values. Because of this, the possible bioaccumulation and biomagnification of heavy metals in the fauna of the impoundment causes fish consumption to be the main associated risk, using the NTP 330. The Dutch guidelines confirm that the sediments are viable to dispose opencast and *in situ* remediation is not required. Fecal pollution was found via *Escherichia coli* in all samples (108 NMP/g sediment, average), considering the sensibility related limitations of this bacteria as an indicator. *Salmonella spp.* was identified in a 30% of the samples and *Listeria monocytogenes* could not be identified. At last, recommendations regarding the mitigation of microbiological and heavy metal pollution were given.

**Key words:** sediment toxicity, hydropower plant, pollution, heavy metals, pathogens, *Escherichia coli*, particle size analysis of sediments, toxic hazards.

## INTRODUCCIÓN

La Central Hidroeléctrica Platanar fue adquirida por COOPELESCA R. L. en el año 2016 pues antes se encontraba bajo la administración de Hidroeléctrica Matamoros (J. Álvarez, comunicación personal, 01 de agosto 2018). El embalse se ubica en el Cantón de San Carlos, Costa Rica, cubre una superficie de 26 000 m<sup>2</sup> y su parte más profunda alcanza los 5 metros. El caudal promedio anual del Río Platanar es de 510 L/s (Dirección de Agua, 2019); de este, un caudal de 6 L/s es captado del Río Platanar y desviado en un canal por 3,5 km antes de llegar al embalse (Álvarez, 2018).

El río Platanar nace en las faldas del Volcán Platanar y pasa por el distrito número uno del cantón de San Carlos, Ciudad Quesada. El río atraviesa una zona urbana mayoritariamente de media densidad en donde se presentan actividades que varían entre doméstica, agrícola, comercial e industrial. Los vertidos de estas actividades, dada la cercanía que tienen con el río, desfogan en el mismo y son arrastrados en su recorrido siguiente por los poblados de San Luis, Ángeles, Cedral Sur, Linda Vista, Cedral Norte, entre otros. Finalmente, el río es desviado en el poblado de Dulce Nombre hacia el embalse.

Las industrias, comercios y asentamientos humanos están, hoy en día, obligados a operar sistemas de tratamiento de aguas residuales de acuerdo con el Reglamento de Vertido y Reúso de Aguas Residuales (La Gaceta N° 55, 2007). A pesar de esto, los parámetros físicos y químicos que la legislación costarricense indica como máximos permisibles pueden no ser suficientes para evitar el daño a la biodiversidad acuática. En algunos lugares, la calidad de los cuerpos de agua superficial se ve deteriorada por la actividad humana al punto en que no es apta para la vida acuática y representa un riesgo para la salud humana (Rodríguez, 2017). En Costa Rica no existe normativa que regule la contaminación por metales pesados o bacterias patógenas de sedimentos marinos, lacustres, de humedales o de ríos. Países como Estados Unidos, Australia, Canadá o Los Países Bajos cuentan con lineamientos claros en esta materia, que pueden servir de base para el abordaje de este tema a nivel nacional. Existen investigaciones a nivel internacional que comprueban que la contaminación en ríos se acumula en los sedimentos y es arrastrada hasta el mar, de modo que los sedimentos marinos se encuentran altamente contaminados (Syvitski, Vörösmarty, Kettner, & Green, 2005; Walling, 2006).

Específicamente en el Embalse Platanar, el volumen promedio de agua es de 160 000 m<sup>3</sup> (Álvarez, 2018); el cual permite la generación de energía de 15 MW, potencia instalada de la CHP. Una característica de este embalse es que no cuenta con descarga de fondo ni vertedor de excedencias y, por ende, acumula los sedimentos que recibe. Es decir, la única descarga de agua posible es la que se realiza por la tubería de presión que conduce el agua a casa de máquinas y se reincorpora al Río Platanar aguas abajo.

Por lo anterior, el personal de la cooperativa se ve obligado a extraer periódicamente los sedimentos para disponerlos de forma segura y viable, como parte del mantenimiento del embalse. En el 2017, se trató de aproximadamente 13 000 m<sup>3</sup> de sedimentos a disponer por la empresa en esta nueva administración. Por otro lado, en Dulce Nombre de Ciudad Quesada (poblado más cercano al embalse) este cuerpo de agua corresponde a un sitio de recreo y de pesca para las personas de la zona, a pesar de que esta actividad es prohibida por COOPELESCA R. L. La señalización presente no impide el ingreso de terceros, sin tomar en cuenta la procedencia de las aguas que lo abastecen y la contaminación de sus sedimentos. En resumen, los hechos expuestos concretan la necesidad de identificación del peligro que los sedimentos representan.

El reto que pretende cumplir esta investigación es generar una caracterización inicial de los sedimentos en el Embalse Platanar, que permita conocer el contenido químico y de agentes biológicos considerados peligrosos. Con esto, dar a conocer a la empresa los niveles de contaminación presentes y los posibles efectos adversos en la salud humana que pueden provocar estos agentes mediante exposición directa o indirecta, crónica o aguda. Asimismo, se pretende caracterizar físicamente el material con objeto de analizar la adsorción de contaminantes. En resumen, la presente investigación se propone identificar el peligro por contaminación de metales pesados y bacterias patógenas de los sedimentos del Embalse Platanar; en concordancia con un manejo responsable para los colaboradores de la CHP y la población vecina. De manera que esta metodología pueda ser replicable para futuros estudios en condiciones similares.

## **OBJETIVOS**

### **1.1.1 Objetivo general**

Identificar el peligro por contaminación de metales pesados y agentes microbiológicos presente en los sedimentos del Embalse Platanar de COOPELESCA R. L. con el fin de determinar su adecuada disposición final.

### **1.1.2 Objetivos específicos**

1. Identificar los metales pesados de interés, de acuerdo con las principales actividades antropogénicas contaminantes del Río Platanar durante el recorrido previo al embalse.
2. Caracterizar física y microbiológicamente de los sedimentos.
3. Analizar las concentraciones de metales pesados en la matriz para estimar su toxicidad potencial, haciendo uso de lineamientos internacionales para sedimentos.
4. Generar recomendaciones para la adecuada disposición de los sedimentos extraídos de forma que se minimice el riesgo para la población.



## REVISIÓN DE LITERATURA

### 1.2 EL EMBALSE DE HIDROELÉCTRICA PLATANAR S. A.

San Carlos es el cantón más extenso de Costa Rica y está ubicado en la provincia de Alajuela. Consta de 15 distritos de los cuales Ciudad Quesada corresponde al número uno y conforma cabecera de la Región Socioeconómica Huetar Norte costarricense (Municipalidad de San Carlos, 2014). A través de Ciudad Quesada corre el Río Platanar, el cual pertenece a la subvertiente norte y, junto con los ríos Peñas Blancas, Arenal y Tres Amigos, desemboca en el Río San Carlos (Hilje Quirós, 2014).

Parte de las aguas del Río Platanar son tomadas en las coordenadas WGS84 (10.339157° N x 84,429366° O) para aprovechamiento hidroeléctrico por las centrales de Matamoros 1 y 2 y finalmente pasan a uso de COOPELESCA R.L., en la Hidroeléctrica Platanar S.A. Por tanto, la contaminación que se genere en el Río Platanar afecta indirectamente al embalse en estudio. Una vez aprovechadas las aguas del embalse para generación, éstas son devueltas al cauce del río aguas abajo, sin generarle ninguna alteración en su calidad.

El embalse de la Central Hidroeléctrica Platanar tiene 20 años de haber sido constituido como tal mediante la creación de un dique. Previo a esto, existía allí un lago que recogía las aguas de la Quebrada Serena. Desde el 2016, COOPELESCA R. L. adquiere esta central de energía. Por el momento la energía se entrega al Instituto Costarricense de Electricidad (ICE) por un contrato preexistente, no obstante, al finalizar éste COOPELESCA R. L. dispondrá de esta energía en su red de distribución.

El período de mayor ingreso y deposición de sedimentos corresponde a los meses de época lluviosa, por el arrastre desde las áreas montañosas y la escorrentía superficial de las zonas urbanas. Es importante mencionar que los sedimentos dan una cronología de las actividades humanas que han estado presentes en el tiempo (Masís et al., 2008); por sus propiedades y composición, los sedimentos pueden ser tratados como geosorbentes naturales (Sałata, Stoińska, & Dąbek, 2018). Por lo general, la capa más superficial de sedimentos de río representa la entrada más reciente de sustancias contaminantes al medio (Masís et al., 2008).

### 1.2.1 Contaminación antropogénica y natural del Río Platanar

El Río Platanar nace en las faldas del Volcán Platanar (actualmente dormido) en el Parque Nacional del Agua Juan Castro Blanco. El Volcán Platanar tiene una altitud de 2183 m.s.n.m., se localiza a 8 km al sureste de Ciudad Quesada y puede ser observado desde varias partes de este distrito (Hilje Quirós, 2014; Municipalidad de San Carlos, 2014; RSN, 2018). A pesar de que existen flujos de lava prehistóricos en su flanco oeste, las fuentes termales del distrito de Aguas Zarcas no están relacionadas con este volcán ni son originadas por vulcanismo (Alvarado Induni, 2011).

En cuanto a la contaminación natural del Río Platanar se subraya su origen volcánico. Algunos metales pesados, como el cromo, provienen mayormente de fuentes geogénicas (Lilli, Moraetis, Nikolaidis, Karatzas, & Kalogerakis, 2015). Es decir, provienen de los procesos de formación de la Tierra, incluida la actividad volcánica. Entre otros elementos de origen volcánico se tienen: arsénico, flúor, manganeso, berilio, cadmio, mercurio, plomo, radón, selenio y uranio. Estos pueden sufrir también procesos de especiación y se encuentran en diversos compuestos según el medio (Bundschuh et al., 2017).

Por otra parte, como ejemplo de los niveles de contaminación antropogénica que un río puede alcanzar en Costa Rica se tiene el caso del Río Tárcoles, calificado como el más contaminado de Centroamérica (Rodríguez, 2017). Según un reportaje para *Interamerican Association for Environmental Defense* (AIDA), las aguas del Río Tárcoles han sido “víctima de leyes anticuadas que por años favorecieron la actividad económica y el vertido de los desechos de sectores comerciales, por encima de la salud ambiental del río” (Rodríguez, 2017). Esta situación se repite en una extensa mayoría de los ríos del país y apremia la seguridad de la población y de la biodiversidad.

Dada la importancia nacional que tiene la cuenca del Tárcoles, en este caso particular se creó el Voto Garabito y el Decreto Ejecutivo 38071-MINAE en el año 2014. Este último, relacionado con la Comisión de Gestión Integral de la Cuenca del Río Grande de Tárcoles (Alvarado García & Pérez Gómez, 2016). Con este Voto, la Sala Constitucional ordenó eliminar focos de contaminación en el río Tárcoles, se emitió en el 2007 e involucró al Ministerio de Salud, a Acueductos y Alcantarillados, al Ministerio del Ambiente y a 34 municipalidades (Loaiza, 2007). En la actualidad, los esfuerzos no han sido suficientes; al

punto de que se calcula que, de no optimizar las medidas, la recuperación del río sería imposible para el año 2040 (Rodríguez, 2017).

Ahora bien, la contaminación del Río Platanar asemeja al caso del Tárcoles a menor escala pues ambos ríos atraviesan zonas de alta densidad poblacional. La densidad poblacional de Ciudad Quesada es de aproximadamente 304 habitantes/km<sup>2</sup> y es la más alta del cantón (INEC, 2011). Un detalle de importancia sobre su contaminación microbiológica fue la ausencia de planta de tratamiento de aguas residuales en el Hospital San Carlos hasta hace aproximadamente 10 años (Álvarez, 2018).

En la actualidad, el Hospital de San Carlos cuenta con planta de tratamiento, lo cual fue verificado *in situ* y lo afirma la Resolución N° 571-2016-SETENA. Esta Resolución constata que: los desechos sólidos ordinarios son recolectados por la Municipalidad de San Carlos, los desechos infecciosos son esterilizados y tratados posteriormente como desechos sólidos ordinarios y que las aguas residuales son tratadas mediante planta de tratamiento (SETENA, 2016).

Cabe mencionar que en el casco urbano de Ciudad Quesada existen asentamientos humanos, formales o informales, a orillas de sus ríos y quebradas. Sin embargo, no existe un sistema de tratamiento de aguas residuales general en el cantón (Álvarez, 2018).

### **1.2.2 Legislación costarricense**

La Ley Forestal, artículo 33 refiere a las zonas de protección de los ríos. Indica que son áreas de protección, entre otras, la franja de 15 metros en zona rural y de 10 metros en zonas urbanas, medidas horizontalmente a ambos lados, si el terreno es plano. La distancia será de 50 metros lineales si el terreno es quebrado (pendiente mayor a 45 grados según el Reglamento de la Ley). Quien invada una zona de protección puede ser penado con prisión de tres meses a tres años, independientemente si se trata de terrenos públicos o privados y sin derecho a indemnización (La Nación, 2010).

La Ley de Aguas en su artículo 148 indica que los propietarios de terrenos atravesados por ríos o arroyo están obligados a sembrar árboles en las márgenes de estos, a una distancia no mayor de 5 metros en todo el trayecto de la propiedad. Además, en el artículo 149 de esta misma Ley se prohíbe destruir árboles situados a menos de 5 metros de ríos o arroyos. Infringir lo anterior obliga al infractor a reponer los árboles destruidos y permite expropiar

según corresponda. En la Ley Forestal, artículo 34, exime de esta medida únicamente a proyectos declarados de conveniencia nacional.

De igual forma, según el artículo 153 de la Ley de Aguas queda prohibido a las Municipalidades enajenar, hipotecar o comprometer las tierras que adquieran, en las márgenes de los ríos, arroyos o manantiales, en una faja de 100 metros a cada lado como mínimo.

Por último, se tiene que la Municipalidad de San Carlos publicó los Requisitos para Permisos de Construcción basada en la Ley de Construcciones N° 833 y su Reglamento para viviendas, edificios, estructuras, anexos, adaptaciones, reparaciones, demoliciones, movimientos de tierra, excavaciones y levantamientos. Dentro de estos requisitos obligan a las construcciones tener la viabilidad ambiental de SETENA; las cuales no aplican a proyectos “pequeños” como las viviendas. Por tanto, una aplicación de la Ley de Aguas (aún a la espera de modificación y aprobación por la Asamblea Legislativa) es necesaria.

### 1.3 CARACTERIZACIÓN FÍSICA DE SEDIMENTOS DE LAGO

#### 1.3.1 Granulometría y textura

Los sedimentos están compuestos de arcilla, limos y partículas sueltas de arena. El tamaño de partícula se refiere al diámetro de los granos individuales del sedimento. Esta medida, denominada granulometría, es fundamental de conocer para los sedimentos en cualquier ambiente (Das, 2015). En general, el tamaño del grano de sedimento se relaciona con el transporte y disposición de estos en el medio (Das, 2015). Asimismo, conocer las características de un sedimento, entre ellas su contenido de partículas finas (arcillas y limos) y de MO (materia orgánica), permite determinar si un contaminante será retenido y además inferir posibles acumulaciones (Masís et al., 2008).

Ahora, las proporciones relativas de arena, limo y arcilla determinan la textura del material que se estudie (Das, 2015). Estos tres tipos de material se diferencian por lo siguiente:

- ✓ **Arcillas:** son de tamaño promedio de los granos (tamaño de partícula) entre los coloides y los limos de varios minerales hidratados de silicato de aluminio que son plásticos y tienen capacidades de intercambio iónico. Estas partículas normalmente se humedecen y se vuelven muy plásticas. Pueden expandirse y volverse pegajosas al contacto con suficiente agua (Rojas & Herrera, 2016).

- ✓ **Limos:** el tamaño intermedio entre la arena y la arcilla (Das, 2015). Son en su mayoría partículas microscópicas y el cuarzo es el mineral dominante. La fracción limo posee alguna plasticidad, cohesión y adsorción, pero es menor que la de la fracción arcillosa (Rojas & Herrera, 2016).
- ✓ **Arenas:** tienen un tamaño de partícula mayor que los limos, pero menor que las gravas. Tienen poca capacidad de retener agua. Debido al espacio entre las partículas el paso gravitacional del agua es rápido, lo cual indica que drenan fácilmente y que el movimiento del aire en ellas es eficaz (Rojas & Herrera, 2016).

En la Figura 3.1 se muestra la escala granulométrica, la cual sirve para clasificar los diámetros de los sedimentos. Esta es una herramienta utilizada mayormente en las áreas de geología, sedimentología, mecánica de suelos, agricultura y arqueología. La más utilizada se denomina Escala de Udden-Wentworth, conocida como escala de Wentworth. Ésta fue publicada en 1922, basada en la anterior, de J. A. Udden, en 1898 (Geoxnet, 2016; M. Z. Li, Sherwood, & Hill, 2012). Para la clasificación granulométrica de partículas sedimentarias se adoptó esta escala internacional (Geoxnet, 2016).

Tamaño de partícula en $\mu\text{m}$	Términos de clasificación		Número de tamiz ASTM N°
2000	Gravas (> 2 mm)		10
500	Arena gruesa	A R E N A	35
250	Arena media		60
53	Arena fina		270
4	Limo	L O D O	
1	Arcilla		

Figura 0.1. Escala granulométrica utilizada, basada en Udden-Wentworth.

### 1.3.2 Materia orgánica

La materia orgánica (MO) comprende la biomasa microbiana, restos vegetales y/o animales en descomposición y sus excretas. Además, mezclas coloidales amorfas de sustancias orgánicas complejas de alto peso molecular (ácidos fúlvicos, ácidos húmicos y huminas) (Eyherabid, Saínz, Barbieri, & Echeverría, 2014). En general, la MO es poco capaz de adsorber compuestos solubles en agua (Froehner, Zeni, Cardoso da Luz, & Maceno, 2009).

En general, el contenido de MO de los sedimentos se asocia directamente con sus características de textura. La predominancia de partículas finas como limos y arcillas implica una mayor área superficial del sedimento, lo cual permite la acumulación de MO (Froehner et al., 2009). De la misma forma, porcentajes mayores de partículas finas se encuentran comúnmente en sedimentos con concentraciones altas de carbono orgánico y puede relacionarse con la adsorción de compuestos orgánicos. Por lo contrario, los sedimentos arenosos se caracterizan por presentar concentraciones bajas de carbono orgánico (Froehner et al., 2009).

Las sustancias húmicas originadas a partir de la descomposición de materia orgánica pueden generar coloraciones café-amarillentas en el agua de un lago (Löffler, 2012). En cuanto a las diferencias en materia orgánica según profundidad, un estudio en dos lagos con profundidades promedio de 12 metros y de 1,5 metros, difirieron considerablemente en su contenido total de MO. El primer lago resultó ser mucho más pobre en materia orgánica que el segundo mencionado (Löffler, 2012).

### ***1.3.2.1 Método de pérdida por ignición (Loss on ignition, LOI)***

En el caso de los sedimentos, la materia orgánica se determina generalmente por la pérdida de peso que se produce al calcinar la muestra entre 250 y 600 °C (Eyherabid et al., 2014; Hoogsteen, Lantinga, Bakker, Groot, & Tittonell, 2015). Uno de los mayores riesgos que implica es que puede ocurrir una destrucción química de la materia orgánica por oxidación incompleta, lo cual requiere de factores de corrección que varían según el suelo o sedimento (Hoogsteen et al., 2015).

En estudios anteriores se reportaron importantes errores en la determinación de MO tras calcinar a temperaturas mayores a 500 °; tanto por pérdida de dióxido de carbono de los carbonatos, de agua estructural de los minerales de arcilla, de oxidación del ión ferroso o de descomposición de sales hidratadas y óxidos (Eyherabid et al., 2014). Conociendo esto, Hoogsteen et al. (2015) estudiaron profundamente el fenómeno de las variaciones en metodologías en cuanto a temperatura de ignición, tiempo y masa representativa de muestra. Indican que la descomposición de carbonatos se da a 600 °C por lo que atienden recomendaciones de análisis de los Países Bajos que utilizan 550 °C como temperatura de ignición. Finalmente, los autores desarrollaron modificaciones en método LOI y lo recomendaron como un método exacto (Eyherabid et al., 2014; Hoogsteen et al., 2015), por tres horas, con al menos 20 gramos de muestra y a 550 °C (Hoogsteen et al., 2015).

## **1.4 PRESENCIA Y PELIGROSIDAD DE METALES PESADOS EN SEDIMENTOS DE CUERPOS DE AGUA DULCE**

Los metales pesados pueden ser tóxicos para los humanos y producir múltiples efectos adversos en la salud. Su habilidad de acumularse en los organismos, y en el ambiente, los hace peligrosos incluso en concentraciones bajas (Castaño et al., 2012). Los autores chilenos

Calderón & Valdés (2012), afirman que el conocimiento de la distribución de metales en sedimentos permite determinar su disponibilidad en el sistema acuático. Lo anterior, dado que fungen como reservorio valioso de metales que pueden ser fácilmente reintegrados a la columna de agua por resuspensión (natural o antropogénica), actividad de organismos bentónicos y procesos físicos como difusión y mezcla (Calderón & Valdés, 2012).

Se reconoce globalmente que la toxicidad de los metales traza y su bioacumulación están principalmente asociadas a las fracciones biodisponibles más que a la concentración total del metal (Lei et al., 2016). Es por lo anterior que un concepto importante es el de biodisponibilidad. La fracción disponible de un metal refiere al estado del metal en la matriz de interés que lo vuelve capaz de atravesar las membranas del organismo y generar daños en él, es decir, que lo vuelve tóxico (Selinus, 2005). En otras palabras, es la porción de la cantidad ingerida que es absorbida y utilizada en procesos metabólicos (Selinus, 2005).

Las formas químicas de los metales incluyen la fracción soluble en el agua capilar o intersticial (en sedimento), la fracción soluble ácida, la fracción reducida, la fracción oxidada y una fracción residual en la fase sólida de los sedimentos; los cuales muestran un crecimiento paulatino en estabilidad química y biodisponibilidad (Zhang, Shan, Zhu & Tang, 2018). La biodisponibilidad de los sedimentos puede repercutir directamente en algunas especies acuáticas, las cuales acumulan altas concentraciones de metales en sus tejidos (Calderón & Valdés, 2012) y estos a su vez, pueden biomagnificarse en el ser humano si forman parte de su dieta. Es decir, que su concentración en el organismo incrementa a medida que este ascienda de nivel en la cadena trófica.

En general, los estudios se han enfocado en las concentraciones totales de metales presentes en los sedimentos para inferir su peligrosidad. No obstante, algunos autores como F. Li, Zhang, Liu, Xiao, & Wu (2018), Remor et al. (2018) y Zhang et al. (2018), se han enfocado en encontrar la fracción biodisponible y cuantificado directamente ésta. Los elementos con origen antropogénico se encuentran principalmente en las fracciones más inestables de sedimento, las cuales son vulnerables a cambios pequeños de las condiciones ambientales (Remor et al., 2018).

A continuación, se presenta una revisión de los metales considerados para análisis fisicoquímico por su origen volcánico y/o antropogénico y capacidad de acumulación en sedimentos.



### 1.4.1 El caso del cadmio (Cd)

Sánchez (2016) en su estudio “Ecotoxicología del cadmio” menciona que la emisión de cadmio comenzó a incrementarse a mediados del siglo XX, en actividades como la minería y metalurgia, la industria (fabricación de baterías, cables, células fotoeléctricas, PVC, colorantes de cadmio, soldadura, etc.), fertilizantes, incineración de madera y plásticos, combustión de carburantes fósiles, fabricación de cemento, entre otras. Por otro lado, menciona que en la naturaleza el cadmio se encuentra en rocas sedimentarias e ígneas; sustituyendo al calcio (Ca) en rocas de tipo apatita. El desgaste y la erosión de rocas es causante de la dispersión del cadmio, lo cual culmina en su transporte a los océanos. Su presencia en suelos se relaciona principalmente con contaminación y, en menor escala, puede ser de origen litológico (*litológico refiere en geología al estudio de las rocas*) (Sánchez, 2016).

La movilidad del cadmio en el sedimento extraído seco depende de varios factores tales como el pH, el potencial redox (Eh) y la cantidad de materia orgánica, dado que se une fuertemente a la materia orgánica del suelo (Sánchez, 2016). Por lo anterior, puede ser absorbido por las raíces de las plantas y entrar a la cadena trófica (ver Figura 3.2).

Sánchez (2016) afirma que el comportamiento químico del cadmio se asemeja al del zinc, pero es mucho más afín al azufre y más móvil en ambientes ácidos. En el medio natural el cadmio se encuentra con valencia 2+, por lo que en solución forma especies químicas tales como  $\text{CdCl}^+$ ,  $\text{CdOH}^+$ ,  $\text{CdHCO}_3^-$ ,  $\text{CdCl}_3^-$ ,  $\text{CdCl}_4^{2-}$ ,  $\text{Cd}(\text{OH})_3^-$  y  $\text{Cd}(\text{OH})_4^{2-}$  y quelatos orgánicos. Las sales de cadmio varían en solubilidad en agua; se tiene que los halogenuros, el sulfato y el nitrato son solubles mientras que el óxido, el hidróxido y el carbonato son prácticamente insolubles (Sánchez, 2016).

En el organismo humano, la absorción intestinal de cadmio es del 1-5 % del total ingerido, y depende de factores como la ingesta de proteínas o la presencia de vitamina D y otras moléculas como ácido fítico. Aquellos individuos con dietas pobres en calcio o proteínas, o bien con déficit de hierro, presentan una absorción de cadmio mayor (hasta del 10-20%) (Sánchez, 2016). Una vez absorbido, es transportado por la sangre a distintos tejidos y órganos, entre los que destacan por su acumulación riñones, hígado y tejido óseo con una semivida de aproximadamente 10-30 años.

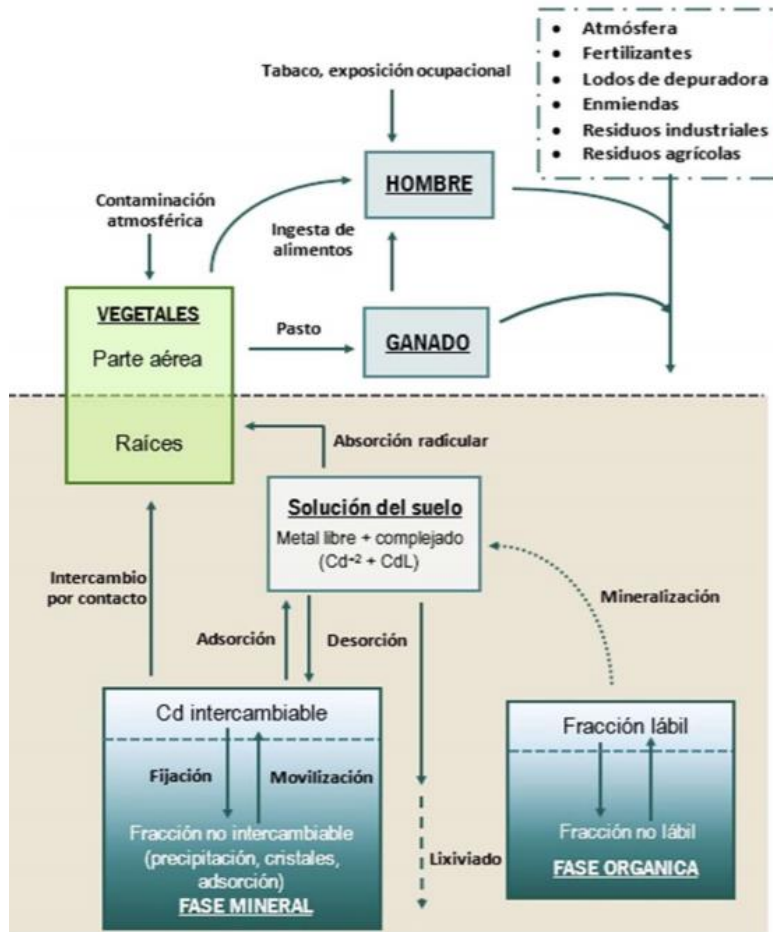


Figura 0.2. Flujo del cadmio en el ambiente. Fuente: Sánchez, 2016.

La exposición a cadmio por períodos prolongados puede provocar daño renal, enfermedades pulmonares y osteoporosis. El cadmio y sus compuestos, mencionados en los párrafos iniciales de este apartado, son clasificados por la Agencia Internacional de Investigación sobre el Cáncer (IARC) dentro del grupo 1, carcinogénico para humanos (Castaño et al., 2012).

En el proceso del organismo de desechar el cadmio, este metal es capaz de inducir la síntesis de proteínas ricas en cistina denominadas metalotioneínas en hígado y riñones. Las metalotioneínas son responsables de la retención del cadmio en dichos órganos y ejercen una acción protectora al facilitar la eliminación del metal (Sánchez, 2016). Lo anterior, ocurre porque el complejo cadmio-metalotioneína puede ser filtrado por el glomérulo y excretado en orina. En niveles más bajos del metal, el riñón es el órgano más afectado (Sánchez, 2016).

#### **1.4.2 El caso del plomo (Pb)**

Según la Organización Mundial de la Salud (2018), el plomo es una sustancia tóxica que se acumula en el organismo. Esta organización (WHO por sus siglas en inglés) categorizó al plomo dentro de los diez productos químicos causantes de graves problemas de salud pública que exigen protección de la salud de trabajadores, niños y mujeres en edad fértil (OMS, 2018).

Entre las vías de exposición se encuentra la ingestión de polvo, agua o alimentos contaminados (OMS, 2018). A modo de ejemplo, en exposiciones agudas, el plomo en los riñones ha sido comprobado causante de la formación de cuerpos de inclusión intranucleares en las células tubulares proximales, morfología anormal en la mitocondria, muerte celular, entre otros cambios a nivel celular (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2007b). En general, este metal puede distribuirse por el organismo y alcanzar el cerebro, el hígado, los riñones y los huesos. Asimismo, puede depositarse en los dientes y huesos y una vez allí, puede ser liberado hacia la sangre durante el embarazo, por lo que representa un peligro para el feto (OMS, 2018).

Está dado que el plomo tiene efectos más perjudiciales en niños; lo anterior, debido a que los niños llegan a absorber entre 4 y 5 veces más cantidad de plomo que los adultos ante la misma exposición.

De hecho, relacionado con su afectación a los tejidos del cerebro, el impacto más perjudicial resultó del uso de plomo en la gasolina. Lo cual provocó una baja estimada en el cociente intelectual (IQ) de cinco puntos en millones de niños en el mundo (Bergman, Heindel, Jobling, Kidd, & Zoeller, 2012).

Entre los efectos que puede producir el plomo en el organismo se encuentran la anemia, hipertensión, disfunción renal, inmunotoxicidad, toxicidad reproductiva y daños en el cerebro y por ende problemas en el comportamiento, capacidad de concentración y cociente intelectual (ASTDR, 2011). Es importante rescatar que para este metal, no existe concentración considerada segura (OMS, 2018).

### 1.4.3 El caso del arsénico (As)

El arsénico es un constituyente natural de la Tierra que se encuentra en la vigésima posición en abundancia, en relación con otros elementos. Las formas en que se puede encontrar se tienen arseniato (valencia 5+) (60%), arsénico asociado a sulfosales (20%) y en menores cantidades como arsenioso, óxidos y silicatos (Fernández Saenz, 2015). De los minerales con mayor concentración de arsénico se tienen la arsenopirita  $\text{FeAsS}$ , el rejalgar  $\text{As}_4\text{S}_4$  y el oropimente  $\text{As}_2\text{S}_3$ ; estas últimas dos son las más comunes (Fernández Saenz, 2015).

Se tiene entonces que, en general, el arsénico proviene de formaciones volcánicas, formaciones volcano-sedimentarias, sistemas hidrotermales, entre otros (Lillo, 2007). Por lo anterior, de la actividad antropogénica el arsénico puede provenir de explotación de recursos geotérmicos, minería y explotación de hidrocarburos (Bundschuh et al., 2017). Aparte de estas actividades, el arsénico ha sido utilizado como veneno en la humanidad (Fernández Saenz, 2015).

Su presencia en sedimentos ha indicado que los contenidos de arsénico se correlacionan con el contenido en Fe, Mn y Al en la fracción fina de los sedimentos. Mientras que, en la fracción más gruesa, los contenidos de arsénico muestran una correlación buena con los contenidos de Carbono Orgánico (Lillo, 2007). El arsénico en los sedimentos se halla fundamentalmente retenido en óxidos de hierro. Este puede ser transportado por escorrentía de ladera: como especie iónica en solución acuosa o en partículas de óxidos de Fe donde ya estaba retenido (Lillo, 2007). Variaciones en el potencial redox o del pH del agua pueden provocar una no adsorción de arsénico, que será reincorporado al medio acuoso (Lillo, 2007).

Por otra parte, en agua el arsénico se encuentra como arsénico trivalente  $\text{As(III)}$  y arsénico pentavalente  $\text{As(V)}$  (ver Figura 3.3); y sus correspondientes productos de disociación. Aunque ambas formas mencionadas son móviles en el medio, el  $\text{As(III)}$  representa al estado más lábil (inestable) y biotóxico (Lillo, 2007). Asimismo, de acuerdo con lo expuesto por Fernández (2015) algunos derivados del arsénico orgánico (aquel combinado con carbono e hidrógeno) pueden sufrir metilaciones causadas por microorganismos, dando como resultado formas metiladas que también provocan problemas de salud:

- Ácido dimetil arsénico
- Ácido mono metil arsénico

→ Óxido de arilmetil arsenina

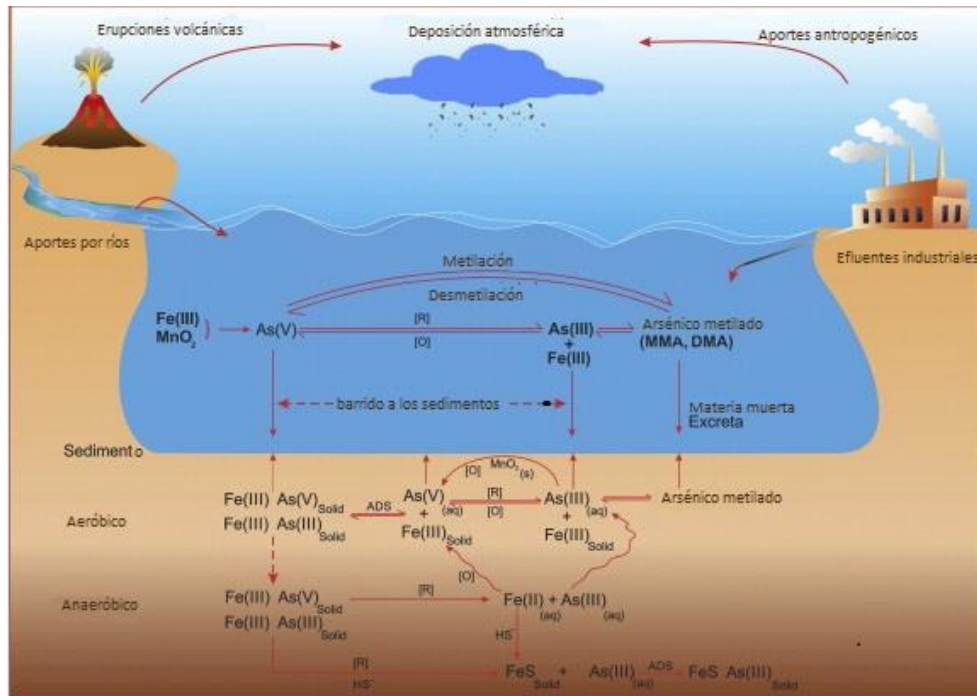


Figura 0.3. Ciclo del arsénico en cuerpos de agua. Adaptado de Kalia & Khambholja (2015).

En aguas lacustres específicamente, los valores de arsénico no difieren mucho de los valores en ríos. Sin embargo, al tener una circulación restringida, algunos procesos geoquímicos pueden verse facilitados por las condiciones aerobias y anóxicas que ocurren (Lillo, 2007). La tendencia es un predominio de As(V) en el epilimnion (capa superficial de agua del lago) y As(III) en el hipolimnion (aguas profundas), estudios afirman que no siempre se comporta así. Lillo (2007) afirma que los materiales lacustres constituyen un “acumulador” a partir del cual se puede producir un reciclado en términos de movilidad/retención/acumulación de arsénico.

La exposición temprana a arsénico está asociada con un aumento del riesgo de contraer cáncer en los pulmones, hígado, vejiga, y tracto urinario; así como carcinoma y diabetes. Asimismo, en Chile se ha asociado el cáncer de riñón por la presencia de arsénico en agua subterránea (Bundschuh et al., 2017).

Para encontrarlo **en el organismo**, las concentraciones de arsénico en material biológico como pelo, orina, uñas y sangre son usualmente utilizadas como biomarcadores (S. Li, Xiao, & Zheng, 2012). Estos, permiten evaluar el grado de exposición al tóxico. Las unidades en que se expresan generalmente son mg/L (orina), µg/g o mg/kg (pelo), mg/L (sangre) y µg/g

(uñas). Se consideran mejores biomarcadores que la orina, el pelo y las uñas, para arsénico (S. Li et al., 2012).

