

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO OVEJAS POR DESCARGA DE
QUEBRADAS PROVENIENTES DE ZONA MINERA DE LA VEREDA YOLOMBÓ, EN
EL CORREGIMIENTO LA TOMA, SUÁREZ, CAUCA

ANTONIO JOSÉ RAMOS REGINO

UNIVERSIDAD DEL VALLE
SEDE MELÉNDEZ
FACULTAD DE INGENIERÍA
ESCUELA DE INGENIERÍA DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE
PROGRAMA DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL
SANTIAGO DE CALI
2018

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO OVEJAS POR DESCARGA DE
QUEBRADAS PROVENIENTES DE ZONA MINERA DE LA VEREDA YOLOMBÓ, EN
EL CORREGIMIENTO LA TOMA, SUÁREZ, CAUCA

ANTONIO JOSÉ RAMOS REGINO

DIRECTORA
M. Sc. LUZ EDITH BARBA HO

TRABAJO DE GRADO PARA OPTAR POR EL TÍTULO DE INGENIERO SANITARIO Y
AMBIENTAL

UNIVERSIDAD DEL VALLE
SEDE MELÉNDEZ
FACULTAD DE INGENIERÍA
ESCUELA DE INGENIERÍA DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE
PROGRAMA DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL
SANTIAGO DE CALI
2018

AGRADECIMIENTOS

A la profesora Luz Edith Barba Ho, directora del trabajo de grado, por la confianza y la oportunidad de participar en esta investigación, por sus sugerencias, orientación constante, apoyo económico y logístico durante todas las fases de este proyecto.

A la comunidad de la vereda Yolombó, por su buena disposición, confianza y acompañamiento durante las jornadas de campo.

A la profesora Irene Vélez Torres, por permitirme conocer aspectos de la investigación socioambiental y su trabajo con la comunidad de la vereda Yolombó.

A la ingeniera Laura García, por compartirme su conocimiento y experiencia en el Laboratorio de Análisis Químico, por sus consejos y apoyo durante la fase experimental.

Al personal del PAM, del Laboratorio de Aguas y Residuos Ambientales y del Laboratorio de Microbiología Ambiental de la Universidad del Valle, por su apoyo y asesoría durante las jornadas de campo y fase experimental de este proyecto.

Al estadístico Wilmar Torres, por su colaboración en el manejo y análisis estadístico de los datos obtenidos.

A mi familia, por su apoyo incondicional durante el transcurso de la carrera y el desarrollo de este proyecto.

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN	1
1. INTRODUCCIÓN.....	2
2. DESCRIPCIÓN DEL PROBLEMA Y JUSTIFICACIÓN.....	3
3. ANTECEDENTES.....	4
4. OBJETIVOS.....	7
4.1. OBJETIVO GENERAL	7
4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	7
5. MARCO TEÓRICO	8
5.1. MINERÍA DE ORO	8
5.1.1. Clasificación	8
5.1.2. Depósitos.....	8
5.1.3. Beneficio del oro.....	9
5.1.4. DAM (Drenaje Acido de Minas)	10
5.2. MERCURIO.....	10
5.2.1. Bioacumulación	11
5.2.2. Efectos en salud humana	11
5.3. CIANURO.....	11
5.3.1. Compuestos de cianuro.....	12
5.4. ÍNDICES DE CALIDAD DE AGUA (ICA).....	13
5.4.1. ICA-NSF	13
5.4.2. ICA Dinius.....	14
5.4.3. ICA IDEAM	15
5.5. ÍNDICE DE CONTAMINACIÓN (ICO).....	16
5.5.1. Índice de Contaminación por Mineralización (ICOMI)	17
5.5.2. Índice de Contaminación por Materia Orgánica (ICOMO)	17
5.5.3. Índice de Contaminación por Sólidos Suspendidos (ICOSUS).....	18
5.5.4. Índice de Contaminación por pH (ICOpH)	18
5.6. TOXICOLOGÍA	18
5.6.1. Indicadores biológicos	18
6. METODOLOGÍA.....	20
6.1. Área de Estudio.....	20

6.2.	Selección de puntos de muestreo	20
6.3.	Caracterización de las muestras de agua superficial y sedimento	22
6.3.1.	Agua superficial	22
6.3.2.	Sedimentos.....	24
6.4.	Aplicación de los ICA e ICO	26
6.5.	Ensayos de toxicidad aguda con <i>Daphnia pulex</i>	26
6.5.1.	Agua superficial	27
6.5.2.	Sedimentos.....	28
7.	RESULTADOS Y ANÁLISIS	29
7.1.	Caracterización fisicoquímica y microbiológica de muestras de agua superficial 29	
7.2.	Caracterización fisicoquímica de sedimentos	55
7.3.	Clasificación de calidad según ICA e ICO.....	57
7.4.	Ensayos de toxicidad aguda con <i>Daphnia pulex</i>	68
7.4.1.	Estandarización	68
7.4.2.	Bioensayos con agua superficial y sedimento	70
8.	CONCLUSIONES.....	72
9.	RECOMENDACIONES.....	74
10.	REFERENCIAS.....	75
ANEXO 1.	LECTURA DE BIOENSAYOS	84

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Clasificación y descripción de depósitos de oro aprovechados por la MAAPE en Colombia	8
Tabla 2. Beneficio del oro en la MAAPE en Colombia	9
Tabla 3. Parámetros y pesos ponderados del ICA NSF	13
Tabla 4. Palabras descriptoras y rangos de valor del ICA NSF	14
Tabla 5. Funciones subíndice y pesos ponderados asignados a los parámetros del ICA DINIUS	14
Tabla 6. Clasificación del ICA DINIUS. Uso en pesca y vida acuática	15
Tabla 7. Clasificación del ICA DINIUS. Uso en recreación	15
Tabla 8. Parámetros, funciones subíndice y pesos ponderados para 5 variables en ICA IDEAM	16
Tabla 9. Calificación de la calidad del agua según los valores de ICA IDEAM	16
Tabla 10. Clasificación de los ICO según el grado de contaminación	17
Tabla 11. Funciones subíndice asignadas a parámetros de ICOMI	17
Tabla 12. Funciones subíndice asignadas a parámetros para ICOMO	17
Tabla 13. Condiciones recomendadas para las pruebas de toxicidad aguda con cladóceros	19
Tabla 14. Puntos de muestreo	21
Tabla 15. Fechas de jornadas de muestreo	22
Tabla 16. Análisis de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en las muestras de agua superficial	22
Tabla 17. Criterios de calidad para preservación de vida acuática	23
Tabla 18. Criterios de calidad de agua para recreación	24
Tabla 19. Niveles guía de calidad de sedimentos	25
Tabla 20. Resultados de caracterización fisicoquímica y microbiológica de las muestras de agua superficial	30
Tabla 21. Variación temporal de caudales en puntos de muestreo analizados	32
Tabla 22. Niveles de calidad de ríos según su DBO ₅ , con respecto a la preservación de la vida acuática y silvestre	38
Tabla 23. Análisis de varianza en parámetros fisicoquímicos y microbiológicos de muestras de agua superficial	53

Tabla 24. Prueba de Tukey para comparar los puntos de monitoreo.....	54
Tabla 25. Caracterización fisicoquímica de sedimentos.....	55
Tabla 26. Valores de <i>IiWi</i> en parámetros con poca variación temporal para ICA NSF de quebradas receptoras de vertimientos de minería de oro	58
Tabla 27. Potencias <i>IiWi</i> en puntos de muestreo 1 (Río Ovejas antes) y 3 (Río Ovejas después) en dos jornadas de campo y determinación del ICA NSF	59
Tabla 28. Efecto de turbiedad del río Ovejas en segundo muestreo sobre valores de <i>Ii</i> y <i>IiWi</i> en ICA NSF	59
Tabla 29. Potencias <i>IiWi</i> en puntos de muestreo 1 y 3 de jornada de campo 2 y determinación del ICA DINIUS.....	61
Tabla 30. Potencias <i>IiWi</i> en cuarta jornada de campo y determinación del ICA DINIUS	62
Tabla 31. ICA DINIUS de fuentes superficiales evaluadas, para uso en pesca y vida acuática, empleando el parámetro color aparente y rangos de clasificación	63
Tabla 32. Comparación de producto $Ii \times Wi$ en puntos de muestreo 1 y 3 de última jornada de campo	65
Tabla 33. Resultados del ICOMI en fuentes superficiales evaluadas del área de estudio	66
Tabla 34. Resultados de CL _{50-24h} en pruebas con tóxico de referencia y estadísticos descriptivos básicos	68
Tabla 35. Resultados de bioensayos con muestras de agua superficial y sedimentos.	70

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Ciclo del mercurio en cuerpos de agua dulce. Fuente: Baird (2001).....	10
Figura 2. Ciclo del cianuro. Fuente: Smith y Mudder (1991) citados en Logsdon et al. (2001).....	12
Figura 3. Ubicación geográfica de La Toma en el departamento del Cauca, Colombia. Adaptado de: Vélez (2012).....	20
Figura 4. Cartografía social elaborada por integrantes de la vereda Yolombó del corregimiento La Toma	21
Figura 5. Acondicionamiento de muestras de sedimentos para posteriores análisis fisicoquímicos.....	25
Figura 6. Esquemas de preparación de diluciones para control positivo y montaje típico	27
Figura 7. Esquema de montaje para bioensayo con muestras de agua superficial	27
Figura 8. Método de cuarteo con muestra homogenizada	28
Figura 9. Mezcla sedimento-agua reconstituida en proceso de agitación magnética ...	29
Figura 10. Esquema de montaje para cada muestra de sedimento	29
Figura 11. Variación de la concentración de oxígeno disuelto en aguas superficiales del área de estudio	33
Figura 12. Variación del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto en aguas superficiales del área de estudio	33
Figura 13. Quebradas receptoras de vertimientos mineros y residuo seco después de realizar prueba de sólidos totales.....	34
Figura 14. Variación del pH en aguas superficiales del área de estudio y rangos recomendados para protección de vida acuática	35
Figura 15. Variación del pH en aguas superficiales del área de estudio y rangos recomendados para recreación.....	36
Figura 16. Variación de la conductividad eléctrica en aguas superficiales del área de estudio y límite recomendado para la protección de la vida acuática	37
Figura 17. Variación de la temperatura en aguas superficiales del área de estudio	37
Figura 18. Variación de la demanda biológica de oxígeno en aguas superficiales del área de estudio y estándares de calidad recomendados por diferentes normativas	38
Figura 19. Variación de la demanda química de oxígeno en aguas superficiales del área de estudio y estándares de calidad recomendados por el MINAM (2015)	39
Figura 20. Variación de sólidos totales en aguas superficiales del área de estudio.....	40
Figura 21. Descarga de quebradas sobre el río Ovejas en área de estudio (febrero de 2018).....	41
Figura 22. Variación de la turbiedad en aguas superficiales del área de estudio y estándares de calidad recomendados por el MINAM (2015)	41
Figura 23. Variación del color aparente en aguas superficiales del área de estudio.....	42

Figura 24. Muestras de las quebradas estudiadas durante tiempo seco (izquierda) y de lluvias (derecha)	42
Figura 25. Variación de sólidos suspendidos totales en aguas superficiales del área de estudio y estándares de calidad recomendados por el MINAM (2015)	43
Figura 26. Color aparente de muestras extraídas del río Ovejas (1) antes, (3) después y en quebradas (2) del área de estudio.....	44
Figura 27. Variación del color verdadero en aguas superficiales del área de estudio y estándares de calidad recomendados por el MINAM (2015)	44
Figura 28. Variación de la dureza total en aguas superficiales del área de estudio.....	45
Figura 29. Variación de la alcalinidad total en aguas superficiales del área de estudio y niveles de calidad recomendados para este parámetro	46
Figura 30. Variación de cloruros en aguas superficiales del área de estudio y niveles de calidad recomendados para este parámetro	47
Figura 31. Variación de nitratos en aguas superficiales del área de estudio y niveles de calidad recomendados para este parámetro	47
Figura 32. Variación de fosfatos en aguas superficiales del área de estudio	48
Figura 33. Variación de densidad de coliformes totales en aguas superficiales del área de estudio y niveles de calidad recomendados para este parámetro.....	49
Figura 34. Variación de densidad de coliformes totales en aguas superficiales del área de estudio y niveles de calidad recomendados para este parámetro.....	49
Figura 35. Variación de mercurio total en aguas superficiales del área de estudio y niveles de calidad recomendados para este parámetro de acuerdo a su uso.....	51
Figura 36. ICA NSF para fuentes superficiales evaluadas y rangos de clasificación	58
Figura 37. ICA DINIUS para fuentes superficiales evaluadas y rangos de clasificación para uso en pesca y vida acuática	60
Figura 38. ICA DINIUS para fuentes superficiales evaluadas y rangos de clasificación para uso recreativo.....	60
Figura 39. ICA DINIUS de fuentes superficiales evaluadas, para uso recreativo, empleando el parámetro color aparente y rangos de clasificación.....	63
Figura 40. ICA IDEAM para fuentes superficiales evaluadas y rangos de clasificación	64
Figura 41. Resultados del ICOMO en fuentes superficiales evaluadas del área de estudio	66
Figura 42. Resultados del ICOSUS en fuentes superficiales evaluadas del área de estudio.....	67
Figura 43. Resultados del ICOpH en fuentes superficiales evaluadas del área de estudio	68
Figura 44. Carta de control con $K_2Cr_2O_7$ como tóxico de referencia	69

RESUMEN

En esta investigación se evaluó la calidad del agua en quebradas receptoras de vertimientos de minería de oro en la vereda Yolombó, del corregimiento La Toma, Suarez, Cauca; al igual que en el río Ovejas antes y después de la descarga de las quebradas mencionadas anteriormente. Para esta evaluación se emplearon caracterizaciones fisicoquímicas y microbiológicas, índices de calidad de agua (ICA) y de contaminación (ICO) y pruebas de toxicidad aguda con *Daphnia pulex* como indicador biológico.

A pesar de que los ICA e ICO no evidenciaron una notoria afectación del río Ovejas después de la descarga de las quebradas provenientes de la zona minera, si exhibieron dos condiciones de calidad diferentes para ambas fuentes superficiales. Mientras que en el punto ubicado sobre las quebradas antes de descargar al río, el agua puede considerarse de Mala, Aceptable y de Regular-Mala calidad según los índices NSF, DINIUS e IDEAM respectivamente, los mismos índices y en el mismo orden también clasifican el agua del río Ovejas como de Media, de Aceptable-Regular y de Aceptable-Buena calidad.

En los puntos ubicados sobre el río Ovejas se evidenciaron problemas de contaminación presentes desde antes de la descarga de las quebradas estudiadas y asociados a la materia orgánica y los sólidos suspendidos totales, con valores del ICOMO que presentan “Baja” y “Media” contaminación durante el periodo de estudio, mientras que el ICOSUS llegó a presentar “Alta” contaminación en temporada de lluvias.

