



Análisis de las concentraciones de Mercurio (Hg), Arsénico (As), Cadmio (Cd) y Níquel (Ni) generados por la minería aurífera en el occidente y norte de Colombia, con el fin de realizar una propuesta de niveles permisibles en los sedimentos de actividades extractivas de minerales

Hugo Ascencio Salazar

Tesis presentada como requisito parcial para optar al título de:

Magíster en Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente

Asesor

Henry Reyes Pineda PhD

Línea de Investigación

Biosistemas Integrados

Universidad de Manizales

Facultad de Ciencias Contables Económicas y Administrativas

Maestría en Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente

Manizales, Colombia

2018

Dedicatoria

Sin la Fe en lo que se quiere hacer, sin la sabiduría del Dios de la creación, sin el aliento y oraciones de mi esposa, sin el apoyo de mi hija, sin las bendiciones de mi madre y sin la silenciosa y noctambula compañía de “Seito”, no se hubiese cumplido con las expectativas proyectadas.

Asumir retos siempre nos hace crecer, el crecimiento compartido nos hace solidarios y agradecidos de saber que se puede contribuir en el desarrollo sostenible de un país

Agradecimientos

A toda la institucionalidad, a la Fiscalía General de la Nación, a la Policía Nacional, a las FF.MM., al Laboratorio de Aguas de la Empresa de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Bogotá (E.A.B. E.S.P.) y en especial a mis compañeros de trabajo que contribuyeron, confiaron y se comprometieron con las exigentes labores de campo.

Resumen

Las actividades económicas dedicadas a la extracción de minerales del subsuelo son susceptibles a exponer residuos sólidos a campo abierto, los metales presentes en los residuos se pueden incorporar en los cuerpos de agua de las zonas de influencia donde se desarrollan las actividades mineras. En Colombia la explotación aurífera, con la utilización del mercurio, se ha intensificado en la región pacífica, Bajo cauca antioqueño y en el sur de Bolívar; durante los años 2012 a 2016 se realizaron tomas de muestras puntuales de sedimentos y de aguas para establecer las concentraciones de Hg, As, Cd y Ni; en los 56 sitios explorados, discriminados en 16 muestras de sedimentos en los canalones de lavado/amalgamación, 25 muestras de aguas y 56 muestras de sedimentos en las descargas de los canalones, 54 muestras de aguas y 59 muestras de sedimentos estanques artificiales, 24 muestras de aguas y 21 muestras de sedimentos en los cuerpos de agua superficiales; la mediana en los sedimentos en los canalones, las descargas de los canalones, los estanques y los cuerpos de agua fue de: 0,29 mg Hg/Kg, 0,41 mg Hg/Kg, 0,28 mg Hg/Kg y de 0,32 mg Hg/Kg respectivamente; 21,42 mg As/kg, 26,41 mg As/Kg, 23,09 mg As/Kg y de 27,43 mg As/Kg, ordenadamente; 0,45 mg Cd/Kg, 0,82 mg Cd/Kg, 079 mg Cd/Kg y de 0,73 mg Cd/Kg respectivamente; 44,01 mg Ni/Kg, 28,56 mg Ni/Kg, 20,85 mg Ni/Kg y de 31,26 mg Ni/Kg, en el mismo orden. La mediana del mercurio en la matriz agua, en las descargas de los canalones fue de 0,00114 ppm, en los estanques artificiales fue de 0,00112 ppm y en los cuerpos de agua fue de 0,00148 ppm. El % BDHg de biodisponibilidad del mercurio en los sedimentos fue del 60% en los canalones, del 65,8% en las descargas de los canalones, 63,3% en los estanques y 62,45 en los cuerpos de agua; el % BDHg en el agua fue del 66,2% en las descargas de los canalones, 82,8% en los estanques y 78,7% en los cuerpos de agua. Las concentraciones de los metales pesados hallados en los sedimentos, al comparar la mediana con los niveles de las concentraciones establecidas para la protección de la vida acuática de agua dulce en Australia/Nueva Zelanda, Canadá, Holanda y Estados Unidos, indicaron porcentajes considerables de exceso; fundamento técnico para elevar ante el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible la propuesta de la norma de metales en sedimentos generados en las actividades mineras y extractivas en general.

Palabras clave: agua, biodisponibilidad, extractiva, mercurio, minerales, norma, sedimentos.

Abstract

The economy activities dedicated to the extraction of minerals from the subsoil are susceptible to expose solid residues to open field, the metal in waste can be incorporated into bodies of water from areas close to mining operations. In Colombia the gold mining with the use of mercury has intensified in Pacific region, Bajo Cauca Antioqueño and South of Bolívar, sediment and water samples were taken from 2012 to 2016 for establish the concentrations of Hg, As, Cd y Ni, in 56 places explored discriminated in 16 sediment samples in washing gutters/amalgamation, 25 water samples and 56 sediment samples in discharge from the gutters, 54 water samples and 59 samples of sediments of artificial ponds, 24 water samples and 21 sediment samples in superficial water bodies; the median in sediments in gutters, the discharges in gutters, the ponds and the water bodies was of 0,29 mg Hg/Kg, 0,41 mg Hg/Kg, 0,28 mg Hg/Kg and 0,32 mg Hg/Kg, respectively; 21,42 mg As/kg, 26,41 mg As/Kg, 23,09 mg As/Kg and 27,43 mg As/Kg neatly; 0,45 mg Cd/Kg, 0,82 mg Cd/Kg, 079 mg Cd/Kg and 0,73 mg Cd/Kg, respectively; 44,01 mg Ni/Kg, 28,56 mg Ni/Kg, 20,85 mg Ni/Kg and 31,26 mg Ni/Kg, in the same order. The median of mercury in water matrix in discharges in gutters was 0,00114 ppm, in artificial ponds was 0,00112 ppm, and in body waters was 0,00148 ppm. The %BDHg of bioavailability of mercury in sediments was 60% in gutters, 65.8% in discharges in gutters, 63.3% in ponds and 62.45% in body waters; the %BDHg in water was 66.2% in discharges in gutters, 82.8% in ponds and 78.7% in body waters. Comparing the median of the concentrations of heavy metals found in sediments with concentration levels established for the protection of aquatic life of freshwater in Australia / New Zealand, Canada, Holland and the United States they were indicated percentages of excess which are the reason to warn Ministry of Environment and Sustainable Development and propose the regulation of metals in sediments generated in mining and extractive activities in general.

Keywords: bioavailability, extractive, mercury, minerals, norm, sediments, water.

Contenido

	Pág.
Resumen.....	
Lista de figuras.....	
Lista de tablas.....	
Lista de gráficas.....	
Introducción.....	1
1. Aspectos generales del problema de investigación.....	2
1.1 Línea y tema del problema de investigación.....	2
1.2 Descripción del problema.....	2
1.3 Formulación del problema.....	2
2. Objetivos.....	4
2.1 Objetivo general.....	4
2.1 Objetivos específicos.....	4
3. Justificación.....	5
4. Marco referencial.....	64
4.1 Los metales pesados en los sedimentos.....	64
4.2 Concentración de metales pesados en los sistemas acuáticos.....	65
4.3 Factores que afectan la concentración de los metales.....	65
4.3.1 Características del material.....	65
4.3.2 El pH y el Potencial Redox.....	67
4.3.3 La materia orgánica.....	68
4.4 Factores fisicoquímicos y las concentraciones de los metales en los sedimentos.....	68
4.4.1 Distribución de las sustancias en un sistema acuático.....	69
4.5 Movilidad de los metales pesados en los sedimentos.....	72
5. Marco teórico.....	73
5.1 Estudios de metales pesados en sedimentos.....	73
5.2 La toxicidad y normatividad de metales pesados contaminantes.....	78
5.2.1 El mercurio.....	78
5.2.2 El arsénico.....	81
5.2.3 El cadmio.....	81
5.2.4 El níquel.....	82
5.2.5 Normatividad ambiental asociada al mercurio, arsénico, cadmio y níquel.....	82
6. Materiales y métodos.....	85
6.1 Recolección de muestras de agua.....	86
6.2 Recolección de muestras de sedimentos.....	86
6.3 Análisis de laboratorio.....	87
7. Resultados.....	88
7.1 Concentraciones de mercurio, arsénico, cadmio y níquel en los sedimentos.....	88
7.1.1. Concentraciones del mercurio.....	88
7.1.2. Concentraciones del arsénico.....	97
7.1.3. Concentraciones del cadmio.....	105

7.1.4 Concentraciones del níquel...	110
7.2 Concentraciones de mercurio, arsénico, cadmio y níquel en el agua	116
7.2.1 Concentraciones del mercurio	116
7.2.2 Concentraciones del arsénico	119
7.2.3 Concentraciones del níquel..	122
8. Discusión de resultados	125
8.1 Concentraciones del Hg, As, Cd y Ni en los sedimentos	125
8.2. Concentraciones del Hg, As, Cd y Ni en agua.....	126
8.3 Propuesta normativa ambiental para mercurio, arsénico, cadmio y níquel en sedimentos generados por la actividad aurífera en Colombia.....	127
9. Conclusiones.....	129
Bibliografía	133

Lista de figuras

Pág.

Figura 3-1. Disposición de residuos de minería aluvial, con abatimiento del nivel freático de la quebrada Norosí.....	7
Figura 3-2. Toma de muestra puntual de agua en cuerpo de agua temporal que recibe el vertimiento del canalón.....	8
Figura 3-3. Toma de muestra puntual de sedimentos.....	9
Figura 3-3-1. Criba con canalones en contraflujo y canalón superficial.....	10
Figura 3-3-2. Frente minero activo con acumulación de agua residual.....	10
Figura 3-3-3. Estanque donde se depositan sedimentos	10
Figura 3-5. Infraestructura típica de una explotación aurífera a campo abierto.....	11
Figura 3-6. Disposición de sedimentos a campo abierto del lavado de minerales.....	12
Figura 3-7. Residuos mineros con desagüe directo al río Samurindó.....	13
Figura 3-8. Estanque artificial originado por el frente de explotación abandonado en la Unión Panamericana.....	14
Figura 3-9. Apariencia física del perfil del suelo explotado en Yuto, Chocó.....	15
Figura 3-10. Canalones superficiales enmallados, donde se realiza el lavado por gravedad y amalgamación simultánea.....	16
Figura 3-11. Minería de filón realizada en áreas aledañas a la de la Ciénaga de Ayapel.....	17
Figura 3-12. Empleo de mini barcas provistas de canalones entapetados.....	18
Figura 3-13. Humedal afectado con residuos mineros en Ayapel (Córdoba).....	19
Figura 3-14. Vertimientos puntuales desde el canalón superficial.	20
Figura 3-15. Extracción de minerales con excavadora en Novita (Chocó).....	21
Figura 3-16. Toma de muestra de sedimentos de canalón de amalgamación.....	22
Figura 3-17. Perfil del suelo explotado en Valdivia (Antioquia).....	23
Figura 3-18. Subsuelo afectado para extraer el oro de la ronda hídrica del río Icho.....	24
Figura 3-19. Suelos intervenidos con el empleo de excavadoras en Quibdó.....	25
Figura 3-20. Sedimentación del río Negua con residuos mineros.....	26
Figura 3-21. Estanque formado por frente minero inactivo. Abatimiento del nivel freático del río Quinamayo.....	27
Figura 3-22. Residuos mineros de minería en el lecho del río Risaralda.....	28

Figura 3-23.	Criba provista de canalones con descarga directa de residuos al río Cabí..	29
Figura 3-24.	Materiales lavados en canalón superficial.....	30
Figura 3-25.	Estanque artificial a donde fluyen residuos de explotación aurífera.....	31
Figura 3-26.	Alistamiento de canalón para lavado de los minerales extraídos.....	32
Figura 3-27.	Humedal con residuos mineros del lavado y amalgamación.....	33
Figura 3-28.	Criba con canalones aéreos y superficiales con residuos al río Teta.....	34
Figura 3-29.	Magnitud de los perfiles del suelo explotado en Ayapel (Córdoba).....	35
Figura 3-30.	Canal perimetral de población rural afectada por la minería aurífera.....	36
Figura 3-31.	Lavado de minerales con agua a presión directa al acopio.....	37
Figura 3-32.	Vertimiento de canalón en la quebrada El Boque (Bolívar).....	38
Figura 3-33.	Frente minero abandonado en Santander de Quilichao (Cauca).....	39
Figura 3-34.	Canalón superficial y disposición de residuos sin control.....	40
Figura 3-35.	Frente de explotación en la ronda hídrica de la quebrada Inanea.....	41
Figura 3-36.	Desagües mineros hacía la quebrada Inanea	42
Figura 3-37.	Disposición de residuos mineros en la ronda de la quebrada Inanea.....	43
Figura 3-38.	Frente de explotación inactivo con desagüe al río Timbiquí (Cauca).....	44
Figura 3-39.	Descarga indiscriminada de residuos mineros en vegetación nativa.....	45
Figura 3-40.	Toma de muestras puntuales de sedimentos río San Bartolomé.....	46
Figura 3-41.	Descarga de residuos mineros al río Ovejas (Cauca).....	47
Figura 3-42.	Estanque depositario de residuos mineros (Sonsón).....	48
Figura 3-43.	Retrolenado de frente minero inactivo en Sonsón (Antioquia).....	49
Figura 3-44.	Nivel freático abatido por minería en Puerto Berrío (Antioquia).....	50
Figura 3-45.	Perturbación del nivel freático, por el empleo de maquinaria.....	51
Figura 3-46.	Frente de explotación activo en pie de colina (Remedios- Antioquia).....	52
Figura 3-47.	Frente minero activo con acumulación de agua residual.....	53
Figura 3-48.	Lavado de minerales en criba metálica (Lebrija -Santander).....	54
Figura 3-49.	Acopio de subsuelo explotado (Rionegro- Santander).....	55
Figura 3-50.	Frentes de explotación activos e inactivos en el río Sambingo (Cauca).....	56
Figura 3-51.	Remoción de materiales aluviales en la ronda La quebrada Inanea.....	57
Figura 3-52.	Nivel freático del río Sambingo afectado.....	58
Figura 3-53.	Residuos mineros en el cauce del río Anorí.....	60
Figura 3-54.	Minerales sobre el canalón de la criba	61
Figura 3-55.	Criba utilizada para el lavado y amalgamación en el río Sambingo.....	62
Figura 3-56.	Canalón aéreo entapetado (Ayapel-Córdoba).....	63

Figura 4-1. Residuos minero dispuesto en la ronda del río Nechí.....	64
Figura 4-4-1. Procesos de transferencia de metales en el ambiente.....	70
Figura 5-2-1. Ciclo biogeoquímico del Hg.....	80

Lista de tablas

	Pág.
Tabla 3. Distribución de los lugares muestreados por departamentos.....	5
Tabla 3-1. Concentraciones del Hg en agua y sedimentos en M1.....	7
Tabla 3-2. Concentraciones del Hg en agua y sedimentos en M2.....	8
Tabla 3-3. Concentraciones del Hg en agua y sedimentos en M3.....	9
Tabla 3-4. Concentraciones del Hg en agua y sedimentos en M4.....	10
Tabla 3-5. Concentraciones del Hg en agua y sedimentos en M5.....	11
Tabla 3-6. Concentraciones del Hg en agua y sedimentos en M6.....	12
Tabla 3-7. Concentraciones del Hg, As y Cd en agua y sedimentos en M7.....	13
Tabla 3-8. Concentraciones del Hg, As y Cd en agua y sedimentos en M8.....	14
Tabla 3-9. Concentraciones del Hg en agua y sedimentos en M9.....	15
Tabla 3-10. Concentraciones del Hg en agua y sedimentos en M10.....	16
Tabla 3-11. Concentraciones del Hg en agua y sedimentos en M11.....	17
Tabla 3-12. Concentraciones del Hg en agua y sedimentos en M12.....	18
Tabla 3-13. Concentraciones del Hg en agua y sedimentos en M13.....	19
Tabla 3-14. Concentraciones del Hg en agua y sedimentos en M14.....	20
Tabla 3-15. Concentraciones del Hg en agua y sedimentos en M15.....	21
Tabla 3-16. Concentraciones del Hg en agua y sedimentos en M16.....	22
Tabla 3-17. Concentraciones del Hg en agua y sedimentos en M17.....	23
Tabla 3-18. Concentraciones del Hg y As en agua y sedimentos en M18.....	24
Tabla 3-19. Concentraciones del Hg y As en agua y sedimentos en M19.....	25
Tabla 3-20. Concentraciones del Hg y As en agua y sedimentos en M20.....	26
Tabla 3-21. Concentraciones del Hg y As en agua y sedimentos en M21.....	27
Tabla 3-22. Concentraciones del Hg, As y Cd en agua y sedimentos en M22.....	28
Tabla 3-23. Concentraciones del Hg, As y Cd en agua y sedimentos en M23.....	29
Tabla 3-24. Concentraciones del Hg, As y Cd en agua y sedimentos en M24.....	30

Tabla 3-25.	Concentraciones del Hg, As y Cd en agua y sedimentos en M25.....	31
Tabla 3-26.	Concentraciones del Hg, As y Cd en agua y sedimentos en M26.....	32
Tabla 3-27.	Concentraciones del Hg, As y Cd en agua y sedimentos en M27.....	33
Tabla 3-28.	Concentraciones del Hg, As, Cd y Ni en agua y sedimentos en M28.....	34
Tabla 3-29.	Concentraciones del Hg y As en agua y sedimentos en M29.....	35
Tabla 3-30.	Concentraciones del Hg, As y Ni en agua y sedimentos en M30.....	36
Tabla 3-31.	Concentraciones del Hg y As en agua y sedimentos en M31.....	37
Tabla 3-32.	Concentraciones del Hg, As y Ni en agua y sedimentos en M32.....	38
Tabla 3-33.	Concentraciones del Hg y As en agua y sedimentos en M33.....	39
Tabla 3-34.	Concentraciones del Hg, As y Ni en agua y sedimentos en M34.....	40
Tabla 3-35.	Concentraciones del Hg, As y Ni en agua y sedimentos en M35.....	41
Tabla 3-36.	Concentraciones del Hg, As y Ni en agua y sedimentos en M36.....	42
Tabla 3-37.	Concentraciones del Hg en agua y sedimentos en M37.....	43
Tabla 3-38.	Concentraciones del Hg, As, Cd y Ni en agua y sedimentos en M38.....	44
Tabla 3-39.	Concentraciones del Hg y As en agua y sedimentos en M39.....	45
Tabla 3-40.	Concentraciones del Hg, As, Cd y Ni en agua y sedimentos en M40.....	46
Tabla 3-41.	Concentraciones del Hg, As, Cd y Ni en agua y sedimentos en M41.....	47
Tabla 3-42.	Concentraciones del Hg, As y Cd en agua y sedimentos en M42.....	48
Tabla 3-43.	Concentraciones del Hg, As, Cd y Ni en agua y sedimentos en M43.....	49
Tabla 3-44.	Concentraciones del Hg, As, Cd y Ni en agua y sedimentos en M44.....	50
Tabla 4-45.	Concentraciones del Hg, As, Cd y Ni en agua y sedimentos en M45.....	51
Tabla 3-46.	Concentraciones del Hg, As y Cd en agua y sedimentos en M46.....	52
Tabla 3-47.	Concentraciones del Hg, As y Cd en agua y sedimentos en M47.....	54
Tabla 3-48.	Concentraciones del Hg, As, Cd y Ni en agua y sedimentos en M48.....	54
Tabla 3-49.	Concentraciones del Hg, As, Cd y Ni en agua y sedimentos en M49.....	55
Tabla 3-50.	Concentraciones del Hg, As y Ni en agua y sedimentos en M50.....	56
Tabla 3-51.	Concentraciones del Hg, As, Cd y Ni en agua y sedimentos en M51.....	58
Tabla 3-52.	Concentraciones del Hg, As y Ni en agua y sedimentos en M52.....	59
Tabla 3-53.	Concentraciones del Hg, As, Cd y Ni en agua y sedimentos en M53.....	60

Tabla 3-54.	Concentraciones del Hg, As, Cd y Ni en agua y sedimentos en M54.....	61
Tabla 3-55.	Concentraciones del Hg, As y Ni en agua y sedimentos en M55.....	62
Tabla 3-56.	Concentraciones del Hg, As, Cd y Ni en agua y sedimentos en M56.....	63
Tabla 4-3-1.	Correlaciones entre el tipo, tamaño y área superficial de materiales... ..	66
Tabla 4-3-2.	Compuestos inorgánicos de metales traza que pueden ser estables bajo condiciones oxidantes o reductoras	68
Tabla 5-1.	Concentraciones medias de Hg, As, Cd y Ni en los sedimentos del río Anoia, España.....	73
Tabla 5-2.	Concentración de Cd y Ni en mg/Kg en los sedimentos del Golfo de Maracaibo, Venezuela.....	74
Tabla 5-3.	Concentraciones del Hg, As, y Cd en mg/Kg en los sedimentos del río San Juan, Nicaragua.....	74
Tabla 5-4.	Concentraciones de Hg, As, Cd y Ni en los sedimentos del río Pirro, Costa Rica.....	77
Tabla 5-5.	Concentraciones de Hg y Ni en los sedimentos del Puyango y sus afluentes, Ecuador.....	77
Tabla 5-2-1.	Efectos leves, moderados y graves del metilmercurio.. ..	79
Tabla 5-2-4.	Efectos tóxicos del níquel.....	79
Tabla 5-2-5.	Niveles máximos permisibles de Hg, As, Cd y Ni en agua establecidos en las normas vigentes el Colombia.....	83
Tabla 5-2-6.	Niveles máximos permisibles de Hg, As, Cd y Ni para diferentes usos en Colombia.....	83
Tabla 5-2-7.	Concentraciones del mercurio sedimentos de agua dulce en mg/Kg.....	83
Tabla 6.	Departamentos de Colombia donde se recolectaron las muestras puntuales.....	85
Tabla 6-1.	Distribución de las tomas de muestras por año.....	85
Tabla 8-3.	Concentraciones del As, Cd, Hg y Ni en mg/Kg en base seca en los sedimentos.....	128
Tabla 9-1.	Medidas de las concentraciones del Hg y del As en los sediment.os de los canalones.....	129
Tabla9-2.	Medidas de las concentraciones del Cd y del Ni en los sedimentos de los canalones.....	129

Tabla 9-3.	Medidas de las concentraciones del Hg y del As en los sedimentos de las descargas de los canalones.....	130
Tabla 9-4.	Medidas de las concentraciones del Cd y del Ni en los sedimentos de las descargas de los canalones.....	130
Tabla 9-5.	Medidas de las concentraciones del Hg y del As en los sedimentos de los estanques.....	130
Tabla 9-6.	Medidas de las concentraciones del Cd y del Ni en los sedimentos los estanques.....	131
Tabla 9-7.	Medidas de las concentraciones del Hg, As, Cd y Ni en los sedimentos de los cuerpos de aguas superficiales.....	131

Lista de Gráficas

	Pág.
Gráfica 7-1-1-1.	Concentraciones del mercurio en los sedimentos de los canalones.....88
Gráfica 7-1-1-1A.	Concentraciones del mercurio en los sedimentos de los canalones activos.....89
Gráfica 7-1-1-1B.	Concentraciones del mercurio en los sedimentos de los canalones inactivos.....90
Gráfica 7-1-1-2.	Concentraciones del mercurio en los sedimentos de las descargas de los canalones.....91
Gráfica 7-1-1-2A.	Concentraciones del mercurio en los sedimentos de las descargas de los canalones activos.....92
Gráfica 7-1-1-2B.	Concentraciones del mercurio en los sedimentos de las descargas de los canalones inactivos.....93
Gráfica 7-1-1-3.	Concentraciones del mercurio en los sedimentos de los estanques.....94
Gráfica 7-1-1-3A.	Concentraciones del mercurio en los sedimentos de los estanques activos.....95
Gráfica 7-1-1-3B.	Concentraciones del mercurio en los sedimentos de los estanques inactivos.....96
Gráfica 7-1-1-4.	Concentraciones del mercurio en los cuerpos de agua superficiales.....97
Gráfica 7-1-2-1.	Concentraciones del arsénico en los sedimentos de los canalones.....98
Gráfica 7-1-2-1A.	Concentraciones del arsénico en los sedimentos de los canalones activos.....99
Gráfica 7-1-2-1B.	Concentraciones del arsénico en los sedimentos de los canalones inactivos.....99
Gráfica 7-1-2-2.	Concentraciones del arsénico en los sedimentos de las descargas de los canalones.....100
Gráfica 7-1-2-2A.	Concentraciones del arsénico en los sedimentos de las descargas de los canalones activos.....101

Gráfica 7-1-2-2B.	Concentraciones del arsénico en los sedimentos de las descargas de los canalones inactivos.....	102
Gráfica 7-1-2-3.	Concentraciones del arsénico en los sedimentos de los estanques.....	102
Gráfica 7-1-2-3A.	Concentraciones del arsénico en los sedimentos de los estanques activos.....	103
Gráfica 7-1-2-3B.	Concentraciones del arsénico en los sedimentos de los estanques inactivos.....	104
Gráfica 7-1-2-4.	Concentraciones del arsénico en los sedimentos de los cuerpos de agua.....	104
Gráfica 7-1-3.1.	Concentraciones del cadmio en los sedimentos de los canalones.....	105
Gráfica 7-1-3.1A.	Concentraciones del cadmio en los sedimentos de los canalones activos.....	105
Gráfica 7-1-3.2.	Concentraciones del cadmio en los sedimentos de las descargas de los canalones.....	106
Gráfica 7-1-3.2A.	Concentraciones del cadmio en los sedimentos de las descargas de los canalones activos.....	107
Gráfica 7-1-3.2B.	Concentraciones del cadmio en los sedimentos de las descargas de los canalones inactivos.....	107
Gráfica 7-1-3.3.	Concentraciones del cadmio en los estanques.....	108
Gráfica 7-1-3.3A.	Concentraciones del cadmio en los estanques activos.....	108
Gráfica 7-1-3.3B.	Concentraciones del cadmio en los estanques inactivos.....	109
Gráfica 7-1-3.4.	Concentraciones del cadmio en los cuerpos de agua.....	109
Gráfica 7-1-4.1.	Concentraciones del níquel en los sedimentos de los canalones.....	110
Gráfica 7-1-4.1A.	Concentraciones del níquel en los sedimentos de los canalones activos.....	111
Gráfica 7-1-4.2.	Concentraciones del níquel en los sedimentos de las descargas de los canalones.....	111

Gráfica 7-1-4.2A.	Concentraciones del níquel en los sedimentos de las descargas de los canalones activos.....	112
Gráfica 7-1-4.2B.	Concentraciones del níquel en los sedimentos de las descargas de los canalones inactivos.....	112
Gráfica 7-1-4.3.	Concentraciones del níquel en los sedimentos de los estanques.....	113
Gráfica 7-1-4.3A.	Concentraciones del níquel en los sedimentos de los estanques activos.....	114
Gráfica 7-1-4.3B.	Concentraciones del níquel en los sedimentos de los estanques inactivos.....	115
Gráfica 7-1-4.4.	Concentraciones del níquel en los sedimentos de los cuerpos de agua.....	115
Gráfica 7-2-1.1.	Concentraciones del mercurio en el agua de las descargas de los canalones.....	116
Gráfica 7-2-1.2.	Concentraciones del mercurio en el agua de los estanques.....	117
Gráfica 7-2-1.2A.	Concentraciones del mercurio en el agua de los estanques activos.....	118
Gráfica 7-2-1.3.	Concentraciones del mercurio en el agua de los cuerpos de agua.....	119
Gráfica 7-2-2.1.	Concentraciones del arsénico en el agua de las descargas de los canalones.....	120
Gráfica 7-2-2.2.	Concentraciones del arsénico en el agua de los estanques.....	120
Gráfica 7-2-2.2A.	Concentraciones del arsénico en el agua de los estanques activos.....	121
Gráfica 7-2-2.3.	Concentraciones del arsénico en el agua de los cuerpos de agua superficiales.....	121
Gráfica 7-2-3.1.	Concentraciones del níquel en el agua de las descargas de los canalones.....	122
Gráfica 7-2-3.2.	Concentraciones del níquel en el agua de los estanques.....	123
Gráfica 7-2-3.2A.	Concentraciones del níquel en el agua de los estanques activos.....	123

Gráfica 7-2-3.3. Concentraciones del níquel en el agua de los cuerpos de agua.....124

Introducción

Las actividades extractivas disponen residuos mineros expuestos en el ambiente a procesos de oxidación, acidificación, lixiviación y liberación de metales como el mercurio, arsénico, cadmio y níquel, susceptibles a incorporarse en los cuerpos de agua. Las presiones antropogénicas al recurso hídrico se potencializan en la minería aurífera a campo abierto, los excesos del mercurio utilizados en la etapa de amalgamación son descargados al ambiente y, al igual que los metales liberados en los lixiviados de los residuos mineros, por escorrentías e infiltraciones van a incorporarse en los cuerpos de agua; los metales en los ecosistemas acuáticos son sometidos a fenómenos de transporte y transferencia de materia interfase, incorporándose en la columna de agua, y así finalmente disminuye su calidad. La baja solubilidad de los metales pesados en agua hace que estos tiendan a precipitarse y principalmente encontrarse en los sedimentos, generando contaminación con metales potencialmente tóxicos por muchos años.

El origen de la investigación exploratoria de campo surge como insumo para la investigación penal, con el fin de tener un soporte pericial de la contaminación ambiental generada por la explotación de yacimiento minero ilegal en los departamentos de Antioquia, Bolívar, Caldas, Cauca, Córdoba, Chocó, Nariño y Valle del Cauca durante los 2012, 2013, 2014, 2015 y 2016. Los muestreos puntuales de aguas inicialmente tenían la finalidad de comparar las concentraciones de los metales con lo establecido en el Decreto 1594 de 1984 del Ministerio de Salud (MS, 1984), en el cual se regulaban las concentraciones máximas del mercurio, arsénico, cadmio y níquel para el uso del recurso hídrico en actividades domésticas, agrícolas y pecuarias; pero al observarse que en la mayoría de las actividades mineras no se encontraban vertimientos, se empezaron a tomar muestras puntuales de sedimentos en los puntos de influencia de la actividad extractiva. Las muestras puntuales de aguas crudas y de sedimentos se analizaron en el Laboratorio de Aguas de la Empresa de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Bogotá (E.A.B-E.S.P.) y una vez obtenidos los reportes se compararon con lo establecido el artículo 10 de la resolución 0631 del 2015 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS, 2015) y con la normatividad de metales en sedimentos de agua dulce de Australia/Nueva Zelanda (ANZ), Canadá (CAN), Holanda (HOL) y Estados Unidos (USA) se emitía un concepto de afectación ambiental.

1. Aspectos generales del problema de investigación

El mecanismo legal actual en Colombia para el control de los vertimientos generados por la minería aurífera exige que las descargas puntuales sean vigentes, además de que las concentraciones del arsénico, cadmio, cinc, cobre, cromo, hierro, mercurio, níquel, plata y plomo superen los niveles de 0,1 ppm, 0,05, 3 ppm, 1 ppm, 0,5 ppm, 2 ppm, 0,002 ppm, 0,5 ppm, 0,5 ppm y 0,2 ppm respectivamente (MADS, 2015); así, el mecanismo resulta deficiente en tanto limita el seguimiento institucional a casos esporádicos y al no tener en cuenta los metales que se pueden concentrar en los sedimentos derivados del lavado de los minerales, además de la problemática ambiental asociada con los sedimentos generados por la exposición de residuos sólidos a procesos de lixiviación y liberación de metales.

1.1 Línea y tema del problema de investigación

El trabajo está enmarcado en la línea de biosistemas integrados porque involucra el manejo, control y disposición de residuos mineros (agua y sedimentos) producidos en las etapas de extracción y lavado de minerales para la obtención de oro. El problema de investigación es la propuesta de una herramienta legal para la regulación normativa de las concentraciones máximas permisibles del mercurio, arsénico, cadmio y níquel en los sedimentos asociados a las actividades de explotación aurífera en campo abierto.

1.2 Descripción del problema

Entre los impactos ambientales que causa la minería aurífera está la contaminación de los cuerpos de agua, especialmente en zonas de gran biodiversidad; el uso del mercurio y el cianuro ha sido nefasta para la calidad del agua de los ríos, sobre todo en unas zonas relativamente bien conservadas como el Chocó biogeográfico y la Amazonía (Andrade, 2012). Metales como el Hg, As, Cd y Ni presentes en los sedimentos de la explotación aurífera, por escorrentías e infiltraciones van a incorporarse en los cuerpos de agua, una vez en los ecosistemas acuáticos estos metales van a ser sometidos a fenómenos de transporte y transferencia de materia entre fases, incorporándose en la columna de agua, disminuyendo así su calidad y disponibilidad para procesos de potabilización y usos potenciales en actividades agrícolas y pecuarias.

1.3 Formulación del problema

¿La normatividad legal ambiental colombiana tiene los mecanismos técnicos necesarios para medir y controlar eficientemente la emisión de sustancias potencialmente

contaminantes como el mercurio, arsénico, cadmio y níquel en la explotación aurífera a campo abierto?

2. Objetivos

2.1 Objetivo general

Analizar las concentraciones de Mercurio (Hg), Arsénico (As), Cadmio (Cd) y Níquel (Ni) generados por la minería aurífera de 56 frentes de explotación ubicados en el occidente y norte de Colombia, con el fin de proponer sus concentraciones máximas en los sedimentos de las actividades extractivas de minerales.

2.2 Objetivos específicos

- Recopilar y analizar los estudios de metales en sedimentos generados por las actividades antropogénicas.
- Analizar los reportes de las concentraciones de mercurio (Hg), arsénico (As), cadmio (Cd) y níquel (Ni) en agua y sedimentos presentes en los residuos de la minería aurífera de los muestreos puntuales realizados en el occidente y norte de Colombia.
- Proponer la norma legal ambiental para Colombia de niveles máximos de Hg, As, Cd y Ni en sedimentos para actividades extractiva en función de las normas establecidas en Australia/Nueva Zelanda, Canadá, Holanda y Estados Unidos, además del análisis estadístico de los datos de las concentraciones de dichos metales en la matriz de sedimentos.

3. Justificación

En la investigación exploratoria de campo se analizó el comportamiento de las concentraciones de los residuos mineros generados por la explotación de oro a campo abierto en el occidente y norte de Colombia, en ella se demostró que los metales inherentes a los procesos extractivos de minerales se concentran especialmente en los sedimentos que en las columnas de agua, y razonablemente, se puede proponer unos niveles máximos del contenido de metales en los sedimentos propios de las actividades mineras, ya que la norma de vertimientos establecida a través de la resolución 0631 del 2015 es poco efectiva. Teniendo en cuenta que en los casos estudiados las descargas de aguas residuales fueron muy esporádicas, aunado a que los metales pesados como el As, Cd, Hg y Ni tienden a precipitarse y acumularse en los sedimentos. También es importante la investigación porque en la Ley 1658 del 2013 se estableció que a partir del 15 de julio del 2018 se prohíbe el uso del mercurio en la minería, con los hallazgos de Hg en los sedimentos de actividades realizadas en horarios de difícil control institucional se probará el uso del metal.

En terminos de competencia ambiental administrativa, en Colombia no existen instrumentos técnicos legales para cuantificar ni mucho menos para controlar las descargas de residuos sólidos producidos en las actividades de extracción de minerales. Uno de los factores que deterioran el ambiente es la sedimentación en los cursos y depósitos de agua (Decreto 2811, 1974), pero históricamente no se ha cimentado ninguna norma de metales en sedimentos; la norma más vigente para el control de las descargas de sustancias contaminantes por tipo de actividad productiva es la resolución 0631 del 2015, allí se establecen para las actividades mineras parámetros a controlar pero en mg/L, es decir, en los vertimientos o descargas de agua. El problema ambiental de la minería está en los sedimentos, los metales presentes en ellos no se destruyen, generando una fuente permanente de contaminación en los sedimentos de las quebradas y ríos (ELAW, 2010).

Las bajas solubilidades del mercurio, arsénico, cadmio y níquel en agua hacen que estos tiendan a precipitarse, dificultando su cuantificación en los vertimientos y cuerpos de agua ubicados en las zonas de influencia de las actividades mineras auríferas. En los procesos de precipitación de los metales se potencializa su hallazgo en los sedimentos de los cuerpos de agua (naturales y artificiales). Asociado a la minería aurífera está la remoción de las capas del suelo y por procesos de oxidación se incrementa la incorporación de dichos metales al ambiente. En la amalgamación se adiciona mercurio en los canalones, los excesos del metal utilizado y las deficiencias en las técnicas, se transporta el metal a campo abierto.

Las concentraciones del Hg, As, Cd y Ni en sedimentos mostraron valores elevados comparados con las concentraciones en agua, por lo que se propone desarrollar la norma ambiental para establecer las concentraciones máximas de estos y consolidar un mecanismo legal para la evaluación de la contaminación ambiental que causan las actividades extractivas de minerales.

Por lo anterior en los 56 estudios de caso, denominados como M1 hasta M56 se indican las concentraciones del arsénico, cadmio, mercurio y níquel en la matriz agua y en la matriz

sedimentos, de las muestras recolectadas en los canalones (C), las descargas de los canalones (D), en los estanques (E) y en los cuerpos de aguas superficiales (A).

En la tabla 3-1 se registran los 56 lugares muestreados, que se distribuyeron en veintiocho municipios, con porcentajes de representación en orden descendente del 26,8%, 21,4%, 16,1%, 14,3%, 8,9%, 3,6%, 3,6%, 1,8%, 1,8% y 1,8% para Antioquia, Chocó, Bolívar, Cauca, Córdoba, Santander, Nariño, Caldas, Risaralda y Valle del Cauca respectivamente.

Tabla 3. Distribución de los lugares muestreados

Departamento	Puntos	Municipios
Antioquia	15	Anorí, Cáceres, Puerto Berrío, Remedios, Sonsón, Tarazá y Valdivia
Bolívar	9	Santa Rosa del Sur, río Viejo y Barranco de Loba
Caldas	1	Norcasia
Cauca	8	Buenos Aires, Mercaderes, Timbiquí, Suárez y Santander de Quilichao
Chocó	12	Quibdó, Yuto, Atrato, Unión Panamericana, Novita y Condoto
Córdoba	5	Ayapel
Nariño	2	Magui Payan
Risaralda	1	Mistrató
Santander	2	Lebrija y Rionegro
Valle del Cauca	1	Buenaventura

Los lugares muestreados se codificaron con la letra M, especificando las concentraciones en la matriz agua (A) y matriz sedimentos (S) halladas en las muestras puntuales de los canalones (C), las descargas de los canalones (D), los estanques (E) y en cuerpos de aguas superficiales (A). Por tratarse de un trabajo exploratorio de campo, inicialmente a las muestras recolectadas de aguas y de sedimentos se analizaban las concentraciones de mercurio y de mercurio orgánico, pero en casos posteriores se comenzaron a determinar las concentraciones de arsénico, cadmio y níquel.

Las concentraciones máximas de metales en sedimentos de agua dulce establecidas en Canadá, Holanda, Estados Unidos y Australia/Nueva Zelanda no son iguales. Para el arsénico, la concentración máxima es de 5,9 mg/Kg en base seca en Canadá y de 29 mg/Kg en base seca en Holanda; para el cadmio el nivel máximo permitido de 0,6 mg/Kg en base seca en Canadá y de 3,53 mg Cd/Kg en base seca en los Estados Unidos; para el mercurio, 0,15 mg/Kg en base seca es el valor máximo establecido en Australia/Nueva Zelanda y de 0,486 mg/Kg en base seca en los Estados Unidos y la concentración máxima de níquel es 21 mg/Kg en base seca en Australia/Nueva Zelanda y de 36 mg/Kg en base seca en los Estados Unidos.

De las concentraciones del arsénico, cadmio, mercurio y níquel en las muestras de los sedimentos se indicarán los porcentajes en que se excedió el valor menor y mayor establecido para cada metal.

En el artículo 10 de la resolución 0631 del 2015 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, se estableció que las máximas concentraciones permitidas en los vertimientos de las actividades de explotación de oro eran de 0,1 mg As/L, 0,05 mg Cd/L, 0,002 mg Hg/L y de 0,5 mg Ni/L. De las concentraciones del arsénico, cadmio, mercurio y níquel en las muestras de agua se indicarán los porcentajes de exceso en que se excedió la norma de vertimientos. Finalmente se indicará qué porcentaje del mercurio total está como mercurio orgánico.

M1: minería aurífera de aluvión activa, localizada en el municipio de río Viejo, Bolívar. La toma de muestras se realizó el 16 de mayo del 2012 (figura 3-1).

Figura 3-1. Disposición de residuos de minería aluvial en la ronda de la quebrada Norosí, con abatimiento del nivel freático



Fuente: Fiscalía General de la Nación (F.G.N)

En la tabla 3-1 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg) y mercurio orgánico (Hg*) de los puntos muestreados. El punto A corresponde a la quebrada Norosí.

Tabla 3-1. Concentraciones del Hg en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M1

P	E1	E1	E2	E2	E3	E3	A	A
Matriz	A	S	A	S	A	S	A	S
Hg	0,00091	0,09844	0,00111	0,28938	0,00186	0,13402	0,00184	0,81069
Hg*	0,0008	0,0025	0,001	0,0077	0,0017	0,0103	0,0017	0,4039

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El Hg en los sedimentos de A excedió el nivel mínimo y máximo permitido en el 440,5% y 66,8% respectivamente, mientras que en E2 se superó el nivel mínimo en un 92,9%. Los

porcentajes del mercurio orgánico con respecto al mercurio total en agua para los estanques E1, E2 y E3 fueron del 87,9%, 90,1% y 91,4 respectivamente, mientras que en los sedimentos los porcentajes del mercurio orgánico con respecto al mercurio total fueron del 2,5%, 2,7% y 7,7% para E1, E2 y E3. En la quebrada Norosí (A) los porcentajes del mercurio orgánico en relación con el mercurio total fueron del 92,4% y 49,8% en agua y sedimentos respectivamente.

M2: minería aurífera de aluvión activa, localizada en el municipio de Magui Payan, Nariño. La toma de muestras se realizó el 13 de junio del 2012 (figura 3-2).

Figura 3-2. Toma de muestra de agua en cuerpo de agua temporal que recibe el vertimiento del canalón



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-2 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg) y mercurio orgánico (Hg*) de los puntos muestreados. El punto A corresponde a un cuerpo de agua superficial temporal.

Tabla 3-2. Concentraciones del mercurio en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M2

P	D	D	E1	E1	E2	E2	A	A
Matriz	A	S	A	S	A	S	A	S
Hg	0,005	0,04	0,0127	0,06556	0,00898	0,23323	0,01105	0,03404
Hg*	0,0045	0,03592	0,0124	0,0635	0,0087	0,2313	0,0108	0,0324

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El Hg en los sedimentos de E2 excedió el nivel mínimo en el 55,5%. En la matriz el agua el Hg rebasó la norma de vertimientos en D, E1, E2 y A en el 150,0%, 535,0%, 349,0% y

452,5% respectivamente. Los porcentajes del mercurio orgánico con respecto al mercurio total en agua, para los estanques E1 y E2 fueron del 97,6% y 99,2% respectivamente, mientras que en los sedimentos los porcentajes del mercurio orgánico con respecto al mercurio total fueron del 96,9% y 99,2% para E1 y E2. En el cuerpo de agua temporal los porcentajes del mercurio orgánico en relación con el mercurio total fueron del 97,7% y 95,2% en agua y sedimentos respectivamente. En la descarga del canalón el porcentaje de mercurio orgánico con respecto al mercurio total fue del 90,0% y 89,8% en agua y sedimentos respectivamente.

M3: minería aurífera de aluvión activa, localizada en el municipio de Magui Payan, Nariño. La toma de muestras se realizó el 13 de junio del 2012 (figura 3-3).

Figura 3-3. Toma de muestra puntual de sedimentos



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-3 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg) y mercurio orgánico (Hg*) de los puntos muestreados.

Tabla 3-3. Concentraciones del mercurio en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M3

P	E1	E1	E2	E2
Matriz	A	S	A	S
Hg	0,00686	0,0444	0,00863	7,76246
Hg*	0,0065	0,0419	0,0082	6,9906

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El Hg en los sedimentos de E2 excedió el nivel mínimo y máximo permitido en el 5075,0% y 1497,2% respectivamente, mientras que en E2 se superó el nivel mínimo en un 92,9%.

En la matriz el agua el Hg rebasó la norma de vertimientos en E1 y E2 en el 243,0% y 331,5% respectivamente. Los porcentajes del mercurio orgánico con respecto al mercurio total en agua para los estanques E1 y E2 fueron del 94,8% y 95,0% respectivamente, mientras que en los sedimentos los porcentajes del mercurio orgánico con respecto al mercurio total fueron del 94,4% y 90,1% para E1 y E2.

M4: minería aurífera de aluvión activa, localizada en el municipio de Tarazá, Antioquia,. La toma de muestras se realizó el 30 de agosto del 2012 (figura 3-3-1, figura 3-3-2 y figura 3-3-3).

Figura 3-3-1. Criba con canalones en contraflujo y canalón superficial



Fuente: F.G.N

Figura 3-3-2. Frente de explotación activo con agua residual



Fuente: F.G.N

Figura 3-3-3. Disposición de agua y sedimentos en estanque artificial



Fuente: F.G.N

En la tabla 3-4 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg) y mercurio orgánico (Hg*) de los puntos muestreados.