#### 1.4.4 El caso del cromo (Cr)

El cromo es un metal con origen geogénico (natural) y antropogénico (Lilli et al., 2015). Las industrias que presentan mayor riesgo por la presencia de cromo son las de cemento, colorantes, construcción, curtidurías, metalurgia (principalmente revestimiento de metales (o cromados), pinturas (anticorrosivas) y material fotográfico (Roig Marino, 2006). En cuanto a su peligrosidad, algunos parámetros se resumen en el Cuadro 3.1.

**Cuadro 0.1. Parámetros característicos del cromo en sus formas más comunes (Fuente: Roig Marino, 2006).**

<b>CARACTERÍSTICA</b>	<b>CROMO TRIVALENTE</b>	<b>CROMO HEXAVALENTE</b>
<b>COLOR</b>	Verde	Naranja
<b>MUTAGÉNICO</b>	No	Sí
<b>CARCINOGENICO</b>	No	Sí
<b>CONSIDERADO RESIDUO PELIGROSO EN E.E.U.U.</b>	No	Sí
<b>CONSIDERADO RESIDUO PELIGROSO EN EUROPA</b>	No	Sí
<b>PODER CURTIENTE</b>	Sí	No
<b>ELEMENTO ESENCIAL PARA EL METABOLISMO DE SERES HUMANOS</b>	Sí	No
<b>PRESENTE EN ALIMENTOS</b>	Sí: carnes rojas, pollo, lentejas, nueces, yema de huevo, etc.	No
<b>TRANSFORMACIÓN NATURAL</b>	No, muy estable	No

En un estudio lacustre de Remor et al. (2018), se encontró que la biodisponibilidad de los metales posicionaba al cromo como el penúltimo, en orden descendente así:  $Pb > Cu > Mn > Zn > Ni > Cr > P$ ; para todos los puntos estudiados. No obstante, se tiene que es el segundo metal, después del plomo, presente en acuíferos contaminados (Remor et al., 2018). En los sedimentos, cuando el potencial redox se ve incrementado el  $Cr^{3+}$  puede ser oxidado a  $Cr^{6+}$ , el cual tiene una solubilidad mayor; esto genera que la concentración del catión cromo incremente en el agua (Wijayawardena, Megharaj, & Naidu, 2016). En la Figura 3.4 se muestra el ciclo del cromo y sus posibles transformaciones.

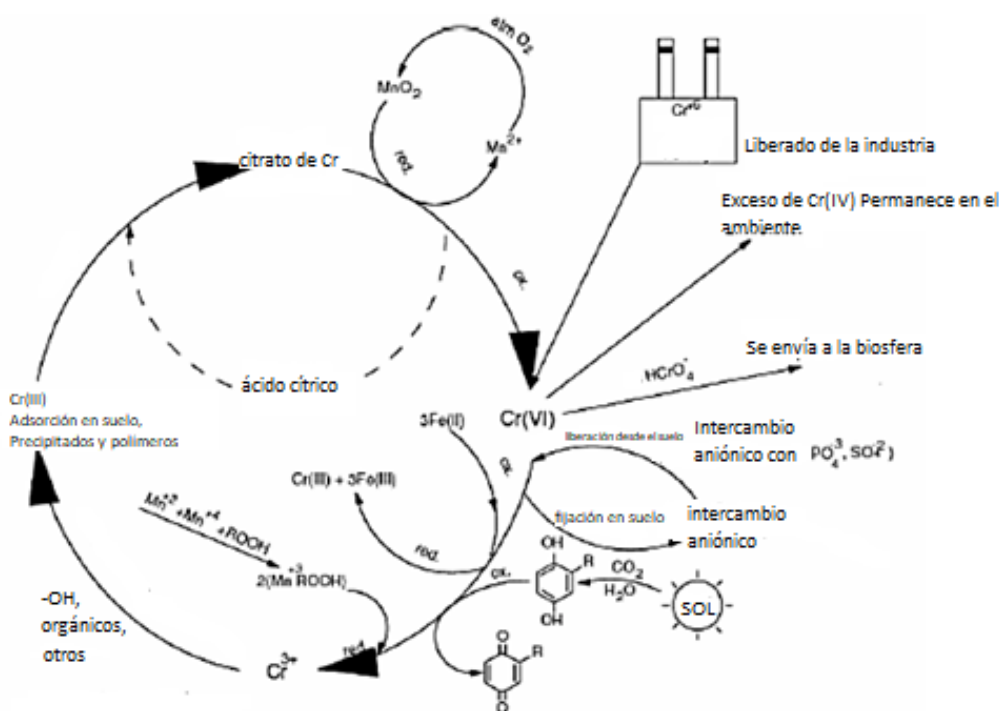


Figura 0.4. Ciclo del cromo de origen antrópico. Adaptada de: Roig Marino, 2006

Dentro de las vías de exposición al cromo hexavalente (su forma en el suelo) se tiene la inhalación, ingestión (comer o beber) y el contacto con la piel (Roig Marino, 2006). La disposición de material contaminado con cromo, expuesto a las condiciones climáticas (lluvias, erosión...) corresponde a una fuente de contaminación potencial de mantos acuíferos como se muestra en la Figura 3.5 (Roig Marino, 2006).



**Figura 0.5. Fuentes de contaminación potencial por cromo de tierra y aguas subterráneas. Fuente: Roig Marino, 2006.**

### **1.4.5 El caso del mercurio (Hg)**

El mercurio es un metal tóxico proveniente tanto de fuentes naturales como antropogénicas. Una de sus principales vías de exposición se relaciona con el consumo de pescado y otros tipos de mariscos (Abass et al., 2018; Amos et al., 2014). El mercurio antropogénico se libera a los sistemas acuáticos y los ríos son el principal medio de transporte del contaminante hacia los océanos. No obstante, según los autores de Harvard Amos et al. (2014), el estudio del impacto de los ríos como fuente del mercurio en los sedimentos costeros marinos debe incrementarse. Actualmente, se tiene que un 80% del Hg proveniente de los ríos se deposita en los sedimentos, debido a que más del 80% de él se encuentra adsorbido a partículas y sedimenta en deltas, estuarios y en la plataforma continental antes de llegar al océano (Amos et al., 2014).

El grado de toxicidad del mercurio varía dependiendo de la forma del metal y la ruta de exposición. En el ambiente, el mercurio se puede encontrar como mercurio inorgánico ( $\text{Hg}^{1+}$ ), sales de mercurio mercúrico  $\text{Hg}^{2+}$  y como mercurio inorgánico, el cual puede ser transformado en mercurio orgánico por actividad microbiana (Abass et al., 2018). Mientras el mercurio esté en su forma elemental acuosa, puede disiparse al ambiente lentamente en un vapor tóxico (Abass et al., 2018). En la Figura 3.6 se muestra el ciclo biogeoquímico del mercurio, en donde se puede observar su presencia en el ambiente y su vía de ingreso a la cadena trófica.



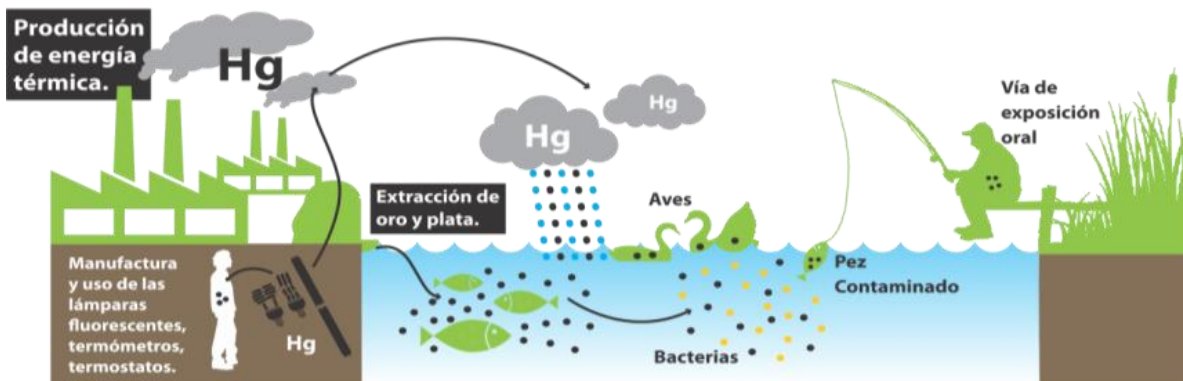


Figura 0.6. Ciclo biogeoquímico del mercurio. Fuente: Anónima, s. f.

Más específicamente, en la Figura 3.7 se muestran biotransformaciones que se realizan a partir del  $\text{HgS}$ , el mineral llamado cinabarita, cinabrio o sulfuro de mercurio que se forma junto con rocas volcánicas.

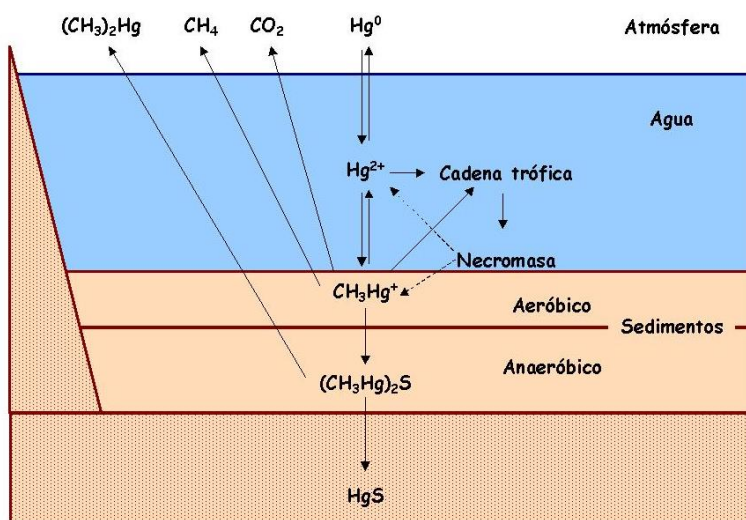


Figura 0.7. Biotransformaciones en el ciclo biogeoquímico del mercurio. Fuente: Vullo, 2003

El mercurio más importante toxicológicamente es el metilmercurio ( $\text{MeHg}$  o  $[\text{CH}_3\text{Hg}]^+$ ), el cual es una potente neurotoxina (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 1999; Amos et al., 2014). La exposición continuada a  $\text{MeHg}$  afecta principalmente al sistema nervioso (Abass et al., 2018). El metilmercurio se absorbe libremente en el tracto gastrointestinal (TGI); del (1-10) % es absorbido y directamente distribuido a la sangre desde el TGI. Cerca de un 5% del compuesto pasa a los tejidos en unos días y en un litro de sangre humana en adultos, hay aproximadamente un 1% del total de  $\text{MeHg}$  corporal (contemplando

70 kg de masa) (WHO, 2000). No obstante, también las formas restantes del mercurio son agentes causantes de desórdenes neurológicos, nefrológicos, cardíacos y reproductivos; asimismo, puede producir daño genético (Castaño et al., 2012).

Los investigadores Abass et al. (2018) examinaron la exposición de personas al mercurio con mediciones del metal en la sangre y una evaluación de su dieta mediante cuestionarios. Encontraron que la presencia (o consumo total) de mercurio del grupo de estudio no estaba representado únicamente por lo que se ingería en alimentos; lo cual atribuyeron al contenido de mercurio en las amalgamas dentales. Sin embargo, estos autores mencionan estudios que relacionan el consumo regular de mariscos y pescado con complejos efectos en el sistema nervioso.

#### **1.4.6 Mezclas de metales y los efectos sinérgicos**

Las interacciones entre metales en el suelo son importantes porque la presencia de uno de ellos puede afectar la biodisponibilidad y toxicidad de otro metal (Wijayawardena et al., 2016). Las interacciones que pueden ocurrir cuando los organismos están expuestos a varios metales se denominan: aditivas, sinérgicas o antagonistas. Las interacciones sinérgicas son aquellas donde la toxicidad de la mezcla es mayor que la suma de las toxicidades de los componentes individuales. La aditiva entonces, refiere a aquella en donde la toxicidad de la mezcla es igual a la suma de las toxicidades de los componentes (Peña, Carter, & Ayala-Fierro, 2001; Wijayawardena et al., 2016).

Muchos metales tóxicos incluyendo el As, Cd, Pb, Cr, Sn son capaces de formar enlaces covalentes con carbón que resultan en compuestos organometálicos. Dichas transformaciones por metilación o alquilación influyen su movilidad y acumulación y por ende, incrementan su toxicidad (Jayasumana, Gunatilake, & Siribaddana, 2015). Es por esto, que la formación de estructuras organometálicas debe ser tomada en consideración.

En animales, estudios han comprobado que la nefrotoxicidad de composiciones multi-metálicas es mayor que los efectos aditivos de sus componentes per se. Cabe resaltar que existe también el sinergismo de metales pesados tóxicos y pesticidas, lo cual puede resultar en daño renal (Jayasumana et al., 2015).

La adsorción de los metales al suelo dependen de propiedades del mismo como pH, estado de oxidación, potencial redox, composición mineral, entre otras (Wijayawardena et al.,

2016). Como evidencia, un estudio sobre la adsorción simultánea de los metales Pb, Cd, Cr, Cu, Ni y Zn en suelos ácidos demostró que el Pb y el Cu se sorbían o adherían en mayor medida que el Cd, Ni o Zn. No obstante, el plomo se sorbía más que todos los demás metales. El cromo por su parte se sorbía ligeramente más que el cadmio, pero se retenía fuertemente (Wijayawardena et al., 2016). En cambio, en condiciones alcalinas en suelos, la presencia de carbonatos dio como resultado la precipitación de todos los metales estudiados y una adsorción mayor de cobre a las partículas minerales (Wijayawardena et al., 2016).

Mientras tanto, otro estudio sugirió que la presencia de otros metales pesados tóxicos en suelo pudo facilitar la acumulación de Cd en frutas. Asimismo, se encontró que la adsorción del cadmio se veía fuertemente influenciada por cationes en competencia como el Ca y el Zn; los cuales podían incluso lograr separar al Cd del suelo (Wijayawardena et al., 2016).

## 1.5 PARÁMETROS INTERNACIONALES DE CALIDAD DE LOS SEDIMENTOS

Los sedimentos pueden afectar la salud de ecosistemas acuáticos y pueden impactar indirectamente la salud humana, por ejemplo, a través del consumo de mariscos y pescado (DEC, 2010). La capacidad de los sedimentos de ser a la vez fuente y depósito de contaminantes disueltos es ampliamente reconocida (DEC, 2010).

En esta materia, se realizó una revisión de documentos alusivos dentro de los cuales se profundizó en los siguientes: Lineamientos sobre Niveles de Evaluación para Suelo, Sedimento y Agua de Bentley Delivery Centre en Australia, Lineamientos para la evaluación de sedimentos del Ministerio de Infraestructura y Ambiente de los Países Bajos y el Manual Guía para la Evaluación de Sedimentos Contaminados en Ecosistemas de Agua Dulce de la EPA (*A Guidance Manual to Support the Assessment of Contaminated Sediments in Freshwater Ecosystems*).

Igualmente, se conoce la disponibilidad de documentos como el *Guidelines for the Protection and Management of Aquatic Sediment Quality de Ontario, Canadá* (Persaud, Jaagumagi, & Hayton, 1993), la *Compilación de Estándares, Criterios y Lineamientos para Sedimento y Suelo del Estado de California (Compilation of Sediment & Soil Standards, Criteria & Guidelines)* (Wilson, Wheeler, & Kennedy, 1995) y el *Resumen de Lineamientos para sedimentos de agua dulce contaminados de Olympia, Washington (Summary of Guidelines*

*for Contaminated Freshwater Sediments*) (Washington State Department of Ecology, 1995), entre otros.

### **1.5.1 Parámetros australianos**

Los parámetros australianos para sedimentos se basan en su peligrosidad como tales, es decir, en su contexto natural en un cuerpo de agua. Como en esta investigación los sedimentos deben ser extraídos y colocados a la intemperie, se abarcará adicionalmente información de suelos, según lineamientos de este mismo país.

En el Cuadro 3.2 se muestran los niveles permitidos para sedimentos, estos fueron extraídos por el Departamento de Ambiente y Conservación de las Guías para calidad de agua dulce y marina de Australia y Nueva Zelanda. Si las concentraciones totales de los metales son menores que una concentración (masa seca) denominada ISQG-Low (valor umbral, a partir del cual es medianamente probable que provoque efectos adversos), no se requiere ninguna acción para los metales pues se considera que la frecuencia de observar efectos adversos en la salud por estas concentraciones es baja. En caso de que las concentraciones totales de metal excedan el ISQG-Low, pero sean menores que ISQG-High (*definición a final del párrafo*), se debe realizar una evaluación contra las concentraciones base de metales en la matriz. Si sucediera que las concentraciones de contaminantes exceden el ISQG-High o ambos (ISQG-Low y concentración base), una evaluación de los factores controladores de la biodisponibilidad de los contaminantes debe llevarse a cabo. El ISQG-High refiere a una concentración en masa seca donde se espera que ocurran efectos biológicos adversos con mayor frecuencia.

Una vez finalizado el proceso descrito, el Departamento de Ambiente y Conservación (DEC por sus siglas en inglés) (2010) recomienda comparar las fracciones biodisponibles con el ISQG-Low, si no se excede, no se requiere de ninguna acción y, por el contrario, si el ISQG-Low se excede, es necesario hacer ensayos de toxicidad; los contaminantes que resulten tóxicos requerirán remediación.

Por último, para interpretar estos lineamientos, los niveles umbral no fueron propuestos para su uso individual y aislado, dado que el exceder el nivel umbral (ISQG-Low) no necesariamente implica que los efectos adversos van a llegar a ocurrir (DEC, 2010). Los valores están expresados como concentraciones basadas en masa seca.

En cuanto a los sedimentos a tratarse como suelos, los lineamientos indican que en lugares donde las concentraciones base naturales de metales son elevadas, es adecuado utilizar criterios de evaluación menos estrictos (DEC, 2010). Asimismo, se deja de lado la contaminación potencial de acuíferos y cuerpos de agua (DEC, 2010); no obstante, es un factor que se debe considerar según el enfoque de la investigación.

A nivel de suelo, el enfoque de las concentraciones máximas se basa en la localización de estos como: residencial estándar (incluye guarderías, preescolar y escuelas primarias), residenciales con acceso mínimo al suelo (muy pavimentadas, apartamentos en torre), parques y áreas recreativas abiertas (incluye colegios), zonas comerciales e industriales (incluyendo tiendas y fábricas) (DEC, 2010).

**Cuadro 0.2. Niveles de evaluación para sedimentos según sustancia química en mg/kg sedimento (masa seca). Adaptado de: Department of Environment and Conservation (2010).**

<b>Metal/metaloide</b>	<b>ISQG<sup>a</sup>-Low (mg/kg masa seca)</b>	<b>ISQG-High (mg/kg masa seca)</b>
<b>Arsénico, As</b>	20	70
<b>Cadmio, Cd</b>	1.5	10
<b>Cromo, Cr</b>	80	370
<b>Plomo, Pb</b>	50	220
<b>Mercurio, Hg</b>	0.15	1

<sup>a</sup>ISQG: Interim Sediment Quality Guidelines

## 1.5.2 Parámetros de los Países Bajos

En los Países Bajos el manejo de sedimentos es abordado en el Decreto de Calidad del Suelo (Soil Quality Decree) el cual, a su vez, se deriva del principio contenido en la Ley de Protección del Suelo (Soil Protection Act) y su respectivo Reglamento sobre la calidad del suelo (Soil Quality Regulation). Este es el marco legal que determina concentraciones de contaminantes máximas y lineamientos generales de acuerdo con la fuente y el destino del material.

Por su parte, el “*Amendment of the Circular concerning the remediation of sediments*” (2008) es una modificación a la “Circular” referente a la remediación de sedimentos. Este último documento se concentra en la elaboración de criterios utilizados para determinar si una remediación urgente es necesaria.

La revisión a continuación está basada en el Documento de lineamientos para la evaluación de sedimentos de Hin, Osté, & Schmidt (2010) que explica el contenido de los documentos ya mencionados. Como esta investigación se enfoca en metales pesados, de acuerdo con los lineamientos neerlandeses se tiene que la partición de los metales en el medio natural de los sedimentos (en la cama del embalse) se puede distribuir como se observa en la Figura 3.8.

### Metales pesados

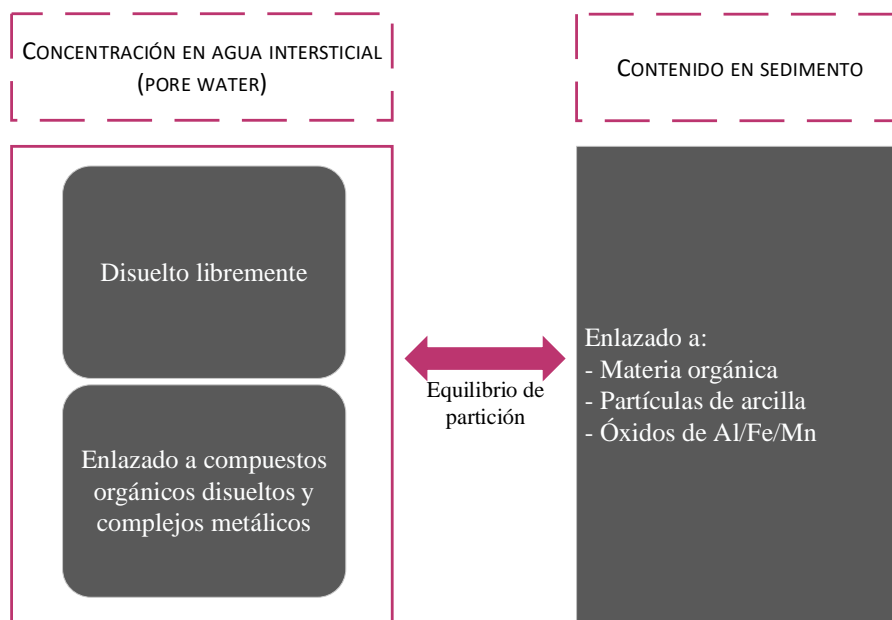


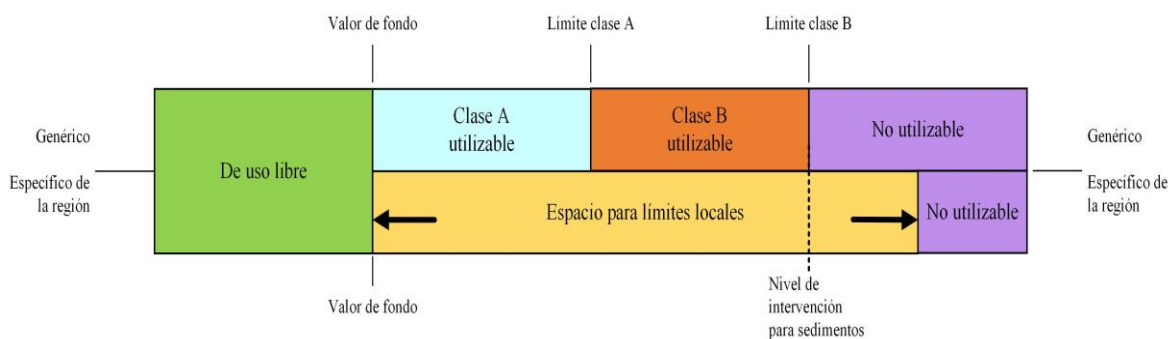
Figura 0.8. Representación esquemática de la presencia de metales pesados en el sedimento y en el agua intersticial. Adaptado de: Hin, Osté, & Schmidt (2010).

La disponibilidad de los metales está fuertemente determinada por la presencia de oxígeno y de contenido de azufre, hierro, calcio y cloro. Aunque los sedimentos son mayoritariamente anaerobios, la capa superficial es aeróbica e importante en la interacción sedimento-agua. El equilibrio de partición se usa para calcular concentración de metales en el agua intersticial; en caso de que no se pueda medir la concentración en el agua intersticial directamente (Hin et al., 2010).

### 1.5.2.1 Los valores máximos y de intervención en los Países Bajos

En cuanto a la manipulación de los sedimentos, el Decreto sobre la Calidad del Suelo diferencia el contexto específico regional y el genérico. El genérico marca límites para el uso y reubicación de material dragado. Asimismo, el decreto indica en su Sección 36 que el uso de suelo excavado o material dragado que constituya un material peligroso es prohibido (State of the Netherlands, 2007).

En la Figura 3.9 se encuentran los criterios de calidad para el uso del material. En caso de que los sedimentos tengan una calidad inferior al límite para uso (clase A o B) o el límite para su reubicación en agua dulce o salada, las autoridades competentes deben tomar la decisión de hacer la norma menos estricta en un contexto local y mantener el límite genérico más estricto, o bien, de mantener el límite genérico intacto. Una condición a las modificaciones de este acuerdo es que la calidad del sedimento a escala local, con tratamiento diferenciado, no debe disminuir en el tiempo (Hin et al., 2010).



**Figura 0.9. Clasificación de sedimentos según el Decreto sobre la Calidad del Suelo de los Países Bajos. Adaptado de: Hin et al., 2010.**

El nivel de intervención de la Figura 3.9 está determinado por valores preestablecidos según la peligrosidad del contenido en metales pesados. Se aconseja llevar a cabo únicamente evaluaciones de la calidad de los sedimentos si, a partir de un sondeo inicial, está claro que

algún valor de intervención ha sido excedido en el sedimento (o el límite local, si aplica). Esta evaluación mostraría en qué modo el sedimento impide alcanzar los valores aceptados (Hin et al., 2010). Los valores de intervención se resumen en el Cuadro 3.3 junto con los valores máximos permitidos según el uso que se le pretende dar a los sedimentos.

**Cuadro 0.3. Valores máximos para sedimentos según legislación neerlandesa, de la Modificación de la Circular referente a la remediación de sedimentos 2008. Adaptado de Hin et al., 2010.**

<b>Metal/metaloide<sup>1</sup></b>	<b>Valores de referencia de sedimentos (límite mínimo Clase A) (mg/kg masa seca)</b>	<b>Valor máximo para uso de sedimentos en o sobre suelo de clase residencial (mg/kg masa seca)</b>	<b>Valor de intervención del sedimento (límite máximo Clase B) (mg/kg masa seca)</b>
<b>Arsénico</b>	20	27	85
<b>Cadmio</b>	0.60	1,2	14
<b>Cromo</b>	55	62	380
<b>Mercurio</b>	0.15	0,83	10
<b>Plomo</b>	50	210	580

<sup>1</sup>En este documento se extrajeron los valores para metales. Para información sobre sustancias: aromáticas, hidrocarburos policíclicos aromáticos, hidrocarburos clorados, pesticidas, asbestos, entre otras; consultar las Tablas 1 y 2 del Anexo B del Reglamento sobre la calidad del suelo y del texto completo de Hin et al., 2010.

El riesgo a la salud de los sedimentos en los Países Bajos puede calcularse con una herramienta llamada SEDIAS (SEDimentASsistent en holandés), disponible en línea. Allí, se introducen las concentraciones totales de las sustancias determinadas y el contenido de materia orgánica. El modelo calcula la exposición de niños jugando en el sedimento para todas las sustancias ingresadas. Se calcula el índice de riesgo, si el índice es menor que 1, el humano expuesto no es sujeto de riesgos irresponsables. Si los valores son mayores que 1, existen motivos para tomar medidas que prevengan la exposición.

### **1.5.2.2 Valores para alimentos de consumo**

A nivel de alimentos provenientes del agua y en contacto con los sedimentos, los lineamientos neerlandeses siguen los estándares de la Unión Europea para pescado, crustáceos, entre otros animales de consumo humano. Los que competen a este análisis se resumen en el Cuadro 3.4.



**Cuadro 0.4. Concentraciones estándar permitidas para consumo humano de peces, anguilas, crustáceos y moluscos. Adaptado de Hin et al., 2010.**

<b>Alimento</b>	<b>Sustancia</b>	<b>Concentración permitida (mg/kg peso fresco)</b>
<b>Pescado</b>	Pb	0,30
	Cd	0,05
	Hg	0,50
<b>Crustáceos</b>	Pb	0,50
	Cd	0,50
	Hg	0,50
<b>Moluscos bivalvos</b>	Pb	1,50
	Cd	1,00
<b>Anguila</b>	Cd	0,10
	Hg	1,00
<b>Lucio</b>	Hg	1

### **1.5.3 Parámetros de la EPA (*United States Environmental Protection Agency*)**

En general, la guía de la EPA consta de tres volúmenes: Marco para evaluar y manejar sedimentos contaminados basado en el ecosistema (I), Diseño e implementación de investigaciones de calidad de sedimentos (II) e Interpretación de los resultados de investigación de calidad de sedimentos (III).

Como información general, el Volumen I refiere tanto a los organismos que habitan en los sedimentos y a los organismos de vida acuática como a la salud humana (Ingersoll & MacDonald, 2002). Describe los procedimientos recomendados para identificar inquietudes y problemas referentes a la calidad del sedimento y para compilar la base de conocimientos existente. Asimismo, contiene recomendaciones para establecer objetivos de manejo de sedimentos y actividades de planificación relacionadas con el manejo de sedimentos contaminados. De manera que, los datos resultantes logren justificar decisiones respecto del manejo de sedimentos en el sitio de estudio (Ingersoll & MacDonald, 2002).

A continuación, se presenta una revisión del Volumen III (Ingersoll & MacDonald, 2002). En él, se describen los cuatro tipos de información que se usan comúnmente para evaluar sedimentos contaminados:

- A. Datos químicos del sedimento y del agua intersticial
- B. Datos de toxicidad del sedimento
- C. Datos de la estructura en comunidades de invertebrados bentónicos

#### D. Datos sobre bioacumulación

De los anteriores, en este texto se enfatizará a continuación la parte A.

##### ***1.5.3.1 Datos químicos del sedimento y del agua intersticial (A)***

La información química que se recolecta sobre los sedimentos es información directa de la presencia y concentraciones de químicos de interés potencial (QIP) en los sedimentos. No obstante, uno de los mayores límites de estos datos es que, por sí mismos, no pueden proveer una base para la evaluación de los efectos potenciales de sedimentos contaminados. En algunos casos, su utilidad se limita aún más si existe un uso inadecuado de métodos analíticos (Ingersoll & MacDonald, 2002).

Los resultados encontrados para QIP deberían ser evaluados en conjunto con información de otros indicadores de calidad de sedimentos medidos dentro del área en estudio, para apoyar la evaluación de calidad de sedimentos. Por ejemplo, la EPA menciona el análisis de riesgo de salud humana o ecológico (Ingersoll & MacDonald, 2002).

Igualmente, cuando la información química de los sedimentos se aborda junto con modelos para alimentos, la información química de los sedimentos puede usarse para predecir las concentraciones de QIPs en pescado, crustáceos y tejidos animales (el Cuadro 21 del documento de Ingersoll & MacDonald (2002) contiene detalles al respecto). Por tanto, se pueden evaluar distintos escenarios de exposición humana asociados al consumo de tejidos contaminados. Sin embargo, la interpretación de esta y la información descrita en los párrafos anteriores necesita compararse con lineamientos referentes a sus efectos en la salud. Asimismo, requiere del desarrollo de escenarios de exposición que sean relevantes al sitio de estudio y la información toxicológica correspondiente.

En los Cuadros 3.5 y 3.6 se presentan CEPs (concentraciones de efecto probable) y CEUs (concentraciones de efecto umbrales) consensuados para América del Norte, que representan herramientas efectivas para evaluar los efectos potenciales de sedimentos contaminados en organismos. En el caso de los valores NEU-HA28 en el Cuadro 3.5 la especie utilizada como indicador de toxicidad fue la *Hyaella azteca* de la Figura 3.10.



Figura 0.10. Anfípodo *H. azteca* aislado de sedimentos. [Fotografía de Hans Hillewaert] (Bélgica, 2013).

Este crustáceo anfípodo es una especie extensa y abundante en América del Norte, Centroamérica y en la parte norte de América de Sur (González & Watling, 2002). No obstante, en Costa Rica se describió la conocida *H. azteca* como *H. faxoni*. Una especie probablemente separada de la *H. azteca*, lo cual llevó a pensar que la *H. azteca* es más bien un complejo de varias especies (González & Watling, 2002).

La EPA recomienda que los límites utilizados por las investigaciones dependan del grado de protección que se quiere conseguir y de la intención de los resultados (sondeo general, remediación del sitio, identificación de muestras tóxicas o no tóxicas, evaluación de la bioacumulación, etc.). De cualquier forma, aboga por su uso para sondeo de la evaluación de niveles de calidad de los sedimentos (Ingersoll & MacDonald, 2002).

**Cuadro 0.5. Lineamientos de calidad de sedimento que reflejan concentraciones de efecto umbrales (CEUs: concentraciones bajo las cuales es poco probable observar efectos perjudiciales; adaptado de: Ingersoll & MacDonald, 2002).**

Sustancia (En mg/kg masa seca)	Concentraciones de efecto umbrales					
	NEU	NEB	UEM	REB	NEU- HA28	CEU consensuado
<b>Arsénico</b>	5.9	6	7	33	11	9.79
<b>Cadmio</b>	0.596	0.6	0.9	5	0.58	0.99
<b>Cromo</b>	37.3	26	55	80	36	43.4
<b>Cobre</b>	35.7	16	28	70	28	31.6

Sustancia (En mg/kg masa seca)	Concentraciones de efecto umbrales					
	NEU	NEB	UEM	REB	NEU- HA28	CEU consensuado
<b>Plomo</b>	35	31	42	35	37	35.8
<b>Mercurio</b>	0.174	0.2	0.2	0.15	SD	0.18
<b>Níquel</b>	18	16	35	30	20	22.7
<b>Zinc</b>	123	120	150	120	98	121

CEU = concentración de efecto umbral; NEU = nivel de efecto umbral; peso seco; NEB = Nivel de efecto más bajo, peso seco; UEM = Umbral de efecto mínimo; peso seco; REB = rango de efectos bajo; peso seco (Long y Morgan 1991); NEU-HA28 = Nivel de efecto umbral para *Hyalella azteca*; Prueba de 28 días; peso seco (USEPA 1996); peso seco al 1% de OC (USEPA 1997); SD = Sin directriz.

**Cuadro 0.6. Lineamientos de calidad de sedimentos que reflejan concentraciones con efectos probables (CEPs; sobre las cuales es probable observar efectos perjudiciales; adaptado de: Ingersoll & MacDonald, 2002)**

Sustancia (En mg/kg masa seca)	Concentraciones de efecto probable					
	NEP	NES	UET	MRE	NEP-HA28	CEP consensuado
<b>Arsénico</b>	17	33	17	85	48	33.0
<b>Cadmio</b>	3.53	10	3	9	3.2	4.98
<b>Cromo</b>	90	110	100	145	120	111
<b>Cobre</b>	197	110	86	390	100	149
<b>Plomo</b>	91.3	250	170	110	82	128
<b>Mercurio</b>	0.486	2	1	1.3	SD	1.06
<b>Níquel</b>	36	75	61	50	33	48.6
<b>Zinc</b>	315	820	540	270	540	459

CEP = concentraciones de efecto probable; NEP = nivel de efecto probable; peso seco; NES = Nivel de efecto severo, peso seco; UET = umbral de efecto tóxico; peso seco; MRE = mediana del rango de efectos; peso seco; NEP-HA28 = Nivel de efecto probable para *Hyalella azteca*; Prueba de 28 días; peso seco. SD = Sin directriz.

#### **1.5.4 La Agencia de Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades (ATSDR)**

Cada organismo tiene sistemas bioquímicos para responder a la agresión química que, aunque similares en ocasiones, pueden ser cuantitativamente distintos. La evaluación de la toxicidad según Peña et al. (2001) es “la selección de los valores adecuados de los parámetros que miden la peligrosidad de las sustancias tóxicas presentes en el sitio, acompañados por la calificación de la calidad de esa información”.

La ATSDR publica perfiles toxicológicos de sustancias, incluyendo a metales pesados y metaloides, disponibles de forma digital. En ellos se puede encontrar información referente a exposiciones agudas, intermedias y crónicas por distintas vías de exposición reportadas en valores de dosis (mg de contaminante por kg de masa corporal por día). Estos valores, normalmente medidos en ratas, ratones y registrados en humanos, aportan información para estimar el riesgo por exposición a tóxicos en el ambiente.

A nivel de salud humana, la toxicidad se define comúnmente en términos de LOAEL o Nivel mínimo de efectos adversos observables (*Lowest Observed Adverse Effect Level*) y NOAEL o Nivel de exposición sin efectos adversos observados (*Non Observed Adverse Effects Level*). El primero, se refiere al nivel experimental más bajo en el que se observa que se produce algún efecto adverso. El segundo, quiere decir el nivel de exposición experimental que representa el máximo nivel probado sin efectos tóxicos observables. Ambos se determinan después de hacer los ajustes a partir de las dosis por diferencias de acuerdo con la especie (Peña et al., 2001).