Los principales parámetros relacionados con la afectación de la calidad del agua de las quebradas analizadas son: los sólidos suspendidos totales con concentraciones entre 820 – 22730 mg/L y con índices de contaminación “Muy Alta” durante todo el periodo de estudio; el pH con valores entre 4.56 – 5.33 unidades de pH en temporada de lluvias, presentando altos valores para su ICO y evidenciando las condiciones ácidas del medio; y el mercurio total con concentraciones de hasta 3 µg/L, superando los máximos permisibles en las normativas estudiadas para la preservación de la vida acuática. Los resultados obtenidos para estos parámetros están relacionados con el arrastre de sólidos provenientes de la actividad minera y a la escorrentía superficial favorecida por la temporada de lluvias y el suelo ácido susceptible a la erosión del área de estudio.

Aunque las muestras de agua superficial y sedimento extraídas del punto ubicado sobre las quebradas receptoras de vertimientos mineros no presentaron características ecotóxicas para el organismo empleado, las concentraciones reportadas para ambos tipos de muestra, 2 – 3 µg/L y 0.35 – 0.69 mg Hg/Kg, exceden los valores recomendados por diferentes normativas, representando un peligro para la biota acuática del lugar. Por lo tanto, se recomienda realizar otros bioensayos con mayor sensibilidad para evaluar los efectos tanto agudos como crónicos que puedan llegar a presentarse.

Palabras clave: agua superficial, sedimentos, calidad de agua, minería de oro, toxicidad, *Daphnia pulex*

1. INTRODUCCIÓN

La minería aurífera demanda grandes volúmenes de agua para su utilización tanto en procesos, como en operaciones para la obtención del oro. Estos a su vez contribuyen a la contaminación de fuentes hídricas superficiales y subterráneas, porque los residuos sólidos y líquidos de estas actividades van a parar en su mayoría a los cuerpos de agua cercanos (Gómez y Rojas, 2014).

La utilización de sustancias químicas durante el proceso de beneficio del oro, especialmente mercurio y cianuro, genera un alto riesgo para los trabajadores, sus familias y la población cercana, que pueden desarrollar alteraciones en las funciones del sistema nervioso con consecuencias neurofisiológicas graves (García, 2013).

Además de la salud humana, se debe tener en cuenta la afectación a los ecosistemas acuáticos, uno de los ambientes más sensibles. Sus alteraciones pueden repercutir directamente sobre las poblaciones humanas que los utilizan como fuentes de recursos y en las especies presentes en ellos (Gutiérrez y Gagneten, 2011; Mancera-Rodríguez y Álvarez-León, 2006).

Los impactos sobre la calidad del agua asociados a la minería de oro suelen estar relacionados con la producción de sedimentos, altas cargas orgánicas, drenajes ácidos, aceites, grasas, combustibles, lubricantes, metales pesados, entre otros (Gómez y Rojas, 2014).

El comportamiento individual de los diferentes parámetros fisicoquímicos que puedan ser evaluados en muestras de agua superficial receptoras de vertimientos mineros, permite compararlos con respecto a la normatividad vigente, sin embargo, estos datos no son suficientes para evaluar los efectos que su acción conjunta pueda traer (Barba-Ho et al., 2013). Para la preservación de la biota acuática, se deben tener en cuenta también los análisis biológicos de este ecosistema (Bernal y Rojas, 2007), siendo las pruebas de toxicidad con organismos acuáticos, una herramienta de gran utilidad para evaluar los efectos tóxicos de descargas mineras en fuentes superficiales.

El deterioro de los cuerpos de agua superficial hace prioritaria su evaluación, con el fin de tomar acciones de control con respecto al nivel de riesgo que estos puedan estar causando (Torres et al., 2009). Al río Ovejas desembocan quebradas que reciben vertimientos de minería de oro y en el último año se han presentado eventos de mortandad de peces (Hurtado, 2016), los cuales han despertado la atención de la población, en su mayoría comunidades afrocolombianas, que han defendido este recurso y lo utilizan como fuente de agua para diferentes actividades económicas y recreativas.

Para tal fin, este proyecto estudió el efecto sobre la calidad del agua del río Ovejas a nivel de la vereda Yolombó, del corregimiento La Toma, ocasionado por la desembocadura de quebradas receptoras de vertimientos provenientes de minería de oro, a través de caracterizaciones fisicoquímicas y microbiológicas, uso de indicadores biológicos, índices de calidad de agua y de contaminación.

2. DESCRIPCIÓN DEL PROBLEMA Y JUSTIFICACIÓN

El corregimiento La Toma se encuentra ubicado sobre el margen hídrico de la represa La Salvajina, donde la minería aurífera a pesar de que tiene diferentes formas de aplicación se da de manera artesanal, con un bajo nivel de tecnificación (CRC, s.f).

Debido a la construcción de la represa en el año 1985, se incrementó la dependencia económica frente a la minería de oro, pues los suelos fértiles ubicados en terrenos bajos y llanos cercanos al río fueron inundados. En estos espacios, los habitantes llevaban a cabo actividades agrícolas junto con minería aluvial, por consiguiente, la población se vio forzada a incrementar la explotación minera en la zona de montaña (Vélez et al., 2013).

Con los cambios en el uso del suelo, muchos habitantes del corregimiento migraron hacia otras ciudades del país, los que permanecieron centraron su actividad productiva en la extracción de oro. Sin embargo, con el tiempo en que avanzó la operación de la represa, llegaron actores externos a la comunidad para dedicarse a la misma actividad, empleando diferentes métodos extractivos. Sustancias reconocidas como tóxicas, entre ellas el mercurio y cianuro, empezaron a reemplazar procesos tradicionales como la concentración gravimétrica, por su aumento en la productividad durante el proceso de concentración aurífera. El desconocimiento de técnicas adecuadas para el beneficio ha causado la liberación de este tipo de sustancias a los ecosistemas (López, s.f).

A pesar de que el territorio que hoy corresponde al corregimiento La Toma, se encuentra ubicado entre los ríos Cauca y Ovejas (Ararat et al., 2013), este primer río dejó de ser el espacio productivo, recreativo y de movilidad para la comunidad y el río Ovejas empezó a representar un importante espacio para la extracción de oro, además de ser valorado por su significado paisajístico, recreativo y cultural (Vélez et al., 2013).

La CRC (2014) declaró en emergencia ambiental las subzonas hidrográficas Cauca y Patía, entre ellas la cuenca hidrográfica del río Ovejas, debido a que se lograron identificar 136 puntos de minería ilegal en las cuales se podría estar utilizando mercurio. Por lo tanto, la actividad económica que prevalece en la zona (minería artesanal y de pequeña escala) puede estar afectando la calidad del agua del río Ovejas, al recibir los vertimientos y desechos provenientes del proceso de extracción y beneficio del oro (López, s.f).

La necesidad de contar con evidencia científica acerca de la contaminación del agua generada por la minería de oro en el río Ovejas a nivel de la vereda Yolombó, en La Toma, hace que este estudio sea de gran utilidad para la comunidad y los entes encargados de velar por la protección del ambiente y la salud de los seres humanos. Sirviendo como insumo para tomar decisiones y emprender acciones que logren mitigar la contaminación y el riesgo al que se pueden exponer, tanto los pobladores del sector como las especies acuáticas que allí habitan.

En enero de 2013, muchos gobiernos (incluyendo el colombiano) aceptaron el texto jurídicamente vinculante del Convenio de Minamata sobre el mercurio (OMS, 2013), el

cual tiene como objetivo proteger la salud humana y el ambiente de las emisiones y liberaciones antropogénicas de mercurio y sus compuestos (PNUMA-ORPALC, 2014). El artículo 7 está dedicado a la extracción de oro artesanal y en pequeña escala y el artículo 12 se refiere a sitios contaminados con mercurio o compuestos de este, en donde se procurará elaborar estrategias adecuadas para identificar y evaluar dichos sitios. El río Ovejas a nivel de la vereda Yolombó, en el corregimiento La Toma, puede ser uno de estos sitios y la presente investigación puede aportar en la identificación y evaluación de este en cuanto a la presencia de mercurio.

3. ANTECEDENTES

En el informe de la Unidad de Planeación Minero Energética (UPME, 2015) sobre la incidencia real de la minería del carbón, del oro y del uso de mercurio en la calidad ambiental con énfasis en el recurso hídrico, se identificaron dos unidades de producción minera en el municipio de Suarez, que tienen como cuenca de afectación el Alto Cauca (a la cual pertenece el río Ovejas). En ambas se reconoce que el impacto causado por los efluentes sobre la calidad del agua de los cuerpos receptores obedece a cambios fisicoquímicos generados por los procesos realizados en la extracción y beneficio del oro.

Esta contaminación se debe principalmente a los sólidos totales (valores de hasta 9872 mg/L) y las concentraciones de mercurio con valores de hasta 0.183 mg/L (UPME, 2015), cuando el valor máximo para vertimientos puntuales a cuerpos de agua superficial en procesos de extracción de oro y otros metales preciosos según la Resolución 0631 (MinAmbiente, 2015), es de 0.002 mg/L para mercurio.

Muestreos llevados a cabo por Zamora et al. (2012) concluyeron que el río Ovejas a pesar de estar impactado por actividades antrópicas en su cuenca alta y media, en su cuenca baja presenta características fisicoquímicas y biológicas que no revelan condiciones que puedan afectar el desarrollo de la biota acuática.

Adicionalmente, las riberas del río Ovejas han sido destacadas por su riqueza y diversidad en fauna por diferentes miembros de la comunidad de La Toma, durante las investigaciones llevadas a cabo por Ararat et al. (2013), en donde se señala que esta fuente superficial ofrece una rica provisión de peces para los pobladores del corregimiento, además de que este oficio se ha mantenido por años y la venta de estos sirve como aporte económico para las diferentes familias que allí habitan

Por otra parte, análisis fisicoquímicos llevados a cabo por Torres et al. (2010) identificaron como posible fuente de afectación de la calidad del agua del río Cauca, en el tramo “Antes de Suarez” a “Paso La Balsa”, al aporte de material suspendido proveniente del río Ovejas. Adicionalmente, el IDEAM (2014) en el Estudio Nacional del Agua reporta valores para la subzona hidrográfica del río Ovejas de 710 y 487 toneladas por año de SST (sólidos suspendidos totales) y DBO₅ (Demanda bioquímica de oxígeno) respectivamente, además reconoce que tanto la producción de sedimentos, como la presión antrópica de demanda y variabilidad sobre el recurso hídrico de esta subzona es alta.

En un estudio preliminar llevado a cabo por Vanegas y Vélez-Torres (2016) en cuerpos de agua superficial de la vereda Yolombó del corregimiento La Toma, se emplearon sensores de mercurio marca SenSafe® y se reportó que la concentración de este elemento en el río Ovejas antes de la descarga de quebradas es menor o igual a 50 µg/L. Por lo tanto, la actividad minera del sector puede estar vertiendo desechos tóxicos como el mercurio al río, el cual puede ser bioamplificado por los peces en forma de metilmercurio, sustancia altamente tóxica y de fácil fijación en los tejidos musculares y adiposos (Mancera-Rodríguez y Álvarez-León, 2006), significando un riesgo para la población del sector que se alimenta de los peces del río Ovejas.

Se han realizado varios estudios en el país sobre la calidad del agua de fuentes superficiales, cercanas a zonas donde se lleva a cabo minería de oro. En ellos se han detectado niveles de mercurio superiores a 3.0 µg/L en el río Cabí en Quibdó, Choco y hasta 5.0 µg/L en la ciénaga de Ayapel, Córdoba (Díaz-Arriaga, 2014), mientras que la US EPA (Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos) recomienda un valor de 1.4 µg/L como concentración máxima en agua dulce en la que no se espera que represente un riesgo significativo para las especies que habitan en el entorno acuático.

En las investigaciones tanto nacionales como internacionales, predomina la determinación de menores concentraciones de metales contaminantes en las muestras de agua, que en las muestras que se toman tanto en los sedimentos como en las especies de fauna y flora presentes en las fuentes superficiales receptoras de vertimientos mineros (Tarras-Wahlberg et al., 2001; Mancera-Rodríguez y Álvarez-León, 2006; García, 2013; Bose-O'Reilly et al., 2016).

Muestras de sedimentos obtenidas en cuerpos de agua de la zona minera de Pacarní – San Luis del municipio de Iquira, Huila (García, 2013), reportaron concentraciones de hasta 1497 µg/Kg de mercurio en lugares donde se concentra la mayor cantidad de títulos mineros otorgados por Ingeominas, mientras que de las muestras de agua solo una reportó valores de mercurio, el cual fue de 0.6 µg/L (límite de detección del equipo usado). Bose-O'Reilly et al. (2016) muestrearon varios estanques en Indonesia y encontraron concentraciones por debajo de 0.13 µg/L de mercurio en agua, sin embargo, las muestras de sedimentos mostraron una alta concentración de mercurio, entre 2400 y 21450 µg/Kg.

Entre las razones por las que esto puede suceder es que el mercurio tiende a precipitarse en el fondo (Mancera-Rodríguez y Álvarez-León, 2006), adicionalmente, la fracción de mercurio soluble es menor que la fracción particulada, aproximadamente el 5.5 % (García, 2013). No obstante, Pinedo-Hernández et al. (2014) advierten que cambios en las condiciones ambientales, como la acidificación, puede conducir a la movilización del mercurio desde los sedimentos a la fase líquida, trasladando el contaminante del sedimento al agua.

Gómez y Rojas (2014) determinaron el valor del índice de calidad de agua (ICA) – CETESB, en la quebrada Cascabel del municipio de Marmato, Caldas, durante y

después de salir de la zona minera que allí se encuentra, obteniendo valores de 24.7 y 24.4 respectivamente; ambos valores corresponden a la clasificación “Mala” del índice evaluado. También emplearon tres índices de contaminación (ICO), donde el ICOMI e ICOSUS en ambas estaciones permitieron categorizar esta fuente como una con “muy alta contaminación”, mientras que el ICOMO se ubicó en las categorías de mediana y alta contaminación. Todos los parámetros evaluados para los índices anteriormente mencionados, a excepción del pH, la temperatura y la alcalinidad total, excedieron los criterios y objetivos de calidad evaluados por ambas autoras.

La UPME (2015) caracterizó en una fuente superficial del departamento del Cauca, muestras de sedimentos y agua con altas concentraciones promedio de mercurio de 11543.2 µg/Kg y 31.97 µg/L respectivamente. Niane et al. (2014) encontró que había una variabilidad estacional en la distribución de mercurio en el río Gambia al sureste de Senegal, pues reportó menores concentraciones de mercurio en sedimentos durante la época de lluvias, lo cual se pudo deber a la removilización de sedimentos superficiales y/o la dilución de sedimentos frescos.