Tabla 3-4. Concentraciones del mercurio en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M4

P	D	E1	E1	E2
Matriz	S	A	S	S
Hg	0,15059	0,002	0,0357	0,15879
Hg*	0,0314	0,0019	0,0047	0,0774

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El Hg en los sedimentos de D y E2 excedió el nivel mínimo en el 0,4% y 5,9%. Los porcentajes del mercurio orgánico con respecto al mercurio total en sedimentos, para los estanques E1 y E2 fueron del 13,2% y 48,7% respectivamente; para E1 el porcentaje del mercurio orgánico con respecto al mercurio total fue del 95,0% en agua. En la descarga inactiva del canalón la relación del mercurio orgánico con el mercurio total fue del 20,9% en sedimentos.

M5: minería aurífera de aluvión activa, localizada en el municipio de Taraza, Antioquia. La toma de muestras se realizó el 30 de agosto del 2012 (figura 3-5).

Figura 3-5. Estructura de la explotación aurífera

Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-5 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg) y mercurio orgánico (Hg*) de los puntos muestreados.

Tabla 3-5. Concentraciones del mercurio en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M5

P	E1	E2	E2
Matriz	S	A	S
Hg	0,54061	0,00634	0,25285
Hg*	0,4829	0,006	0,104

Fuente: E.A.B. E.S.P.

En los sedimentos el Hg superó el nivel mínimo y máximo en E1 en un 260,4% y 11,2%, en su orden; en E2 el nivel mínimo del fue superado en un 68,6%. En la matriz agua el Hg excedió la norma de vertimientos en un 217,0% en E2. Los porcentajes del mercurio orgánico con respecto al mercurio total en sedimentos, para los estanques E1 y E2 fueron del 89,3% y 41,1% respectivamente; para E2 el porcentaje del mercurio orgánico con respecto al mercurio total fue del 94,6% en agua.

M6: minería aurífera de aluvión activa, localizada en el municipio de Taraza, Antioquia. La toma de muestras se realizó el 30 de agosto del 2012 (figura 3-6).

Figura 3-6. Disposición de sedimentos en humedal

Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-6 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg) y mercurio orgánico (Hg*) de los puntos muestreados.

Tabla 3-6. Concentraciones del mercurio en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M6

P	D	E	E
Matriz	S	A	S
Hg	0,37698	0,00188	0,12805
Hg*	0,302	0,0018	0,0708

Fuente: E.A.B. E.S.P.

EL Hg en los sedimentos de D sobrepasó el nivel mínimo en un 151,3%. Los porcentajes del mercurio orgánico con respecto al mercurio total en agua y sedimentos, para el estanque E fue del 95,7% y 55,3% respectivamente. En la descarga inactiva del canalón la relación del mercurio orgánico en relación con el mercurio total fue del 80,1% en sedimentos.

M7: minería aurífera de aluvión activa, localizada en el municipio de Atrato, Chocó. La toma de muestras se realizó el 18 de diciembre de 2012 (figura 3-7).

Figura 3-7. Residuos mineros con desagüe directo en el río Samurindó.



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-7 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*), arsénico (As) y Cadmio (Cd) de los puntos muestreados.

Tabla 3-7. Concentraciones del Hg, Hg*, As y Cd en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M7

P	D1	D2	D3	D3	A	A
Matriz	S	S	A	S	A	S
Hg	0,17302	0,0563	0,00083	0,19694	0,00046	0,38513
Hg*	0,1717	0,036	0,0008	0,1957	0,0004	0,384
As	0,061	38,68	0,095	20,49	1,091	29,82
Cd	0,213	0,237	0,004	0,337	0,004	0,491

Fuente: E.A.B. E.S.P.

En los sedimentos el Hg superó el nivel mínimo en D1, D3 y A en un 15,3%, 31,3% y 156,8% respectivamente. En A el arsénico sobrepasó la norma de vertimientos en el 991,0%. En las descargas de los canalones las relaciones mercurio-mercurio orgánico en porcentajes para los sedimentos fueron del 99,2%, 63,9% y 99,4% para D1, D2 y D3; en tanto que para el vertimiento de D3 la misma relación fue del 96,4%. Para el río Samurindó los porcentajes del mercurio orgánico con respecto al mercurio total fueron del 87,0% y 99,7% en agua y sedimentos respectivamente.

M8: minería aurífera de aluvión inactiva, localizada en el municipio de Unión Panamericana, Chocó. La toma de muestras se realizó el 18 de diciembre de 2012 (figura 3-8).

Figura 3-8. Estanque artificial originado por el frente de explotación, abandonado en la Unión Panamericana



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-8 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*), arsénico (As) y Cadmio (Cd) de los puntos muestreados.

Tabla 3-8. Concentraciones del Hg, Hg*, As y Cd en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M8

P	D	E	E
Matriz	S	A	S
Hg	0,20451	0,00133	0,38908
Hg*	0,2028	0,0013	0,3825
As	31,785	N.D.	26,615
Cd	0,295	0,003	0,042

Fuente: E.A.B. E.S.P.

En los sedimentos el Hg superó el nivel mínimo en D con un 36,3% y E en un 159,4%. Los porcentajes del mercurio orgánico con respecto al mercurio total en agua y sedimentos, para el estanque E fue del 97,7% y 98,3% respectivamente. En la descarga inactiva del canalón la relación del mercurio orgánico en relación con el mercurio total fue del 99,2% en sedimentos.

M9: minería aurífera de aluvión activa, localizada en el municipio de Yuto (Chocó). La toma de muestras se realizó el 24 de enero del 2013 (figura 3-9).

Figura 3-9. Perfil del suelo explotado en Yuto, Chocó



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-9 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg) y mercurio orgánico (Hg*) de los puntos muestreados.

Tabla 3-9. Concentraciones del Hg en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M9

P	D	D	E1	E1	E2	E2	E3	E3
Matriz	A	S	A	S	A	S	A	S
Hg	0,0007	0,1789	0,0008	0,1519	0,0006	0,0415	0,0008	0,9797
Hg*	0,0003	0,1455	0,0007	0,1037	0,0005	0,0375	0,0007	0,9752

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El nivel mínimo del Hg en los sedimentos fue excedido en D, E1 y E3, con el 19,3%, 1,3% y 553,1% correspondientemente; en nivel máximo del Hg se superó en E3 con un 101,6%. Los porcentajes del mercurio orgánico con respecto al mercurio total en agua para los estanques E1, E2 y E3 fueron del 87,5%, 83,3% y 87,5% respectivamente, mientras que en los sedimentos los porcentajes del mercurio orgánico con respecto al mercurio total fueron del 68,3%, 90,4% y 99,5% para E1, E2 y E3. En la descarga activa del canalón los porcentajes del mercurio orgánico en relación con el mercurio total fueron del 42,9% y 81,3% en agua y sedimentos respectivamente.

M10: minería aurífera de aluvión activa, localizada en el municipio de Norcasia, Caldas. La toma de muestras se realizó el 4 de abril del 2013 (figura 3-10).

Figura 3-10. Canalones superficiales en paralelo donde simultáneamente se lavan los minerales y se amalgama con mercurio



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-10 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg) y mercurio orgánico (Hg*) de los puntos muestreados.

Tabla 3-10. Concentraciones del mercurio en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M10

P	D	D
Matriz	A	S
Hg	0,00291	0,65203
Hg*	0,0007	0,5127

Fuente: E.A.B. E.S.P.

En D el Hg en los sedimentos superó el nivel mínimo en un 334,7% y el nivel máximo con un 43,2%. En D el Hg en agua sobrepasó la norma de vertimientos con un 45,5%. La descarga del canalón correspondió al vertimiento por el lavado y amalgamación simultáneos, la relación mercurio orgánico-mercurio total fue del 24,1% y 78,6% en agua y sedimentos respectivamente.

M11: minería aurífera de aluvión activa, localizada en el municipio de Ayapel, Córdoba. La toma de muestras se realizó el 4 de abril de 2013 (figura 3-11).

Figura 3-11. Minería de filón realizada en áreas aledañas a la de la Ciénaga de Ayapel, Córdoba



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-11 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg) y mercurio orgánico (Hg*) de los puntos muestreados.

Tabla 3-11. Concentraciones del mercurio en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M11

P	E	E
Matriz	A	S
Hg	0,00608	0,10217
Hg*	0,0049	0,0708

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El Hg excedió la norma de vertimientos en un 204,0%. La relación mercurio orgánico-mercurio total fue del 80,6% y 69,3% en agua y sedimentos respectivamente.

M12: minería aurífera de aluvión activa, localizada el municipio de Ayapel, Córdoba. La toma de muestras se realizó el 4 de abril de 2013. (figura 3-12)

Figura 3-12. Empleo de mini barcazas acondicionadas con canalones entapetados



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-12 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg) y mercurio orgánico (Hg*) de los puntos muestreados.

Tabla 3-12. Concentraciones del mercurio en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M12

P	E	E
Matriz	A	S
Hg	0,03226	36,0672
Hg*	0,0247	23,6177

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El Hg en los sedimentos superó el nivel mínimo en un 23944,8% y el nivel máximo con un 7321,2%; el Hg sobrepasó la norma de vertimientos con un 1513,0%. La relación mercurio orgánico-mercurio total en frente minero activo fue del 76,6% y 65,5% en agua y sedimentos respectivamente.

M13: minería aurífera de aluvión activa, localizada en el municipio de Ayapel, Córdoba. La toma de muestras se realizó el 4 de abril de 2013 (figura 3-13).

Figura 3-13. Residuos mineros en Ayapel

Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-13 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg) y mercurio orgánico (Hg*) de los puntos muestreados.

Tabla 3-13. Concentraciones del mercurio en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M13

P	A	A
Matriz	A	S
Hg	0,05613	0,07559
Hg*	0,0488	0,0678

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El Hg sobrepasó la norma de vertimientos con un 2706,5%. Los porcentajes del mercurio orgánico con respecto al mercurio total en el humedal donde se disponían los residuos mineros fueron del 86,9% y 89,7% en agua y sedimentos.

M14: minería aurífera de aluvión activa, localizada en el municipio de Sonsón, Antioquia. La toma de muestras se realizó el 23 de mayo del 2013 (figura 3-14).

Figura 3-14. Canalón superficial con vertimientos

Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-14 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg) y mercurio orgánico (Hg*) de los puntos muestreados.

Tabla 3-14. Concentraciones del mercurio en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M14

P	D1	D2	D2
Matriz	S	A	S
Hg	7,403	0,00278	0,04854
Hg*	5,9915	0,0006	0,0326

Fuente: E.A.B.E.S.P.

En D1 el Hg en los sedimentos superó el nivel mínimo en un 4853,3% y el nivel máximo con un 1423,3%; el Hg sobrepasó la norma de vertimientos con un 39,0%. El porcentaje del mercurio orgánico con respecto al mercurio total en D1, aledaño a la descarga del canalón fue del 80,9%, mientras que en el vertimiento los porcentajes fueron del 21,6% y 67,2% en agua y sedimentos.

M15: minería aurífera de aluvión activa, localizada en el municipio de Novita, Chocó. La toma de muestras se realizó el 13 de junio de 2013 (figura 3-15).

Figura 3-15. Extracción de minerales con el empleo de excavadoras en Novita, Chocó



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-15 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg) y mercurio orgánico (Hg*) de los puntos muestreados.

Tabla 3-15. Concentraciones del mercurio en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M15

P	D	D	A1	A1	A2	A2	A3	A3
Matriz	A	S	A	S	A	S	A	S
Hg	0,00352	0,69572	0,00148	0,95966	0,00168	0,7092	0,00157	0,747
Hg*	0,0017	0,574	0,001	0,8406	0,0009	0,6284	0,0008	0,578

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El mercurio excedió el nivel mínimo y máximo en los sedimentos de D, A1, A2 y A3; los porcentajes de exceso en D fueron del 363,8% y 43,2%; en A1 los porcentajes de exceso fueron del 539,8% y 97,5%; en A2 los porcentajes fueron del 372,8% y 45,9%, mientras que los porcentajes del exceso en A3 fueron del 398,0% y 53,7%. En D el Hg superó la norma de vertimientos en un 76,0%.

El cuerpo A corresponde al caño Llorente, del cual se tomaron muestras puntuales de agua y sedimentos en tres puntos. Los porcentajes de Hg* fueron del 67,6%, 53,6% y 51,0% en agua para A1, A2 y A3; en tanto que los porcentajes de Hg* en los sedimentos fueron del 87,6%, 88,6% y 77,4% para los mismos puntos. En la descarga activa del canalón los porcentajes del mercurio orgánico con respecto al mercurio total fueron del 48,3% y 82,5% en agua y sedimentos respectivamente.

M16: minería aurífera de aluvión activa, localizada en el municipio de Buenaventura, Valle del Cauca. La toma de muestras se realizó el 5 de julio del 2013 (figura 3-16).

Figura 3-16. Toma de muestra de sedimentos de canalón



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-16 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg) y mercurio orgánico (Hg*) de los puntos muestreados.

Tabla 3-16. Concentraciones del mercurio en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M16

P	C	D	D
Matriz	S	A	S
Hg	0,55816	0,00137	0,60267
Hg*	0,4008	0,0007	0,4865

Fuente: E.A.B. E.S.P.

En C y en D los porcentajes en que el Hg superó el nivel mínimo fueron del 272,1% y 301,8% respectivamente, mientras que el nivel máximo fue superado en C con un 14,8% y en D con un 24,0%. Los porcentajes del mercurio orgánico con respecto al mercurio total en D fueron del 51,1% y 80,7% en agua y sedimentos. En el canalón la relación Hg*/Hg en los sedimentos fue del 71,8%.

M17: minería aurífera de filón activa, localizada en el municipio de Valdivia, Antioquia. La toma de muestras se realizó el 9 de julio del 2013 (figura 3-17).

Figura 3-17. Perfil del suelo explotado, expuesto a procesos oxidativos y potenciales liberaciones de metales



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-17 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg) y mercurio orgánico (Hg*) de los puntos muestreados.

Tabla 3-17. Concentraciones del mercurio en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M17

P	C	D	D	E	E
Matriz	S	A	S	A	S
Hg	0,302	0,00049	0,90778	0,00056	0,66825
Hg*	0,2444	0,0003	0,8122	0,0003	0,6014

Fuente: E.A.B. E.S.P.

En los sedimentos del canalón el Hg excedió el nivel mínimo en un 101,3%, mientras que en D y E se superaron los niveles mínimos y máximos en un 505,2% y 86,8% para D, y para E en un 345,5% y 37,5%. Los porcentajes del mercurio orgánico en los sedimentos fueron del 80,9%, 89,5% y 90,0% para el canalón, la descarga y el estanque. En agua la relaciones Hg*/Hg fueron del 61,2% y 53,6% en D y E respectivamente.

M18: minería aurífera de aluvión activa, localizada el municipio de Quibdó, Chocó. La toma de muestras se realizó el 8 de marzo de 2014 (figura 3-18).

Figura 3-18. Minería en la ronda hídrica del río Icho en Quibdó



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-18 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*) y arsénico (As) de los puntos muestreados.

Tabla 3-18. Concentraciones del Hg y el As en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M18

P	A	A
Matriz	A	S
Hg	0,0015	3,1916
Hg*	N.C.	2,6508
As	0,05	28,37

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El Hg en los sedimentos del río Icho sobrepasó el nivel mínimo en un 2027,7% y el máximo en un 556,7%, mientras que el arsénico excedió el nivel mínimo en un 380,8%. En el río Icho el porcentaje del mercurio orgánico en los sedimentos fue del 83,1% en relación con el mercurio total.

M19: minería aurífera de aluvión activa, localizada en el municipio de Quibdó, Chocó. La toma de muestras se realizó el 8 de marzo de 2014 (figura 3-19).

Figura 3-19. Horizontes del suelo intervenidos con el empleo de excavadoras en el municipio de Quibdó



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-19 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*) y arsénico (As) de los puntos muestreados.

Tabla 3-19. Concentraciones del Hg y el As en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M19

P	D	D
Matriz	A	S
Hg	0,0008	34,64
Hg*	N.C.	4,2815
As	N.A.*	19,56

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El Hg en los sedimentos de D sobrepasó el nivel mínimo en un 22993,3% y el máximo en un 7027,6%, mientras que el arsénico excedió el nivel mínimo en un 231,5%. En la descarga del canalón activo el mercurio orgánico fue el 12,4% en los sedimentos, con respecto al mercurio total para la misma matriz.

M20: minería aurífera de aluvión activa e inactiva, localizada en el municipio de Quibdó, Chocó. La toma de muestras se realizó el 8 de marzo de 2014 (figura 3-20).

Figura 3-20. Sedimentación del río Negua por la minería aurífera en su zona de ronda



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-20 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*) y arsénico (As) de los puntos muestreados.

Tabla 3-20. Concentraciones del Hg y el As en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M20

P	D	E	E	A	A
Matriz	S	A	S	A	S
Hg	6,1537	0,0008	0,8781	0,001	2,3066
Hg*	1,0298	N.C.	0,5154	0,0006	0,3236
As	27,29	N.C.	13,91	0,02	9,14

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El Hg en los sedimentos de D, E y A excedió los niveles mínimos y máximos, en D los porcentajes de exceso fueron del 4002,5% y 1166,2% respectivamente; en E los porcentajes de exceso fueron del 485,4% y 80,7% respectivamente, mientras que en río Negua los porcentajes de exceso fueron del 1437,7% y 374,6%. El nivel mínimo del arsénico en los sedimentos fue superado en un 362,5%, 135,8% y 54,9% en D, E y A respectivamente. En el río Negua los porcentajes del Hg orgánico con respecto al mercurio total fueron del 60,0% y 14,0% en agua y sedimentos. La relación Hg*/Hg en los sedimentos de la descarga inactiva y del estanque inactivo fueron del 16,7% y del 58,7% respectivamente.

M21: minería aurífera de aluvión activa e inactiva, localizada en el municipio de Santander de Quilichao, Cauca. La toma de muestras se realizó el 2 de mayo del 2014 (figura 3-21).

Figura 3-21. Estanque formado por frente minero inactivo, se afectó el nivel freático del río Quinamayo



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-21 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*) y arsénico (As) de los puntos muestreados.

Tabla 3-21. Concentraciones del Hg y el As en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M21

P	D1a	D1b	A	A	E	D2	D3	D3	Ao
Matriz	S	S	A	S	A	S	A	S	A
As	21,84	24,96	N.C.	19,94	N.C.	22,53	0,02	20,82	N.C.
Hg	0,2104	0,3585	0,0012	0,2784	N.C.	0,4135	0,0015	0,4521	0,0006
Hg*	0,1745	0,3132	0,0011	0,2442	N.C.	0,3635	0,0014	0,3937	N.C.

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El arsénico en los sedimentos de D1a, D1b, A, D2 y D3 sobrepasó el nivel mínimo en el 270,2%, 323,1%, 238,0%, 281,9% y 252,9% respectivamente, mientras que el nivel mínimo de Hg en los sedimentos fue superado en D1a, D1b, A, D2 y D3 con el 40,3%, 139,0%, 85,6%, 175,7% y 201,4% respectivamente. El punto denominado como Ao corresponde al curso original del río Quinamayo; se evidencia la intervención antropogénica del cuerpo de agua por los porcentajes del mercurio orgánico en A, con un 91,7% y 87,7% con respecto al mercurio total en agua y sedimentos respectivamente. Las descargas inactivas D1a corresponde el punto localizado inmediatamente después de la descarga, mientras que el D1b estaba a una distancia aproximada de diez metros del anterior; las relaciones Hg*/Hg en sedimentos fueron del 82,9% y 87,4% para D1a y D1b. En la descarga inactiva D3 los porcentajes del mercurio orgánico fueron del 93,3% y 87,1% con respecto al mercurio total, en agua y sedimentos respectivamente. En D2 la relación de Hg*/Hg en los sedimentos fue del 87,9%.

M22: minería aurífera de aluvión inactiva, localizada en el municipio de Mistrató, Risaralda. La toma de muestras se realizó el 18 de junio del 2014 (figura 3-22).

Figura 3-22: Residuos de minería aurífera en el lecho del río Risaralda



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-22 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*), cadmio (Cd) y arsénico (As) de los puntos muestreados.

Tabla 3-22. Concentraciones del Hg, Cd y As en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M22

P	D	A1	A2
Matriz	S	S	S
As	35,12	37,93	37,81
Cd	1,24	1,35	1,63
Hg	0,4073	0,1841	0,1645
Hg*	0,2984	0,0737	0,0569

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El nivel mínimo del arsénico en los sedimentos de D, A1 y A2 fue excedido en el 495,3%, 542,9% y 540,8% correspondientemente; mientras que el nivel máximo del mismo metal fue superado en el 30,8% en A1 y en el 30,4% en A2. El nivel mínimo del cadmio en los sedimentos fue superado en D, A1 y A2 con el 106,7%, 125,0% y 171,7% en el mismo orden, en tanto que el nivel mínimo del mercurio fue sobrepasado el 171,5%, 22,7% y 9,7%, en D, A1 y A2 respectivamente. Los porcentajes del Hg orgánico en los sedimentos del río Risaralda con respecto al mercurio total fueron del 40,0% y 34,6% en A1 y A2. En la descarga inactiva de la criba desmantelada la relación Hg*/Hg total fue del 73,3%.

M23: minería aurífera de aluvión activa, localizada en el municipio de Quibdó, Chocó. La toma de muestras se realizó el 2 de julio de 2014 (figura 3-23).

Figura 3-23. Criba provista de canalones con descarga directa de residuos al río Cabi



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-23 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*), cadmio (Cd) y arsénico (As) de los puntos muestreados.

Tabla 3-23. Concentraciones del Hg, Cd y As en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M23

P	C	D	A
Matriz	S	S	A
As	25,52	19,89	N.C.
Cd	0,45	0,82	N.C.
Hg	0,219	0,3155	N.C.
Hg*	0,1115	0,2079	N.C.

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El arsénico, cadmio y mercurio en los sedimentos de la descarga del canalón excedieron el nivel mínimo con el 237,1%, 36,7% y 110,3% respectivamente; así mismo el As y el Hg superaron el nivel mínimo en los sedimentos del canalón con el 332,5% y 46,0%, en el mismo orden. En los sedimentos del canalón activo y su descarga, los porcentajes del mercurio orgánico con relación al mercurio total fueron del 50,9% y 65,9% respectivamente.

M24: minería aurífera de aluvión con frentes activos e inactivos, localizada en el municipio de Quibdó, Chocó. La toma de muestras se realizó el 2 de julio de 2014 (figura 3-24).

Figura 3-24. Materiales lavados en el canalón superficial

Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-24 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*), cadmio (Cd) y arsénico (As) de los puntos muestreados.

Tabla 3-24: Concentraciones del Hg, Cd y As en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M24

P	C	E	A	A
Matriz	S	S	A	S
As	35,85	19,09	N.C.	24,59
Cd	0,07	0,18	N.C.	0,39
Hg	0,2292	0,2783	0,0005	0,1697
Hg*	0,0684	0,273	N.C.	0,0761

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El arsénico en los sedimentos de C, E y A superó el nivel mínimo con el 507,6%, 223,6% y 316,8% correspondientemente; el As en los sedimentos solo superó en nivel máximo en C con el 23,6%. El límite mínimo del Hg en los sedimentos fue excedido en C, E y A con el 52,8%, 85,5% y 13,1% respectivamente.

En los sedimentos del río Beteguma el porcentaje del Hg orgánico con respecto al mercurio total fue del 44,8%. La relación Hg*/Hg para en los sedimentos del canalón activo y de un estanque inactivo fueron del 29,8% y 98,1% respectivamente.

M25: minería aurífera de aluvión inactiva localizada en el municipio de Quibdó, Chocó. La toma de muestras se realizó el 2 de julio de 2014 (figura 3-25).

Figura 3-25: Estanque artificial a donde fluyen residuos de la explotación aurífera



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-25 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*), cadmio (Cd) y arsénico (As) de los puntos muestreados.

Tabla 3-25. Concentraciones del Hg, Cd y As en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M25

P	E	E
Matriz	A	S
As	N.C.	31,52
Cd	N.C.	N.C.
Hg	N.C.	0,2833
Hg*	N.C.	0,205

Fuente: E.A.B. E.S.P.

Observaciones: N.C.= No cuantificable

El arsénico en los sedimentos superó el nivel mínimo con un 434,2% y el nivel máximo con un 8,7%; en tanto que el nivel mínimo del Hg fue sobrepasado en un 88,9%. La relación del Hg orgánico con respecto al mercurio total en los sedimentos de un estanque inactivo fue del 72,4%.

M26: minería aurífera de aluvión activa, localizada en el municipio de Quibdó, Chocó. La toma de muestras se realizó el 2 de julio de 2014 (figura 3-26).

Figura 3-26: Alistamiento de canalón para lavado de minerales



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-26 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*), cadmio (Cd) y arsénico (As) de los puntos muestreados.

Tabla 3-26. Concentraciones del Hg, Cd y As en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M26

P	D	D
Matriz	A	S
As	N.C.	39,43
Cd	N.C.	N.C.
Hg	N.C.	0,6492
Hg*	N.C.	0,3748

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El nivel mínimo del arsénico en los sedimentos fue excedido en un 568,3% y el nivel máximo en un 36,0%; mientras que el nivel mínimo y máximo del mercurio en los sedimentos se excedió en un 332,8% y 33,6% respectivamente. La relación del Hg orgánico con respecto al mercurio total en los sedimentos de la descarga inactiva de un canalón fue del 57,7%.

M27: minería aurífera de aluvión activa, localizada en el municipio de Cáceres, Antioquia. La toma de muestras se realizó el 10 de julio del 2014 (figura 3-27).

Figura 3-27. Humedal afectado con descargas de residuos del lavado y amalgamación con mercurio



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-27 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*), cadmio (Cd) y arsénico (As) de los puntos muestreados.

Tabla 3-27. Concentraciones del Hg, Cd y As en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M27

P	D	E	E	A
Matriz	S	A	S	A
As	24,62	N.C.	8,64	0,03
Cd	1,59	N.C.	0,78	N.C.
Hg	0,2859	0,0039	0,8183	0,0006
Hg*	0,2055	0,0036	0,6689	N.C.

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El nivel mínimo del As, Cd y Hg en los sedimentos de D fue superado en un 317,3%, 165,0% y 90,6%, en el mismo orden; en tanto el nivel mínimo fue excedido en E con el 46,4%, 30,0% y 445,5%, en el mismo orden para el As, Cd y Hg; en tanto que el nivel máximo del Hg superó el límite en E con un 68,4%. El mercurio sobrepasó la norma de vertimientos en el 95,0%.

En el estanque activo la relación Hg*/Hg fue del 92,3% y 81,7% en agua y sedimentos respectivamente. En la descarga activa del canalón la relación Hg*/Hg fue del 71,9%.

M28: minería aurífera de aluvión activa, localizada en el municipio de Buenos Aires, Cauca. La toma de muestras se realizó el 15 de julio del 2014 (figura 3-28).

Figura 3-28: Criba con canalones aéreos y superficiales. Los residuos fluyen al río Teta



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-28 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*), cadmio (Cd), Ni y arsénico (As) de los puntos muestreados.

Tabla 3-28: Concentraciones del Hg, Cd, Ni y As en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M28

P	C	D1	D1	D2	E	E	A	A
Matriz	S	A	S	S	A	S	A	S
As	30,71	0,08	31,47	25,52	0,03	20,5	0,12	36,39
Cd	0,65	N.C.	0,8	0,87	N.C.	0,51	N.C.	0,6
Hg	0,0663	N.C.	0,1248	0,1561	N.C.	0,2186	0,0005	0,1539
Hg*	0,0107	N.C.	0,04	0,0695	N.C.	0,0907	N.C.	0,0696
Ni	29,29	0,08	24,92	26,46	0,02	14,79	0,02	15,48

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El arsénico en los sedimentos excedió el nivel mínimo en C, D1, D2, E y A con un 420,5%, 433,4%, 332,5%, 247,5% y 516,8% respectivamente, así mismo el As excedió el nivel máximo con un 8,5% y 25,5% en D1 y A. El nivel mínimo del cadmio en los sedimentos fue superado en C, D1 y D2 con un 8,3%, 33,3% y 45,0% respectivamente. El nivel mínimo del mercurio en los sedimentos fue superado en D2, E y A con un 4,1%, 45,7% y 2,6% respectivamente. El nivel mínimo del níquel en los sedimentos fue superado en C, D1 y D2 con un 39,5%, 18,7% y 26,0% respectivamente. El arsénico excedió la norma vertimientos en A con un 20,0%.

Los porcentajes de mercurio orgánico con respecto al mercurio total en los sedimentos fueron del 16,1%, 32,1%, 44,5%, 41,5% y 45,2% en el canalón, las descargas de los canales D1 y D2 y en el río Teta respectivamente.

M29: minería aurífera activa de aluvión, localizada en el municipio de Ayapel, Córdoba. La toma de muestras se realizó el 28 de agosto del 2014 (figura 3-29).

Figura 3-29. Magnitud de los perfiles del suelo explotado



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-29 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*), cadmio (Cd), Ni y arsénico (As) de los puntos muestreados.

Tabla 3-29. Concentraciones del Hg, Cd, Ni y As en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M29

P	D1	D1	D2	D2	E	E
Matriz	A	S	A	S	A	S
Hg	0,0068	0,306	0,0135	0,2219	0,0064	0,1554
Hg*	0,0054	0,2207	0,0109	0,0187	0,0049	0,0687

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El nivel mínimo del mercurio en los sedimentos fue superado en el 104,0%, 47,9% y 3,6%, en D1, D2 y E correspondientemente. El mercurio excedió la norma de vertimientos en D1, D2 y E con el 240,0%, 575,0% y 220,0% respectivamente.

Los porcentajes del mercurio orgánico con respecto al mercurio total en agua para D1, D2 y E fueron del 79,4%, 80,7% y 76,6% respectivamente, mientras que en los sedimentos los porcentajes del mercurio orgánico con respecto al mercurio total fueron del 72,1%, 8,4% y 44,2% para los mismos puntos.

M30: minería aurífera activa e inactiva de aluvión, localizada en el municipio de Barranco de Loba, Bolívar. La toma de muestras se realizó el 9 de septiembre del 2014 (figura 3-30).

Figura 3-30. Canal perimetral de población rural afectada por la minería aurífera en Barranco de Loba, Bolívar



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-30 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*), cadmio (Cd), Ni y arsénico (As) de los puntos muestreados.

Tabla 3-30. Concentraciones del Hg, Cd, Ni y As en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M30

P	D	E	E
Matriz	S	A	S
As	34,05	0,08	33,91
Hg	0,1739	0,0008	0,1474
Hg*	0,0872	0,0006	0,0608
Ni	28,56	N.C.	23,38

Fuente: E.A.B. E.S.P.

En los sedimentos de D el arsénico excedió el nivel mínimo en un 477,1% y el nivel máximo en un 17,4%, en tanto que en E el arsénico excedió el nivel mínimo en un 477,4% y el nivel máximo en un 16,9%. El Hg en los sedimentos de D superó en nivel mínimo en el 15,9%, mientras que el níquel en los sedimentos de D y E sobrepasó el nivel mínimo en un 36,0% y 11,3% respectivamente.

En el estanque que recibe los residuos mineros, la relación Hg orgánico-Hg total fue del 75,0% y 41,2% en agua y sedimentos respectivamente. En la descarga inactiva del canalón

de una criba desmantelada el porcentaje del mercurio orgánico en los sedimentos fue del 50,1%.

M31: minería aurífera activa de aluvión, ubicada en el municipio de Santa Rosa del Sur, Bolívar. La toma de muestras se realizó el 25 de septiembre del 2014 (figura 3-31).

Figura 3-31. Explotación de minerales con golpe al talud



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-31 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*), cadmio (Cd) y arsénico (As) de los puntos muestreados.

Tabla 3-31. Concentraciones del Hg, Cd y As en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M31

P	D	D
Matriz	A	S
As	0,02	44,71
Hg	0,0006	0,4513
Hg*	0,0005	0,3727

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El As en los sedimentos excedió el nivel mínimo en un 657,8% y el máximo en un 54,2%, en tanto que el Hg en los sedimentos superó el nivel mínimo en un 200,9%. La relación del mercurio orgánico con respecto al mercurio total en la descarga activa fue del 83,3% y 82,6% en agua y sedimentos.

M32: minería aurífera de aluvión activa, localizada el municipio de Santa Rosa del Sur, Bolívar. La toma de muestras se realizó el 25 de septiembre del 2014 (figura 3-32).

Figura 3-32. Vertimiento a la quebrada El Boque, Bolívar

Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-32 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg) y mercurio orgánico (Hg*) de los puntos muestreados.

Tabla 3-32. Concentraciones del Hg las matrices agua (A) y sedimento (S) en M32

P	C	D1	D1	D2	D2
Matriz	S	A	S	A	S
Hg	0,2308	N.C.	0,2271	N.C.	3,0619
Hg*	0,1471	N.C.	0,1421	N.C.	2,9796

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El mercurio en los sedimentos de C, D1 y D2 sobrepasó el nivel mínimo en un 53,9%, 51,4% y 1941,3%, en tanto que el Hg en los sedimentos de D2 excedió el nivel máximo en un 530,0%. La relación del Hg*-Hg en los sedimentos de las descargas activas de los canalones hacia la quebrada El Boque fueron de 62,6% y 97,3% para D1 y D2. El porcentaje del mercurio orgánico en el canalón activo con respecto al mercurio total fue del 63,7%.

M33: minería aurífera inactiva de aluvión, localizado en el municipio de Santander de Quilichao, Cauca. La toma de muestras se realizó el 5 de febrero del 2015 (figura 3.33).

Figura 3-33. Estanque artificial de frente minero inactivo

Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-33 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*) y arsénico en los puntos muestreados.

Tabla 3-33. Concentraciones de Hg y As las matrices agua (A) y sedimento (S) en M33

P	D	Ea	Ea	Eb	Eb	Ec	Ec	Ed	Ed
Matriz	S	A	S	A	S	A	S	A	S
As	32,75	N.C.	23,07	N.C.	30,54	0,01	31,03	N.C.	40,53
Hg	46,713	N.C.	6,5215	N.C.	6,3732	N.C.	2,4153	N.C.	0,1256
Hg*	45,916	N.C.	6,2748	N.C.	5,6373	N.C.	2,0259	N.C.	0,0551

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El arsénico en los sedimentos de D, Ea, Eb, Ec y Ed superó el nivel mínimo en un 455,1%, 291,0%, 417,6%, 425,9% y 586,9% respectivamente, en tanto que el As excedió el nivel máximo en D, Eb, Ec y Ed con un 12,9%, 5,3%, 7,0% y 39,8% en el mismo orden. El mercurio en los sedimentos de D, Ea, Eb y Ec superó los niveles mínimos en un 31042,0%, 4247,7%, 4148,8% y 1510,2% respectivamente, en tanto que excedió el nivel máximo con el 9511,7%, 1241,9%, 1211,4% y 397,0% para D, Ea, Eb y Ec en el mismo orden.

Los puntos Ea, Eb, Ec y Ed corresponden a cuatro sitios de un frente de explotación inactivo, la relación Hg*-Hg en los sedimentos fue del 96,2%, 88,5%, 83,9% y 43,9% en el mismo orden. En la descarga inactiva la relación Hg*-Hg en los sedimentos fue del 98,3%.

M34: minería aurífera de aluvión activa, localizado en el municipio de Santa Rosa del Sur, Bolívar. La toma de muestras se realizó el 16 de febrero del 2015 (figura 3-34).

Figura 3-34. Canalón superficial y disposición de residuos a campo abierto generados por el lavado y amalgamado



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-34 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*), arsénico y níquel en los puntos muestreados.

Tabla 3-34. Concentraciones de Hg, As y Ni las matrices agua (A) y sedimento (S) en M34

P	C2	D1	D2	E1	E1	E2	E2	E3	E3	E4	E4
Matriz	S	S	S	A	S	A	S	A	S	A	S
As	9,93	78,26	10,92	0,05	23,99	0,03	29,64	N.A.*	N.A.*	N.A.*	N.A.*
Hg	0,1375	3,5124	0,2597	0,0008	0,4457	0,0007	0,3956	0,0008	0,8038	N.C.	0,3582
Hg*	0,0539	3,4084	0,1625	0,0006	0,3403	0,0005	0,2984	0,0007	0,7202	N.C.	0,261
Ni	7,02	17,41	10,18	0,04	12,71	0,02	16,07				

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El arsénico en los sedimentos de C2, D1, D2, E1 y E2 superó el nivel mínimo en un 68,3%, 1226,4%, 85,1%, 306,6% y 402,4% respectivamente, en tanto que el As excedió el nivel máximo en D1 y E2 con un 169,9% y 2,2% en el mismo orden. El mercurio en los sedimentos de D1, D2, E1, E2, E3 y E4 superó los niveles mínimos en un 2241,6%, 73,1%, 197,1%, 163,7%, 435,9% y 138,8% respectivamente, en tanto que excedió el nivel máximo con el 622,7% y 65,4% para D1 y E3 en el mismo orden

La relación Hg*-Hg en los sedimentos de los estanques activos fue del 76,4%, 75,4%, 89,6% y 72,9% respectivamente para E1, E2, E3 y E4; mientras que relación Hg orgánico-Hg total en agua para E1, E2 y E3 fue del 75,0%, 71,4% y 87,5%. Los porcentajes del Hg

orgánico con respecto al mercurio total en los sedimentos de canalón activo C2 y la descarga activa D2 fueron del 39,2% y 62,6%. La relación Hg^+ -Hg en los sedimentos de la descarga inactiva D1 fue del 97,0%.

M35: minería aurífera activa de aluvión, localizada en el municipio de Santa Rosa del Sur, Bolívar. La toma de muestras se realizó el 16 de febrero del 2015 (figura 3-35).

Figura 3-35. Frente de explotación en la ronda hídrica de la quebrada Inanea, Bolívar



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-35 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg^+), arsénico y níquel en los puntos muestreados.

Tabla 3-35. Concentraciones de Hg, As y Ni las matrices agua (A) y sedimento (S) en M35

P	E	E	A
Matriz	A	S	A
As	0,09	10,25	N.C.
Hg	0,0009	0,1287	N.C.
Hg^+	0,0007	0,0343	N.C.
Ni	0,05	22,3	0,04

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El arsénico y el mercurio en los sedimentos excedieron el nivel mínimo en un 73,7% y 6,2% respectivamente. La relación mercurio orgánico-mercurio total en los sedimentos del frente activo de explotación fue del 77,8% y 26,7% en agua y sedimentos respectivamente.

M36: minería aurífera inactiva de aluvión, localizada en el municipio de Santa Rosa del Sur, Bolívar. La toma de muestras se realizó el 16 de febrero del 2015 (figura 3-36).

Figura 3-36. Desagües mineros a la quebrada Inanea



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-36 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*), arsénico y níquel en los puntos muestreados.

Tabla 3-36. Concentraciones de Hg, As y Ni las matrices agua (A) y sedimento (S) en M36

P	A	A
Matriz	A	S
As	N.C.	24,77
Hg	0,0008	0,3222
Hg*	0,0007	0,225
Ni	0,05	26,43

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El arsénico, el mercurio y níquel en los sedimentos excedieron el nivel mínimo en un 319,8%, 114,8% y 25,9% respectivamente. La relación del mercurio orgánico en relación con el mercurio total en la quebrada Inanea fue del 87,5% y 69,8% en agua y en sedimentos.

M37: minería aurífera activa de aluvión, localizada en el municipio de Santa Rosa del Sur, Bolívar. La toma de muestras se realizó el 16 de febrero del 2015 (figura 3-37).

Figura 3-37. Residuos mineros en la ronda de la quebrada Inanea



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-37 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg) y mercurio orgánico (Hg*) en los puntos muestreados.

Tabla 3-37. Concentraciones de Hg en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M37

P	C	D	D
Matriz	S	A	S
Hg	0,3897	N.C.	0,1705
Hg*	0,3061	N.C.	0,0869

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El mercurio en los sedimentos de C y D superó el nivel máximo en un 159,8% y 13,7% respectivamente. La relación Hg*-Hg en los sedimentos del canalón activo y de la descarga inactiva de un canalón fueron de 78,5% y 51,0% respectivamente.

M38: minería aurífera de aluvión con frentes de explotación activos e inactivos, localizada en el municipio de Timbiquí, Cauca. La toma de muestras se realizó el 11 de marzo de 2015 (figura 3-38).

Figura 3-38. Minería inactiva en río Timbiquí

Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-38 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*), As, Cd y Ni en los puntos muestreados.

Tabla 3-38. Concentraciones de Hg, As, Cd y Ni en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M38

P	D	D	E
Matriz	A	S	S
As	0,01	9,72	29,15
Cd	N.C.	3,4	1,71
Hg	N.C.	1,0294	0,5134
Hg*	N.C.	0,9345	0,3792
Ni	0,01	109,61	137,39

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El As, Cd, Hg y Ni en los sedimentos de D y E excedieron el nivel mínimo con el 64,7% y 394,1% para el arsénico, con el 466,7% y 185,0% para el cadmio, con el 586,3% y 242,3% para el mercurio y con el 422,0% y 554,2% para el níquel respectivamente en D y E. En D los sedimentos del Hg y Ni superaron el nivel máximo con el 111,8% y 554,2% respectivamente. En M los sedimentos del As, Hg y Ni excedieron el nivel máximo con el 0,5%, 5,6% y 281,6% respectivamente.

Los porcentajes del mercurio orgánico en los sedimentos en relación con el mercurio total fueron del 90,8% y del 73,9% en la descarga directa del canalón al río Timbiquí y en un estanque inactivo o frente de explotación abandonado respectivamente.

M39: minería aurífera inactiva de aluvión, localizado en el municipio den Condoto, Chocó. La toma de muestras se realizó el 17 de marzo del 2015 (figura 3-39).

Figura 3-39. Descarga indiscriminada de residuos mineros sobre la vegetación nativa en Condoto, Chocó



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-39 se indican las concentraciones en ppm mercurio total (Hg), mercurio orgánico (Hg) y As en ppm de los puntos muestreados.

Tabla 3-39. Concentraciones de Hg y As en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M39

P	D1	D1	E1	E2	D2	E3	E3
Matriz	A	S	S	S	S	A	S
As	N.C.	36,77	30,2	32,65	51,67	0,08	55,86
Hg	0,0006	2,4178	0,4334	0,6948	1,4337	0,0011	0,2123
Hg*	N.C.	2,2836	0,3386	0,5607	1,3389	0,0009	0,1251

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El arsénico en los sedimentos de D1, E1, E2, D2 y E3 superó el nivel mínimo en un 523,2%, 411,9%, 453,4%, 775,8% y 846,8% respectivamente, en tanto que el As excedió el nivel máximo en D1, E1, E2, D2 y E3 con un 26,8%, 4,1%, 12,6%, 78,2% y 41,5%, en el mismo orden. El mercurio en los sedimentos de D1, E1, E2, D2 y E3 superó los niveles mínimos en un 1511,9%, 188,9%, 363,2%, 855,8% y 92,6% respectivamente, en tanto que excedió el nivel máximo con el 397,5%, 43,0% y 195,0%, para D1, E2 y D2 en el mismo orden.

Los porcentajes del Hg orgánico en los sedimentos de las descargas inactiva de los canalones D1 y D2 fueron del 94,4% y 93,4%. Los porcentajes del mercurio orgánico con respecto al mercurio total en sedimentos para los estanques inactivos E1, E2 y E3 fueron del 78,1%, 80,7% y 58,9% respectivamente, mientras que en agua el porcentaje del mercurio orgánico con respecto al mercurio total fue del 81,8% para el estanque inactivo E3.

M40: minería aurífera activa de aluvión, localizada en el municipio de Puerto Berrío, Antioquia. La toma de muestras se realizó el 26 de marzo del 2015 (figura 3-40).

Figura 3-40. Toma de muestras puntuales de sedimentos en frente de explotación dentro de la ronda hídrica del río San Bartolomé, Antioquia



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-40 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*), cadmio (Cd), Ni y arsénico (As) de los puntos muestreados.

Tabla 3-40. Concentraciones del Hg, As, Cd y Ni en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M40

P	C	D	E	E	A	A
Matriz	S	A	A	S	A	S
As	21,42	N.C.	0,02	23,1	N.C.	14,94
Cd	0,86	N.C.	N.C.	1,26	N.C.	0,85
Hg	1,2419	0,0009	0,0068	0,7944	0,0032	0,3769
Hg*	1,029	0,0008	0,0067	0,693	0,0029	0,269
Ni	35,51	N.C.	N.C.	11,67	N.C.	21,07

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El As, Cd, Hg y Ni en los sedimentos superó el nivel mínimo en el canalón en un 263,1%, 43,3%, 727,9% y 69,1%; asimismo, en el río San Bartolomé se excedieron los niveles mínimos del as, Cd, Hg y Ni en los sedimentos con un 153,2%, 41,7%, 151,3% y 0,3% correspondientemente. El As, Cd y Hg en los sedimentos del estanque o frente minero activo denominado como E se excedió el nivel mínimo en un 291,5%, 110,0% y 429,6% respectivamente. El nivel máximo del mercurio se excedió en los sedimentos del canalón y del estanque con un 155,5% y 63,5% en el mismo orden. El mercurio excedió la norma

de vertimientos en un 240,0% y 60,0% en el estanque y en el río San Bartolomé respectivamente.

La relación Hg^* -Hg en el río San Bartolomé fue del 90,6% y 71,4% en agua y sedimentos, mientras que para el frente minero activo E, la relación Hg^* -Hg fue del 98,5% y 87,2%, en agua y sedimentos. En los sedimentos del canalón activo la relación Hg^* -Hg fue del 82,9%, en tanto que para la matriz agua la relación de la descarga activa del canalón fue del 88,9%.

M41: minería aurífera activa de aluvión, localizada en el municipio de Suarez, Cauca. La toma de muestras se realizó el 11 de junio de 2015 (figura 3-41).

Figura 3-41. Descarga de residuos mineros al río Ovejas



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-41 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg^*), cadmio (Cd), Ni y arsénico (As) de los puntos muestreados.