## 1.6 CONTAMINACIÓN MICROBIOLÓGICA EN LOS SEDIMENTOS

El ecosistema acuático mundial continúa deteriorándose severamente a causa de contaminación microbiológica por escorrentía urbana, granjas agrícolas o fuentes más localizadas de descarga de aguas residuales, incluyendo las plantas de tratamiento (A. Abia, Ubomba-Jaswa, & Momba, 2016). Aunado a esto, los sedimentos particularmente constituyen una zona de comodidad para los microorganismos. Las bacterias en los sedimentos pueden verse protegidas de los rayos ultravioleta (UV) del sol, los cuales les son letales. Asimismo, se protegen de ser depredadas por protozoarios y se proveen generalmente de nutrientes necesarios para su crecimiento (A. Abia et al., 2016; Pachepsky & Shelton, 2011).

### 1.6.1 Influencia de las aguas residuales en la contaminación microbiológica

“Aguas residuales” es el término colectivo aplicado al desecho líquido y fecal generado por una comunidad. Se tienen las aguas negras (cloacales) y las aguas grises (jabonosas) (van Lier, 2015). La ausencia de tratamiento de las aguas residuales afecta a los cuerpos de agua receptores de forma negativa; aportando microorganismos patógenos (van Lier, 2015) y otra serie de elementos (como nutrientes, materia orgánica, sólidos suspendidos) que alteran su equilibrio. Se ha calculado que cada metro cúbico de agua sin tratar vertido deja entre 8 y 10 metros cúbicos de agua dulce inutilizable (van Lier, 2015).

A continuación, se muestra el Cuadro 3.7 con algunos de los microorganismos patógenos encontrados en aguas residuales sin tratamiento.

**Cuadro 0.7. Organismos patógenos encontrados en aguas residuales sin tratar y enfermedades asociadas a los mismos. Fuente: adaptado de información de Tchobanoglous et al. (2013) en van Lier, 2015.**

Organismo	Enfermedad
<b>BACTERIAS</b>	
<i>Campylobacter jejuni</i>	Gastroenteritis
<i>Legionella pneumophila</i>	Enfermedad del legionario

*Continuación en la siguiente página...*

<b>Organismo</b>	<b>Enfermedad</b>
<i>Leptospira</i>	Leptospirosis
<i>Listeria monocytogenes</i>	Listeriosis
<i>Salmonella</i>	Salmonelosis
<i>Vibrio cholerae</i>	Cólera
<i>Yersinia enterocolítica</i>	Yersiniosis
<b>PROTOZOARIOS</b>	
<i>Balantidium coli</i>	Balantidiasis
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Criptosporidiosis
<i>Cyclospora cayetanensis</i>	Ciclosporiasis
<i>Entamoeba histolytica</i>	Amebiasis
<i>Giardia lamblia</i>	Giardiasis
<b>HELMINTOS</b>	
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Ascariasis
<i>Enterobius vermicularis</i>	Enterobiasis
<i>Fasciola hepática</i>	Fasciolosis
<i>Hymenolepis nana</i>	Hymenolepiasis
<i>Taenia saginata</i>	Taeniasis
<i>Taenia solium</i>	Taeniasis
<i>Trichuris trichiura</i>	Trichuriasis

Continuación en la siguiente página...

<b>Organismo</b>	<b>Enfermedad</b>
<b>VIRUS</b>	
<b>Andenovirus (31 tipos)</b>	Enfermedad respiratoria
<b>Enterovirus (más de 100 tipos)</b>	Gastroenteritis, anomalías del corazón, meningitis
<b>Hepatitis A virus</b>	Hepatitis infecciosa
<b>Norwalk</b>	Gastroenteritis
<b>Parvovirus (2 tipos)</b>	Gastroenteritis
<b>Rotavirus</b>	Gastroenteritis

La resuspensión de microorganismos de los sedimentos en la columna de agua puede llevar a un peligro a la salud de los usuarios de un embalse contaminado. Esta resuspensión se puede dar por actividades recreativas en el embalse o por turbulencia natural (A. Abia et al., 2016; Pachepsky & Shelton, 2011; Y. Wang, Pandey, Zheng, Atwill, & Pasternack, 2018). No obstante, según una revisión realizada por Pachepsky & Shelton (2011), en ausencia de turbulencia y resuspensión la mayoría de las investigaciones indican que los sedimentos contribuyen muy poco a la carga bacteriana del agua sobrenadante. Es decir, algunos estudios han encontrado nula correlación entre las coliformes fecales y *E. coli* en el agua y en los sedimentos de lago.

Con lo anterior, se afirma que los sedimentos sirven de reservorio a organismos potencialmente patogénicos. Por esto, es importante que sean evaluados para determinar si representan un riesgo potencial para la salud humana (Pachepsky & Shelton, 2011). Cabe resaltar que no es poco común encontrar diferencias de 2 a 5 órdenes de magnitud entre concentraciones máximas y mínimas observadas en el mismo sitio de estudio (Pachepsky & Shelton, 2011).



### 1.6.2 Transporte de microorganismos desde su origen al embalse

La potencial llegada de patógenos a su lugar de deposición en el embalse, se explica a partir del análisis de adhesión microbiana a las partículas de sedimento durante su transporte en el río (en este caso provenientes del Río Platanar). En efecto, la bacteria adherida junto con la partícula de sedimento, puede hacerse más grande resultando en complejos de mayor peso, que pueden bajar hasta la cama de sedimentos del cuerpo de agua (A. Abia et al., 2016). En esta materia, Wang, Pandey, Zheng, Atwill, & Pasternack (2018) investigaron la supervivencia de patógenos flotantes libres o adheridos a partículas bajo condiciones típicas de corrientes en ríos (turbulencia, aireación, mezcla constante y circulación de agua).

Las pruebas de Wang et al. (2018) se realizaron tanto para *E. coli* O157:H7 como para *Salmonella* spp, dando como resultado diferentes tasas de supervivencia para estas especies. A 30 °C, la supervivencia de *E. coli* y *Salmonella* fueron comparables. En cambio, a 40 °C, las *E. coli* adheridas prevalecieron por más tiempo que las libres flotantes y, comparadas con las *Salmonellas*, las flotantes duraron más tiempo que las *E. coli* pero las *Salmonellas* adheridas duraron menos tiempo vivas que las *E. coli*. Finalmente, Wang et al. (2018) confirmaron que la supervivencia de las bacterias patógenas adheridas a sedimentos cambia con la temperatura. Entendiéndose que, a esta temperatura, ambas bacterias sobrevivieron más estando adheridas a partículas que libres en el agua. La presencia de sedimentos provee de un ambiente favorable para la supervivencia de bacterias como *E. coli*, *Salmonella*, *V. cholerae* y *S. dysenteriae* (Y. Wang et al., 2018).

En el caso de los virus, estos se sorben fuertemente al sedimento. Las variaciones en materia orgánica o pH en general no cambian esta adsorción. Por lo tanto, la fácil adsorción de los virus a los sedimentos cumple un rol importante en su supervivencia en ellos y su transporte en el agua (LaBelle & Gerba, 1979; Smith, Gerba, & Melnick, 1978). Estudios han sugerido que el sedimento de lagos puede actuar como una fuente a largo plazo de virus de influenza en el ambiente acuático (Nazir, Haumacher, Ike, & Marschang, 2011).

### 1.6.3 Indicadores de contaminación fecal

Los indicadores fecales pueden ser indicadores generales de contaminación fecal o estar asociados con una fuente animal particular. Estos deberían estar presentes en niveles altos en las heces idealmente, de forma que puedan ser utilizados como medida sensible del nivel de contaminación cuando se diluyen a concentraciones pequeñas en el ambiente. A grandes rasgos, los indicadores fecales deben proveer información sobre el huésped, ya sea humano, animal de granja o vida silvestre. Es importante que los métodos de detección sean relativamente simples y asequibles (McLellan, Boehm, & Shanks, 2012).

Evidentemente, ningún indicador encontrado puede cumplir todas las características descritas. No obstante, existen preferencias de indicadores según el medio en estudio; teniéndose a *E. coli* recomendada para aguas dulces pero con una vida media muy corta en aguas abiertas (McLellan et al., 2012). Aunque no existen reglas relacionadas con el monitoreo de contaminación fecal en sedimentos (Akebe, et al., 2015), en las subsecciones siguientes se amplía sobre indicadores comúnmente utilizados.

#### 1.6.3.1 *Escherichia coli* y *Clostridium perfringens*

*Escherichia coli* forma parte de la familia taxonómicamente definida como Enterobacteriaceae, la cual, incluye a las bacterias bacilos Gramnegativas, anaerobias facultativas que fermentan la glucosa a ácido, son oxidasas negativas y usualmente catalasa positiva. Usualmente son reductoras de nitrato y pueden ser motiles por flagelos peritricos o inmóviles (Kornacki & Jonhson, 2001).

Un grupo más variado que comparten un número de características, mas no definido taxonómicamente, son las coliformes fecales (McLellan et al., 2012). De acuerdo con Kornacki & Jonhson (2001), son aquéllas que pueden fermentar la lactosa a ácido y gas en 48 horas de 44,5 a 45,5 C en caldo EC y el término “coliformes termo-tolerantes” puede ser más adecuado. Junto con la *Escherichia coli* se tienen los géneros: *Citrobacter*, *Enterobacter*, *Hafnia*, *Klebsiella* y *Serratia*, generalmente de la familia Enterobacteriaceae (McLellan et al., 2012).

*Escherichia coli* es un indicador de contaminación fecal por su conocida presencia en las heces de muchos animales de sangre caliente, incluyendo rumiantes y aves (Akebe Abia,

Ubomba-Jaswa, du Preez, & Momba, 2015). Esta es la bacteria actualmente recomendada por la EPA para agua dulce de uso recreacional. La cual, reemplazó a las coliformes fecales como un indicador más específico de contaminación fecal (McLellan et al., 2012).

En sedimentos, las coliformes fecales estudiadas por (Pachepsky & Shelton, 2011) se encontraban en densidades significativamente mayores en las orillas del lago que en las partes más profundas. Además, las partes con más actividad en el agua coincidieron con concentraciones en coliformes fecales, lo cual llevó a concluir que la invasión de las aguas servía de sistema de distribución de las bacterias (Pachepsky & Shelton, 2011).

Por su parte, *Clostridium perfringens* fue propuesta desde 1963 como un indicador de contaminación fecal en aguas residuales y las aguas receptoras. Es usado en algunos países europeos pero no en Estados Unidos (McLellan et al., 2012). Si bien, un atributo positivo suyo como indicador es su habilidad de formación de esporas (Akebe Abia et al., 2015), a diferencia de *E. coli*, este potencial indicador es patógeno en sí.

*C. perfringens* persiste más tiempo en el ambiente que los indicadores convencionales, convirtiéndose en un indicador tanto de contaminación fecal reciente como previa. Se reporta que puede sobrevivir hasta 85 días en sedimentos de mar y de agua dulce, mientras que las coliformes fecales disminuyen a un 10 % de sus concentraciones iniciales en ese mismo período. Asimismo, ha sido identificada como un indicador útil de ooquistes de *Cryptosporidium* y quistes de *Giardia* (causantes de infección intestinal). Por lo que sirve como organismo modelo para predecir la presencia o ausencia de protozoarios y virus patógenos a humanos (Akebe Abia et al., 2015).

No obstante, como es un organismo anaeróbico estricto, su muestreo en los sedimentos representa un reto para la investigación. La decisión debe ser evaluada según recursos económicos y materiales disponibles, así como los resultados que se espera obtener.

En conclusión, el estudio de Abia et al. (2015) demuestra que *E. coli* y *C. perfringens* son ambos buenos indicadores de contaminación fecal en los sedimentos de río. Sin embargo, recomiendan que ambos organismos sean monitoreados en conjunto para evaluaciones precisas de contaminación fecal. Dado que *E. coli* es un buen indicador de contaminación fecal y da información del impacto reciente de esta; mientras que *C. perfringens* indica el impacto a largo plazo de la deposición fecal en los sedimentos por su elevada persistencia en el ambiente (Akebe Abia et al., 2015; McLellan et al., 2012).

### **1.6.3.2 Limitaciones de los indicadores**

*E. coli*, coliformes fecales y otras *Enterobacterias* son organismos habitantes del intestino de organismos de sangre caliente. No obstante, se conoce que hay reservorios de estos organismos en el ambiente (Kornacki & Jonhson, 2001).

En los análisis, no se puede asumir que la presencia de *Enterobacteriaceae* prediga la presencia de patógenos como *Listeria monocytogenes*. No obstante, números más altos de organismos indicadores como la *E. coli* pueden correlacionarse con una probabilidad mayor de patógenos entéricos. Por otro lado, si el medio está libre de estos indicadores no implica que no estén los organismos patógenos presentes (Kornacki & Jonhson, 2001). Un ejemplo de lo anterior se tiene en el capítulo 8 de Kornacki & Jonhson (2001), donde se comprobó la tendencia al incremento en la incidencia de *Salmonella* en relación con el Número Más Probable (NMP) del indicador *E. coli*.

## 1.7 PELIGROSIDAD DEL SECADO A CIELO ABIERTO DE LOS SEDIMENTOS: CONSIDERACIONES NECESARIAS

El contenido a continuación pretende que se comprenda el potencial riesgo al que se enfrentaría la población si entra en contacto con los sedimentos secos. Lo anterior, bajo la premisa de que una misma dosis química puede producir diferentes efectos en el organismo dependiendo de la vía por la que ingresa (Peña et al., 2001).

Tres de las vías más comunes de ingreso de xenobióticos según Peña et al. (2001) y Peterson & Talcott, (2013) son las siguientes:

- a) **Ingestión:** se da cuando el tóxico entra al Tracto Gastro Intestinal (TGI), la mayor cantidad se absorbe en el estómago y en los intestinos, aunque también puede haber absorción sublingual y rectal. Entra como un nutriente.
- b) **Inhalación:** por esta vía, además de gases y vapores, entran las partículas sólidas suspendidas en aire (el polvo). Los sitios de absorción son la nariz y los pulmones. Las partículas pequeñas de polvo pueden llegar hasta los alvéolos pulmonares y depositarse. Las partículas solubles se pueden disolver en el moco nasal y ser transportadas por la faringe. Las partículas inhaladas por la boca entran al TGI (ver Figura 3.11).

Según su tamaño, puede ocurrir que:

- Las partículas mayores a 50  $\mu\text{m}$  no pueden inhalarse (Consejo Superior de Investigaciones Científicas, s/f).
- Las partículas de 5  $\mu\text{m}$  o más grandes, se depositan en la región **nasofaríngea** (más alta, garganta y nariz).
- Las partículas de 1 a 5  $\mu\text{m}$  son depositadas en la región **traqueobronquiolar** del pulmón (región intermedia), de donde podrían ser expulsadas por estornudos o tos, o después de esto, pasar al TGI.
- Las partículas de 1  $\mu\text{m}$  y más pequeñas penetran directamente a los **sacos alveolares** de los pulmones. De allí, pueden ser absorbidas en la sangre o ser eliminadas por el sistema linfático.

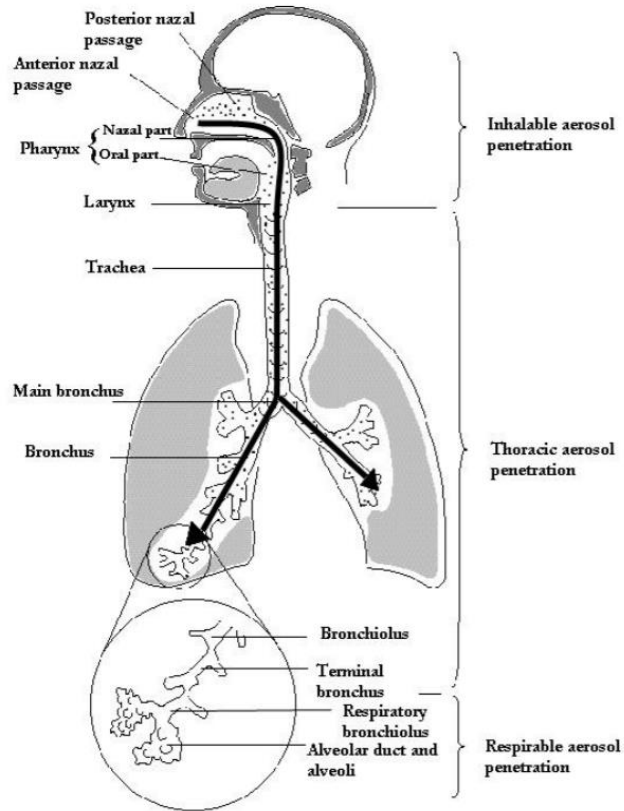
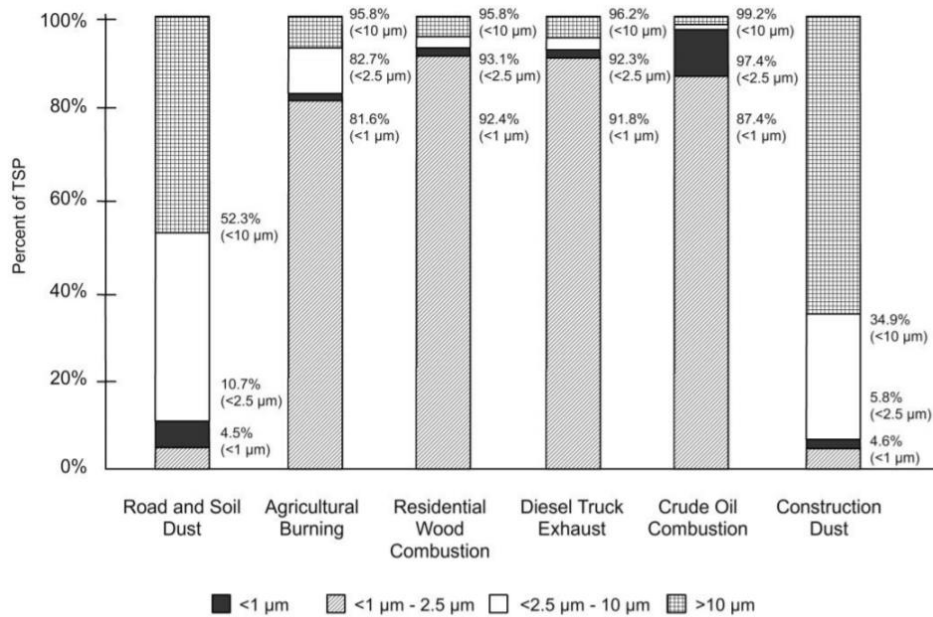


Figura 0.11. Transporte de partículas por vía respiratoria. Fuente: EPA, 2008

- c) **Absorción cutánea:** para ser absorbida por esta vía, debe difundirse a través del estrato córneo (capa más superficial) y las restantes capas de la epidermis, llegar a contactar los vasos capilares sanguíneos y linfáticos para, finalmente, pasar al torrente sanguíneo. El mecanismo de transporte biológico posible para esta vía es el de difusión simple.

En cuanto al secado de los sedimentos, un gráfico de fuentes de material particulado emitido por la EPA (2008) da idea del tamaño de partícula se muestra en la Figura 3.12 De ser transportados por erosión del aire durante el secado a cielo abierto, los sedimentos podrían ser comparados con la primera barra de *soil dust* o polvo del suelo.



**Figura 0.12. Distribución de tamaños de partículas provenientes de distintas fuentes de emisión (percent of TSP: porcentaje de partículas suspendidas totales). Fuente: EPA, 2008.**

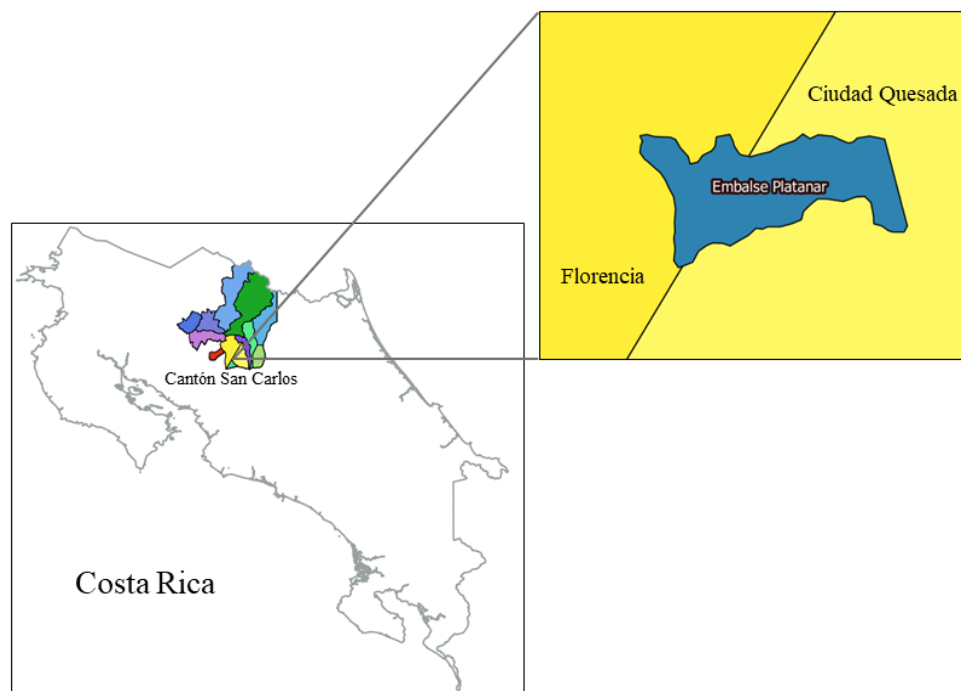
En general, por las vías expuestas se entiende que los tóxicos provenientes de los sedimentos en el polvo pueden ingresar al organismo por las primeras dos (ingestión e inhalación) concordantemente con su tamaño de partícula. Es decir, pueden comportarse según lo descrito dentro del organismo. Por lo tanto, los tamaños de partícula determinados experimentalmente en los ensayos granulométricos de los sedimentos son relevantes, dado que permiten relacionarlos con las vías de ingreso probables; si ocurriera dispersión de estos en el aire. Asimismo, se enlaza lo mencionado con eventuales posibles efectos adversos en la salud humana.

## MATERIALES Y MÉTODOS

En este apartado se describen los procedimientos llevados a cabo para la caracterización de los sedimentos del Embalse Platanar, como se referirá en adelante en este texto al Embalse de la Central Hidroeléctrica Platanar, y la posterior identificación del peligro asociado a estos. Aunque interdependientes, los procesos se clasificaron entre químicos, físicos y microbiológicos.

### 1.8 LUGAR DE ESTUDIO

En la Figura 4.1 se muestra la ubicación del Embalse Platanar de COOPELESCA R. L., en el cantón de San Carlos, provincia de Alajuela, Costa Rica. La localización geográfica de la Central Hidroeléctrica se detalla en el mapa del Anexo 1.



**Figura 0.1. Ubicación del Embalse Platanar y del área de estudio.**



## 1.9 RECOLECCIÓN DE DATOS GEOGRÁFICOS DE LA ZONA

Se hizo una recolección e interpretación de datos geográficos de las actividades económicas en Ciudad Quesada, específicamente las relacionadas con la contaminación directa y de los ríos tributarios del Río Platanar. A partir de ella se generaron dos mapas de información. Para esto, se hizo uso de las fuentes de datos: Atlas Digital del Tecnológico de Costa Rica 2014, Instituto Geográfico Nacional, Geoportal de la Municipalidad de San Carlos y el Sistema Nacional de Información Territorial (SNIT). Se evaluó la relevancia de los datos disponibles, se priorizó información y ésta se operó mediante el uso de herramientas de geoprocésamiento en el software libre QGIS 3.0.3 y QGIS 2.18.16.

Para delimitar la zona de influencia de contaminación en los mapas se aplicó un buffer de 500 metros a cada lado del Río Platanar y de 250 metros a cada lado de cada río tributario al Platanar; esta última medida corresponde a lo que indica la Ley de Aguas sobre la protección del Río en su medida más extrema. Los detalles del geoprocésamiento se encuentran en el Modelo Cartográfico en Apéndice 1.

La información geográfica que requirió de comprobación se verificó *in situ*. Una vez realizada esta interpretación de datos, la caracterización de los sedimentos estuvo compuesta de las pruebas que resume el Cuadro 4.1.

**Cuadro 0.1. Pruebas realizadas a los sedimentos del Embalse de la CHP.**

<b>Fisicoquímicas</b>	<b>Metales pesados</b>	<b>Microbiológicas</b>
pH (de agua y de sedimentos)	Mercurio	<i>Escherichia coli</i> como indicador de contaminación fecal
Temperatura (del agua)	Cadmio	Identificación de <i>Salmonella</i>
Textura	Arsénico	Identificación de <i>Listeria monocytogenes</i>
Materia orgánica	Plomo	
Humedad	Cromo	

## 1.10 CARACTERIZACIÓN FÍSICA DE LOS SEDIMENTOS

Los detalles del muestreo realizado se encuentran en la Sección 4.4.1, dado que se realizó un único muestreo para la caracterización física y la cuantificación de metales pesados.

### 1.10.1 Contenido de materia orgánica

Para la determinación de materia orgánica se siguió el método de Pérdida por Ignición o LOI (*Loss On Ignition*) siguiendo el procedimiento de Hoogsteen et al., (2015). El procedimiento completo se realizó en los laboratorios de la Escuela de Ingeniería Ambiental del TEC.

La técnica LOI es ampliamente utilizada para cuantificar el contenido de materia orgánica en suelos y en este estudio se aplicó a sedimentos. Consiste en la eliminación de la materia orgánica de la muestra mediante aplicación de calor. Posterior a la remoción, la pérdida gravimétrica de masa se mide para estimar el contenido de materia orgánica en los sedimentos.

Las cápsulas de porcelana en donde se colocaron las muestras fueron previamente secadas y llevadas a masa constante para evitar errores por variaciones en su masa en los cálculos posteriores. Una masa de  $(20,0000 \pm 0,0001)$  g de muestra se añadieron a cada cápsula pre-pesada.

Las pruebas se realizaron para las siete muestras por duplicado utilizando una balanza analítica OHAUS Pioneer, a una temperatura de ignición de 550 °C en horno de mufla Fisher Scientific Isotemp® Programable durante 3 horas. Se efectuó una rotación de posición de las cápsulas al pasar 1,5 h del procedimiento para asegurar una ignición homogénea. La Figura 4.2 muestra algunas cápsulas antes y después del proceso de calcinación.



Figura 0.2. Sedimentos limpios antes (superior, café) y después (inferior, rojizo) del LOI.

### 1.10.2 Textura del sedimento

Los ensayos de textura se realizaron en el Laboratorio de Física de Suelos de la Escuela de Química del TEC bajo la supervisión del PhD. en Ciencias del Suelo Federico Masis Meléndez. Para cada muestra se realizó únicamente un ensayo y se hizo un blanco. El método utilizado fue el del Hidrómetro Bouyoucos (Figura 4.3) como describe el libro Métodos de Análisis de Suelo en la sección 2.4.3.5 de Gee, Or, Dane, & Topp, (2002); en cilindros de sedimentación estándares (1 litro). La única modificación al método fue una corrección de temperatura (a la temperatura de calibración de 20 °C) utilizando la ecuación 4-1 tomada de Henríquez Henríquez (2012).

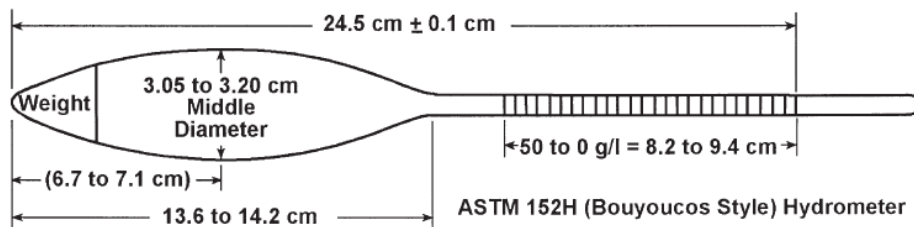


Figura 0.3. Diagrama del hidrómetro Bouyoucos.

$$temperatura\ corregida = (temperatura_{muestra} - 19,4) * 0,3$$

Ecuación 0-1

El principio del método del hidrómetro es la Ley de Stokes, que se escribe para el hidrómetro como se muestra en la Ecuación 4-2.

$$X = \theta t^{-1/2}$$

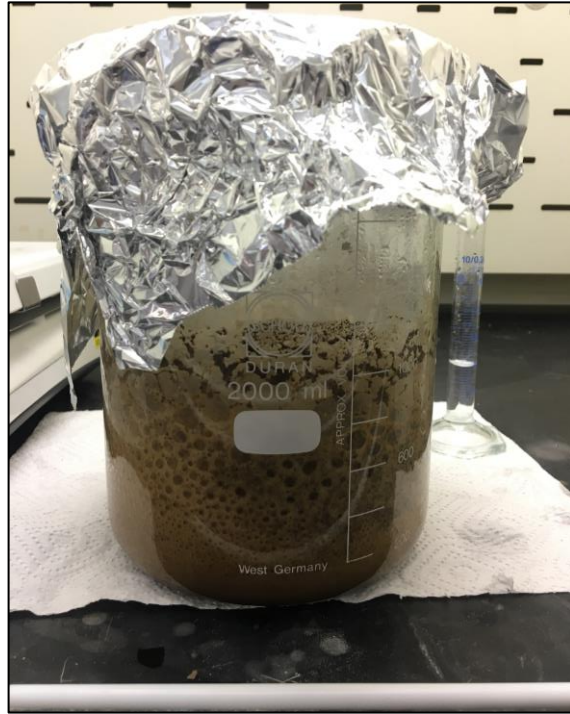
**Ecuación 0-2**

Donde  $\theta$  es el parámetro de sedimentación y  $t^{-1/2}$  es función de la profundidad de suspensión del hidrómetro, viscosidad de la solución y densidad de las partículas en solución y  $X$  es el diámetro de las partículas suspendidas. Las muestras fueron limpiadas (se eliminaron las ramas y hojas utilizando una pinza) y tamizadas por el tamiz N° 10 con tamaño de abertura de 2.00 mm (ver Figura 4.4).

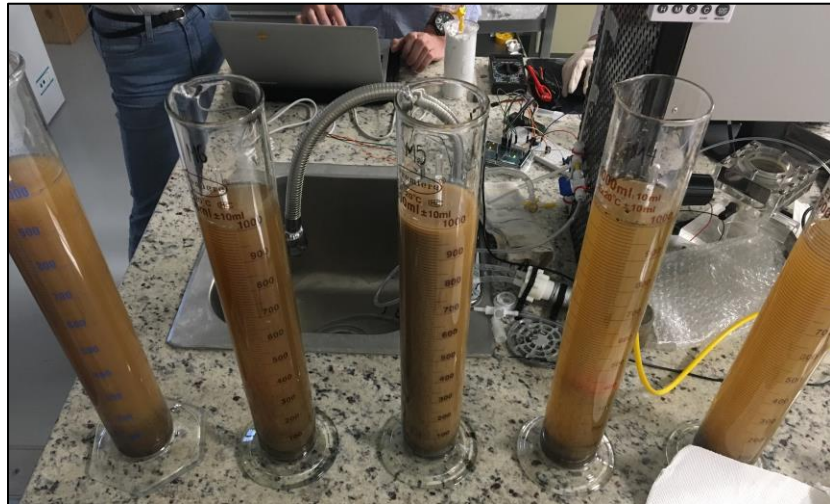


**Figura 0.4. Tamiz N° 10 de 2.00 mm.**

Se utilizó una masa de  $(50,00 \pm 0,01)$  gramos para cada prueba por muestra, la cual se corrigió posteriormente por humedad. Esta masa se sometió a una oxidación de la materia orgánica (ver Figura 4.5) con peróxido de hidrógeno al 30% v/v calentando a 90 °C por aproximadamente una hora. Lo anterior, previo al procedimiento mencionado de Gee et al. (2002) en los cilindros de sedimentación de la Figura 4.6.

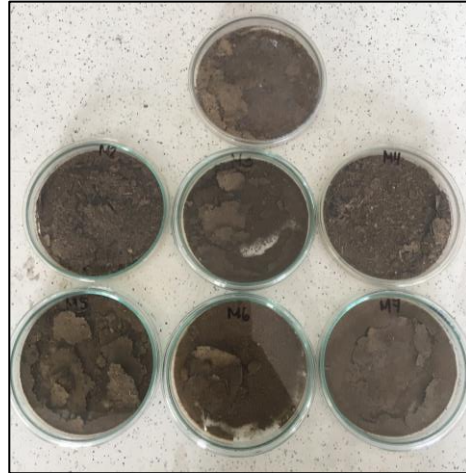


**Figura 0.5. Tratamiento para eliminación de materia orgánica.**



**Figura 0.6. Cilindros de sedimentación durante prueba de textura de muestras 7-3 (izquierda a derecha).**

Al final de la prueba del hidrómetro se recuperaron las arenas resultantes a través de un tamiz de 53  $\mu\text{m}$  y lavado, siguiendo la recomendación de Gee et al. (2002). Estas arenas se trasvasaron cuantitativamente a placas Petri de vidrio pre-pesadas (Figura 4.7) en donde se secaron a 105 °C en una estufa en el Centro de Investigación en Protección Ambiental (CIPA-TEC) y se determinó su masa final.



**Figura 0.7. Placas Petri con las arenas recuperadas de las pruebas de textura de los sedimentos.**

Los resultados de la prueba de textura para arcillas, limos y arenas se calcularon mediante la ecuación 4-3. En donde las arenas se recuperaron cuantitativamente de cada prueba, las arcillas se tomaron de la prueba del hidrómetro y los limos se estimaron con la fórmula.

$$\% \text{ limos} = 100 - (\% \text{ arenas} + \% \text{ arcillas})$$

**Ecuación 0-3**

### **1.10.3 Prueba de humedad**

La prueba de humedad se realizó con el fin de corregir los cálculos de materia orgánica y poder reportar las concentraciones de metales pesados, de las pruebas químicas, con base en la masa seca de sedimento. Las pruebas se hicieron por triplicado.

El procedimiento se realizó en el Laboratorio de Biomateriales de la Escuela de Ingeniería Forestal del TEC. El equipo utilizado fue el analizador de humedad MB45 de OHAUS que se muestra en la Figura 4.8. Su principio de operación es el termogravimétrico, por lo que determina la masa de la muestra inicial, seca la muestra con un secador halógeno y despliega el contenido porcentual de humedad que se evapora.



**Figura 0.8. Analizador de humedad.**

## 1.11 PRUEBAS QUÍMICAS

### 1.11.1 Muestreo

El muestreo se realizó el 20 de setiembre del 2018. Para asegurar un muestreo representativo, se siguieron las recomendaciones del libro *Fundamentals of Environmental Sampling and Analysis* de Chunlong Zhang (2007) y el Manual de muestreo de sedimentos de fondo de lago y río del Ministerio de Ambiente de British Columbia, Canadá, por Cavanagh, Nordin, Swain, & Pommen (1997). Se incorporaron también insumos del Guía de selección del diseño de muestreo para recolección de datos ambientales de la EPA (USEPA, 2002) referentes al muestreo sistemático.

Para hacer cumplir lo anterior, se capacitó al equipo de muestreo conformado por los colaboradores de la Hidroeléctrica Platanar en cuanto a la importancia y objetivos del muestreo, tres semanas antes del muestreo. Durante el día del muestreo, se capacitó sobre el equipo a utilizar y los cuidados en la manipulación de las muestras durante y después del muestreo.

#### 1.11.1.1 Diseño del muestreo

Se realizó un muestreo sistemático de grilla siguiendo las recomendaciones de Chunlong Zhang (2007). Este diseño se eligió pues no se contaba con información previa del sitio y se trató de un estudio exploratorio (Chunlong Zhang, 2007). Se decidió tomar 7 muestras ( $n=7$ ) puesto que con esta cantidad de puntos se logró representar puntos claves del embalse y por razones de costos. Se utilizó la ecuación 4-4 para calcular la longitud (L) de las grillas de acuerdo con la cantidad de muestras por tomar. Consecutivamente, se eligió el primer punto aleatoriamente y los puntos restantes se tomaron en el centro de cada cuadrícula. Resultando en la división teórica del embalse de la Figura 4.9.

$$L = \sqrt{\frac{A}{n}} = \sqrt{\frac{76870 \text{ m}^2}{7 \text{ muestras}}} = 105 \text{ m}$$

Ecuación 0-4





Figura 0.9. División teórica con longitud de 105 metros de lado para el diseño del muestreo y puntos de muestreo, Embalse Platanar. Diseño generado con AutoCAD 2016.

En la práctica, los puntos muestreados se muestran en la Figura 4.10. En adelante, para todos los análisis excepto los microbiológicos se utilizaron los números de muestra (códigos) de la Figura 4.10.