Otra de las tendencias relacionadas con el impacto sobre la calidad del agua causado por las actividades mineras de oro, es la relacionada con la afectación de organismos acuáticos que habitan aguas abajo de las descargas mineras. Los niveles de mercurio y cianuro exceden regularmente los criterios de calidad ambientales y esto afecta considerablemente la biodiversidad acuática aguas abajo (Tarras-Wahlberg et al., 2001; Durand, 2012).

Bernal y Rojas (2007) determinaron que 0.113 µg/L es la concentración letal media en un tiempo de exposición de 48 horas (CL_{48}^{50}) del mercurio sobre *Daphnia pulex*, sugiriendo un rango de tolerancia entre 0.078 y 0.163 µg/L al que este organismo puede estar expuesto. Investigaciones previas donde también se determinó la CL_{48}^{50} en *D. pulex*, reportaron valores de 2.2 µg/L de mercurio (Rossini y Rommo, 1996 citados en Bernal y Rojas, 2007) y 5700 ng/L de metilmercurio (Tian-yi y McNaught, 1992 citados en Doke et al., 2014).

Hill y Jooste (1999) llevaron a cabo estudios de toxicidad aguda con *D. pulex* sobre sedimentos, agua intersticial y superficial del Blesbokspruit en Sudáfrica, encontrando que la toxicidad de metales traza aumenta significativamente la toxicidad de la corriente de agua, que a su vez es aumentada por el efecto del pH, pues el drenaje ácido de las minas disminuye el pH de la fuente receptora e incrementa la solubilidad de metales como aluminio, zinc, cobre entre otros.

En análisis fisicoquímicos y pruebas de toxicidad llevadas a cabo por Barba-Ho et al. (2013) en vertimientos de curtiembres, industria que al igual que la de minería de oro genera sustancias como sulfuros, metales pesados, mercurio y cianuro, altamente tóxicos para la biota acuática; se presentaron altos niveles de contaminación orgánica e inorgánica, sin embargo, la toxicidad observada pareció ser “el resultado de la interacción de las diferentes sustancias químicas presentes, las cuales conforman mezclas complejas que pueden presentar reacciones antagónicas o sinérgicas que potencian o

disminuyen el grado de toxicidad del vertimiento” lo cual también puede tener una incidencia en la respuesta que los diferentes organismos de prueba puedan expresar.

4. OBJETIVOS

4.1. OBJETIVO GENERAL

Evaluar el efecto sobre la calidad del agua del río Ovejas, ocasionado por la descarga de quebradas provenientes de zona minera de la vereda Yolombó, corregimiento La Toma, Suarez, Cauca.

4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Evaluar la calidad fisicoquímica y microbiológica de muestras de agua del río Ovejas antes y después de recibir descargas de quebradas receptoras de vertimientos mineros.

Determinar niveles de toxicidad acuática de muestras de agua superficial y sedimentos en quebradas receptoras de vertimientos mineros que desembocan al río Ovejas usando *Daphnia pulex* como indicador biológico.

Correlacionar los parámetros fisicoquímicos caracterizados con niveles de toxicidad estimados de las muestras obtenidas.

5. MARCO TEÓRICO

5.1. MINERÍA DE ORO

5.1.1. Clasificación

5.1.1.1. Artesanal

Minería llevada a cabo por personas en la informalidad, las cuales poseen baja capacidad de gestión y no cuentan con tecnología avanzada. En su mayoría, este tipo de prácticas causan el deterioro ambiental del entorno, el agotamiento de los recursos minerales y el rápido abandono de los yacimientos. El beneficio del oro se da de manera rustica, predomina la mano de obra intensiva y no calificada, muchas veces se recurre a la utilización de mercurio para el beneficio (PNUMA y MinAmbiente, 2012).

5.1.1.2. De pequeña escala

A diferencia de la minería artesanal, en esta se presta mayor importancia al mejoramiento de las actividades encaminadas a la recuperación de metales, como la implementación de cianuración para el beneficio, disminución de costos de operación, administración de recursos, personal entre otros. La amalgamación con mercurio está presente en aproximadamente el 80% de las plantas de beneficio, por esta razón, la minería de pequeña escala es considerada una de las mayores fuentes de mercurio liberado al ambiente (PNUMA y MinAmbiente, 2012).

5.1.2. Depósitos

En Colombia, según el PNUMA - Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente y el MinAmbiente - Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (2012), la minería aurífera artesanal y de pequeña escala (MAAPE) explota yacimientos de oro ubicados en su mayoría a lo largo de las cordilleras central y occidental, al igual que en sus respectivos valles interandinos. Fundamentalmente, existen dos tipos de yacimientos, los primarios o de filón y los secundarios o aluviales, su descripción se resume en la Tabla 1.

Tabla 1. Clasificación y descripción de depósitos de oro aprovechados por la MAAPE en Colombia

Depósito	Descripción
Primarios	Relativo al oro encontrado en filones, su estado nativo se presenta en formas variadas, tamaños entre los 10 y 300 micrones. Se encuentra en compañía de otros metales formando minerales.
Secundarios	También llamados aluviones, se forman cuando la roca se descompone en fragmentos y es transportada por efecto de la gravedad y el agua.

Fuente: Adaptada de PNUMA y MinAmbiente (2012)

5.1.3. Beneficio del oro

El mineral proveniente de las explotaciones que realiza la MAAPE en yacimientos primarios de veta o filón, llega a la planta de beneficio con un rango granulométrico muy heterogéneo; este mineral se apila en patios de recibo de carga o en tolvas de almacenamiento antes de iniciar el proceso de beneficio, que consta de varias etapas u operaciones (PNUMA y MinAmbiente, 2012). Los procesos llevados a cabo para el beneficio de oro dependiendo del tipo de depósito se presentan en la Tabla 2.

Tabla 2. Beneficio del oro en la MAAPE en Colombia

Depósito	Proceso	Descripción
Primario / Filón	Trituración	Reducción de tamaño de aquellas rocas que superan 3 o 4 pulgadas de diámetro mediante fracturación.
	Molienda	Adecuación del tamaño requerido para siguientes fases de beneficio.
	Concentración gravimétrica	Reducción de minerales sin interés económico que acompañan el oro, se aumentan los concentrados del metal deseado.
	Amalgamación	Agregación de mercurio en exceso, para permitir que los minerales se ligen intrínsecamente. Mediante presión se retira posteriormente el exceso de mercurio. Mediante lavado y separación gravimétrica se recupera la amalgama. Se quema para que el mercurio se libere en forma gaseosa.
	Cianuración	Disolución selectiva de metales preciosos en soluciones diluidas de cianuro alcalino, seguido de precipitación ser circulado sobre viruta o polvo de zinc. Se suele llevar a cabo por medio de percolación o agitación.
	Calcinación y fundición de precipitados	Calentamiento a altas temperaturas tanto de las amalgamas quemadas como de los precipitados de cianuración, aproximadamente 1.200°C donde se evapora el agua, la solución cianurada y el mercurio que se pudo haber precipitado sobre el zinc. El metal fundido se separa de las escorias.
Secundario / Aluvión	Concentración gravimétrica	Separación de los metales por tamaño de forma manual o mediante el uso de mallas en entables. El oro es separado usando bateas y canalones, del material concentrado se obtiene oro libre el cual se destina para la venta.
	Amalgamación	Se usa para extraer el oro de las rocas que lo contienen. Se emplea mercurio elemental, el cual forma aleaciones con varios metales.
	Destilación de amalgamas	La amalgama se ubica sobre un elemento metálico y se quema al aire libre, mediante un fogón o un soplete.

Fuente: Adaptada de PNUMA y MinAmbiente (2012) y Olivero (2013)

5.1.4. DAM (Drenaje Acido de Minas)

La extracción de oro filoniano se da en rocas subterráneas que normalmente se componen de piritita de hierro (FeS_2), haciendo que este compuesto entre en contacto con el aire y pase de un estado insoluble y estable, a ser oxidado para generar sulfato de hierro (III) soluble ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$) y ácido sulfúrico (H_2SO_4). Por tal razón, la contaminación asociada al drenaje de agua de minas se caracteriza por el filtrado de agua acidificada y de sólido de color óxido. Los bajos pH favorecen la liberación de metales tóxicos contenidos en los minerales de las minas, incrementando más la contaminación (Baird, 2001).

Esta problemática se suele tratar con piedra caliza para subir el pH del efluente, no obstante, el agua resultante, aunque está más cerca a la neutralidad, contiene altos niveles de sulfatos y metales (Durand, 2012).

5.2. MERCURIO

El mercurio es un contaminante peligroso en el ambiente acuático, conocido por sus propiedades de bioacumulación y biomagnificación a través de la cadena alimenticia. La especiación del mercurio en el ecosistema acuático se da en función de las condiciones bio y fisicoquímicas, las que controlan su biodisponibilidad, movilidad y toxicidad en organismos (Niane et al., 2014). Es líquido a temperatura ambiente y al tener una presión de vapor baja, se moviliza fácilmente en el aire, en el agua tiene mediana movilidad ya que a 25°C su solubilidad en este compuesto es de 0.02 mg/L (PNUMA y MinAmbiente, 2012).

El contenido de este elemento en zonas mineras tiene dos fuentes: natural y antropogénica. La primera está relacionada con la presencia de mercurio metálico y de minerales de este elemento en rocas, en algunos casos por corrientes de aire que transportan vapores de erupciones volcánicas. Sin embargo, la segunda fuente es la más común y se debe en el caso particular de la minería de oro, a las pérdidas de mercurio que ocurren durante el proceso de beneficio del metal precioso (PNUMA y MinAmbiente, 2012).

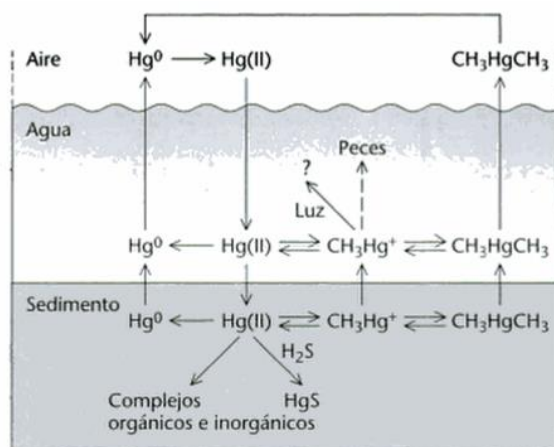


Figura 1. Ciclo del mercurio en cuerpos de agua dulce. Fuente: Baird (2001)

5.2.1. Bioacumulación

El mercurio elemental puede ser oxidado a sales inorgánicas de mercurio (Hg^+ , Hg^{+2}), también puede ser evaporado, llegando a la atmósfera y es depositado en los cuerpos de agua cercanos, en donde es transformado por microorganismos a metilmercurio, el cual se biomagnifica a través de la cadena trófica (Olivero, 2013; Bose-O'Reilly et al., 2016), pues se acumula en los peces que ingieren a estos organismos y en los siguientes consumidores. El metilmercurio que es mucho más tóxico que otras formas de mercurio puede llegar a acumularse en los peces a concentraciones mucho más elevadas que las presentes en el agua (Mancera-Rodríguez y Álvarez-León, 2006).

Su alta toxicidad y fácil absorción a través de las membranas biológicas, se debe a la fuerte afinidad que tienen los cationes por el grupo sulfhidrilo ($-\text{SH}$) y este se presenta comúnmente en las enzimas que controlan la velocidad de las reacciones metabólicas en el cuerpo humano (Baird, 2001).

5.2.2. Efectos en salud humana

Durante la exposición al mercurio elemental, aproximadamente el 80% es absorbido a través de los pulmones y desde allí se distribuye a todos los órganos del cuerpo. Los órganos más susceptibles de acumulación son el cerebro y el riñón. El tiempo de vida media del mercurio en el cuerpo humano es de 30 a 60 días, pero una vez se encuentra en el cerebro este tiempo puede ser hasta de 20 años (Olivero, 2013).

El metilmercurio (HgCH_3) y el dimetilmercurio ($\text{Hg}(\text{CH}_3)_2$) son las formas que más afectan al sistema inmunológico, alteran los sistemas genéticos y enzimáticos y dañan el sistema nervioso, incluyendo la coordinación y los sentidos del tacto, el gusto y la vista (PNUMA y MADS, 2012).

5.3. CIANURO

Término aplicado a un grupo de sustancias químicas que contienen carbono y nitrógeno. Los compuestos de cianuro contienen sustancias químicas encontradas tanto en la naturaleza como producida por el ser humano. Las principales formas de cianuro producidas por el hombre son el de hidrógeno (ácido cianhídrico, HCN) y las sales de sodio (NaCN) y de potasio (KCN) (Logsdon et al., 2001).

El cianuro es una sustancia tóxica que puede ser letal si es ingerida o inhalada en cantidades suficientes, ya que se enlaza fuertemente con iones metálicos de la materia viva. (Baird, 2001; Logsdon et al., 2001). Dado que se oxida al exponerse al aire u otros oxidantes, se descompone y no persiste. Procesos naturales como la exposición a luz solar, pueden reducir la concentración de las formas tóxicas de esta sustancia (Logsdon et al., 2001).

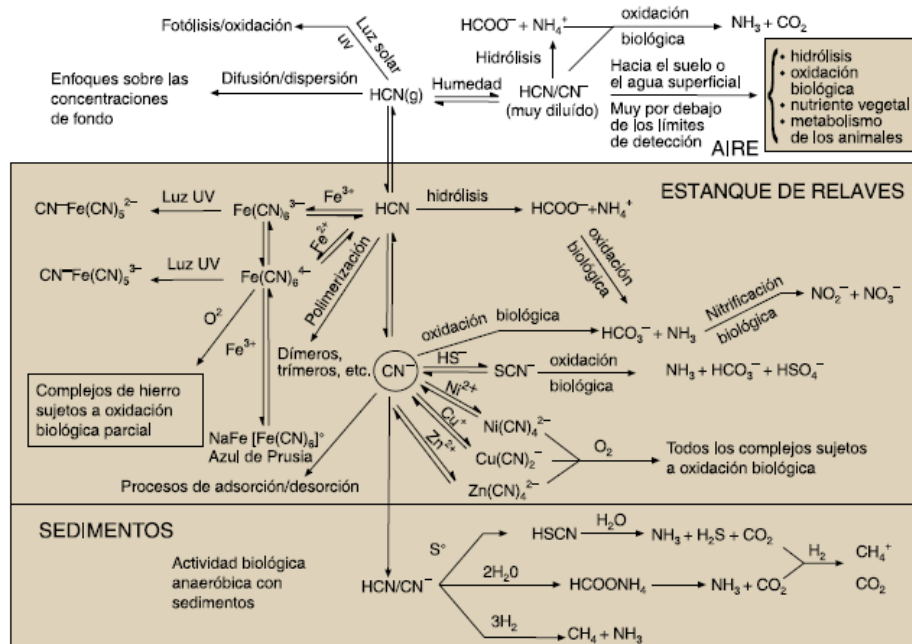


Figura 2. Ciclo del cianuro. Fuente: Smith y Mudder (1991) citados en Logsdon et al. (2001)

5.3.1. Compuestos de cianuro

Después de haber extraído el oro por medio de procesos hidrometalúrgicos, pueden estar presentes tres tipos principales de compuestos de cianuro en los efluentes residuales o en las soluciones de los procesos: cianuro libre, cianuro débilmente complejo y cianuro fuertemente complejo (Logsdon et al., 2001).