Tabla 3-41. Concentraciones del Hg, As, Cd y Ni en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M41

P	D	D	E	E
Matriz	A	S	A	S
As	0,03	4,96	0,03	13,39
Cd	N.C.	0,89	N.C.	0,68
Hg	N.C.	17,9531	N.C.	0,2122
Hg^*	N.C.	16,4165	N.C.	0,1402
Ni	0,04	120,24	0,3	49,38

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El As, Cd, Hg y Ni en los sedimentos de E superaron el nivel mínimo en un 126,9%, 13,3%, 41,5% y 135,1% en el mismo orden, solo el Ni superó el nivel máximo en E con un 37,2%. El Cd, Hg y Ni en los sedimentos de D excedieron el nivel mínimo en un 48,3%, 11868,7% y 472,6%, el Hg y Ni superaron el nivel máximo en D con un 3594,1% y 234,0% respectivamente.

Los porcentajes del mercurio orgánico con respecto al mercurio total en los sedimentos del frente minero activo E y de la descarga directa del canalón al río Ovejas fueron del 66,1% y 91,4% en el mismo orden.

M42: minería aurífera activa de aluvión, localizada en el municipio de Sonsón, Antioquia. La toma de muestras se realizó el 12 de junio del 2015 (figura 3-42).

Figura 3-42. Estanque artificial para el depósito de los residuos mineros en Sonsón, Antioquia



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-42 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*), arsénico y cadmio de los puntos muestreados.

Tabla 3-42. Concentraciones del Hg, As y Cd en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M42

P	D1	D2	E1	E1	E2	E2
Matriz	S	S	A	S	A	S
As	14,2	11,19	N.A.*	10,07	0,33	37,85
Cd	0,42	N.C.	N.C.	0,19	0,02	0,1
Hg	3,317	4,3606	N.C.	0,1622	N.C.	0,1597
Hg*	2,9128	3,4566	N.A.*	0,0898	N.C.	0,0873

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El arsénico en los sedimentos de D1, D2, E1 y E2 excedió el nivel mínimo en un 140,7%, 89,7%, 70,7% y 541,5% respectivamente, solo en E2 el As superó el nivel máximo con un 30,5%. El mercurio en los sedimentos sobrepasó el nivel mínimo en D1, D2, E1 y E2 con un 2111,3%, 2807,1%, 8,1% y 6,5%; el Hg superó el nivel máximo en un 582,5% y 797,2% para D1 y D2. El arsénico excedió la norma de vertimientos en E2 con un 230,0%.

Las relaciones del Hg*-Hg en los sedimentos de los estanques activos E1 y E2 fueron del 55,4% y del 54,7%. En las dos descargas inactiva de canalones D1 y D2, los porcentajes del Hg* con respecto al mercurio tota fueron del 87,8% y 79,3% en el mismo orden.

M43: minería aurífera inactiva de aluvión, localizada en el municipio de Sonsón, Antioquia. La toma de muestras se realizó el 4 de septiembre del 2015 (figura 3-43).

Figura 3-43. Retrolleado de frente minero inactivo



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-43 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*), arsénico, cadmio y níquel de los puntos muestreados.

Tabla 3-43. Concentraciones del Hg, As, Cd y Ni en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M43

P	E1	E1	E2	E2
Matriz	A	S	A	S
As	N.C.	N.C.	N.C.	27,22
Cd	N.C.	3,81	N.C.	1,23
Hg	N.C.	0,5177	N.C.	0,1865
Hg*	N.C.	0,42	N.C.	0,107

Ni	N.C.	82,47	N.C.	19,39
----	------	-------	------	-------

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El arsénico en los sedimentos superó el nivel mínimo en E2 con un 361,4%, mientras que el cadmio excedió en los sedimentos el nivel mínimo en E1 y E2 con el 535,0% y el 195,0%, el Cd excedió el nivel máximo en los sedimentos en un 7,9% en E1. El mercurio excedió en los sedimentos el nivel mínimo en E1 y E2 con el 245,1% y el 24,3%, el Hg excedió el nivel máximo en los sedimentos en un 6,5% en E. El Ni en los sedimentos de E1 superó el nivel mínimo en un 292,7% y el nivel máximo en un 129,1%.

Las relaciones del Hg*-Hg en los sedimentos de los estanques inactivos E1 y E2 fueron del 81,1% y del 57,4%.

M44: minería aurífera activa de aluvión, localizada en el municipio de Puerto Berrío, Antioquia. La toma de muestras se realizó el 4 de septiembre del 2015 (figura 3-44).

Figura 3-44: Nivel freático abatido por minería en Puerto Berrío, Antioquia



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-44 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*), arsénico, cadmio y níquel de los puntos muestreados.

Tabla 3-44. Concentraciones del Hg, As, Cd y Ni en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M44

P	D1	D2	E	E
Matriz	S	S	A	S
As	1,89	1,55	N.C.	12,91
Cd	1,26	1,06	0,01	1,03
Hg	8,0496	0,4196	0,2879	0,2094

Hg*	7,6454	0,3107	0,0879	0,1506
Ni	18,69	15,42	N.C.	9,02

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El Hg en los sedimentos de D1, D2 y E sobrepasó el nivel mínimo en un 5266,4%, 179,7% y 39,6% respectivamente, en tanto que el Hg excedió el nivel máximo en D1 con un 1556,3%. El Cd en los sedimentos de D1, D2 y E sobrepasó el nivel mínimo en un 110,0%, 76,7% y 71,7% en el mismo orden. El arsénico en los sedimentos de E superó el nivel mínimo en un 118,8%. La norma de vertimientos fue excedida por el Hg en un 14295,0% en E.

Las relaciones Hg*-Hg en el frente minero activo E fueron del 30,5% y 71,9% en agua y sedimentos. En los sedimentos las descargas de dos descargas inactivas D1 y D2, las relaciones Hg*-Hg fueron del 95,0% y 74,0% respectivamente.

M45: minería aurífera activa de aluvión, localizada en el municipio de Puerto Berrío, Antioquia. La toma de muestras se realizó el 4 de septiembre del 2015 (figura 3.45).

Figura 3-45: Perturbación del nivel freático por el empleo de maquinaria pesada (Puerto Berrío, Antioquia)



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-45 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*), arsénico, cadmio y níquel de los puntos muestreados.

Tabla 3-45. Concentraciones del Hg, As, Cd y Ni en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M45

P	C	D	E	E
Matriz	S	S	A	S
As	N.C.	5,62	N.C.	8,17
Cd	7,26	3,2	N.C.	8,49

Hg	0,7484	0,1696	0,0044	0,4308
Hg*	0,637	0,0997	0,002	0,3583
Ni	51,64	84,69	N.C.	127,01

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El níquel en los sedimentos de C, D y E superó el nivel mínimo en un 145,9%, 303,3% y 504,8%, además, excede el nivel máximo en un 43,4% y 135,3% en C y D. El Hg en los sedimentos sobrepasó el nivel mínimo en un 398,9%, 13,1% y 187,2% en C, D y E, y solo superó el nivel máximo en C con un 54,0%. El Cd en los sedimentos sobrepasó el nivel mínimo en un 1110,0%, 433,3% y 1315,0% en C, D y E, y solo superó el nivel máximo en C con un 105,7%. El arsénico en los sedimentos de E excedió el nivel mínimo en un 38,5%. La norma de vertimientos fue excedida por el mercurio en E con un 120,0%.

Las relaciones Hg*/Hg en el frente minero activo E fueron del 45,5% y 83,2% en agua y sedimentos. En los sedimentos del canalón inactivo C y descarga inactiva D, las relaciones Hg*/Hg fueron del 85,1% y 58,8% respectivamente.

M46: minería aurífera activa de aluvión, localizada en el municipio de Remedios, Antioquia. La toma de muestras se realizó el 8 de octubre del 2015 (figura 3-46).

Figura 3-46: Explotación activa en pie de colina



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-46 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*), arsénico y cadmio de los puntos muestreados.

Tabla 3-46. Concentraciones del Hg, As y Cd en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M46

P	C	D	E	E
Matriz	S	S	A	S

Hg	0,4191	0,2556	N.C.	0,1357
Hg*	0,2551	0,1802	N.C.	0,0589
As	11,28	42,05	N.C.	39,5
Cd	4,36	6,29	N.C.	4,75

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El cadmio en los sedimentos de C, D y E superó el nivel mínimo en un 626,7%, 948,3% y 691,7%, mientras que el nivel máximo del Cd en los sedimentos fue excedido en un 23,5%, 78,2% y 34,6% en el mismo orden. El arsénico en los sedimentos de C, D y E superó el nivel mínimo en un 91,2%, 612,7% y 569,5% respectivamente, mientras que el nivel máximo del As en los sedimentos fue excedido en un 45,0% y 36,2%, en D y E. El mercurio en los sedimentos de C y D excedió el nivel mínimo en el 179,4% y 70,4%.

La relación Hg*-Hg en los sedimentos del frente minero activo E fue del 43,4%. En los sedimentos del canalón inactivo C y descarga inactiva D, las relaciones Hg*-Hg fueron del 60,9% y 70,5% respectivamente.

M47: minería aurífera activa de aluvión, localizada en el municipio de Remedios, Antioquia. La toma de muestras se realizó el 8 de octubre del 2015 (figura 3-47).

Figura 3-47: Frente minero activo con agua residual



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-47 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*), arsénico y cadmio de los puntos muestreados.

Tabla 3-47. Concentraciones del Hg, As y Cd en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M47

P	E	E
Matriz	A	S
Hg	N.C.	0,1224
Hg*	N.C.	0,05
As	N.C.	47,62
Cd	N.C.	5,32

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El arsénico en los sedimentos excedió el nivel mínimo en un 707,1% y el máximo en un 64,2%. El mercurio en los sedimentos excedió el nivel mínimo en un 786,7% y el máximo en un 50,7%. La relación Hg*-Hg en los sedimentos del frente minero activo E fue del 40,8%.

M48: minería aurífera activa de aluvión, localizada en el municipio de Lebrija, Santander. La toma de muestras se realizó el 28 de octubre del 2015 (figura 3-48).

Figura 3-48. Lavado de minerales en criba metálica y canalón

Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-48 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*), arsénico, cadmio y níquel de los puntos muestreados.

Tabla 3-48. Concentraciones del Hg, As, Cd y Ni en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M48

P	D1	D2	D2	E	E
---	----	----	----	---	---

Matriz	S	A	S	A	S
Hg	0,1405	N.C.	0,8936	N.C.	0,2371
Hg*	0,0762	N.C.	0,0331	N.C.	0,1648
As	3,57	N.C.	6,99	0,01	4,85
Ni	13,15	N.C.	13,08	0,01	27,68
Cd	0,22	N.C.	0,57	N.C.	0,79

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El Hg en los sedimentos de la descarga D2 excedió el nivel mínimo en un 495,7% y el máximo en un 83,9%, mientras que en los sedimentos de E el Hg superó el nivel mínimo en un 58,1%. El As, Cd y Ni en los sedimentos de D2, E y E sobrepasó el nivel mínimo en un 18,5%, 31,7% y 31,8% respectivamente. Los porcentajes del mercurio orgánico con respecto al mercurio total en los sedimentos de las descargas activas D1, D2 y frente minero activo E fueron del 54,2%, 3,7% y 69,5%.

M49: minería aurífera activa de aluvión, localizada el municipio de Rionegro, Santander. La toma de muestras se realizó el 28 de octubre del 2015 (figura 3-49).

Figura 3-49. Acopio de subsuelo explotado



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-49 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*), arsénico, cadmio y níquel de los puntos muestreados.

Tabla 3-49. Concentraciones del Hg, As, Cd y Ni en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M49

P	C	D	D
---	---	---	---

Matriz	S	A	S
Hg	0,2727	0,0005	0,5173
Hg*	N.C.	N.C.	0,342
As	3,74	0,02	1,04
Ni	39,85	0,02	25,44
Cd	0,29	N.C.	N.C.

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El mercurio en los sedimentos de C y D excedió el nivel mínimo en un 81,8% y 244,9%, mientras que el nivel máximo fue superado con un 6,4% en D. El Ni en los sedimentos de C y D fue excedido en un 89,8% y 21,1%, mientras que el nivel máximo fue excedido con un 10,7% en C. La relación Hg*-Hg en los sedimentos de la descarga activa del canalón D fue del 66,1%.

M50: minería aurífera de aluvión con frentes de explotación activos e inactivos, ubicada en el municipio de Mercaderes, Cauca. La toma de muestras se realizó el 6 de noviembre de 2015 (figura 3-50).

Figura 3-50: Frentes de explotación activos e inactivos en el río Sambingo, Cauca



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-50 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*), arsénico, cadmio y níquel de los puntos muestreados.

Tabla 3-50. Concentraciones del Hg, As, Cd y Ni en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M50

P	C	D1a	D1b	E1	E1	E2	E2	A	A
Matriz	S	S	S	A	S	A	S	A	S
As	47,26	43,57	104,46	N.C.	47,67	N.C.	20,16	0,02	26,49
Hg	0,5205	0,2555	0,5714	N.C.	0,4314	0,0006	0,2416	N.C.	0,196
Hg*	0,3473	0,0847	0,0399	N.C.	0,2606	N.C.	0,0684	N.C.	0,0264
Ni	48,45	61,73	111,66	0,01	39,5	0,01	28,32	0,03	34,26

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El arsénico en los sedimentos de C, D1a, D1b, E1, E2 y A superó el nivel mínimo en un 701,0%, 638,5%, 1670,5%, 708,0%, 241,7% y 349,0% respectivamente, mientras que el nivel máximo del As se superó en un 63,0%, 50,2%, 260,2% y 64,4% en C, D1a, D1b y E1 en el mismo orden. El níquel en los sedimentos de C, D1a, D1b, E1, E2 y A superó el nivel mínimo en un 130,7%, 194,0%, 431,7%, 88,1%, 34,9% y 63,1% respectivamente, mientras que el nivel máximo del Ni se superó en un 34,6%, 71,5%, 210,2% y 9,7% en C, D1a, D1b y E1 en el mismo orden. El mercurio en los sedimentos de C, D1a, D1b, E1, E2 y A superó el nivel mínimo en un 247,0%, 70,3%, 280,9%, 187,6%, 61,1% y 30,7% respectivamente, mientras que el nivel máximo del Hg se superó en un 7,1% y 17,6% en C y D1b en el mismo orden.

La relación del Hg*-Hg total en los sedimentos del río Sambingo fue del 13,5%. Los porcentajes del mercurio orgánico y el mercurio total en los sedimentos de un canalón activo, las descargas inactivas del canalón D1 en dos sitios aledaños denominados como D1a y D1b, en el frente minero inactivo E1 y en el frente minero activo E2 fueron del 66,7%, 33,2%, 7,0%, 60,4% y 28,3% respectivamente.

M51: minería aurífera activa de aluvión, ubicada en el municipio de Santa Rosa del Sur, Bolívar. La toma de muestras se realizó el 17 de diciembre del 2015 (figura 3-51).

Figura 3-51. Remoción de materiales aluviales en la ronda la quebrada Inanea.



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-51 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*), arsénico y níquel de los puntos muestreados.

Tabla 3-51. Concentraciones del Hg, As y Ni en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M51

P	E1	E1	E2	E2	E3	E3
Matriz	A	S	A	S	A	S
As	N.C.	13,18	N.C.	6,99	N.C.	6,04
Hg	N.C.	0,3161	0,0005	0,3164	0,0006	0,3974
Hg*	N.C.	0,141	N.C.	0,141	N.C.	0,2197
Ni	N.C.	16,01	N.C.	7,24	N.C.	4,88

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El arsénico en los sedimentos de E1, E2 y E3 sobrepasó los niveles mínimos en un 123,4%, 18,5% y 2,4% respectivamente, mientras que el mercurio en los sedimentos de los mismos puntos excedió el nivel mínimo en un 110,7%, 110,9% y 164,9%. Los porcentajes del mercurio orgánico con respecto al mercurio total en los sedimentos para los estanques activos E1, E2 y E3 fueron del 44,6%, 44,6% y 55,3% respectivamente.

M52: minería aurífera de aluvión con frentes de explotación activos e inactivos, ubicada en el municipio de Mercaderes, Cauca. La toma de muestras se realizó el 22 de enero de 2016 (figura 3-52).

Figura 3-52: Nivel freático del río Sambingo



Fuente: F.G.N.

En la tabla 4-52 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*), arsénico, cadmio y níquel de los puntos muestreados.

Tabla 3-52. Concentraciones del Hg, As, Cd y Ni en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M52

P	C	D1	D2	D3	E1	E2	E2	A
Matriz	S	S	S	S	A	A	S	A
As	350,79	32,05	12,78	32,6	N.C.	N.C.	11,11	0,02
Hg	0,5359	0,4274	0,4229	0,2262	N.C.	N.C.	0,39	N.C.
Hg*	0,355	0,25	0,2514	0,0486	N.C.	N.C.	0,218	N.C.
Ni	279,63	76,07	86,8	97,91	0,04	0,02	85,36	0,03

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El arsénico en los sedimentos de C, D1, D2, D3 y E2 y A superó el nivel mínimo en un 5845,6%, 443,2%, 116,6%, 452,5% y 88,3% respectivamente, mientras que el nivel máximo del As se superó en un 1109,6%, 10,5% y 12,4% en C, D1 y D3 en el mismo orden. El níquel en los sedimentos de C, D1, D2, D3 y E2 superó el nivel mínimo en un 1231,6%, 262,2%, 313,3%, 366,2% y 306,5% respectivamente, mientras que el nivel máximo del Ni se superó en un 676,8%, 111,3%, 141,1%, 172,0% y 137,1% en C, D1, D2, D3 y E2 en el mismo orden. El mercurio en los sedimentos de C, D1, D2 y E2 superó el nivel mínimo en un 257,3%, 184,9%, 181,9% y 160,0% respectivamente, mientras que el nivel máximo del Hg se superó solo en C con un 10,3%.

Los porcentajes de mercurio orgánico con respecto al mercurio total en los sedimentos de un canalón activo C, las descargas activas de los canalones D1, D2 y D3, y el frente minero activo E2 fueron del 66,2%, 58,5%, 59,4%, 21,5% y 55,9% respectivamente.

M53: minería aurífera de aluvión inactiva, localizado en el municipio de Anorí, Antioquia. La toma de muestras se realizó el 1 de abril del 2016 (figura 3-53).

Figura 3-53: Minería sobre el río Anorí

Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-53 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*), arsénico, cadmio y níquel de los puntos muestreados.

Tabla 3-53. Concentraciones del Hg, As, Cd y Ni en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M53

P	E	A	A
Matriz	S	A	S
As	N.C.	N.C.	N.C.
Cd	N.C.	N.C.	N.C.
Hg	0,1932	0,0026	0,3944
Hg*	0,01	N.C.	0,2213
Ni	4,91	N.C.	44,21

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El Hg en los sedimentos de E y A superó el nivel mínimo en un 28,8% y 162,9%, en tanto que el Ni en los sedimentos de A superó el nivel mínimo en un 110,5% y el máximo en un 22,8%. El Mercurio excedió la norma de vertimientos en un 30%.

La relación Hg*-Hg en los sedimentos del frente minero inactivo y en el río Anorí fueron del 5,2% y 56,1% respectivamente.

M54: minería aurífera de aluvión inactiva, localizada en el municipio de Anorí, Antioquia. La toma de muestras se realizó el 1 de abril de 2016 (figura 3-54).

Figura 3-54: Minerales en canalón de la criba

Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-54 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*), arsénico, cadmio y níquel de los puntos muestreados.

Tabla 3-54. Concentraciones del Hg, As, Cd y Ni en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M54

P	C	E	E	A	A
Matriz	S	A	S	A	S
Hg	0,5756	N.C.	0,1264	N.C.	0,3382
Hg*	0,4025	N.C.	N.C.	N.C.	0,1628
As	7,74	N.C.	0,92	N.C.	8,16
Cd	N.C.	N.C.	0,08	N.C.	N.C.
Ni	48,17	N.C.	5,27	N.C.	28,26

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El Hg en los sedimentos de C excedió el nivel mínimo en un 283,7% y el máximo en un 18,4%, en A el Hg en los sedimentos superó el nivel mínimo en un 125,5%. El Ni en los sedimentos de C excedió el nivel mínimo en un 129,4% y el máximo en un 33,8%, en A el Ni en los sedimentos superó el nivel mínimo en un 34,6%. El arsénico en los sedimentos de C y de A excedió el nivel mínimo en un 31,2% y 38,3% respectivamente.

La relación Hg*-Hg en los sedimentos del canalón inactivo y el humedal fueron del 69,9% y 48,1% respectivamente.

M55: minería aurífera de aluvión con frentes de explotación activos e inactivos, ubicada en el municipio de Mercaderes, Cauca. La toma de muestras se realizó el 15 de abril de 2016 (figura 3-55).

Figura 3-55. Criba utilizada en la explotación aurífera sobre el río Sambingo en el departamento del Cauca



Fuente: F.G.N.

En la tabla 3-55 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*), arsénico y níquel de los puntos muestreados.

Tabla 3-55. Concentraciones del Hg, As y Ni en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M55

P	C	E1	E1	A1	A1	A2	A2
Matriz	S	A	S	A	S	A	S
As	23,05	N.C.	16,81	0,1	30,34	0,07	36,55
Hg	0,1027	N.C.	0,0365	N.C.	0,0481	N.C.	0,0923
Hg*	0,0553	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	0,0479
Ni	86,78	0,04	32,9	0,03	38,2	0,14	57,89

Fuente: E.A.B. E.S.P.

El arsénico en los sedimentos de C, E1, A1 y A2 superó el nivel mínimo en un 290,7%, 184,9%, 414,2% y 519,5% respectivamente, mientras que el nivel máximo del As se superó en un 4,6% y 26,0% en A1 y A2 en el mismo orden. El níquel en los sedimentos de C, E1, A1 y A2 superó el nivel mínimo en un 313,2%, 56,7%, 6,1% y 60,8% respectivamente, mientras que el nivel máximo del Ni se superó en un 141,1%, 6,1% y 60,8% en C, A1 y A2 en el mismo orden. La relación del Hg*-Hg en los sedimentos de un canalón activo fue del 53,8%. En el río Sambingo en el punto A2, la relación del Hg*-Hg en los sedimentos fue del 51,9%.

M56: minería aurífera activa de materiales aluviales acopiados, localizada en el municipio de Ayapel, Córdoba. La toma de muestras se realizó el 27 de junio de 2016 (figura 3-56).

Figura 3-56: Canalón aéreo entapetado



Fuente: F.G.N

En la tabla 3-56 se indican las concentraciones en ppm de mercurio (Hg), mercurio orgánico (Hg*), arsénico, cadmio y níquel de los puntos muestreados.

Tabla 3-56. Concentraciones del Hg, As, Cd y Ni en las matrices agua (A) y sedimento (S) en M56

P	C	D	D
Matriz	S	A	S
As	5	N.C.	6,28
Cd	0,33	N.C.	0,16
Hg	0,1209	N.C.	0,1704
Hg*	0,0746	N.C.	0,126
Ni	17,91	0,01	37,97

Fuente: E.A.B. E.S.P.

En los sedimentos del As, Hg y Ni de D se superó el nivel mínimo en un 6,4%, 13,6% y 80,8% respectivamente; solo el Ni en los sedimentos de D se excedió el nivel máximo con un 5,5%. Los porcentajes del mercurio orgánico con respecto al mercurio total en los sedimentos del canalón activo y de la descarga activa hacia un humedal fueron del 61,7% y 73,9%.

4. Marco referencial

4.1 Los metales pesados en los sedimentos

El origen antropogénico de los metales pesados en los sedimentos, además de la carga litogénica natural, está asociado con la minería, los procesos industriales y los residuos domésticos, siendo estos importantes generadores de contaminación (Rosas, 2005). Las inadecuadas técnicas extractivas implementadas en la explotación de yacimientos mineros potencializan la disposición de grandes volúmenes de residuos sólidos, también el manejo incorrecto de estériles, residuos mineros y aguas de escorrentía producen impactos en los ecosistemas acuáticos lenticos y loticos por el incremento en la concentración de partículas en suspensión como consecuencia del aporte de sedimentos (Contraloría General de la República, 2013). Los minerales removidos de los yacimientos quedan expuestos a procesos químicos por su reactividad, y algunos residuos mineros, a la liberación de elementos potencialmente tóxicos y bioacumulables en el agua (Jamieson, 2011). En la figura 4-1, se ilustra la disposición inadecuada que se le da a los residuos mineros.

Figura 4-1. Residuos mineros dispuestos en la ronda hídrica del río Nechí



Fuente: F.G.N.

Los residuos de minerales sufren procesos de oxidación y acidificación por la presencia de agua y oxígeno atmosférico; el proceso típico se observa en la pirita:



Con suficiente oxígeno, el proceso de acidificación y liberación de metales es permanente (Younger y Banwart, 2002). Suceden procesos similares de acidificación y liberación de metales como el Zn, Pb, Ni y Cu (Jennings *et al.*, 2000; Younger *et al.*, 2002). Los residuos mineros sufren procesos de arrastre superficial por escorrentía, una vez incorporados en los ecosistemas acuáticos son susceptibles a la suspensión, adsorción, sedimentación, resuspensión, reacciones entre los sedimentos y agua superficial, liberación de los metales presentes en el agua intersticial, absorción de metales por organismo y acumulación de metales en la cadena alimenticia (Förstner y Salomons, 1981). La movilidad y disponibilidad de los sedimentos dependen de procesos físicos, químicos y biológicos, dichos procesos dependen fundamentalmente del intercambio de masa en la interfase sedimento-columna de agua (CENMA, 2010).

Los sólidos suspendidos en gran medida generan turbiedad del agua, la cual se debe a la incorporación de materiales provenientes de la erosión y vertimientos con altas cargas de materiales que al mezclarse con el agua superficial quedan dispersos. La concentración de los metales traza en los sedimentos o sólidos suspendidos son mucho mayores que las que se presentan en la fase disuelta, razón por la cual el transporte fluvial de estos constituyentes puede ser dominado por sedimentos en suspensión (Horowitz, 1985).

Los procesos de adsorción de material particulado en suspensión están asociados a interacciones con los sedimentos, la perturbación hidráulica. La adsorción es la forma más común a través de la cual se depositan los metales, presentan en las fases acuosas o en suspensión, en materiales que reúnen ciertas características como tipo, tamaño, área superficial y capacidad de intercambio iónico (Horowitz, 1985; Förstner y Salomons, 1981).

4.2 Concentración de metales pesados en los sistemas acuáticos

Las concentraciones de los metales traza, en la mayoría de los sistemas acuáticos, son superiores en los sólidos suspendidos y en los sedimentos que en la columna de agua; por regla general, representan más del 90% de la carga total de los metales (Horowitz, 1985; Calmano *et al.*, 1993). Las concentraciones los metales pesados en sedimentos pueden estar entre tres y seis órdenes de magnitud con respecto a la columna de agua del sitio (Horowitz, 1986; Bryan y Langston, 1992). Entonces una adecuada aproximación para estimar la calidad de un cuerpo de agua debe focalizarse en el análisis de los metales en sedimentos y los factores que afectan su concentración.

Los metales pesados presentes en los sedimentos dependen de las fuentes litogénicas y antropogénicas, pero su concentración está estrechamente ligada con diversos factores físicos y químicos, entre ellos están el tipo y tamaño de partícula, la composición mineralógica, el pH, el potencial Redox (Calmano *et al.*, 1993; Horowitz, 1985).

4.3 Factores que afectan la concentración de los metales

4.3.1 Características del material

La capacidad de alojamiento de los metales pesados en los sedimentos está correlacionada con el tipo y tamaño del grano, el pH, el potencial Redox, la materia orgánica. En la tabla 4-3-1, se observa una relación inversamente proporcional entre el diámetro de la partícula y su área superficial.

Tabla 4-3-1. Correlaciones entre el tipo, tamaño y área superficial de materiales

Tipo y tamaño de partícula	Diámetro (µm)	Área superficial (m ² /g)
Arena muy gruesa	2,000	0,00113
Arena fina/limo grueso	6,2	0,036
Limo muy fino/arcilla gruesa	4	0,57
Arcilla mediana	2	1,13
Arcilla fina	1	2,26
Arcilla muy fina	0,5	4,52
Coloides	0,1	22,6

Fuente: Horowitz, 1985, citado por Jackson, 1979.

Los metales traza tienen más afinidad en las arcillas con las siguientes características: grano fino, gran área superficial, capacidad de intercambio de cationes moderada y alta carga superficial negativa (Hirst, 1962 citado por Horowitz, 1985). Es importante establecer la composición de cada una de las fracciones involucradas, lo cual contribuirá a analizar la movilización de los metales en los sedimentos. El tamaño del grano del sedimento tiene mucha importancia en la composición química, las concentraciones de cobre para una muestra de sedimentos fueron de 750, 60, 110, 60, 25 y 20 ppm, para los tamaños de fracción: <2, 2-6, 6-10, 10-20, 20-32 y 32 a 64 µm respectivamente (Rex y Goldberg, 1958). Aunque los tamaños de partícula de < 2 µm representan solo el 20% de toda la muestra, la alta concentración de cobre en este tamaño equivale al 75% del cobre total. El mismo comportamiento sucede para el Cd, Ni, Co, Zn y Pb.

Las áreas superficiales para diversos materiales del mismo tamaño de partícula varían. Al realizar los cálculos de las áreas superficiales de la calcita, el caolín, la illita, la montmorillonita, el Fe(OH)₃ y materia orgánica (ácidos húmicos), asumiendo partículas esféricas de 2 µm de diámetro, los valores obtenidos fueron de 12,5 m²/g, 10-50 m²/g, 30-80 m²/g, 50-150 m²/g, 300 m²/g y 1900 m²/g respectivamente (Forstner y Wittmann, 1979, citado por Jackson, 1979). De mediciones reales de concentraciones en los sedimentos del río Ottawa y el río Rideau se estableció que, al aumentar el área superficial, las concentraciones de níquel y cobre crecieron, el mismo patrón comportamental se presenta para el Fe, Mn, Zn, Pb y Cd en sedimentos (Forstner y Salomons, 1981, citado por Oliver, 1973).

Altas cargas superficiales negativas de los materiales o sustancias que conforman los sedimentos son indicadoras de mejores capacidades de intercambio catiónico, teniendo en cuenta que los iones metálicos tienen carga positiva se presentan mayores asociaciones. La capacidad de intercambio de cationes depende del tipo de material involucrado, el orden de la capacidad es óxidos de manganeso>ácidos húmicos del suelo>vermiculita>esmeclita>montmorillonita>clorita>illita>hidróxido de hierro>caolinita (Forstner y Wittmann, 1979), con 200 a 300, 170 a 590, 120 a 200, 80 a 150, 80 a 120, 20 a 50, 10 a 40, 10 a 25 y 3 a 15 mEq/100 g respectivamente. El tamaño del grano afecta la capacidad de intercambio de cationes (CEC), para la caolinita las CEC son de 2.4, 2.6, 3.6, 3.8, 3.9, 5.4 y 9.5 mEq/100 g para los tamaños de partícula entre 10 a 20, 5 a 10, 2 a 4, 1 a 0.5, 0.5 a 0.25, 0.25 a 0.1 y 0.1 a 0.05 µm respectivamente (Grim, 1968).

4.3.2 El pH y el potencial Redox

El pH depende de reactividad del mineral expuesto al ambiente (agua y oxígeno) y de las interacciones con el sedimento, la columna de agua; alteraciones del pH movilizan los materiales presentes en los sedimentos hacia la fase líquida (Calmano *et al.*, 1993) y a valores bajos del pH los metales son desplazados de los óxidos por los iones hidrógeno (Triverdi y Axe, 2000).

La distribución de los metales pesados en un sistema acuático está correlacionada con su composición y el pH; el pH afecta la solubilidad, la especiación química y la movilidad de un gran número de sustancias (Palacio, 2007). El pH interviene en las interacciones de los metales pesados con la materia orgánica, los sedimentos, los sólidos suspendidos y los carbonatos. Las concentraciones de los iones en agua, en su rango normal del pH (5-9), son muy bajas, a excepción del Cd y del Zn; aumentan su concentración a pH bajos (Palacio, 2007). A pH inferiores a 8.5, los iones metálicos que se hidrolizan pueden ser adsorbidos por los sólidos suspendidos (Forstner y Solomons, 1980; Bejarano, 1992; Chen *et al.*, 1996; Moalla *et al.*, 1996 citado por CENMA, 2010).

A valores bajos de pH, en algunos metales se favorece la solubilidad en agua, se disminuyen la adsorción en los sedimentos y por consiguiente aumenta su movilidad, lo anterior se determinó a través de análisis de sedimentos anóxicos y oxidados del río Elba (Calmano *et al.*, 1993) variando el pH, para observar la movilización del Cd, Cu, Pb y Zn, se determinó que para valores idénticos de pH las concentraciones del Cu y Pb son diez veces mayores que las del Cd y Zn, la concentración de los metales en ambientes oxidados es mayor que la que se presenta en situaciones anóxicas; la proporción para los metales Cu y Pb es cinco a uno, mientras que para Cd y Zn es de dos a uno respectivamente.

La movilidad y la biodisponibilidad de los metales en los sedimentos dependen también de su forma química, la disminución de la concentración de Cu en agua superficial con el aumento de pH se relaciona con un aumento en el sedimento; para metales como el Fe y el Mn, la influencia del pH es mediana y baja con respecto a las concentraciones en el agua y el sedimento respectivamente, tendiendo a disminuir con el aumento del pH. Para el aluminio, con $\text{pH} > 5,0$, la concentración disminuye en el agua y aumenta en el sedimento (Balintova *et al.*, 2012).

El potencial Redox se define como la capacidad para oxidar o reducir compuestos, lo cual equivale a aceptar o donar electrones. La oxidoreducción es un proceso simultáneo, tiene un efecto directo en la especiación de metales pesados y en la adsorción de metales en materiales (Palacio, 2007). Las especies oxidadas y reducidas de un mismo compuesto pueden presentar características completamente diferentes; en ambientes oxidantes el hierro y el manganeso se encuentran en Fe^{+3} y Mn^{+4} , mientras que en condiciones reductoras se hallan como Fe^{+2} y Mn^{+2} , las dos primeras especies son insolubles, en agua y las últimas dos solubles y biodisponibles para los microorganismos (Palacio, 2007). En severas condiciones anaerobias y reductoras, el sulfato de hierro es reducido principalmente a sulfuro ferroso. En un medio oxidante de baja acidez, el $\text{Fe}(\text{OH})_3$ en estado es la especie predominante del hierro, mientras que en un medio reductor básico el $\text{Fe}(\text{OH})_2$ es la especie estable del hierro (Manahan, 2007). Es así que en diferentes condiciones pueden estar presentes los metales traza (tabla 4-3-2).

Tabla 4-3-2. Compuestos inorgánicos de metales traza que pueden ser estables bajo condiciones oxidantes o reductoras

Metal	Condiciones oxidantes	Condiciones reductoras
Cd	CdCO_3	CdS
Cu	$\text{Cu}_2(\text{OH})_2\text{CO}_3$	CuS
Fe	$\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot X(\text{H}_2\text{O})$	FeS, FeS ₂
Mn	$\text{MnO}_2 \cdot X(\text{H}_2\text{O})$	MnS, MnCO ₃
Hg	HgO	HgS
Ni	$\text{Ni}(\text{OH})_2$, NiCO ₃	NiS
Pb	$\text{PbCO}_3 \cdot \text{Pb}(\text{OH})_2$, PbCO ₃	PbS
Zn	ZnCO_3 , ZnSiO ₃	ZnS

Fuente: Manahan, 2007.

4.3.3 La materia orgánica

La materia orgánica tiene gran capacidad para concentrar metales traza en los suelos, sólidos suspendidos y en los sedimentos suspendidos (Jenne, 1976), se encuentra como humus, ácido húmico, ácido fúlvico y ácidos orgánicos amarillos. La atracción entre los metales con la materia orgánica coloidal, suspendida y asociada con el sedimento del fondo puede variar desde la debilidad y ser fácilmente reemplazable (adsorción) a fuerte (ligada químicamente), además la capacidad de la materia orgánica para agrupar metales varía con el constituyente y el tipo de materia orgánica (Saxby, 1969).

El poder de concentrar metales en la materia orgánica se incrementa en sustratos de granos finos de gran área superficial, de alta capacidad de intercambio catiónico y alta carga de superficie negativa (Horowitz, 1985). Los metales no se concentran equitativamente en los suelos, la tendencia es $\text{Pb} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Co} > \text{Zn} > \text{Cd} > \text{Fe} > \text{Mn} > \text{Mg}$ (Irving y Williams, 1948).

4.4 Factores fisicoquímicos y la concentración de los metales en los sedimentos

Los sistemas acuáticos son químicamente dinámicos. Identificar y cuantificar las interacciones y reacciones de los metales en los sedimentos presentes en la fase acuosa, los sedimentos y la biota son fundamentales para predecir su transporte y su disponibilidad ambiental (Horowitz, 1985). Los principales mecanismos para que se acumulen compuestos inorgánicos en sedimentos y sólidos suspendidos son la adsorción en grano fino, la precipitación de compuestos metálicos, la coprecipitación con óxidos de hierro y manganeso y carbonatos hidratados, la agrupación organometálica con la materia orgánica y la incorporación en minerales cristalinos o la sustitución de un elemento por otro dentro de una estructura cristalina fija (Gibbs, 1977); es así que los metales se pueden acumular en los sedimentos en los carbonatos, minerales arcillosos, silicatos, sulfuros, óxidos hidratados de hierro/manganeso, materia orgánica y agua intersticial (Horowitz, 1985).

En Colombia y muchos países de Latinoamérica, erróneamente se han abordado estudios de calidad de las cuencas hidrográficas basados en los reportes de las concentraciones de sus componentes en la fase acuosa; además, las evaluaciones de los ecosistemas acuáticos generalmente han sido enfocadas sobre la calidad del agua (Ingersoll, 1995; Burton, 2002 citado por Peluso, 2011). Actualmente la calidad del agua se establece solo determinando los componentes físicos y químicos presentes en el agua superficial, sin analizar los sedimentos, su influencia directamente relacionada en la dinámica interfaz sedimento-agua (CENMA, 2010).

El grado de interacción o de reacción que se puede presentar entre los metales y los materiales en los sistemas acuáticos depende entonces de la intensidad de los procesos de adsorción, precipitación, la agrupación, entre otros, que a su vez dependen fundamentalmente de los tipos de adsorción.

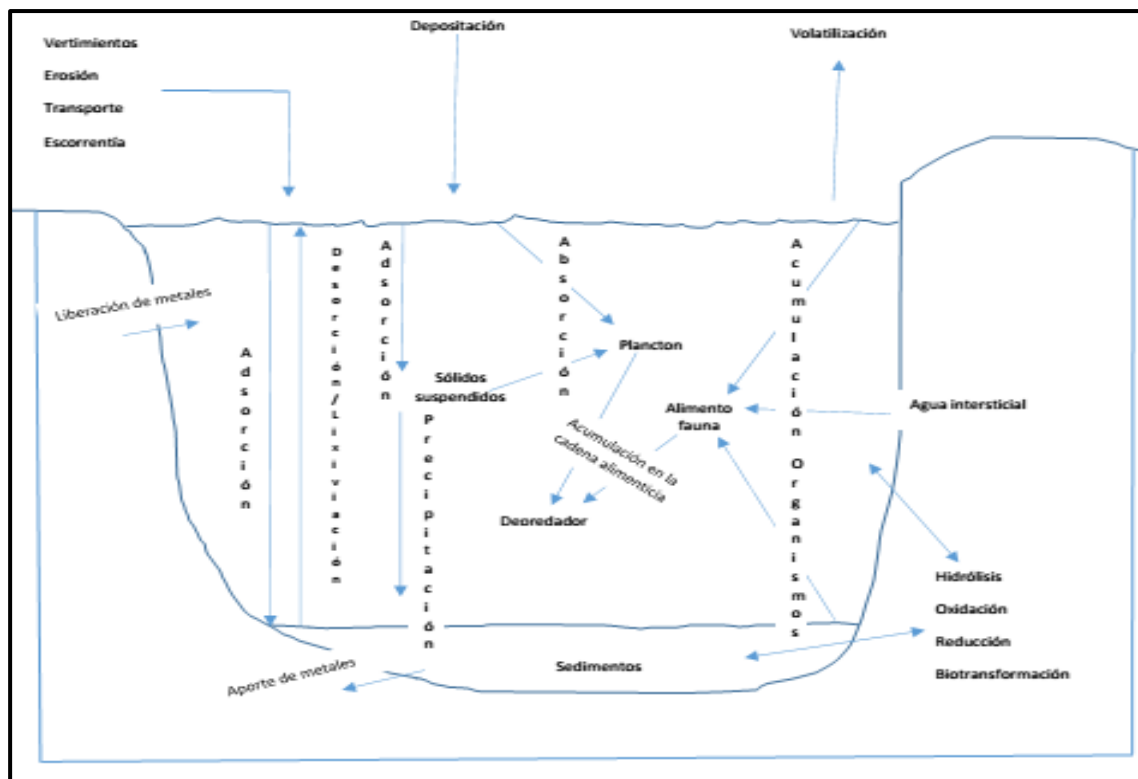
4.4.1 Distribución de las sustancias en un sistema acuático

En los sistemas acuáticos los sólidos suspendidos y los sedimentos transportan y remueven sustancias químicas presentes en la fase líquida, porque a través de sus superficies de adsorción se concentran estas sustancias y se regula el pH (Palacio, 2007). La adsorción afecta la movilidad y distribución de las sustancias en los ambientes acuáticos, los procesos de transformación de las sustancias, el enriquecimiento de las sustancias en la fase sólida, el destino final de las sustancias químicas, la persistencia ambiental de las sustancias, la actividad fisiológica y la disponibilidad de las sustancias (Palacio, 2007).

En la adsorción de compuestos hidrofóbicos, si se presentan las interacciones con enlaces de baja energía y reducida dependencia de las propiedades del adsorbente, se debe a interacción de carácter físico, mientras que, si se presentan interacciones fuertes con enlaces covalentes y altamente dependientes de las propiedades del adsorbente, es de tipo químico citado de Palacio (2007). El destino final de las sustancias químicas en los sistemas acuáticos depende, en gran parte, de la reversibilidad entre la sustancia y el sólido o magnitud de las fuerzas de sorción (Weber *et al.*, 1982).

Las sustancias en los sistemas acuáticos se distribuyen gradualmente en las fases que tienen mayor afinidad, en cada una de ellas se someten a procesos de transformación o degradación química y biótica (Palacio, 2007). La biodisponibilidad de los contaminantes en los sedimentos es el grado en el cual una sustancia puede ser absorbida en el sistema de un organismo (Manahan, 2007). En la figura 4-4-1 se ilustran los procesos de transferencia de metales pesados en las diferentes fases de un sistema acuático, las fuentes y depósitos temporales y finales de los metales.

Figura 4-4-1. Procesos de transferencia de metales en el ambiente



Fuente: Adaptado de Palacio (2007) y Forstner y Salomons (1981).

Los cuerpos de agua natural son presionados constantemente por la escurrimiento superficial que transporta minerales de procesos erosivos (naturales y antrópicos), además por los vertimientos industriales y el arrastre de sedimentos propios de los cauces. Incorporadas las cargas de materiales en el sistema acuático, estas se distribuyen en las fases según su tamaño de partícula. La precipitación de los sólidos suspendidos permite que en los sedimentos se depositen metales y otros contaminantes que afectan la composición del agua superficial, además del movimiento del material particulado a través de la columna de agua, también provoca un flujo de especies químicas desde los sedimentos hacia la solución natural (CENMA, 2010). Las sustancias tienden a abandonar una fase o un compartimiento y a disgregarse en todo el sistema (principio de fugacidad), esa tendencia de dejar una fase es compensada por la tendencia a abandonar otra fase (Palacio, 2007); se presentan entonces procesos de disolución, volatilización, adsorción, absorción, desorción y bioconcentración en los complejos sistemas acuáticos.

En la remoción de especies metálicas solubles en la fase acuosa hay procesos de atracción por fuerzas no específicas (adsorción física), intercambio de iones (adsorción electrostática) y enlaces químicos (adsorción específica; CENMA, 2010). En los procesos de adsorción el factor predominante es el pH; los iones metálicos hidrolizados a pH inferior a 8.5 pueden ser adsorbidos en los sólidos suspendidos (Forstner y Solomons, 1980; Bejarano, 1992; Chen *et al.*, 1996; Moalla *et al.*, 1996 citado por CENMA, 2010). La desorción o liberación de cationes está influenciado también por el pH, este proceso es de superficie donde los metales se desalojan al medio acuoso.

La bioconcentración es la acumulación indeseada de sustancias químicas en un determinado compartimiento. La concentración de compuestos orgánicos e inorgánicos de origen natural y antrópico en los ecosistemas acuáticos, específicamente en los sedimentos y en la biota, pueden alcanzar niveles superiores de ambientes no perturbados (Palacio, 2007). La concentración de metales en los organismos (bioacumulación) y su posterior acumulación en la cadena alimenticia (biomagnificación) son las consecuencias finales de todos los procesos de transformación-transferencia de masa en las diferentes fases. Entre los factores que afectan la bioconcentración están las propiedades fisicoquímicas de las sustancias y estado fisiológico de los organismos (Palacio, 2007). La biodisponibilidad de metales se reduce en sedimentos aeróbicos cuando hay presencia de hidróxidos de Fe y Al, y carbono orgánico (Bendell-Young *et al.*, 1994; Simpson *et al.*, 2002; Camilion *et al.*, 2003 citado por Peluso (2011).