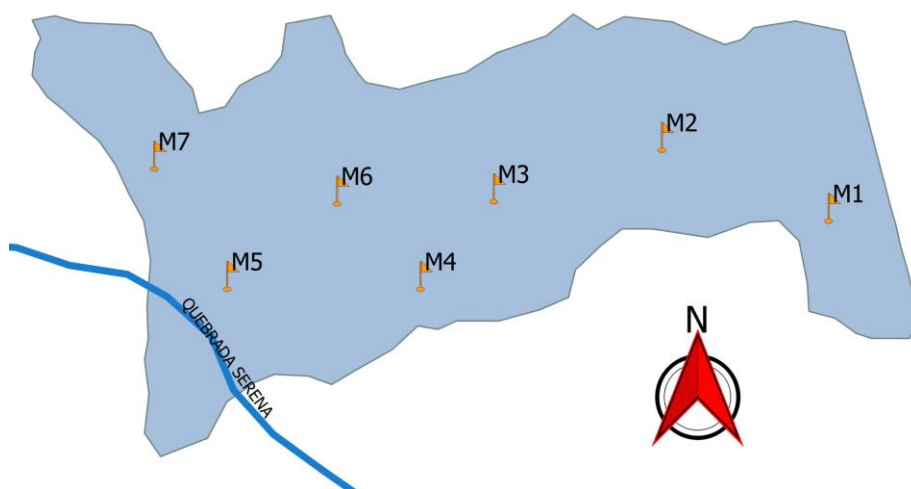


Figura 0.10. Puntos muestreados para parámetros químicos y físicos.

#### 1.11.1.2 Método de muestreo

Se utilizó un muestreador de sedimentos tipo *corer* facilitado por el CIMAR (Centro de Investigación en Ciencias del Mar y Limnología) de la Universidad de Costa Rica, el cual se observa en la Figura 4.11. Los equipos tipo *corer* son ideales dado que permiten recuperar las muestras manteniendo su integridad vertical. El PVC transparente del que están contruidos los tubos recolectores no contamina la muestra para determinaciones de metales pesados traza. Además, su manipulación se realizó en todo momento con guantes de látex sin polvo. Se utilizaron guantes nuevos, cambiando los guantes por otros nuevos en cada punto de muestreo.



**Figura 0.11. Muestreador de sedimentos tipo *corer* (izquierda) y tubos para recolección de muestra (derecha).**

Después de cada toma de muestra, se mantuvieron los tubos en posición vertical en hieleras con hielo hasta ser procesados en el laboratorio para su homogeneización. Las alturas de sedimento extraído se encuentran en el Cuadro 4.2.

**Cuadro 0.2. Alturas de sedimento extraídos con el *corer* de sedimentos durante el muestreo.**

Número de muestra	Altura del sedimento en <i>corer</i>
	( $\pm 0,05$ cm)
<b>M1</b>	19,00
<b>M2</b>	24,00
<b>M3</b>	22,00
<b>M4</b>	28,00
<b>M5</b>	26,00
<b>M6</b>	32,00
<b>M7</b>	21,00

Antes de las pruebas de laboratorio (ICP, textura, materia orgánica y humedad), los sedimentos fueron homogeneizados. Esto se efectuó dividiendo las columnas en secciones: inferior, media y superior, de igual proporción. Las secciones se dejaron secar al aire en bandejas plásticas y una vez secas, se tomaron masas iguales de cada sección y se morterizaron.

### **1.11.2 Método de cuantificación de metales pesados**

Del *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (SMEWW) se seleccionó la técnica de ICP-MS (Espectrometría de Masas con Plasma Acoplado Inductivamente) por su alta sensibilidad para determinación de metales pesados traza y la ausencia de información sobre contaminantes en el Embalse Platanar. Estos análisis se llevaron a cabo en el Centro de Investigación en Contaminación Ambiental (CICA) de la Universidad de Costa Rica siguiendo el método 3125 B del SMEWW 22<sup>o</sup> Edición (2012).

En el método de ICP-MS, el analista introduce la muestra en un plasma generado con argón, usualmente a través de nebulización neumática. Mientras se transfiere la energía del plasma al flujo de la muestra, el elemento buscado se disuelve, se atomiza y se ioniza. Los iones resultantes son extraídos del plasma por una interfase diferencial de vacío y son separados por un espectrómetro de masas según su relación masa/carga. Un detector multiplicador de electrones cuenta los iones separados y un sistema computarizado procesa la información resultante (Association American Public Health, 2012).

Las incertidumbres de los resultados del análisis correspondieron a incertidumbres expandidas con un factor de cobertura de 2 ( $k=2$ ), lo cual generó un nivel de confianza del 95% (ver Anexo 2).

### **1.11.3 Abordaje toxicológico**

Inicialmente se interpretaron los resultados para cromo y arsénico según probabilidades de especiación y biodisponibilidad de los metales pesados.

A continuación, el aporte de cada metal pesado a la toxicidad del sedimento se evaluó a través de índices de calidad de sedimentos (SQG) de fuentes internacionales. Para ello, se realizó una revisión bibliográfica de índices de calidad de sedimentos y se eligieron los estadounidenses, australianos y neerlandeses para esta investigación. En conjunto, estos índices y valores refirieron a la contaminación presente en los sedimentos del embalse Platanar, su consecuente peligrosidad asociada y la viabilidad ambiental de disposición de estos en escombrera.

Se siguió el procedimiento aplicado por Ke, Bao, Qi, Huang, & Zhang (2018), quienes utilizaron SQGs de la EPA para evaluar el riesgo asociado a los datos químicos disponibles. Se utilizó primeramente el NEP y las ecuaciones 4-5 y 4-6.

$$NEP_Q = \frac{\text{concentración de contaminante en sedimento}}{NEP}$$

**Ecuación 0-5**

$$SQG_Q = \frac{\sum_{i=1}^n NEP_Q}{n}$$

**Ecuación 0-6**

Los metales pesados fueron entonces clasificados según su potencial de causar efectos adversos mediante el criterio:  $SQG_Q < 0,1$  (no impactado);  $0,1 < SQG_Q < 1$  (moderadamente impactado) y  $SQG_Q > 1$  (altamente impactado). Además, se calculó un  $SQG_Q$  general para los sedimentos del embalse.

En segundo lugar, se aplicaron los índices siguientes, también de la EPA:

- Concentración de Efecto Umbral (CEU; en inglés Threshold Effect Concentration).
- Concentración de Efecto Posible (CEP; en inglés Possible Effect Concentration).

Los resultados se interpretaron bajo el criterio: si la concentración fue menor que CEU, se asumió que los metales pesados no causaban efectos biológicos adversos y, el exceder la CEP, indicó que podrían suceder efectos adversos.

Finalmente, se predijeron los efectos adversos esperados utilizando Unidades de Toxicidad (UT). Es de interés la UTP (Unidad de Toxicidad Predictiva), en la ecuación 4.7. Esta evalúa la toxicidad de los sedimentos a partir de la concentración de sustancias químicas en la muestra de sedimento.

$$UT = \frac{\text{Concentración del contaminante en sedimento}}{LC_{50}/CEP/CEU}$$

**Ecuación 0-7**

A modo confirmatorio, las concentraciones de metales pesados se compararon con los parámetros australianos siguiendo la misma lógica. En este caso se usaron las ecuaciones 4-8 y 4-9.

$$ISQG_{Q-Low} = \frac{\text{concentración de contaminante en sedimento}}{ISQG - Low}$$

**Ecuación 0-8**

$$ISQG_{Q-High} = \frac{\text{concentración de contaminante en sedimento}}{ISQG - High}$$

**Ecuación 0-9**

Como no se cuenta con valores referencia en Costa Rica, se realizó una comparación de los resultados obtenidos con los valores de referencia de los Países Bajos para dar idea de la contaminación del sitio. Lo anterior, por recomendación de la reglamentación australiana. Finalmente, se hizo uso de la reglamentación neerlandesa para valorar si la contaminación de los sedimentos requiere intervención y si es permitido disponer los sedimentos en escombrera por medio de los límites establecidos para uso de sedimentos en zona residencial (los datos se encuentran en el Cuadro 3.3).

#### ***1.11.3.1 Agencia para Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades***

Se recurrió a información de la Agencia para Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades (ATSDR por sus siglas en inglés) para estimar el peligro directamente en la salud humana. Para lograr esto, se hizo una compilación de dosis comprobadas causantes de efectos adversos en la salud en humanos para todos los metales determinados y se discutió brevemente.

#### ***1.11.3.2 Riesgo e intervención por método NTP 330***

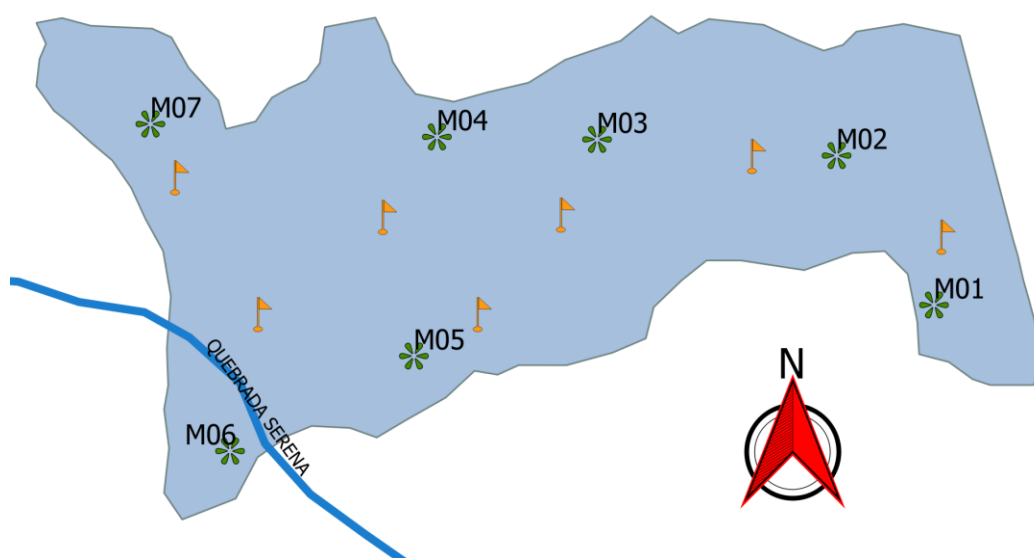
El método NTP 330 es una norma técnica de prevención española que consta de un método simplificado de evaluación de riesgos (Bestratén Bellovi & Pareja Malagón, 1994). Este se adaptó y se utilizó para estimar el riesgo de tres actividades relacionadas con el contacto directo con los sedimentos.

El resultado se basó en la probabilidad de ocurrencia de un efecto adverso a causa de la actividad y en el nivel de consecuencia (o la severidad del efecto adverso). Estos dos factores permitieron estimar el riesgo, el cual se asoció a un nivel recomendado de intervención y priorización.

## 1.12 ENSAYOS MICROBIOLÓGICOS

### 1.12.1 Muestreo

El muestreo se realizó en un bote el 10 de agosto del 2018, en ausencia de lluvia en los puntos de muestreo de la Figura 4.12. Cada muestra fue tomada tres veces en el mismo punto (tres réplicas) y se colocaron en tres bolsas estériles distintas, cada réplica fue de aproximadamente 100 a 200 gramos de sedimento húmedo. Para los análisis de laboratorio que se describen más adelante, el contenido de las réplicas por muestra fue mezclado de forma homogénea en una nueva muestra compuesta, la cual se utilizó para trabajar.



**Figura 0.12. Puntos muestreados para ensayos microbiológicos con flor verde (los marcadores con banderas corresponden al muestreo físico químico de Figura 4.10).**

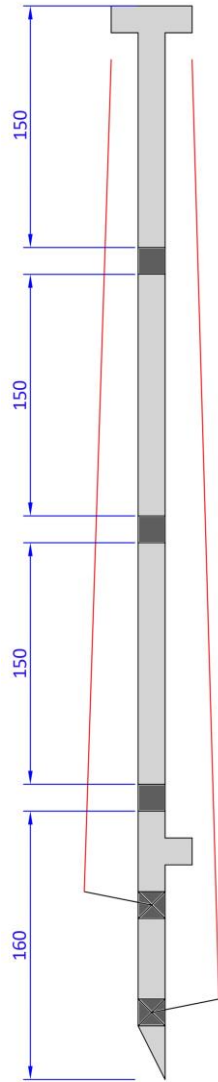
Se consideraron las buenas prácticas de toma de muestra, con guantes desechables y en bolsas estériles (Figura 4.13). Las muestras fueron almacenadas de inmediato en hieleras con hielo por 6 horas, seguidas de 60 horas en refrigeración y posteriormente se trasladaron al Instituto Tecnológico de Costa Rica. Allí, se trabajaron con técnicas asépticas en el Laboratorio de Microbiología de la Escuela de Ingeniería Ambiental bajo la supervisión y el apoyo de la microbióloga PhD. Virginia Montero Campos.



Figura 0.13. Recolección de muestras en el Embalse de la CHP. Fuente: Marlene Mata y Laura Leitón.

### 1.12.1.1 Dispositivo de muestreo

Para este muestreo se construyó un dispositivo de muestreo, dado que no se contaba con el equipo adecuado en el TEC y las investigaciones anteriores en sedimentos de ríos habían utilizado equipos para profundidades menores. Por esto, se diseñó un dispositivo desmontable a partir de un tubo de PVC de 1 pulgada de pared gruesa, el cual se observa en uso en la Figura 4.13(a). Se proyectó que, en la caída, el muestreador se insertara en el sedimento y lo contuviera en el tubo al cerrar una válvula de paso en la sección inferior. De tal forma que fuera posible extraer el sedimento y colocarlo en bolsas estériles. De la batimetría del embalse (en Anexo 3) se extrajo que su profundidad máxima es de aproximadamente 5 metros, por lo que el dispositivo se diseñó para que pudiera extenderse hasta 6 metros de altura. Las partes del dispositivo se describen en el diagrama de la Figura 4.14.



**Figura 0.14. Diagrama del equipo construido.** (Gris claro: PVC 1 pulgada; gris oscuro: uniones de rosca y válvulas; rojo: cuerdas; líneas perpendiculares color gris oscuro: barra roscada metálica; azul: cotas en centímetros (el diagrama no está a escala).



### 1.12.2 *Escherichia coli* como indicador de contaminación fecal

Para este parámetro se utilizó la técnica del número más probable (NMP) para tres tubos, basados en la tabla de 3 tubos que se muestra a continuación en el Cuadro 4.3.

**Cuadro 0.3. Tabla para estimación de contaminación fecal con técnica Número Más Probable para tres tubos.**

Número de tubos con reacción positiva en las series de tres tubos inoculados con:			NMP/g de sedimento
10 mL	1 mL	0,1 mL	
0	0	1	3
0	1	0	3
1	0	0	4
1	0	1	7
1	1	0	7
1	1	1	11
1	2	0	11
2	0	0	9
2	0	1	14
2	1	0	15
2	1	1	20
2	2	0	21
2	2	1	28
3	0	0	23
3	0	1	39
3	0	2	64
3	1	0	43
3	1	1	75
3	1	2	120
3	2	0	93
3	2	1	150
3	2	2	210
3	3	0	240
3	3	1	460
3	3	2	1100

Se siguió el procedimiento para determinación rápida de *E. coli* contenido en el *Bacteriological Analytical Manual* (BAM) (Feng, Weagant, Grant, & Burkhardt, 2002).

### 1.12.3 Identificación de *Listeria monocytogenes*

Se siguió el procedimiento para identificación de *Listeria monocytogenes* según el BAM (Hitchins, Jinneman, & Chen, 2003). Las pruebas se realizaron para las siete muestras tomadas (Figura 4.12) por duplicado.

Se realizó la adición de un antibiótico al agar Oxford, selectivo para *Listeria*, por causa del numeroso crecimiento de bacterias acompañantes. La composición del antibiótico utilizado se detalla en el Cuadro 4.4.

**Cuadro 0.4. Formulación del antibiótico añadido al medio de cultivo.**

Contenido del vial*	Por vial	Por litro
Amphotericin B	5,0 mg	10,0 mg
Colistin sulfato	10,0 mg	20,0 mg
Acriflavina	2,5 mg	5,0 mg
Cefotetan	1,0 mg	2,0 mg
Fosfomicin	5,0 mg	10,0 mg

\*Los detalles completos se muestran en el Anexo 4.

### 1.12.4 Identificación de *Salmonella choleraesuis*

Se siguió el procedimiento para identificación de *Salmonella spp.* contenido en el BAM (Andrews, Wang, Jacobson, & Hammack, 2001). Las pruebas se realizaron para las siete muestras tomadas (Figura 4.12) por duplicado.

El cultivo culminó haciendo uso del sistema de identificación de *Enterobacteriaceae* y otros bacilos Gram negativos no exigentes, API® 20E. Este se compone de 21 pruebas bioquímicas miniaturizadas y una base de datos. La galería del sistema API® 20E consta de 20 microtubos que contienen substratos deshidratados y deben ser inoculados, con micropipeta, con una suspensión bacteriana con un estándar de MacFarlan de 0,5.

Las reacciones producidas durante el período de incubación se traducen en cambios de color espontáneos o revelados mediante la adición de reactivos. La lectura se llevó a cabo utilizando una Tabla de Lectura y la identificación, mediante el software de identificación de API® 20E.

### 1.13 GENERACIÓN DE RECOMENDACIONES

A partir de los resultados obtenidos en la investigación, se generaron recomendaciones referentes a la disposición y tratamiento de los sedimentos. Se les dio dos énfasis: la mitigación de la contaminación microbiológica por medio de una revisión bibliográfica y consulta de precios locales para un cálculo preliminar de costos y la mitigación de la contaminación por metales pesados, enfocada en la fijación del sedimento al suelo.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 1.14 INTERPRETACIÓN DE DATOS GEOGRÁFICOS

Se generaron dos mapas de información sobre contaminación antropogénica probable en cauce, como resultado de la investigación y evaluación geográfica del entorno del embalse. En el primer mapa (Figura 5.1) se ilustró la presencia de actividades comerciales e industriales con licencia municipal en la zona de influencia de contaminación del Río Platanar y el embalse Platanar. Para esto, se utilizó la capa de licencias municipales vigentes para el cantón de San Carlos.

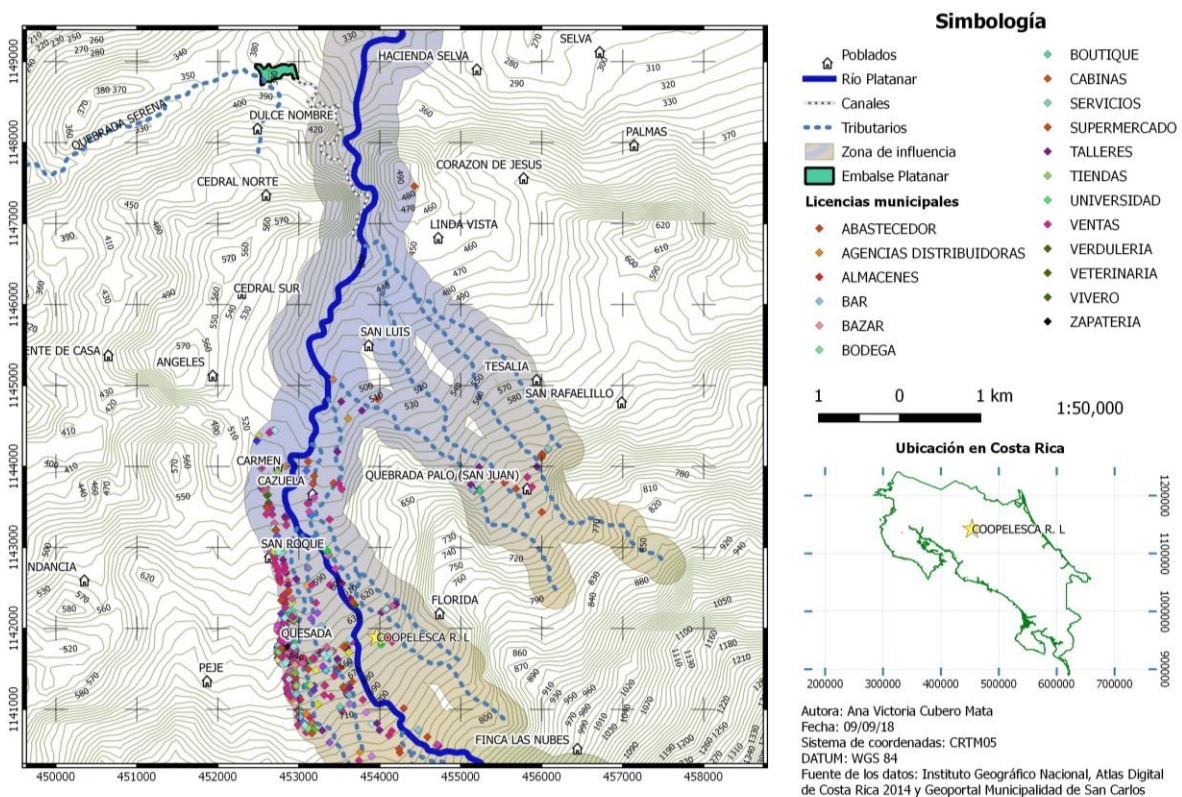


Figura 0.1. Distribución y tipificación de las licencias comerciales vigentes dentro de la zona de influencia de contaminación del Río Platanar.

En el segundo mapa de la Figura 5.2 se muestra una vista cercana al centro poblacional. Lo principal que se observó es la presencia importante de zonas residenciales de alta, media y baja densidad en las márgenes del Río Platanar, a pesar de lo antiguo del Plan Regulador (PR; 1982). Ciudad Quesada no cuenta con planta de tratamiento general para las aguas residuales domiciliarias, por lo que se asume que el tratamiento se realiza por medio de

tanque séptico o, en su ausencia, las aguas residuales se vierten crudas a los ríos aledaños. Sin embargo, mediante comparación del PR y la imagen satelital de la zona se notó que existen actividades comerciales más recientes que el PR en las márgenes, cuya descarga al río debe ser evaluada y la contaminación del suelo por infiltración, se desconoce.

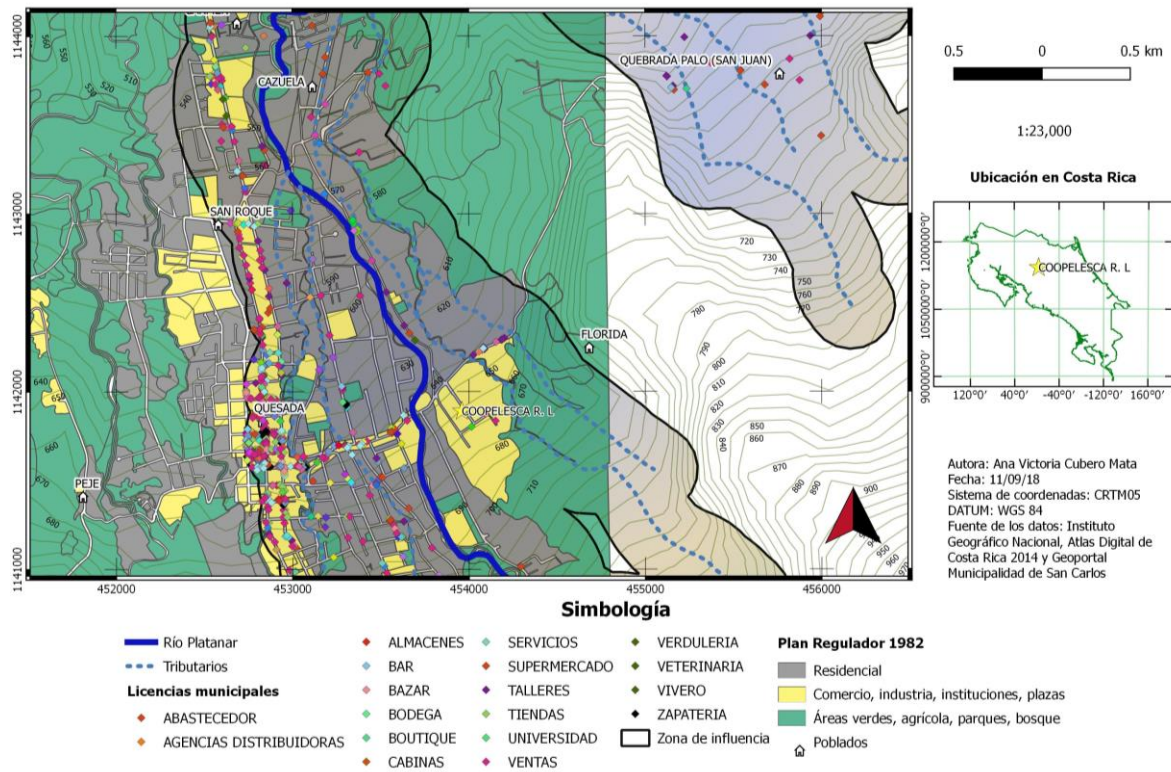


Figura 0.2. Uso del suelo en la zona de influencia del Río Platanar en el casco urbano de Ciudad Quesada.

En cuanto a la evaluación de la contaminación microbiológica del afluente del embalse se encontró que el canal de la Hidroeléctrica Matamoros está expuesto a contaminación directa. Existe una comunidad urbano marginal colindante con el canal, donde se observaron descargas directas de aguas negras y grises; mediante tuberías como las que se muestran en las Figuras 5.3, 5.4 y 5.5. En el pasado, Hidroeléctrica Matamoros evitaba estas descargas colocando tapones en las tuberías de las casas, pero esta fue una solución temporal no dio resultado a largo plazo. Tampoco impidió que los nuevos asentamientos informales descargaran sus aguas en el mismo sitio.

Asimismo, se observó que los asentamientos informales localizados en niveles inferiores al canal, ubicados dentro del cauce o de la zona de protección de Río, descargan sus aguas residuales directamente al Río Platanar (ver Figura 5.6).

Esta práctica fue considerada al evaluar la contaminación del Embalse Platanar pues las aguas del canal en cuestión, una vez turbinadas por las centrales hidroeléctricas de Matamoros, son transportadas y almacenadas en el Embalse de la CHP.



**Figura 0.3. Conexiones para descarga de aguas residuales por tubo de PVC al canal de Hidroeléctrica Matamoros, Calle Linares, Ciudad Quesada.**



**Figura 0.4. Conexiones para descargas directas de aguas residuales al canal subterráneo de Hidroeléctrica Matamoros, Calle Linares, Ciudad Quesada.**



**Figura 0.5. Conexiones para descarga de aguas residuales al canal de Hidroeléctrica Matamoros, Calle Linares, Ciudad Quesada.**

En la Figura 5.6, es posible observar parte de la comunidad urbano marginal Calle Linares a la orilla del río. En la foto (b) se observa a la izquierda el canal subterráneo (fechas rojas) y a la derecha el Río Platanar.



**Figura 0.6. Asentamientos informales colindantes con el cauce del Río Platanar, diciembre del 2018 (a) vista desde el canal; (b) vista aérea.**

Por otra parte, existe la presencia de contaminación del Hospital de San Carlos, ubicado en Ciudad Quesada; información al respecto se menciona en la Revisión de Literatura. Para evidenciar la existencia de una planta de tratamiento, se capturó la foto aérea que se muestra en la Figura 5.7 donde, en la esquina inferior derecha, se muestran las lagunas de tratamiento de la institución cuyo efluente es vertido al Río Platanar.





**Figura 0.7. Foto aérea de Hospital de San Carlos tomada en diciembre del 2018 (PTAR en círculo rojo).**

## 1.15 PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS

Los parámetros fisicoquímicos se realizaron con las muestras tomadas para análisis químicos (en Figura 4.10). En la Figura 5.8 se presentan los parámetros fisicoquímicos del agua del embalse, obtenidos *in situ* el día del muestreo para pruebas físicas y químicas. Además, se incluyó el dato del pH del sedimento por muestra, el cual se midió en el laboratorio.

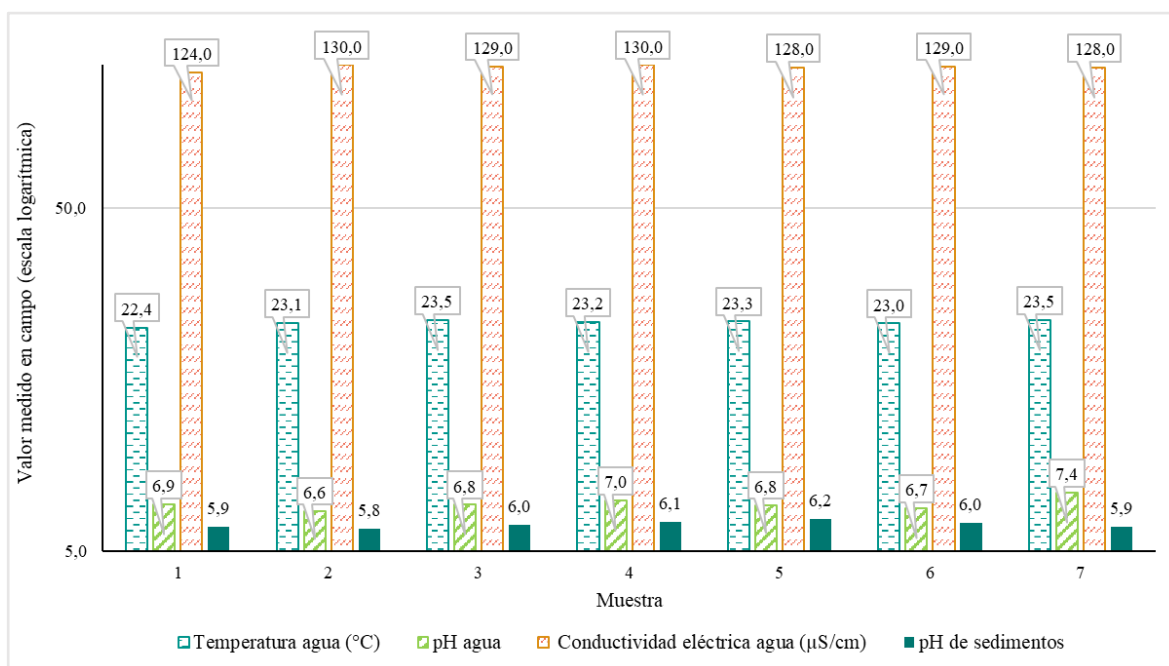


Figura 0.8. Gráfico de temperatura, pH y conductividad eléctrica por punto muestreado en el Embalse Platanar.

## 1.16 CARACTERIZACIÓN FÍSICA DE LOS SEDIMENTOS

El cálculo de materia orgánica por LOI arrojó los resultados que se graficaron en la Figura 5.9. Se observó un comportamiento homogéneo en general para los sedimentos, en donde las muestras revelaron que aproximadamente una cuarta parte de su masa seca corresponde a materia orgánica.

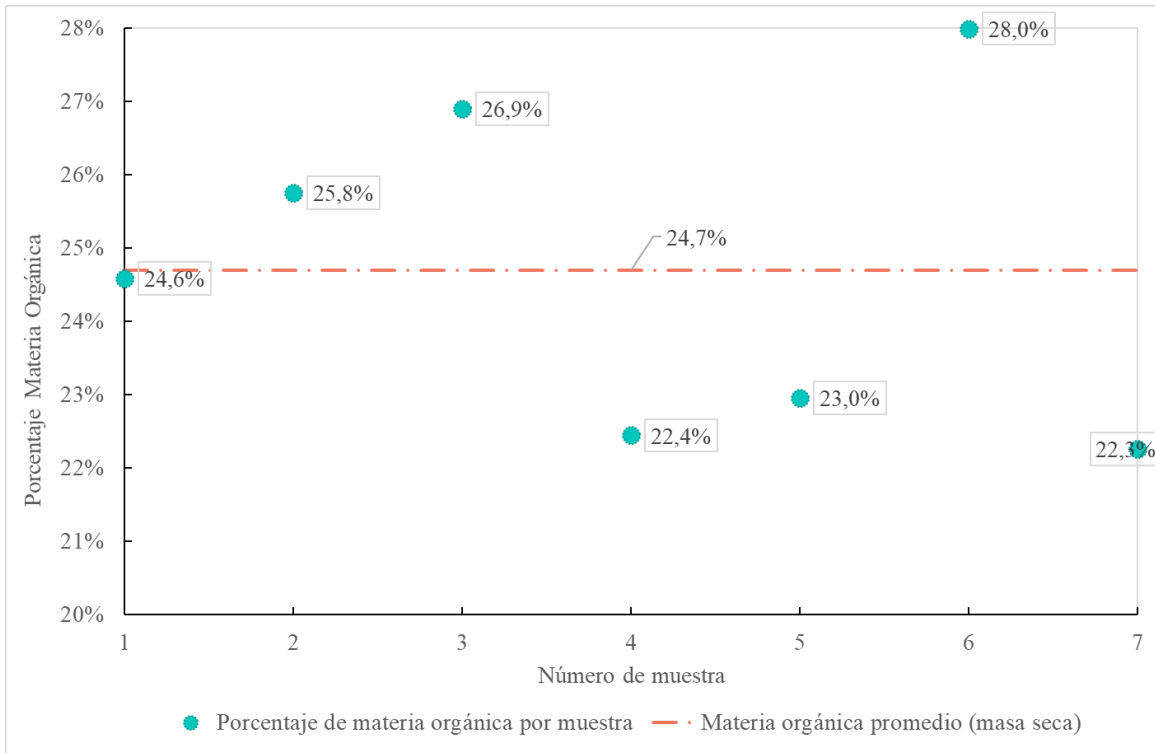


Figura 0.9. Gráfico de materia orgánica promedio de las muestras y promedio del Embalse (línea roja).

El resultado de textura por muestra se resume en la Figura 5.10.

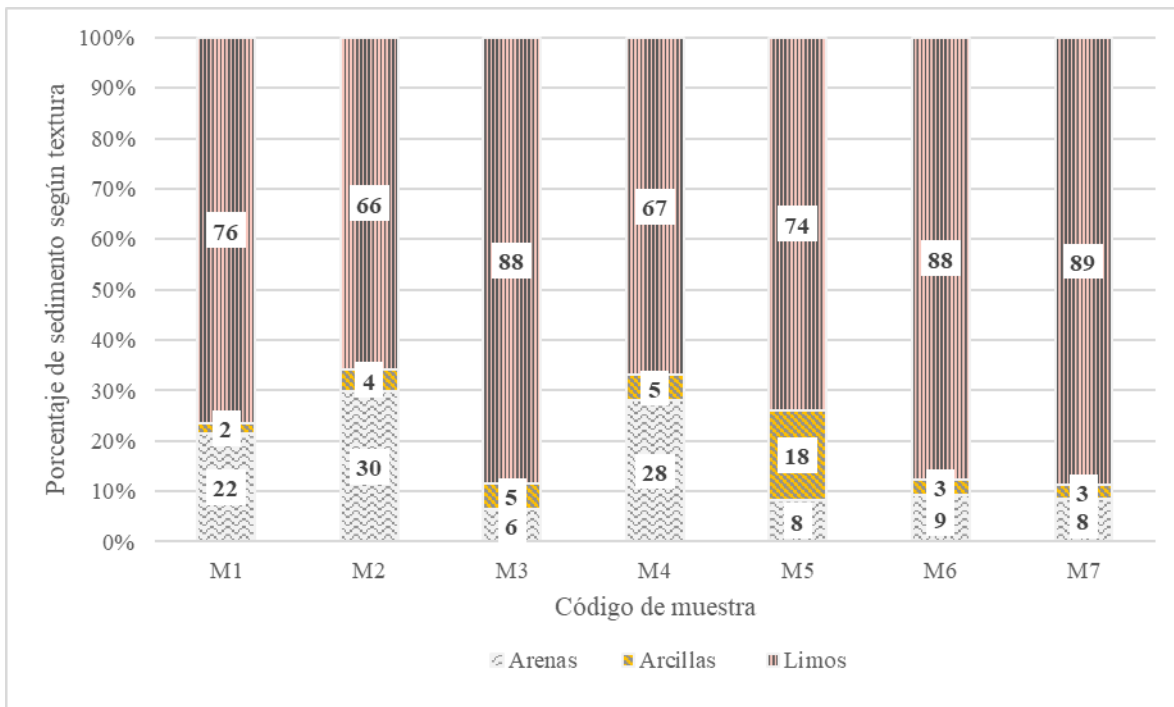


Figura 0.10. Gráfico de textura de los sedimentos del embalse por muestra.

Todas las muestras tienen porcentajes en orden decreciente de limos, arenas y por último arcillas, excepto la Muestra 5, en donde se encontraron más arcillas que limos. Esto puede deberse a su localización en la orilla del embalse y al arrastre de material del suelo exterior hacia el embalse. Por otra parte, una cantidad superior de limos en las muestras 3, 6 y 7 puede relacionarse con el arrastre de la Quebrada Serena, cuya desembocadura se ubica cerca de la muestra 6 con dirección a la muestra 7. Los limos, como partículas finas (de 4  $\mu\text{m}$  a 53  $\mu\text{m}$ ), tienen un transporte más prolongado en el agua (su velocidad de sedimentación es menor), por lo que es coherente que se encuentren arrastradas en mayor proporción hacia el interior del embalse.

Sin embargo, debido a la naturaleza del procedimiento y a los cálculos de textura, los porcentajes de limos pueden haberse sobreestimado dado que la prueba de Bouyoucos no es la más recomendada para análisis de alta precisión. Cabe resaltar que la fracción de arenas es acertada puesto que se estas recuperaron cuantitativamente al final del proceso, se secaron y se midió su masa. Por esta razón, las arenas fueron utilizadas como base para el cálculo de las fracciones restantes.