El término cianuro libre hace alusión tanto al ion cianuro (CN^-) que se disuelve en el agua del proceso como cualquier cianuro de hidrógeno (HCN) que se forma en la solución. Estas formas son importantes porque se consideran como los cianuros más tóxicos. En su mayoría, el cianuro libre está presente como HCN , sin embargo, este compuesto al tener una alta presión de vapor 613 Torr a 25°C , se volatiliza en condiciones acuosas, lo anterior se favorece cuando el pH es menor o igual a 8 unidades (Johnson, 2015).

En la minería se suele minimizar las pérdidas de cianuro a la atmósfera, manteniendo las soluciones de lixiviación alcalinas, pH mayor o igual a 10 unidades, favoreciendo que predomine el CN^- sobre el HCN . En condiciones normales de temperatura y presión, las concentraciones de HCN y CN^- son iguales a un valor de pH de aproximadamente 9.4 unidades (Logsdon et al., 2001).

5.3.1.1. Complejos de cianuro

Los complejos débiles se denominan con frecuencia cianuros “disociables en ácidos débiles” o cianuros DAD, pueden disociarse en solución y producir concentraciones ambientalmente significativas de cianuro libre. Entre estos se encuentran el cianuro de cadmio, cobre, níquel, plata y zinc. Su grado de disociación depende en su mayoría del pH de la solución (Logsdon et al., 2001).

Los complejos fuertes de cianuro se degradan a menor velocidad en condiciones químicas y físicas normales. Ejemplos de estos son el cianuro con oro, cobalto y hierro. La velocidad a la cual se disocian y liberan cianuro libre en la solución, depende de varios factores como: la concentración inicial del complejo de cianuro, la temperatura, el pH de la solución y la intensidad de luz, especialmente de la radiación UV (Logsdon et al., 2001).

5.4. ÍNDICES DE CALIDAD DE AGUA (ICA)

Un ICA es un número único que expresa la calidad del recurso hídrico, integrando diferentes mediciones de ciertos parámetros de calidad de agua (Torres et al., 2009; Castro et al., 2014).

5.4.1. ICA-NSF

Este índice fue desarrollado por Brown et al. (1970) y apoyado por la Fundación Nacional de Saneamiento de Estados Unidos (NSF, por sus siglas en inglés o “National Sanitation Foundation”). A pesar de haber sido desarrollado en Estados Unidos, es ampliamente utilizado en el mundo y ha sido validado y/o adaptado en diferentes estudios.

Su ecuación original fue propuesta como una de tipo aditivo o suma ponderada, sin embargo, en 1973 se propuso la Ecuación 1 (tipo multiplicativo). Este tipo de ecuaciones son más sensibles a valores extremos en los subíndices “ I_i ”, asociados generalmente con fuertes variaciones en la calidad del agua (Abbasi y Abbasi, 2012; Torres et al., 2009).

$$ICA_{NSF} = \prod_{i=1}^9 I_i^{W_i} \quad \text{Ecuación 1.}$$

El valor de los subíndices “ I_i ” se obtiene a partir de las nueve curvas de función que la NSF brinda para cada parámetro (Samboni et al., 2007). Los pesos ponderados “ W_i ” de cada uno se muestran en la Tabla 3, mientras que la clasificación según el rango numérico del ICA se presenta en la Tabla 4.

Tabla 3. Parámetros y pesos ponderados del ICA NSF

Parámetro	W_i
Oxígeno disuelto	0.17
Coliformes fecales	0.15
pH	0.12
DBO ₅	0.10
Nitratos	0.10
Fosfatos totales	0.10
Δ Temperatura	0.10
Turbiedad	0.08
Sólidos totales	0.08

Adaptado: Castro et al. (2014)

Tabla 4. Palabras descriptoras y rangos de valor del ICA NSF

Palabra descriptora	Rango numérico
Muy mala	0-25
Mala	26-50
Media	51-70
Buena	71-90
Excelente	91-100

Fuente: Castro et al. (2014)

5.4.2. ICA Dinius

Modificado en 1987, para comprender 12 parámetros fisicoquímicos y microbiológicos, considera 5 usos del recurso: consumo humano, agricultura, pesca y vida acuática, industrial y recreación (Torres et al., 2009). Este índice se determina a partir de la Ecuación 2.

$$ICA_{DINIUS} = \prod_{i=1}^{12} I_i^{W_i} \quad \text{Ecuación 2.}$$

Donde I_i es el subíndice del parámetro y W_i es el peso ponderado para el subíndice i . Las funciones y pesos ponderados de los subíndices se presentan en la Tabla 5 y la clasificación del valor del ICA DINIUS para uso en pesca y vida acuática se presenta en la Tabla 6 y para uso en recreación en la Tabla 7.

Tabla 5. Funciones subíndice y pesos ponderados asignados a los parámetros del ICA DINIUS

Parámetro	I_i	W_i
Oxígeno disuelto (%)	$I = 0.82x + 10.56$	0.109
Coliformes totales (NMP/100 mL)	$I = 136(x)^{-0.1311}$	0.09
Coliformes fecales (NMP/100 mL)	$I = 106(x)^{-0.1286}$	0.116
pH	$I = 10^{0.6803+0.1856x}, x < 6.9$ $I = 100, 6.9 \leq x \leq 7.1$ $I = 10^{3.65-0.2216x}, x > 7.1$	0.077
DBO ₅ (mg/L)	$I = 108(x)^{-0.3494}$	0.097
Temperatura (°C)	$I = 10^{2.004-0.0382(T_a-T_s)}$ T_a : Temperatura del aire T_s : Temperatura del agua	0.077
Conductividad eléctrica (μS/cm)	$I = 506(x)^{-0.3315}$	0.079
Color	$I = 127(x)^{-0.2394}$	0.063
Dureza (mg CaCO ₃ /L)	$I = 552(x)^{-0.4488}$	0.065
Cloruros (mg/L)	$I = 391(x)^{-0.3480}$	0.074
Alcalinidad Total (mg CaCO ₃ /L)	$I = 110(x)^{-0.1342}$	0.063
Nitratos (mg/L)	$I = 125(x)^{-0.2718}$	0.09

Fuente: Abbasi y Abbasi (2012)

Tabla 6. Clasificación del ICA DINIUS. Uso en pesca y vida acuática

Clasificación	Valor del ICA	Descripción
E: Excelente	70 - 100	Pesca y vida acuática abundante
A: Aceptable	60 - 70	Límite para peces muy sensitivos
LC: Levemente Contaminada	50 - 60	Dudosa la pesca sin riesgo de salud
C: Contaminada	40 - 50	Vida acuática limitada a especies muy resistentes
FC: Fuertemente Contaminada	30 - 40	Inaceptable para actividad pesquera
EC: Excesivamente Contaminada	0 - 30	Inaceptable para vida acuática

Fuente: Dinius (1987)

Tabla 7. Clasificación del ICA DINIUS. Uso en recreación

Clasificación	Valor del ICA	Descripción
E: Excelente	70 - 100	Pesca y vida acuática abundante
A: Aceptable	50 - 70	Límite para peces muy sensitivos
LC: Levemente Contaminada	40 - 50	Dudosa la pesca sin riesgo de salud
C: Contaminada	30 - 40	Vida acuática limitada a especies muy resistentes
FC: Fuertemente Contaminada	20 - 30	Inaceptable para actividad pesquera
EC: Excesivamente Contaminada	0 - 20	Inaceptable para vida acuática

Fuente: Dinius (1987)

5.4.3. ICA IDEAM

Este indicador fue desarrollado por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM), la selección de los parámetros fisicoquímicos que lo componen fue basada en la disponibilidad de datos que se pueden obtener de las estaciones que conforman la Red Básica de Monitoreo de Calidad de Agua, las cuales evalúan la calidad de agua de las corrientes superficiales del país. Este ICA puede ser calculado a partir cinco o seis variables, a cada una le corresponde una función subíndice “ I_i ” y un peso ponderado “ W_i ” como se presenta en la Tabla 8.

El valor numérico del ICA es el resultado de la sumatoria aritmética equiponderada de los valores obtenidos con cada subíndice, su fórmula de cálculo se presenta en la Ecuación 3. Según el rango de valores en que se encuentre este indicador, la Tabla 9 muestra la clasificación y señal de alerta que le corresponde.

$$ICA_{IDEAM} = \sum_{i=1}^5 I_i \times W_i \quad \text{Ecuación 3.}$$

Tabla 8. Parámetros, funciones subíndice y pesos ponderados para 5 variables en ICA IDEAM

Parámetro	I_i	W_i
Oxígeno disuelto (%)	$I_{OD} = 1 - (1 - 0.01x), x \leq 100$ $I_{OD} = 1 - (0.01x - 1), x > 100$	0.2
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	$I_{SST} = 1, x \leq 4.5$ $I_{SST} = 1 - (-0.02 + 0.003x), 4.5 < x < 320$ $I_{SST} = 1, x \geq 320$	0.2
Demanda química de oxígeno (mg/L)	$I_{DQO} = 0.91, x \leq 20$ $I_{DQO} = 0.71, 20 < x \leq 25$ $I_{DQO} = 0.51, 25 < x \leq 40$ $I_{DQO} = 0.26, 40 < x \leq 80$ $I_{DQO} = 0.125, x > 80$	0.2
Conductividad eléctrica ($\mu S/cm$)	$I_{CE} = 0, x < 0$ $I_{CE} = 1 - 10^{(-3.26 + 1.24 \log_{10} x)}$	0.2
pH (Unidades de pH)	$I_{pH} = 0.1, x < 4$ $I_{pH} = 0.02628419e^{0.520025x}, 4 \leq x \leq 7$ $I_{pH} = 1, 7 < x \leq 8$ $I_{pH} = e^{[(x-8)-0.5187742]}, 8 < x \leq 11$ $I_{pH} = 0.1, x > 11$	0.2

Adaptado de: IDEAM (2011)

Tabla 9. Calificación de la calidad del agua según los valores de ICA IDEAM

Categorías de valores que puede tomar el indicador	Calificación del agua	Señal de alerta
0.00 – 0.25	Muy mala	Rojo
0.26 – 0.50	Mala	Naranja
0.51 – 0.70	Regular	Amarillo
0.71 – 0.90	Aceptable	Verde
0.91 – 1.00	Buena	Azul

Fuente: Castro et al. (2014)

5.5. ÍNDICE DE CONTAMINACIÓN (ICO)

Ramírez et al., (1997) y Ramírez et al. (1999) formularon los índices de contaminación que se desglosan a continuación con base a su experiencia en programas de monitoreo hidrobiológico, legislaciones de diversos países y resultados estadísticos multivariados. Además de la facilidad para calcular estos ICO, permiten puntualizar el tipo de problema que afecta al cuerpo de agua que sea analizado.

Los índices son complementarios y favorecen el análisis de situaciones específicas de contaminación por separado. Todos están definidos en un rango de cero a uno, donde valores próximos a cero reflejan muy baja contaminación, bien sea por mineralización, materia orgánica, sólidos suspendidos o pH, dependiendo del ICO que se esté evaluando. Por otro lado, valores del índice cercanos a uno, reflejan lo contrario. Las categorías en las que se pueden agrupar los diferentes valores que esos índices tomen se muestran en la Tabla 10.

Tabla 10. Clasificación de los ICO según el grado de contaminación

ICO	Contaminación	Escala de Color
0 - 0.2	Ninguna	Azul
> 0.2 - 0.4	Baja	Verde
> 0.4 - 0.6	Media	Amarillo
> 0.6 - 0.8	Alta	Naranja
> 0.8 - 1	Muy Alta	Rojo

5.5.1. Índice de Contaminación por Mineralización (ICOMI)

Este índice se determina a partir de la Ecuación 4, la cual emplea los valores de los subíndices de cada uno de los parámetros que lo componen, las funciones de los tres subíndices se muestran en la Tabla 11.

$$ICOMI = \frac{1}{3} (I_{\text{Conductividad}} + I_{\text{Dureza}} + I_{\text{Alcalinidad}}) \quad \text{Ecuación 4.}$$

Tabla 11. Funciones subíndice asignadas a parámetros de ICOMI

Parámetro	Subíndice (I_i)
Conductividad eléctrica ($\mu\text{S/cm}$)	$I_{\text{Conductividad}} = 10^{-3.26+1.34 \log_{10}(x)}, x \leq 270$ $I_{\text{Conductividad}} = 1, x > 270$
Dureza ($\text{mg CaCO}_3/\text{L}$)	$I_{\text{Dureza}} = 0, x < 30$ $I_{\text{Dureza}} = 10^{-9.09+4.40 \log_{10}(x)}, 30 \leq x \leq 110$ $I_{\text{Dureza}} = 1, x > 110$
Alcalinidad Total ($\text{mg CaCO}_3/\text{L}$)	$I_{\text{Alcalinidad}} = 0, x < 50$ $I_{\text{Alcalinidad}} = -0.25 + 0.005x, 50 \leq x \leq 250$ $I_{\text{Alcalinidad}} = 1, x > 250$

5.5.2. Índice de Contaminación por Materia Orgánica (ICOMO)

Para el cálculo del presente índice se emplea la Ecuación 5, la cual incorpora los valores de los subíndices de cada uno de los parámetros que lo componen, las funciones de los tres subíndices se muestran en la Tabla 12.

$$ICOMO = \frac{1}{3} (I_{\text{DBO}} + I_{\text{COL.TO}} + I_{\text{OD}}) \quad \text{Ecuación 5.}$$

Tabla 12. Funciones subíndice asignadas a parámetros para ICOMO

Parámetro	Subíndice (I_i)
DBO ₅ (mg/L)	$I_{\text{DBO}} = 0, x < 2$ $I_{\text{DBO}} = -0.05 + 0.70 \log_{10}(x), 2 \leq x \leq 30$ $I_{\text{DBO}} = 1, x > 30$
Coliformes totales (NMP/100 mL)	$I_{\text{Col.To}} = 0, x < 500$ $I_{\text{Col.To}} = -1.44 + 0.56 \log_{10}(x), 500 \leq x \leq 20000$ $I_{\text{Col.To}} = 1, x > 20000$
Oxígeno disuelto (%)	$I_{\text{OD}} = 1 - 0.01x, x \leq 100$ $I_{\text{OD}} = 0, x > 100$

5.5.3. Índice de Contaminación por Sólidos Suspendidos (ICOSUS)

Este índice sólo se determina mediante la concentración de sólidos suspendidos (SS). Cuando esta concentración sea menor de 10 mg/L, el índice toma el valor de cero (0). Concentraciones mayores de 340 mg/L corresponden a un valor de uno (1), de lo contrario se aplica la Ecuación 6.

$$\text{ICOSUS} = -0.02 + 0.003 \text{ SS} \quad \text{Ecuación 6.}$$

5.5.4. Índice de Contaminación por pH (ICOpH)

Este índice sólo se determina mediante las mediciones de pH, empleando la Ecuación 7.

$$\text{ICOpH} = \frac{e^{-31.08 + 3.45\text{pH}}}{1 + e^{-31.08 + 3.45\text{pH}}} \quad \text{Ecuación 7.}$$

Cuando el valor del pH es menor de 7, entonces $\text{pH}' = 14 - \text{pH}$ y se reemplaza pH por pH' en la anterior ecuación.