Factores como la temperatura, el pH, los sólidos en suspensión, el sedimento, el carbono orgánico disuelto y el estado trófico se consideran características ambientales que afectan la bioconcentración de sustancia. Al aumentar la temperatura, con las altas tasas de absorción paralelamente se pueden presentar la aceleración en los procesos de biotransformación, desactivación y depuración de las sustancias (Palacio, 2007). La especiación del mercurio en ambientes acuáticos está influenciada por el pH, potencial Redox, ligandos orgánicos e inorgánicos (Peluso, 2011). Las características que presenten los sólidos suspendidos y los sedimentos pueden afectar de manera significativa la biodisponibilidad ecotoxicológica de sustancias con alto poder de adsorción y bioconcentración, muchos compuestos son captados por organismos bentónicos o asociados a los sedimentos desde el agua intersticial, haciendo que el potencial de bioconcentración sea más alta en la fracción orgánica menor y mayor tamaño de grano (Palacio, 2007). Con el aumento de la concentración de los ácidos húmicos en el agua decrece la bioconcentración de sustancias orgánicas y metales pesados en los invertebrados acuáticos y en los peces (Schlautman y Morgan, 1993); en general el potencial de bioconcentración aumenta cuando el carbono orgánico disuelto en agua disminuye (Palacio, 2007). En ambientes eutróficos, caracterizados por alta presencia de sedimentos, hay menor disponibilidad de sustancias, rápido crecimiento de peces y alta la renovación del plancton, se presenta un menor poder de bioconcentración de los peces comparándola con ambientes oligotróficos (bajo nivel en nutrientes) y mesotróficos (medio nivel en nutrientes; Palacio, 2007).

En los sistemas acuáticos las dos especies inorgánicas más importantes que retienen los sedimentos son el óxido de hierro hidratado (III) y los sulfuros ácidos volátiles (Manahan, 2007). El $\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot \text{X} (\text{H}_2\text{O})$, $\text{Fe}(\text{OH})_3$ y FeOOH representan la primera especie, la especie como Fe^{+3} se forma al exponer el Fe^{+2} a condiciones oxidantes, pero bajo condiciones anóxicas se reduce a hierro (II) forma soluble que libera los metales pesados enlazados. La segunda especie se presenta como FeS , la afinidad de la mayoría de los metales es mayor en esta especie que en el Fe^{+2} , es así que los metales pesados tienden a desplazar el Fe^{+2} de los compuestos; en la reducción del Fe^{+3} a Fe^{+2} se propicia la formación del FeS , el cual puede liberar el S^{-2} para enlazarse con iones y así formar compuestos insolubles (Manahan, 2007).

La liberación de metales presentes en los sedimentos se puede presentar por la reducción química del Fe y el Mn, puede ocasionar la solubilización del Zn, Cr y Ni adsorbidos en los sedimentos (El Falaki *et al.*, 1994). Factores físicos o biológicos generan la removilización y redistribución de los contaminantes presentes en los sedimentos hacia la fase acuosa (Sprovieri *et al.*, 2007; Walker *et al.*, 2006; Hill, 2010 citado por Peluso, 2011).

Los metales pesados tienden a agruparse con minerales como carbonatos y sulfatos, pero en mayor grado con compuestos orgánicos; como se presenta en el intercambio iónico, la quelación, la adsorción, entre otros, para acumularse en los sedimentos de ríos, lagos y mares (Forstner y Wittmann, 1981).

Los factores físicos que determinan la variabilidad de la concentración de los metales en los sedimentos es su inestabilidad termodinámica, las formas amorfas, la gran capacidad de sustitución de iones, su gran área y carga superficial y los tamaños de partícula finos; en general los óxidos de manganeso, la materia orgánica, los óxidos de hierro y las arcillas, en orden descendente, son los mayores concentradores de metales en sedimentos (Förstner, 1982).

4.5 Movilidad de los metales pesados en los sedimentos

Diversos factores naturales condicionan la movilidad de los metales expuestos al ambiente hacia los cuerpos de agua, entre ellos están el grado de las precipitaciones, la intensidad de los vientos, los accidentes geográficos, las pendientes de las montañas, entre otros.

El transporte físico de los fluidos (advección) y la reactividad de los componentes (reacciones químicas o bioquímicas) controlan el destino de los contaminantes que pueden estar incorporados en los cuerpos de agua (Manahan, 2007); la movilización de los metales en los cuerpos de agua se configura en un factor determinante en los impactos asociados con la disposición antropogénica de residuos mineros y vertimientos industriales. En los sistemas acuáticos la movilización y disponibilidad de sus componentes dependen de procesos físicos, químicos y biológicos, pero estos a su vez del grado del intercambio de masa en la interfase sedimento-columna de agua (CENMA, 2010).

El transporte fluvial de metales traza depende de la magnitud del caudal. Concentraciones relativamente insignificantes en la fase acuosa implican la incorporación de cantidades considerables en ambientes localizados aguas debajo de su origen. Para una concentración de arsénico en los sólidos suspendidos de 0,002 mg/L en el río Willamette y con base en un caudal de 189.000 pies³/s, implica que 0,9 toneladas de As diariamente son transportadas (Horowitz, 1985). Los ríos colombianos presionados por diferentes cargas antrópicas transportan metales que potencialmente pueden someterse a procesos de transferencia-transformación y quedar biodisponibles en la biota.

5. Marco teórico

5.1 Estudios de metales pesados en sedimentos

Las actividades extractivas históricamente han generado contaminación de los cuerpos de agua a causa de la utilización de metales pesados en sus procesos y por la disposición inadecuada de los residuos, la deficiencia y ausencia de sistemas de tratamiento en los vertimientos industriales y el arrastre de minerales hacia las riberas de los ríos inevitablemente han cambiado las condiciones naturales de los hábitats acuáticos. La composición del agua superficial es afectada por la sedimentación del material particulado; la resuspensión a través de la columna de agua induce al flujo de especies químicas desde los sedimentos hacia el agua (CENMA, 2010).

Entre 1999 y el 2000 se realizaron muestreos trimestrales multiestacionarios de sedimentos con el fin de establecer las concentraciones de algunos metales pesados en el río Anoia, España, con la finalidad de establecer las variabilidades de las mismas y su comportamiento presionado por actividades antrópicas. En la tabla 5-1, se registran las concentraciones obtenidas aguas abajo a lo largo de la cuenca. (Rosas, 2005).

Tabla 5-1. Concentraciones medias de Hg, As, Cd y Ni en los sedimentos del río Anoia, España

Metal		Hg (mg/Kg)	As(mg/Kg)	Cd(mg/Kg)	Ni(mg/Kg)
P u n t o	1	0,000012	0,00333	0,00021	0,0487
	2	0,00383	0,0034	0,00058	0,0557
	3	0,000025	0,00284	0,00035	0,0505
	4	0,000019	0,00339	0,00032	0,0546
	5	0,000063	0,00304	0,00043	0,0644

Fuente: Rosas, 2005.

Las conclusiones del trabajo concluyeron que por causas antropogénicas las concentraciones de algunos metales aumentaron así: 31 veces para el mercurio, tres veces para el cadmio y 1,5 veces para el níquel.

De la evaluación de la contaminación por vertimientos de mercurio (Gómez, 2013) realizada en septiembre del 2011, en zona rural del Huila, de diez muestras puntuales sobre cuerpos de agua superficiales aledaños a zonas de minería aurífera, en nueve muestras las concentraciones de mercurio en agua fueron < 0,0006 mg/L, solo en una muestra fue de 0,0006 ppm. Mientras que las concentraciones del mercurio en sedimentos para las 10 muestras oscilaron entre 0,014 y 1,497 ppm, con un promedio de 0,221 ppm, las concentraciones altas correspondieron a zonas con más actividad minera. Se concluyó que las actividades mineras estaban generando contaminación al recurso agua, a pesar de que ninguna de las muestras de agua superó los niveles establecidos en el Decreto 1594 de 1984, si se excede los criterios de la Agencia de Protección Ambiental (EPA, por sus siglas en inglés) para los niveles de exposición crónica de la vida acuática, que es de 0,012 µg de Hg/L.

Entre abril y agosto del 2011 se realizaron muestreos puntuales de sedimentos en siete puntos sobre el río Nazas, México, las concentraciones máximas del cadmio para las etapas uno y dos del muestreo, sobre un mismo punto, fueron de 3,5 mg/Kg y de 4,5 mg/Kg respectivamente, mientras que los promedios fueron de 2,42 mg/Kg y 2,24 mg/Kg para las mismas etapas. Se concluyó que las concentraciones del cadmio se deben a las actividades mineras que se encontraban cerca al cuerpo de agua muestreado (Romo, 2012). El estudio no arrojó concentraciones detectables de arsénico.

En tres áreas costeras ecuatorianas, en octubre del 2003, se llevó a cabo un proyecto liderado por Instituto Nacional de Pesca (Chalén, 2010), con la finalidad de determinar mercurio en los sedimentos del litoral. En el trabajo de campo se recolectaron y analizaron 41 muestras de sedimentos de los fondos marinos utilizando una draga, las concentraciones del mercurio en la primera área oscilaron entre 0,6 y 1,0 ppm, atribuyendo dichas concentraciones a erosiones mineras continentales. Para la segunda área el promedio de la concentración del mercurio fue < 1,0 ppm, atribuyendo la presencia del metal a las actividades mineras de la península de Santa Helena. La concentración máxima del mercurio fue para la tercera área, con un valor de 3,270 mg/Kg, aduciéndola al alto porcentaje de materia orgánica.

De la evaluación del contenido de mercurio en suelos y lechos (Camargo *et al.*, 2015) en zona minera del municipio de Quinchía del departamento de Risaralda, Colombia, específicamente en la quebrada de Aguas Claras, en la zona de influencia directa de la minería aurífera. Se determinó que la concentración promedio de mercurio fue de 4,145 mg/Kg en lecho del cuerpo de agua, en la orilla del cuerpo de agua el promedio de la concentración fue de 4,07 ppm, mientras que en el centro reportó un valor de 4,22 ppm. También se concluyó que la concentración del mercurio es afectada por la movilidad a través del arrastre que son sometidos los residuos en temporada de lluvias, incrementándose en este periodo.

De la recolección de muestras superficiales en el lecho del río Orinoco, municipio de Cedeño, Venezuela, entre febrero del 2001 y abril del 2002, en catorce estaciones localizadas a lo largo de un transecto de 76 Km, las concentraciones promedio obtenidas de Ni, Cd y Hg fueron 0,00935 ppm, 0,00015 ppm y N.D. respectivamente (Márquez *et al.*, 2012). El estudio concluyó que las concentraciones de los metales en los sedimentos se debieron a las intervenciones de carácter antropogénico.

Estudios de sedimentos superficiales marinos realizados en enero, abril, julio y octubre de 1993 (Martínez, 2002), en veintiún estaciones del golfo de Cariaco, Venezuela, siete localizadas en la costa norte, diez en la costa sur y cuatro en el transecto central, arrojaron las concentraciones de la tabla 5-2.

Tabla 5-2. Concentración de Cd y Ni en mg/Kg en los sedimentos del golfo de Maracaibo, Venezuela

Zona	Metales	Cadmio	Níquel
Costa norte	Concentración mínima	0,25	4,12
	Concentración máxima	2,42	42,12
	Promedio	1,54	22,8
Transecto central	Concentración mínima	1	17,17
	Concentración máxima	6,21	49,87
	Promedio	3,3	34,17

Costa sur	Concentración mínima	0	2,01
	Concentración máxima	3,28	24,82
	Promedio	1,2	10,29

Fuente: Martínez, 2012.

Se concluyó que las variaciones en las concentraciones mostraron el aporte de actividades antropogénicas y que las mayores concentraciones fueron halladas en los sedimentos más finos.

En julio de 1992 y septiembre de 1993 se realizaron muestreos de sedimentos en el río San Juan, Nicaragua, y en tres afluentes principales (Lacayo y Sarria, 1999); el trabajo de campo fue en una extensión aproximada de 175 Km, las concentraciones reportadas en la tabla 5-3 indican que el mercurio, arsénico y cadmio estaban dentro de los parámetros normales de sedimentos de cuerpos de agua dulce no contaminados.

Tabla 5-3. Concentraciones del Hg, As, y Cd en mg/Kg en los sedimentos del río San Juan, Nicaragua

Metales		Hg		As		Cd	
Zona	Mes/año	07/92	09/93	07/92	09/93	07/92	09/93
río Frío	Antes desembocadura al río San Juan	0,08		4,02		2,56	
	Al desembocar al río San Juan	0,14		3,05		1,28	
río San Carlos	Antes desembocadura al río San Juan	0,06	0,05	1,79	3,52	1,77	2,04
	Al desembocar al río San Juan	0,18	0,07	1,64	4,25	1,34	2,19
río Sarapiquí	Antes desembocadura al río San Juan	0,03	0,03	1,33	3,21	0,57	1,29
	Al desembocar al río San Juan	0,2	0,03	1,87	2,59	1,3	2,09
río San Juan		0,27		1,85		1,32	

Fuente: Lacayo y Sarria, 1999.

En estudios relacionados con metales en sedimentos se hallaron concentraciones de mercurio en el lago Dufaul, Canadá, entre 0,07 y 0,14 mg/Kg en base seca (Lacayo y Sarria citado por Speyer, 1980). Lacayo estableció que el arsénico hallado en los sedimentos del lago Xototlán, Nicaragua, oscilaba entre 5,37 y 8,65 mg/Kg en base seca.

Otros estudios de metales en sedimentos indicaron que las concentraciones del cadmio en sedimentos no contaminados deberían estar entre 0,4 mg/Kg y 0,8 mg/Kg en base seca, (Forstner, 1980 citado por Lacayo y Sarria, 1999). El anterior estudio sirvió de soporte para construir una línea base del estado de los metales pesados en el río San Juan y estableció que las concentraciones halladas eran el resultado de la erosión del suelo y de la incorporación a los cuerpos de agua por escorrentías. El trabajo investigativo concluyó que las concentraciones de los metales en los sedimentos del río San Juan y sus tributarios principales eran típicos de la región y, por lo tanto, deberían considerarse como línea base los niveles hallados para el ecosistema específico.

Entre octubre del 2002 y septiembre del 2003 se realizaron monitoreos en sedimentos para establecer la concentración de metales sobre la cuenca baja del río Haina en República Dominicana (Contreras *et al.*, 2004); para el trabajo de campo se instalaron nueve estaciones en un trayecto de 12 kilómetros. Los análisis reportaron concentraciones de arsénico (en marzo de 2003) entre 1,7 ppm y 9,5174 ppm, el promedio fue de 4,99 mg/Kg.

Para el cadmio, las concentraciones representativas fueron en febrero, el valor mínimo fue de 0,7912 ppm y el máximo de 1,1638 ppm, con un valor promedio de 0,97 mg/Kg. El níquel mostró valores apreciables en varios periodos; la primera estación en marzo registró la menor concentración con valor de 23,01 ppm, mientras que la tercera en julio registró la mayor concentración de 90,45 ppm. La investigación concluyó que las concentraciones elevadas de metales pesados en sedimentos hallados en algunas estaciones y meses muestreados eran indicadores de la existencia de aportes de contaminantes antropogénicos y de la dinámica de los cuerpos de agua superficiales, lo que hizo encontrar diversos valores de concentraciones sobre el mismo cauce.

En el Estero Grande localizado entre Puerto Hualtaco y Puerto Pitahaya, Ecuador, se recolectaron muestras de veintisiete sedimentos (Ortega, 2015), a profundidades de diez, veinte y treinta centímetros con un tubo de polietileno; los resultados arrojaron altas concentraciones de mercurio: 4,30 mg/Kg, 3,60 mg/Kg y 3,64 mg/Kg a una profundidad de 10 cm, en promedio para los tres puntos de Puerto Hualtaco, zona media y Puerto Pitahaya respectivamente. El estudio concluyó que dichas concentraciones superaban las normas internacionales y se debía al aporte antropogénico.

En junio del 2000 se realizó muestreo a la empresa Polo Petroquímico, específicamente en tres puntos de la Refinería de Ensenada Repsol YPF, Argentina (Labunska *et al.*, 2000). Las concentraciones del mercurio en los dos canales que realizaban las descargas industriales fueron de 0,69 mg/Kg, 1,45 mg/Kg y de 1,91 mg/Kg. Para los mismos puntos el níquel reportó 39 ppm, 51 ppm y 18 ppm, mientras que las concentraciones del cadmio estuvieron <2 mg/Kg. Los estudios concluyeron que las áreas muestreadas estaban contaminadas por la actividad petrolera, afirmaciones que se hicieron con base en que las concentraciones de sedimentos no contaminados oscilan entre 0,03 mg/Kg y 0,2 mg/Kg, (Bryan y Langston, 1992; Licheng y Kezhun, 1992; Salomons y Förstner, 1984 citado por Labunska *et al.*, 2000).

Del estudio realizado en el estuario del río Sagua La Grande, Cuba, se estableció que las aguas residuales de la Planta de Cloro Sosa de Villa Clara contenían mercurio, lo cual se observó en los sedimentos, 19 Km aguas abajo, con concentraciones de mercurio oscilaban entre 0,507 mg/Kg y 1,81 mg/Kg (Díaz, 2015); lo anterior, nuevamente corrobora que no solo las actividades mineras aportan metales pesados a los cuerpos de agua.

Sobre el arroyo natural urbano La Caleta que atraviesa la Ciudad del Carmen, México, en agosto de 2005 se instalaron catorce estaciones de muestreo, lográndose establecer que una fuente antropogénica era la responsable de la mayor concentración de cadmio 0,047 ppm (Aguilar-Ucan *et al.*, 2009). La recolección de las muestras de sedimentos fue en superficie y a 30 cm de profundidad. El estudio advierte de la presencia de metales que se movilizan y se precipitan acumulándose en los sedimentos.

En tres transectos del cauce medio del río Pirro, en el Cantón Central de Heredia, Costa Rica, se hizo la recolección de diez muestras de sedimentos a lo ancho del cuerpo de agua, a una profundidad de 10 cm, del trabajo investigativo de campo se determinaron altas concentraciones de metales pesados (Herrera *et al.*, 2013), en la tabla 5-4 se indican las concentraciones halladas. La recolección de las muestras se realizó en época seca en marzo de 2008, empleando tubos en PVC de 10 cm de diámetro y 15 cm de largo.

Tabla 5-4. Concentraciones de Hg, As, Cd y Ni en los sedimentos del río Pirro, Costa Rica

Metales / Sector	Punto alto	Punto medio	Punto bajo
Mercurio (mg/Kg)	194±10	>270	307±10
Arsénico (mg/Kg)	>700	>600	>1700
Cadmio (mg/Kg)	0,35±0,01	0,26±0,01	0,31±0,01
Níquel (mg/Kg)	37±1	31±1	29±1
Contenido de Arcilla	12,9%	10,3%	6,6%
Materia orgánica	2,71%	2,61%	2,11%

Fuente: Herrera *et al.*, 2013.

El estudio concluyó que las concentraciones del mercurio aumentaron a medida que la altura del punto de recolección disminuía, para el níquel las mayores concentraciones estaban relacionadas con los más altos contenidos de sedimentos finos. La contaminación evidenciada se originaba por la inexistencia de sistemas de tratamiento de las aguas residuales vertidas al cuerpo de agua.

Del lecho del río Puyango (Ecuador) y tres de sus afluentes se recolectaron muestras de sedimentos en ocho puntos, y de cada punto tres muestras (Mora *et al.*, 2016). Las concentraciones promedio del mercurio y níquel se muestran en la tabla 5-5. La recolección de las muestras se realizó en enero de 2015, en época seca, con el empleo de una pala de polietileno.

Tabla 5-5. Concentraciones de Hg y Ni en los sedimentos del río Puyango y sus afluentes, Ecuador

Metales	Mercurio	Níquel	msnm
Zona	(mg/Kg)	(mg/Kg)	
río Calero (aguas arriba plantas de beneficio)	0,26	8,1	805
río Calero (aguas abajo plantas de beneficio)	2,32	18,6	611
río Amarillo (aguas arriba plantas de beneficio)	0,11	11,1	669
río Amarillo (aguas abajo plantas de beneficio)	0,23	10,8	608
Aguas abajo confluencia ríos Calero/Amarillo	2,64	32,7	548
río Ambocas, antes de confluir con el río Puyango	0,03	11,8	649
Cuenca media del río Puyango	2,25	13,9	299
Cuenca baja del río Puyango	2,96	19,1	194

Fuente: Mora *et al.*, 2016.

El estudio indicó que los sedimentos polimetálicos dispuestos luego de las plantas del beneficio de la minería aurífera, instaladas a las orillas de los ríos Calero y Amarillo, incorporaron significativamente las concentraciones del mercurio y del níquel; además, la concentración del mercurio en la cuenca media y baja del río Puyango indican la movilidad de los metales en sedimentos por las crecientes y dinámica hidráulica, reflejando los mayores valores.

5.2 La toxicidad y normatividad del mercurio, arsénico, cadmio y níquel

Teniendo en cuenta que el trabajo exploratorio de campo se fundamentó en la recolección de muestras de aguas y sedimentos para determinar en laboratorio la concentración de algunos metales pesados, se van a considerar los aspectos relacionados con el mercurio (Hg), el arsénico (As), el cadmio (Cd) y el níquel (Ni). En Colombia, a excepción del Ni, los desechos de Hg, As y Cd están considerados como residuos peligrosos según el Decreto 4741 del 2005 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Territorial (MADT, 2005).

5.2.1 El mercurio (Hg)

El mercurio tiene reconocidos efectos adversos ambientales y sanitarios, su acumulación y toxicidad en la biota afectan la integridad de los ecosistemas y la salud del hombre (Falandysz, 2002; Tarras- Wahlberg *et al.*, 2001; Satoh, 2000; Shenker *et al.*, 1998 citado por Olivero y Restrepo, 2002). La solubilidad del mercurio en agua depende de la especiación química, a 25°C las solubilidades en g/100 mL del Hg⁰, el Hg₂Cl₂, CH₃HgCl y del HgCl₂ son 5.6×10^{-6} , 2.0×10^{-4} , <0.01 y 7.4 respectivamente (The Index Merck, 1996 citado por Olivero y Restrepo, 2002). Se consideran volátiles el Hg⁰, el (CH₃)₂Hg, poco solubles en agua el CH₃HgCl, CH₃HgS⁻, Hg(CN)₂ y solubles en agua el Hg₂⁺² y Hg⁺², Hg(X₂)⁻, Hg(X₃)⁻, Hg(X₄)⁻²; con X= OH⁻, Cl⁻, Br⁻ (Leyva y Luszczewski, 1998).

El mercurio elemental, mercurio inorgánico (sales de mercurio y óxido de mercurio) y mercurio orgánico toxicológico, en cada una las tres formas el metal posee espectros diferentes de toxicidad, pero todas tienen la capacidad de inducir cambios en los sistemas neuronales de los humanos; además, los compuestos organomercurícos, especialmente el metilmercurio, son más tóxicos que el mercurio elemental (Hg⁰) y sus sales inorgánicas Hg₂⁺² y Hg⁺² (Olivero y Restrepo, 2002). La toxicidad del mercurio se magnifica en las especies orgánicas, el metilmercurio al puede asociarse entre un 90 a 95% con los glóbulos rojos y entre un 5 a 10% con el plasma, es así como esa pequeña fracción que accede al cerebro es la causante de su toxicidad (Fergusson, 1990; OMS, 1986; OMS, 1976 citado por Olivero y Restrepo, 2002). Las proteínas “metalotioneínas” presentes en todos los tejidos de los mamíferos al unirse con el mercurio son las responsables de su toxicidad, evitan la interacción con otras proteínas (Nordberg y Nordberg, 2000 citado por Olivero y Restrepo, 2002).

La toxicidad del mercurio en el cerebro está asociado con la acumulación del metilmercurio tanto en cerebelo como en la corteza cerebral por los fuertes enlaces con las proteínas a través de los grupos sulfidrilos, el metilmercurio atraviesa diez veces más rápido la barrera de la placenta que el mercurio inorgánico; ya depositado en la placenta la especie química puede penetrar la barrera hematoencefálica y al alojarse en sistema nervioso central los efectos neurotóxicos pueden causar retardo mental y parálisis cerebral (Myers y Davidson, 1998 citado por Olivero y Restrepo, 2002). El mercurio también es un agente que produce defectos congénitos al feto durante la gestación (teratogénesis) y está asociado con la aparición de enfermedades cardiovasculares (Salonen *et al.*, 1995 citado por Olivero y Restrepo, 2002).

Se ha demostrado que el consumo de pescado con mercurio, aun en bajas concentraciones, pueden ser neurotóxicas (Cranmer *et al.*, 1996; Lebel *et al.*, 1996; Lebel *et al.*, 1998 citado por Olivero y Restrepo, 2002). El mercurio tiene la capacidad de bioacumularse y biomagnificarse. Los efectos del metilmercurio en los humanos pueden ser leves, moderados y graves. En la tabla 5-2-1 se enumeran los diferentes tipos de efectos.

Tabla 5-2-1. Efectos leves, moderados y graves del metilmercurio

Efectos leves	Efectos moderados	Efectos graves
Ataxia	Parestesia Pérdida de la sensibilidad en las extremidades y alrededor de la boca Constricción del campo visual Dificultad auditiva	Sordera total Parálisis completa Pérdida de la fonación Ceguera Muerte

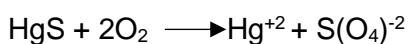
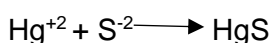
Fuente: Albert, 2012.

En los ecosistemas acuáticos el mercurio se presenta en varias especies, el Hg^{+2} es convertido por las bacterias aerobias y anaerobias en metilmercurio y dimetilmercurio, el dimetilmercurio se transforma en mercurio elemental (Hg^0) por acción de las bacterias productoras de metano, en condiciones anaerobias por acción del ácido sulfhídrico se forma el HgS (insoluble), pero en condiciones aerobias el sulfuro mercúrico es transformado en HgSO_4 que se disocia con facilidad produciendo Hg^{+2} y nuevamente se inicia el ciclo de transformaciones; además, el metilmercurio en presencia de grupos $-\text{SH}$ puede generar $\text{CH}_4 + \text{HgS}$ (Fagerström y Jernelöv, 1972 citado por Jiménez, 2005).

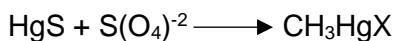
Las reacciones de biotransformación del mercurio en el agua son las que se describen a continuación:



{ Alta concentración de sulfuros y ausencia de oxígeno, el S^{-2} puede ser de FeS y CaS , en exceso de iones de sulfuro libre se forma el HgS^{-2} .



{ Proceso aerobio dependiente del potencial Redox o por la oxidación enzimática.

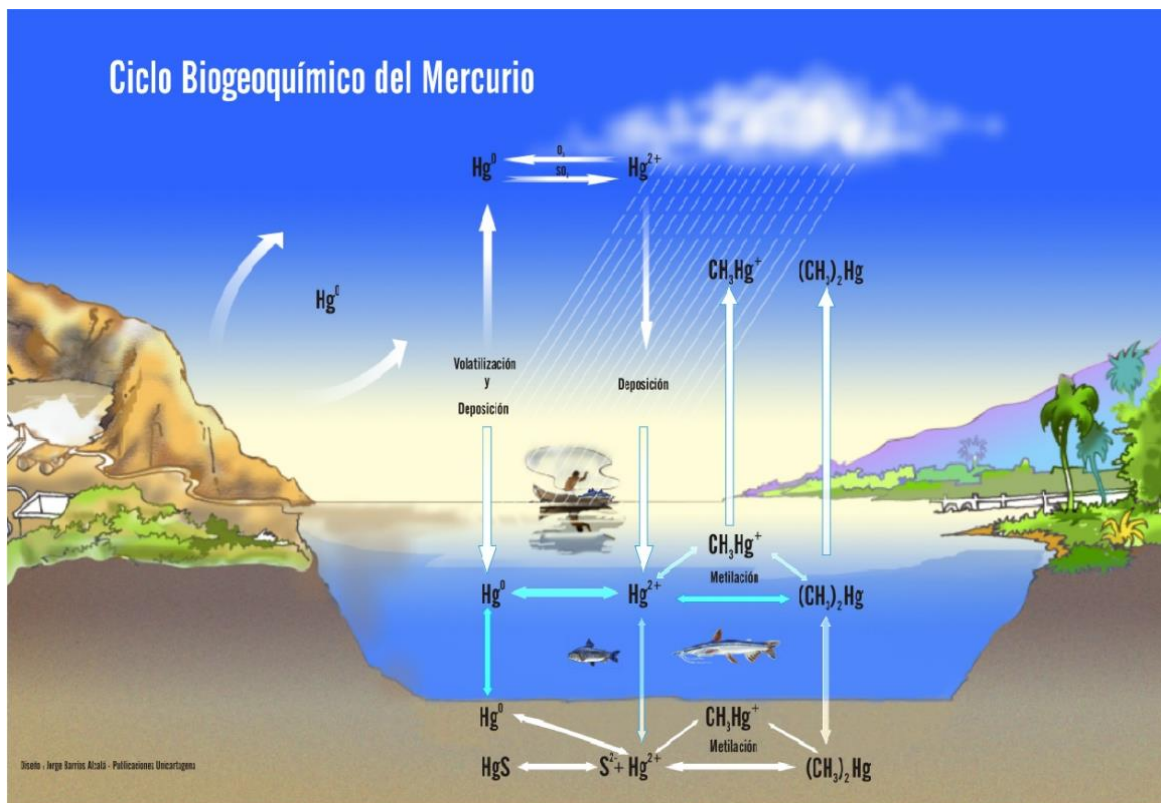


{ Con luz UV/bacterias productoras de CH_4 .

Donde: (X= OH^- , Cl^- , Br^-)

El mercurio expuesto al ambiente pasa por especiaciones y transformaciones químicas que inevitablemente serán susceptibles a incorporarse en la cadena trófica en su forma orgánica. En la figura 5-2-1 se ilustran los procesos biogeoquímicos.

Figura 5-2-1. Ciclo biogeoquímico del Hg



Fuente: Olivero y Restrepo, 2002.

La biometilación anaerobia del mercurio en el agua se lleva a cabo por compuestos derivados de la metilcobalamina (Verbel y Restrepo, 2002; Jiménez, 2005), que son producidos por bacterias metanogénicas en ambientes moderadamente reductores. La formación metilmercurio es reducida debido a que también se forma el HgS y, por ser insoluble en este medio, no queda disponible para la metilación. Mientras que en la metilación por mecanismos aerobios intervienen bacterias aeróbicas, entre las cuales están: *pseudomonas spp*, *bacillus megaterium*, *escherichia coli* y *enterobacter aerogenes*, además de hongos como el *asperigillus niger*, *saccharomyces cerevisiae* y *neurospora crasa* (Verbel y Restrepo, 2002).

La liberación del mercurio soluble de los complejos se presenta si el Fe y Mn son reducidos a la forma divalente y disueltos en el agua (Jiménez, 2005). La formación de metilmercurio en los sedimentos depende de la concentración del mercurio total, el contenido de la materia orgánica, el pH, el potencial Redox, la temperatura, la naturaleza de los microorganismos, la concentración del sulfuro, el contenido de materiales fúlvicos y húmicos y de la naturaleza del mercurio por ligandos naturales (Jiménez, 2005 citado por Mendoza *et al.*, 1997). El pH óptimo que se ha observado para esta formación está entre 5 y 7, pero a pH altos se transforma en dimetilmercurio (Jiménez, 2005).

5.2.2 El arsénico (As)

El arsénico es un metaloide muy abundante en la naturaleza, se encuentra como arsenopirita, asociado a otros minerales de cobre, cinc, oro, plata y plomo (Henke, 2009 citado por Alonso, 2014); los minerales de arseniatos representan el 60%, entre sulfuros y sulfosales 20%, y mientras que los arseniuros, arsenitos, óxidos y silicatos el 20% restante (Mandal y Suzuki, 2002 citado por Moreno, 2010). La disponibilidad en el ambiente se potencializa por actividades antropogénicas de extracción de minerales y procesos erosivos. En el ambiente el arsénico inorgánico se encuentra como arsenito (condiciones oxidantes) y arsenato (condiciones reductoras), con estados de oxidación +2 y +3 para H_3AsO_3 y H_3AsO_4 respectivamente; en las especies orgánicas se halla como ácido metilarsónico y dimetilarsínico, las formas orgánicas en proporciones mucho más bajas con respecto a las inorgánicas (O'Day, 2006; Lillo, 2003 citado por Alonso, 2014).

La toxicidad del arsénico está asociada con la especiación química, es mayor en las inorgánicas que en las orgánicas; arsenito > arsenato >> ácido metilarsónico > ácido dimetilarsínico (Jain y Ali, 2000 citado por Alonso, 2014). La acumulación de As en los organismos ha sido estudiada en diferentes especies acuáticas que han demostrado afectaciones, el As produce genotoxicidad y es un agente teratogénico para el pez cebra (Prieto *et al.*, 2006). En la salud humana hay evidencia de la toxicidad del arsénico relacionada con la absorción en tejidos y órganos, el arsénico está considerado carcinógeno por provocar cáncer de pulmón, riñón, vesícula y piel (ATSDR, 2003; EPA, 1999 citado por Nava-Ruiz y Méndez-Armenta, 2011). El As está asociado también a daños en la piel, problemas con el sistema circulatorio y cáncer (Scragg, 2006 citado por Vallejo, 2015).

5.2.3 El cadmio (Cd)

El cadmio tiene la capacidad de ser acumulado por los seres vivos, su vida media es larga y su toxicidad es elevada (Capó, 2007 citado por Sánchez, 2016). El cadmio afecta el riñón y causa disfunción renal tubular, proteinuria e insuficiencia renal crónica, también afecta el corazón, generando arterosclerosis aórtica y coronaria, incremento en colesterol y ácidos grasos (Houston, 2007 citado por Nava y Méndez, 2011). Se ha indicado que el Cd afecta los huesos, los testículos, la placenta y el sistema nervioso central y periférico (ATSDR, 2008; Méndez y ríos, 2007 citado por Nava por Méndez, 2011).

El cadmio afecta al sistema nervioso central en niños debido principalmente a que el desarrollo de la barrera hematoencefálica no ha alcanzado madurez, siendo más factible su traspaso (Wong y Klaassen, 1982 citado por Nava y Méndez, 2011), se pueden presentar neuropatologías como edema cerebral, picnosis, hemorragias y necrosis en corteza parietal y cerebelo (Méndez *et al.*, 2003 citado por Nava y Méndez, 2011).

El cadmio ingresa al organismo cuando se consumen vegetales contaminados con el metal (Norvell *et al.* 2000 citado por Rodríguez-Serrano *et al.*, 2008), y el grado en que las plantas acumulan el metal no es el mismo (Prince *et al.*, 2002 citado por Rodríguez-Serrano *et al.*, 2008); es absorbido por la raíz, se acumula en orden decreciente en tallos, hojas, frutos y semillas (Chan y Hale, 2004 citado por Rodríguez-Serrano *et al.*, 2008). El cadmio afecta la fotosíntesis y transpiración de las plantas que crecen en suelos con cadmio en exceso (Sandalo *et al.*, 2001 citado por Rodríguez-Serrano *et al.*, 2008). Se ha demostrado de experimentación con animales que el cadmio puede interactuar con transportadores de

membrana, esenciales en la captura de hierro y zinc, en el tracto gastrointestinal, logrando desplazar a estos metales e ingresar al citoplasma celular (Bridges y Zalups, 2005 citado por Nava y Méndez, 2011).

5.2.4 El níquel (Ni)

La toxicidad del níquel está asociada con la especie química, la concentración y forma física (Ahmad y Ashraf, 2011; Schaumlöffel, 2012; Sharma *et al.*, 2009); teniendo en cuenta lo anterior, los efectos tóxicos del níquel están relacionados con el grado de exposición, las fuentes generadoras y la reactividad o transformación del metal en el ambiente. En la tabla 5-2-4 se resumen algunos de los efectos que genera el níquel en la salud humana y animal, además se describen los efectos tóxicos del níquel indicados por diversos autores referenciados.

Tabla 5-2-4. Efectos tóxicos del níquel

Efectos	Referencia
Las nano partículas de hidróxido de Ni producen apoptosis, necrosis, daños en el ADN, cáncer pulmonar.	Clancy y Costa, 2012; Muñoz y Costa, 2012; Kang <i>et al.</i> , 2011.
Alteración funcional de los sistemas nervioso, inmunitario y endocrino, el aparato cardiovascular, el aparato digestivo (colon, tracto gastrointestinal e hígado), el aparato urinario (riñón), el tejido sanguíneo y sistema enzimático.	Bouchoucha <i>et al.</i> , 2013; Das <i>et al.</i> , 2010.
Al contacto con la piel causa dermatitis con inflamación, erupciones cutáneas y úlceras.	Clancy y Costa, 2012; Kas <i>et al.</i> , 2008; Abdel-Rahman y Turkall, 2011; Mason y English, 2012.
Por inhalación prolongada produce asma, bronquitis, rinitis, sinusitis, y neumoconiosis.	Brouwere <i>et al.</i> , 2012; Schram <i>et al.</i> , 2010.
El carbonilo Ni por inhalación leve causa opresión en el pecho, tos no productiva, disnea, cianosis, taquicardia, palpitaciones, sudoración, alteraciones visuales, vértigo, debilidad y cansancio.	Forti <i>et al.</i> , 2011; Kas <i>et al.</i> , 2008.
El consumo de agua produce efectos neurológicos manifestados en el vértigo y cansancio.	Kas <i>et al.</i> , 2008.
Pérdida de audición, daño en retina o nervio óptico, alteración de los niveles de estrógenos, anormalidades en los cromosomas o inflamación crónica.	Brouwere <i>et al.</i> , 2012; Nielsen, 1996; Schwerdtle y Hartwig, 2006; Sharma <i>et al.</i> , 2009.
Cáncer en humanos y animales.	Clancy y Costa, 2012; Seo <i>et al.</i> , 2005 y Seo <i>et al.</i> , 2005.
El metal en su estado de oxidación +2 altera la expresión génica y el metabolismo celular (toxicidad reproductiva y carcinogénesis).	Forgacs <i>et al.</i> , 2012.
Degeneración testicular en ratones y posible aumento de las malformaciones estructurales en bebés intrauterinos.	Kas <i>et al.</i> , 2008

Fuente: Olivares *et al.*, 2015.

5.2.5 Normatividad ambiental asociada al mercurio, arsénico, cadmio y níquel

En Colombia los niveles máximos permisibles del mercurio, arsénico, cadmio y níquel en agua para usos potenciales están definidos a través de la normatividad expresada en la tabla 5-2-5 y la tabla 5-2-6.

Tabla 5-2-5. Niveles máximos permisibles de Hg, As, Cd y Ni en agua establecidos en las normas vigentes en Colombia

Norma	Aplicabilidad	Concentración en ppm			
		Hg	As	Cd	Ni
Resolución 2115/2007	Calidad de agua tratada para consumo humano.	0,001	0,01	0,003	0,02
Resolución 0631/2015	Vertimientos en actividades mineras.	0,002	0,1	0,05	0,5
Resolución 1207/2014	Calidad de aguas residuales tratadas para reúso en algunas actividades industriales y agrícolas.	(0,001 - 0,002)	0,1 - 0,2	0,01-0,01	(0,2-0,2)
Decreto 1287/2014	Uso de biosólidos para actividades específicas en (agricultura - suelos).	(10-20)	(20-40)	(8-40)	(80-420)

Fuente: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio, Ministerio de Salud y Protección Social.

Tabla 5-2-6. Niveles máximos permisibles de Hg, As, Cd y Ni para diferentes usos en Colombia

Metal	Uso actividades domésticas	Uso agrícola	Uso pecuario
Hg	0,002	N.A.	0,01
As	0,05	0,1	0,2
Cd	0,01	0,01	0,05
Ni	N.A.	0,2	N.A.

Fuente: Decreto 1076 de 2015 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.

En algunos países existe normatividad para el control de las concentraciones del mercurio, arsénico, cadmio y níquel en sedimentos de agua dulce, establecidos como umbrales de riesgo para la vida acuática, en la tabla 5-2-7 se indican los valores.

Tabla 5-2-7. Concentraciones del mercurio sedimentos de agua dulce en mg/Kg en base seca

País	Australia/Nueva Zelanda	Canadá	Holanda	Estados Unidos
Arsénico	20	5,9	29	17
Cadmio	1,5	0,6	0,8	3,53
Mercurio	0,15	0,17	0,3	0,486
Níquel	21		35	36

Fuente: Department of Environment and Conservation The Government Western Australia, Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life, Ministerie van Volkshuisvesting Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Sediment quality guidelines that reflect probable effect concentration.

6. Materiales y métodos

El origen de la investigación exploratoria de campo surge como insumo para la investigación penal a fin de tener un soporte pericial de la contaminación ambiental, generada por la explotación de yacimiento minero ilegal en los departamentos de Antioquia, Bolívar, Caldas, Cauca, Córdoba, Chocó, Nariño, Risaralda, Santander y Valle del Cauca durante 2012, 2013, 2014, 2015 y 2016. Los muestreos puntuales de aguas, inicialmente tenían la finalidad de comparar las concentraciones de los metales con lo establecido en el Decreto 1594 de 1984, en el cual se regulaban las concentraciones máximas del mercurio, arsénico, cadmio y níquel para el uso del recurso hídrico en actividades domésticas, agrícolas y pecuarias; teniendo en cuenta que en la mayoría de los casos no se encontraban vertimientos, paralelamente se recolectaban muestras puntuales de sedimentos en los puntos donde se observaban descargas directas de residuos provenientes de los canalones del lavado de los minerales.

Las muestras recolectadas fueron sometidas análisis de laboratorio para determinar concentraciones de mercurio, arsénico, cadmio y níquel en la matriz agua y en la matriz sedimentos. La recolección de las muestras por departamento se realizó en los municipios que aparecen en la tabla 6.

Tabla 6. Departamentos de Colombia donde se recolectaron las muestras puntuales

Departamento	Puntos	Muestras	%	Municipios
Antioquia	15	60	23,5%	Anorí, Cáceres, Puerto Berrío, Remedios, Sonsón, Tarazá y Valdivia.
Bolívar	9	43	16,9%	Santa Rosa del Sur, río Viejo y Barranco de Loba.
Caldas	1	2	0,8%	Norcasia.
Cauca	8	57	22,4%	Buenos Aires, Mercaderes, Timbiquí, Suárez y Santander de Quilichao.
Chocó	12	52	20,4%	Quibdó, Yuto, Atrato, Unión Panamericana, Novita y Condoto.
Córdoba	5	15	5,9%	Ayapel.
Nariño	2	12	4,7%	Magui Payan.
Risaralda	1	3	1,2%	Mistrató.
Santander	2	8	3,1%	Lebrija y Rionegro.
Valle del Cauca	1	3	1,2%	Buenaventura.
Total	56	255	100,0%	29

Fuente: elaboración propia.

Antioquia con ocho municipios, Chocó con seis municipios y Cauca con cinco municipios representan el 65,5% del total muestreado. En el departamento de Bolívar, el municipio donde se realizaron la mayoría de las tomas de muestras fue Santa Rosa del Sur con siete puntos. En la tabla 6-1 se muestra la distribución de la toma de muestras por año y se indica el total de muestras recolectadas.

Tabla 6-1. Distribución de las tomas de muestras por año

Año/Estado	Activa	Inactiva	Puntos	Total muestras
2012	7	1	8	30
2013	9	0	9	62
2014	14	1	15	52
2015	15	4	19	82
2016	3	2	5	29
Total	48	8	56	255

Fuente: F.G.N.

En 2014, de las catorce explotaciones auríferas de aluvión activas se hallaron seis frentes inactivos; en el 2015, de las quince explotaciones auríferas de aluvión activas se hallaron dos frentes inactivos, y en el año 2016, de las tres explotaciones auríferas de aluvión activas se hallaron dos frentes inactivos.

6.1 Recolección de muestras de aguas

En la recolección de cada muestra puntual de agua en las descargas de los canalones (D), en los estanques (E) y en los cuerpos de agua (A) se utilizó una garrafa plástica de capacidad 250 mL, la cual se introdujo en cada cuerpo de agua; una vez recolectada la muestra se preservó con ácido nítrico hasta un pH < 2. Las descargas de agua generalmente consistieron en depósitos temporales de agua contiguos y en la misma dirección del flujo de la descarga de los canalones, en muy pocas veces se observó el vertimiento desde el canalón.

Los puntos de toma de muestras denominados estanques (E) correspondieron a los frentes de explotación aurífera, tanto activos como inactivos, y en algunas ocasiones a los depósitos de los sedimentos de los frentes activos. Los cuerpos de agua (A), de donde se recogieron muestras puntuales, en su gran mayoría fueron ríos o quebradas donde llegan por escorrentías o vertimientos directos los residuos de la extracción y lavado de minerales.

6.2 Recolección de muestras de sedimentos

En la toma de muestras de sedimentos se establecieron cuatro puntos de tomas de muestras puntuales: el canalón (C), la descarga de los canalones (D), los estanques (E) y los cuerpos de agua (A); se utilizó un frasco plástico de boca ancha de capacidad 250 mL, el sedimento superficial se recogió por contacto directo con el recipiente, haciendo una selección y embalaje de los residuos más finos.

De los canalones solamente se tomaron muestras en aquellos frentes de explotación donde por inspección ocular no se observaba mercurio, descartando muchos puntos donde el metal se veía a simple vista. En las descargas de los canalones se tomaron muestras puntuales de sedimentos en los depósitos de agua aledaños a la estructura de amalgamación y los canales con dirección a los estanques y a las quebradas o ríos. En los estanques y cuerpos de agua, los sedimentos se recogieron en las orillas de potencial influencia de la actividad aurífera.