En general, la textura promedio de los sedimentos se ilustró mediante el gráfico en Figura 5.11. Con él, es posible afirmar que los sedimentos cuentan con una textura franco-limosa.

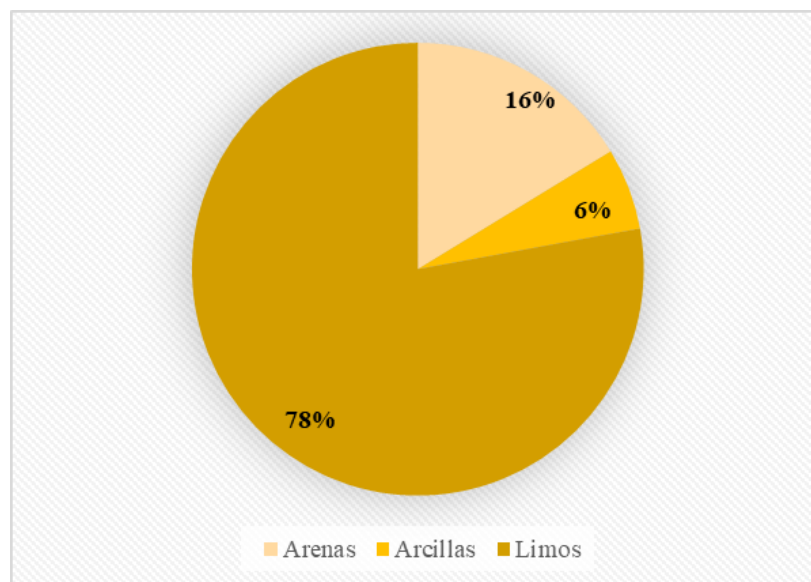


Figura 0.11. Gráfico de la textura promedio de los sedimentos del Embalse Platanar.

## 1.17 CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS

Los resultados del CICA corregidos por humedad se muestran en el Cuadro 5.1 y coinciden con los puntos de muestreo de la Figura 4.10. Para los datos por debajo del límite de cuantificación se tomó como valor la mitad de este, siguiendo la recomendación de Long, Ingersoll, & MacDonald (2006).

**Cuadro 0.1. Cuantificación por ICP de metales pesados en sedimentos del Embalse Platanar (mg/kg sedimento seco).**

<b>Metal / metaloide</b>	<b>Muestra 1</b>	<b>Muestra 2</b>	<b>Muestra 3</b>	<b>Muestra 4</b>	<b>Muestra 5</b>	<b>Muestra 6</b>	<b>Muestra 7</b>
<b>Arsénico</b>	0,0024	0,00235	0,0062 ± 0,0011	0,0103 ± 0,0012	0,0067 ± 0,0011	0,0123 ± 0,0011	0,0118 ± 0,0012
<b>Cadmio</b>	0,1302 ± 0,0062	0,1126 ± 0,0052	0,1273 ± 0,0065	0,1579 ± 0,0081	0,2025 ± 0,0100	0,1465 ± 0,0075	0,1564 ± 0,0080
<b>Cromo</b>	0,0024	0,00235	0,0025	0,0024	0,0025	0,0022	0,0025
<b>Mercurio</b>	0,1901 ± 0,0092	0,1727 ± 0,0088	0,1722 ± 0,0087	0,2012 ± 0,0100	0,1962 ± 0,0100	0,2077 ± 0,0107	0,2164 ± 0,0107
<b>Plomo</b>	13,82 ± 0,7360	12,26 ± 0,6515	13,60 ± 0,72162	17,31 ± 0,9082	15,59 ± 0,8281	18,01 ± 0,9826	16,45 ± 0,8745

La dispersión de los datos del Cuadro 5.1 se encuentra representada gráficamente en la Figura 5.12. Allí se comprueba que entre las concentraciones de metales por muestra no existen variaciones drásticas, lo cual permite pensar que los metales en el embalse se distribuyen de forma homogénea. No obstante, las muestras que exhiben mayor acumulación relativa de metales pesados son en orden las muestras 7, 4, y en tercer lugar la muestra 6. Los resultados de los análisis químicos se reportaron con un 95% de confianza.

El fenómeno anterior puede ocurrir en el caso de la muestra 7 por ubicarse en el sitio de descarga del embalse hacia casa de máquinas. Esta constituye la única salida de agua del embalse y la zona de mayor profundidad (aproximadamente 5,5 metros), por lo que tiene sentido que el arrastre de contaminantes lleve esa dirección y exista acumulación importante. La contaminación en la muestra 4 puede verse influenciada por varios factores: por una parte, el embalse tiene como afluentes la Quebrada Serena y el canal que transporta las aguas del río Platanar, cuyas corrientes pueden encontrarse en la zona de la muestra 4 (de alrededor de 2.5 metros de profundidad) y generar mezcla; por otra parte, su localización cercana a la

orilla del embalse (zona de menor velocidad de flujo) propicia la sedimentación de material suspendido y su acumulación.

Por último, en el caso de la muestra 6 su ubicación céntrica y menor profundidad (aproximadamente 3 metros) propician la sedimentación de material suspendido y la captura de contaminantes, lo cual explica su tercera mayor presencia de metales pesados.

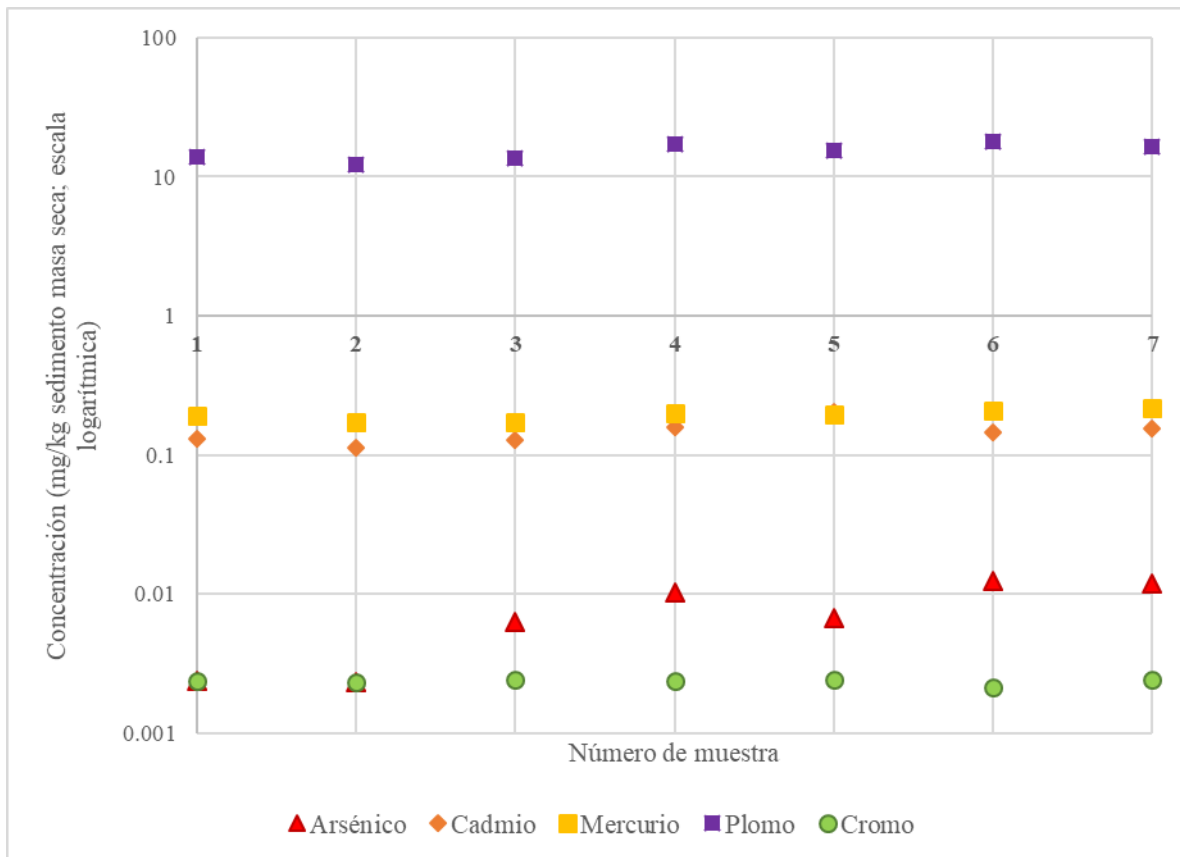


Figura 0.12. Gráfico de dispersión de metales pesados en el Embalse Platanar vs número de muestra.

Es importante resaltar que los estudios de la toxicidad química de sedimentos deben complementarse con biomarcadores (mencionados en la Sección 3.4.3.1) que no se utilizaron en esta investigación. En casos como el de Ke et al. (2018), la toxicidad predicha a partir de datos químicos fue mayor que la expresada por la mortalidad del biomarcador, por lo que ésta, aislada, podría sobreestimar la toxicidad real de los sedimentos. Asimismo, los riesgos asociados a la toxicidad química involucran necesariamente datos biológicos e incertidumbres, muchas de las cuales no pueden ser fácilmente descritas en términos cuantitativos (Long et al., 2006; National Academy of Sciences, 2009).

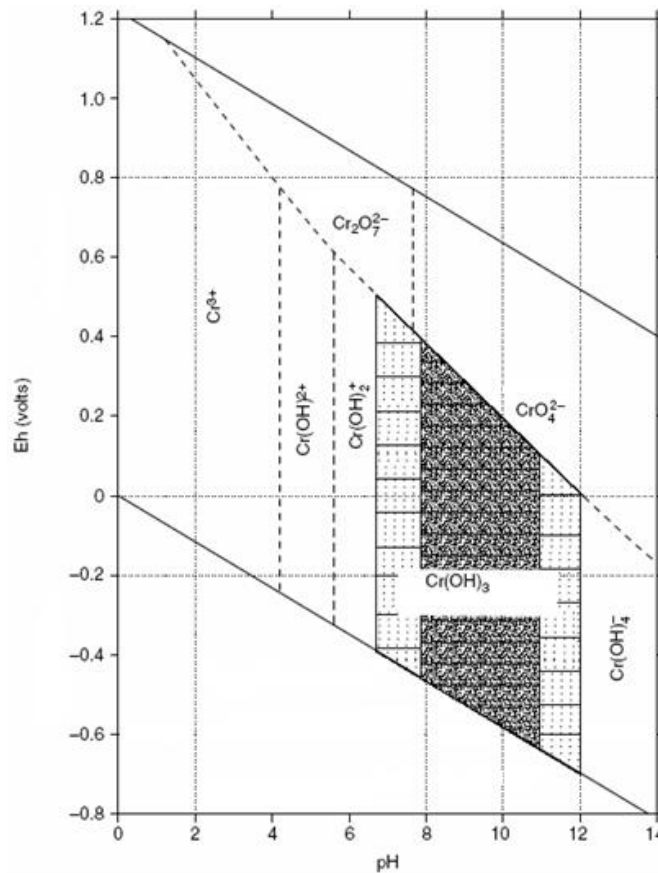
### **1.17.1 Interpretación de la no cuantificación de cromo y bajo contenido de arsénico**

Se tiene que el método analítico utilizado (ICP-MS) no logró cuantificar cromo en ninguna de las muestras a pesar de ser el más sensible disponible en el país. Este resultado para cromo total generó confusión por tratarse de un metal concentrado en formaciones minerales como la cromita o en óxido de cromo (III) (Cardona, Molina, & Baena, 2013). Sus fuentes antropogénicas se discutieron en la sección 3.3.4. Además, otros estudios han determinado concentraciones de cromo mayores (alrededor de  $44 \pm 1$  mg/kg) y consideradas normales en sedimentos de lagos, ríos y humedales; por citar algunos: Remor et al. (2018), G. Zhang et al. (2017), Cardona et al. (2013) y Herrera, Rodríguez, Coto, Salgado, & Borbón (2013); este último en Costa Rica.

Por un lado, la presencia o ausencia de hierro y aluminio puede estar involucrada en la adsorción del cromo. Una capa superficial de óxidos de hierro, aluminio y manganeso en los sedimentos son potenciadores de la adsorción de cromo en los sedimentos y suelos (Bauer et al., 2018; Lilli et al., 2015; Wijayawardena et al., 2016). El hierro ferroso es un potente reductor de Cr (VI), lo cual induce un gradiente de concentración y un flujo de Cr hacia el agua intersticial; mientras la reducción continua, el agua del lago se enriquece de Cr (Bauer et al., 2018; Wijayawardena et al., 2016).

Actualmente no se cuenta con información sobre hierro o aluminio en el sedimento del Río Platanar ni del embalse y sería necesario determinar la concentración de estos en los sedimentos para generar conclusiones. Únicamente se conoce que el tipo de suelo de la zona es ultisol/inceptisol (Alvarado-Hernández et al., 2001). Sin embargo, se conoce que los óxidos de hierro y manganeso son componentes comunes de las arcillas; el aluminio es un componente estructural (Wijayawardena et al., 2016). En el embalse Platanar existe una fracción de arcillas pequeña (6%) en los sedimentos, por lo que coincidirían estas características con la baja adsorción del cromo al sedimento.

Por otro lado, se investigó sobre la posible especiación del cromo en el medio sedimento-agua. El pH de los sedimentos es en promedio  $5,9 \pm 0,01$  (gráfico en Figura 5.8) y aunque el potencial eléctrico de los sedimentos se desconoce, autores afirman que en estos niveles de pH el cromo está predominantemente soluble en sedimentos y también en suelos (Magar et al., 2008; Sotelo Muñoz, 2012). En el diagrama de la Figura 5.13 se ilustra lo mencionado.



**Figura 0.13. Diagrama Eh (potencial eléctrico) vs pH del cromo en sistema acuático. Adaptado de: (Hlihor et al., 2009).**

En ambientes acuáticos bajo condiciones oxidantes el Cr(IV) es hidrolizado, generalmente formando  $\text{CrO}_4^{2-}$  (anión cromato) y  $\text{HCrO}_4^-$  (anión cromato ácido) (Hlihor et al., 2009). Como las profundidades de sedimentos muestreados fueron de  $(21,5 \pm 0,05)$  centímetros en promedio, a un máximo de 5,5 metros de columna de agua y con flujo de agua constante (entrada del canal y salida hacia tubería de presión), se podría esperar que el medio sea oxidante, es decir, con potencial eléctrico (Eh) relativamente alto. Bajo esas condiciones, que deben ser confirmadas, estas especies iónicas de cromo no precipitan, por lo que es posible que estuvieran presentes en el agua intersticial o en la columna de agua y no hayan logrado determinarse en el sedimento.

De cualquier forma, las bajas concentraciones de cromo en los sedimentos infieren un bajo impacto por contaminación natural o antropogénica (en Sección 3.3.4) y poca peligrosidad. Tras lo expuesto en párrafos anteriores, no es posible concluir sobre el comportamiento de



este metal en el agua del embalse. Si aumentara la cantidad de arcillas en el sedimento se provee de más sitios de adsorción para cromo y metales pesados en general, reduciendo directamente la cantidad biodisponible de estos en el agua (Wijayawardena et al., 2016).

Por último, para las muestras 1 y 2 de arsénico no se utilizó la mitad del límite de cuantificación reportado por el laboratorio puesto que estos datos reducían el promedio de las muestras sí cuantificadas; por lo que se prefirió estimar la potencial toxicidad de los datos conocidos. Las concentraciones obtenidas permiten afirmar que los sedimentos no acumulan este contaminante geogénico en cantidades importantes. No obstante, no se descarta la probable especiación soluble del arsénico y consecuente presencia en el agua intersticial (Wijayawardena et al., 2016), análogo a la situación recientemente discutida del cromo.

Como se detalló en el ciclo del arsénico de la Figura 3.33, las reacciones redox transforman el arsénico de una fase del embalse a otra. A pesar de esto, en las condiciones actuales del embalse los resultados de unidades de toxicidad según los parámetros utilizados en este estudio dan certeza de que las concentraciones de arsénico en los sedimentos no son de alta importancia toxicológica.

### **1.17.2 Toxicidad química de los metales pesados**

Para evaluar la toxicidad química potencial de los cinco metales pesados cuantificados en el Embalse Platanar se utilizó el enfoque de índice de calidad de sedimentos o *sediment quality guidelines quotients* (SQG<sub>Q</sub>). Estos cocientes se obtuvieron a partir de dividir las concentraciones de los químicos en el sedimento por sus respectivos parámetros (australianos o de la EPA, según el caso). El resultado es un índice (sin unidades) del grado relativo de contaminación, el cual puede fungir de base para la determinación de la probabilidad de un sedimento de ser tóxico a organismos en contacto con él (Long et al., 2006). Los resultados de SQG<sub>Q</sub> según la EPA se encuentran en el Cuadro 5.2:

**Cuadro 0.2. Índices de calidad de sedimentos (SQG<sub>Q</sub>) utilizando valores de toxicidad de nivel de efecto probable de la EPA.**

<b>Metal</b>	<b>Promedio sedimentos (mg/kg masa seca)</b>	<b>NEP (mg/kg)</b>	<b>NEP<sub>Q</sub></b>	<b>SQG<sub>Q</sub> general metales pesados</b>
<b>Arsénico</b>	0,0075	17	0	0,122
<b>Cadmio</b>	0,1476	3,53	0,042	
<b>Cromo</b>	0,0021	90	0	
<b>Mercurio</b>	0,1938	0,486	0,399	
<b>Plomo</b>	15,29	91,3	0,167	

De acuerdo con Long et al. (2006), la estimación de efectos biológicos por medio de índices SQG mejoran al utilizar SQG adecuados. En este caso se utilizaron los NEP para el cálculo de los cocientes de Nivel de Efecto Probable por metal y el SQG<sub>Q</sub> general respectivo, como lo hizo anteriormente Ke et al. (2018). Este último, con el fin de estimar el potencial general para causar efectos biológicos adversos a causa de la contaminación por metales pesados.

A partir de los SQG<sub>Q</sub> del Cuadro 5.2 se rescata que todos los sitios muestreados presentan un impacto moderado por contaminación de mercurio y plomo ( $0,1 < \text{NEP}_Q < 1$ ). Se reportó un único SQG<sub>Q</sub> general dado que es posible agrupar los contaminantes por tipo y, como se trata de metales, pertenecen al mismo grupo. El SQG<sub>Q</sub> representa un impacto moderado por la contaminación de metales pesados ( $0,1 < \text{SQG}_Q < 1$ ), por lo que es posible afirmar que los sedimentos del Embalse Platanar están moderadamente impactados y presentan una moderada probabilidad de causar efectos biológicos adversos.

Además, este cociente permitió determinar no sólo si la concentración del contaminante excedió el límite de efecto probable, sino también la magnitud en que el límite es excedido en la muestra. El análisis de la variación en concentración de mercurio por muestra reflejó que la muestra más contaminada por mercurio (muestra 7, Cuadro 5.1) contiene un 44,5% del NEP. En el caso del plomo, su muestra más contaminada (muestra 6) llega a un 19,7% de su Nivel de Efecto Probable.

A partir de los resultados del SQG<sub>Q</sub>, de acuerdo con la EPA el plomo se encuentra por debajo del mercurio en prioridad y representa un peligro menor; por lo tanto, el mercurio es el tóxico que requiere mayor atención por su elevada concentración.

### ***1.17.2.1 Parámetros australianos y valores de referencia***

Se calculó un cociente ISQG-Low<sub>Q</sub> y un ISQG-High<sub>Q</sub> por muestra para cada metal, similar a lo realizado para los NEP<sub>Q</sub> (EPA) utilizando las ecuaciones 4.7 y 4.8 y los datos del Cuadro 3.2. Posteriormente estos valores se unificaron en el cálculo de los ISQG<sub>Q</sub> correspondientes para evaluar la importancia de cada metal, considerando que el número de metales pesados en una muestra que excedan el parámetro de comparación puede indicar la presencia de más de una sustancia en niveles peligrosos. Los resultados se desplegaron en el Cuadro 5.3.

**Cuadro 0.3. Cocientes de parámetros de calidad de sedimentos según reglamentación de Australia y Nueva Zelanda.**

<b>Metal</b>	<b>ISQG-Low<sub>Q</sub></b>	<b>ISQG-High<sub>Q</sub></b>	<b>Excede algún ISQG</b>
<b>Arsénico</b>	0,0005	0,0001	NO
<b>Cadmio</b>	0,0984	0,0148	NO
<b>Cromo</b>	0	0	NO
<b>Mercurio</b>	1,2919	0,1938	SÍ
<b>Plomo</b>	0,3058	0,0695	NO

Los resultados del Cuadro 5.3 indican que todos los metales, excepto el mercurio, se encuentran por debajo del ISQG-Low y del ISQG-High. Lo anterior indica que no se requiere ninguna acción pues se considera que es poco frecuente que estas concentraciones provoquen efectos adversos en la salud.

Ahora, el caso del mercurio sobrepasa el ISQG-Low pero está por debajo del ISQG-High, la reglamentación indica que se debe realizar una evaluación contra las concentraciones normales (de referencia) de metales en sedimentos en la zona geográfica del embalse (Ciudad Quesada, Costa Rica, por ejemplo). Como no se encontró registro de estos datos para el territorio nacional, las concentraciones de metales se compararon con los valores de referencia neerlandeses como se evidencia en el Cuadro 5.4.

**Cuadro 0.4 Comparación entre concentraciones encontradas en Embalse Platanar y concentraciones de referencia en los Países Bajos.**

<b>Metal</b>	<b>Valores de referencia (mg/kg masa seca)</b>	<b>Cociente promedio (por metal)</b>	<b>Excede el valor de referencia neerlandés</b>
<b>Arsénico</b>	20	0,0	NO
<b>Cadmio</b>	0,6	0,2	NO
<b>Cromo</b>	55	0,0	NO
<b>Mercurio</b>	0,15	1,3	SÍ
<b>Plomo</b>	50	0,3	NO

A partir de la comparación realizada en el Cuadro 5.4 se observó que precisamente el mercurio excede las concentraciones de referencia de ese país; consecuentemente, la recomendación es evaluar la biodisponibilidad del contaminante mercurio. Posteriormente, es importante comparar las fracciones biodisponibles con el ISQG-Low, si se excede, es necesario ejecutar ensayos de toxicidad y finalmente remediar los contaminantes que resulten tóxicos.

Es necesario recordar lo mencionado en secciones anteriores sobre la unicidad de los valores de referencia por región; es decir, los valores de referencia de los Países Bajos pueden no ser los mismos que en Costa Rica. Si una zona tiene valores de referencia naturales elevados (no por acción antropogénica), sería apropiado aplicar criterios menos estrictos (DEC, 2010). Sin embargo, esta comparación se realizó para dar idea del nivel de contaminación del embalse; utilizando este país europeo como referente, dado que tiene amplia experiencia en el mantenimiento de canales y reubicación de sedimentos.

#### ***1.17.2.2 Evaluación de la toxicidad***

Los resultados de las unidades de toxicidad fueron utilizados para determinar si la concentración de los metales pesados en las muestras de sedimento excede los niveles considerados tóxicos. El parámetro máximo de comparación utilizado fue la concentración de efecto probable o CEP, la cual representa un valor límite sobre el que fueron observados frecuentemente efectos adversos (Ingersoll & MacDonald, 2002). Los resultados se muestran en el Cuadro a continuación.

**Cuadro 0.5. Unidades de toxicidad de los metales pesados en el Embalse Platanar.**

<b>Metal</b>	<b>Promedio sedimentos (mg/kg masa seca)</b>	<b>Unidad de Toxicidad por CEU (UT)</b>	<b>Unidad de Toxicidad por CEP (UT)</b>
<b>Arsénico</b>	0,0075	0,0008	0,0002
<b>Cadmio</b>	0,1476	0,1491	0,0296
<b>Cromo</b>	0,0021	0	0
<b>Mercurio</b>	0,194	1,077	0,183
<b>Plomo</b>	15,29	0,43	0,12

Las unidades de toxicidad del Cuadro 5.5 indican que ningún metal se considera de alto interés puesto que no se encontraron sustancias por encima de la CEP. Por el contrario, todas excepto el mercurio, se consideran de baja prioridad relativa por estar por debajo de la CEU. Como el mercurio se encuentra por encima del CEU, pero por debajo del CEP, se enmarca como una sustancia de importancia o preocupación moderada y, en este estudio, califica como el contaminante de mayor interés. Por lo tanto, los resultados de las unidades de toxicidad y el NEP<sub>Q</sub> de la EPA hacen eco de lo que indica la reglamentación australiana en cuanto a la elevada presencia de mercurio.

Por lo expuesto anteriormente, se recomienda evaluar más a profundidad la presencia de mercurio en cantidades elevadas haciendo uso de los valores máximos de mercurio en animales acuáticos de consumo humano. Para una apropiada comparación con estos valores se recomienda realizar la determinación de mercurio en músculo de peces (o el animal de interés en el embalse) y hacer uso del Cuadro 3.4 u otra reglamentación disponible.

Uno de los mayores peligros del contenido de mercurio en los sedimentos se relaciona con los fenómenos de la bioacumulación y biomagnificación. En las Figuras 3.6 y 3.7 se ilustró el ingreso del mercurio al ciclo de reacciones que experimenta y su probable especiación en las diferentes matrices del embalse. La concentración actual de mercurio en peces y crustáceos del embalse únicamente puede incrementar a medida que envejecen. Esto, pues aproximadamente un diez por ciento del mercurio que ingresa al organismo no logra ser excretado (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 1999). Es decir, que una fracción del metal que ingresa al organismo más pequeño se suma a los niveles del metal en

las especies superiores de su cadena trófica, culminando estos últimos en una intoxicación mayor. A lo descrito, refiere la biomagnificación.

La presencia de mercurio en el embalse puede deberse a contaminación natural y antropogénica, teniendo en cuenta que el ciclo del mercurio está dominado por su transporte troposférico (Cardona et al., 2013); en este caso, su deposición del aire al agua. En el análisis geográfico realizado no se encontraron fuentes industriales de mercurio en Ciudad Quesada, por lo que el insumo por acción humana puede estar relacionada a residuos sólidos con contenido de mercurio depositados en los ríos (como bombillas fluorescentes, baterías, termómetros). Además, la presencia del Hospital de San Carlos puede ser una fuente menor de mercurio. Este metal se utiliza en antisépticos para productos farmacéuticos y está presente en el preservante timerosal, aún utilizado en algunas vacunas de uso múltiple (FDA, 2018). Su fuerte adsorción a los sedimentos puede ser la principal causa de su deposición en el embalse, en mayor cantidad que los demás metales.

En Colombia, Cardona, Molina, & Baena (2013) encontraron relaciones entre las variaciones de mercurio y el contenido de materia orgánica de sedimentos. Como se observó de parámetros físicos (Sección 5.1.1), los sedimentos del Embalse Platanar tienen elevados contenidos de materia orgánica (24,7% en promedio). Lo cual propicia que, durante su degradación, la materia orgánica libere el mercurio ligado y lo exporte hacia el cuerpo de agua. Esto induce a un riesgo considerable de transferencia de mercurio a niveles tróficos superiores.

En adelante, es relevante monitorear el incremento en las concentraciones de mercurio en el embalse para asegurar que no sobrepase los niveles potencialmente tóxicos (el CEP y/o el ISQG-High) y que no llegue a requerir de una remediación en el futuro.

### **1.17.3 Usos de los sedimentos según nivel de contaminación por metales pesados**

La reglamentación neerlandesa fue utilizada para orientar la toma de decisiones respecto de la ubicación de los sedimentos posterior a su extracción del embalse. Se eligió esta normativa tras conocer la amplia experiencia de los Países Bajos en la manipulación y tratamiento de sedimentos y la existencia y accesibilidad de información al respecto. Los resultados se muestran en los Cuadros 5.6 y 5.7.

**Cuadro 0.6. Comparación entre los niveles de metales pesados en sedimentos del Embalse Platanar y los valores de intervención neerlandeses.**

<b>Metal</b>	<b>Valores de intervención sedimentos (mg/kg masa seca)</b>	<b>SQG<sub>Q</sub></b>	<b>Requiere intervención</b>
<b>Arsénico</b>	85	0,00	NO
<b>Cadmio</b>	14	0,01	NO
<b>Cromo</b>	380	0,00	NO
<b>Mercurio</b>	10	0,02	NO
<b>Plomo</b>	580	0,03	NO

**Cuadro 0.7. Comparación entre los niveles de metales pesados en sedimentos del Embalse Platanar y los valores máximos para uso residencial neerlandeses.**

<b>Metal</b>	<b>Valor máximo uso sobre suelo clase residencial (mg/kg masa seca)</b>	<b>SQG<sub>Q</sub></b>	<b>Apto para disposición en escombrera</b>
<b>Arsénico</b>	27	0,00	SÍ
<b>Cadmio</b>	1,2	0,12	SÍ
<b>Cromo</b>	62	0,00	SÍ
<b>Mercurio</b>	0,83	0,24	SÍ
<b>Plomo</b>	210	0,07	SÍ

A partir del Cuadro 5.6 se determinó que los sedimentos no requieren de intervención (remediación de estos contaminantes, tratamiento por metales pesados). Este valor es aplicable específicamente a “suelo bajo cuerpos de agua” o sedimento en los Países Bajos. Por su parte, el Cuadro 5.7 permite afirmar que los sedimentos pueden ser utilizados para suelo de tipo residencial, aunque es notorio que los SQG<sub>Q</sub> más altos son cadmio y mercurio, asignándole una mayor atención a dichos contaminantes.

Los valores de intervención están definidos independientemente de su función y por esta razón son menos estrictos que los valores máximos para uso residencial. Ahora bien, en el caso de transportar los sedimentos a un sitio de disposición debe evaluarse que no se deterioren las condiciones del suelo receptor, así como evaluar presencia de acuíferos o afectación a zonas ambientalmente frágiles.

#### 1.17.4 Riesgo asociado a actividades en el embalse

El riesgo se refiere a la posibilidad de ocurrencia de efectos adversos en la salud por metales pesados o por microorganismos patógenos en los sedimentos del embalse y la severidad de dichos efectos. Este riesgo se estimó para tres actividades y los resultados del método NTP 330 se observan en el Cuadro 5.8.

**Cuadro 0.8. Riesgo de efectos adversos en la salud por contaminación en los sedimentos del Embalse Platanar.**

<b>Actividad/ evento</b>	<b>Nivel de intervención</b>	<b>Recomendación según NTP 330</b>
<b>Consumo de pescado proveniente del Embalse</b>	II	Corregir y adoptar medidas de control
<b>Nadar en el embalse</b>	III	Mejorar si es posible
<b>Manipulación de sedimentos sin tratamiento, en la escombrera, por personas sin equipo de protección personal apropiado</b>	III	Mejorar si es posible

El principal riesgo se ve representado en el consumo de pescado proveniente del embalse. Como se pudo comprobar, el mercurio es el metal en concentraciones más peligrosas en el embalse y su presencia en los peces, se asume, es ineludible. La recomendación de intervención según la norma española implica la corrección y control del riesgo; por tanto, se insiste en la restricción de acceso al embalse por medio de una malla perimetral y la comunicación de la situación a la población de forma asertiva.



### 1.17.5 Compilación de datos ATSDR

La compilación de concentraciones tóxicas realizada para las vías de ingreso por inhalación e ingestión de sedimentos (polvo) se muestra en los cuadros 5.9 (a) y (b).

**Cuadro 0.9. (a). Concentraciones causantes de efectos adversos agudos y crónicos por inhalación de metales pesados. Fuente de datos: Agency for Toxic Substances and Disease Registry (1999, 2007b, 2007a, 2012b, 2012a)**

Inhalación				
Metal/ metaloides	LOAEL Aguda (menos serio; mg/m <sup>3</sup> aire)	Período de exposición, organismo	LOAEL Crónica (menos serio; mg/m <sup>3</sup> aire)	Período de exposición y detalles
Arsénico	2,2	9-12 días, 4h/día	0,078	Humano (dérmico)
			0,613	Humano (SR y efectos dérmicos serios)
Cadmio	0,4	3 h, rata; SR; 1x	0,067	Exposición ocupacional por 30 años. Sistema renal; efectos serios; humanos.
	0,45	2 h, rata; SR; 1x		
	0,88	6,2 h/día; 5d/semana; 2 semanas; SR.	0,0134	SR; 18 meses; 7d/sem; 23h/d; efectos serios; humanos.
Cromo (IV)	1,15	10 días 5/d/semana 6h/d; SR	0,05	7 años, ocupacional. Sistema renal. Humanos.
			0,025	>1año (exposición ocupacional)
Mercurio	1,8	8 ó 6 d; 1 a 3 h/día; efectos serios.	0,076	Efectos neurológicos; 1-5 años; dificultades en los pies al caminar.
Plomo	10-40 µg/dL	PNE. Sistema reproductivo, ocupacional, evidencia débil de fertilidad reducida.	51,9 µg/dL	PNE. Sistema endocrino; ocupacional, TSH elevada (hipotiroidismo).
	32 µg/dL	PNE. Sistema renal, ocupacional, persona de 18-65 años de edad	4,6 µg/dL	PNE. Sistema cardiovascular; presión alta, 56 años de edad

LOAEL: Nivel Mínimo de Efecto Adverso Observado (*en inglés: Lowest Observed Adverse Effect Level*); SR: sistema respiratorio; d: día; h: hora; sem: semana; x: vez; PNE: período no especificado; ocupacional: 5 días/sem; 8 h/d.

**Cuadro 0.10. (b). Concentraciones causantes de efectos adversos agudos y crónicos por ingestión de metales pesados.**  
**Fuente de los datos: Agency for Toxic Substances and Disease Registry (1999, 2007b, 2007a, 2012b, 2012a)**

Ingestión				
Metal/ metaloides	LOAEL Aguda (menos serio; mg/kg/día)	Período de exposición y detalles	LOAEL Crónica (menos serio; mg/kg/día)	Período de exposición y detalles
<b>Arsénico</b>	0,2	1 semana. S. gástrico (vómito diarrea dolor abdominal). Humanos.	0,032	PNE, intoxicación por agua. SR y dérmico serio, tos. Humanos.
			0,06	28 meses. S. gástrico, dolores, diarrea y nauseas severas, humanos.
<b>Cadmio</b>	2	10 días, rata, efectos en el desarrollo.	0,0078	>25 años en el ambiente; humano; sistema músculo esquelético
	0,2	Diario por 12 meses, exposición intermedia, rata.	0,08	24 meses, diariamente en agua, músculo esquelético, ratas
	0,8	Diario por 4 meses por agua, rata, Sistema hematológico; disminución de la hemoglobina (anemia).		
<b>Cromo (IV)</b>	2,2	10 d; 1x/d; administración oral, rata.	0,57	PNE. Sistema gastrointestinal. Humanos.
<b>Mercurio</b>	1,9 Masculino 3,7 Femenino	14 días, 5d/sem; 1x/día S. Renal, rata.	3,7	2 años; 5d/sem; 1x/d. Cáncer en rata.
<b>Plomo</b>	37 ppm	PNE. Ocupacional, personas de 18-65 años, problemas renales.	-	-

LOAEL: Nivel Mínimo de Efecto Adverso Observado (*en inglés: Lowest Observed Adverse Effect Level*); SR: sistema respiratorio; d: día; h: hora; sem: semana; x: vez; PNE: período no especificado; ocupacional: 5 días/sem; 8 h/d.

En el caso de los metales por inhalación, se debe considerar que un adulto promedio respira 6 litros de aire por minuto en reposo, lo cual indica que respiraría 0,72 metros cúbicos en dos horas (840 litros) (NIOSH, 2011). En actividad moderada, como se considera una exposición ocupacional (durante 8 horas por día), una persona respira alrededor de 8,5 metros cúbicos por día (NIOSH, 2011). Este volumen respirado por día, junto con la información sobre los

metales pesados en el sedimento, es utilizable si se determinara la densidad de sedimento (polvo) en el aire. Lo descrito, es realizable mediante estudios de exposición ocupacional a vapores inhalables o a polvo. Por el momento, la información del Cuadro 5.9 (a) es meramente informativa, pero cabe resaltar que los tamaños predominantes de partícula de los sedimentos en estudio (limos y la fracción de arcillas; menores a 53  $\mu\text{m}$ ) son fácilmente inhalables si se suspenden en el aire. Las partículas más pequeñas pueden alcanzar los alveolos pulmonares (ver Sección 3.6 sobre Peligrosidad del secado a cielo abierto de sedimentos).

La comparación con los datos de toxicidad por ingestión debe realizarse a nivel ocupacional en el sitio por un profesional en la materia; análogo a lo expresado para la vía de exposición: inhalación. Sin embargo, la probabilidad de que los sedimentos ingresen vía oral a las personas no es elevada pues sería únicamente de forma eventual durante pesca o nado por accidente. Por lo que no constituye un riesgo comprobado para la salud humana si se siguen las recomendaciones de este estudio. Es importante recordar que los fenómenos de bioacumulación y biomagnificación deben tomarse muy en cuenta al evaluar la exposición laboral a tóxicos, por mínima que sea.