5.6. TOXICOLOGÍA

La toxicidad es la capacidad de una sustancia para causar un efecto perjudicial sobre un organismo o la biocenosis, depende tanto de las propiedades químicas del compuesto como de su concentración. Se puede realizar pruebas de toxicidad de tipo agudo o crónico, dependiendo de la duración y frecuencia de exposición al toxico, y su relación con el ciclo de vida del organismo prueba (Castillo, 2004). La toxicidad aguda, corresponde al comienzo rápido de los síntomas que sigue al consumo de una dosis o concentración de la sustancia evaluada (Baird, 2001).

Las evaluaciones de toxicidad de aguas superficiales se suelen realizar en sitios en los que se sospecha la existencia de contaminación y sirven como diagnostico complementario para evaluar ecotoxicológicamente la calidad del agua. Por lo tanto, no se debe esperar encontrar importantes efectos letales sobre los organismos, a excepción de casos de cuerpos de agua altamente contaminados (Castillo, 2004).

5.6.1. Indicadores biológicos

Son herramientas de diagnóstico adecuadas para determinar el efecto de agentes fisicoquímicos sobre organismos de prueba sometidos a condiciones experimentales específicas y controladas, que pueden indicar niveles de peligrosidad trasladables y asimilables a organismos que hacen parte de sistemas naturales (Castillo, 2004).

5.6.1.1. *Daphnia pulex*

Es un organismo nativo del territorio colombiano que se encuentra en los ecosistemas acuáticos, es un eslabón fundamental en la cadena alimenticia, considerándose como

consumidores de primer orden, además presenta varios beneficios para ser utilizado como organismo de referencia, como su factibilidad de cultivo en el laboratorio, reproducción partenogenética (produciendo individuos genéticamente idénticos y promoviendo mayor certeza en las evaluaciones a escala de laboratorio), corto ciclo de vida y sensibilidad a ambientes intervenidos (García, 2012; Gutiérrez y Gagneten, 2011; Jiménez, 2015). Las condiciones recomendadas para pruebas de toxicidad con cladóceros se presentan en la Tabla 13.

Tabla 13. Condiciones recomendadas para las pruebas de toxicidad aguda con cladóceros

Criterio	Condición
Tipo de prueba	Estática, sin renovación de la solución de prueba
Duración	48 horas (prueba definitiva)
Intensidad luminosa	600 – 1000 luxes (ambiental de laboratorio)
Fotoperiodo	16 horas de luz y 8 horas de oscuridad
Temperatura	20 ± 1 °C
Aireación	No
Suministro de alimento	No
Edad de los organismos	Neonatos (edad < 24 horas)
Concentraciones o diluciones ensayadas	Mínimo 5, más testigo
Replicas por concentración	Mínimo 3
Organismos por replica	10
Agua de dilución	Reconstituida semidura (80 -100 mg/L como CaCO ₃), pH entre 7.4 – 7.8
Efecto medido	Mortalidad o inmovilidad a 48 horas con observaciones a 24 horas
Aceptación de la prueba	Inmovilidad o mortalidad en los testigos menor o máximo de 10% al término de la prueba

Adaptado de: Ramírez y Mendoza (2008)

6. METODOLOGÍA

Para evaluar el efecto sobre la calidad del agua del río Ovejas, ocasionado por la descarga de quebradas provenientes de zona minera de la vereda Yolombó, en el corregimiento La Toma, Suarez, Cauca se desarrollaron las siguientes etapas:

- Reconocimiento del área de estudio y selección de los puntos de muestreo
- Caracterización fisicoquímica y microbiológica de muestras de agua superficial
- Caracterización fisicoquímica de muestras de sedimentos
- Aplicación de índices de calidad e índices de contaminación
- Ensayos de toxicidad aguda con *Daphnia pulex*

6.1. Área de Estudio

El estudio se llevó a cabo en el río Ovejas, el cual nace en el cerro de La Palma a 3000 msnm y desemboca al verter sus aguas al río Cauca después de 60 Km de recorrido (Ochoa, 2000). Los muestreos se realizaron a nivel del corregimiento La Toma, específicamente en la vereda Yolombó, que se encuentra ubicada en el departamento del Cauca, al oriente del municipio de Suárez, limita al sur con el municipio de Morales, al norte con la cabecera municipal (Suárez), al oriente con el río Ovejas y al occidente con el río Cauca (Alcaldía de Suarez, 2008). La ubicación geográfica del corregimiento se muestra en la Figura 3.



Figura 3. Ubicación geográfica de La Toma en el departamento del Cauca, Colombia. Adaptado de: Vélez (2012)

6.2. Selección de puntos de muestreo

Para la determinación de los sitios de muestreo, se elaboró el mapa de la vereda Yolombó que se muestra en la Figura 4, mediante el método “Cartografía social” con la participación activa de los miembros de la comunidad. En él se identificaron las principales fuentes hídricas presentes en la vereda, las minas de oro que se encuentran activas y las que ya no presentan actividad, especificando cuales de ellas utilizan mercurio y/o cianuro para el proceso de extracción y beneficio del oro.

La ubicación, el tipo de muestra colectada y la numeración de los puntos de muestreo anteriormente descritos se presentan en la Figura 4 y Tabla 14.

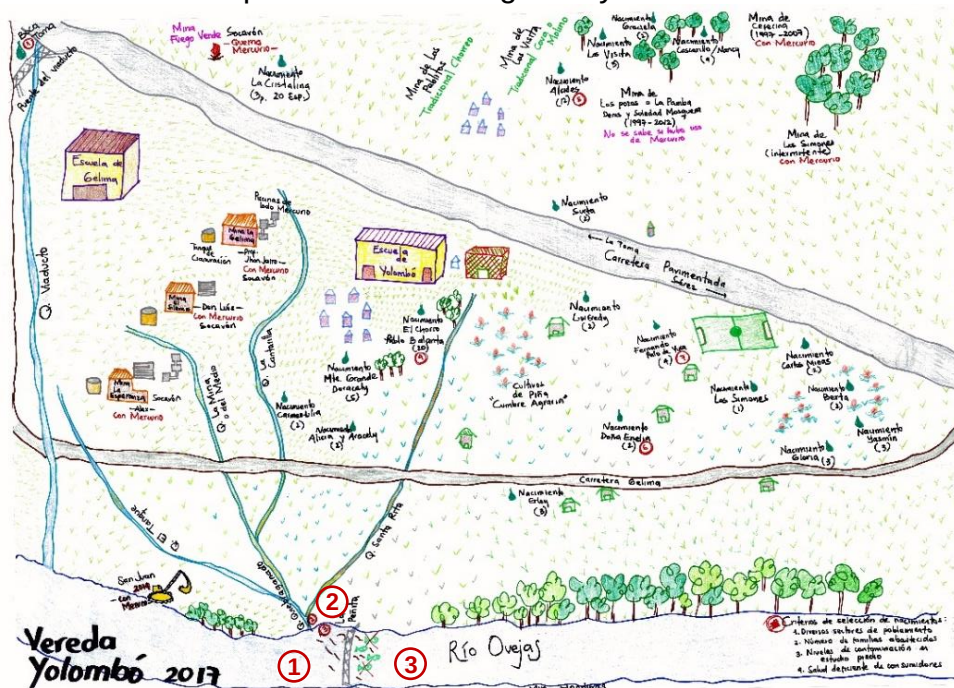


Figura 4. Cartografía social elaborada por integrantes de la vereda Yolombó del corregimiento La Toma

Tabla 14. Puntos de muestreo

PUNTOS DE MUESTREO	UBICACIÓN	COORDENADAS		MUESTRAS COLECTADAS	
		NORTE	OESTE	AGUA SUPERFICIAL	SEDIMENTOS
1	Río Ovejas antes de desembocadura de quebradas	02°56'24,1"	76°40'47,2"	X	
2	Unión de quebradas "El Tanque", "Quiebraganado" y "Santa Rita" antes de desembocar al Río Ovejas	02°56'24,6"	76°40'47,3"	X	X
3	Río Ovejas después de desembocadura de quebradas	02°56'24,2"	76°40'44,2"	X	

Debido a limitaciones relacionadas con el orden público dentro del departamento del Cauca y en la vereda Yolombó durante el periodo de estudio, las cuales ponían en riesgo la seguridad de las personas involucradas en los muestreos, se realizaron únicamente 4 jornadas de campo, en donde se colectaron 12 muestras puntuales de agua superficial y 4 muestras integradas de sedimentos, las fechas de estas jornadas se presentan en la Tabla 15.

Tabla 15. Fechas de jornadas de muestreo

Jornada	Fecha
1	Noviembre 11 de 2017
2	Febrero 27 de 2018
3	Marzo 21 de 2018
4	Abril 18 de 2018

6.3. Caracterización de las muestras de agua superficial y sedimento

6.3.1. Agua superficial

En cada punto de muestreo se midieron los siguientes parámetros in situ: pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y temperatura. Adicionalmente, se tomaron muestras puntuales de agua superficial para analizar los siguientes parámetros: coliformes totales, fecales, DBO₅, DQO, color aparente y real, turbiedad, dureza total, cloruros, alcalinidad total, nitratos, fosfatos, sólidos totales, sólidos suspendidos totales, mercurio total y cianuro total.

La toma de muestras, cantidad a colectar, forma de preservación y análisis, se realizaron según los “Métodos estándar para el análisis de agua y aguas residuales” (APHA et al., 2012) que se presentan en la Tabla 16.

Tabla 16. Análisis de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en las muestras de agua superficial

PARÁMETRO	MÉTODO	PARÁMETRO	MÉTODO
Oxígeno Disuelto	4500-O G - SM	Dureza Total	2340 C - SM
pH	4500-H ⁺ B - SM	Cloruros	4500 Cl ⁻ D - SM
Conductividad Eléctrica	2510 B - SM	Alcalinidad Total	2320 B - SM
Temperatura	2550 B - SM	Nitratos	4500-NO ₃ ⁻ B - SM
Coliformes Totales y Fecales	9222 B&D - SM	Fosfatos	4500-P D - SM
DQO	5220 B - SM	Sólidos Totales	2540 B - SM
DBO ₅	5210 D - SM	Sólidos Suspendidos Totales	2540 D - SM
Turbiedad	2130 B - SM	Mercurio Total	3112 B - SM
Color	2120 C - SM	Cianuro Total	4500-CN ⁻ E - SM

Para la determinación del caudal en el segundo punto de muestreo (quebradas) se realizó un aforo con molinete marca OTT C2 y se empleó el método Área-Velocidad. Debido a las condiciones del río Ovejas, la información disponible y la cercanía del área de estudio a la desembocadura de esta corriente superficial sobre el río Cauca, el valor del caudal fue obtenido a partir de los informes diarios de niveles y caudales de las estaciones ubicadas sobre ríos tributarios al río Cauca emitida por la CVC (2017-2018). Estos documentos reportaron un valor de caudal y nivel del río cada hora, por lo tanto, se escogió el valor que correspondía a los días y horas en los que se llevaron a cabo las distintas jornadas de muestreo.

Los resultados obtenidos en la caracterización de las muestras de agua colectadas en la investigación se analizaron teniendo en cuenta los usos del recurso agua en el área de estudio y utilizando los estándares de calidad recomendados por las diferentes normativas de países como Colombia (MinAmbiente), Ecuador (MAE), Perú (MINAM), Estados Unidos (EPA) y Canadá (ESRD), para la preservación de la vida acuática y la recreación, presentados en las Tablas 17 y 18 respectivamente.

Tabla 17. Criterios de calidad para preservación de vida acuática

Parámetro	Unidad	MinAmbiente (2018)	MAE (2015)	MINAM (2015)	EPA (1986)		ESRD (2014)	
					CMC ¹	CCC ²	A corto plazo (aguda)	A largo plazo (crónica)
Oxígeno disuelto	mg O ₂ /L	4	-	≥5	-	-	-	-
	% saturación	-	>80	-	-	-	-	-
pH	Unidades de pH	4.5-9	6-9	6.5-9	-	6.5-9	-	6.5-9
Conductividad eléctrica	μS/cm	-	-	1000	-	-	-	-
Temperatura	°C	-	-	Δ3 ^a	-	-	-	-
DQO	mg O ₂ /L	-	-	30	-	-	-	-
DBO ₅	mg O ₂ /L	-	- ^b	10	-	-	-	-
Color	UPC	-	-	20 ^c	-	-	-	<20% ^d
Verdadero Cloruros	mg Cl ⁻ /L	-	-	-	860	230	640	120
Alcalinidad Total	mg CaCO ₃ /L	-	-	-	-	<20 ^e	-	<20 ^e
Nitratos	mg N-NO ₃ /L	-	13	13	-	-	124	3
Sólidos suspendidos totales	mg/L	-	<10% ^d	≤100	-	-	-	-
Mercurio	μg Hg/L	0.01 CL ₅₀ ⁹⁶	0.2	0.1	1.4	0.77	0.013	0.005
Cianuro	mg CN ⁻ /L	0.05 CL ₅₀ ⁹⁶	0.01	0.0052	0.022	0.0052	0.022	0.0052

¹ CMC: Criterio de Máxima Concentración (aguda)

² CCC: Criterio de Concentración Continua (crónica)

^a Variación de 3°C respecto al promedio mensual multianual del área evaluada

^b Niveles de calidad establecidos en la Tabla 22

^c 20 (para aguas claras) Sin cambio anormal (para aguas que presentan coloración natural)

^d Máximo incremento en porcentaje sobre condiciones naturales

^e Valor mínimo, excepto cuando la alcalinidad es naturalmente menor, en ese caso no puede disminuir menos del 25% del nivel natural

CL₅₀⁹⁶ Concentración letal media en un tiempo de exposición de 96 horas (mg/L)

Tabla 18. Criterios de calidad de agua para recreación

Parámetro	Unidad	MinAmbiente (2015)		MAE (2015)		MINAM (2015)	
		CP*	CS**	CP	CS	CP	CS
Oxígeno disuelto	mg O ₂ /L	-	-	-	-	≥5	≥4
Oxígeno disuelto	% saturación	70	70	>80	>80	-	-
pH	Unidades de pH	5-9	5-9	6.5-8.3	6-9	6-9	-
Coliformes totales	NMP/100mL	1000	5000	2000	4000	1000	4000
Coliformes fecales	NMP/100mL	-	-	200	-	Ausencia	Ausencia
DQO	mg O ₂ /L	-	-	-	-	30	50
DBO ₅	mg O ₂ /L	-	-	-	-	5	10
Turbiedad	UNT	-	-	-	-	-	100
Nitratos	mg N-NO ₃ /L	-	-	-	-	10	-
Mercurio	mg Hg/L	-	-	-	-	0.001	-
Cianuro	mg CN/L	-	-	-	-	0.022	0.022

* CP: Contacto primario

** CS: Contacto secundario

6.3.1.1. Análisis estadístico

Con la finalidad de establecer la existencia de diferencias significativas entre los puntos de muestreo estudiados, en cuanto a los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos medidos, se emplearon modelos de análisis de varianza controlando la posible variabilidad entre jornadas de muestreo mediante la incorporación de bloques al modelo (prueba F).