6.3 Análisis de laboratorio

Las técnicas instrumentales para el análisis de las muestras de aguas y de sedimentos del Laboratorio de Aguas de la Empresa de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Bogotá (EAB-ESP) se mencionan a continuación.

- Análisis de mercurio: absorción atómica-vapor frío, estándar métodos 3112B-Hg, con límite de cuantificación de 0,0005 ppm.
- Análisis de arsénico: digestión con ácido nítrico-espectrometría de plasma inducido, estándar métodos 3030E-3120B-As, con límite de cuantificación de 0,01 ppm.
- Análisis de cadmio: digestión con ácido nítrico-espectrometría de plasma inducido, estándar métodos 3030E-3120B-Cd, con límite de cuantificación de 0,01 ppm.
- Análisis de níquel: digestión con ácido nítrico-espectrometría de plasma inducido, estándar métodos 3030E-3120B-Ni, con límite de cuantificación de 0,01 ppm

Para las muestras de sedimentos el método analítico fue modificado, usando digestión a alta presión en recipientes de teflón inmersos en bombas de acero inoxidable. En el análisis de los reportes de los resultados emitidos por el Laboratorio de Aguas de la E.A.B.-E.S.P., se utiliza estadística básica y las comparaciones se hacen con base en los promedios y medianas de cada una de las concentraciones de los metales en las matrices agua y sedimentos.

En el estado de los estudios de los metales en sedimentos se hace una recopilación bibliográfica de la presencia en los cuerpos de aguas superficiales y se identifican los factores generadores de la presencia del arsénico, cadmio, mercurio y níquel en los mismos. La propuesta de la norma legal ambiental para Colombia de los niveles máximos de Hg, As, Cd y Ni en sedimentos de las actividades extractivas de minerales, se estima con fundamento en la mediana y los porcentajes de cada metal en las descargas de los canalones, en los estanques artificiales o frentes de explotación activos como inactivos y en los cuerpos de aguas naturales.

7. Resultados

Las presiones antrópicas ejercidas sobre los lechos de los cuerpos de agua superficiales han incorporado metales pesados en sus sedimentos; en los estudios del contenido del mercurio en los sedimentos del río Calero y del río Amarillo en Ecuador, hallaron el aumento del 792% y del 109% al comparar los niveles antes y después de las plantas de beneficio de oro (Mora *et al.*, 2016); la concentración del mercurio en los sedimentos del río Anoía en España se incrementó en un 31.817%, aguas abajo de la Igualada (Rosas, 2005), no solamente las actividades mineras aportan metales en los sedimentos, los vertimientos de la planta de Cloro de Sosa en Villa Clara (Cuba) son los generadores de altos contenidos del mercurio en los sedimentos del río Sagua La Grande, con rangos entre 0,507 y 1,81/Kg (Díaz, 2015).

Las concentraciones del mercurio, arsénico, cadmio y níquel en agua y sedimentos de cada punto denominado como canalón (C), descarga de canalón (D), estanque (E) y cuerpo de agua (A) fueron determinadas en el Laboratorio de Aguas de la Empresa de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Bogotá (E.A.B-E.S.P.).

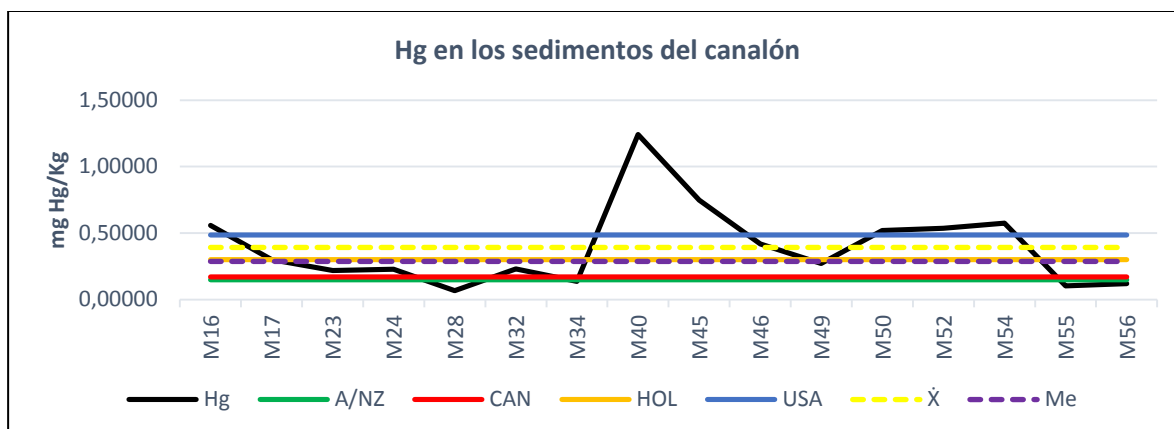
7.1 Concentraciones de mercurio, arsénico, cadmio y níquel en los sedimentos

En la gráfica 7-1-1-1, gráfica 7-1-2-1, gráfica 7-1-3-1 y gráfica 7-1-4-1 se ilustran los promedios (\bar{X}), la mediana (Me) y las concentraciones establecidas para la protección de la vida acuática del Hg, As, Cd y Ni en los sedimentos de agua dulce en Australia/Nueva Zelanda (ANZ), Canadá (CAN), Holanda (HOL) y Estados Unidos (USA). Para hacer un análisis de las concentraciones de los metales en función de la temporalidad de las etapas del lavado de minerales en los canalones, la eventualidad de las descargas de los canalones y del estado de los frentes de explotación minera o estanques artificiales. Se denominó como canalón activo (CA) el evento de hallazgos de residuos o sólidos húmedos en la superficie de lavado o amalgamación y canalón inactivo (CI) cuando se observaron residuos mineros secos sobre su superficie. Las descargas activas de los canalones (DA) aplicaron en los eventos ligados a canalones activos; de forma similar, se tuvo en cuenta los canalones inactivos para relacionarlos con descargas inactivas. Para el caso de los estanques artificiales, la denominación de inactivo se empleó para los frentes mineros abandonados o ya explotados, mientras que los estanques activos para el sitio donde se estaba desarrollando la extracción de minerales o para los depósitos de residuos mineros.

7.1.1 Concentraciones del mercurio

7.1.1.1 Hg en los canalones

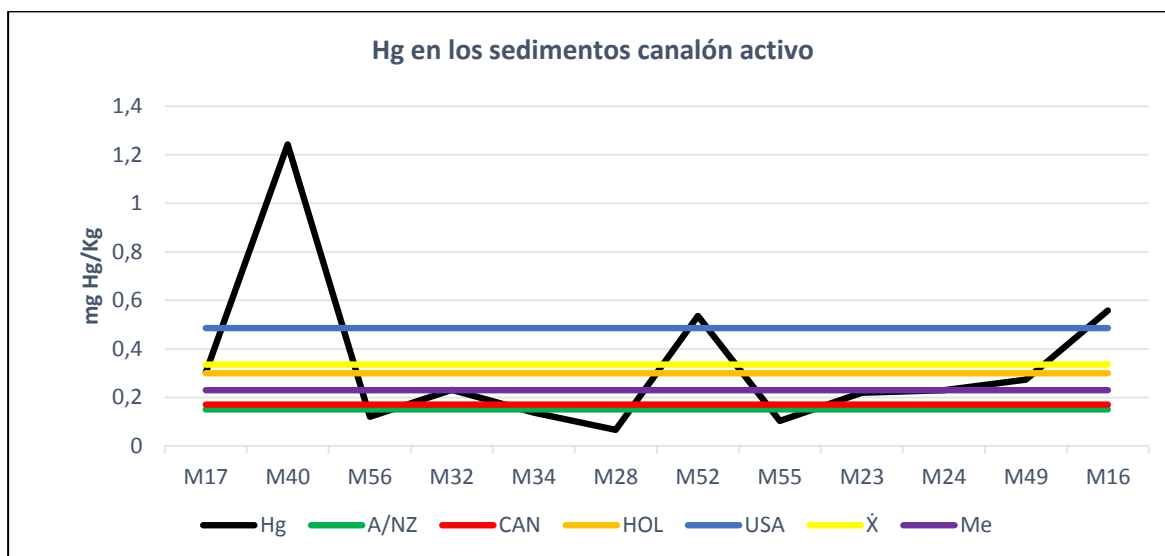
Gráfica 7-1-1-1. Concentraciones del mercurio en los sedimentos de los canalones



El conteo total fue de dieciséis datos, con un promedio de 0,39 mg Hg/Kg y una mediana de 0,29 mg Hg/Kg. La concentración máxima del mercurio fue de 1,2419 mg/Kg y el valor mínimo fue de 0,0663 mg/Kg; la desviación estándar fue de 0,30 y el coeficiente de variación del 77%. El 75% de las concentraciones del mercurio superaron las normas ANZ y CAN, mientras que para las normas HOL y USA el 50% y el 38% de las concentraciones fueron excedidas respectivamente.

7.1.1.1 A: Hg en los canales activos

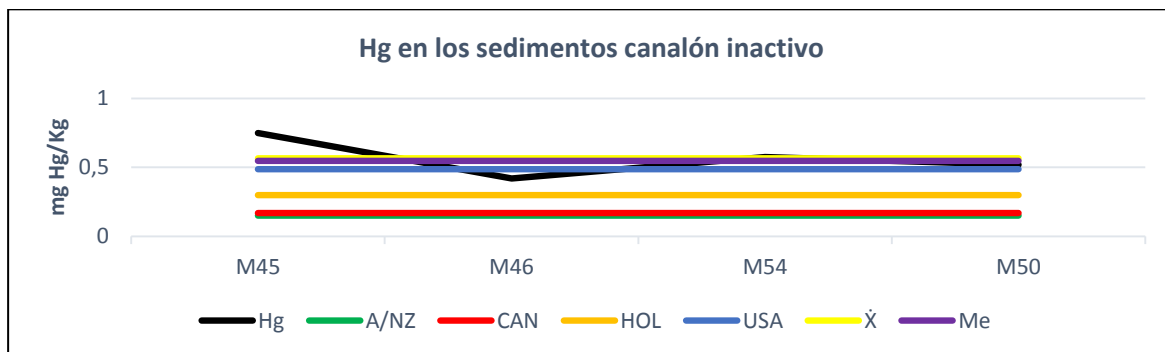
Gráfica 7-1-1-A. Concentraciones del mercurio en los sedimentos de los canales activos



El conteo total fue de doce datos, con un promedio de 0,33 mg Hg/Kg y una mediana de 0,23 mg Hg/Kg, la desviación estándar fue de 0,33 y el coeficiente de variación del 97%. El 67% de las concentraciones del mercurio superaron las normas ANZ y CAN, mientras que para las normas HOL y USA el 33% y el 25% de las concentraciones fueron excedidas respectivamente.

7.1.1.1B: Hg en los canalones inactivos

Gráfica 7-1-1-1-B. Concentraciones del mercurio en los sedimentos de los canalones inactivos

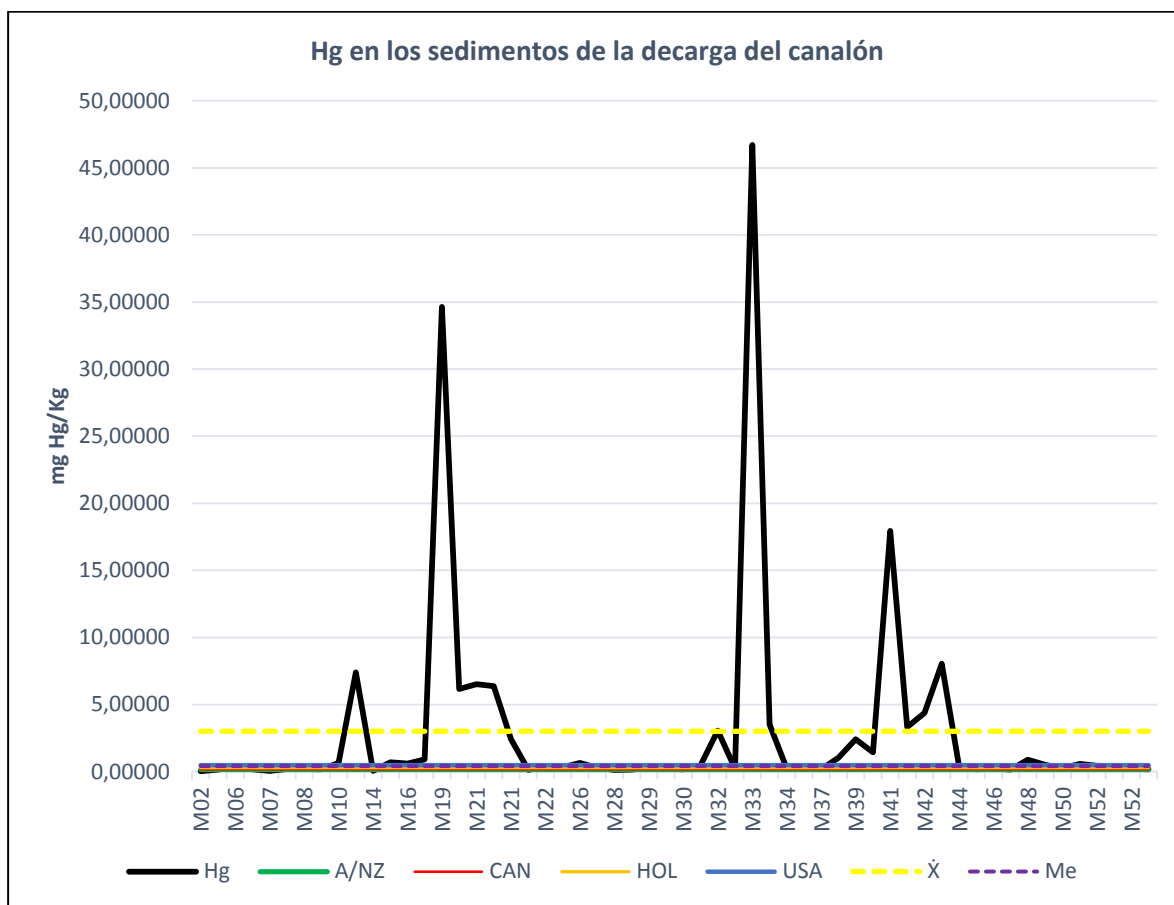


Fuente: elaboración propia.

El conteo total fue de cuatro datos, el valor máximo fue 0,74840 ppm y el mínimo 0,41910 ppm, el promedio fue de 0,57 mg Hg/Kg y mediana de 0,55 mg Hg/Kg, la desviación estándar fue de 0,14 y el coeficiente de variación del 24%. Las normas ANZ, HOL y CAN se excedieron en el 100%, mientras que la norma USA se superó en el 75%.

7.1.1.2 Hg en las descargas de los canalones

Gráfica 7-1-1-2. Concentraciones del mercurio en los sedimentos de las descargas de los canales

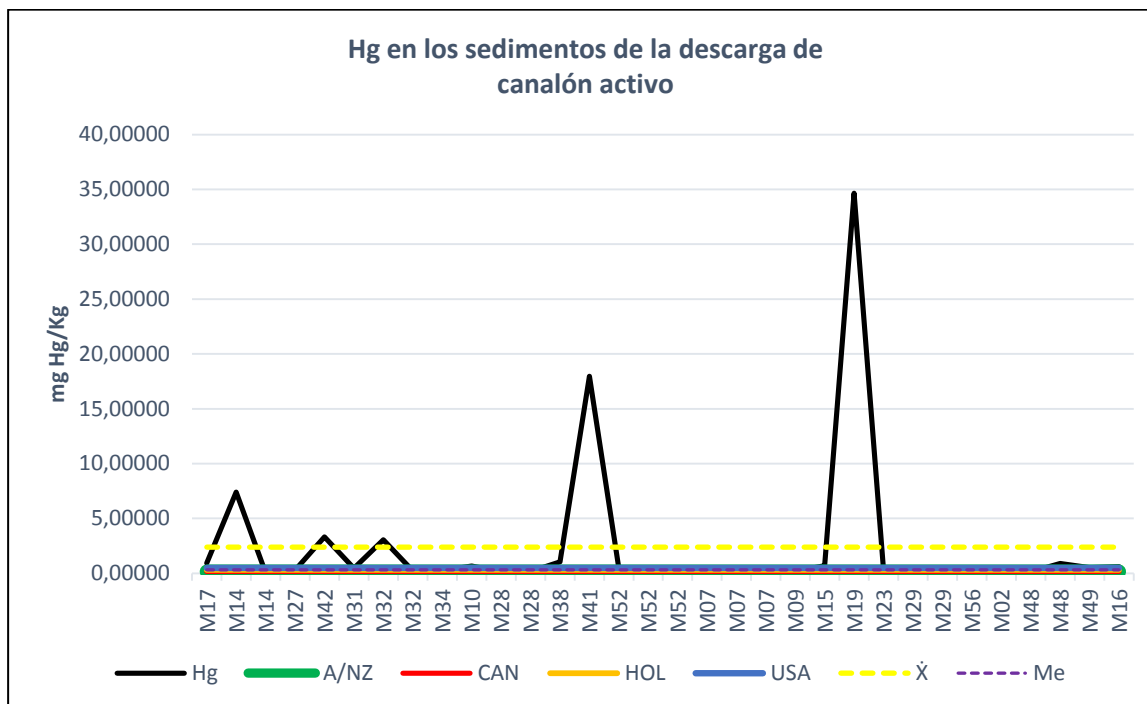


Fuente: elaboración propia.

El conteo total de 56 datos, con un promedio de 3,01 mg Hg/Kg y una mediana de 0,41 mg Hg/Kg, con un valor máximo de 46,713 ppm y mínimo de 0,040 ppm, la desviación estándar fue de 7,99 y el coeficiente de variación del 266%. Las normas ANZ, CAN, HOL y USA fueron excedidas en el 89%, 84%, 59% y 43% respectivamente

7.1.1.2 A: Hg en las descargas de los canales activos

Gráfica 7-1-1-2A. Concentraciones de mercurio en los sedimentos en las descargas de los canales activos



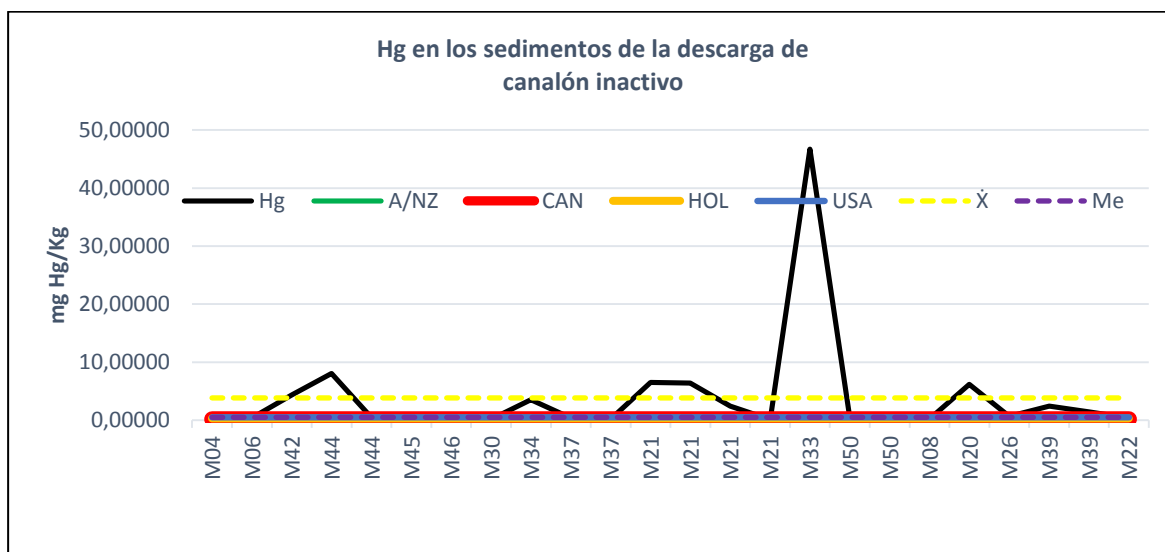
Fuente: elaboración propia.

El conteo total de los 32 datos arrojó un promedio de 2,38 mg Hg/Kg y una mediana de 0,31 mg Hg/Kg, con un valor máximo de 34,64 ppm y mínimo de 0,040 ppm, la desviación estándar fue de 6,77 y el coeficiente de variación del 285%. Las normas ANZ, CAN, HOL y USA fueron excedidas en el 81%, 81%, 53% y 38% respectivamente.

7.1.1.2B: Hg en las descargas de los canales inactivos

El conteo total de los veinticuatro datos arrojó un promedio de 3,84 mg Hg/Kg y una mediana de 0,50 mg Hg/Kg, con un valor máximo de 46,713 ppm y mínimo de 0,1256 ppm, la desviación estándar fue de 9,46 y el coeficiente de variación del 246%.

Gráfica 7-1-1-2B. Concentraciones de mercurio en los sedimentos en las descargas de los canalones inactivos

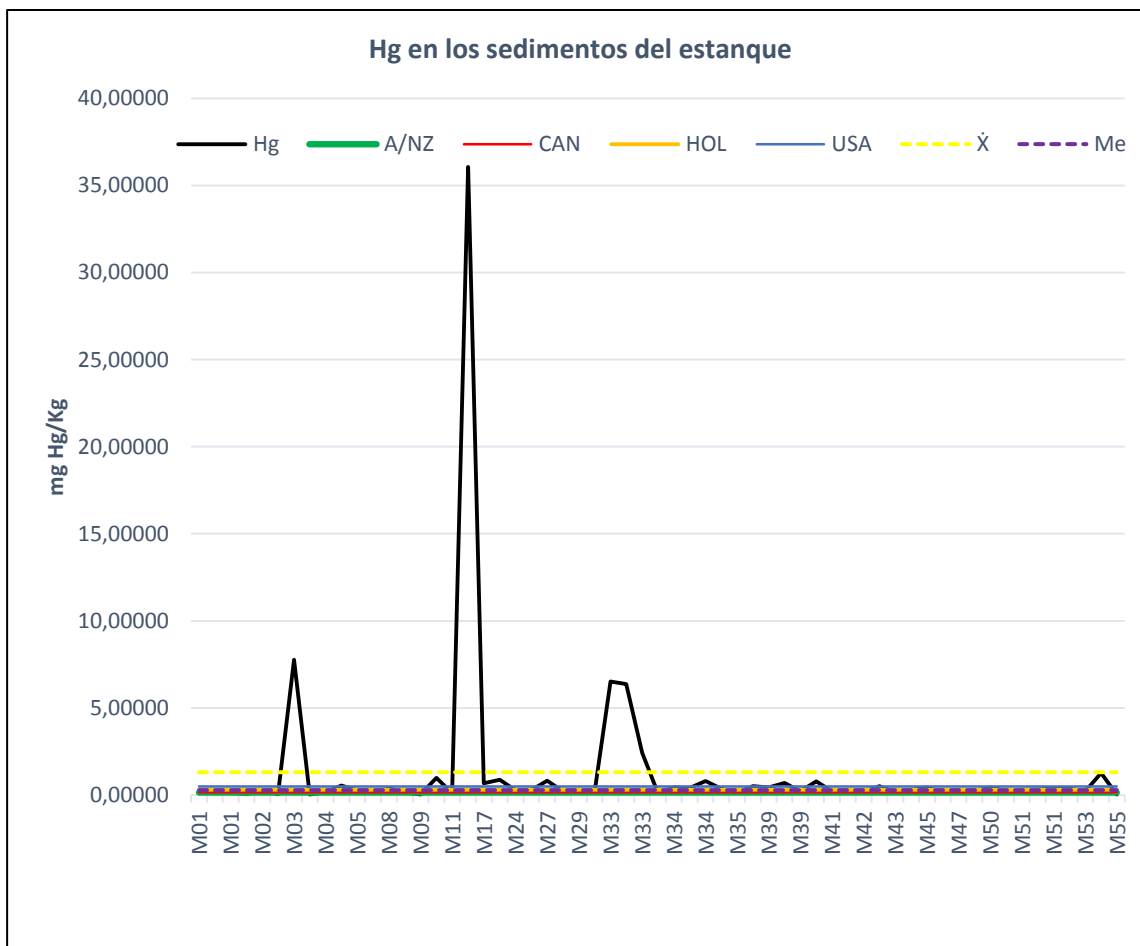


Fuente: elaboración propia.

El conteo total de los veinticuatro datos arrojó un promedio de 3,84 mg Hg/Kg y una mediana de 0,50 mg Hg/Kg, con un valor máximo de 46,713 ppm y mínimo de 0,1256 ppm, la desviación estándar fue de 9,46 y el coeficiente de variación del 246%. Las normas ANZ, CAN, HOL y USA fueron excedidas en el 96%, 88%, 67% y 50% respectivamente.

7.1.1.3 Hg en los estanques artificiales

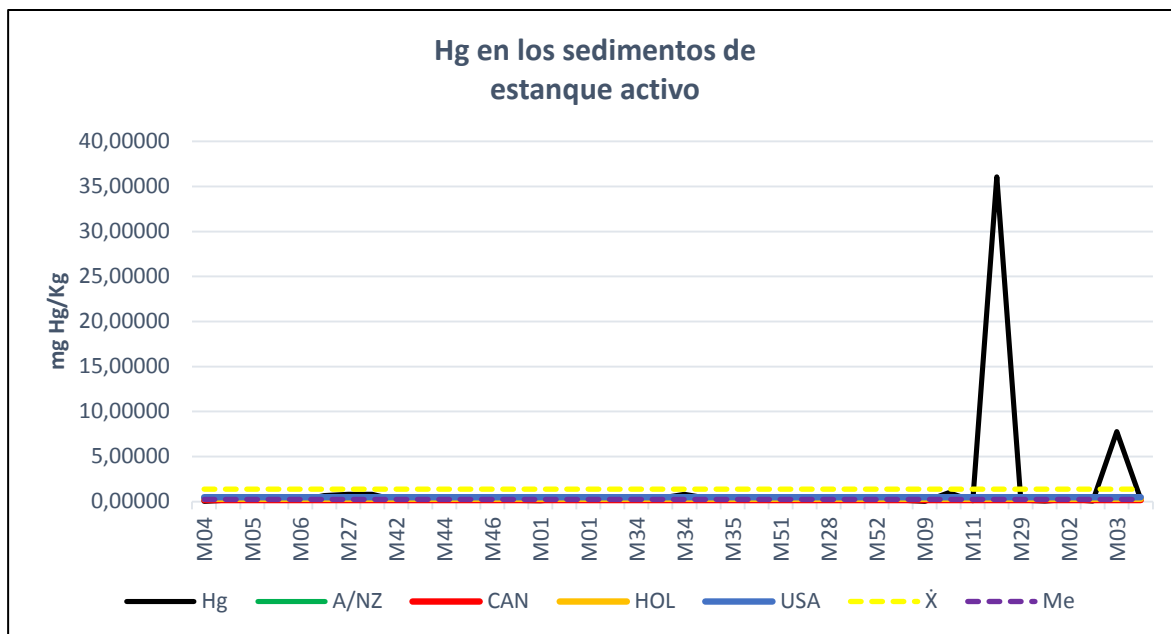
Gráfica 7-1-1-3. Concentraciones del mercurio en los sedimentos de los estanques



Fuente: elaboración propia.

El conteo total de los 59 datos dio promedio de 1,31 mg Hg/Kg y una mediana de 0,28 mg Hg/Kg, el valor máximo fue de 36,06724 ppm y el mínimo de 0,03570 ppm, la desviación estándar fue de 4,84 y el coeficiente de variación del 370%. Las normas ANZ, CAN, HOL y USA fueron excedidas en el 76%, 66%, 46% y 27% respectivamente.

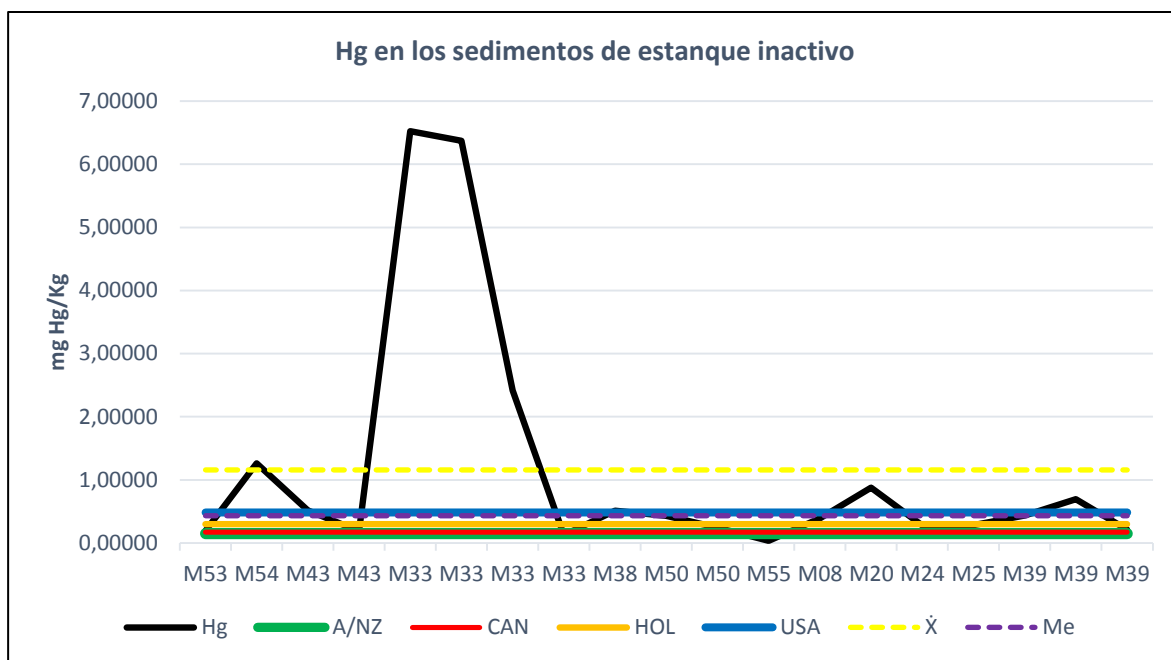
7.1.1.3A Hg en los estanques artificiales activos

Gráfica 7-1-1-3A. Concentraciones del mercurio en los sedimentos de los estanques activos

Fuente: elaboración propia.

El conteo total de los 40 datos dio promedio de 1,38 mg Hg/Kg y una mediana de 0,24 mg Hg/Kg, la desviación estándar fue de 5,75 y el coeficiente de variación del 417%. Las normas ANZ, CAN, HOL y USA fueron excedidas en el 70%, 58%, 40% y 20% respectivamente.

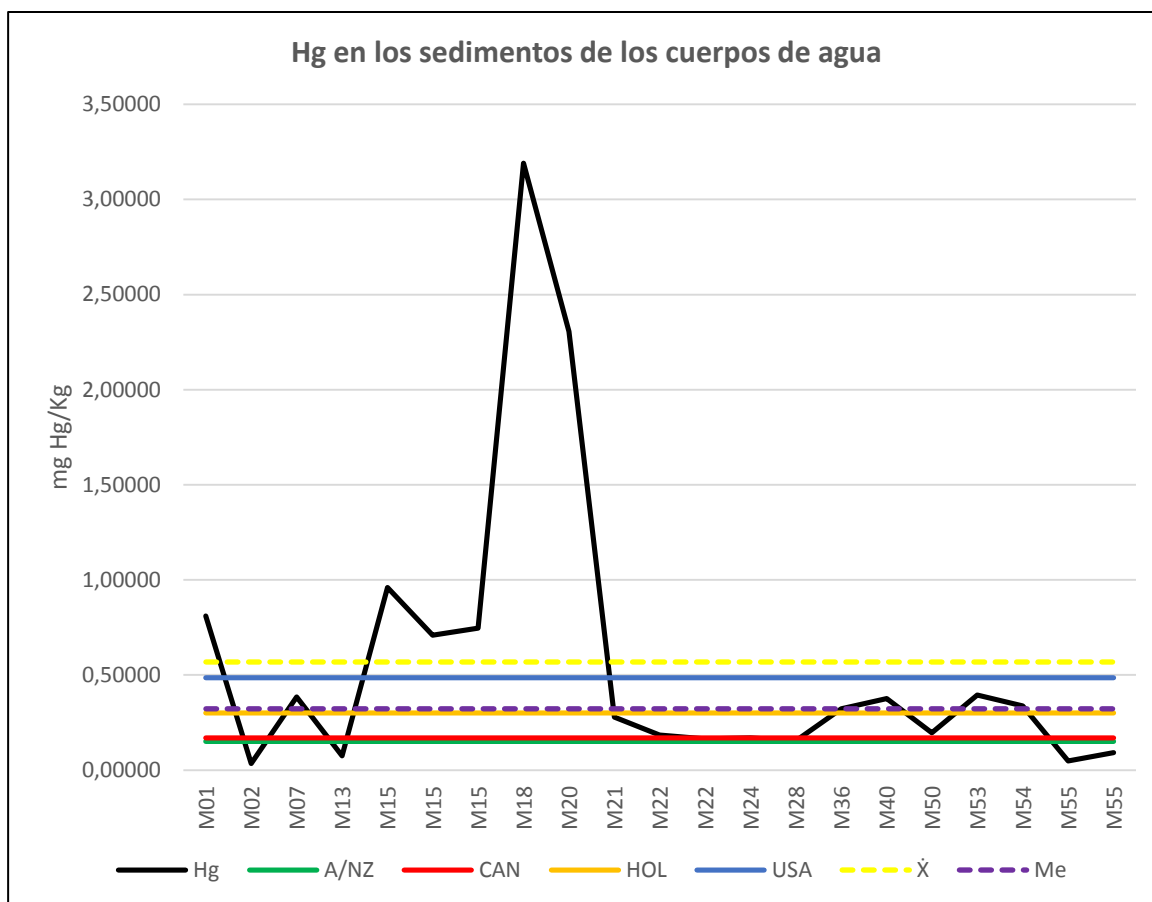
7.1.1.3B: Hg en los estanques artificiales inactivos

Gráfica 7-1-1-3B. Concentraciones del mercurio en los sedimentos de los estanques inactivos

Fuente: elaboración propia.

El conteo total de los diecinueve datos arrojó un promedio de 1,16 mg Hg/Kg y una mediana de 0,43 mg Hg/Kg, el valor máximo fue de 6,5215 ppm y el mínimo de 0,03650 ppm, la desviación estándar fue de 1,94 y el coeficiente de variación del 168%. Las normas ANZ, CAN, HOL y USA fueron excedidas en el 89%, 89%, 58% y 42% respectivamente.

7.1.1.4 Hg en los cuerpos de agua

Gráfica 7-1-1-4. Concentraciones del mercurio en los sedimentos de los cuerpos de agua

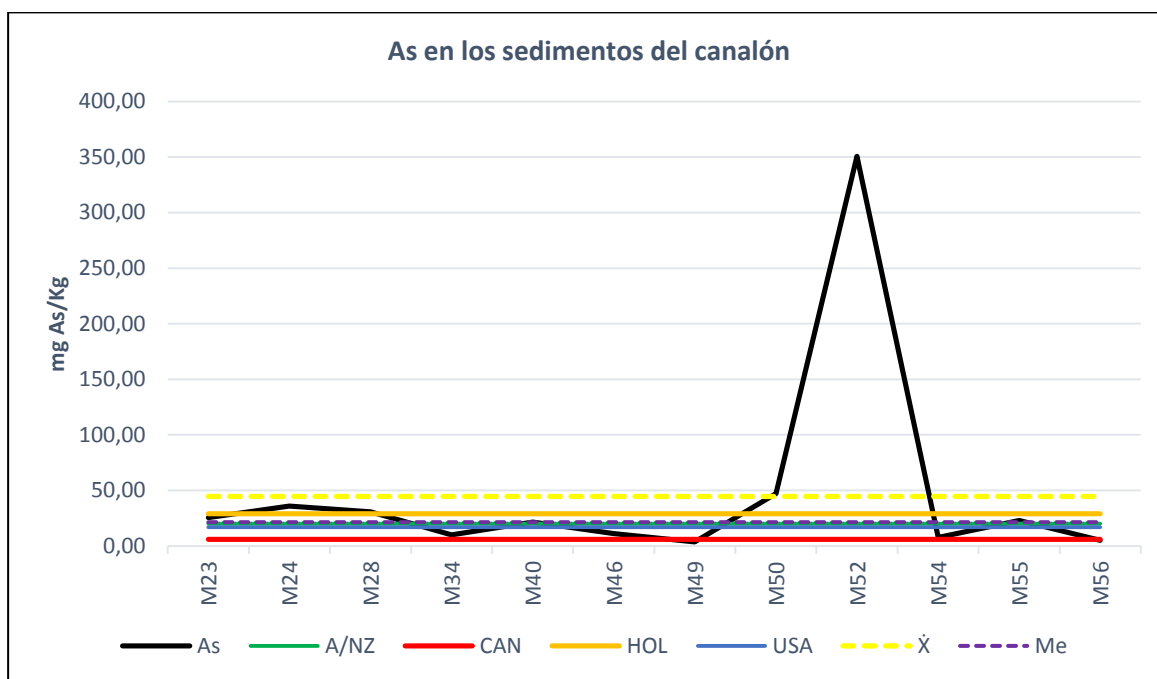
El conteo total de los veintiún datos arrojó promedio de 0,57 mg Hg/Kg y una mediana de 0,32 mg Hg/Kg, el valor máximo fue de 3,1916 ppm y el mínimo de 0,03404 ppm, la desviación estándar fue de 0,78 y el coeficiente de variación del 138%. Las normas ANZ, CAN, HOL y USA fueron excedidas en el 81%, 62%, 52% y 33% respectivamente.

7.1.2 Concentraciones del arsénico

7.1.2.1 As en los canalones

El promedio y la mediana de los trece datos contabilizados fue de 44,58 mg As/Kg y de 21,42 mg As/Kg, con un valor máximo de 350,79 ppm y una concentración mínima de 3,74 ppm, la desviación estándar fue de 92,96 y el coeficiente de variación del 209%.

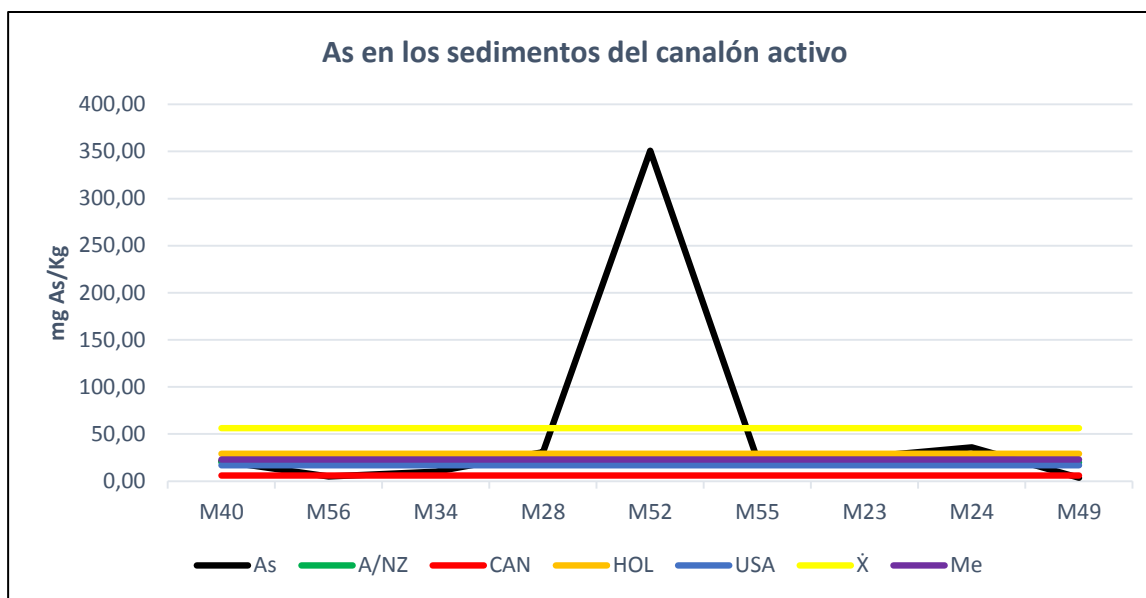
Gráfica 7-1-2-1. Concentraciones del arsénico en los sedimentos de los canales



Fuente: elaboración propia.

El 54% de las concentraciones del arsénico superaron las normas ANZ y USA, mientras que para las normas CAN y HOL el 85% y el 31% de las concentraciones fueron excedidas respectivamente.

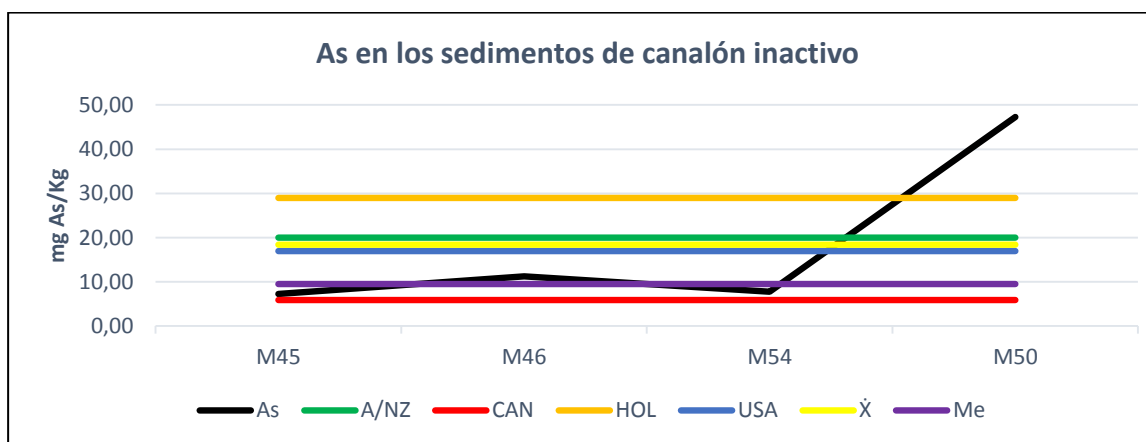
7.1.2.1A: As en los canales activos

Gráfica 7-1-2-1A. Concentraciones del arsénico en los sedimentos de los canalones activos

Fuente: elaboración propia.

El promedio y la mediana de los nueve datos contabilizados fue de 56,22 mg As/Kg y de 23, 05 mg As/Kg, la desviación estándar fue de 111,02 y el coeficiente de variación del 63%. El 67% de las concentraciones del arsénico superaron las normas ANZ y USA, mientras que para las normas CAN y HOL el 78% y el 33% de las concentraciones fueron excedidas respectivamente.

7.1.2.1B: As en los canalones inactivos

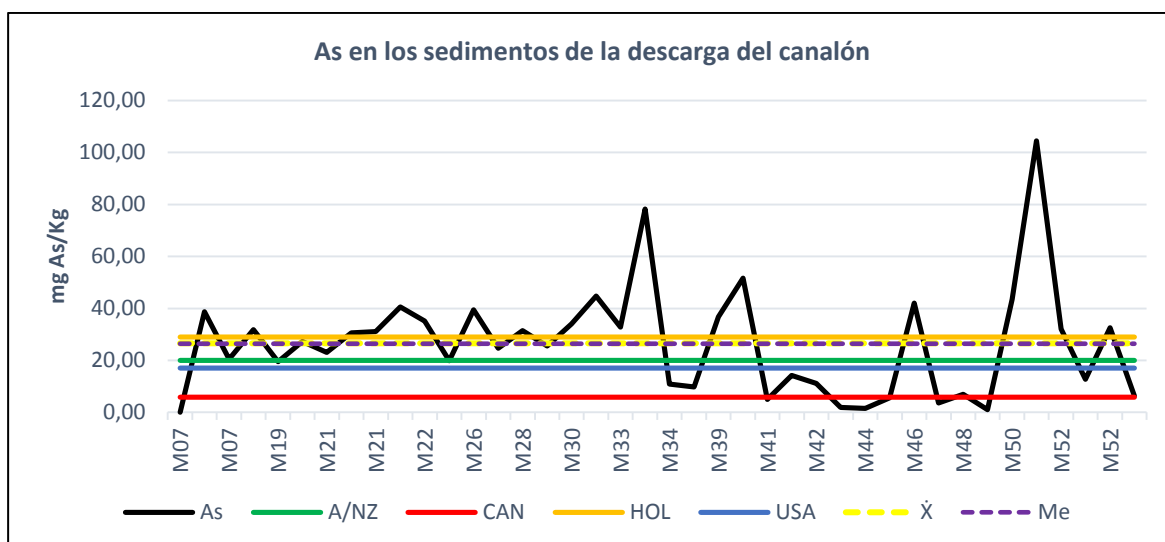
Gráfica 7-1-2-1B. Concentraciones del arsénico en los sedimentos de los canalones inactivos

Fuente: elaboración propia.

El promedio y la mediana de los cuatro datos contabilizados fue de 18,39 mg As/Kg y de 9,51 mg As/Kg, con un valor máximo de 47,26 ppm y una concentración mínima de 7,26 ppm, la desviación estándar fue de 19,33 y el coeficiente de variación del 105%. La norma CAN fue excedida en el 100%, mientras que las ANZ, HOL y USA solo en el 25%.