## 1.18 CONTAMINACIÓN MICROBIOLÓGICA

En este apartado se exponen los resultados obtenidos para las tres bacterias objetivo de esta investigación. La ubicación de los puntos de muestreo en el Embalse Platanar, correspondientes a los análisis microbiológicos, se presentó en la Figura 4.12. Las profundidades aproximadas de toma de muestra se exponen en el Cuadro 5.10.

**Cuadro 0.11. Profundidades aproximadas de las muestras para evaluación de contaminación microbiológica en el Embalse Platanar.**

<b>Número de muestra</b>	<b>Profundidad aproximada de sedimento; de agua (cm; m)</b>
<b>M01</b>	30; 1,5
<b>M02</b>	30; 1
<b>M03</b>	50; 2
<b>M04</b>	70; 2,5
<b>M05</b>	100; 2,5
<b>M06</b>	30; 1
<b>M07</b>	100; 5,5

### 1.18.1 Contaminación fecal

La estimación del indicador *E. coli* por NMP se muestra en el Cuadro 5.11.

**Cuadro 0.12. Resultado de la prueba de *E. coli* como indicador de contaminación fecal con la técnica del Número Más Probable.**

Número de muestra	Resultado (NMP/g sedimento)
M01	93
M02	43
M03	93
M04	240
M05	43
M06	150
M07	93

Después de haber observado la evidencia *in situ* sobre la constante contaminación fecal en el canal (Sección 5.1), se obtuvo el resultado esperado con este ensayo microbiológico. Los resultados del Cuadro 5.11 muestran que existe contaminación fecal en la totalidad de las muestras analizadas, especialmente elevada en la muestra 04 con un 240 NMP/g de sedimento saturado (95% de confianza), seguida por la muestra 06 con 150 NMP/g. Las cantidades de *E. coli* en los puntos muestreados y la cantidad de muestras tomadas (7) permite reportar un promedio para el embalse de 108 NMP/g de sedimento saturado.

El diseño del muestreo se determinó siguiendo el curso del agua desde la entrada al embalse hasta su salida. En este sentido, la elevada contaminación de la muestra 04 podría deberse a su menor profundidad de agua relativa (de acuerdo con la batimetría; ver Anexo 3); similar a lo que se mencionó para contaminación por metales pesados. Esta zona del embalse lograría capturar la contaminación microbiológica y permitir su crecimiento. Por otro lado, la muestra 06 tiene la influencia directa de la Quebrada Serena, la cual recibe descargas de aguas residuales provenientes de casas de habitación ubicadas en sus orillas (Álvarez, 2018) y esto se vio reflejado en su contaminación fecal.

La presencia de *E. coli* indica que organismos patógenos resistentes y/o virus entéricos, provenientes de seres humanos o animales, pueden estar acumulados en los sedimentos;

representando un elevado peligro para bañistas y pescadores. Cabe recordar que el uso de *E. coli* como indicador implica las aclaraciones que se describen en 3.5.3.1 y las limitaciones mencionadas en la Sección 3.5.3.2. con respecto de la sensibilidad a condiciones ambientales que presenta la bacteria. Por lo que, a lo largo de los canales, bajo exposición al sol, el número de bacterias indicadoras que llegan al embalse puede verse grandemente reducido.

Empero, una vez en el embalse, investigadores afirman que la persistencia de las bacterias *E. coli* en sedimentos de lagos como el Embalse Platanar es de hasta 50 días, considerando su textura (en Figura 5.11) y su elevado contenido de materia orgánica (Haller, Amedegnato, Poté, & Wildi, 2009). Es decir, las bacterias remanentes indica la contaminación fecal que ocurrió en un lapso de 50 días.

El contacto de las personas con los patógenos de los sedimentos se puede generar por acceso al embalse, la consecuente resuspensión de sedimentos e ingreso de: agua con sedimentos por vía oral (por salpicado, al nadar o al pescar), lavado inadecuado de manos o cuerpo después de ingresar al embalse (contagio vía mano-boca), contacto de manos sucias con alimentos, lavado inadecuado del pescado contaminado seguido de mala cocción, entre otras posibilidades.

Por estas razones, es claro que la zona del embalse debe ser de acceso restringido y no ser usado como un área recreativa. De igual forma, los colaboradores de la Central Hidroeléctrica deben tener cuidados especiales de protección durante las extracciones de sedimento. Dichas precauciones deben ser definidas por el profesional en salud y seguridad ocupacional de COOPELESCA R.L.

### 1.18.2 Identificación de *Listeria monocytogenes*

Tras la adición del antibiótico en el proceso de determinación de *Listeria spp.* se obtuvo la coloración por placas Petri que muestra la Figura 5.14. En esta se logra observar que el agar de las muestras 1, 2, 3 y 4 viró a negro y por tanto, con estas muestras se siguieron las pruebas de oxidasa, catalasa y se les realizó una tinción de Gram. Las muestras 5, 6 y 7 se tomaron como negativas por *Listeria spp.*, por lo que se descartaron.

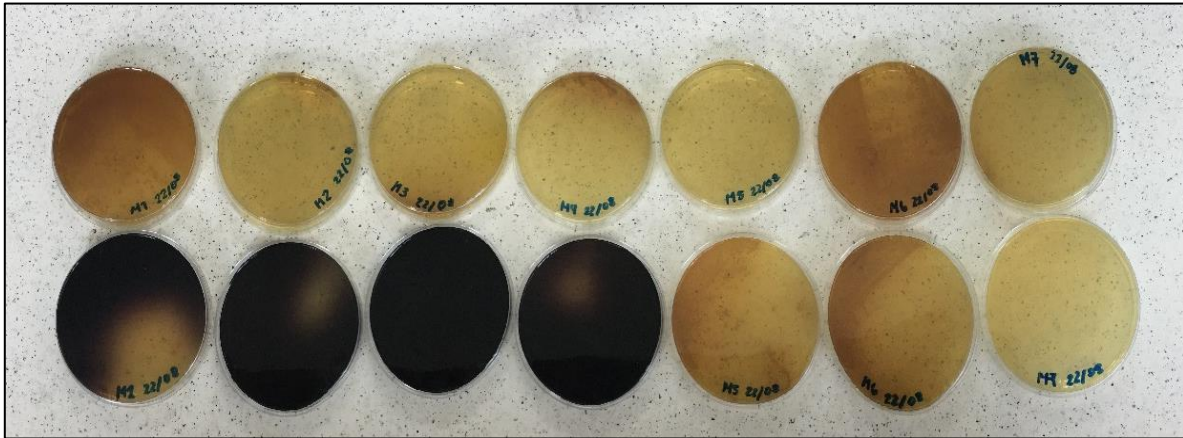

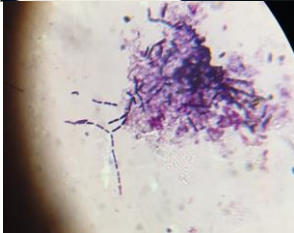

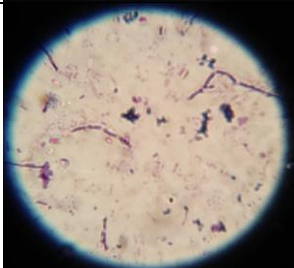


Figura 0.14. Placas Petri de las muestras 1-7 por duplicado.

Las cuatro muestras sospechosas que se continuaron mostraron el comportamiento que se detalla en el Cuadro 5.12; el resultado esperado era: oxidasa negativa y catalasa positiva con fenotipo negro.

**Cuadro 0.13. Resultados de la identificación de *Listeria monocytogenes* para 7 muestras por duplicado.**

Muestra N°	Descripción	Imagen	Catalasa	Oxidasa	Conclusión
M01	Fenotipo: verde amarillento		+	+	Descartada por fenotipo y prueba oxidasa
M02	Fenotipo: negra		+	-	Descartada por fenotipo
M03	Fenotipo: verde oscuro		+	+	Descartada por fenotipo y prueba oxidasa
M04	Fenotipo: verde amarillento		+	+	Descartada por fenotipo y prueba oxidasa

Los resultados de los ensayos dejan como conclusión que no se reportan muestras positivas por *Listeria monocytogenes* puesto que no hay cepas claras comprobadas. Es de importancia aclarar que ningún plan de muestreo puede asegurar la ausencia de un microorganismo determinado. El número de microorganismos encontrados en la muestra analizada puede ser distinta en una parte no muestreada del embalse (ANMAT, s/f). Por lo tanto, aunque este microorganismo en específico no se logró identificar en el proceso, cabe la posibilidad de que esté presente en los sedimentos, por lo que medidas precautorias deben ser consideradas al manipular el material.



### 1.18.3 Identificación de *Salmonella choleraesuis*

En el proceso, las bacterias crecieron como muestra la Figura 5.15 para la Muestra 01.

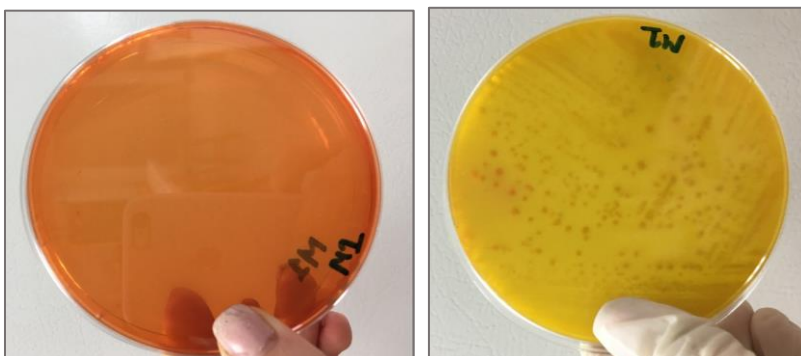


Figura 0.15. Crecimiento de bacterias en Agar XLD 24 horas (izquierda: estéril; derecha: placa rayada con muestra).

Únicamente las muestras 2, 5 y 7 (y en esta última, ambas réplicas), que se observan en la Figura 5.16, mostraron unidades formadoras de colonia (UFC) negras (fenotipo esperado para *Salmonella spp.*).

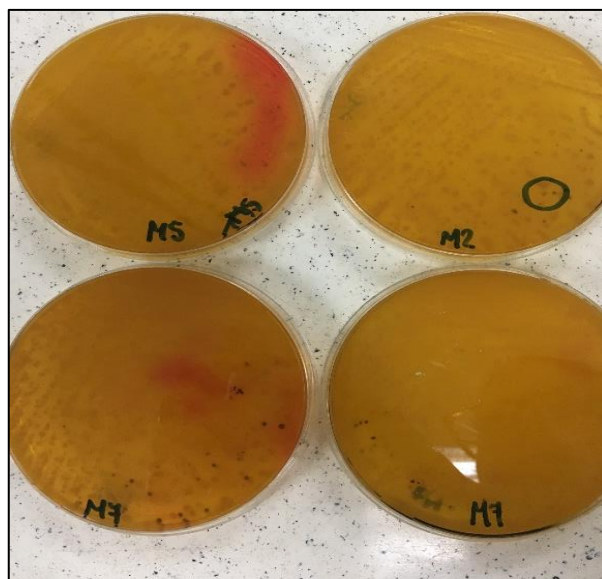


Figura 0.16. Colonias negras en placas Petri con agar XLD de muestras Embalse Platanar.

Por la razón previamente expuesta, las UFC sospechosas se colocaron en tubos con agar TSI (hierro-triple-azúcar) y se dejaron crecer, mostrando el comportamiento de la Figura 5.17.






Figura 0.17. Tubos con crecimiento en agar TSI.

Finalmente, las muestras consideradas positivas se rayaron en MacConkey y tras 24 horas se inocularon en API® 20E. Los resultados y foto de la tira de API® 20E respectivas se encuentran en el Cuadro 5.13.

La Muestra 5 tuvo un comportamiento atípico que indicó que podría ser del género *Salmonella* al mostrar gas en el tubo de TSI, con coloración negra (producción de H<sub>2</sub>S y fermentación de glucosa), coloración amarilla en la superficie (fermentación de lactosa o sacarosa). No obstante, se reportan muestras positivas de *Salmonella spp.* la 2 y la 7; con porcentajes de identificación elevados, lo cual aseguró que se trata de bacterias del género *Salmonella spp.* pero no se logró determinar la especie



Cuadro 0.14. Resultados prueba API® 20E para *Salmonella spp.* de las muestras sospechosas tomadas del Embalse Platanar de COOPELESCA R. L.

Número de muestra	Foto API® 20E	Resultado Software de lectura																																								
M02		<table border="1"> <thead> <tr> <th>Taxón significativo</th> <th>% ID</th> <th>T</th> <th colspan="4">Pruebas en contra</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Salmonella spp</td> <td>89.4</td> <td>0.5</td> <td>VP</td> <td>0%</td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td>Salmonella choleraesuis ssp arizonae</td> <td>10.5</td> <td>0.25</td> <td>ONPG98%</td> <td>VP</td> <td>0%</td> <td></td> </tr> </tbody> </table> <table border="1"> <thead> <tr> <th>Taxón siguiente</th> <th>% ID</th> <th>T</th> <th colspan="4">Pruebas en contra</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Citrobacter braakii</td> <td>0.1</td> <td>0.0</td> <td>LDC</td> <td>0%</td> <td>VP</td> <td>0%</td> <td>AMY</td> <td>99%</td> </tr> </tbody> </table>	Taxón significativo	% ID	T	Pruebas en contra				Salmonella spp	89.4	0.5	VP	0%			Salmonella choleraesuis ssp arizonae	10.5	0.25	ONPG98%	VP	0%		Taxón siguiente	% ID	T	Pruebas en contra				Citrobacter braakii	0.1	0.0	LDC	0%	VP	0%	AMY	99%			
Taxón significativo	% ID	T	Pruebas en contra																																							
Salmonella spp	89.4	0.5	VP	0%																																						
Salmonella choleraesuis ssp arizonae	10.5	0.25	ONPG98%	VP	0%																																					
Taxón siguiente	% ID	T	Pruebas en contra																																							
Citrobacter braakii	0.1	0.0	LDC	0%	VP	0%	AMY	99%																																		
M07		<table border="1"> <thead> <tr> <th>Taxón significativo</th> <th>% ID</th> <th>T</th> <th colspan="4">Pruebas en contra</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Salmonella spp</td> <td>93.0</td> <td>0.46</td> <td>VP</td> <td>0%</td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td>Salmonella choleraesuis ssp arizonae</td> <td>6.8</td> <td>0.17</td> <td>ONPG98%</td> <td>CIT</td> <td>75%</td> <td>VP</td> <td>0%</td> </tr> </tbody> </table> <table border="1"> <thead> <tr> <th>Taxón siguiente</th> <th>% ID</th> <th>T</th> <th colspan="4">Pruebas en contra</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Salmonella choleraesuis ssp choleraesuis</td> <td>0.1</td> <td>0.0</td> <td>ADH</td> <td>15%</td> <td>VP</td> <td>0%</td> <td>MEL</td> <td>20%</td> <td>ARA</td> <td>0%</td> </tr> </tbody> </table>	Taxón significativo	% ID	T	Pruebas en contra				Salmonella spp	93.0	0.46	VP	0%			Salmonella choleraesuis ssp arizonae	6.8	0.17	ONPG98%	CIT	75%	VP	0%	Taxón siguiente	% ID	T	Pruebas en contra				Salmonella choleraesuis ssp choleraesuis	0.1	0.0	ADH	15%	VP	0%	MEL	20%	ARA	0%
Taxón significativo	% ID	T	Pruebas en contra																																							
Salmonella spp	93.0	0.46	VP	0%																																						
Salmonella choleraesuis ssp arizonae	6.8	0.17	ONPG98%	CIT	75%	VP	0%																																			
Taxón siguiente	% ID	T	Pruebas en contra																																							
Salmonella choleraesuis ssp choleraesuis	0.1	0.0	ADH	15%	VP	0%	MEL	20%	ARA	0%																																
M05		<table border="1"> <thead> <tr> <th>Taxón significativo</th> <th>% ID</th> <th>T</th> <th colspan="4">Pruebas en contra</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Enterobacter cloacae</td> <td></td> <td></td> <td>H2S</td> <td>0%</td> <td>TDA</td> <td>0%</td> <td>INO</td> <td>12%</td> <td>OX</td> <td>0%</td> </tr> <tr> <td>Enterobacter sakazakii</td> <td></td> <td></td> <td>H2S</td> <td>0%</td> <td>TDA</td> <td>0%</td> <td>SOR</td> <td>8%</td> <td>OX</td> <td>0%</td> </tr> </tbody> </table>	Taxón significativo	% ID	T	Pruebas en contra				Enterobacter cloacae			H2S	0%	TDA	0%	INO	12%	OX	0%	Enterobacter sakazakii			H2S	0%	TDA	0%	SOR	8%	OX	0%											
Taxón significativo	% ID	T	Pruebas en contra																																							
Enterobacter cloacae			H2S	0%	TDA	0%	INO	12%	OX	0%																																
Enterobacter sakazakii			H2S	0%	TDA	0%	SOR	8%	OX	0%																																



La importancia de haber identificado la bacteria en más de una de las muestras reside en que esta bacteria puede ocasionar enfermedad en pequeñas dosis y se comprobó su presencia extendida. Se trata de un microorganismo infeccioso facultativo, por lo que su capacidad de vivir en ambientes aerobios y anaerobios lo hace aún más peligroso en sedimentos. Pueden invadir al hospedero (humano o animal) tras ingestión de agua contaminada (resuspensión de sedimentos) o de alimentos (Ochoa & Rodríguez, 2005).

Las especies de mayor importancia médica pertenecen a las subespecies *enterica* y *arizonae*, ambas provenientes de la especie *enterica*, puesto que han demostrado una mayor patogenicidad (Ochoa & Rodríguez, 2005). Como es posible observar en el Cuadro 5.13, ambas muestras 2 y 7 tienen un porcentaje de identificación de respectivamente 10,5 y 6,8 por ciento para subespecies relacionadas con *arizonae*. Lo cual, aunque no es concluyente, indica que es de importancia realizar las pruebas serológicas en un futuro para determinar si se trata de esta peligrosa bacteria.

#### **1.18.4 Persistencia de microorganismos en sedimentos a cielo abierto**

Los microorganismos patógenos no persistirán en el sedimento permanentemente, a menos de que encuentren condiciones aptas de humedad, contenido de sodio y pH para proliferar y comenzar a formar parte de la biota del suelo (Sofó et al., 2019). Si bacterias facultativas como la *Salmonella spp.* encontrada quedan encapsuladas bajo varias capas de sedimento, sin exposición al sol y con condiciones de humedad favorables, su proliferación es casi inminente.

Una evaluación de la posible persistencia de patógenos en suelos irrigados con agua de lluvia mostró que bacterias patógenas como *Pseudomonas*, *Clostridium perfringens* y *Acinetobacter spp* pueden convertirse en organismos residentes del suelo y pasar incluso al sistema vascular de las plantas que crecen en él. De igual manera, *Ramlibacter tataouinensis*, *Nocardia farcinica*, *Mycobacterium spp.* (algunas de estas son patógenas estrictas causantes de tuberculosis, lepra, enfermedad de Crohn y son muy resistentes), entre otras pueden persistir en el suelo mientras esté expuesto al agua de lluvia (Sofó et al., 2019).

No obstante, una comunidad bacteriana proveniente de los sedimentos y expuesta a agua de lluvia es susceptible a cambios ambientales por estaciones (época seca y época lluviosa) (Sofó et al., 2019). En la zona de San Carlos, esto es de alta importancia dados su clima

tropical muy húmedo (cálido húmedo) y sus precipitaciones durante todo el año (Climate Data, 2018).

La radiación ultravioleta del sol puede tener efectos mutagénicos y letales al incidir en el ADN bacteriano (Iáñez, 1998). La luz visible de fuerte intensidad, por su parte, es capaz de matar a las bacterias gracias a la absorción de energía de ciertas moléculas endógenas y su consecuente excitación y transferencia de energía, originando fotooxidaciones y radicales libres, altamente oxidantes (Iáñez, 1998). Ambos efectos descritos son únicamente viables en los sedimentos expuestos de la escombrera, puesto que la luz solar no surtiría efecto en las capas inferiores. Asimismo, las bacterias pueden protegerse en las partículas de sedimento y no sufrir daños en su estructura.

Sin embargo, microorganismos esporulados como la *Clostridium perfringens* pueden proliferar de nuevo bajo condiciones favorables a partir de esporas, las cuales son altamente resistentes a las condiciones ambientales (Mancilla & Castaño, 2013). En conclusión, las posibilidades de persistencia de los microorganismos pueden verse incrementadas en capas inferiores de los sedimentos, indicando que la contaminación microbiológica debe ser controlada.

## 1.19 RECOMENDACIONES PARA DISPOSICIÓN ADECUADA Y TRATAMIENTO DE LOS SEDIMENTOS

**Método de disposición:** secado en escombrera.

**Motivo:** una vez que se analizó la situación de la CHP, se observaron las escombreras en uso, se conversó con las jefaturas y se concluyó que los sedimentos son viables para el uso en escombrera según los parámetros neerlandeses. Se determinó que este sitio de disposición es apropiado. Por tanto, las medidas de mitigación se proponen para una disposición de sedimentos en escombrera.

### **1. Medida de mitigación de contaminación microbiológica: encalado del sedimento para disminución del riesgo.**

La mezcla de cal (de fórmula química  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ,  $\text{CaO}$  ó  $\text{CaCO}_3$ ) con los sedimentos provoca un incremento en el pH de los mismos, es por esto que el proceso es aplicado también a suelos ácidos para mejorar su fertilidad (Alvarado-Hernández et al., 2001; J. Zhang et al., 2019). En este caso, el pH del medio necesario para lograr una descomposición y muerte bacteriana (incluso destrucción de las esporas presentes) es de 9,5-11 utilizando  $\text{CaO}$  o “cal viva” como fuente de cal (Hijikata et al., 2016).

Como referencia, se propone revisar el estudio de Segura-Montero (2018) sobre el encalado de biosólidos; en donde se comprueba una eliminación de bacterias al alcanzar un pH cercano a 11 utilizando una fuente de cal de óxido de calcio ( $\text{CaO}$ ). Además, se comprobó una mejor eliminación de agentes biológicos con esta fuente de calcio ( $\text{CaO}$ ) que con  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  (Segura-Montero, 2018), mas no se comparó con  $\text{CaCO}_3$ .

En un experimento con suelo de pH promedio 4,2 utilizando cal de  $\text{CaCO}_3$ , la adición de 0,013:1 de cal:sedimento provocó un incremento del pH hasta 7,5 (J. Zhang et al., 2019). Entonces, como el cambio en pH real debe ser comprobado experimentalmente, se sugiere hacer este experimento para así determinar la cantidad de cal requerida para una eliminación de patógenos en la escombrera de la CHP.

La supervivencia de las bacterias a pH alcalinos es baja puesto que se provoca un daño a la membrana externa de las bacterias y a la actividad enzimática, por tanto, daños a su material



genético y metabolismo. Estos efectos son proporcionales a la cantidad de elemento alcalinizante utilizado (cal) (Hijikata et al., 2016). Se ha observado que la cal es efectiva para eliminar contaminación por rotavirus. No obstante, algunos parásitos como el *Cryptosporidium parvum* (causante de diarreas, dolor abdominal, etc.), pueden no ser eliminados por la cal sola y permanecer en el medio (Björkman, von Brömssen, Troell, & Svensson, 2018).

Por tanto, el propósito de la cal sería el de disminuir el riesgo y la proliferación de microorganismos patógenos; teniendo en cuenta que la materia orgánica en los sedimentos hace que las bacterias estén más protegidas contra altas temperaturas o productos químicos bactericidas. Por lo mencionado, la aplicación de cal obligatoriamente debe ir acompañada de mezclado mecánico para ser efectiva.

#### **Costos aproximados de implementación de la medida:**

Si se asumiera una relación inicial de 0,04:1 cal:sedimento para la escombrera en Hidroeléctrica Platanar utilizando roca caliza como fuente de cal se puede generar una estimación de costos. Se tienen datos del 2017, donde se reporta una extracción de aproximadamente 13 000 m<sup>3</sup> de sedimentos y en el 2018 aproximadamente 10 000 m<sup>3</sup>. La densidad aproximada del sedimento en el Embalse Platanar es de 0,3 g/cm<sup>3</sup> o 0,33312 ton/m<sup>3</sup>. Lo cual implica que 10 000 m<sup>3</sup> equivale a 3,33 toneladas de sedimento o 3021 kilogramos. Si se requiere una relación 0,04:1 de cal-sedimento, se estaría hablando de 120 kg de cal para la última extracción. En general, la relación sería 36 kg de cal (CaCO<sub>3</sub>) por tonelada de sedimento (907 kg).

Los costos aproximados de una extracción de 10 000 m<sup>3</sup> se muestran en el Cuadro 5.14.

**Cuadro 0.15. Cálculo de costos aproximados por implementación de la medida de mitigación propuesta.**

<b>Activo</b>	<b>Precio por unidad</b>	<b>Inversión (colones)</b>
1 excavadora por 3 días	€37 000	€888 000
120 sacos de cal	€1110 (6 kg)*	€133 000
<b>Costo total</b>		<b>€1 021 000</b>

\*Precio de referencia Mariales Meza, Alajuela, Costa Rica, febrero 2018.

## **2. Medida de disminución del riesgo por contaminación por metales pesados: reforestación de la zona con especies endémicas de árboles no frutales.**

El objetivo de esta medida es fijar, por enraizamiento, el sedimento para evitar su erosión y transporte por aire a otras zonas. La reforestación debería ser planificada por un profesional en el tema, contemplando la posibilidad de depositar más sedimento en la escombrera para maximizar su vida útil y evitar la necesidad de encontrar nuevos sitios de disposición.

La remediación de sedimentos contaminados debería enfocarse en mejorar su estabilidad y reducción de su biodisponibilidad y bioacumulación in situ (Chao Zhang et al., 2018). Se evaluó la posibilidad de usar plantas para remediar la contaminación por metales pesados, aprovechando la capacidad de absorción en los órganos como las raíces, hojas y en sus tejidos (Schreck et al., 2017; Z. Wang, Liu, & Qin, 2019). Sin embargo, esto no se recomienda por dos razones. Primero, las plantas biorremediadoras pueden absorber metales pesados hasta un punto de saturación y se convierten en un desecho (Schreck et al., 2017). Segundo, si los metales se bioacumulan en estas plantas, los organismos herbívoros podrían verse intoxicados por el consumo continuo de ellas.

Ahora, más allá de remediar esta contaminación química, se desea fijar el polvo en el suelo. A pesar de que se ha comprobado que también las malas hierbas, el zacate y los arbustos acumulan metales pesados (principalmente en las raíces y en las hojas) (Z. Wang et al., 2019), estos organismos pueden fijar el polvo. Sin embargo, como los árboles son de mayor tamaño y reducen la erosión del agua y del viento, se prefieren como fijadores del sedimento.

De catorce especies de árboles, los autores Alahabadi et al. (2017) encontraron que las especies *Pinus eldarica*, *Morus alba* y *Nigral morus* mostraron mejor bioacumulación de metales pesados. Tras conocer lo anterior, se proyectó la peligrosidad que podría implicar un árbol frutal bioacumulador de metales pesados como fuente directa para las personas, por lo que no se recomienda sembrar árboles frutales. Por el contrario, se recomienda sembrar árboles no frutales, sin ser determinante su capacidad de bioacumulación de metales pesados.

## CONCLUSIONES

1. Se determinó que los tipos de actividades económicas encontradas dentro de la zona de influencia de contaminación del Río Platanar no se relacionan con un uso extensivo de metales pesados, por lo que no se consideraron fuente importante de contaminación de los sedimentos en este aspecto.
2. El análisis geográfico mostró que existe un extendido uso de suelo residencial en las márgenes del Río Platanar, incluso con invasión del cauce por comunidades urbano-marginales, lo cual señaló una probable contaminación microbiológica directa por vertido de aguas residuales sin tratamiento en el río.
3. De la caracterización física de los sedimentos se obtuvo una textura principalmente limosa (78%) con un bajo contenido de arcillas (6%), un elevado contenido de materia orgánica (24,7%) y un pH ácido, estos resultados concordaron con los esperado para sedimentos.
4. Se evidenció una mayor acumulación de los metales pesados satisfactoriamente cuantificados (As, Hg, Pb y Cd) en la zona más profunda y único punto de descarga del embalse.
5. La concentración de los metales Hg y Pb provocó la clasificación de los sedimentos como moderadamente impactados por contaminación de metales pesados según los lineamientos de la EPA, a través de la NEP.
6. Se justificó la no cuantificación de cromo en los sedimentos en términos de las posibilidades de especiación de este metal en el ecosistema del embalse, indicando su posible presencia en el agua en especies iónicas y su limitada adsorción al sedimento por el bajo contenido de arcillas. Este análisis se aplicó de forma similar a la baja concentración de arsénico encontrada.
7. Se comprobó sobre la presencia y toxicidad de mercurio en los sedimentos que: el mercurio es de priorizar entre los demás metales por su NEP y su CEU de la EPA, debe evaluarse contra los valores de referencia locales pues sobrepasa el ISQG-LowQ australiano y está por encima los valores de referencia neerlandeses establecidos para sedimentos. Por lo tanto, se determinó que este es el metal que merece mayor atención y que por su peligrosidad se debe evaluar su biodisponibilidad en los sedimentos.

8. Se demostró que las concentraciones de los metales As, Cr, Cd y Pb en los sedimentos no representan un riesgo para la salud según los parámetros australianos y los parámetros neerlandeses puesto que no exceden los valores considerados peligrosos ni los valores de referencia, respectivamente.
9. Las unidades de toxicidad calculadas siguiendo a la EPA permitieron afirmar que ningún metal se considera de alto interés puesto que se encontraron en concentraciones por debajo de la concentración de efecto probable (CEP).
10. Se verificó que los sedimentos son aptos para su disposición en escombrera según los lineamientos neerlandeses por lo que se aprobó con criterio técnico este método de disposición.
11. Se generó una compilación de datos de la ATSDR que podrá fungir como base para futuros abordajes de toxicidad de los metales pesados analizados en este estudio.
12. Se confirmó lo evidenciado en el análisis geográfico pues se localizó contaminación fecal en la totalidad de las muestras analizadas. Este hallazgo ratificó la posibilidad de presencia de agentes biológicos adversos y más resistentes que *E. coli* en los sedimentos del embalse.
13. Se identificó *Salmonella spp.* en un 30% de las muestras de sedimento, lo cual alertó sobre el peligro por contacto con los sedimentos si estos ofrecen condiciones favorables para la proliferación de este u otros agentes biológicos patógenos.
14. La bacteria de la especie *Listeria monocytogenes* no se logró identificar.
15. Se encontró que el riesgo más importante asociado a las actividades evaluadas es el consumo de pescado proveniente del embalse por parte de la población, debido a los niveles de mercurio cuantificados en los sedimentos y las posibilidades de bioacumulación y biomagnificación de este metal en las distintas especies de peces del embalse.
16. Se concluyó que el método más adecuado para mitigar la contaminación microbiológica en la escombrera corresponde al encalado y mezclado de los sedimentos.
17. Se estableció la importancia de fijar los sedimentos al suelo en la escombrera mediante reforestación, para así minimizar la erosión por viento y así, el riesgo de

exposición de personas vía respiratoria u oral con la contaminación por metales pesados.

## **RECOMENDACIONES**

1. Investigar sobre la ubicación de acuíferos y zonas de recarga en la propiedad de COOPELESCA R. L. o de la Central Hidroeléctrica Platanar, con tal de confirmar que no coincidan con las escombreras como medida de prevención de contaminación del recurso hídrico. Por el contrario, corregir la localización de las escombreras para extracciones futuras de sedimento. Esto es importante por tratarse de sedimentos con casi un 20 por ciento de arenas (medio filtrante con muy baja retención de agua y contaminantes) y muy pocas arcillas (6%, de mayor retención) y con contenido de microorganismos patógenos y metales pesados.
2. Recurrir a un profesional en salud ocupacional para definir el equipo de protección personal adecuado durante operaciones relacionadas con la extracción, transporte y disposición en escombrera de los sedimentos del Embalse Platanar de COOPELESCA R.L.
3. Recurrir a un profesional en ingeniería forestal para definir el plan de reforestación de la escombrera, siguiendo las recomendaciones de este texto para mitigar el riesgo de transporte de los sedimentos por aire o por agua a otras zonas.
4. Analizar el contenido de mercurio en peces del embalse para determinar la biodisponibilidad del metal, corroborar el peligro que representa para la salud humana por ingestión y compararlo con las cantidades en los cuadros de la Sección 5.4.4 y los niveles máximos permitidos para peces según la reglamentación internacional referida en este texto.
5. Comunicar a la población cercana sobre la peligrosidad de consumir pescado proveniente del embalse, la peligrosidad de su uso recreativo y sobre la ausencia de responsabilidad de COOPELESCA R. L.; de manera que disminuya la frecuencia de ingreso de particulares a este.
6. Colocar una malla perimetral en la zona del embalse y vigilar el acceso de personas no autorizadas como medida para evitar el ingreso y consecuente exposición de la población.
7. Considerando las posibilidades de especiación de los metales pesados encontrados en bajas concentraciones y aquéllos en concentraciones elevadas, si el sitio continúa en uso por personas se recomienda evaluar la calidad del agua del embalse.

8. Monitorear el incremento en las concentraciones de mercurio en el embalse para asegurar que no sobrepase los niveles potencialmente tóxicos (el CEP y/o el ISQG-High) y que no llegue a requerir de una remediación en el futuro.