Para los parámetros donde no se cumplió el supuesto de normalidad se utilizó la prueba no paramétrica de Friedman, mientras que para los parámetros que no cumplieron con el supuesto de homogeneidad de varianzas se aplicaron transformaciones de tipo logarítmico y análisis de varianza con varianzas heterogéneas (prueba Chi-cuadrado), validando los supuestos mediante las pruebas de Shapiro-Wilk y Bartlett respectivamente.

Adicionalmente, se realizaron comparaciones múltiples basadas en la prueba de Tukey para determinar entre cuales puntos de muestreo se presentaron diferencias significativas. El análisis estadístico se llevó a cabo empleando el programa de libre distribución R versión 3.5.0, determinando diferencias estadísticas a un nivel de significancia del 5%.

6.3.2. Sedimentos

En el punto de muestreo 2 (quebradas receptoras de vertimientos de minería de oro) se recolectaron muestras integradas de sedimento para analizar los parámetros: pH, conductividad, materia orgánica y mercurio total.

El muestreo, transporte y preservación de las muestras se realizó según los “Protocolos para el muestreo y análisis de las características de peligrosidad de los residuos o

desechos peligrosos” de la Resolución 0062 de 2007 del IDEAM. Los métodos empleados para el análisis de los parámetros fisicoquímicos se realizaron según los procedimientos contenidos en el “Manual de laboratorio de caracterización física y química de lodos residuales” (Lopez, 1997).

Antes de realizar los análisis mencionados anteriormente, se acondicionaron las muestras de sedimento (en su mayor parte acuosas), extendiendo las muestras en recipientes planos y exponiéndolas a temperatura ambiente por aproximadamente 3 días, con el fin de eliminar el exceso de humedad, como se muestra en la Figura 5.

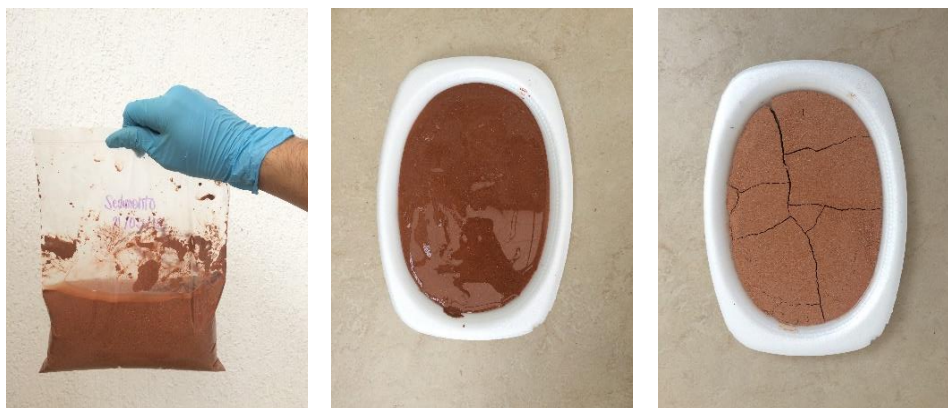


Figura 5. Acondicionamiento de muestras de sedimentos para posteriores análisis fisicoquímicos

El pH y la conductividad eléctrica se midieron en un extracto del sedimento, obtenido al utilizar una relación 1:2.5 de sedimento y agua destilada. Para el porcentaje de materia orgánica, primero se determinó el porcentaje de carbono orgánico oxidable al emplear el método de oxidación por vía húmeda y titulación con sulfato ferroso amoniacal. La medición de mercurio mediante absorción atómica se realizó sobre un extracto del sedimento, obtenido después de mezclar y digerir la muestra en presencia de dos soluciones de HCl y HNO₃.

En la Tabla 19 se presentan los diferentes niveles guía encontrados en la literatura internacional para evaluar la calidad de los sedimentos, específicamente con los valores numéricos recomendados para el metal estudiado. Los diferentes niveles de calidad se pueden agrupar en dos categorías globales: TEC (por las siglas en inglés, Threshold effect concentration) y PEC (por las siglas en inglés, Probable effect concentration), mientras que los pertenecientes a la primera categoría proveen una base para predecir la ausencia de toxicidad, los otros lo hacen para la predicción de toxicidad.

Tabla 19. Niveles guía de calidad de sedimentos

Metal (mg/Kg)	TEC: 0.18					PEC: 1.06		
	TEL ¹	LEL ²	MET ³	ERL ⁴	PEL ⁵	SEL ⁶	TET ⁷	ERM ⁸
Mercurio	0.174	0.2	0.2	0.15	0.486	2	1	1.3

Adaptado de: MacDonald et al. (2000)

¹ TEL (Threshold effect level) ² LEL (Lowest effect level) ³ MET (Minimal effect threshold)

⁴ ERL (Effect range – low) ⁵ PEL (Probable effect level) ⁶ SEL (Severe effect level) ⁷ TET (Toxic effect threshold) ⁸ ERM (Effect range - median)

6.4. Aplicación de los ICA e ICO

A partir de las concentraciones estimadas en las caracterizaciones llevadas a cabo durante las cuatro jornadas de muestreo y empleando una serie de curvas y ecuaciones matemáticas propuestas en la literatura, se estimaron los valores adimensionales de los subíndices “ I_i ” correspondientes a cada parámetro que compone cada uno de los índices seleccionados. Teniendo en cuenta que estos valores varían de 0 a 100 para los ICA NSF y DINIUS, mientras que para el ICA IDEAM y los ICO, lo hacen de 0 a 1.

Con base al peso ponderado “ W_i ” asignado por los autores de cada índice, se emplearon las Ecuaciones 1, 2 y 3, para calcular el valor de los ICA NSF, DINIUS e IDEAM respectivamente. Para los índices ICOMI e ICOMO, se realizó un promedio con los valores obtenidos en los subíndices de los tres parámetros que componen a cada uno, como se sugiere en las Ecuaciones 4 y 5 respectivamente. Según las restricciones especificadas en el numeral 6.5.3., se empleó la Ecuación 6 para calcular el ICOSUS y la Ecuación 7 para el ICOPH.

6.5. Ensayos de toxicidad aguda con *Daphnia pulex*

Se realizaron pruebas de toxicidad aguda con *Daphnia pulex* como organismo prueba, para las muestras de agua superficial y sedimentos obtenidos del punto de muestreo donde convergen las quebradas que reciben vertimientos de minería de oro. Las etapas de cultivo, mantenimiento (incluyendo preparación de agua reconstituida), estandarización y montaje se llevaron a cabo según los procedimientos establecidos en los “Métodos estándar para el análisis de aguas y aguas residuales” (APHA et al., 2012).

Para las pruebas con sedimento, se utilizó el método de toxicidad aguda evaluado en la fracción adaptada de agua de un desecho (WAF, por las siglas en inglés “Water Accommodated Fraction”), basándose en el protocolo establecido por el IDEAM en la Resolución 0062 de 2007.

Con el fin de determinar la sensibilidad del cultivo de organismos con los que se realizaron las pruebas definitivas, periódicamente se llevaron a cabo pruebas con dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) como tóxico de referencia, para verificar que tuvieran las condiciones fisiológicas óptimas para el desarrollo de las pruebas y garantizar la confiabilidad de los datos obtenidos (Díaz-Báez et al., 2004; Martínez y Pulgarín, 2010).

El control positivo o prueba con tóxico de referencia, se realizó con cinco concentraciones diferentes (0.3, 0.5, 0.7, 0.9, y 1.1 mg/L) y un blanco (empleando únicamente agua reconstituida), también denominado control negativo. La Figura 6 presenta un esquema del procedimiento y montaje de los controles mencionados anteriormente.

Se adicionaron 30 mL de cada muestra preparada en recipientes de ensayo y se introdujeron 10 neonatos en cada uno. Después de 24 horas se contabilizó el número de organismos inmóviles, presumiendo su muerte (Silva et al., 2003).

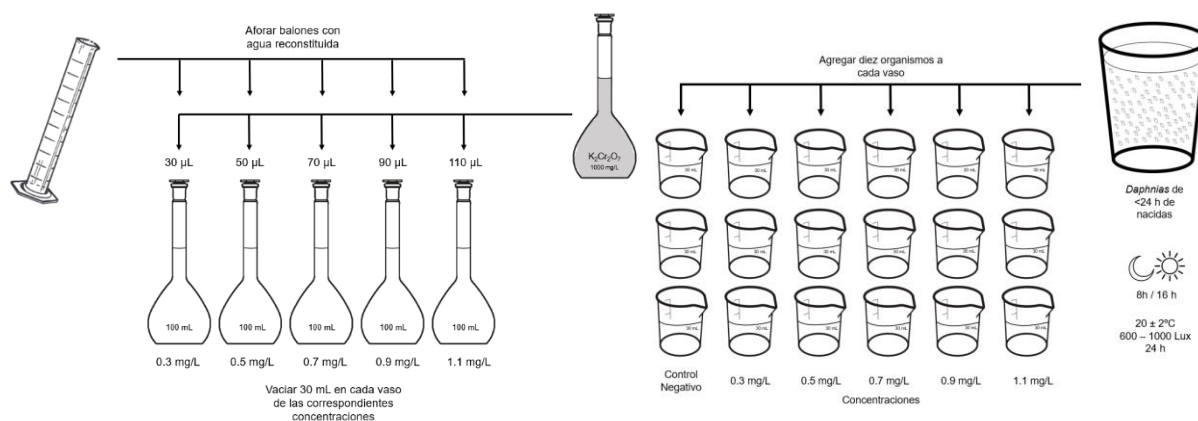


Figura 6. Esquemas de preparación de diluciones para control positivo y montaje típico

Todos los bioensayos se realizaron con neonatos del organismo prueba de menos de 24 horas de nacidos y en triplicado para cada muestra preparada o concentración a evaluar. Las diluciones necesarias para las pruebas efectuadas fueron preparadas con agua reconstituida.

Los resultados de las pruebas se ingresaron al software Probit Analysis Program, versión 1.5, suministrado por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA) para evaluar la tasa de respuesta (letalidad) de los organismos prueba con respecto al tóxico de referencia y así determinar la CL_{50-24h}. De acuerdo con lo recomendado en los “Métodos estándar para el análisis de agua y aguas residuales” (APHA et al., 2012), se construyó una carta control para el tóxico de referencia, verificando que los valores de CL_{50-24h} se encontraran dentro de los rangos de aceptación para garantizar la confiabilidad de los resultados obtenidos en los bioensayos.

6.5.1. Agua superficial

La Figura 7 presenta un esquema del montaje de las pruebas con muestras de agua superficial efectuadas y las condiciones ambientales que se garantizaron.

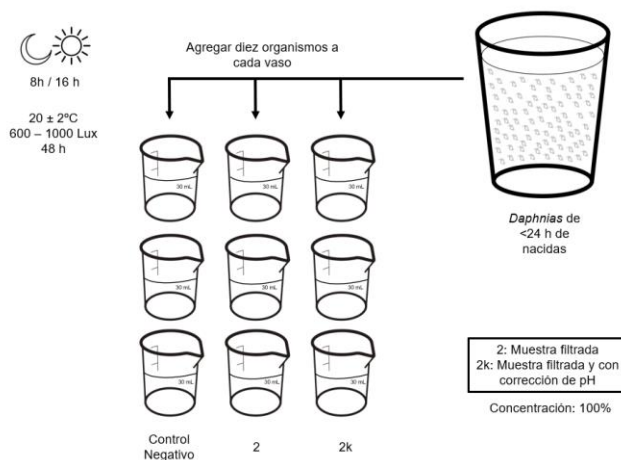


Figura 7. Esquema de montaje para bioensayo con muestras de agua superficial

Las muestras que presentaban valores de pH por fuera del intervalo de 6 a 9 unidades, rango recomendado como tolerable para la biota acuática (Castillo, 2004), se les realizó un ajuste de pH con HCl o NaOH dependiendo del valor original de este parámetro, con el fin de realizar el montaje dentro del rango mencionado anteriormente. No obstante, se realizó un montaje con la muestra original (sin neutralización) para evaluar el efecto del pH sobre los resultados obtenidos.

7.5.2. Sedimentos

Debido a la naturaleza o estado de las muestras sólidas obtenidas después de secar los sedimentos a temperatura ambiente, se realizó un acondicionamiento previo al montaje del WAF. Este consistió en homogenizar la muestra de forma manual, posteriormente, extenderla en una superficie para aplicar el método de cuarteo cuantas veces fuera necesario, con el fin de obtener un tamaño de muestra aproximado de 100 mg, como se muestra en la Figura 8.

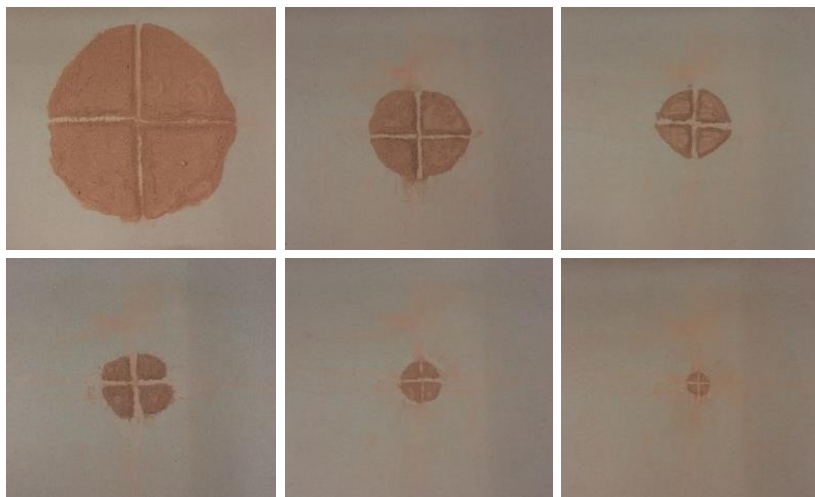


Figura 8. Método de cuarteo con muestra homogenizada

Después de aplicar el método anterior, se pesaron 100 mg de sedimento seco y se adicionaron a un litro de agua reconstituida, para ser mezclados con agitador magnético por un periodo de 7 días, el cual es recomendado para desechos complejos que contienen metales (IDEAM, 2007), el anterior montaje se muestra en la Figura 9. Finalizado este tiempo, se dejó sedimentar durante una hora y se extrajo el volumen requerido para realizar el bioensayo (IDEAM, 2007).