7.1.2.2 As en las descargas de los canalones

Gráfica 7-1-2-2. Concentraciones del arsénico en los sedimentos de las descargas de los canalones

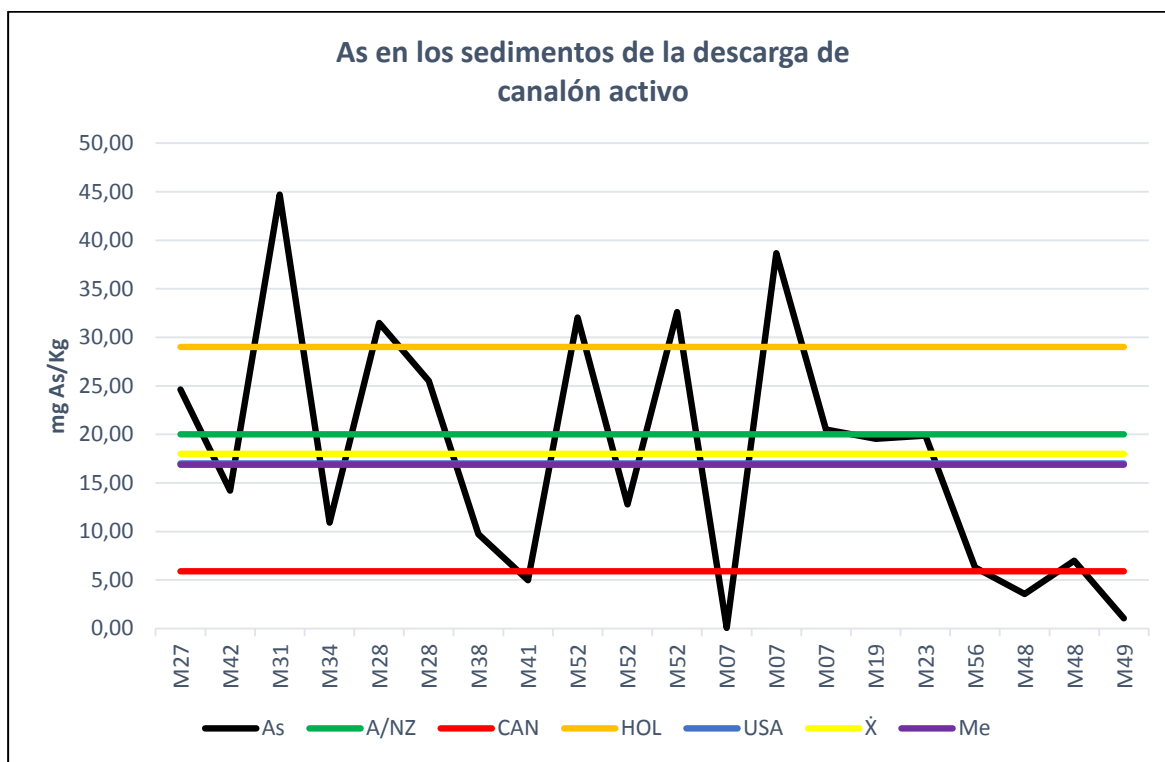


Fuente: elaboración propia.

Se contaron 40 datos, con un promedio de 26,57 mg As/Kg y una mediana de 26,41 mg As/Kg, con un valor máximo de 104,46 ppm y una concentración mínima de 0,06 ppm; la desviación estándar fue de 21,02 y el coeficiente de variación del 79%. El orden descendente en porcentaje de las concentraciones que excedieron las normas fue del 83%, 60%, 50% y 38% para CAN, USA, ANZ y HOL respectivamente.

7.1.2.2A: As en las descargas de los canalones activos

Gráfica 7-1-2-2A. Concentraciones del arsénico en los sedimentos de las descargas de los canales activos



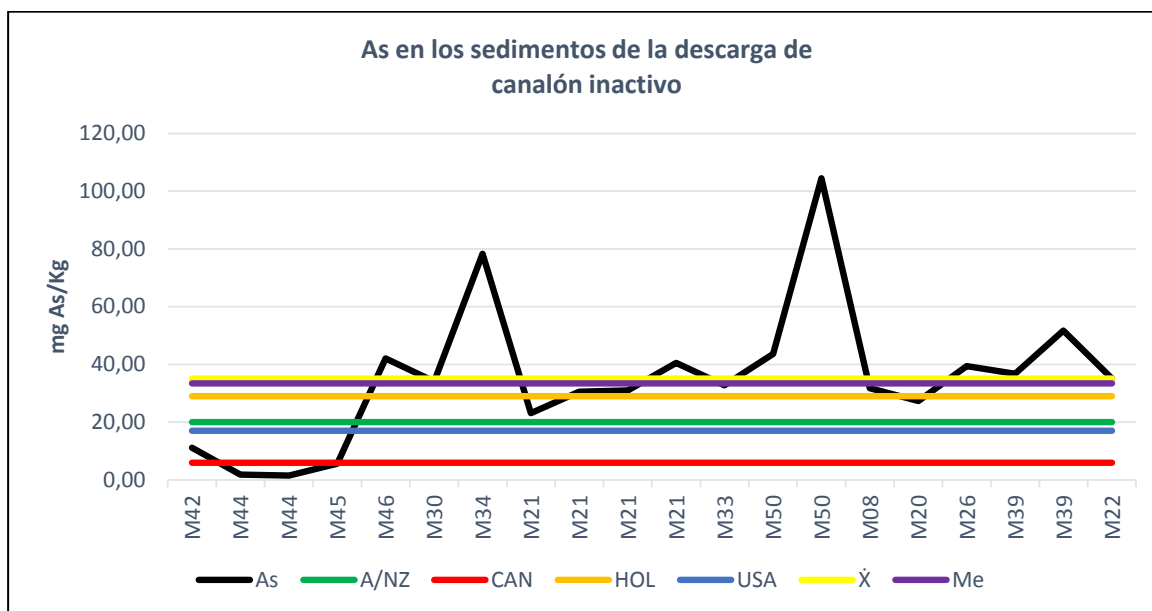
Fuente: elaboración propia.

Se contaron veinte datos con un promedio de 18,01 mg As/Kg y una mediana de 16,88 mg As/Kg, con un valor máximo de 44,71 ppm y una concentración mínima de 0,06 ppm; la desviación estándar fue de 13,08 y el coeficiente de variación del 73%. El orden descendente en porcentaje de las concentraciones que excedieron las normas fue del 80%, 50%, 40% y 25% para CAN, USA, ANZ y HOL respectivamente.

7.1.2.2B: As en las descargas de los canales inactivos

Se contaron veinte datos, con un promedio de 35,13 mg As/Kg y una mediana de 33,40 mg As/Kg, con un valor máximo de 104,46 ppm y una concentración mínima de 1,55 ppm; la desviación estándar fue de 24,12 y el coeficiente de variación del 69%.

Gráfica 7-1-2-2B. Concentraciones del arsénico en los sedimentos de las descargas de los canales inactivos

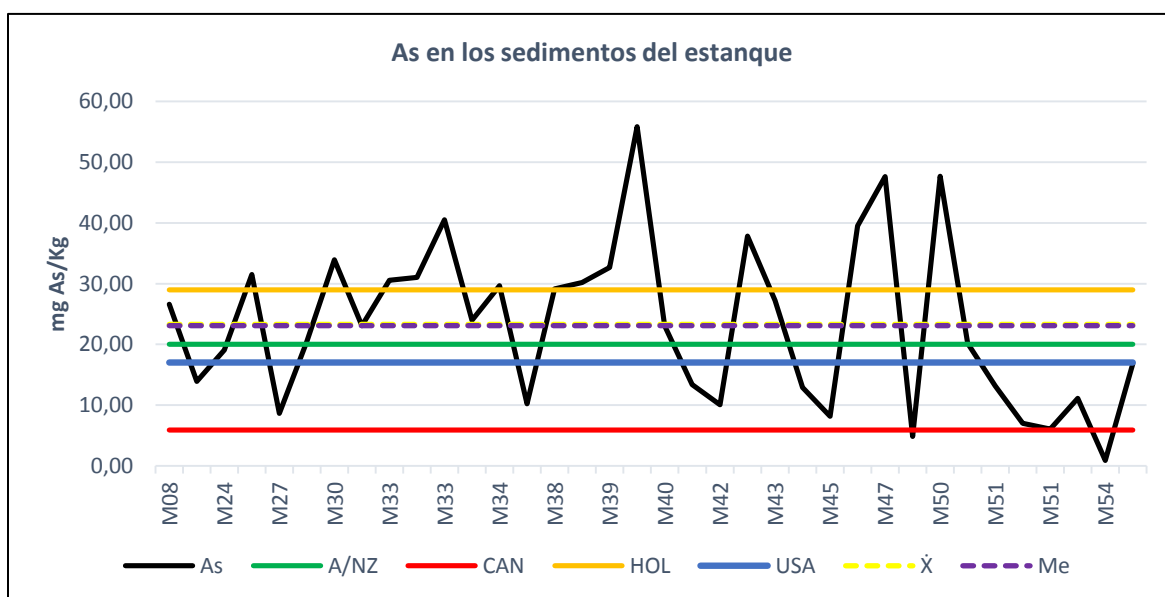


Fuente: elaboración propia.

El orden descendente en porcentaje de las concentraciones que excedieron las normas fue del 25%, 20%, 20% y 15% para HOL, ANZ, USA y CAN respectivamente.

7.1.2.3 As en los estanques artificiales

Gráfica 7-1-2-3. Concentraciones del arsénico en los sedimentos de los estanques

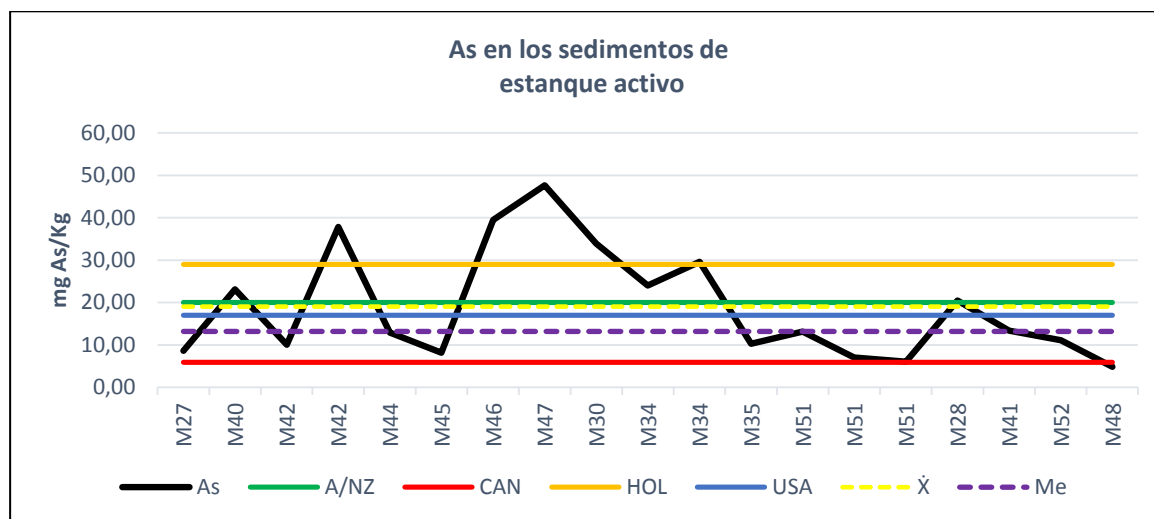


Fuente: elaboración propia.

Para las 36 concentraciones del arsénico de los estanques el promedio fue de 23,30 mg As/Kg y la mediana de 23,09 mg As/Kg, con un valor máximo de 55,86 ppm y una concentración mínima de 0,92 ppm; la desviación estándar fue de 13,48 y el coeficiente de variación del 58%. Las normas CAN, USA, ANZ y HOL fueron excedidas en un 94%, 61%, 58% y 39% respectivamente.

7.1.2.3A: As en los estanques artificiales activos

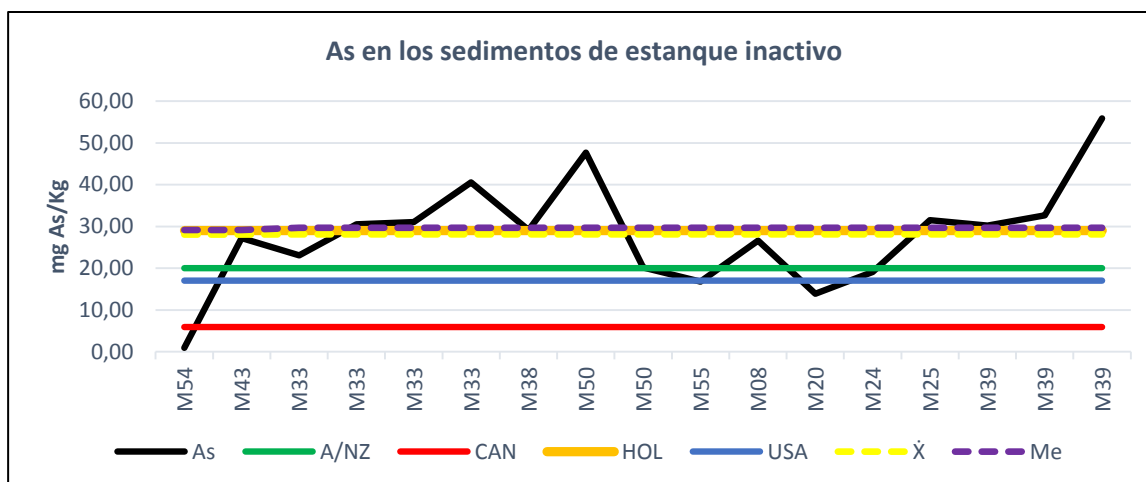
Gráfica 7-1-2-3A. Concentraciones del arsénico en los sedimentos de los estanques activos



Fuente: elaboración propia.

En las diecinueve concentraciones del arsénico de los estanques, el promedio fue de 19,04 mg As/Kg y la mediana de 13,18 mg As/Kg, con un valor máximo de 46,72 ppm y una concentración mínima de 4,85 ppm; la desviación estándar fue de 12,98 y el coeficiente de variación del 68%. Las normas CAN, USA, ANZ y HOL fueron excedidas en un 95%, 42%, 42% y 26%, en el mismo orden.

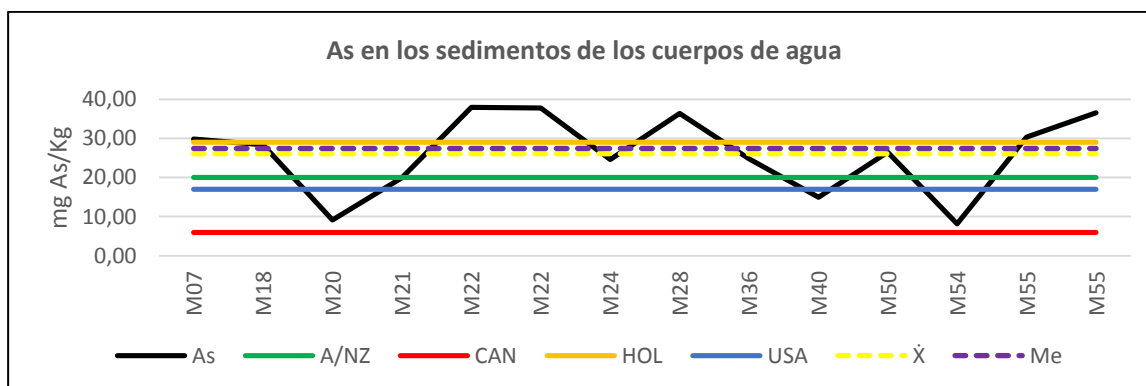
7.1.2.3B: As en los estanques artificiales inactivos

Gráfica 7-1-2-3B. Concentraciones del arsénico en los sedimentos en los estanques activos

Fuente: elaboración propia.

En las diecinueve concentraciones del arsénico de los estanques, el promedio fue de 19,04 mg As/Kg y la mediana de 13,18 mg As/Kg, con un valor máximo de 46,72 ppm y una concentración mínima de 4,85 ppm; la desviación estándar fue de 12,98 y el coeficiente de variación del 68%. Las normas HOL, ANZ, USA y CAN fueron excedidas en un 53%, 76%, 82% y 94%.

7.1.2.4 As en los cuerpos de agua

Gráfica 7-1-2-4. Concentraciones del arsénico en los cuerpos de agua

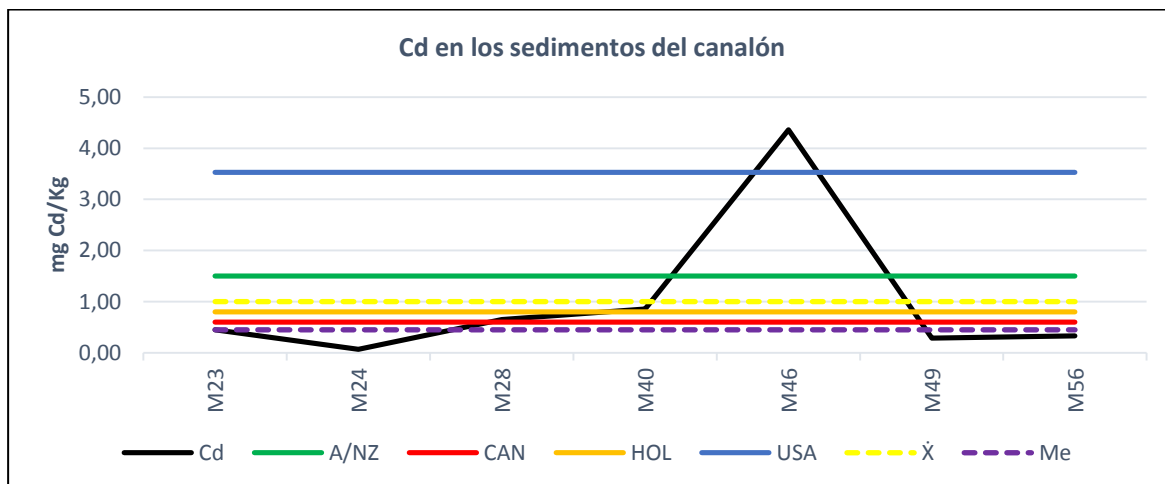
Fuente: elaboración propia.

El promedio y la mediana de las catorce concentraciones del As en los sedimentos de los cuerpos de agua superficiales fueron de 26,09 mg As/Kg y de 27,43 mg As/Kg, con un valor máximo de 37,93 ppm y una concentración mínima de 8,16 ppm; la desviación estándar fue de 11,77 y el coeficiente de variación del 45%. El 100% de las concentraciones excedió la norma CAN, mientras que la HOL, ANZ y USA fueron superadas en un 50%, 29% y 21% respectivamente.

7.1.3 Concentraciones del cadmio

7.1.3.1 Cd en los canalones

Gráfica 7-1-3-1. Concentraciones del cadmio en los canalones

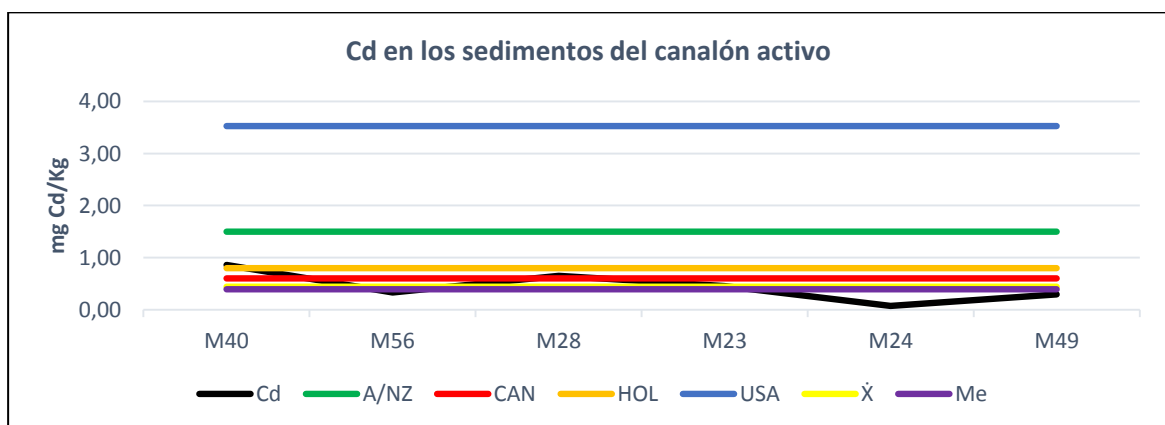


Fuente: elaboración propia.

El promedio y la mediana de los siete datos fue de 1,00 mg Cd/Kg y 0,45 mg Cd/Kg, con un valor máximo de 4,36 ppm y una concentración mínima de 0,07 ppm; la desviación estándar fue de 1,37 y el coeficiente de variación del 137%. El porcentaje de exceso de las concentraciones con respecto a las normas CAN, HOL, ANZ y USA, en el mismo orden, fue del 43%, 29%, 14% y 14%.

7.1.3.1A: Cd en los canalones activos

Gráfica 7-1-3-1A. Concentraciones del cadmio en los canalones activos



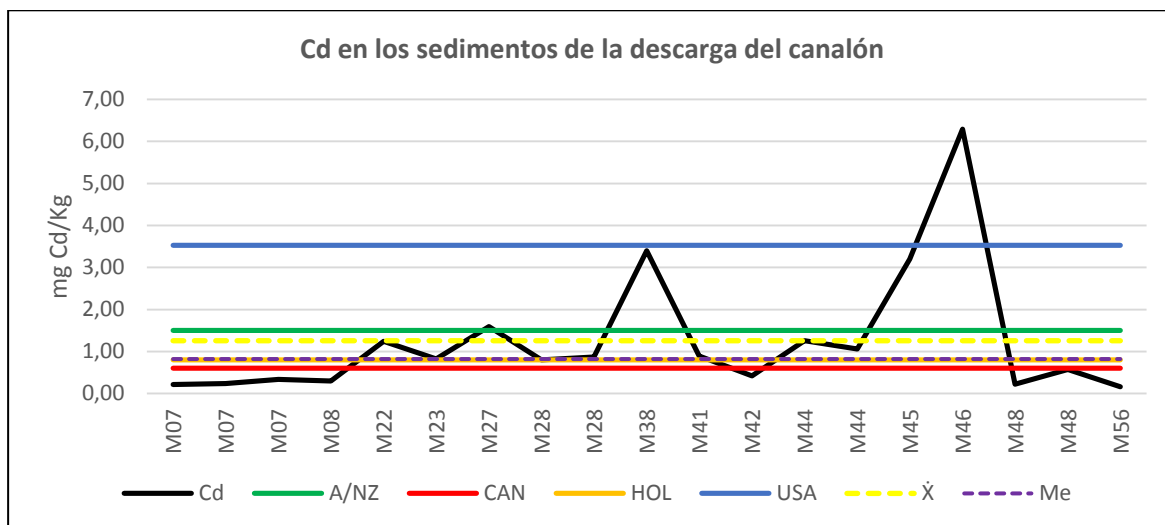
Fuente: elaboración propia.

El promedio y la mediana de los seis datos fue de 0,44 mg Cd/Kg y 0,39 mg Cd/Kg, con un valor máximo de 0,86 ppm y una concentración mínima de 0,07 ppm; la desviación estándar fue de 0,28 y el coeficiente de variación del 63%. El porcentaje de exceso de las

concentraciones con respecto a las normas CAN y HOL, en el mismo orden, fue del 33% y 17%. Las normas ANZ y USA no fueron excedidas.

7.1.3.2 Cd en las descargas de los canalones

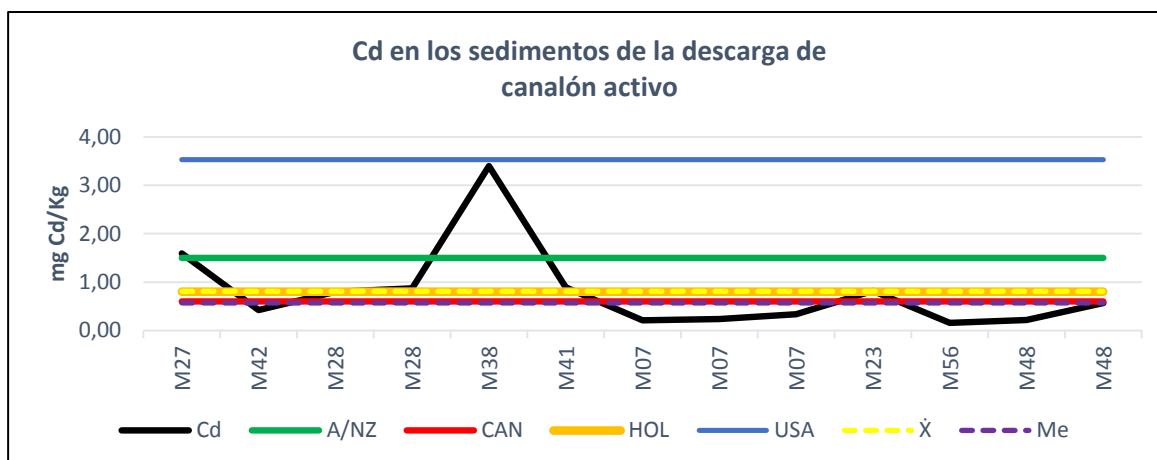
Gráfica 7-1-3-2. Concentraciones del cadmio en las descargas de los canalones



Fuente: elaboración propia.

Se analizaron diecinueve concentraciones de Cd en los sedimentos de las descargas de los canalones, el promedio fue de 1,26 mg Cd/Kg y la mediana de 0,82 mg Cd/Kg, con un valor máximo de 6,29 ppm y una concentración mínima de 0,16 ppm; la desviación estándar fue de 1,53 y el coeficiente de variación del 121%. El 58% de las concentraciones superaron las normas CAN y HOL, mientras que para ANZ y USA las concentraciones se excedieron el 21% y el 5%.

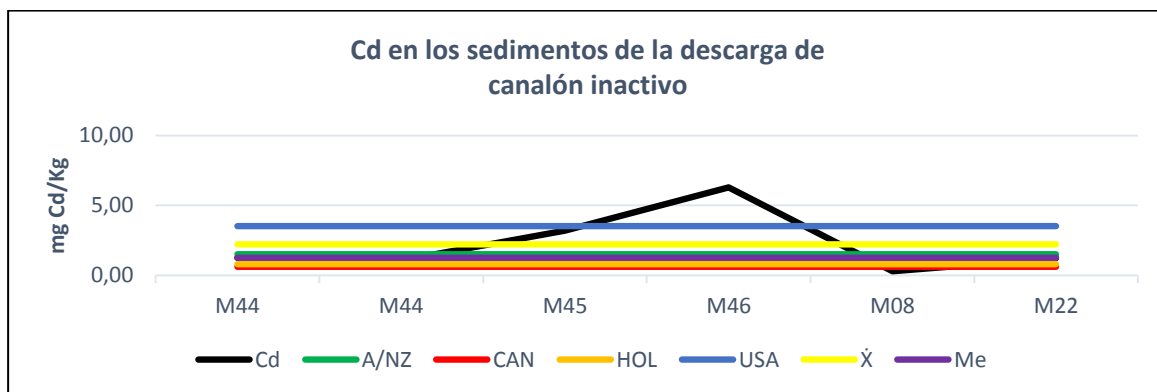
7.1.3.2A: Cd en las descargas de los canalones activos

Gráfica 7-1-3-2A. Concentraciones del cadmio en las descargas de los canales activos

Fuente: elaboración propia.

Se analizaron trece concentraciones de Cd en los sedimentos de las descargas de los canales activos, el promedio fue de 0,81 mg Cd/Kg y la mediana de 0,57 mg Cd/Kg, con un valor máximo de 3,40 ppm y una concentración mínima de 0,16 ppm; la desviación estándar fue de 0,88 y el coeficiente de variación del 108%. El 46% de las concentraciones superaron las normas CAN y HOL, para ANZ las concentraciones se excedieron el 15%. La norma USA no fue excedida.

7.1.3.2B: Cd en las descargas de los canales inactivos

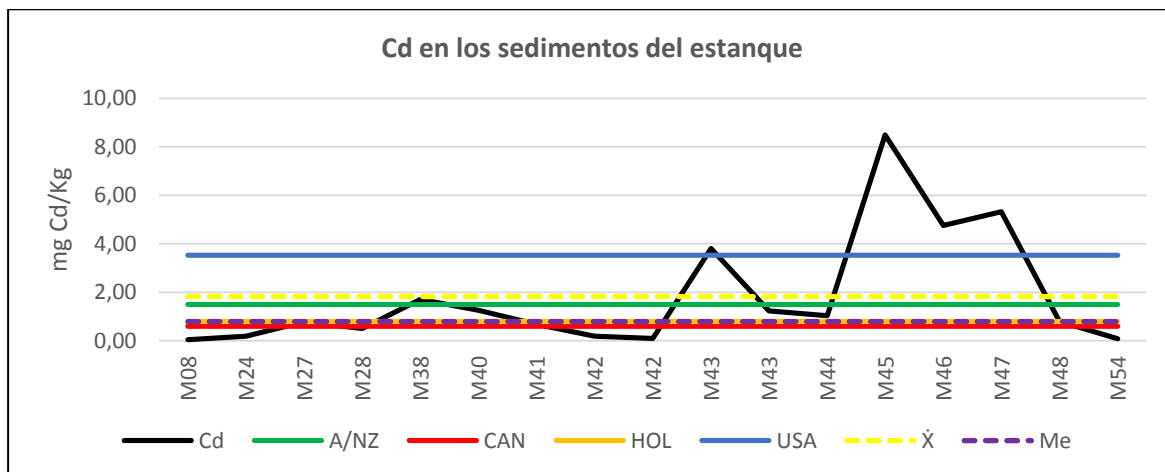
Gráfica 7-1-3-2B. Concentraciones del cadmio en las descargas de los canales inactivos

Fuente: elaboración propia.

En las seis concentraciones de Cd en los sedimentos de las descargas de los canales inactivos, el promedio fue de 2,22 mg Cd/Kg y la mediana de 1,25 mg Cd/Kg, con un valor máximo de 6,29 ppm y una concentración mínima de 0,30 ppm; la desviación estándar fue de 2,21 y el coeficiente de variación del 99%. El 83% de las concentraciones superaron las normas CAN y HOL, para ANZ y USA las concentraciones excedieron el 33% y el 17%.

7.1.3.3 Cd en los estanques artificiales

Gráfica 7-1-3-3. Concentraciones del cadmio en los estanques

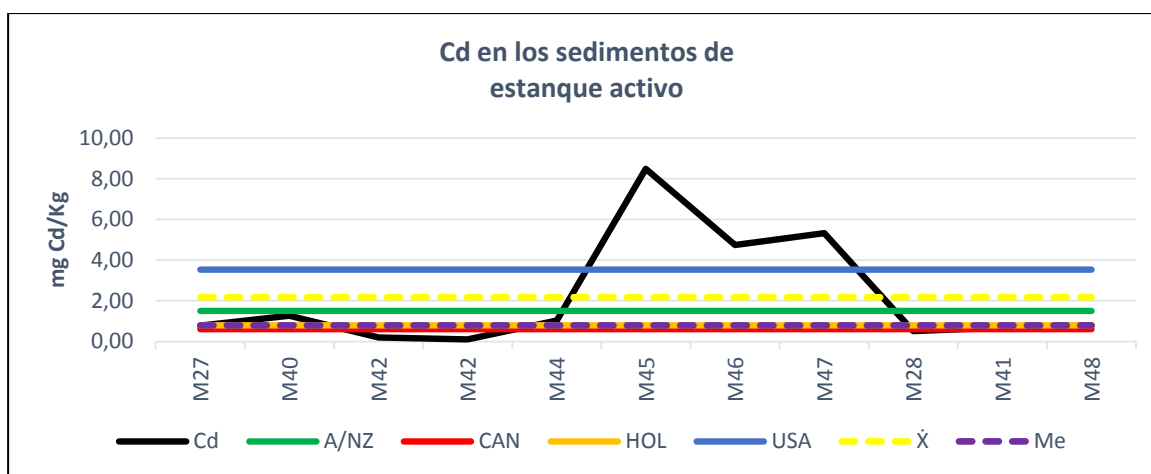


Fuente: elaboración propia.

El promedio y la mediana de las diecisiete concentraciones del cadmio en los sedimentos de los estanques fueron de 1,82 mg Cd/Kg y de 0,79 mg Cd/Kg, con un valor máximo de 8,49 ppm y una concentración mínima de 0,04 ppm; la desviación estándar fue de 2,37 y el coeficiente de variación del 130%. En orden descendente, los porcentajes de los valores que superaron las normas CAN, HOL, ANZ y USA fueron del 65%, 47%, 29% y 24%.

7.1.3.3A: Cd en los estanques artificiales activos

Gráfica 7-1-3-3A. Concentraciones del cadmio en los estanques activos



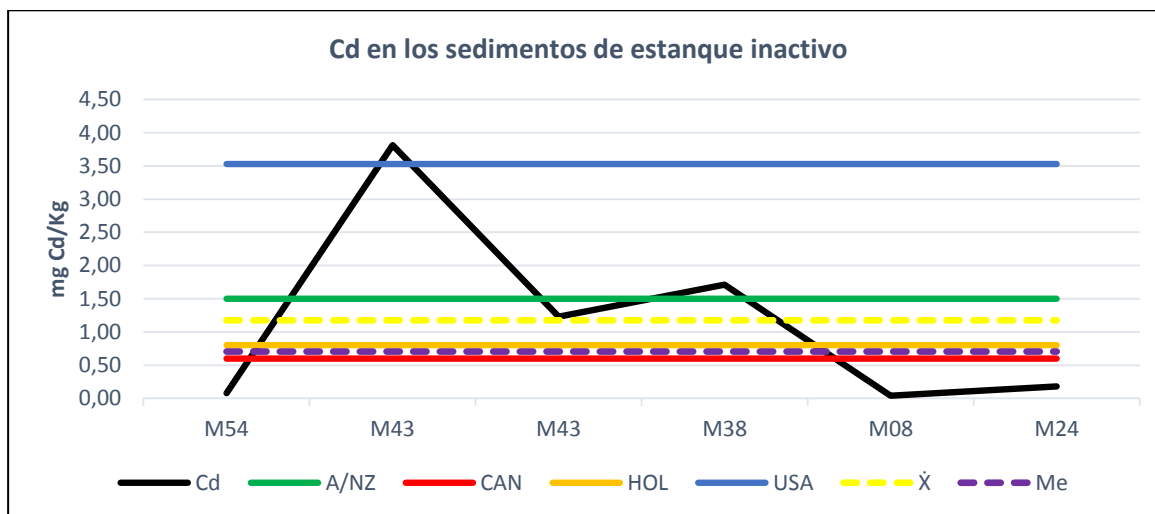
Fuente: elaboración propia.

El promedio y la mediana de las trece concentraciones del cadmio en los sedimentos de los estanques activos fueron de 2,17 mg Cd/Kg y de 0,79 mg Cd/Kg, con un valor máximo de 8,49 ppm y una concentración mínima de 0,10 ppm; la desviación estándar fue de 2,75 y el coeficiente de variación del 127%. En orden descendente, los porcentajes de los

valores que superaron las normas CAN, HOL, ANZ y USA fueron del 73%, 45%, 27% y 27%.

7.1.3.3B: Cd en los estanques artificiales inactivos

Gráfica 7-1-3-3B. Concentraciones del cadmio en los estanques inactivos

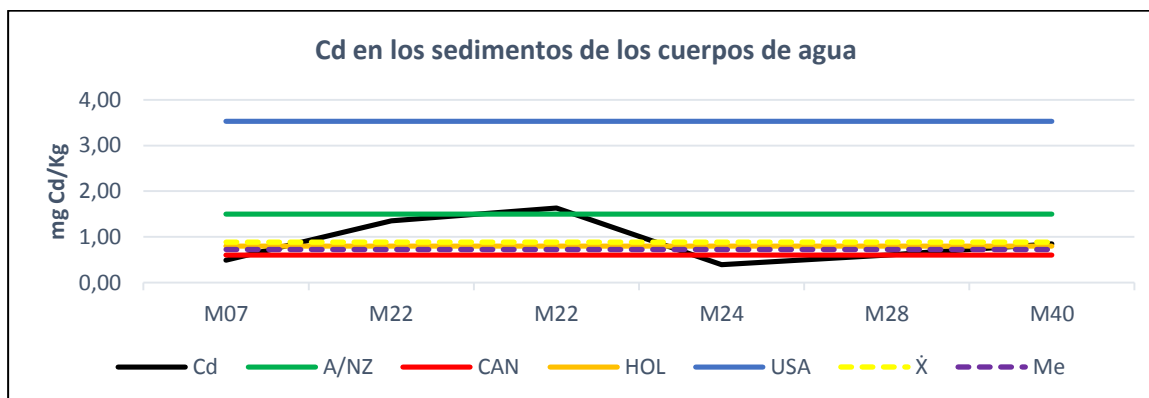


Fuente: elaboración propia.

El promedio y la mediana de las seis concentraciones del cadmio en los sedimentos de los estanques inactivos fueron de 1,18 mg Cd/Kg y de 0,71 mg Cd/Kg, con un valor máximo de 3,81 ppm y una concentración mínima de 0,04 ppm; la desviación estándar fue de 1,46 y el coeficiente de variación del 124%. El 50% de las concentraciones superaron las normas fue para CAN, HOL. Las normas de ANZ y USA fueron excedidas en el 33% y 17% respectivamente.

7.1.3.4 Cd en los cuerpos de agua

Gráfica 7-1-3-4. Concentraciones del cadmio en los cuerpos de agua superficiales



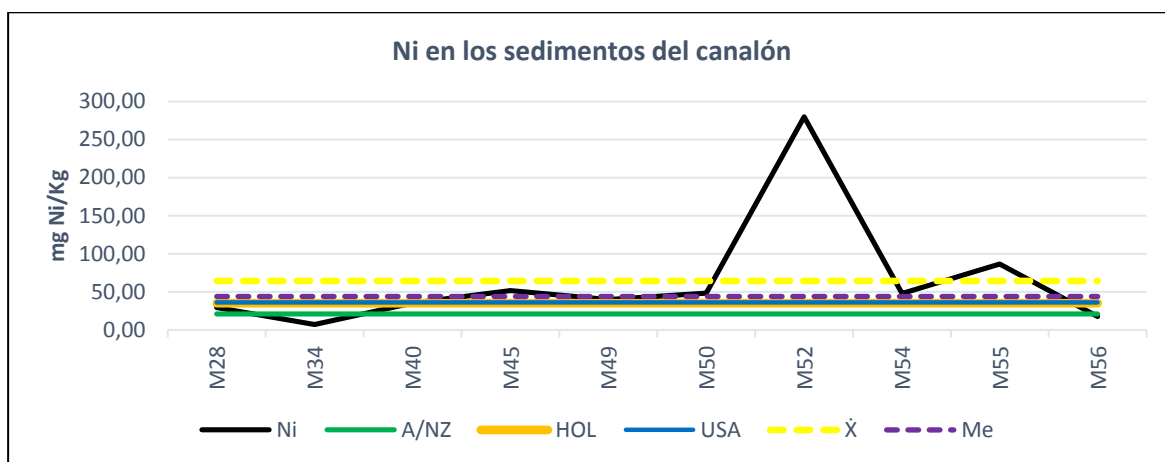
Fuente: elaboración propia.

En las seis concentraciones del cadmio en los sedimentos de los cuerpos de agua superficiales, el promedio fue de 0,89 mg Cd/Kg y la mediana de 0,73 mg Cd/Kg, con un valor máximo de 1,63 ppm y una concentración mínima de 0,39 ppm; la desviación estándar fue de 0,59 y el coeficiente de variación del 67%. Los datos de las concentraciones superaron el 67%, el 50% y el 17% las normas CAN, HOL y ANZ. La norma USA no fue excedida.

7.1.4 Concentraciones del níquel

7.1.4.1 Ni en los canalones

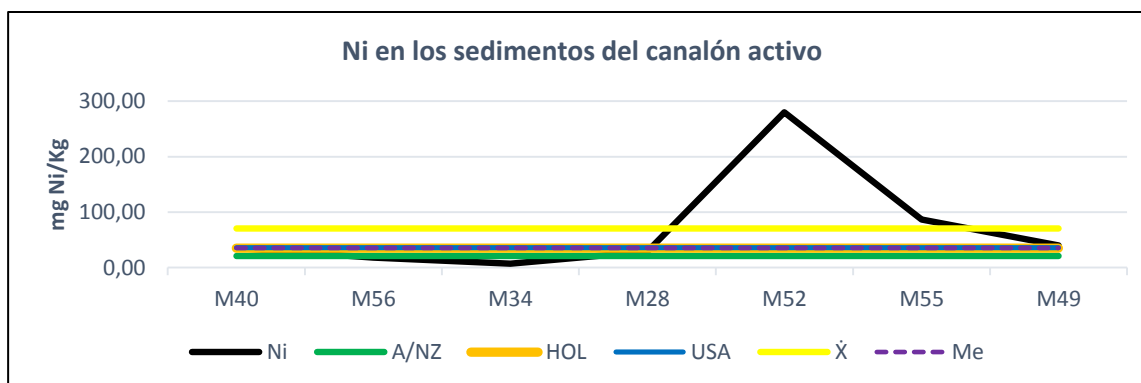
Gráfica 7-1-4-1. Concentraciones del níquel en los sedimentos de los canalones



Fuente: elaboración propia.

El promedio y la mediana de las diez concentraciones del níquel en los sedimentos de los canalones fueron de 64,43 mg Ni/Kg y 44,01 mg Ni/Kg, con un valor máximo de 279,63 ppm y una concentración mínima de 7,02 ppm; la desviación estándar fue de 78,62 y el coeficiente de variación del 122%. Los porcentajes de las concentraciones del Ni, con respecto a los niveles establecidos en las normas ANZ, HOL y USA, se superaron en el 80%, 70% y 60% respectivamente.

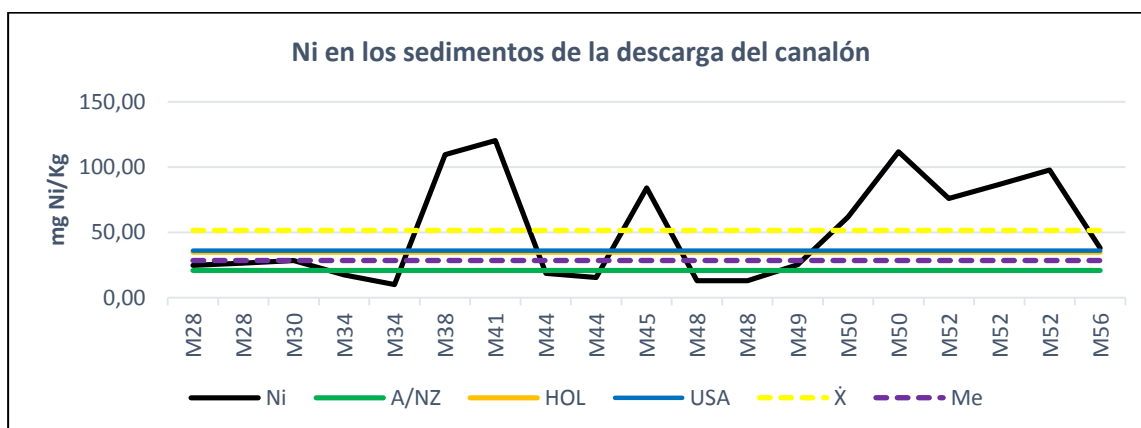
7.1.4.1A: Ni en los canalones activos

Gráfica 7-1-4-1A. Concentraciones del níquel en los sedimentos de los canales activos

Fuente: elaboración propia.

El promedio y la mediana de las siete concentraciones del níquel en los sedimentos de los canales activos fueron de 70,86 mg Ni/Kg y 35,51 mg Ni/Kg; la desviación estándar fue de 95,44 y el coeficiente de variación del 135%. Los porcentajes de las concentraciones del Ni, con respecto a los niveles establecidos en las normas ANZ, HOL y USA, se superaron en el 71%, 57% y 43% en el mismo orden.

7.1.4.2 Ni en las descargas de los canales

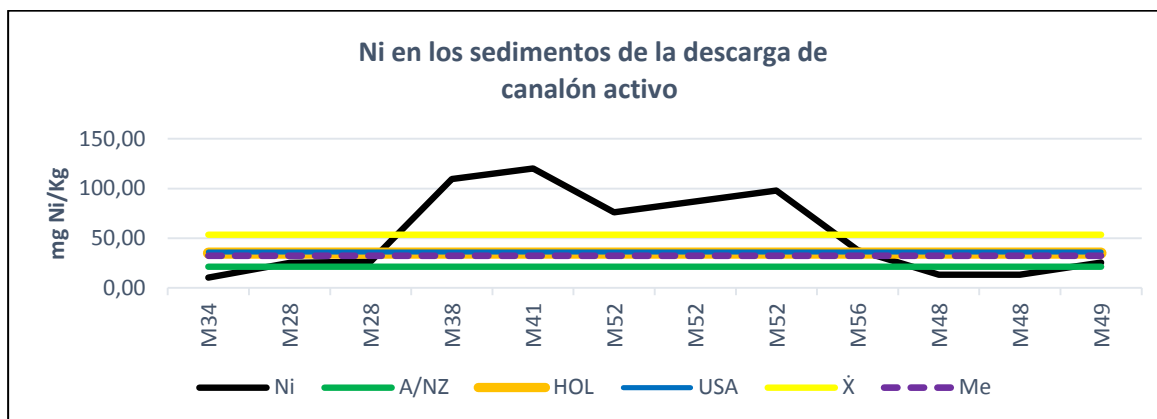
Gráfica 7-1-4-2. Concentraciones del níquel en los sedimentos de las descargas de los canales

Fuente: elaboración propia.

El promedio y la mediana de las diecinueve concentraciones del níquel en los sedimentos de las descargas de los canales fueron 51,55 mg Ni/Kg y 28,56 mg Ni/Kg, con un valor máximo de 120,24 ppm y una concentración mínima de 10,18 ppm; la desviación estándar fue de 39,30 y el coeficiente de variación del 76%. Los porcentajes de las concentraciones del Ni, con respecto a los niveles establecidos en las normas ANZ, HOL y USA, se superaron en el 68%, 47% y 47% en el mismo orden.