## REFERENCIAS

- Abass, K., Huusko, A., Knutsen, H. K., Nieminen, P., Myllynen, P., Meltzer, H. M., ... Rautio, A. (2018). Quantitative estimation of mercury intake by toxicokinetic modelling based on total mercury levels in humans. *Environment International*, *114*, 1–11.
- Abia, A., Ubomba-Jaswa, E., du Preez, M., & Momba, M. (2015). Riverbed sediments in the Apies River, South Africa: recommending the use of both *Clostridium perfringens* and *Escherichia coli* as indicators of faecal pollution. *Journal of Soils and Sediments*, *15*(12), 2412–2424. <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1209-0>
- Abia, A., Ubomba-Jaswa, E., & Momba, M. (2016). Prevalence of pathogenic microorganisms and their correlation with the abundance of indicator organisms in riverbed sediments. *International Journal of Environmental Science and Technology*, *13*(12), 2905–2916. <https://doi.org/10.1007/s13762-016-1116-y>
- Administración Nacional de Medicamentos de Alimentos y Tecnología Médica (ANMAT). (s/f). *Guía de interpretación de resultados microbiológicos de alimentos*. Argentina. Recuperado a partir de [http://www.anmat.gov.ar/alimentos/guia\\_de\\_interpretacion\\_resultados\\_microbiologicos.pdf](http://www.anmat.gov.ar/alimentos/guia_de_interpretacion_resultados_microbiologicos.pdf)
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (1999). Toxicological Profile for Mercury. *ATSDR's Toxicological Profiles*, (March). [https://doi.org/10.1201/9781420061888\\_ch109](https://doi.org/10.1201/9781420061888_ch109)
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2007a). *Toxicological Profile for Arsenic*. Atlanta. Recuperado a partir de <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp2.pdf>
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2007b). *Toxicological Profile for Lead*. U.S Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. [https://doi.org/doi:10.1201/9781420061888\\_ch106](https://doi.org/doi:10.1201/9781420061888_ch106)
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2012a). *Toxicological Profile for Cadmium*. Atlanta. Recuperado a partir de <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp5.pdf>
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2012b). *Toxicological Profile for Chromium*. Atlanta. Recuperado a partir de <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp7.pdf>



- Alahabadi, A., Hassan, M., Miri, M., Aval, H. E., Yousefzadeh, S., Ghaffari, H. R., ... Hosseini-Bandegharai, A. (2017). A comparative study on capability of different tree species in accumulating heavy metals from soil and ambient air. *Chemosphere*, 172, 459–467. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.01.045](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.01.045)
- Alvarado-Hernández, A., F, B.-H., Durán, N., Gutierrez, M., Herrera, W., Molina, E., ... Rofríguez, J. (2001). Fertilidad de Suelos y Manejo de la Nutrición de Cultivos en Costa Rica, 139. Recuperado a partir de [http://www.cia.ucr.ac.cr/pdf/Memorias/Memoria\\_Curso\\_Fertilidad\\_de\\_Suelos.pdf](http://www.cia.ucr.ac.cr/pdf/Memorias/Memoria_Curso_Fertilidad_de_Suelos.pdf)
- Alvarado García, V., & Pérez Gómez, G. (2016). Evaluación de la calidad del agua superficial del río Grade de Tárcoles (Costa Rica) mediante parámetros biológicos y fisicoquímicos.
- Alvarado Induni, G. (2011). *Los volcanes de Costa Rica: geología, historia, riqueza natural y su gente* (3ra ed.). San José: EUNED. Recuperado a partir de [https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=U87jyJf2DCsC&oi=fnd&pg=PR1&dq=Alvarado+Induni,+Guillermo+\(2009\).+Los+volcanes+de+Costa+Rica.+volcan+platanar&ots=pzwRASZMZ\\_&sig=mDZcoQOSH2Mxx8MFCqKVgD0GMBE#v=onepage&q&f=false](https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=U87jyJf2DCsC&oi=fnd&pg=PR1&dq=Alvarado+Induni,+Guillermo+(2009).+Los+volcanes+de+Costa+Rica.+volcan+platanar&ots=pzwRASZMZ_&sig=mDZcoQOSH2Mxx8MFCqKVgD0GMBE#v=onepage&q&f=false)
- Álvarez, J. (2018). Entrevista personal.
- Amos, H. M., Jacob, D. J., Kocman, D., Horowitz, H. M., Zhang, Y., Dutkiewicz, S., ... Sunderland, E. M. (2014). Global biogeochemical implications of mercury discharges from rivers and sediment burial. *Environmental Science and Technology*, 48(16), 9514–9522. <https://doi.org/10.1021/es502134t>
- Andrews, W. H., Wang, H., Jacobson, A., & Hammack, T. (2001). Salmonella. En *Bacteriological Analytical Manual* (8a ed., pp. 105–128). U.S. Food and Drug Administration. Recuperado a partir de [https://www.eberbachlabtools.com/Assets/FDA\\_Bacteriological\\_Analysis.pdf](https://www.eberbachlabtools.com/Assets/FDA_Bacteriological_Analysis.pdf)
- Association American Public Health. (2012). Método 3125 B ICP-MS. En *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (22a ed.). Washington, DC.
- ASTDR. (2011). *Lead*. Recuperado a partir de <https://www.atsdr.cdc.gov/substances/toxsubstance.asp?toxid=22>
- Bauer, K. W., Gueguen, B., Cole, D. B., Francois, R., Kallmeyer, J., Planavsky, N., & Crowe,

- S. A. (2018). Chromium isotope fractionation in ferruginous sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 223, 198–215. <https://doi.org/http://doi.org/10.1016/j.gca.2017.19.034>
- Bergman, Å., Heindel, J. J., Jobling, S., Kidd, K. A., & Zoeller, T. R. (2012). *The state of Science of Endocrine Disrupting Chemicals. Summary for Decision-Makers. DTI/1554/GE*. <https://doi.org/10.1590/S1414-462X2013000100003>
- Bestratén Bellovi, M., & Pareja Malagón, F. (1994). *NTP 330: Sistema simplificado de evaluación de riesgos de accidente*. Madrid. Recuperado a partir de [http://www.insht.es/InshtWeb/Contenidos/Documentacion/FichasTecnicas/NTP/Ficheros/301a400/ntp\\_330.pdf](http://www.insht.es/InshtWeb/Contenidos/Documentacion/FichasTecnicas/NTP/Ficheros/301a400/ntp_330.pdf)
- Björkman, C., von Brömssen, C., Troell, K., & Svensson, C. (2018). Disinfection with hydrated lime may help manage cryptosporidiosis in calves. *Veterinary Parasitology*, 264, 58–63. <https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2018.11.004>
- Bundschuh, J., Maity, J. P., Mushtaq, S., Vithanage, M., Seneweera, S., Schneider, J., ... Chen, C. (2017). Medical geology in the framework of the sustainable development goals. *Science of the Total Environment*, 581–582, 87–104. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.208>
- Calderón, C., & Valdés, J. (2012). Contenido de metales en sedimentos y organismos bentónicos de la bahía san jorge, antofagasta, Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 47(1), 121–133. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572012000100011>
- Cardona, A. F. R., Molina, M. T. F., & Baena, J. P. (2013). Variación espacial y temporal en los contenidos de mercurio, plomo, cromo y materia orgánica en sedimento del complejo de humedales de Ayapel, Córdoba, noroccidente colombiano/Variations of seasonal and spatial Hg, Pb, Cr and organic matter contents in Ay. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, (69), 244–255. Recuperado a partir de [http://search.proquest.com/docview/1612547038?accountid=15300%5Cnhttp://sfx.cbu.c.ca/upc?url\\_ver=Z39.88-2004&rft\\_val\\_fmt=info:ofi/fmt:kev:mtx:journal&genre=article&sid=ProQ:ProQ%3Aengineeringjournals&atitle=Variación+espacial+y+temporal+en+los+contenido](http://search.proquest.com/docview/1612547038?accountid=15300%5Cnhttp://sfx.cbu.c.ca/upc?url_ver=Z39.88-2004&rft_val_fmt=info:ofi/fmt:kev:mtx:journal&genre=article&sid=ProQ:ProQ%3Aengineeringjournals&atitle=Variación+espacial+y+temporal+en+los+contenido)
- Castaño, A., Sánchez-Rodríguez, J., Cañas, A., Esteban, M., Navarro, C., Rodríguez-García, A., ... Jiménez-Guerrero, J. (2012). Mercury, lead and cadmium levels in the urine of

- 170 Spanish adults: A pilot human biomonitoring study. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 215, 191–195.
- Cavanagh, N., Nordin, R. N., Swain, L. G., & Pommen, L. W. (1997). *Lake and Stream Bottom Sediment Sampling Manual*. British Columbia. Recuperado a partir de <http://www.ilmb.gov.bc.ca/risc/pubs/aquatic/lake-stream/index.htm>
- Climate Data. (2018). Clima en San Carlos. Recuperado el 4 de febrero de 2019, a partir de <https://es.climate-data.org/america-del-norte/costa-rica/san-jose/san-carlos-1044405/>
- Consejo Superior de Investigaciones Científicas. (s/f). Polvo. En *La prevención de riesgos en los lugares de trabajo* (pp. 223–234). Madrid. Recuperado a partir de <http://www.icv.csic.es/prevencion/Documentos/manuales/polvo.pdf>
- Das, G. K. (2015). Granulometry of Mangrove Sediments. En C. R. Library (Ed.), *Estuarine Morphodynamics of the Sunderbans* (11a ed., pp. 103–117). Springer Switzerland. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-11343-2\\_6](https://doi.org/10.1007/978-3-319-11343-2_6)
- Department of Environment and Conservation. (2010). *Assessment levels for Soil, Sediment and Water. Contaminated Sites Management Series*. Australia. Recuperado a partir de [https://www.der.wa.gov.au/images/documents/your-environment/contaminated-sites/guidelines/2009641\\_-\\_assessment\\_levels\\_for\\_soil\\_sediment\\_and\\_water\\_-\\_web.pdf](https://www.der.wa.gov.au/images/documents/your-environment/contaminated-sites/guidelines/2009641_-_assessment_levels_for_soil_sediment_and_water_-_web.pdf)
- Dirección de Agua. (2019). *Reporte técnico de aforos Cuenca San Carlos*.
- EPA (Environmental Protection Agency). (2008). Particulate Matter Sampling. En Air Pollution Training Institute (Ed.), *Atmospheric Sampling Course* (435a ed., pp. 1–62). North Carolina. Recuperado a partir de <papers://dee23da0-e34b-4588-b624-f878b46d7b3d/Paper/p391>
- Eyherabid, M., Saínz, H., Barbieri, P., & Echeverría, H. E. (2014). COMPARACION DE METODOS PARA DETERMINAR CARBONO ORGANICO EN SUELO. (Spanish). *Ciencia del suelo*, 32(1), 13–19. Recuperado a partir de <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=a9h&AN=100009604&lang=es&site=ehost-live>
- Feng, P., Weagant, S. D., Grant, M. A., & Burkhardt, W. (2002). Escherichia coli and the Coliform Bacteria. En *Bacteriological Analytical Manual* (8a ed., pp. 68–104). U.S. Food and Drug Administration. Recuperado a partir de

- <https://www.fda.gov/Food/FoodScienceResearch/LaboratoryMethods/ucm064948.htm>
- Fernández Saenz, B. (2015). *Ecotoxicología Del Arsénico: Movilización En Suelos Y Aguas, Relevancia Clínica Y Métodos De Eliminación*. Universidad Complutense. Recuperado a partir de <http://147.96.70.122/Web/TFG/TFG/Memoria/FERNÁNDEZ SANZ, BEATRIZ.pdf>
- Froehner, S., Zeni, J., Cardoso da Luz, E., & Maceno, M. (2009). Characterization of Granulometric and Chemical Composition of Sediments of Barigui River Samples and their Capacity to Retain Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. *Water, Air, and Soil Pollution*, 203(1–4), 381–389. <https://doi.org/10.1007/s11270-009-0020-1>
- Gee, G. W., Or, D., Dane, J. H., & Topp, C. G. (2002). Particle-Size Analysis. En *Methods of soil analysis* (pp. 255–293). <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.4.c12>
- Geoxnet. (2016). Escala Granulométrica de Udden-Wentworth. Recuperado a partir de <https://post.geoxnet.com/escala-granulometrica-de-udden-wentworth/>
- González, E., & Watling, L. (2002). Redescription of the freshwater amphipod *Hyaella faxoni* from Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 50(2), 659–667. Recuperado a partir de [http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0034-77442002000200023](http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442002000200023)
- Haller, L., Amedegnato, E., Poté, J., & Wildi, W. (2009). Influence of Freshwater Sediment Characteristics on Persistence of Fecal Indicator Bacteria. *Water, Air, and Soil Pollution*, 203(1–4), 217–227. <https://doi.org/10.1007/s11270-009-0005-0>
- Henríquez Henríquez, C. (2012). *Guía práctica para el estudio introductorio de los suelos con un enfoque agrícola* (2nd ed.). San José: Asociación Costarricense de la Ciencia del Suelo.
- Herrera, J., Rodríguez, J., Coto, J., Salgado, V., & Borbón, A. (2013). Evaluación de metales pesados en los sedimentos superficiales del río Pirro. *Tecnología en Marcha*, 26(1), 27–36. <https://doi.org/10.18845/tm.v26i1.1119>
- Hijikata, N., Tezuka, R., Kazama, S., Otaki, M., Ushijima, K., Ito, R., ... Funamizu, N. (2016). Bactericidal and virucidal mechanisms in the alkaline disinfection of compost using calcium lime and ash. *Journal of Environmental Management*, 181, 721–727. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.08.026>
- Hilje Quirós, L. (2014). Aquella inexplorada región de San Carlos. *Herencia*, 27(1–2), 77–

- Hin, J. A., Osté, L. A., & Schmidt, C. A. (2010). Guidance document for Sediment Assessment. *Ministry of Infrastructure and the Environment - DG Water*, (November). Recuperado a partir de [https://sednet.org/download/guidance\\_document\\_for\\_sediment\\_assessment.pdf](https://sednet.org/download/guidance_document_for_sediment_assessment.pdf)
- Hitchins, A. D., Jinneman, K., & Chen, Y. (2003). *Listeria monocytogenes*. En *Bacteriological Analytical Manual* (8a ed., pp. 198–211). U.S. Food and Drug Administration. Recuperado a partir de <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-07/documents/fda-bam-chap10.pdf>
- Hlihor, R., Apostol, L., Pavel, L. V., Betianu, C., Sluser, B. M., Caliman, F. A., & Gavrilescu, M. (2009). Overview on chromium occurrence in the environment and its remediation. *Buletinul Institutului Politehnic Din Iasi*, 3, 34. Recuperado a partir de [https://www.researchgate.net/publication/314207521\\_OVERVIEW\\_ON\\_CHROMIUM\\_OCCURRENCE\\_IN\\_THE\\_ENVIRONMENT\\_AND\\_ITS\\_REMEDIATION](https://www.researchgate.net/publication/314207521_OVERVIEW_ON_CHROMIUM_OCCURRENCE_IN_THE_ENVIRONMENT_AND_ITS_REMEDIATION)
- Hoogsteen, M. J. J., Lantinga, E. A., Bakker, E. J., Groot, J. C. J., & Tiltonell, P. A. (2015). Estimating soil organic carbon through loss on ignition: Effects of ignition conditions and structural water loss. *European Journal of Soil Science*, 66(2), 320–328. <https://doi.org/10.1111/ejss.12224>
- Iáñez, E. (1998). Acción de los agentes físicos contra las bacterias (II). Recuperado el 4 de febrero de 2019, a partir de [http://www.biologia.edu.ar/microgeneral/micro-ianez/18\\_micro.htm](http://www.biologia.edu.ar/microgeneral/micro-ianez/18_micro.htm)
- Ingersoll, C., & MacDonald, D. (2002). *Guidance Manual to Support the Assessment of Contaminated Sediments in Freshwater Ecosystems*. Recuperado a partir de <https://www.cerc.usgs.gov/pubs/sedtox/volumeiii.pdf>
- Instituto Nacional de Estadística y Censos (INEC). (2011). *Censo 2011-2050*. San José. Recuperado a partir de <http://www.inec.go.cr/poblacion>
- Jayasumana, C., Gunatilake, S., & Siribaddana, S. (2015). Simultaneous exposure to multiple heavy metals and glyphosate may contribute to Sri Lankan agricultural nephropathy. *BMC Nephrology*, 16(1), 0–7. <https://doi.org/10.1186/s12882-015-0109-2>
- Kalia, K., & Khambholja, D. B. (2015). Arsenic Contents and Its Biotransformation in the Marine Environment. En *Handbook of Arsenic Toxicology* (pp. 675–700).

<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-418688-0.00028-9>

- Ke, X., Bao, Q., Qi, Y., Huang, X., & Zhang, H. (2018). Toxicity assessment of sediments from the Liaohe River Protected Area (China ) under the influence of ammonia nitrogen, heavy metals and organic contaminants. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 59, 34–42. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2018.02.008>
- Kornacki, J. L., & Jonhson, J. L. (2001). Enterobacteriaceae, Coliforms and Escherichia coli as Quality and Safety Indicators. En *Compendium of methods for the microbiological examination of foods* (pp. 69–82). Washington, DC: American Public Health Association.
- La Gaceta N° 55. Reglamento de vertido y reúso de aguas residuales (2007). Costa Rica: Poder Ejecutivo. Recuperado a partir de <http://www.regenciaquimica.ucr.ac.cr/sites/default/files/33601-s-minae.pdf>
- La Nación. (2010). Zonas de protección de los ríos. Recuperado a partir de <https://www.nacion.com/archivo/zonas-de-proteccion-de-los-rios/MQXNCTROPBAJRD6P3CPLBVNCJU/story/>
- LaBelle, R. L., & Gerba, C. P. (1979). Influence of pH, salinity, and organic matter on the adsorption of enteric viruses to estuarine sediment. *Applied and Environmental Microbiology*, 38(1), 93–101. <https://doi.org/10.1016/j.fm.2012.04.007>
- Lei, K., Han, X., Zhao, J., Qiao, F., Li, Z., & Yu, T. (2016). Characterization of metal kinetics and bioavailability using diffusive gradients in thin films technique in sediments of Taihu Lake, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 128, 153–160.
- Li, F., Zhang, J., Liu, C., Xiao, M., & Wu, Z. (2018). Distribution, bioavailability and probabilistic integrated ecological risk assessment of heavy metals in sediments from Honghu Lake, China. *Process Safety and Environmental Protection*, 116(2017), 169–179. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2018.02.007>
- Li, M. Z., Sherwood, C. R., & Hill, P. R. (2012). *Sediments, Morphology and Sedimentary Processes on Continental Shelves: Advances in Technologies, Research and Applications*. Hoboken, UNITED KINGDOM: John Wiley & Sons, Incorporated. Recuperado a partir de <http://ebookcentral.proquest.com/lib/itcr-ebooks/detail.action?docID=847488>
- Li, S., Xiao, T., & Zheng, B. (2012). Medical geology of arsenic, selenium and thallium in

- China. *Science of the Total Environment*, 421–422, 31–40.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.02.040>
- Lilli, M. A., Moraetis, D., Nikolaidis, N. P., Karatzas, G. P., & Kalogerakis, N. (2015). Characterization and mobility of geogenic chromium in soils and river bed sediments of Asopos basin. *Journal of Hazardous Materials*, 281, 12–19.  
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.07.037>
- Lillo, J. (2007). *Peligros geoquímicos: arsénico de origen natural en las aguas*. Madrid. Recuperado a partir de [https://www.ucm.es/data/cont/media/www/pag-15564/Peligros geoquímicos del arsénico - Javier Lillo.pdf](https://www.ucm.es/data/cont/media/www/pag-15564/Peligros%20geoqu%C3%ADmicos%20del%20ars%C3%A9nico%20-%20Javier%20Lillo.pdf)
- Loaiza, V. (2007). Sala IV ordena eliminar focos de contaminación en Río Tárcoles. Recuperado el 15 de octubre de 2018, a partir de <https://www.poder-judicial.go.cr/observatoriojudicial/vol56/jurisprudencia/jr02.htm>
- Löffler, H. (2012). *Neusiedlersee: The Limnology of a Shallow Lake in Central Europe* (37a ed.). The Hague. Recuperado a partir de <https://books.google.at/books?id=7kbzCAAAQBAJ>
- Long, E. R., Ingersoll, C. G., & MacDonald, D. D. (2006). Calculation and uses of mean sediment quality guideline quotients: A critical review. *Environmental Science and Technology*, 40(6), 1726–1736. <https://doi.org/10.1021/es058012d>
- Magar, V. S., Martello, L., Southworth, B., Fuchsman, P., Sorensen, M., & Wenning, R. J. (2008). Geochemical stability of chromium in sediments from the lower Hackensack River, New Jersey. *The Science of the total environment*, 394(1), 101–110.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.01.007>
- Mancilla, X. P., & Castaño, D. M. (2013). Formación de endosporas en Clostridium y su interacción con el proceso de solventogénesis. *Revista Colombiana de Biotecnología*, XV(1), 180–188. Recuperado a partir de <http://www.scielo.org.co/pdf/biote/v15n1/v15n1a20.pdf>
- Masís, F., Valdez, J., Coto, T., León, S., Poás, D., & Rica, C. (2008). Residuos de agroquímicos en sedimentos de ríos, poás, costa rica. *Agronomía Costarricense*, 32(1), 113–123. Recuperado a partir de [www.mag.go.cr/rev agr/inicio.htm](http://www.mag.go.cr/rev_agr/inicio.htm)
- McLellan, S. L., Boehm, A. B., & Shanks, O. C. (2012). Marine and FreshwaterfreshwaterFecal Indicatorsfreshwaterfecal indicatorsand Source

- Identification. En R. A. Meyers (Ed.), *Encyclopedia of Sustainability Science and Technology* (pp. 6318–6345). New York, NY: Springer New York. [https://doi.org/10.1007/978-1-4419-0851-3\\_828](https://doi.org/10.1007/978-1-4419-0851-3_828)
- Municipalidad de San Carlos. (2014). *Plan de Desarrollo Cantonal San Carlos 2014-2014*. Alajuela. Recuperado a partir de [https://www.munisc.go.cr/documentos/NuestraMunicipalidad/Plan de Desarrollo Cantonal 2014 - 2024.pdf](https://www.munisc.go.cr/documentos/NuestraMunicipalidad/Plan%20de%20Desarrollo%20Cantonal%202014%20-%202024.pdf)
- National Academy of Sciences. (2009). *Science and Decisions: Advancing Risk Assessment*. Washington, DC: National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/12209>
- Nazir, J., Haumacher, R., Ike, A. C., & Marschang, R. E. (2011). Persistence of avian influenza viruses in lake sediment, duck feces, and duck meat. *Applied and Environmental Microbiology*, 77(14), 4981–4985. <https://doi.org/10.1128/AEM.00415-11>
- NIOSH. (2011). *Unidad 1: Revisión De La Anatomía Y Fisiología Pulmonar. GUÍA DE NIOSH SOBRE ENTRENAMIENTO EN ESPIROMETRÍA*. Recuperado a partir de [https://www.cdc.gov/spanish/NIOSH/docs/2004-154c\\_sp/pdfs/2004-154c-ch1.pdf](https://www.cdc.gov/spanish/NIOSH/docs/2004-154c_sp/pdfs/2004-154c-ch1.pdf)
- Ochoa, I. M. F., & Rodríguez, A. V. (2005). Mecanismos moleculares de patogenicidad de *Salmonella* sp. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 47(1–2), 25–42. <https://doi.org/10.1107/S1744309108039882>
- OMS. (2018). Intoxicación por plomo y salud. Recuperado a partir de <http://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/lead-poisoning-and-health>
- Pachepsky, Y. A., & Shelton, D. R. (2011). *Escherichia coli* and fecal coliforms in freshwater and estuarine sediments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41(12), 1067–1110. <https://doi.org/10.1080/10643380903392718>
- Peña, C., Carter, D., & Ayala-Fierro, F. (2001). *Toxicología Ambiental: Evaluación de Riesgos y Restauración Ambiental*. (Southwest Hazardous Waste Program, Ed.). The University of Arizona. Recuperado a partir de <http://superfund.pharmacy.arizona.edu/toxamb/%0A2>
- Persaud, D., Jaagumagi, R., & Hayton, A. (1993). *Guidelines for the Protection and Management of Aquatic Sediment Quality in Ontario*. Ontario. <https://doi.org/10.1080/00431672.1993.9930274>



- Red Sismológica Nacional (RSN). (2018). Platanar. Recuperado a partir de <http://rsn.ucr.ac.cr/rsn/comunicados/109-vulcanologia/volcanes-de-costa-rica-ii/25-platanar>
- Remor, M. B., Sampaio, S. C., de Rijk, S., Vilas Boas, M. A., Gotardo, J. T., Pinto, E. T., & Schardong, F. A. (2018). Sediment geochemistry of the urban Lake Paulo Gorski. *International Journal of Sediment Research*. <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2018.04.009>
- Rodríguez, S. (2017). Tárcoles: el río más contaminado de Centroamérica. Recuperado a partir de <https://aida-americas.org/es/blog/tárcoles-el-río-más-contaminado-de-centroamérica>
- Roig Marino, B. (2006). *Evaluación de las tecnologías de tratamiento de aguas subterráneas contaminadas con Cromo*. Universitat Politècnica de Catalunya. Recuperado a partir de <http://upcommons.upc.edu/Pfc/Bitstream/2099.1/3153/1/54347-1.Pdf>
- Rojas, A., & Herrera, E. (2016). *Determinación de textura por el método de Bouyoucos, método del hidrómetro estandarizado según norma ASTM-152H* (No. 29641). Floridablanca.
- Sałata, A., Stoińska, R., & Dąbek, L. (2018). Dynamics of Changes in Microbiological Composition of Stored Sediments. *Journal of Ecological Engineering*, 19(6), 241–246. <https://doi.org/10.12911/22998993/91930>
- Sanchez, G. (2016). *Ecotoxicología Del Cadmio: Riesgo Para La Salud De La Utilización De Suelos Ricos En Cadmio*. Universidad Complutense. Recuperado a partir de [http://147.96.70.122/Web/TFG/TFG/Memoria/GARA\\_SANCHEZ\\_BARRON.pdf](http://147.96.70.122/Web/TFG/TFG/Memoria/GARA_SANCHEZ_BARRON.pdf)
- Schreck, E., Xiong, T., Shahid, M., Khalid, S., Niazi, N. K., & Dumat, C. (2017). Foliar heavy metal uptake, toxicity and detoxification in plants: A comparison of foliar and root metal uptake. *Journal of Hazardous Materials*, 325, 36–58. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.11.063>
- Segura-Montero, F. (2018). *Saneamiento y disposición de biosólidos provenientes de lodos sépticos residuales*. Tecnológico de Costa Rica. Recuperado a partir de [https://repositoriotec.tec.ac.cr/bitstream/handle/2238/10299/Saneamiento y disposici%C3%B3n\\_bios%C3%B3lidos\\_provenientes\\_lodos\\_s%C3%A9pticos\\_residuales.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://repositoriotec.tec.ac.cr/bitstream/handle/2238/10299/Saneamiento_y_disposici%C3%B3n_bios%C3%B3lidos_provenientes_lodos_s%C3%A9pticos_residuales.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Selinus, O. (2005). *Essentials of Medical Geology*. <https://doi.org/10.1007/978-94-007->

- SETENA. (2016). *Resolución N° 571-2016-SETENA*. Alajuela. Recuperado a partir de [https://www.setena.go.cr/wp-content/Doc/RESOLUCIONES COMISION PLENARIA/2016/RES-571-2016.pdf](https://www.setena.go.cr/wp-content/Doc/RESOLUCIONES_COMISION_PLENARIA/2016/RES-571-2016.pdf)
- Smith, E. M., Gerba, C. P., & Melnick, J. L. (1978). Role of sediment in the persistence of enteroviruses in the estuarine environment. *Applied and Environmental Microbiology*, 35(4), 685–689. <https://doi.org/10.1016/j.jhep.2008.08.015>
- Sofa, A., Mininni, A. N., Fausto, C., Scagliola, M., Crecchio, C., Xiloyannis, C., & Dichio, B. (2019). Evaluation of the possible persistence of potential human pathogenic bacteria in olive orchards irrigated with treated urban wastewater. *Science of the Total Environment*, 658, 763–767. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.264>
- Sotelo Muñoz, A. P. (2012). *Especiación de cromo en la solución del suelo de tres suelos enmendados con biosólidos bajo diferentes condiciones oxidoreductoras*. Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín. Recuperado a partir de [http://bdigital.unal.edu.co/6847/1/1061695957.\\_2012.pdf](http://bdigital.unal.edu.co/6847/1/1061695957._2012.pdf)
- State of the Netherlands. Soil Quality Decree (2007). The Netherlands: Ministry of Infrastructure and Water Management. Recuperado a partir de <https://rwsenvironment.eu/subjects/soil/legislation-and/soil-quality-decree/>
- Syvitski, J. P. M., Vörösmarty, C. J., Kettner, A. J., & Green, P. (2005). Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *Science*, 308(5720), 376–380. <https://doi.org/10.1126/science.1109454>
- U.S. Food and Drug Administration (FDA). (2018). Thimerosal and vaccines. Recuperado a partir de <https://www.fda.gov/biologicsbloodvaccines/safetyavailability/vaccinesafety/ucm096228.htm>
- United States Environmental Protection Agency. (2002). Guidance on Choosing a Sampling Design for Environmental Data Collection. *Office of Environmental Information*, 178. <https://doi.org/EPA/240/R-02/005>
- van Lier, J. (2015). Wastewater Treatment. *Introduction to Treatment of Urban Sewage*. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-22605-6>
- Vullo, D. (2003). Química Viva. Recuperado el 23 de marzo de 2018, a partir de

<http://www.quimicaviva.qb.fcen.uba.ar/Actualizaciones/metales/metales.htm>

- Walling, D. E. (2006). Human impact on land-ocean sediment transfer by the world's rivers. *Geomorphology*, 79(3–4), 192–216. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.06.019>
- Wang, Y., Pandey, P., Zheng, Y., Atwill, E. R., & Pasternack, G. (2018). Particle attached and free floating pathogens survival kinetics under typical stream and thermal spring temperature conditions. *AMB Express*, 8(1). <https://doi.org/10.1186/s13568-018-0626-z>
- Wang, Z., Liu, X., & Qin, H. (2019). Bioconcentration and translocation of heavy metals in the soilplants system in Machangqing copper mine, Yunnan Province, China. *Journal of Geochemical Exploration*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2019.02.005>
- Washington State Department of Ecology. (1995). *Summary of Guidelines For Contaminated Freshwater Sediments*. Olympia. Recuperado a partir de <https://fortress.wa.gov/ecy/publications/documents/95308.pdf>
- WHO. (2000). Chapter 6.9 Mercury General description. *Air Quality Guidelines*, (5), 1–15. <https://doi.org/10.3840/003024>
- Wijayawardena, M. A. A., Megharaj, M., & Naidu, R. (2016). *Exposure, Toxicity, Health Impacts, and Bioavailability of Heavy Metal Mixtures*. *Advances in Agronomy* (Vol. 138). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2016.03.002>
- Wilson, P., Wheeler, D. P., & Kennedy, D. (1995). *Compilation of Sediment & Soil Standards, Criteria & Guidelines*. State of California. Recuperado a partir de [https://water.ca.gov/LegacyFiles/pubs/waterquality/municipal\\_wq\\_investigations/mwqi\\_technical\\_documents/compilation\\_of\\_soil\\_and\\_sediment\\_standards\\_criteria\\_and\\_guidelines/compilation\\_of\\_soil\\_and\\_sediment\\_standards\\_criteria\\_and\\_guidelines.\\_february\\_1995.pdf](https://water.ca.gov/LegacyFiles/pubs/waterquality/municipal_wq_investigations/mwqi_technical_documents/compilation_of_soil_and_sediment_standards_criteria_and_guidelines/compilation_of_soil_and_sediment_standards_criteria_and_guidelines._february_1995.pdf)
- Zhang, C. (2007). *Fundamentals of Environmental Sampling and Analysis* (Vol. 1). Houston: John Wiley & Sons, Incorporated.
- Zhang, C., Shan, B., Zhu, Y., & Tang, W. (2018). Remediation effectiveness of *Phyllostachys pubescens* biochar in reducing de bioavailability and bioaccumulation of metals in sediments. *Environmental Pollution*, 1–9. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.091>

- Zhang, G., Bai, J., Xiao, R., Zhao, Q., Jia, J., Cui, B., & Liu, X. (2017). Heavy metal fractions and ecological risk assessment in sediments from urban, rural and reclamation-affected rivers of the Pearl River Estuary, China. *Chemosphere*, *184*, 278–288. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.155>
- Zhang, J., Bei, S., Li, B., Zhang, J., Christie, P., & Li, X. (2019). Organic fertilizer, but not heavy liming, enhances banana biomass, increases soil organic carbon and modifies soil microbiota. *Applied Soil Ecology*, *136*, 67–79. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.12.017>

## **APÉNDICES**

# APÉNDICE 1: MODELO CARTOGRÁFICO, ZONA DE INFLUENCIA DE CONTAMINACIÓN RÍO PLATANAR

Instituto Tecnológico de Costa Rica  
Escuela de Química  
Carrera de Ingeniería Ambiental

Modelo cartográfico para ubicar posibles fuentes de contaminación antropogénica en el Río Platanar, Ciudad Quesada, Alajuela, Costa Rica.

Elaborado con QGIS 3.03

Modificado por: Ana Victoria Cubero Mata

02 de febrero 2019

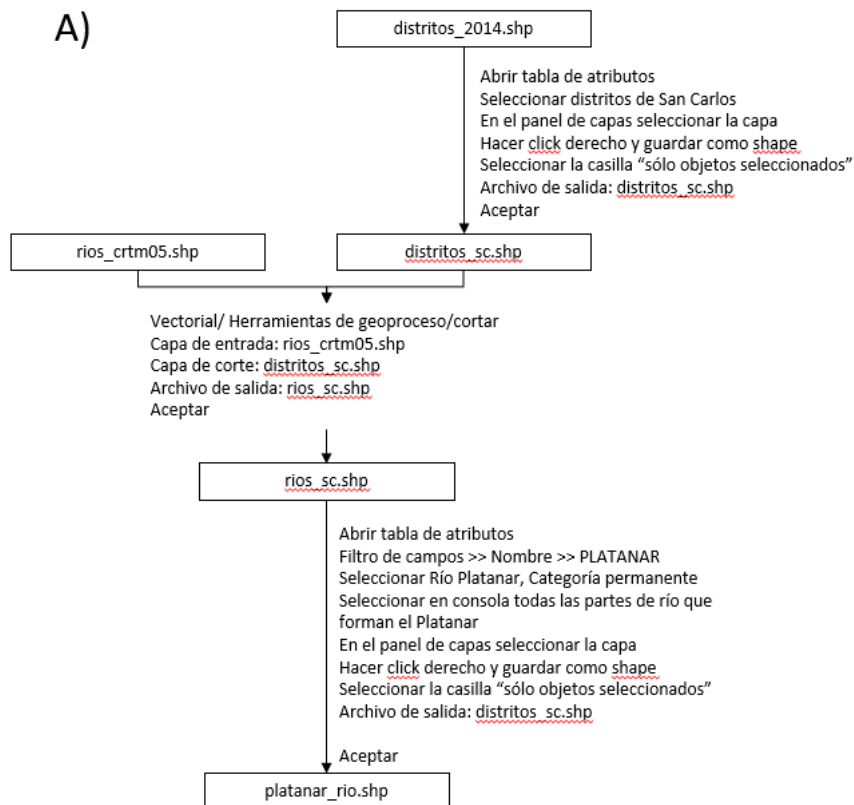
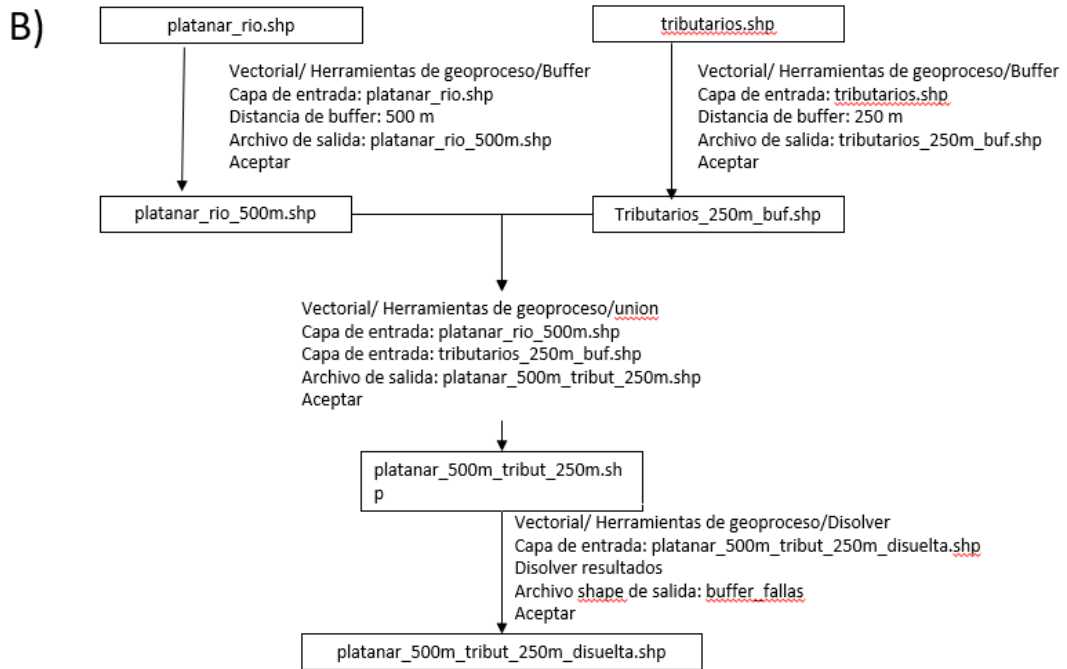


Figura A. 1. 1. Continuación en la siguiente página...

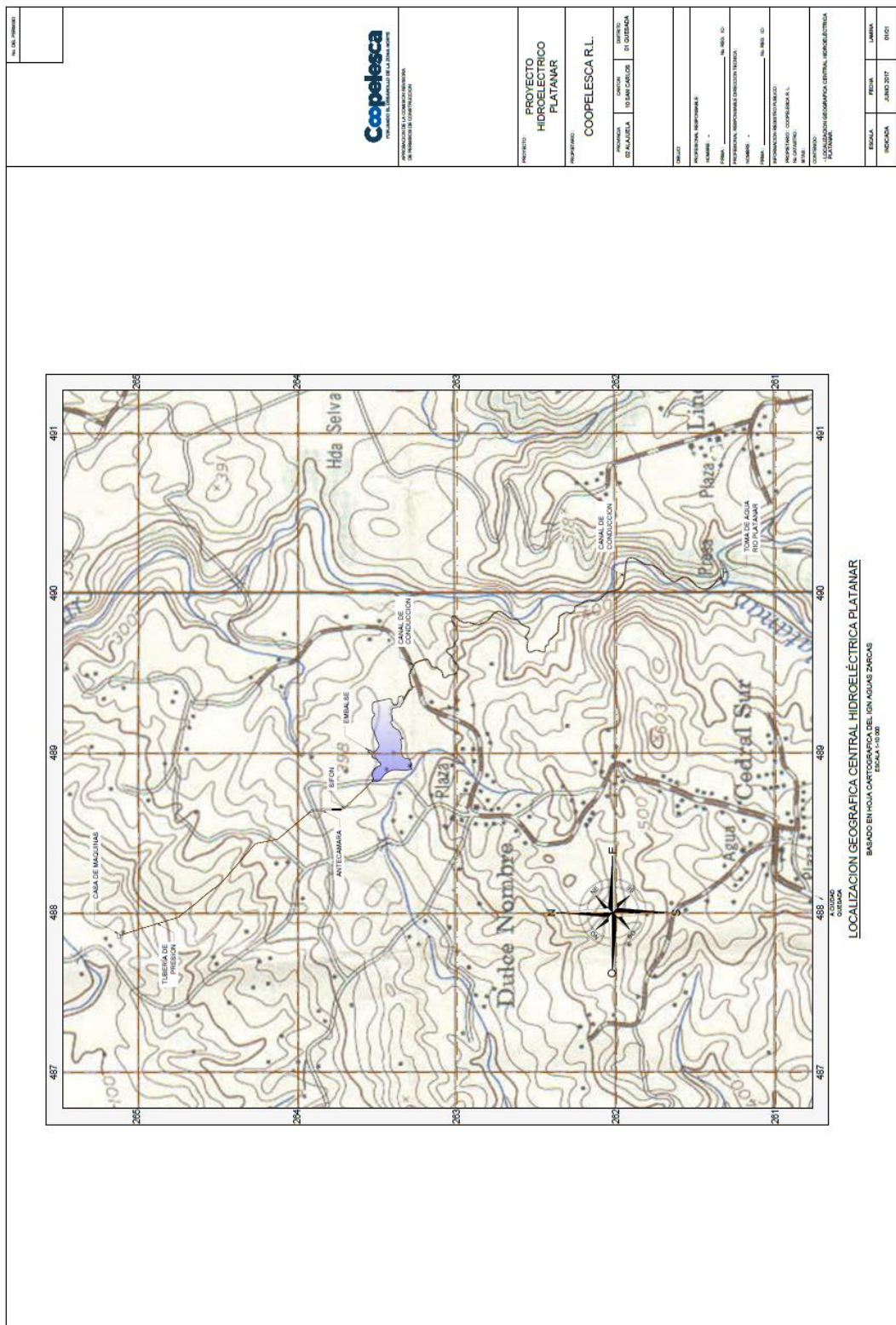


**Figura A. 1. 1. Modelo cartográfico guía sobre las operaciones de geoprosesamiento para los mapas en Figura 5.1 y Figura 5.2.**

## **ANEXOS**



# ANEXO 1: MAPA DE LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA CENTRAL HIDROELÉCTRICA PLATANAR, COOPELESCA R. L.