Para garantizar una buena confiabilidad de los resultados y por consiguiente una estimación válida del error, se montaron dos WAF por cada muestra analizada, empleando lotes diferentes de agua reconstituida para cada uno. Se realizó un triplicado de cada muestra agitada junto con un blanco al 0% de la concentración, la Figura 10 muestra un esquema del montaje típico llevado a cabo con cada muestra de sedimento y las condiciones ambientales garantizadas.



Figura 9. Mezcla sedimento-agua reconstituida en proceso de agitación magnética

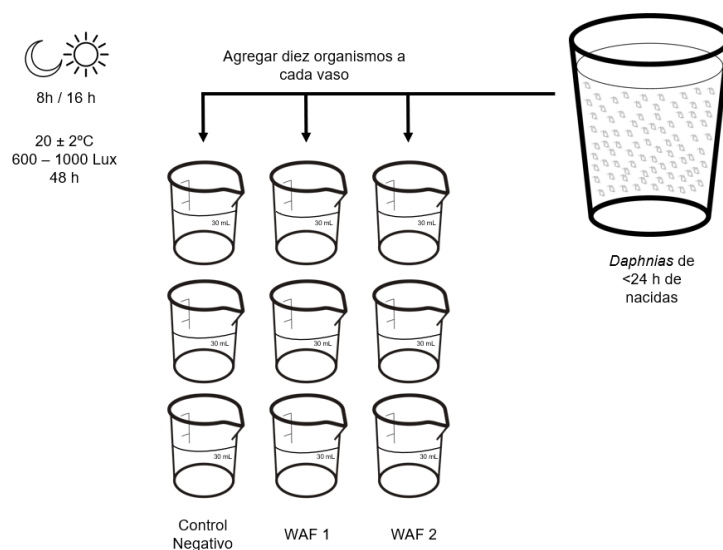


Figura 10. Esquema de montaje para cada muestra de sedimento

7. RESULTADOS Y ANÁLISIS

7.1. Caracterización fisicoquímica y microbiológica de muestras de agua superficial

De las cuatro jornadas de muestreo realizadas que se presentaron en la Tabla 15, durante las últimas tres (febrero – abril de 2018) predominó el tiempo de lluvias. Los resultados de los análisis fisicoquímicos y microbiológicos realizados a las muestras de agua superficial se exponen en la Tabla 20.

Tabla 20. Resultados de caracterización fisicoquímica y microbiológica de las muestras de agua superficial

Parámetro	Unidad	Jornada de Muestreo	Punto de Muestreo		
			1 Río Ovejas antes de descarga de quebradas	2 Quebradas receptoras de vertimientos mineros	3 Río Ovejas después de descarga de quebradas
Oxígeno disuelto	mg O ₂ /L	1	4.44	4.74	4.25
		2	6.59	6.55	6.6
		3	7.58	7.5	7.58
		4	8.21	7.91	8.01
	% saturación	1	57.70	62.70	58.00
		2	85.77	87.39	86.29
		3	97.40	99.52	96.74
		4	101.97	102.11	99.56
pH	Unidades de pH	1	7.88	8.07	7.89
		2	6.81	4.56	6.69
		3	7.28	5.33	7.15
		4	7.05	4.83	7.43
Conductividad eléctrica	μS/cm	1	52.3	102.1	46.3
		2	59.8	72.0	47.5
		3	46.4	61.6	45.3
		4	42.02	53.7	42.98
Temperatura	°C	1	24.2	22.7	22.4
		2	22.8	24.1	23.1
		3	22.1	23.8	21.8
		4	20.3	22.3	20.4
Coliformes totales	NMP/100 mL	1	7900	7000	3300
		2	17000	680	35000
		3	11000	2700	22000
		4	160000	450	17000
Coliformes fecales	NMP/100 mL	1	4900	3300	780
		2	13000	680	4000
		3	7000	1400	17000
		4	28000	200	7900
DQO	mg O ₂ /L	1	5.81	23.23	4.84
		2	9.52	57.1	11.4
		3	20	104	18
		4	9	79	11
DBO ₅	mg O ₂ /L	1	2	3	4
		2	1	2	4
		3	2	1	2
		4	1	<1	<1
Turbiedad	UNT	1	22.50	843	28.50
		2	96.6	>4000	107
		3	81.5	>4000	82.7
		4	79.5	>4000	72.1

Parámetro	Unidad	Jornada de Muestreo	Punto de Muestreo		
			1 Río Ovejas antes de descarga de quebradas	2 Quebradas receptoras de vertimientos mineros	3 Río Ovejas después de descarga de quebradas
Color Aparente	UPC	1	35.32	532.3	27.46
		2	49.15	16580	59.25
		3	67.1	8281	76.08
		4	54.39	11640	57.75
Color Verdadero	UPC	1	11.39	24.10	12.88
		2	17.74	7.64	24.47
		3	30.69	6.89	51.77
		4	28.21	2.41	21.48
Dureza Total	mg CaCO ₃ /L	1	38.03	44.04	36.03
		2	20.02	24.02	20.02
		3	30.03	28.03	30.03
		4	34.03	28.03	36.03
Cloruros	mg Cl ⁻ /L	1	1.17	0.47	2.11
		2	1.40	0.94	1.87
		3	0.47	0.47	1.40
		4	0.47	0.47	0.47
Alcalinidad Total	mg CaCO ₃ /L	1	51.25	73.80	53.30
		2	18.45	-	20.50
		3	22.55	9.23	23.58
		4	20.50	4.10	22.55
Nitratos	mg N-NO ₃ ⁻ /L	1	0.87	0.26	0.71
		2	0.15	0.51	0.28
		3	0.67	0.86	0.61
		4	0.32	0.65	0.390
Fosfatos	mg P-PO ₄ ⁻³ /L	1	<0.003	0.045	<0.003
		2	<0.003	<0.003	<0.003
		3	0.005	0.006	0.003
		4	0.003	0.003	0.003
Sólidos totales	mg/L	1	99.50	1018	140
		2	241	24276	263.5
		3	228.5	9532	203
		4	269.5	22306	237.5
Sólidos suspendidos totales	mg/L	1	14	820	40
		2	221	22730	209
		3	138	6870	121
		4	119	18750	78
Mercurio Total	mg Hg/L	1	<0.001	0.003	<0.001
		2	<0.001	0.002	<0.001
		3	0.001	0.002	<0.001
		4	<0.001	<0.001	<0.001
Cianuro Total	mg Hg/L	1	-	-	-
		2	-	<0.0434	-
		3	-	<0.0434	-
		4	-	<0.0434	-

▪ CAUDAL

Debido a dificultades técnicas relacionadas con la disponibilidad de molinetes y las características del cauce en el segundo punto de muestreo (quebradas) solo se realizó un aforo del caudal de esta corriente superficial durante la primera jornada de muestreo, la cual se caracterizó por un tiempo seco.

Con base en información reportada diariamente por la CVC sobre los caudales del río Ovejas, se realizó un balance, para determinar el flujo que se podría presentar en la primera estación de muestreo (río Ovejas antes de descarga de quebradas). Estos valores junto con los calculados se muestran en la Tabla 21.

Tabla 21. Variación temporal de caudales en puntos de muestreo analizados

Muestreo	Punto de Muestreo	Jornada de muestreo			
		1	2	3	4
Caudal (m ³ /s)	1	38.61	-	-	-
	2	0.03	-	-	-
	3	38.64	67.72	41.14*	50.31

*Promedio mensual.
Fuente: CVC (s.f.)

De la información recolectada para la primera jornada de muestreo se puede notar que en condiciones de tiempo seco, el caudal del río Ovejas es más de 1100 veces el caudal descargado por las quebradas. Lo cual pone en evidencia la capacidad que tiene este cuerpo superficial para diluir los contaminantes que son estudiados en el área de estudio.

▪ Oxígeno Disuelto

En las Figuras 11 y 12 se puede observar que las concentraciones más bajas de este elemento y de su porcentaje de saturación, fueron las reportadas en la primera jornada de muestreo, durante la cual predominaron las condiciones de tiempo seco. Para esta jornada en particular, el punto ubicado sobre las quebradas receptoras de vertimientos mineros presentó una mayor concentración de oxígeno disuelto (4.74 mg O₂/L) con respecto a las presentadas en los puntos ubicados sobre el río Ovejas, lo cual puede atribuírsele a las condiciones geomorfológicas de esta fuente superficial y al bajar de la montaña se favorece la aireación del agua.

Los bajos niveles de oxígeno reportados durante la primera jornada de muestreo también coinciden con el menor valor de caudal, como se muestra en la Tabla 21. Por tal razón, el incremento de este parámetro en los últimos tres muestreos pudo verse favorecido por las condiciones climáticas y mayores caudales, los cuales reforzaron la turbulencia de las aguas, favoreciendo la absorción directa del oxígeno proveniente de la atmósfera (Lu y Chernaik, 2013) hasta alcanzar niveles cercanos e incluso mayores a la saturación.

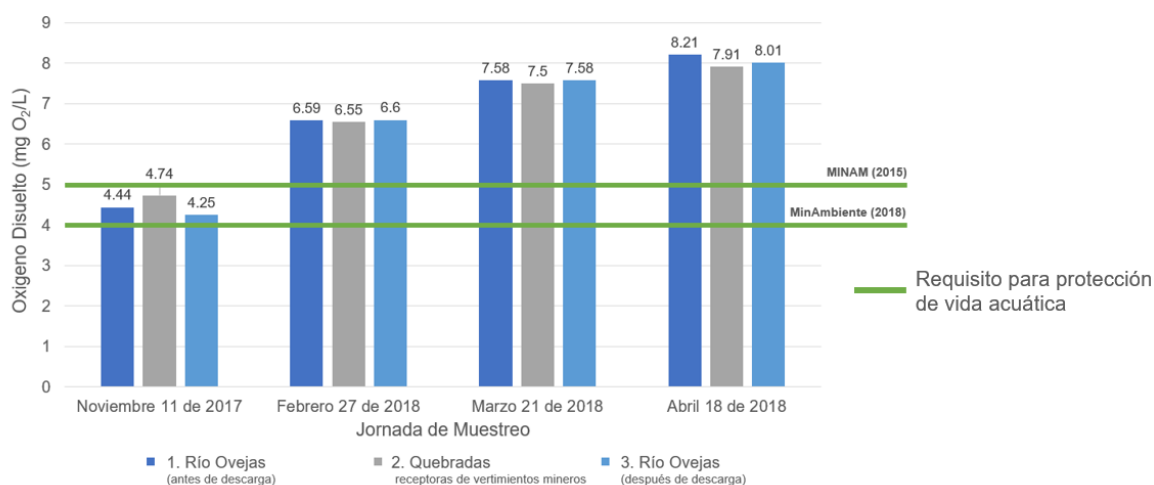


Figura 11. Variación de la concentración de oxígeno disuelto en aguas superficiales del área de estudio

A pesar de que estos valores cumplen con los criterios admisibles para la destinación del recurso para preservación de flora y fauna (4 mg O_2/L), en aguas dulces de la normativa colombiana (MinAmbiente, 2018), otros autores y normativas internacionales recomiendan 5 mg O_2/L como valor mínimo para la manutención del equilibrio en estos ecosistemas (Marín, 2009; MINAM, 2015) o valores de porcentaje de saturación mayores al 80% (MAE, 2015), razón por la cual se consideran críticas las concentraciones de este parámetro en épocas secas como la que se presentó en el primer muestreo.

Adicionalmente, como el río Ovejas es fuente de recreación para la comunidad de la vereda Yolombó, se analizó su cumplimiento con las normativas estudiadas en la Tabla 18, para esta destinación del recurso. Sin embargo, los porcentajes de saturación del primer muestreo fueron los únicos que no cumplieron con ninguno de los criterios de calidad definidos para este uso, como se muestra en la Figura 12.

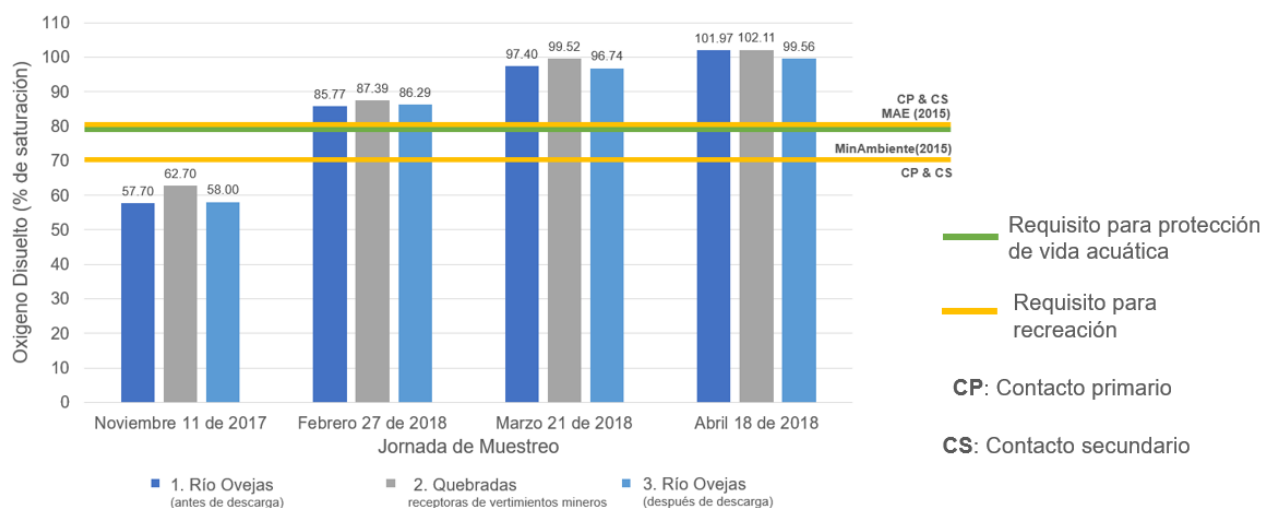


Figura 12. Variación del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto en aguas superficiales del área de estudio

- pH

De acuerdo con los resultados expuestos en la Tabla 20, el valor de pH para el punto ubicado sobre las quebradas receptoras de vertimientos mineros presentó valores ácidos, específicamente en las últimas tres jornadas de muestreo, donde predominaron las condiciones de lluvia.

Estudios de suelos realizados por el IGAC (2009) en un sitio cercano a los puntos de muestreo, denominado como “El Naranjal, camino hacia el río Ovejas, por la vía Suarez a Piendamó” reportaron valores de pH de 4.9 unidades, categorizándolo como “muy fuertemente ácido”. Por lo tanto, los niveles de pH en agua presentados en los tres puntos de muestreo, especialmente el de quebradas receptoras de vertimientos mineros, pueden atribuirse a la escorrentía superficial incrementada por la temporada de lluvias, pues los menores valores de este parámetro se presentaron en febrero y abril, meses en los cuales se reportaron los mayores valores de caudal en el río Ovejas. Además, el aumento en el arrastre de suelo y sedimento (con características ácidas) también puede confirmarse con los resultados obtenidos para sólidos totales, los cuales presentaron sus valores máximos en estos dos meses mencionados anteriormente.