7.1.4.2A: Ni en las descargas de los canales activos

Gráfica 7-1-4-2A. Concentraciones del níquel en los sedimentos de las descargas de los canalones activos

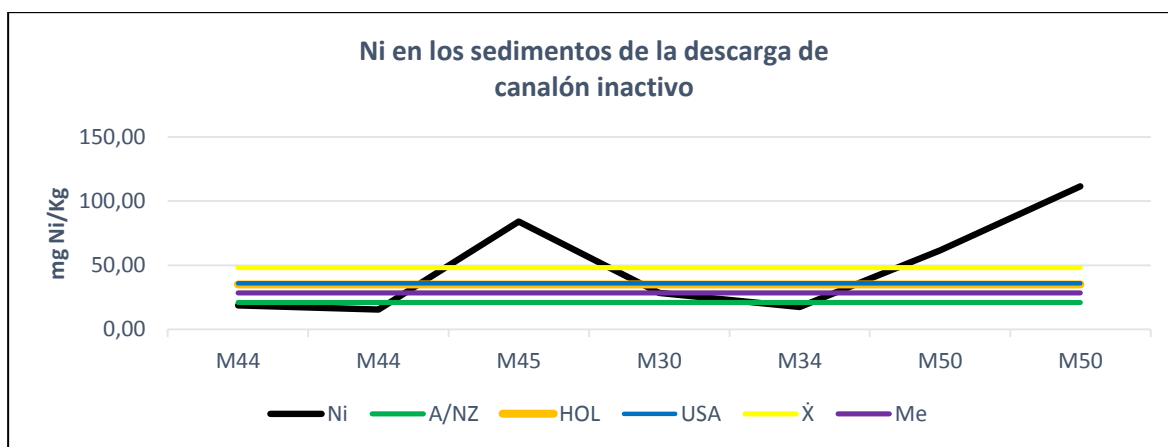


Fuente: elaboración propia.

El promedio y la mediana de las doce concentraciones del níquel en los sedimentos de las descargas de los canalones activos fueron 53,49 mg Ni/Kg y 32,22 mg Ni/Kg; la desviación estándar fue de 41,46 y el coeficiente de variación del 78%. Los porcentajes de las concentraciones del Ni con respecto a los niveles establecidos en las normas ANZ, HOL y USA se superaron en el 75%, 50% y 50%, en el mismo orden.

7.1.4.2B: Ni en las descargas de los canalones inactivos

Gráfica 7-1-4-2B. Concentraciones del níquel en los sedimentos de las descargas de los canalones inactivos

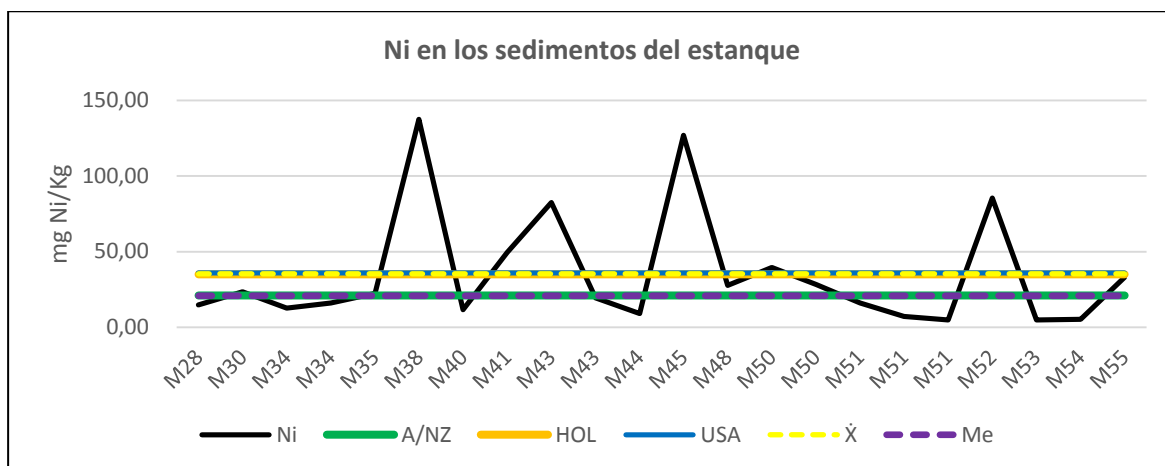


Fuente: elaboración propia.

El promedio y la mediana de las doce concentraciones del níquel en los sedimentos de las descargas de los canalones activos fueron 53,49 mg Ni/Kg y 32,22 mg Ni/Kg; la desviación estándar fue de 41,46 y el coeficiente de variación del 78%. Los porcentajes de las concentraciones del Ni, con respecto a los niveles establecidos en las normas ANZ, HOL y USA, se superaron en el 43%.

7.1.4.3 Ni en los estanques artificiales

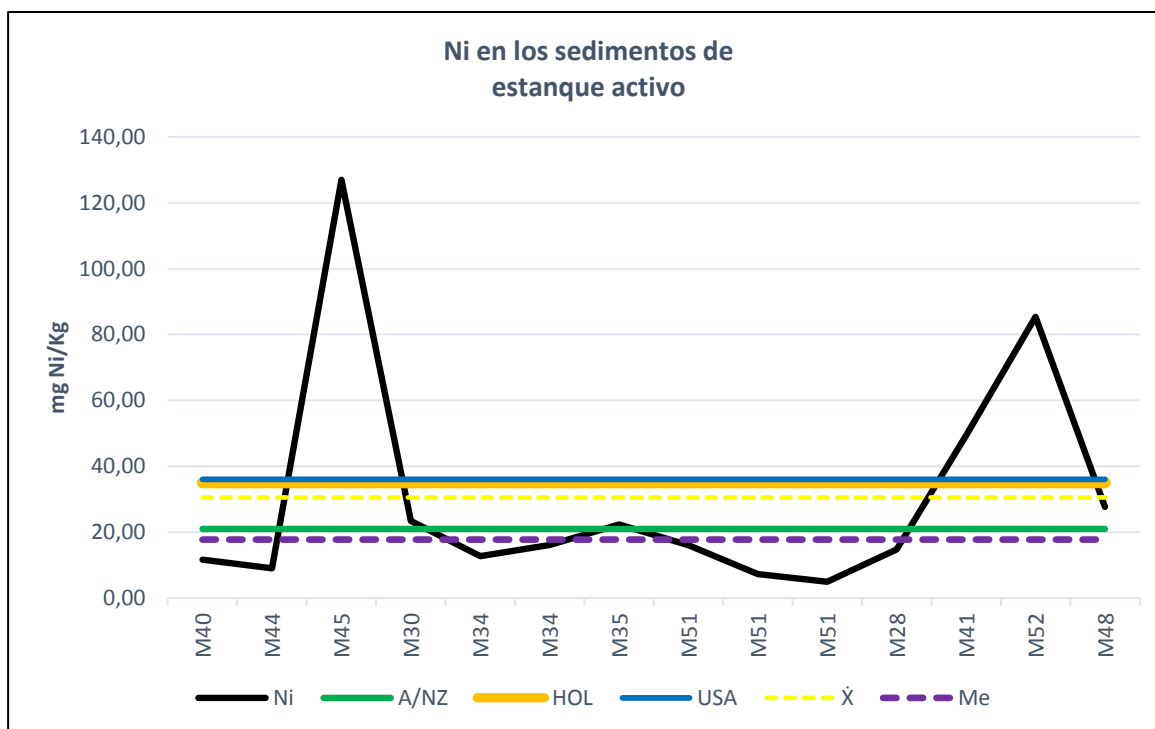
Gráfica 7-1-4-3. Concentraciones del níquel en los sedimentos de estanques



Fuente: elaboración propia.

Las veintidós concentraciones de níquel en los sedimentos de los estanques dieron un promedio de 35,35 mg Ni/Kg y una mediana de 20,85 mg Ni/Kg, con un valor máximo de 137,39 ppm y una concentración mínima de 4,88 ppm; la desviación estándar fue de 38,37 y el coeficiente de variación del 109%. Al comparar las concentraciones del níquel con los niveles establecidos en ANZ, HOL y USA se tienen porcentajes de concentraciones que superan lo permitido en un 50%, 27% y 27% respectivamente.

7.1.4.3A: Ni en los estanques artificiales activos

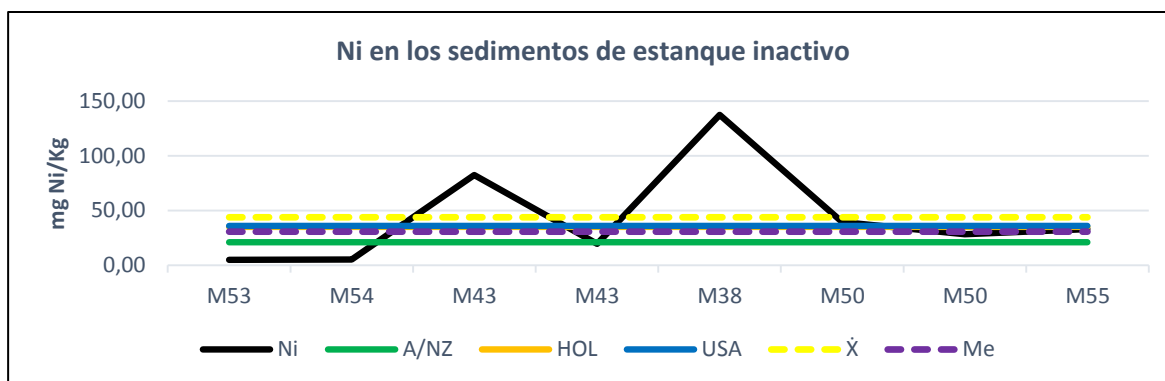
Gráfica 7-1-4-3A. Concentraciones del níquel en los sedimentos de estanques activos

Fuente: elaboración propia.

Las catorce concentraciones de níquel en los sedimentos de los estanques activos dieron un promedio de 30,54 mg Ni/Kg y una mediana de 16,04 mg Ni/Kg, con un valor máximo de 127,01 ppm y una concentración mínima de 4,88 ppm; la desviación estándar fue de 34,86 y el coeficiente de variación del 114%. Al comparar las concentraciones del níquel con los niveles establecidos en ANZ, HOL y USA se tienen porcentajes de concentraciones que superan lo permitido en un 43%, 21% y 21% respectivamente

7.1.4.3B: Ni en los estanques artificiales inactivos

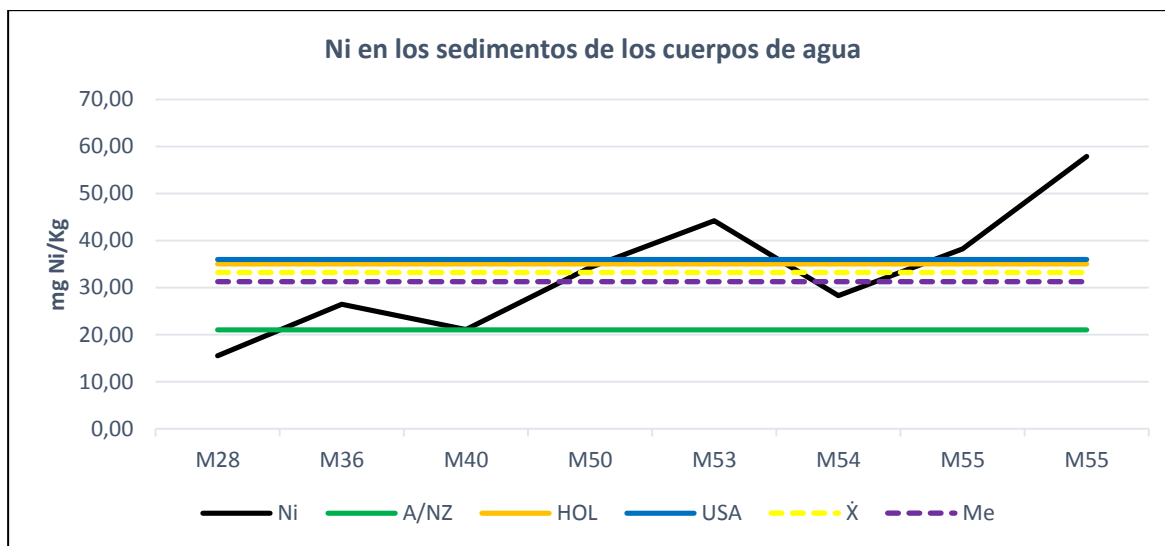
Las ocho concentraciones de níquel en los sedimentos de los estanques inactivos dieron un promedio de 43,77 mg Ni/Kg y una mediana de 30,61 mg Ni/Kg, con un valor máximo de 137,39 ppm y una concentración mínima de 4,91 ppm; la desviación estándar fue de 45,08 y el coeficiente de variación del 103%.

Gráfica 7-1-4-3B. Concentraciones del níquel en los sedimentos de estanques inactivos

Fuente: elaboración propia.

Al comparar las concentraciones del níquel con los niveles establecidos en ANZ, HOL y USA se tienen porcentajes de concentraciones que superan lo permitido en un 63%, 38% y 38% respectivamente.

7.1.4.4 Ni en los cuerpos de agua

Gráfica 7-1-4-4. Concentraciones del níquel en los sedimentos de los cuerpos de agua

Fuente: elaboración propia.

Las ocho concentraciones de níquel en los sedimentos de los cuerpos de agua superficial arrojaron promedio de 33,23 mg Ni/Kg y mediana 31,26 mg Ni/kg, con un valor máximo de 57,89 ppm y una concentración mínima de 15,48 ppm; la desviación estándar fue de 13,57 y el coeficiente de variación del 41%. Del total de las concentraciones de níquel en los sedimentos, el 88% excedió lo permitido en ANZ, en tanto que el 38% superó lo establecido en HOL y USA.

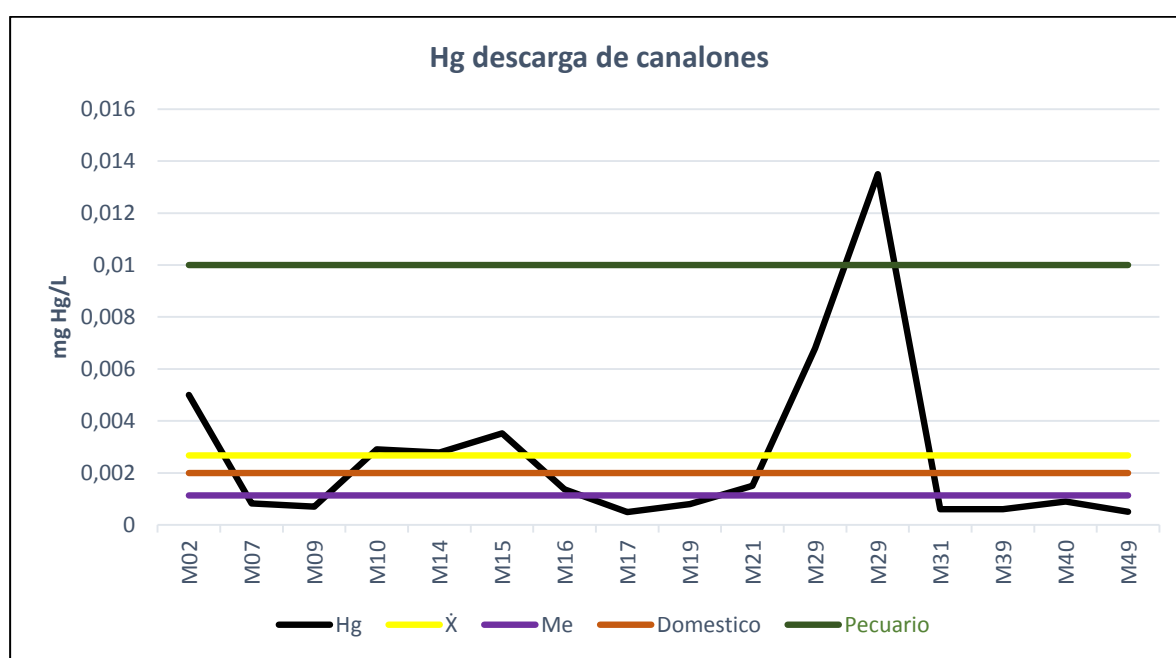
7.2 Concentraciones del mercurio, arsénico, cadmio y níquel en el agua

En las gráficas 6.2.1.1 a 6.2.3.3 se ilustran las concentraciones del Hg, As y Ni con respecto al promedio y la mediana, además se indican los porcentajes de las muestras en función de los usos potenciales según lo establecido en Decreto 1076 del 2015.

7.2.1 Concentraciones del mercurio

7.2.1.1 Hg en las descargas de los canalones

Gráfica 7.2.1.1. Concentraciones del Hg en las descargas de los canalones

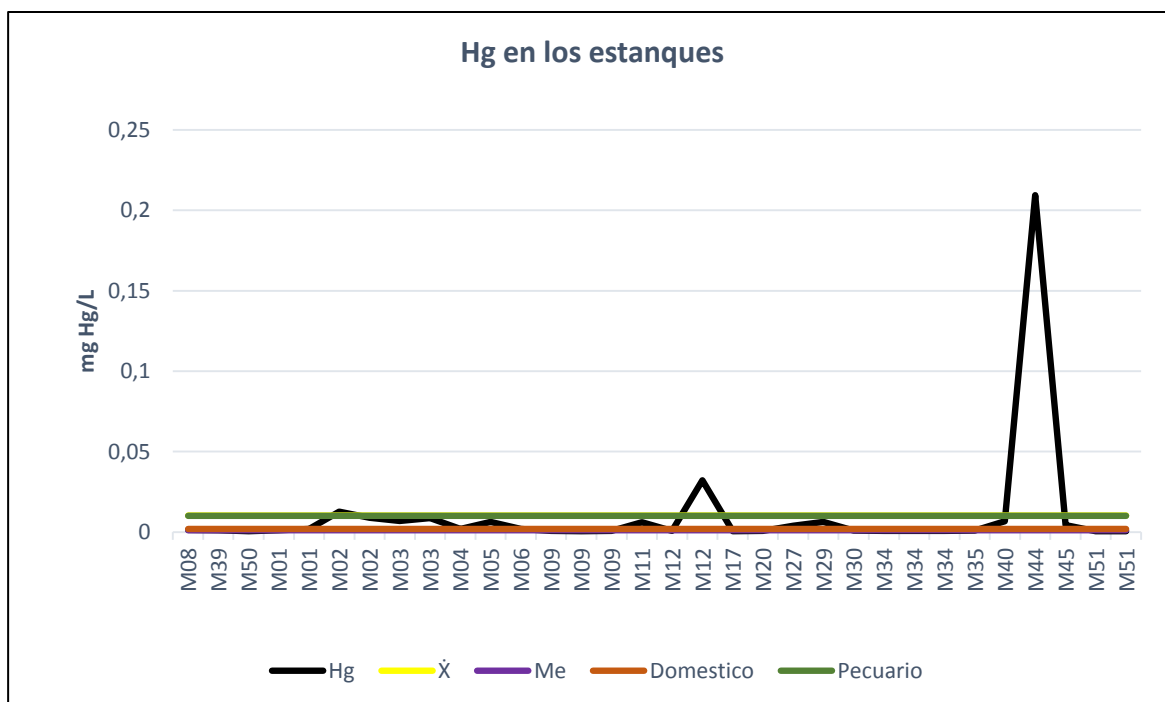


Fuente: elaboración propia.

Las dieciséis muestras puntuales contabilizadas tuvieron un promedio de 0,00268 mg Hg/L y mediana de 0,00114 mg Hg/L; el valor máximo fue de 0,01350 ppm y el mínimo de 0,00049 ppm, la desviación estándar fue de 0,00342 y el coeficiente de variación del 128%. El 38% de las muestras excedieron el límite de la concentración permitida para el potencial uso del agua en actividades domésticas. Nueve de las veinticinco muestras estuvieron por el debajo del límite de cuantificación.

7.2.1.2 Hg en los estanques artificiales

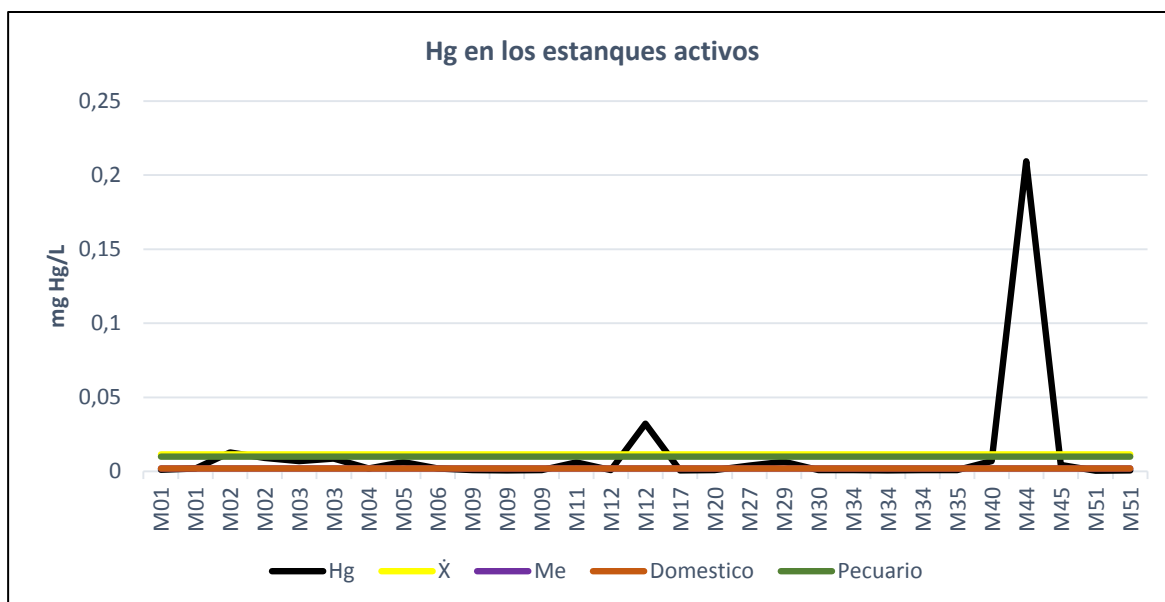
Las 32 muestras puntuales contabilizadas tuvieron un promedio de 0,01038 ppm y mediana de 0,00122 ppm; el valor máximo fue de 0,20940 ppm y el mínimo de 0,00050 ppm, la desviación estándar fue de 0,03682 y el coeficiente de variación del 355%.

Gráfica 7.2.1.2: Concentraciones del Hg en los estanques artificiales

Fuente: elaboración propia.

El 41% de las muestras exceden el límite de la concentración permitida para el potencial uso del agua en actividades domésticas y el 9% superan la concentración máxima para el potencial uso del agua en actividades pecuarias. Veinte de las 52 muestras estuvieron por el debajo del límite de cuantificación.

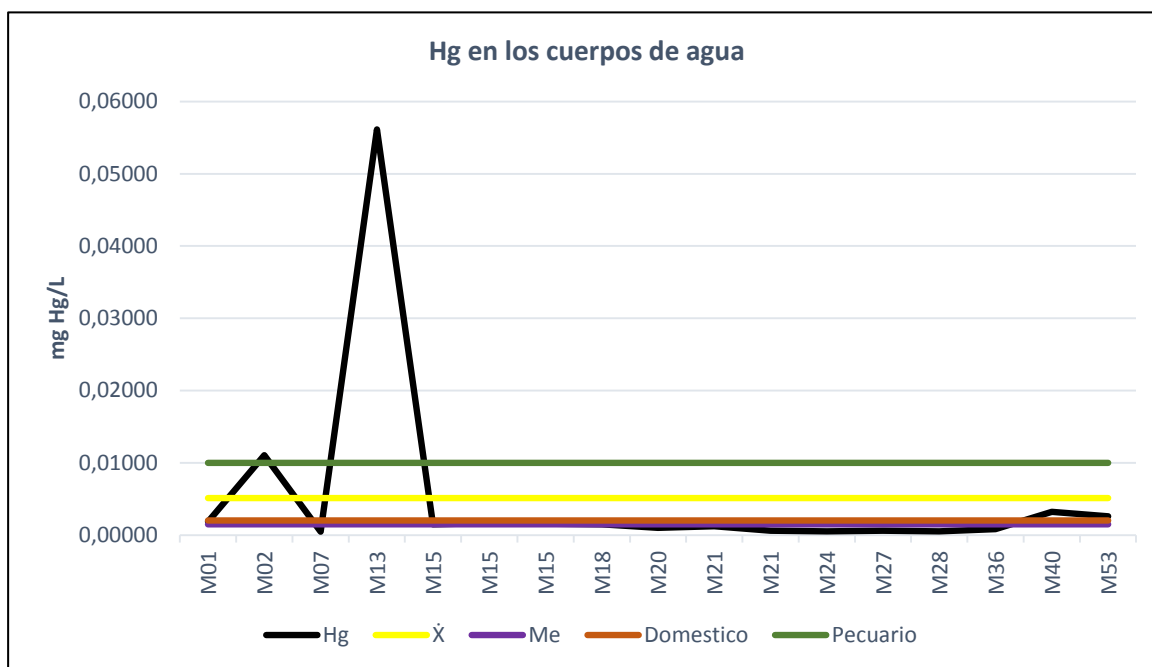
7.2.1.2A Estanques artificiales activos

Gráfica 7.2.1.2A. Concentraciones del Hg en los estanques artificiales activos

Fuente: elaboración propia.

Las veintinueve muestras puntuales contabilizadas tuvieron un promedio de 0,01135 ppm y mediana de 0,00186 ppm; la desviación estándar fue de 0,03861 y el coeficiente de variación del 340%. El 45% de las muestras exceden el límite de la concentración permitida para el potencial uso del agua en actividades domésticas y el 10% superan la concentración máxima para el potencial uso del agua en actividades pecuarias. Once de las 40 muestras estuvieron por el debajo del límite de cuantificación.

7.2.1.3 Hg en los cuerpos de agua

Gráfica 7.2.1.3: Concentraciones del Hg en los os cuerpos de agua

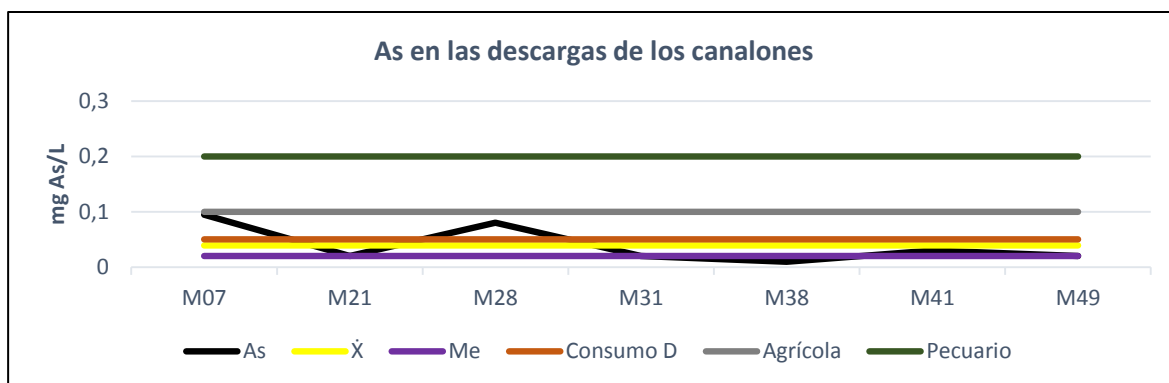
Fuente: elaboración propia.

El promedio de las concentraciones de las diecisiete muestras contabilizadas fue de 0,05613 ppm y la mediana de 0,00148 ppm; el valor máximo fue de 0,05613 ppm y el mínimo de 0,00046 ppm, la desviación estándar fue de 0,01338 y el coeficiente de variación del 262%. El 24% de las muestras exceden el límite de la concentración permitida para el potencial uso del agua en actividades domésticas y el 12% de las muestras superan la concentración establecida para el uso pecuario. Siete de las veinticuatro muestras estuvieron por el debajo del límite de cuantificación.

7.2.2 Concentraciones del arsénico

7.2.2.1 As en las descargas de los canalones

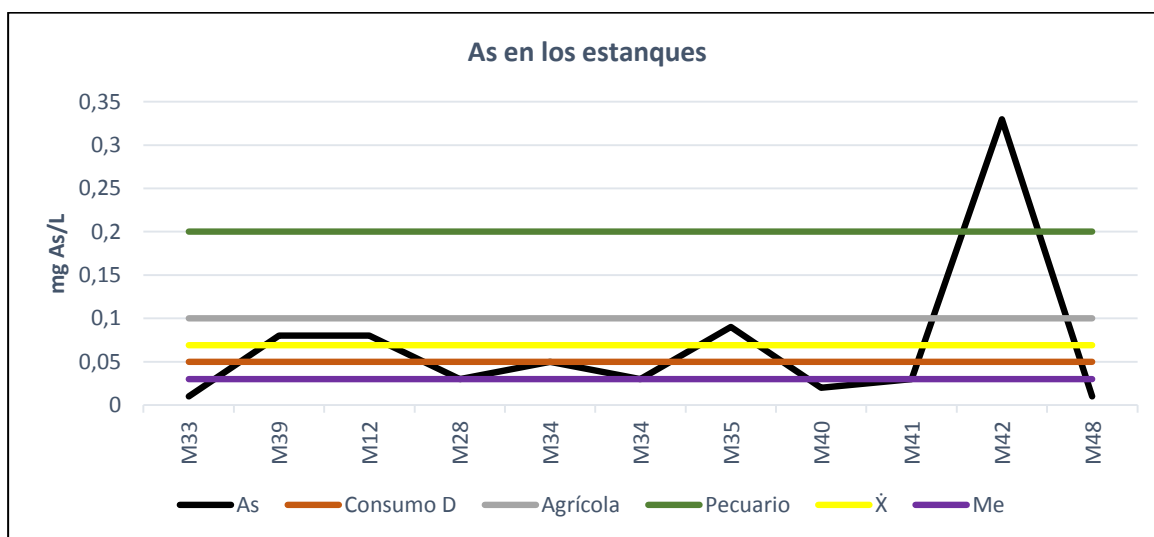
De las once muestras puntuales analizadas, el 64% tuvieron concentraciones $\geq 0,01$ mg/L; el promedio fue de las concentraciones fue de 0,04 mg As/L y la mediana de 0,02 mg As/L; el valor máximo fue de 0,1ppm y el mínimo de 0,01 ppm, la desviación estándar fue de 0,03 y el coeficiente de variación del 86%.

Gráfica 7.2.2.1: Concentraciones del As en las descargas de los canalones

Fuente: elaboración propia.

El 29% de las muestras exceden el límite de la concentración permitida para el potencial uso del agua en actividades domésticas.

7.2.2.2 As en los estanques artificiales

Gráfica 7.2.2.2. Concentraciones del As en los estanques

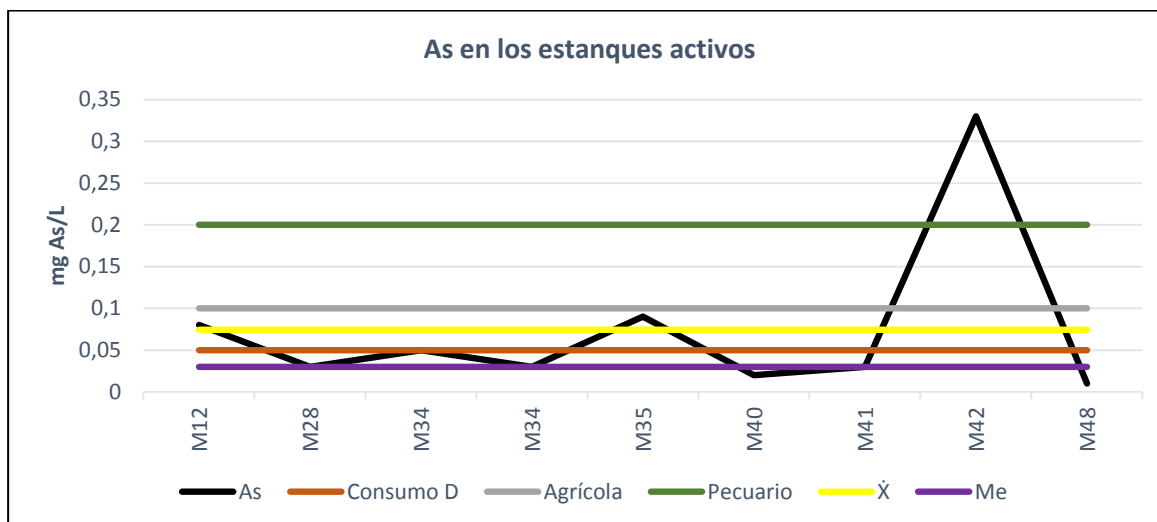
Fuente: elaboración propia.

De las 32 muestras puntuales analizadas, el 32% tuvieron concentraciones $\geq 0,01$ mg/L; el promedio fue de las concentraciones fue de 0,07 mg As/L y la mediana de 0,03 mg As/L, el valor máximo fue de 0,33 ppm y el mínimo de 0,01 ppm, la desviación estándar fue de 0,09 y el coeficiente de variación del 132%. El 45% de las muestras exceden el límite de la concentración permitida para el potencial uso del agua en actividades domésticas.

7.2.2.2A: As en los estanques artificiales activos

De las veinte muestras puntuales analizadas, el 41% tuvieron concentraciones $\geq 0,01$ mg/L; el promedio de las concentraciones fue de 0,07 mg As/L y la mediana de 0,03 mg As/L, la desviación estándar fue de 0,10 y el coeficiente de variación del 134%.

Gráfica 7.2.2.2A. Concentraciones del As en los estanques activos

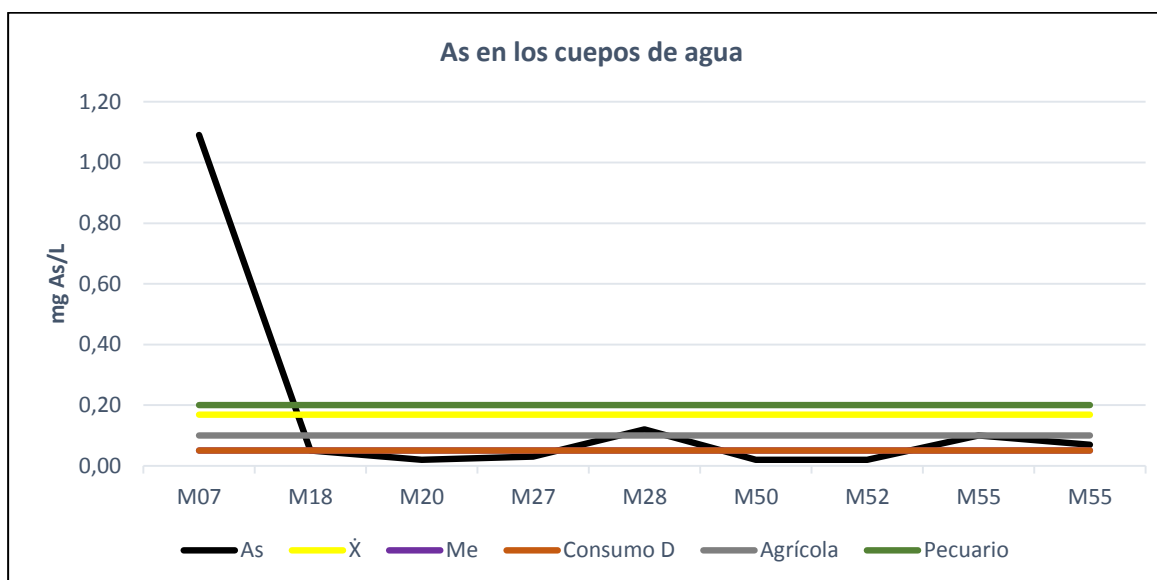


Fuente: elaboración propia.

El 44% de las muestras exceden el límite de la concentración permitida para el potencial uso del agua en actividades domésticas, la muestra del punto M42 supera la concentración máxima para los usos agrícola y pecuario.

7.2.2.3 As en los cuerpos de agua

Gráfica 7.2.2.3. Concentraciones del As en los cuerpos de agua superficiales



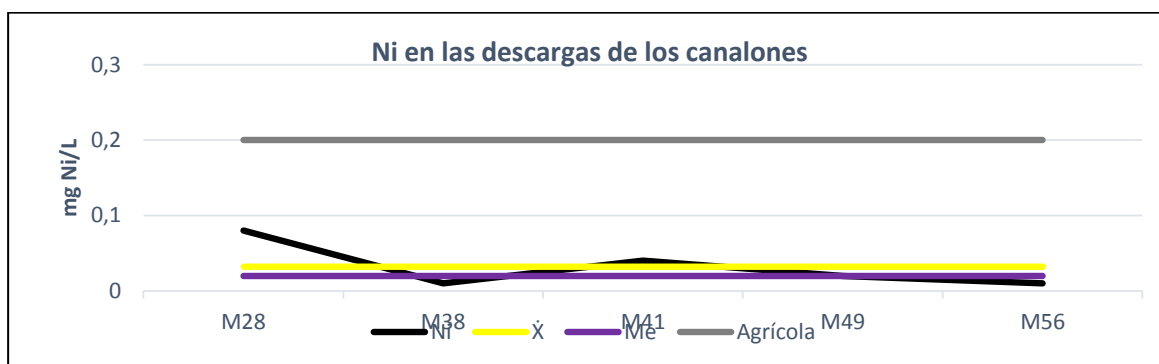
Fuente: elaboración propia.

De las dieciocho muestras puntuales analizadas, el 50% tuvieron concentraciones $\geq 0,01$ mg/L; el promedio de las concentraciones fue de 0,17 mg As/L y la mediana de 0,05 mg As/L, la desviación estándar fue de 0,35 y el coeficiente de variación del 206%. Cinco, tres y una muestra exceden los límites de las concentraciones permitida para el potencial uso del agua en actividades domésticas, agrícolas y pecuarias respectivamente.

7.2.3 Concentraciones del níquel

7.2.3.1 Ni en las descargas de los canalones

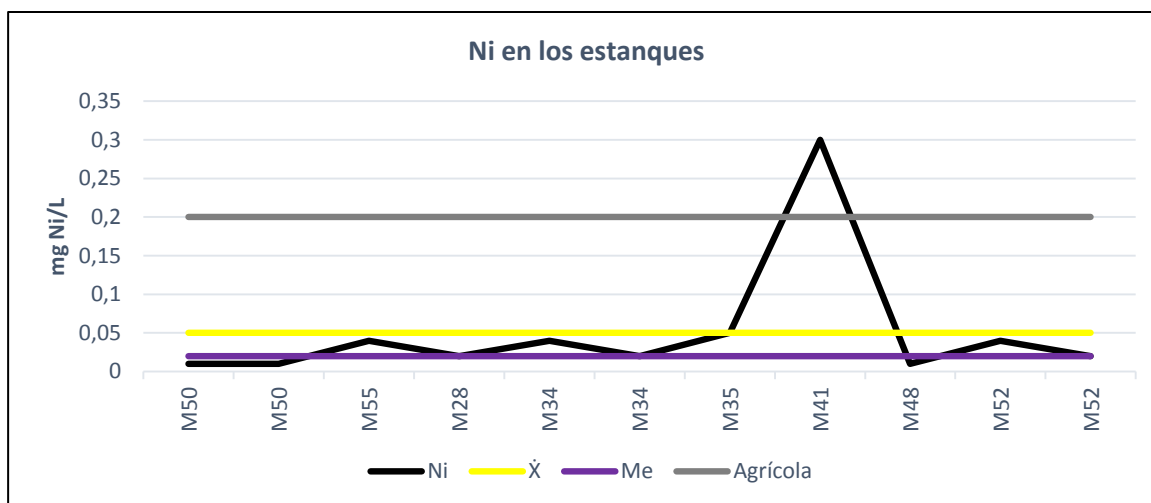
Gráfica 7.2.3.1: Concentraciones del Ni en las descargas de los canalones



Fuente: elaboración propia.

De las siete muestras puntuales analizadas, el 83% tuvieron concentraciones $\geq 0,01$ mg/L; el promedio fue de las concentraciones fue de 0,03 mg Ni/L y la mediana de 0,02 mg Ni/L, el valor máximo fue de 0,08 ppm y el mínimo de 0,01 ppm, la desviación estándar fue de 0,03 y el coeficiente de variación del 92%. Ninguna muestra excede a concentración establecida para el uso potencial de recurso hídrico en actividades agrícolas.

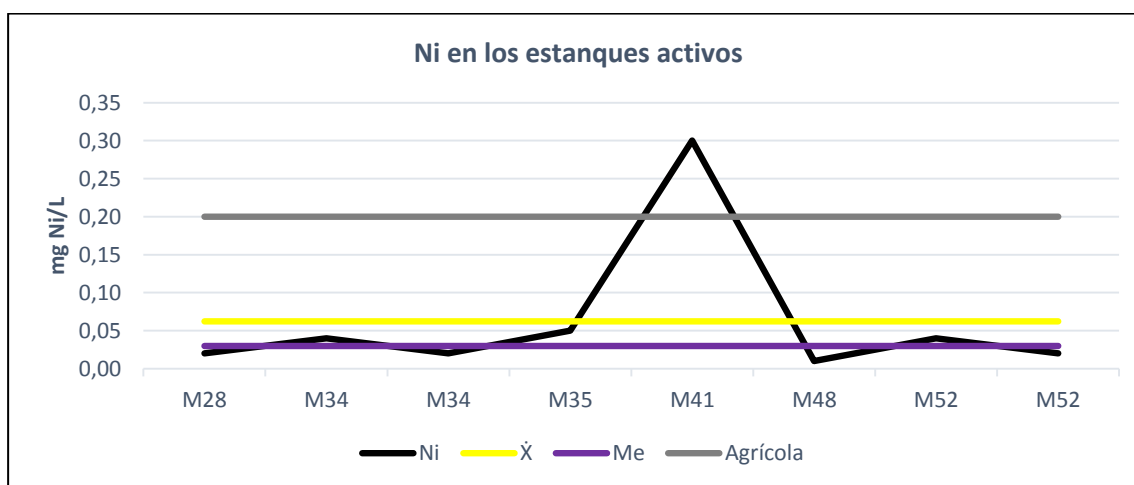
7.2.3.2 Ni en los estanques artificiales

Gráfica 7.2.3.2. Concentraciones del Ni en los estanques

Fuente: elaboración propia.

De las diecinueve muestras puntuales analizadas, el 52% tuvieron concentraciones $\geq 0,01$ mg/L; el promedio fue de las concentraciones fue de 0,05 mg Ni/L y la mediana de 0,02 mg Ni/L, el valor máximo fue de 0,30 ppm y el mínimo de 0,01 ppm, la desviación estándar fue de 0,08 y el coeficiente de variación del 165%. La muestra del punto M41 excedió el límite de la concentración establecida para el uso en actividades agrícolas.

7.2.3.2A: Ni en los estanques artificiales activos

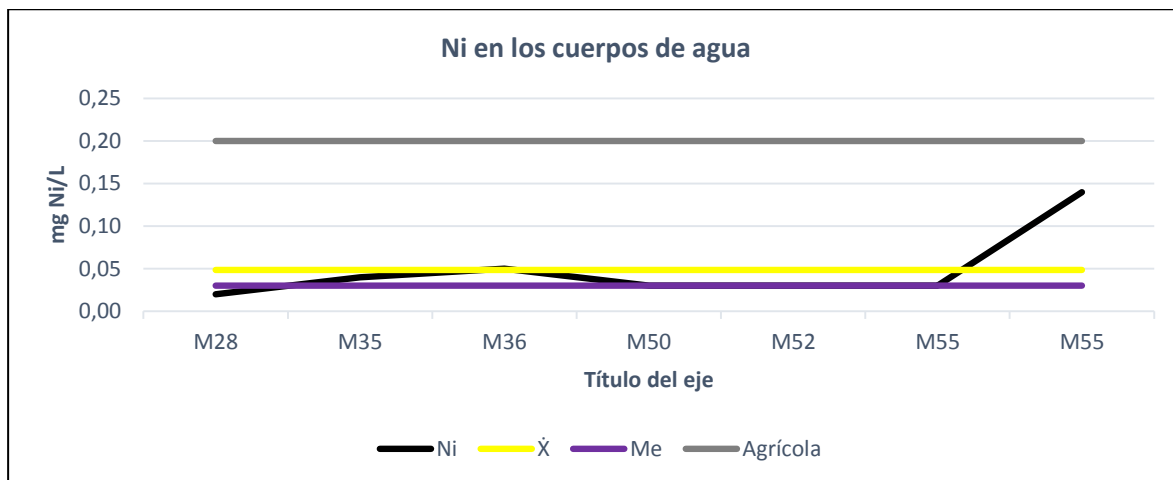
Gráfica 7.2.3.2A. Concentraciones del Ni en los estanques activos

Fuente: elaboración propia.

De las quince muestras puntuales analizadas, el 47% tuvieron concentraciones $\geq 0,01$ mg/L; el promedio de las concentraciones fue de 0,06 mg Ni/L y la mediana de 0,03 mg Ni/L, la desviación estándar fue de 0,10 y el coeficiente de variación del 155%. La muestra del punto M41 excedió el límite de la concentración establecida para el uso en actividades agrícolas.

7.2.3.3 Ni en los cuerpos de agua

Gráfica 7.2.3.3. Concentraciones del Ni en los cuerpos de agua superficiales



Fuente: elaboración propia.