## ANEXO 2: REPORTE DE ANÁLISIS CICA - LCA 0127-2018



Centro de Investigación en  
Contaminación Ambiental



### REPORTE DE ANÁLISIS LCA 0127-2018

**Solicitante:** Hidroeléctrica Platanar S. A.  
**Solicitado por:** Ana Victoria Cubero Mata  
**Teléfono / Fax:** 2401-29-87 / No indicado  
**Dirección del cliente:** No indicada  
**Fecha de emisión de reporte:** 2 de noviembre de 2018  
**Oferta No.:** 377-2018  
**Número de muestras:** Siete

Resultados					
Análisis	Unidad	Muestra # 1	Muestra # 2	Muestra # 3	Método aplicado (ver nota 3)
Arsénico**	mg/kg As	< 0,004 8	< 0,004 7	0,007 1 ± 0,001 2	ICP-MS
Cadmio**	mg/kg Cd	0,130 2 ± 0,006 7	0,112 6 ± 0,005 8	0,144 9 ± 0,007 4	ICP-MS
Cromo**	mg/kg Cr	< 0,004 8	< 0,004 7	< 0,004 9	ICP-MS
Mercurio**	mg/kg Hg	0,207 ± 0,010	0,191 2 ± 0,009 7	0,196 1 ± 0,009 9	ICP-MS
Plomo**	mg/kg Pb	15,05 ± 0,80	13,58 ± 0,72	15,49 ± 0,82	ICP-MS

Resultados				
Análisis	Unidad	Muestra # 4	Muestra # 5	Método aplicado (ver nota 3)
Arsénico**	mg/kg As	0,011 4 ± 0,001 3	0,007 4 ± 0,001 2	ICP-MS
Cadmio**	mg/kg Cd	0,174 2 ± 0,008 9	0,223 ± 0,011	ICP-MS
Cromo**	mg/kg Cr	< 0,004 8	< 0,004 9	ICP-MS
Mercurio**	mg/kg Hg	0,222 ± 0,011	0,216 ± 0,011	ICP-MS
Plomo**	mg/kg Pb	19,1 ± 1,0	17,16 ± 0,91	ICP-MS

Resultados				
Análisis	Unidad	Muestra # 6	Muestra # 7	Método aplicado (ver nota 3)
Arsénico**	mg/kg As	0,013 8 ± 0,001 2	0,013 3 ± 0,001 3	ICP-MS
Cadmio**	mg/kg Cd	0,164 3 ± 0,008 4	0,175 6 ± 0,009 0	ICP-MS
Cromo**	mg/kg Cr	< 0,004 3	< 0,004 9	ICP-MS
Mercurio**	mg/kg Hg	0,233 ± 0,012	0,243 ± 0,012	ICP-MS
Plomo**	mg/kg Pb	20,2 ± 1,1	18,47 ± 0,96	ICP-MS

\*\*Ensayo no acreditado ante ECA.



## Centro de Investigación en Contaminación Ambiental



### REPORTE DE ANÁLISIS LCA 0127-2018

#### NOTAS:

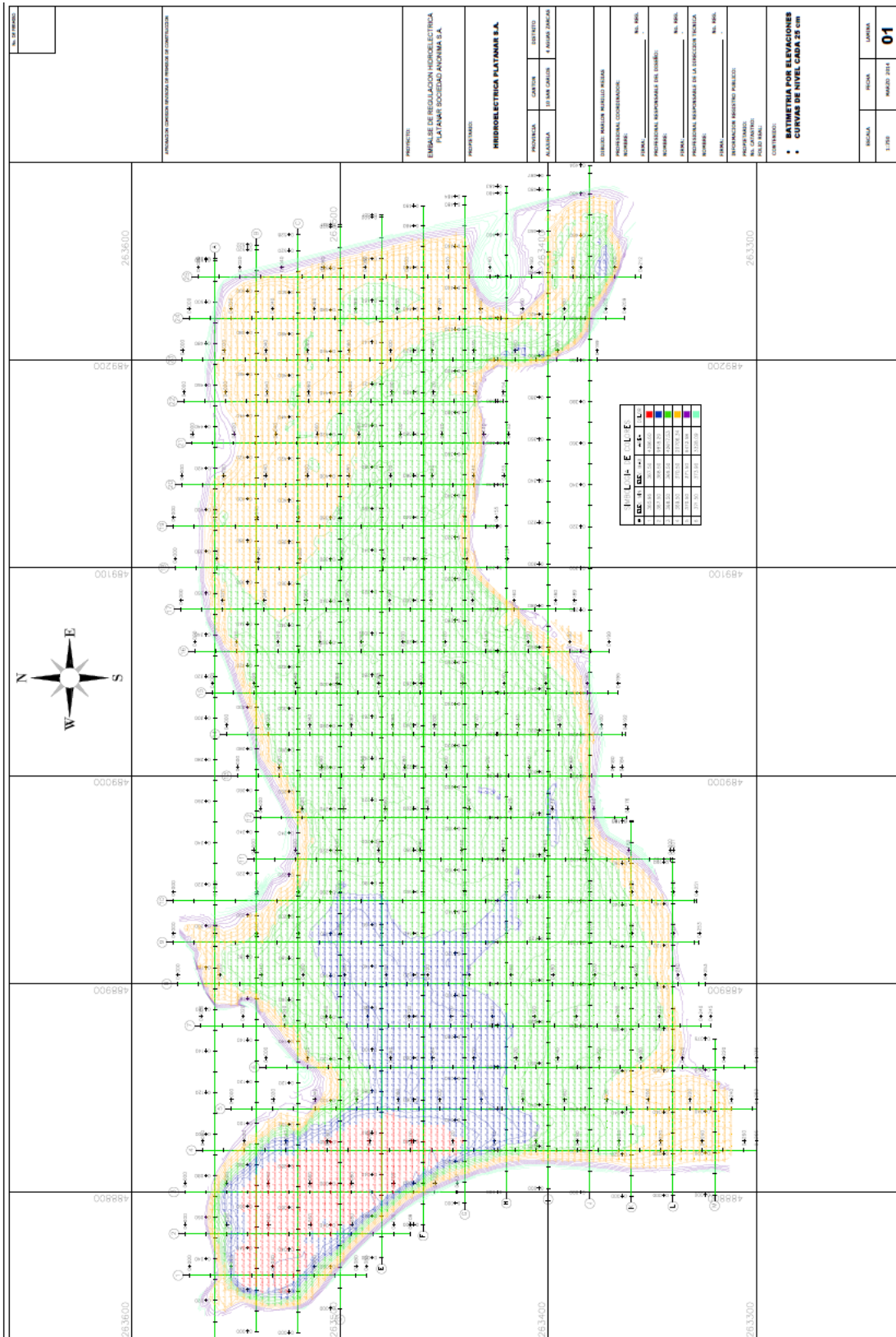
- Los resultados de este informe son exclusivos para el análisis realizado a la(s) Muestra(s):  
**LCA-0127-2018 # 1:** Muestra de sedimento descrita como: "M1-Platanar". Ubicación: no indicada. Fecha de muestreo: 20 de septiembre de 2018, hora de muestreo: No indicado, muestreado por interesado, fecha de ingreso al CICA: 28 de septiembre de 2018.  
**LCA-0127-2018 # 2:** Muestra de sedimento descrita como: "M2-Platanar". Ubicación: no indicada. Fecha de muestreo: 20 de septiembre de 2018, hora de muestreo: No indicado, muestreado por interesado, fecha de ingreso al CICA: 28 de septiembre de 2018.  
**LCA-0127-2018 # 3:** Muestra de sedimento descrita como: "M3-Platanar". Ubicación: no indicada. Fecha de muestreo: 20 de septiembre de 2018, hora de muestreo: No indicado, muestreado por interesado, fecha de ingreso al CICA: 28 de septiembre de 2018.  
**LCA-0127-2018 # 4:** Muestra de sedimento descrita como: "M4-Platanar". Ubicación: no indicada. Fecha de muestreo: 20 de septiembre de 2018, hora de muestreo: No indicado, muestreado por interesado, fecha de ingreso al CICA: 28 de septiembre de 2018.  
**LCA-0127-2018 # 5:** Muestra de sedimento descrita como: "M5-Platanar". Ubicación: no indicada. Fecha de muestreo: 20 de septiembre de 2018, hora de muestreo: No indicado, muestreado por interesado, fecha de ingreso al CICA: 28 de septiembre de 2018.  
**LCA-0127-2018 # 6:** Muestra de sedimento descrita como: "M6-Platanar". Ubicación: no indicada. Fecha de muestreo: 20 de septiembre de 2018, hora de muestreo: No indicado, muestreado por interesado, fecha de ingreso al CICA: 28 de septiembre de 2018.  
**LCA-0127-2018 # 7:** Muestra de sedimento descrita como: "M7-Platanar". Ubicación: no indicada. Fecha de muestreo: 20 de septiembre de 2018, hora de muestreo: No indicado, muestreado por interesado, fecha de ingreso al CICA: 28 de septiembre de 2018.
- Las incertidumbres corresponden a incertidumbres expandidas con un factor de cobertura de 2 ( $k=2$ ), lo cual da un nivel de confianza del 95 %.
- Métodos de Análisis Químico Ambientales (MAQA) realizados de acuerdo con: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater". 22ª. Edición. 2012. Análisis de metales por ICP-MS realizados de acuerdo con método SMWW 3125 B.
- Documento confidencial para uso del solicitante. No puede reproducirse parcialmente sin autorización del Laboratorio.
- La fecha de análisis queda comprendida entre la fecha de ingreso de la muestra al CICA y la fecha de emisión del reporte.
- Las muestras a que se refiere este reporte se mantendrán en custodia por 7 días naturales luego de la emisión de este informe. Concluido este período se desecharán.

Última línea

B.Q. Johan Molina Delgado  
Coordinador de Laboratorio



# ANEXO 3: BATIMETRÍA EMBALSE PLATANAR



N.º DE FOLIO

E. R. L. A.  
 E. R. L. B.  
 E. R. L. C.  
 E. R. L. D.  
 E. R. L. E.  
 E. R. L. F.  
 E. R. L. G.  
 E. R. L. H.  
 E. R. L. I.  
 E. R. L. J.  
 E. R. L. K.  
 E. R. L. L.  
 E. R. L. M.  
 E. R. L. N.  
 E. R. L. O.  
 E. R. L. P.  
 E. R. L. Q.  
 E. R. L. R.  
 E. R. L. S.  
 E. R. L. T.  
 E. R. L. U.  
 E. R. L. V.  
 E. R. L. W.  
 E. R. L. X.  
 E. R. L. Y.  
 E. R. L. Z.

PROYECTO: EMBALE DE REGULACION HIDROELECTRICA PLATANAR SOCIEDAD ANONIMA S.A.

PROYECTO: EMBALE DE REGULACION HIDROELECTRICA PLATANAR SOCIEDAD ANONIMA S.A.

PROYECTO: EMBALE DE REGULACION HIDROELECTRICA PLATANAR SOCIEDAD ANONIMA S.A.

PROYECTO: EMBALE DE REGULACION HIDROELECTRICA PLATANAR SOCIEDAD ANONIMA S.A.

PROYECTO: EMBALE DE REGULACION HIDROELECTRICA PLATANAR SOCIEDAD ANONIMA S.A.

PROYECTO: EMBALE DE REGULACION HIDROELECTRICA PLATANAR SOCIEDAD ANONIMA S.A.

PROYECTO: EMBALE DE REGULACION HIDROELECTRICA PLATANAR SOCIEDAD ANONIMA S.A.

PROYECTO: EMBALE DE REGULACION HIDROELECTRICA PLATANAR SOCIEDAD ANONIMA S.A.

PROYECTO: EMBALE DE REGULACION HIDROELECTRICA PLATANAR SOCIEDAD ANONIMA S.A.

PROYECTO: EMBALE DE REGULACION HIDROELECTRICA PLATANAR SOCIEDAD ANONIMA S.A.

PROYECTO: EMBALE DE REGULACION HIDROELECTRICA PLATANAR SOCIEDAD ANONIMA S.A.

PROYECTO: EMBALE DE REGULACION HIDROELECTRICA PLATANAR SOCIEDAD ANONIMA S.A.

PROYECTO: EMBALE DE REGULACION HIDROELECTRICA PLATANAR SOCIEDAD ANONIMA S.A.

PROYECTO: EMBALE DE REGULACION HIDROELECTRICA PLATANAR SOCIEDAD ANONIMA S.A.

PROYECTO: EMBALE DE REGULACION HIDROELECTRICA PLATANAR SOCIEDAD ANONIMA S.A.

PROYECTO: EMBALE DE REGULACION HIDROELECTRICA PLATANAR SOCIEDAD ANONIMA S.A.

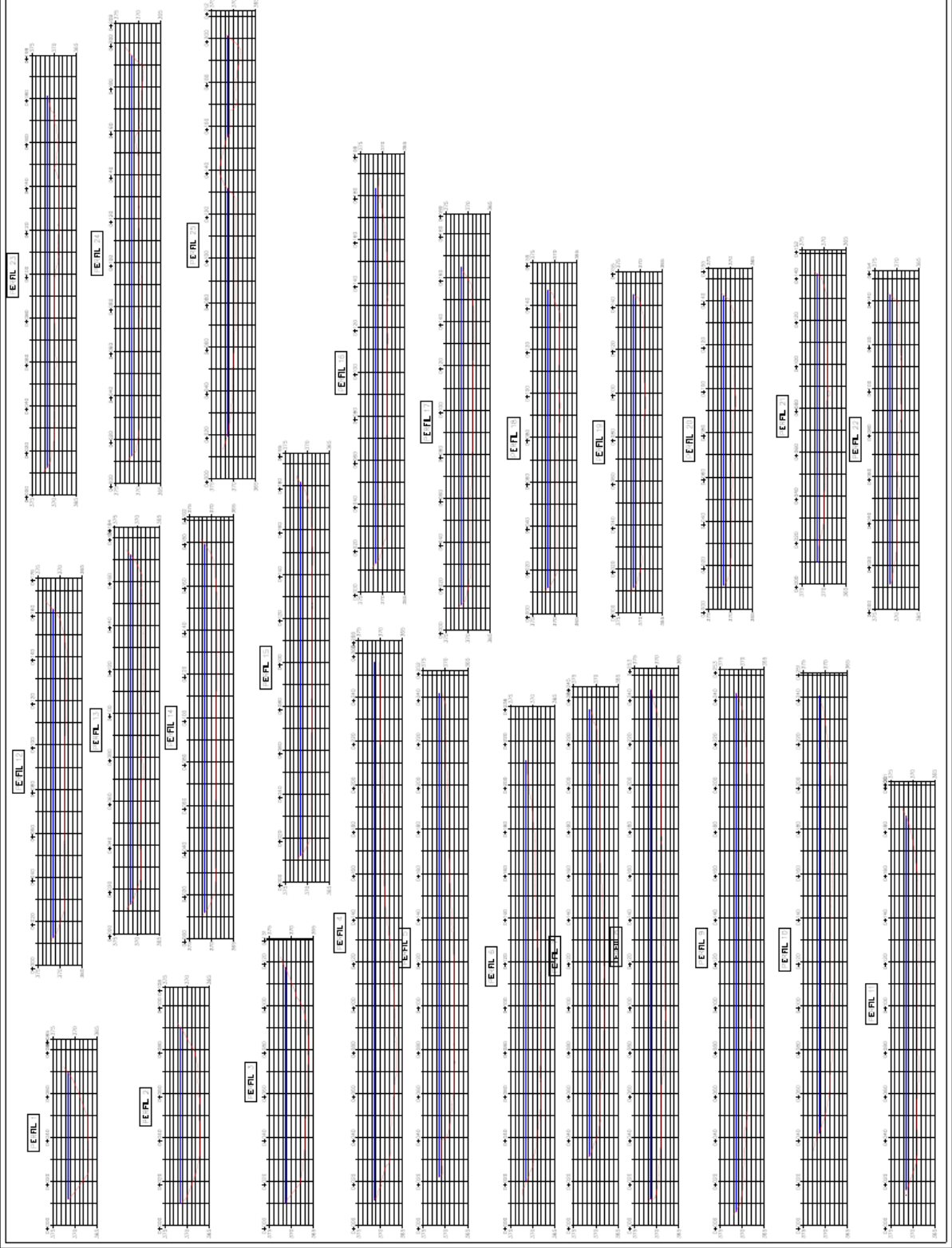
PROYECTO: EMBALE DE REGULACION HIDROELECTRICA PLATANAR SOCIEDAD ANONIMA S.A.

PROYECTO: EMBALE DE REGULACION HIDROELECTRICA PLATANAR SOCIEDAD ANONIMA S.A.

PROYECTO: EMBALE DE REGULACION HIDROELECTRICA PLATANAR SOCIEDAD ANONIMA S.A.

PROYECTO: EMBALE DE REGULACION HIDROELECTRICA PLATANAR SOCIEDAD ANONIMA S.A.

PROYECTO: EMBALE DE REGULACION HIDROELECTRICA PLATANAR SOCIEDAD ANONIMA S.A.



SECCIONES TRANSVERSALES DE LA 1 - 25

ESCALA: 1:200  
 HOJA: 02  
 LAYERS: 02



PROYECTOS: CARRERA REGIONAL DE INGENIERIA DE CONSTRUCCION

PROYECTO:  
**EMBALE DE REGULACION HIDROELECTRICA  
 PLATONAR SOCIEDAD ANONIMA S.A.**

PROYECTANTE:  
**HIDROELECTRICA PLATONAR S.A.**

PROVINCIA	CANTON	ESCRIBITO
ALAJUJA	10 MAY CANTON	4 JUNIO ZARCO

DISEÑO: INGENIERO WENDELIN ROSAS

PROFESIONAL AUTORIZADO:

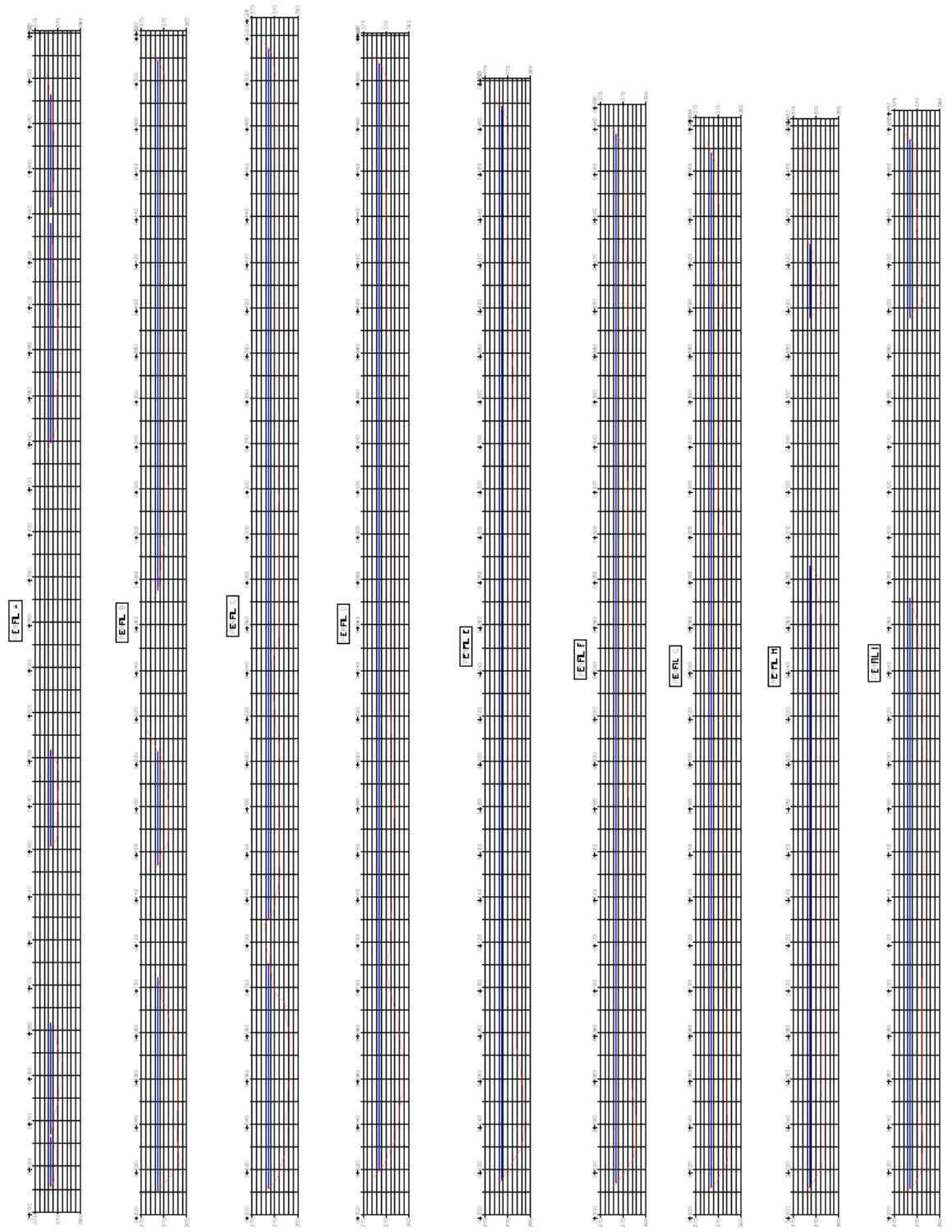
PROFESIONAL AUTORIZADO DEL COMERCIO:

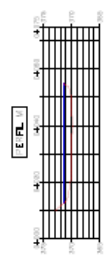
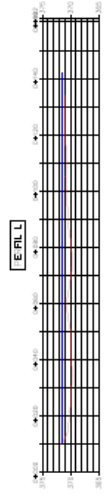
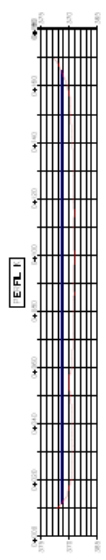
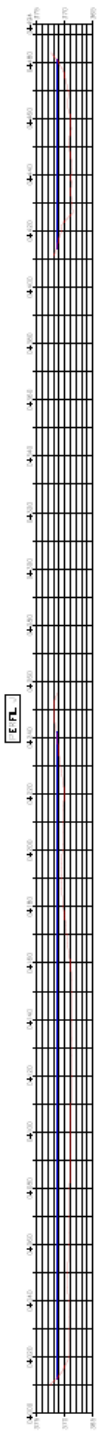
PROFESIONAL AUTORIZADO DE LA INGENIERIA CIVIL:

PROFESIONAL AUTORIZADO DE LA INGENIERIA EN ELECTRICIDAD:

CONTENIDO:  
**SECCIONES TRANSVERSALES  
 DE LA A - 1**

ESCALA	FOCO	LATERAL
1:500		





E-FL-1, 2, 3, 4  
 A-B, E-G, H, I, J, K, L, M, N, O, P, Q, R, S, T, U, V, W, X, Y, Z  
 E-FL-1, 2, 3, 4  
 E-FL-1, 2, 3, 4

INDICACION DE CANTIDAD MEDIDA DE INGRESOS DE COMERCIALIZACION

PROYECTO:  
**EMPLASE DE REGULACION HIDROELECTRICA  
 PLATANAR SOCIEDAD ANONIMA S.A.**

PROYECTANTE:

**HIDROELECTRICA PLATANAR S.A.**

PROVINCIA	CANTON	SERVICIO
ALABAMA	10 SAN CARLOS	4 ANAGAS ZARCA

DISEÑO: MARCELO MARCELO PUEBLO  
 PROFESIONAL COORDINADOR:

NOMBRE: \_\_\_\_\_ NO. REG. \_\_\_\_\_  
 FIRMA: \_\_\_\_\_

INSTRUMENTAL EMPLEADO EN EL DISEÑO:  
 INSTRUMENTAL: \_\_\_\_\_ NO. REG. \_\_\_\_\_  
 MODELO: \_\_\_\_\_

INSTRUMENTAL EMPLEADO EN LA ELABORACION TECNICA:  
 INSTRUMENTAL: \_\_\_\_\_ NO. REG. \_\_\_\_\_  
 MODELO: \_\_\_\_\_

INSTRUMENTAL EMPLEADO EN LA ELABORACION PUBLICA:  
 INSTRUMENTAL: \_\_\_\_\_ NO. REG. \_\_\_\_\_  
 MODELO: \_\_\_\_\_

CONTENIDO:

• **SECCIONES TRANSVERSALES DE LA J. II**

HOJA	PROYECTO	LAMINA
1.000	MARZO 2014	<b>04</b>

## ANEXO 4: FORMULACIÓN DE AGAR SELECTIVO PARA *LISTERIA*

### LISTERIA SELECTIVE AGAR (OXFORD FORMULATION)

Code: CM0856

*A selective and diagnostic medium for the detection of Listeria monocytogenes, when prepared from Listeria Selective Agar Base and Listeria Selective Supplement SR0140 or Modified Listeria Selective Supplement (Oxford) SR0206*

Typical Formula*	gm/litre
Columbia Blood Agar Base	39.0
Aesculin	1.0
Ferric ammonium citrate	0.5
Lithium chloride	15.0
pH 7.0 ± 0.2 @ 25°C	

\* Adjusted as required to meet performance standards

### LISTERIA SELECTIVE SUPPLEMENT (OXFORD FORMULATION)

Code: SR0140

Vial contents (each vial is sufficient for 500ml of medium)	per vial	per litre
Cycloheximide	200mg	400mg
Colistin sulphate	10.0mg	20.0mg
Acridiflavine	2.5mg	5.0mg
Cefotetan	1.0mg	2.0mg
Fosfomycin	5.0mg	10.0mg

### MODIFIED LISTERIA SELECTIVE SUPPLEMENT (OXFORD)

Code: SR0206

Vial contents (each vial is sufficient for 500ml of medium)	per vial	per litre
Amphotericin B	5.0mg	10.0mg
Colistin sulphate	10.0mg	20.0mg
Acridiflavine	2.5mg	5.0mg
Cefotetan	1.0mg	2.0mg
Fosfomycin	5.0mg	10.0mg

#### Directions

Suspend 27.75g of the Listeria Selective Agar Base (Oxford Formulation) in 500ml of distilled water. Bring gently to the boil to dissolve. Sterilise by autoclaving at 121°C for 15 minutes. Cool to 50°C and aseptically add the contents of one vial of Listeria Selective Supplement (Oxford Formulation) or Modified Listeria Selective Supplement (Oxford) SR0206, SR0140 reconstituted with 5ml of 70% ethanol. Mix well and pour into sterile Petri dishes.



### Description

Foodborne infection by *Listeria monocytogenes* has prompted increased concern for detecting this organism in foods, in the environment and in pathological specimens from both human and animal subjects.

Most infections in adult humans are symptomless and result in intestinal, vaginal and cervical carriage. Infection during pregnancy may cause abortion, premature delivery and neonatal infection. The possibility of listeriosis should be considered in any woman with unexplained recurrent miscarriage, premature labour or foetal death. The organism should be sought in blood cultures and genital-tract swabs<sup>1</sup>.

The most common clinical manifestation in both adults and neonates is meningitis. Widely disseminated infection, abscesses, sub-acute bacterial endocarditis and opportunistic infections in immunosuppressed patients occur less frequently.

Birds, fish and other animals are all susceptible to infection with *Listeria*. It is of particular importance in domestic farm animals. In the Federal Republic of Germany reporting of listeriosis in animals is compulsory and meat inspection law in the same country requires examination for *Listeria* because of its significance in meat hygiene.

*Listeria monocytogenes* is very widespread in the environment. Isolation has been reported from milk<sup>2,3</sup>, cheese<sup>4</sup>, sewage and riverwater<sup>5</sup>, and silage<sup>6</sup>. Because *Listeria* is so widespread sources of infections are numerous. Uncooked vegetable foods have been implicated; an episode associated with consumption of coleslaw<sup>7</sup> was linked with cabbage from a farm using sewage fertiliser. In outbreaks caused by dairy products, cattle with mastitis may be the source of the organism. Of great importance to veterinarians is the considerable increase amongst sheep of infection manifesting as abortion or encephalitis due largely to changing practices in silage manufacture<sup>8</sup>.

The ability to isolate the organism has been impeded in the past by lack of an effective selective medium, as *Listeria monocytogenes* can be easily and completely overgrown by competing flora.

Listeria Selective Medium (Oxford Formulation) is based on the formulation described by Curtis *et al.*<sup>9</sup> and is recommended for the detection of *Listeria monocytogenes* from clinical and food specimens.

The medium utilises

- (i) the selective inhibitory components lithium chloride, acriflavine, colistin sulphate, cefotetan, cycloheximide or amphotericin B and fosfomycin,
- (ii) the indicator system aesculin and ferrous iron for the isolation or differentiation of *Listeria monocytogenes*.

*Listeria monocytogenes* hydrolyses aesculin, producing black zones around the colonies due to the formation of black iron phenolic compounds derived from the aglucon. Gram-negative bacteria are completely inhibited. Most unwanted Gram-positive species are suppressed, but some strains of *enterococci* grow poorly and exhibit a weak aesculin reaction, usually after 40 hours incubation. Some *staphylococci* may grow as aesculin-negative colonies.

Typical *Listeria monocytogenes* colonies are almost always visible after 24 hours, but incubation should be continued for a further 24 hours to detect slow-growing strains.

Techniques for isolation vary with the author and the material under examination<sup>10,11</sup>. For all specimens selective enrichment and cold enrichment have been shown to increase isolation rates significantly<sup>12,13,14</sup>. The efficacy of Listeria Selective Medium (Oxford Formulation) has been confirmed for various foods<sup>15,16</sup> following the methodology and using selective enrichment media described in the literature<sup>15,17,18,19</sup>.

Oxford agar is a specified plating medium in the FDA/BAM isolation procedure<sup>20</sup> and in the standardised testing methods of other national and international bodies<sup>21</sup>.

Oxford agar base was used by Al-Zoreki and Sandine as the basal medium for their ASLM agar which incorporates ceftazidime, moxalactam and cycloheximide as selective agents<sup>22</sup>.

#### Technique

##### Faecal and biological specimens

The sample is homogenised in 0.1% Peptone Water CM0009 (1 part to 9 parts peptone water).

##### Direct surface plate method

1. Inoculate 0.1ml of the homogenised specimen onto the Listeria Selective Medium plates.
2. Incubate at 35°C for up to 48 hours.
3. Examine for typical colonies of Listeria after 24 and 48 hours incubation.

##### Selective Enrichment Method

1. Add the homogenised specimen to the selective enrichment broth and incubate at 30°C for up to 7 days.
2. Inoculate 0.1ml of the selective enrichment broth, after 24 hours, 48 hours and 7 days, onto the Listeria Selective Medium plates.
3. Incubate the plates at 35°C for up to 48 hours.
4. Examine for typical colonies of Listeria after 24 and 48 hours incubation.

##### Food and Environmental Samples

Techniques for isolation vary with the author, material and authorities. For detection of *Listeria monocytogenes* when present in small numbers, the test samples must be inoculated into an enrichment broth to allow multiplication before isolation and identification. Depending on the type of sample under test, an appropriate method and selective enrichment broth should be chosen prior to inoculation onto the Listeria Selective Medium plates.

1. Inoculate 0.1ml of the selective enrichment broth onto the Listeria Selective Medium plates.
2. Incubate at 35°C for up to 48 hours.
3. Examine for typical colonies after 24 and 48 hours incubation.

Colonies presumptively identified as *Listeria monocytogenes* must be confirmed by biochemical and serological testing<sup>23</sup>.

#### Note

Differences in susceptibility of *Listeria monocytogenes*, *Listeria seeligeri* and *Listeria ivanovii* to  $\beta$ -lactam antibiotics and fosfomycin have been observed dependent on whether incubation is at 30°C or 35-37°C<sup>24</sup>.

#### Storage conditions and Shelf life

Store the dehydrated medium at 10-30°C and use before the expiry date on the label.  
Store the prepared plates at 2-8°C in the dark.

#### Appearance

Dehydrated medium: Straw-coloured, free-flowing powder  
Prepared medium: Pale green-coloured gel

#### Quality control

Positive control:	Expected results
<i>Listeria monocytogenes</i> ATCC® 7644 *	Good growth; brown coloured colonies with

	aesculin hydrolysis
Negative control:	
<i>Enterococcus faecalis</i> ATCC® 29212 *	No growth

\* This organism is available as a Culti-Loop®

#### Precautions

*Listeria monocytogenes* is in ACDP Group 2 i.e. 'might be a hazard to laboratory workers' and should be handled in a suitable environment only. It is also recommended that pregnant staff should be excluded from working with known cultures of *Listeria*.

*Listeria media* containing acriflavine should be protected from light because photo-oxidation makes it inhibitory to *Listeria*.

Supplement SR0140 used in this medium contains a toxic concentration of cycloheximide. Note the precautions to be taken under HAZARDS.

#### References

1. *Lancet* (1985 (2)) August 17. 364-365.
2. Hayes *et al* (1986) *Appl. Env. Microbiol.* 50. 438-440.
3. Fernandez Garayzabal J.F. *et al* (1986) *Can. J. Microbiol.* 32. 149-150.
4. James S.M., Ferrin S.L. and Agee B.A. (1985) *MMWR* 34. 357-359.
5. Watkins J. and Sleath K.P. (1981).
6. Gitter M. (1983) *Vet. Rec.* 112, 314.
7. Schleich W.F., Lavigne P.M. and Bortolussi R.A. (1983) *N. Eng. J. Med.* 308. 203-206.
8. Appleyard W. (1986) *Communicable Diseases, Scotland, April 1986.* CDS 86/13.
9. Curtis G.D.W., Mitchell R.G., King A. F. and Griffin E.J. (1989) *Letters in Appl. Microbiol.* 8. 95-98.
10. van Nellen P., van de Ven A., Perales I. and Mossel D.A.A. (1988) *Int. J. Food Microbiol.* 6. 187-198.
11. Prentice G.A. and Neaves P. (1988) *Bulletin of the International Dairy Federation* No. 223.
12. Hayes P.S., Feeley J.C. Graves L.M., Ajello G.W. and Fleming D.W (1986) *Appl. & Environ. Microbiol.* 51. 438-440.
13. Garayzabal J.F.F. Rodriguez L.D., Boland J.A.V. Cancelo J.L.B. and Fernandez G.S. (1986) *Can. J. Microbiol.* 32. 149-150.
14. Doyle M.P., Meske L.M. and Marth E.H. (1985) *J. of Food Protection*, 48. 740-742.
15. Crowther J.S. (1988) *Personal Communication, Unilever Research Laboratory, Colworth House, Sharnbrook, Bedford, U.K.*
16. Neaves P. and Prentice G.A. (1988) *Personal Communication, Technical Division, Milk Marketing Board, Thames Ditton, Surrey.*
17. Lovett J., Francis D.W. and Hunt J.M. (1987) *J. Food Prot.* 50. 188-192.
18. Donnelly C.W. and Baigent G.J. (1986) *Appl. and Environ. Microbiol.* 52. 689-695.
19. Hammer P., Hahn G. and Heeschen W. (1988) *Deutsch Mock-Zeit.* 50. 1700-1706.
20. Food and Drug Administration (FDA) *Bacteriological Analytical Manual 7th Edition 1992, AOAC Int. Publishers Arlington V.A.*
21. Foodborne Pathogens. Monograph Number 2 -- *Listeria*, page 7. Oxoid Ltd, Wade Road, Basingstoke, Hampshire, U.K.
22. Al-Zoreki N. and Sandine W.E. (1990) *Appl. Env. Microbiol.* 56. 3154-3157.
23. Bille J. and Doyle M.P. (1991) "*Listeria and Erysipelothrix*", 287-295 in Balows A., *Hauster W.J. Jnr., Herrman K.L., Isenberg H.D. and Shadomy H. J. (Editors), Manual of Clinical Microbiology, 5th Edition, American Society for Microbiology, Washington, D.C.*
24. Curtis G.D.W., Nichols W.W. and Falla T.J. (1989) *Letters in Appl. Microbiol.* 8. 169-172.