De las diez muestras puntuales analizadas, el 70% tuvieron concentraciones $\geq 0,01$ mg/L; el promedio fue de las concentraciones fue de 0,05 mg Ni/L y la mediana de 0,03 mg Ni/L, el valor máximo fue de 0,14 ppm y el mínimo de 0,02 ppm, la desviación estándar fue de 0,04 y el coeficiente de variación del 85%. La muestra del punto M55 excedió el límite de la concentración establecida para el uso en actividades agrícolas.

7.2 Análisis de los estudios de los metales en los sedimentos

Las presiones antrópicas ejercidas sobre los lechos de los cuerpos de agua superficiales han incorporado metales pesados en sus sedimentos. En los estudios del contenido del mercurio en los sedimentos del río Calero y del río Amarillo en Ecuador, hallaron el aumento del 792% y del 109% al comparar los niveles antes y después de las plantas de beneficio de oro (Mora *et al.*, 2016); la concentración del mercurio en los sedimentos del río Anoía en España se incrementó en un 31.817%, aguas abajo de la Igualada (Rosas, 2005), no solamente las actividades mineras aportan metales en los sedimentos, los vertimientos de la planta de Cloro de Sosa en Villa Clara (Cuba) son los generadores de altos contenidos del mercurio en los sedimentos del río Sagua La Grande, con rangos entre 0,507 y 1,81/Kg (Díaz, 2015).

8. Discusión de resultados

Las concentraciones del mercurio en la columna de agua de los cuerpos loticos estuvieron entre N.C. ($<0,0005$ mg/L) en río Sambingo y $0,0032$ mg/L en el río San Bartolomé; si las concentraciones las comparamos con las del estudio realizado en la cuenca del río Yaguará, en zona minera del departamento del Huila (Gómez, 2013), donde $0,0006$ mg Hg/L fue el valor mas alto, se evidencian concentraciones mayores en un 307% en la quebrada Norosí, 77% en el río Samurindó, 250% en el río Icho, 167% en el río Negua, 200% en el río Quinamayo, 83% en el río Teta, 133% en la quebrada Inanea, 533% en el río San Bartolomé y 433% en el río Anorí; lo anterior es indicador de la descargas directas de residuos mineros provenientes de la amalgamación en los canalones y del transporte de sedimentos por la tradición minera en estas regiones de los departamentos de Antioquia, Cauca, Chocó y Bolívar.

Si se compara la concentración promedio del mercurio en los sedimentos de los cuerpos de agua lóticos cuyo promedio fue de $0,84$ mg/Kg, este valor fue 3,81 veces mayor que $0,22$ mg/Kg, que fue el promedio del mercurio en los sedimentos del estudio los cuerpos de agua superficiales de la cuenca del río Yaguara en el Huila (Gómez, 2013) y menor 4,84 veces que $4,07$ mg/Kg, que fue el promedio del mercurio en los sedimentos del río Aguas Claras en Risaralda (Camargo *et al.*, 2015). Las diferencias mencionadas anteriormente se pueden dar por las dinámicas de los cuerpos de aguas y por el muestreo en las zonas de influencia directas de las actividades mineras, aunado a que el promedio de $0,84$ mg Hg/Kg corresponde a diez cuerpos de aguas diferentes ubicados en cuatro departamentos del occidente y norte de Colombia.

8.1 Concentraciones del Hg, As, Cd y Ni en los sedimentos

La mediana de las concentraciones del Hg total en los canalones disminuyó un 21% al compararla con la mediana de los canalones activos, pero esta medida aumentó un 90% en los canalones inactivos; lo anterior es atribuible a que, en las actividades recientes del lavado de minerales en el canalón, el mercurio tiende a ser desplazado al exterior de la estructura, lo que implica menores concentraciones del metal, al compararlas con las halladas en canalones inactivos.

La mediana de las concentraciones del Hg total en las descargas de los canalones se redujo en un 25% al compararla con la mediana de los canalones activos, pero creció un 20% en los canalones inactivos. La anterior tendencia se presenta porque el mercurio tiene mayor tiempo de incorporarse en los sedimentos en descargas inactivas que cuando hay descargas frescas de residuos. La mediana de las concentraciones del Hg total en los estanques bajó el 15% al compararla con la mediana de los canalones activos, pero esta se incrementó en un 55% en los canalones inactivos. Los cambios en la mediana se presentan porque la estabilización de los cuerpos de aguas favorece la precipitación y depósito de los metales en los sedimentos, en tanto que la turbulencia retrasa estos procesos.

La explotación aurífera a cielo abierto involucró la exposición de los minerales del subsuelo a procesos de oxidación, acidificación y lixiviación que liberaron metales como el arsénico, el cadmio y el níquel, los cuales se distribuyeron por el lavado y escorrentía, en el canalón,

la descarga del canalón, los estanques y los cuerpos de agua superficiales. La mediana de las concentraciones del arsénico total, al compararse con los valores de los canalones activos se incrementó en un 8%, pero esta medida disminuyó un 56% en los canalones inactivos. La situación antes mencionada se presentó por la elevada concentración del As en la M52 fue de 350,79 mg/Kg en los canalones activos.

La mediana de las concentraciones del arsénico en las descargas de los canalones activos decreció el 36% en relación con la mediana total, mientras que en las descargas inactivas la mediana aumentó un 26%. La disminución del arsénico en los puntos de las descargas de canalones activos se genera por el transporte de los minerales en las escorrentías superficiales, mientras que el aumento de las concentraciones del As en las descargas de canalones inactivos se presenta por la mayor estabilidad de la matriz sedimentos lo que favorece su precipitación. La mediana de las concentraciones del As total en los estanques disminuyó un 43% al compararla con la mediana de los estanques activos, pero esta medida aumentó un 26% en los estanques inactivos. El incremento de la mediana del As en los estanques inactivos se da porque los sólidos sedimentables y en suspensión presentes en la columna de agua no son perturbados por actividades de remoción del subsuelo, lavado de minerales o descargas residuales de aguas y sedimentos como ocurre en los estanques activos.

La mediana de las concentraciones del Cd total en las descargas de los canalones se redujo en un 30% al compararla con la mediana de los canalones activos, pero creció un 52% en los canalones inactivos. Las tendencias antes descritas se presentan por las variaciones en las condiciones de movilidad de los residuos sólidos y la posibilidad de incorporarse en los sedimentos superficiales. En la mediana de las concentraciones del Cd en los estanques inactivos se presentó un incremento del 11% con respecto a la mediana total del Cd.

La mediana del níquel en los sedimentos de los estanques activos disminuyó en un 13% en relación con la mediana total del Ni, mientras que la mediana en los estanques inactivos aumentó el 47%. Las tendencias generalizadas de encontrarse mayores concentraciones en circunstancias inactivas que activas se presentan por la carencia de perturbaciones antropogénicas estanques inactivos y de situaciones de mezcla en los estanques activos.

En términos generales, en 54 de los 56 lugares donde se realizaron la toma de muestras puntuales, las concentraciones de los metales en los sedimentos excedieron las concentraciones mínimas o máximas establecidas.

8.2 Concentraciones del Hg, As, Cd y Ni en agua

No se observó una variación en las concentraciones del arsénico y el níquel en las descargas activas de los canalones con respecto a las descargas totales, a excepción del incremento del 17% de la concentración del mercurio, lo cual es previsible por la aplicación del metal en los canalones, fluyendo por acción del lavado lo minerales hacia las descargas de estos. En las descargas inactivas solo se obtuvieron tres datos cuantificables para el mercurio, la mediana de 0,00137 mg Hg/L se puede atribuir a los procesos de intercambio de materia que se presentan entre los sedimentos y la columna de agua.

En las descargas activas solo se obtuvo un dato cuantificable de siete, mientras que para el arsénico y níquel la mediana fue de 0,02 mg/Kg, para siete y cinco muestras cuantificables respectivamente.

El comportamiento de las concentraciones totales del arsénico en los estanques con respecto a las concentraciones de los estanques activos fue invariante, la mediana fue de 0,03 mg As/L, para once y nueve muestras totales y activas de los estanques. Se observó un leve incremento de la concentración del níquel, la mediana de los estanques totales fue de 0,02 mg/L y en los estanques activos se incrementó a 0,03 mg/L. Las concentraciones del mercurio en los estanques activos con respecto a las concentraciones de todos los estanques muestreados se incrementaron el 34%, la mediana pasó de 0,00122 mg/L a 0,00186 mg/L.

La mediana de diecisiete concentraciones cuantificables de mercurio en los cuerpos de aguas superficiales fue de 0,00148 mg Hg/L, la mediana del arsénico de nueve concentraciones cuantificables fue de 0,05 mg As/L y la mediana para siete concentraciones cuantificables de níquel fue de 0,03 mg Ni/L. El comportamiento progresivo del aumento de las concentraciones del mercurio de las descargas a los estanques y finalmente en los cuerpos de agua, se encuentra ligado a la dinámica del transporte de materiales e intercambio de especies químicas entre las fases de los sistemas acuáticos.

En términos generales, en dieciocho de los 56 lugares donde se realizaron la toma de muestras puntuales, las concentraciones de los metales en el agua excedieron las concentraciones establecidas con respecto a la norma de vertimientos.

8.3 Propuesta normatividad ambiental para Mercurio, arsénico, cadmio y níquel en sedimentos generados por la actividad aurífera en Colombia

Con fundamento en los valores de las medianas de las concentraciones del mercurio, arsénico, cadmio y níquel de los sedimentos en las descargas de los canalones, los estanques artificiales y los cuerpos de agua superficiales, relacionados con la explotación aurífera a campo abierto de los cincuenta y seis lugares muestreados, y teniendo en cuenta los niveles de las concentraciones reguladas para metales en sedimentos de agua dulce en Australia/Nueva Zelanda, Canadá, Holanda y Estados Unidos, catalogados como los umbrales para la protección de la vida acuática.

El valor de referencia como norma de metales en los sedimentos se estableció así:

$$C_{mref/d} = X_{mda} * Med_{mda} + X_{mdi} * Med_{mdi}$$

$$C_{mref/d} = (n \text{ puntos activos} / \Sigma \text{ puntos}) * Med_{mda} + (n \text{ puntos inactivos} / \Sigma \text{ puntos}) * Med_{mdi}$$

Donde:

- $C_{mref/d}$ es la concentración de referencia del metal en las descargas de los canalones.
- Med_{mda} es la mediana de las concentraciones del metal en las descargas de los canalones activos.
- Med_{mdi} es la mediana de las concentraciones del metal en las descargas de los canalones inactivos.

$$C_{mref/e} = X_{mea} * Med_{mda} + X_{mei} * Med_{mei}$$

$$C_{mref/d} = (n \text{ puntos activos} / \Sigma \text{ puntos}) * Med_{mea} + (n \text{ puntos inactivos} / \Sigma \text{ puntos}) * Med_{mei}$$

Donde:

- $C_{mref/e}$ es la concentración de referencia del metal en los estanques.
- Med_{mea} es la mediana de las concentraciones del metal en los estanques.
- Med_{mei} es la mediana de las concentraciones del metal en los estanques.

$$C_{mref/ea} = (X_{mea} * Med_{mda} + X_{mei} * Med_{mei}) + ((X_{mea} * Med_{mda} + X_{mei} * Med_{mei}) + Med_{ma}) / 2$$

Donde:

- $C_{mref/ea}$ es la concentración de referencia del metal en los estanques y los cuerpos de agua superficiales.
- Med_{ma} es la mediana de las concentraciones del metal en los cuerpos de aguas superficiales.

$$C_{mref/a} = ((X_{mea} * Med_{mda} + X_{mei} * Med_{mei}) + ((X_{mea} * Med_{mda} + X_{mei} * Med_{mei}) + Med_{ma}) / 2) / 2$$

Donde:

- $C_{mref/a}$ es la concentración de la norma de referencia del metal en los sedimentos de los cuerpos de agua dulce (quebradas, humedales, lagos, ríos y estanques).

Los niveles máximos del mercurio, arsénico, cadmio y níquel en los sedimentos generados por las actividades de explotación aurífera se calcularon y se mencionan en la tabla 8-3.

Tabla 8-3. Concentraciones del As, Cd, Hg y Ni en mg/ Kg en base seca en los sedimentos

Metal / Sitio	Descargas de los canalones	Estanques	Estanques y cuerpos de aguas	Norma propuesta de referencia ($C_{mref/a}$)
Arsénico	25	21	24	22
Cadmio	0,8	1,1	0,8	0,90
Mercurio	0,40	0,29	0,31	0,30
Níquel	31	21	26	24

Fuente: elaboración propia.

9. Conclusiones

Están fundamentadas en los análisis comparativos de las concentraciones del Hg, As, Cd y Ni, en la matriz de sedimentos que excedieron las normas aplicadas en países donde se tienen establecidos niveles permitidos de concentraciones de estos metales para la protección de la vida acuática de agua dulce; además, se analizaron las concentraciones del Hg, As y Ni en la matriz agua, indicando el porcentaje de muestras que superaron los límites para el potencial uso del recurso.

Tabla 9-1. Medidas de las concentraciones del Hg y del As en los sedimentos de los canalones

Punto	Canalones (sedimentos)					
	Hg (mg/Kg)			As (mg/Kg)		
Metal	Total	Activo	Inactivo	Total	Activo	Inactivo
Estado	Total	Activo	Inactivo	Total	Activo	Inactivo
Muestras	16	12	4	13	9	4
Máximo	1,24	1,24	0,75	350,79	350,79	47,26
Mínimo	0,07	0,07	0,42	3,74	3,74	7,26
Promedio	0,39	0,33	0,57	44,58	56,22	18,39
Mediana	0,29	0,23	0,55	21,42	23,05	9,51

Fuente: elaboración propia.

Para el Hg el promedio de los porcentajes de las muestras que excedieron las normas en los canalones activos fue del 48% y en los inactivos del 94%, mientras que para el As el promedio de los porcentajes de las muestras que excedieron las normas en los canalones activos fue del 61% y en los inactivos el 44% (tabla 9-1).

Tabla 9-2. Medidas de las concentraciones del Cd y del Ni en los sedimentos de los canalones

Punto	Canalones (sedimentos)					
	Cd (mg/Kg)			Ni (mg/Kg)		
Metal	Total	Activo	Inactivo	Total	Activo	Inactivo
Estado	Total	Activo	Inactivo	Total	Activo	Inactivo
Muestras	7	6	1	10	7	3
Máximo	4,36	0,86	N.A.	279,63	279,63	51,64
Mínimo	0,07	0,07	N.A.	7,02	7,02	48,17
Promedio	1,00	0,44	N.A.	64,43	70,86	49,42
Mediana	0,45	0,39	N.A.	44,01	35,51	48,45

Fuente: elaboración propia.

Para el Cd y el Ni el promedio de los porcentajes de las muestras que excedieron las normas en los canalones activos fue del 13% y del 57% respectivamente (tabla 9-2).

Tabla 9-3. Medidas de las concentraciones del Hg y del As en los sedimentos de las descargas de los canalones

Punto	Descarga canalones (sedimentos)					
Metal	Hg (mg/Kg)			As (mg/Kg)		
Estado	Total	Activo	Inactivo	Total	Activo	Inactivo
Muestras	56	12	24	40	20	20
Máximo	46,71	1,24	46,71	104,46	44,71	104,46
Mínimo	0,04	0,07	0,13	0,06	0,06	1,55
Promedio	3,01	0,33	3,84	26,57	18,01	35,13
Mediana	0,41	0,23	0,50	26,41	16,88	33,40

Fuente: elaboración propia.

Para el Hg el promedio de los porcentajes de las muestras que excedieron las normas en las descargas de los canalones activos fue del 63% y en los inactivos del 75%, mientras que para el As el promedio de los porcentajes de las muestras que excedieron las normas en las descargas de los canalones activos fue del 49% y en las inactivas el 20% (tabla 9-4).

Tabla 9-4. Medidas de las concentraciones del Cd y del Ni en los sedimentos de las descargas de los canalones

Punto	Descarga canalones (sedimentos)					
Metal	Cd (mg/Kg)			Ni (mg/Kg)		
Estado	Total	Activo	Inactivo	Total	Activo	Inactivo
Muestras	19	13	6	19	12	7
Máximo	6,29	3,40	6,29	120,24	120,24	111,66
Mínimo	0,16	0,16	0,30	10,18	10,18	15,42
Promedio	1,26	0,81	2,22	51,55	53,49	48,22
Mediana	0,82	0,57	1,25	28,56	32,22	28,56

Fuente: elaboración propia.

Para el Cd el promedio de los porcentajes de las muestras que excedieron las normas en las descargas de los canalones activos fue del 27% y en los inactivos del 54%, mientras que para el Ni el promedio de los porcentajes de las muestras que excedieron las normas en las descargas de los canalones activos fue del 58% y en las inactivas el 43% (tabla 9-4).

Tabla 9-5. Medidas de las concentraciones del Hg y del As en los sedimentos de los estanques

Punto	Estanques (sedimentos)					
Metal	Hg (mg/Kg)			As (mg/Kg)		
Estado	Total	Activo	Inactivo	Total	Activo	Inactivo
Muestras	59	40	19	36	19	17
Máximo	36,07	36,07	6,52	55,86	47,62	55,86
Mínimo	0,04	0,04	0,04	0,92	4,85	0,92
Promedio	1,31	1,38	1,16	23,30	19,04	28,06

Mediana	0,28	0,24	0,43	23,09	13,18	29,15
----------------	------	------	------	-------	-------	-------

Fuente: elaboración propia.

Para el Hg el promedio de los porcentajes de las muestras que excedieron las normas en los estanques activos fue del 47% y en los inactivos del 70%; mientras que para el As el promedio de los porcentajes de las muestras que excedieron las normas en los estanques activos fue del 51% y en los inactivos el 76% (tabla 9-5).

Tabla 9-6. Medidas de las concentraciones del Cd y del Ni en los sedimentos los estanques

Punto	Estanques (sedimentos)					
	Cd(mg/Kg)			Ni(mg/Kg)		
Metal						
Estado	Total	Activo	Inactivo	Total	Activo	Inactivo
Muestras	17	11	6	22	14	8
Máximo	8,49	8,49	3,81	137,39	127,01	137,39
Mínimo	0,04	0,10	0,04	4,88	4,88	4,91
Promedio	1,82	2,17	1,18	35,35	30,54	43,77
Mediana	0,79	0,79	0,71	20,85	16,04	30,61

Fuente: elaboración propia.

Para el Cd el promedio de los porcentajes de las muestras que excedieron las normas en las descargas de los estanques activos fue del 43% y en los inactivos del 38%, mientras que para el Ni el promedio de los porcentajes de las muestras que excedieron las normas en los estanques activos fue del 28% y en los inactivos el 46% (tabla 9-6).

Tabla 9-7. Medidas de las concentraciones del Hg, As, Cd y Ni en los sedimentos de los cuerpos de aguas superficiales

Punto	Cuerpos de agua (sedimentos)			
	Hg	As	Cd	Ni
Muestras	21	14	6	8
Máximo	3,19	37,93	1,63	57,89
Mínimo	0,03	8,16	0,39	15,48
Promedio	0,57	26,09	0,89	33,23
Mediana	0,32	27,43	0,73	31,26

Fuente: elaboración propia.

En los veintiún cuerpos de agua superficiales el promedio de las muestras de Hg que excedieron las normas fue del 57%, para las veintiún muestras de As el 50% superaron las normas, en las seis muestras de cadmio el 34% superaron las normas y en las ocho muestras de níquel el 55% excedieron las normas (tabla 9-7).

Las actividades de explotación aurífera a campo abierto desarrolladas en algunos municipios de los departamentos de Nariño, Cauca, Chocó, Antioquia, Córdoba, Bolívar y Santander generaron sedimentos en los que se hallaron concentraciones de mercurio, arsénico, cadmio y níquel que superaron los umbrales de riesgo para la vida acuática de agua dulce establecidos por Australia/Nueva Zelanda (ANZ), Canadá (CAN, Holanda (HOL) y los Estados Unidos (USA).

En las descargas de los canalones el 64% de las concentraciones de las muestras puntuales de agua con mercurio fueron \geq a 0,00005 mg/L y de esas dieciséis muestras, el 38% superaron la concentración permitida para uso en actividades domésticas. De las 54 muestras de agua recolectadas en los estanques, veintidós dieron concentraciones N.C, el 9% de muestras cuantificables excedieron la concentración normada para el uso doméstico. En los cuerpos de aguas superficiales de las veinticuatro muestras analizadas, el 71% fueron $>$ a 0,00005 mg/L, con un 24% de muestras que excedieron lo permitido para el uso del recurso en actividades domésticas y un 12% que superaron la concentración máxima para el uso pecuario.

En las descargas de los canalones, el 64% de las concentraciones de las muestras puntuales de agua con arsénico fueron \geq a 0,01 mg/L y de esas siete muestras, el 29% superaron la concentración permitida para uso en actividades domésticas. De las 34 muestras de agua recolectadas en los estanques, veintitrés dieron concentraciones N.C, el 45% de muestras cuantificables excedieron la concentración normada para el uso doméstico. En los cuerpos de aguas superficiales, de las dieciocho muestras analizadas, el 50% fueron \geq a 0,01 mg/L, con un 56% de muestras que excedieron lo permitido para el uso del recurso en actividades domésticas, un 11% que superaron la concentración máxima para el uso pecuario y un 33% que excedieron la concentración permitida para el uso agrícola.

En las descargas de los canalones cinco de seis concentraciones de las muestras puntuales de agua con níquel fueron \geq a 0,01 mg/L. De las veintiún muestras de agua recolectadas en los estanques, diez dieron concentraciones N.C, el 9% de muestras cuantificables excedieron la concentración normada para el uso agrícola. En los cuerpos de aguas superficiales de las diez muestras analizadas, tres dieron concentraciones N.C.

La disposición de residuos mineros de la explotación de oro a campo abierto incorporó metales en los cuerpos de agua en las zonas de influencia donde se llevaron a cabo las actividades. La calidad del recurso hídrico se disminuyó, excediéndose los niveles establecidos por la normatividad legal colombiana.

Para el estudio de campo la biodisponibilidad del mercurio se definió como fracción del mercurio orgánico presente en el mercurio total. En las dos matrices se determinaron los porcentajes de biodisponibilidad así:

$$\% \text{BD}_{\text{Hg}} = ((\text{promedio de las concentraciones del Hg}^*)/(\text{promedio de las concentraciones del Hg})) * 100$$

Donde Hg^* = Mercurio orgánico y Hg = Mercurio total.

El porcentaje de biodisponibilidad es el mercurio apto para incorporarse en las cadenas tróficas como metilmercurio, etilmercurio y las especies orgánicas del mercurio, siendo ellas las que generan toxicidad en los organismos.

El 60% del Hg total de los sedimentos de los canalones estaba biodisponible, el 58,2% en los canalones activos y el 70,7% en los canalones inactivos. En las descargas de los canalones activos el 66% del Hg de los sedimentos estaba disponible y en las descargas de los canalones inactivos el 65,6% del Hg total se halló como biodisponible. En los estanques superficiales inactivos el 71% del mercurio de los sedimentos se encontró biodisponible y para los estanques activos el 60,4% BD_{Hg} . En los cuerpos de agua el BD_{Hg} fue del 62,4%.

En la matriz agua la proporción de la biodisponibilidad del mercurio se distribuyó en un 66,2% en las descargas de los canalones, el 82,8% en los estanques artificiales y el 78,7 en los cuerpos de agua.

10. Bibliografía

- Abdel-Rahman, M. y Turkall, R. (2011). Nickel dermal bioavailability in pig skin increased by a chemical mixture: Role of gender. *Proceedings of the Annual International Conference on Soils, Sediments, Water and Energy*, 16, 29–36.
- Agency for Toxic Substance and Disease Registry (ATSDR). (2003). Toxicological Profile for Arsenic U.S. Department of Health and Humans Services, Public Health Service, Centers for Diseases Control, Atlanta, GA.
- Agency for Toxic Substance and Disease Registry (ATSDR). (2008). Toxicological Profile for Cadmium, U.S. Department of Health and Humans Services, Public Health Service, Centers for Diseases Control, Atlanta, GA.
- Aguilar-Ucan, C., Montalvo-Romero, C., Ramírez-Elias, M. y González, C. (2009). Metales pesados en sedimentos del arroyo “La Caleta” de Ciudad del Carmen, Campeche, México: Estudio preliminar. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 5(3), 232-237.
- Ahmad, M. y Ashraf, M. (2011). Essential roles and hazardous effects of nickel in plants. *Review of Environmental Contamination and Toxicology*, 214, 125–167.
- Alonso, D. (2014). *Determinación del arsénico total biodisponible en la zona sur-occidental del distrito minero de oro California-Vetas en el Departamento de Santander* (Tesis de maestría), Bogotá, Universidad Nacional de Colombia.
- Andrade, G. (2012). El impacto ambiental de la minería legal o ilegal es el mismo. Agencia de Noticias UN. Recuperado de <http://agenciadenoticias.unal.edu.co/detalle/article/el-impacto-ambiental-de-la-mineria-legal-o-ilegal-es-el-mismo.html>
- Bejarano, M. y Madrid, L. (1992). Solubilization of heavy metals from a river sediment by a residue from olive oil industry. *Environment Technology*, 13, 979-985.
- Bendell-Young, L., Chouinard, J. y Pick, F. (1994). Metal concentrations in chironomids in relation to peatland geochemistry. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 27(2), 186-194.
- Bouchoucha, A., Terbouche, A., Zaouani, M., Derridj, F. y Djebbar, S. (2013). Iron and nickel complexes with heterocyclic ligands: Stability, synthesis, spectral characterization, antimicrobial activity, acute and subacute toxicity. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 27, 191–202.
- Bridges C. y Zalups R. (2005) Molecular and ionic mimicry and the transport to toxic metals. *Toxicol Appl Pharmacol*, 204(3), 274-308.
- Brouwere, K., Buekers, J., Cornelis, C., Schlekot, C. y Oller, A. (2012). Assessment of indirect human exposure to environmental sources of nickel: Oral exposure and risk characterization for systemic effects. *Science of the Total Environment*, 419, 25–36.

- Bryan, G. and Langston, W. (1992). Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. *Environmental Pollution*, 76(2), 89-131.
- Burton, G. (2002). Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology*, (2(3), pp.65-75.
- Calmano, W., Hong, J And Förstner, U. Binding and mobilization of heavy metals in contaminated sediments affected by pH and Redox potential. *Water Sci Technol* (1993) 28 (8-9): 223-235.
- Camargo, J., Arias, J. y Muñoz, D. (2015). Evaluación del contenido de mercurio en suelos y lechos de quebradas en la zona minera de Miraflores, Quinchía, Colombia. *Acta Agronómica*, 64(2), 165-177.
- Capó M. (2007). *Principios de ecotoxicología: diagnóstico, tratamiento y gestión del medio ambiente*. Editorial Tebar.
- Centro Nacional del Medio Ambiente (CENMA). (2010). Análisis de la composición físico química de los sedimentos fluviales y su relación con la disponibilidad de metales en agua. Recuperado de: <http://s2.studylib.es/store/data/006178900.pdf?key=f84e03f3622ce4bb3e321b4351b02258&r=1&fn=6178900.pdf&t=1524361659743&p=86400>.
- Chalén, F. (2010). Mercurio en sedimentos del litoral ecuatoriano, crucero de prospección pesquera T03/10/02D. *Ciencias del Mar y Limnología*, 4(2), 45-66.
- Chan, D. and Hale, B. (2004). Differential accumulation of Cd in durum wheat cultivars: uptake and retranslocation as sources of variation. *Journal of Experimental Botany*, 55, 2571-2579.
- Chen, W., Tan, S. and Tay, J. (1996). Distribution, fractional composition and release of sediment-bound heavy metals in tropical reservoirs. *Water, air, and soil pollution*, 92, 273-287.
- Clancy, H. and Costa, M. (2012). Nickel: A pervasive carcinogen. *Future Oncology*, 8, 1507-1509.
- Contraloría General de la República. (2013). *Minería en Colombia, Institucionalidad y territorio, paradojas y conflictos*. Bogotá: Imprenta Nacional de Colombia.
- Contreras, J., Mendoza, C. y Gómez, A. (2004). Determinación de metales pesados en aguas y sedimentos del Río Haina. *Ciencia y Sociedad*, 29(1), 38-71.
- Cranmer, M., Gilbert, S., y Cranmer, J. (1996). Neurotoxicity of mercury indicators and effects of low-level exposure: overview. *Neurotoxicology*, 17, 9-14.
- Das, K., Das, S. y Dhundasi, S. (2010). Nickel: Molecular diversity, application, essentiality and toxicity in human health. In G. Blanc & D. Moreau (Eds.), *Biometals: Molecular*

structures, Binding properties and applications (pp. 33–58). New York, NY: Nova Science Publishers.

- Díaz, O. (2015). Estudio radiométrico y de niveles de metales pesados en sedimentos de zonas de interés pesquero, terapéutico y ambiental y en suelos urbanos de diferentes ciudades de Cuba. *Anales de la Academia de Ciencias de Cuba*, 5(3).
- Environmental Protection Agency (EPA). (1999). Integrated Risk Information Systems (IRIS) on Arsenic. National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development Washington D.C.
- Fagerström, T. y Jernelöv, A. (1972). Some aspects of Quantitative Ecology of Mercury. *Water Research*, 6(10), 1193-1202.
- Falandysz, J. (2002). Mercury in mushrooms and soil of the Tarnobrzaska Plain, south-eastern Poland. *Journal of environmental science and health. Part A, Toxic/hazardous substances and environmental engineering*, 37(3), 343-352.
- Fergusson, J. (1990). *The Heavy Elements: Chemistry, environmental impact and health effects*. Pergamon Press. New York.
- Forgacs, Z., Massányi, P., Lukacs, N. and Somosy, Z. (2012). Reproductive toxicology of nickel. Review. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 47, 1249–1260.
- Forstner, U. and Wittmann, G. (1979). *Metal pollution in the aquatic environment*. New York: Springer-Verlag.
- Forstner, U. (1980). *The Handbook of Environmental Chemistry*. New York: Springer.
- Förstner, U. (1982). Chemical forms of metal enrichment in recent sediments. New York: Springer-Verlag.
- Förstner, U. and Salomons, W. (1980). Trace metal analysis on polluted sediments. Part I. Assessment of sources and intensities. Recuperado de: <http://edepot.wur.nl/214350>.
- Forti, E., Salovaara, S., Cetin, Y., Bulgheroni, A., Tessadri, R., Jennings, P., Prieto, P. (2011). In vitro evaluation of the toxicity induced by nickel soluble and particulate forms in human airway epithelial cells. *Toxicology In Vitro*, 25, 454–461.
- Gibbs R. (1977). Transport phases of transition metals in the Amazon and Yukon Rivers. *Geological Society of America Bulletin*, 88, 829–843.
- Gómez, A. (2013). Evaluación de la contaminación por vertimiento de mercurio en la zona minera, Pacarní-San Luis departamento del Huila. *Journal Technology*, 12(1), 91-98.
- Grim, R. (1968). *Clay mineralogy*. New York: McGraw-Hill.

- Henke, K. (2009). *Arsenic: Environmental chemistry, health threats and waste treatment*. New Jersey: John Wiley and Sons.
- Herrera, J., Rodríguez, J., Coto, J., Salgado, V. y Borbón, H. (2013). Evaluación de metales pesados en los sedimentos superficiales del río Pirro. *Tecnología en Marcha*, 26(1), 27-36.
- Hill, M. (2010). *Understanding environmental pollution*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Hirst, D. (1962). The geochemistry of modern sediments from the Gulf of Paria. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 26(11), 1147-1187.
- Horowitz, A. (1985). *A primer on trace metal-sediment chemistry*. Geological Survey Water Supply Paper 2277.
- Horowitz, A. (1986). Comparison of methods for the concentration of suspended sediment in river water for subsequent chemical analysis. *Environmental Science and Technology*, 20, 155 - 160.
- Houston M. (2007). The role of mercury and cadmium heavy metals in vascular disease, hypertension, coronary heart disease, and myocardial infraction. *Alternative Therapies In Health And Medicine*, 13(2), 128-133.
- Ingersoll, C. (1995). Sediment Test. In: G. Rand (eds), *Fundamental of aquatic toxicology* (pp: 231-255.). Washinton, D.C.: Taylor and Francis.
- Irving, H. and Williams, R. (1948) Order of stability of metal complexes. *Nature* 162, 746-747.
- Jackson, M. (1979). Soil mineralogy. In: R.W. Fairbridge and C.W. Finkl (eds.) *Encyclopedia of soil science* (p. 475-482.). Dowden, Hutchinson and Ross, Stroudsburg, PA.
- Jain, C. and Ali, I. (2000). Arsenic: occurrence, toxicity and speciation techniques. *Water Research*, 34(17).
- Jamieson, H. (2011). Geochemistry and Mineralogy of Solid Mine Waste: Essential Knowledge for Predicting Environmental Impact. *Elements*, 7(6).
- Jenne, E. (1976). Trace element sorption by sediments and soils sites and processes. In: Chappell, W. and Peterson, K. (eds.). *Symposium on molybdenum* (pp. 425-553). New York: Marcel-Dekker.
- Jennings, S., Dollhopf, J. and W. Inskeep (2000). Acid production from sulfide minerals using hydrogen peroxide weathering. *Applied Geochemistry*, 15, 235-243.
- Jiménez, G. (2005). *Interacción del mercurio con los componentes de las aguas residuales* (Tesis de pregrado). Recuperado de www.bdigital.unal.edu.co/1125/1/angelicamariajimenezgomez.2005

- El Falaki, K., Perrin, C., Belkesam L. and Peisajovic, A. (1994). Impacto de los detergentes sobre los sedimentos. Movilización de metales. *Tecnología del agua*, 128, 25-31.
- Kang, G., Gillespie, P., Gunnison, A., Rengifo, H., Koberstein, J. and Chen, L. (2011). Comparative pulmonary toxicity of inhaled nickel nanoparticles; Role of deposited dose and solubility. *Inhalation Toxicology*, 23, 95-103.
- Kas, K., Das, S. and Dhundasi, S. (2008). Nickel, its adverse health effects and oxidative stress. *Indian Journal of Medical Research*, 128, 412–425.
- Labunska, I., Brigden, K. and Stringer, R. (2000). Contaminantes orgánicos y metales pesados en sedimentos y muestras de agua asociados con el Polo Petroquímico de Ensenada-Berisso, Argentina, 2000. Recuperado de <http://www.greenpeace.org/argentina/Global/argentina/report/2006/4/contaminantes-organicos-y-meta.pdf>
- Lacayo, J. and Sarria, K. (21 de septiembre de 1999). Determinación de metales pesados en agua y sedimentos del Río San Juan y sus principales tributarios Nicaragua. Recuperado de <http://repositorio.unan.edu.ni/2625/>
- Lebel, J., Mergler, D., Branches, F., Lucotte, M., Amorin, M., Larribe, F. and Dolbec, J. (1998). Neurotoxic effects of low-level methylmercury contamination in the Amazonian basin. *Environmental Research*, 79(1), 20-32.
- Lebel, J., Mergler, D., Lucotte, M., Amorin, M., Dolbec, J., Miranda, D., Arantes, G., Rheault, I. and Pichet, P. (1996). Evidence of early nervous system dysfunction in Amazonian populations exposed to low-levels of methyl mercury. *Neurotoxicology*, 17, 157-168.
- Leyva R, Luszczewski A. (1998). El mercurio en el medio ambiente. *Ingeniería Química*, 30(344), 179-183.
- Licheng, Z. and Kezhun, Z. (1992). Background values of trace elements in the source area of the Yangtze River. *The Science of the Total Environment*, 125, 391-404.
- Lillo, J. (2003). Peligros Geoquímicos: arsénico de origen natural en las aguas. Universidad Complutense de Madrid, Facultad de Ciencias Geológicas, Grupo de Estudios de Minería y Medioambiente.
- Manahan, S. (2007). *Introducción a la Química Ambiental*. Madrid: Reverté Ediciones.
- Mandal, B. and Suzuki, K. (2002). Arsenic round the world: A review. *Talanta*, 58(1), 201–235.
- Márquez, A., García, O., Martínez, G., González, Á. y Fermín, I. (2012). Metales pesados en sedimentos superficiales del río Orinoco, Venezuela. Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela.

- Martínez, G. (2002). Metales pesados en sedimentos superficiales del golfo de Cariaco, Venezuela. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela*, 83-96.
- Mason, J. and English, J. (2012). Nickel dermatitis. *Journal of Pediatric and Adolescent Gynecology*, 25, 410–411.
- Méndez-Armenta, M. and Ríos, C. (2007). Cadmium neurotoxicity. *Environ Toxicol Pharmacol*, 23, 350-8.
- Méndez-Armenta M., Villeda-Hernández J., Barroso-Moguel R., Nava-Ruíz C., Jiménez-Capdeville, M., Ríos, C. (2003) Brain regional lipid peroxidation and metallothionein levels of developing rats exposed to cadmium and dexamethasone. *Toxicol Lett*, 144, 151-157.
- Mendoza, A., Giraldo, E. y Rodríguez, A. (1997). Evaluación de la metilación del mercurio en los sedimentos de la Bahía de Cartagena. *Memos de Investigación*, 398.
- Moalla, S., Awadallah, R., Resher, M. and Salton, M. (1996). Distribution and chemical fractionation of some heavy metals in bottom sediments of Lake Nasser. *Hydrobiologia*, 364(1), 31-40.
- Mora, A., Jumbo-Flores, D., González-Merizalde, M. y Bermeo-Flores, S. (2016). Niveles de metales pesados en sedimentos de la cuenca del río Puyango, Ecuador. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 32(4), 385-397.
- Moreno, E. (2010). *Recuperación de suelos mineros contaminados con arsénico mediante fitotecnologías* (Tesis Doctoral). Madrid, Universidad Autónoma de Madrid.
- Muñoz, A. and Costa, M. (2012). Elucidating the mechanisms of nickel compound uptake: A review of particulate and nano-nickel endocytosis and toxicity. *Toxicology Applied and Pharmacology*, 260, 1–16.
- Myers G. y Davidson, P. (1998). Prenatal methylmercury exposure and children: neurologic, developmental, and behavioral research. *Environmental Health Perspectives*, 106(3), 841-847.
- Nielsen, F. (1996). Other trace elements. In: E. E. Ziegler and L. J. Filer (Eds.), *Present knowledge in nutrition* (pp. 353–377). Washington, DC: ILSI Press.
- Nordberg, M. and Nordberg, G. (2000). Toxicological aspects of metallothionein. *Cellular and Molecular Biology*, 46(2), 451-463
- Norvell, W., Wu, J., Hopkins, D. and Welch, R. (2000). Association of cadmium in durum wheat grain with soil chlorine and chelate-extractable soil cadmium. *Soil Science Society of America Journal*, 64, 2162-2168.
- O'Day, P. (2006). Chemistry and Mineralogy of Arsenic. *Elements*, 2, 77-83.

- Oliver, B. (1973). Heavy metal levels of Ottawa and Rideau River sediment. *Environmental Science and Technology*, 7, 135-137.
- Olivero, J. y Restrepo, B. (2002). El lado gris de la minería en Colombia, La contaminación con mercurio en el norte de Colombia. Cartagena: ALPHA Impresores Ltda.
- Ortega, D. (2015). *Cuantificación de los niveles de metales pesados (Pb, Hg) en sedimentos en tres localidades del estero grande, de la zona costera de la provincia del oro 2014*. (Tesis de pregrado). Machala-Oro, Universidad Técnica de Machala.
- Trivedi, P. and Axe, L. (2000). Modeling Cd and Zn Sorption to Hydrous Metal Oxides. *Environmental Science and Technology*, 34(11), 2215–2223.
- Palacio, J. (2007). *Ecotoxicología Acuática*. Medellín: Universidad de Antioquia.
- Peluso, M. (2011). *Evaluación de efectos biológicos y biodisponibilidad de contaminantes en sedimentos del Río de la Plata y afluentes* (Tesis doctoral). Recuperado de: http://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/18420/Documento_completo___pdf_%3Fsequence%3D1
- Prince, W., Kumar, S., Doberschütz, K. and Subburam, V. (2002). Cadmium toxicity in mulberry plants with special reference to the nutritional quality of leaves. *Journal of Plant Nutrition*, 25, 689-700.
- Rex, R. and Goldberg, E. (1958). Quartz contents of pelagic sediments of the Pacific Ocean. *Tellus*, 10, 153-159.
- Rosas, H. (2005). Contaminación de sedimentos del Río Anoia por metales pesados (Barcelona-España). *Investigación y Desarrollo*, 5, 75-89.
- Rojas, C. (2011). *Estudios de la contaminación de los recursos hídricos en la cuenca del Río San Pedro, previos a la construcción de una hidroeléctrica (P.H. Las Cruces) en Nayarit, México* (Tesis de pregrado). Guadalajara, Universidad de Guadalajara, México.
- Romo, E. (2012). *Determinación de metales pesados en sedimentos del Río Nazas*. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro (Tesis de pregrado), Torreón, Coahuila, México.
- Salomons, W. and Förstner, U. (1984). *Metals in the Hydrocycle*. Berlin: Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Salonen, J., Seppanen, K., Nyyssonen, K., Korpela, H., Kauhanen, J., Kantola, M., Tuomilehto, J., Esterbauer, H., Tatzber, F. and Salonen, R. (1995). Intake of mercury

from fish, lipid peroxidation and the risk of myocardial infarction and coronary, cardiovascular, and any death in Eastern Finnish men. *Circulation*, 91(3), 645-655.

- Sánchez, G. (2016). Ecotoxicología del cadmio- Riesgo para la salud de la utilización de suelos ricos en cadmio. Recuperado de: <http://147.96.70.122/Web/TFG/TFG/Memoria/GARA%20SANCHEZ%20BARRO N.pdf>
- Sandalio, L., Dalurzo, H., Gomez, M., Romero-Puertas, M., Del Río, L. (2001). Cadmium-induced changes in the growth and oxidative metabolism of pea plants. *Journal of Experimental Botany*, 52, 2115-2126.
- Satoh, H. (2000). Occupational and environmental toxicology of mercury and its compounds. *Industrial Health*, 38(2), 153-64.
- Saxby, J. (1969) Metal-organic chemistry of the geochemical cycle. *Reviews of Pure and Applied Chemistry*, 19, 131-150.
- Schaumlöffel, D. (2012). Nickel species: Analysis and toxic effects. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 26, 1–6.
- Schlautman, M. and Morgan, J. (1993) Effects of aqueous chemistry on the binding of polycyclic aromatic hydrocarbons by dissolved humic materials. *Environmental Science and Technology*, 27, 961–969
- Schram, S., Warshaw, E. and Laumann, A. (2010). Nickel hypersensitivity: A clinical review and call to action. *International Journal of Dermatology*, 49, 115–125.
- Scragg, A. (2006). *Environmental biotechnology*. Oxford University Press, UK.
- Seo, Y., Kim, B. and Ryu, J. (2005). Molecular and genomic approaches on nickel toxicity and carcinogenicity. *Molecular Cellular Toxicology*, 1, 73–77.
- Schram, S., Warshaw, E. and Laumann, A. (2010). Nickel hypersensitivity: A clinical review and call to action. *International Journal of Dermatology*, 49, 115–125.
- Sharma, S., Sharma, S., Singh, P., Swami, R. and Sharma, K. (2009). Exploring fish bioassay of textile dye wastewaters and their selected constituents in terms of mortality and erythrocyte disorders. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 83, 29–34.
- Shenker, B., Guo, T. and Shapiro, I. (1998). Low-level methylmercury exposure causes human T-cells to undergo apoptosis: evidence of mitochondrial dysfunction. *Environmental Research*, 77(2), 149-159.

- Simpson, S., Rochford, L. and Birch, G. (2002). Geochemical influences on metal partitioning in contaminated estuarine sediments. *Marine and Freshwater Research*, 53(1), 9-17.
- Speyer, M. (1980). Mercury and selenium concentration in Fish, sediment and water of two northwestern Quebec lakes. *Bulletin of Environmental Contamination and toxicology*, 24(1), 427-432.
- Sprovieri, M., Feo, M., Prevedello, L., Manta, D., Sammartino, S., Tamburrino, S. and Marsella, E. (2007). Heavy metals, polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in surface sediments of the Naples harbour (southern Italy). *Chemosphere*, 67(5), 998-1009.
- Tarras-Wahlberg, N., Flachier, A., Lane, S. and Sangfors, O. (2001). Environmental impacts and metal exposure of aquatic ecosystems in rivers contaminated by small scale gold mining: the Puyango River basin, southern Ecuador. *Science of the Total Environment*, 278(1-3), 239-261.
- The Index Merck. (1996). *Encyclopedia of Chemicals, Drugs and Biologicals*.
- Vallejo, O. (2015). *Efecto de la dispersión hídrica de arsénico, cadmio y plomo en la calidad de los sedimentos y agua superficial de la microcuenca San Miguel, Zimapán* (Tesis de maestría). Recuperado de <http://tesis.ipn.mx/bitstream/handle/123456789/17067/Omar%20Vallejo.pdf?sequence=1>
- Walker, C., Hopkin, S., Sidly, R. and Peakall, D. (2006). *Principles of Ecotoxicology*. Washinton, D.C.: Taylor and Francis.
- Wong K., Klaassen D. (1982). Neurotoxic effects of cadmium in Young rats. *Toxicol Appl Pharmacol*, 63, 330-337.
- World Health Organization. (1976). Environmental Health Criteria 1: Mercury. Organization program on chemical safety. Geneva.
- World Health Organization. (1986). Environmental Health Criteria 86 (IPCS). Mercury-Environmental Aspects. Geneva.
- Younger, P., Banwart, S. and Hedin, R. (2002). *Mine Water: Hydrology, Pollution, Remediation*. New York: Springer Pub.
- Younger, P. and Banwart, S. (2002). *Mine Water: Hydrology, Pollution, Remediation*. Kluwer Academic Publishers, 464.