Otro de los indicios que soportan este planteamiento, es el color rojo del suelo y del agua superficial del segundo punto de muestreo, los cuales se muestran en la Figura 13. Suelos de color rojo suelen asociarse con pH ácidos y un alto contenido de arcillas, por lo general se encuentran en regiones tropicales y subtropicales de Latinoamérica y el caribe (Gardi et al., 2014), como las del área de estudio.



Figura 13. Quebradas receptoras de vertimientos mineros y residuo seco después de realizar prueba de sólidos totales

Teniendo en cuenta la información brindada por la comunidad durante el ejercicio de cartografía social mostrado en la Figura 4, acerca del tipo de depósito (filoniano, socavón) y métodos utilizados para la extracción y beneficio del oro en las tres minas que vierten sus aguas a las quebradas analizadas en el punto de muestreo 2, también

podría atribuírsele los bajos niveles de pH al vertimiento producido después de realizar procesos como adecuación de tamaño de partícula y lavado de minerales con agua y otras sustancias químicas. Estas actividades favorecen el aumento de sólidos (con características ácidas por el tipo de suelo del lugar) en los vertimientos y en las fuentes superficiales que los reciben.

En la Figura 14 se puede observar que los resultados de pH para el río Ovejas antes y después (puntos de muestreo 1 y 3) de la descarga de quebradas presentaron valores entre 6.69 y 7.89 unidades de pH. Este rango va acorde con los valores de pH usuales en aguas superficiales (Marín, 2003) y cumple con las normativas analizadas en las Tablas 17 y 18, con respecto a la destinación del recurso para preservación de vida acuática y recreación. Incluso la mayoría de los valores se ubica dentro de la zona de pH (6 a 7.2) recomendada por Rodier et al. (2011) como favorable para la mayoría de las especies acuáticas.

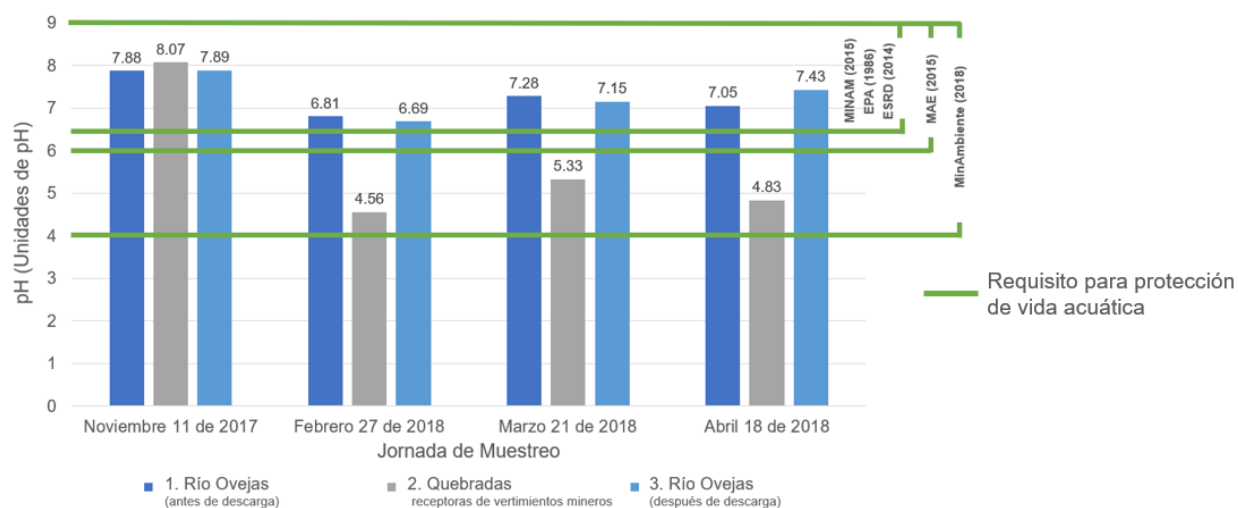


Figura 14. Variación del pH en aguas superficiales del área de estudio y rangos recomendados para protección de vida acuática

En las condiciones presentadas durante la segunda jornada de muestreo, los valores de pH fueron ligeramente ácidos y al realizar actividades de recreación, específicamente de contacto primario, valores alejados de 7.4 unidades presentan irritación en la piel y ojos (Sierra, 2011; CDC, 2016). El comportamiento de este parámetro y los rangos recomendados por las diferentes normativas estudiadas para la destinación del recurso a la recreación, se muestran en la Figura 15.

Los valores de pH obtenidos en el punto de las quebradas analizado también cumplen con la normativa colombiana (MinAmbiente, 2018) para la preservación de flora y fauna, pues esta exige un rango de pH muy amplio que va desde 4.5 a 9 unidades. No obstante, al compararlos con los criterios de calidad peruanos, canadienses y estadounidenses mostrados en la Tabla 17, los resultados reportados entre los meses de febrero y abril, no se encontrarían dentro de los rangos recomendados, lo anterior se muestra también en la Figura 14.

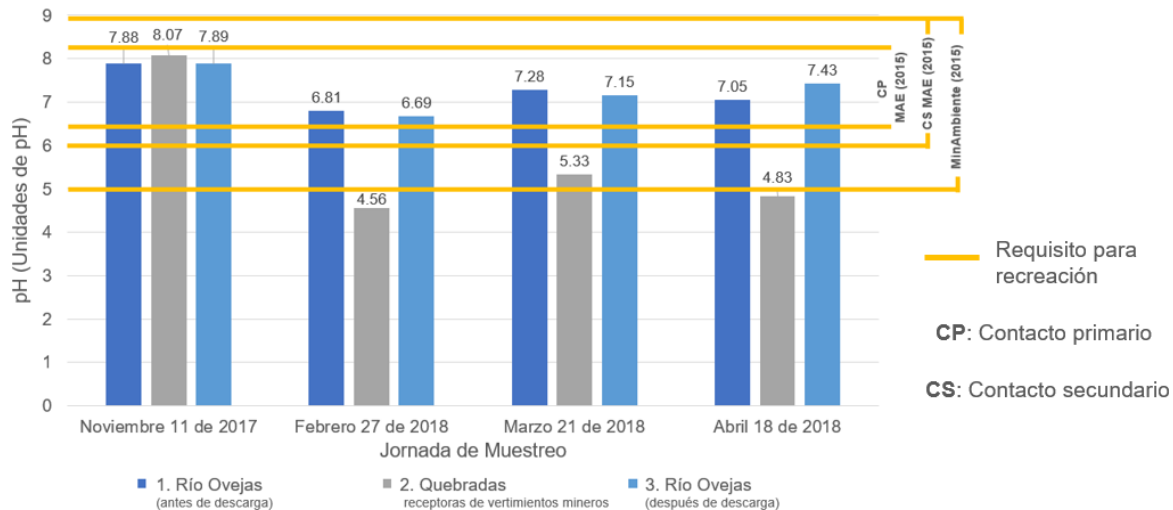


Figura 15. Variación del pH en aguas superficiales del área de estudio y rangos recomendados para recreación

En zonas mineras, suele relacionarse el agua acidificada y de color óxido con drenaje ácido de minas (DAM). Sin embargo, no puede afirmarse con certeza que en la zona de estudio, este sea el detonante de las dos características mencionadas anteriormente, pues el color es un indicador de la naturaleza del material que conforma el suelo y minerales como la hematita (Fe_2O_3) brindan al suelo un color rojizo mientras que minerales como la pirita (FeS_2) se relaciona con suelos de color negro (Gardi et al., 2014; Moreno et al, s.f.) y esta tonalidad no fue observada en los suelos del área de estudio. Como la oxidación y posterior disolución de la pirita es la causante del DAM, se recomienda llevar a cabo investigaciones relacionadas con la composición de los suelos cercanos a los entables mineros de la vereda Yolombó, antes de atribuirle a este fenómeno los bajos niveles de pH en los cuerpos superficiales de la zona.

■ Conductividad

La conductividad es un indicativo aproximado de la mineralización global del agua. A pesar de que en las quebradas estudiadas se presentaron los valores más altos, la mayoría de los resultados para este parámetro permiten categorizar las aguas del río Ovejas y las quebradas de los tres puntos analizados, como aguas de mineralización muy débil al presentar valores menores de $100 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Rodier et al., 2011). Únicamente, el agua de las quebradas durante tiempo seco (noviembre de 2017), presentó un valor superior a $100 \mu\text{S}/\text{cm}$ y menor a $200 \mu\text{S}/\text{cm}$, ubicándose en el rango de “Mineralización débil”. Lo anterior se confirma más adelante, al determinar los índices de contaminación por mineralización.

Al analizar el comportamiento de este parámetro en las diferentes jornadas de muestreo no se presentaron diferencias estadísticas significativas (Valor- $p < 0.05$), por lo que podría esperarse que la concentración de minerales disueltos en estas aguas también presente poca variabilidad temporal, pues la conductividad es una medida indirecta de los sólidos disueltos (Sierra, 2011), siendo proporcional a la cantidad y características de estos electrolitos (Marín, 2009).

Adicionalmente, la Figura 16 muestra que todas las mediciones de conductividad se encuentran por debajo de 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, límite establecido en la normativa peruana (MINAM, 2015) para la conservación del ambiente acuático.

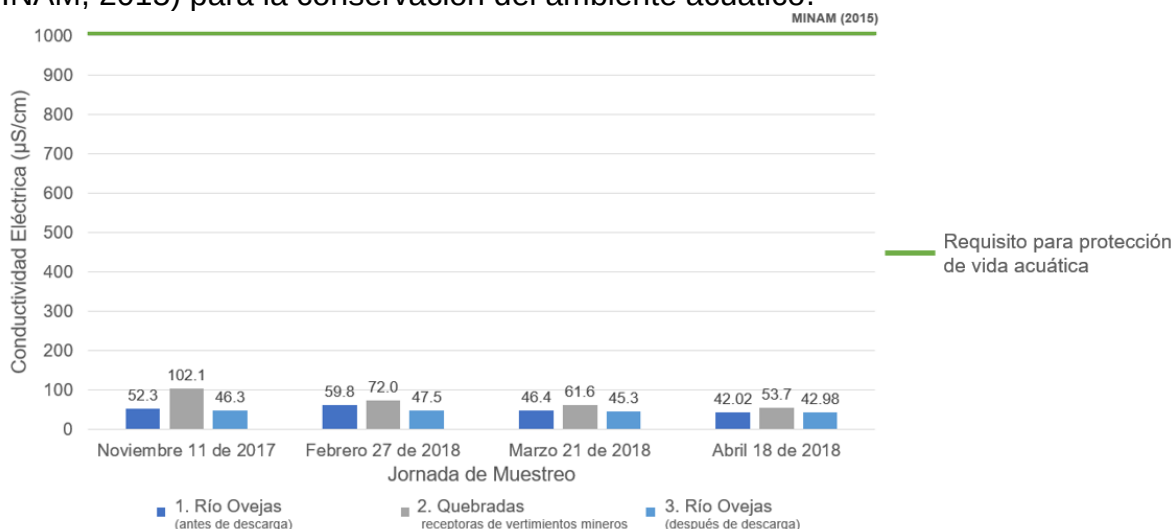


Figura 16. Variación de la conductividad eléctrica en aguas superficiales del área de estudio y límite recomendado para la protección de la vida acuática

■ Temperatura

La Figura 17 muestra que la máxima temperatura (24.2°C) se registró en el punto ubicado sobre el río Ovejas antes de recibir la descarga de las quebradas receptoras de vertimientos mineros, durante la época seca (noviembre 2017) y la mínima temperatura (20.3) se presentó durante el mes de abril de 2018 en el mismo punto. Cabe resaltar que las mediciones se realizaron aproximadamente a la misma hora del día (11:00 am) para las cuatro jornadas de campo.

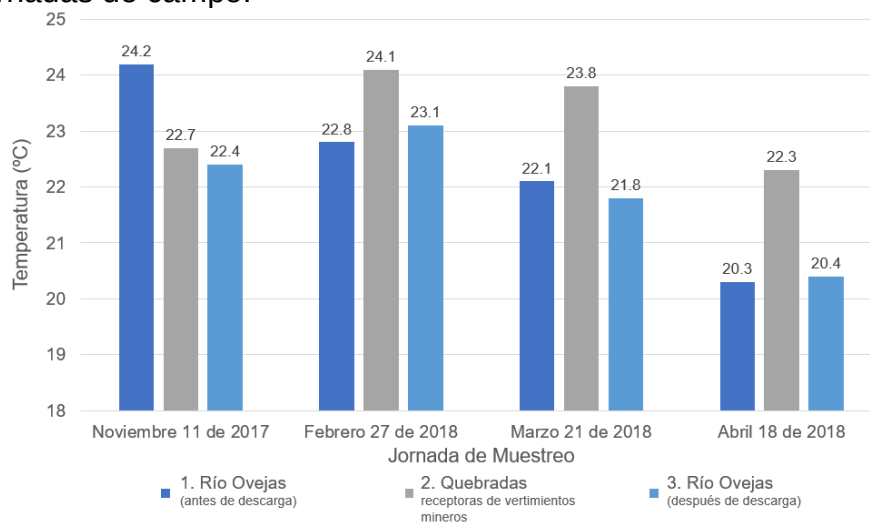


Figura 17. Variación de la temperatura en aguas superficiales del área de estudio

Las variaciones de temperatura en cuerpos de agua superficial generan cambios en el ambiente de desarrollo de la fauna y flora presente, pudiendo elevar el potencial toxico de ciertas sustancias (Sierra, 2011). La normativa peruana recomienda una variación máxima de tres grados Celsius ($\Delta 3^{\circ}\text{C}$) con respecto al promedio multianual del área evaluada (MINAM, 2015), para la conservación del ambiente acuático.

A pesar de que el análisis de varianza por jornadas de muestreo reveló que hay diferencias significativas entre los resultados de este parámetro a través del periodo evaluado, se decidió hacer el análisis con la media obtenida en las cuatro jornadas de muestreo para cada punto por separado, y las desviaciones estándar obtenidas para los puntos 1, 2 y 3 fueron de 1.62, 0.86 y 1.15 $^{\circ}\text{C}$ respectivamente, revelando una variación de temperatura menor de 1.62 $^{\circ}\text{C}$ con respecto a la media.

■ DBO₅ y DQO

La Figura 18 muestra que los resultados de DBO₅ se encuentran por debajo de los estándares de calidad ambiental peruano (MINAM, 2015) para la conservación del ambiente acuático y recreación (tanto para contacto primario como secundario).

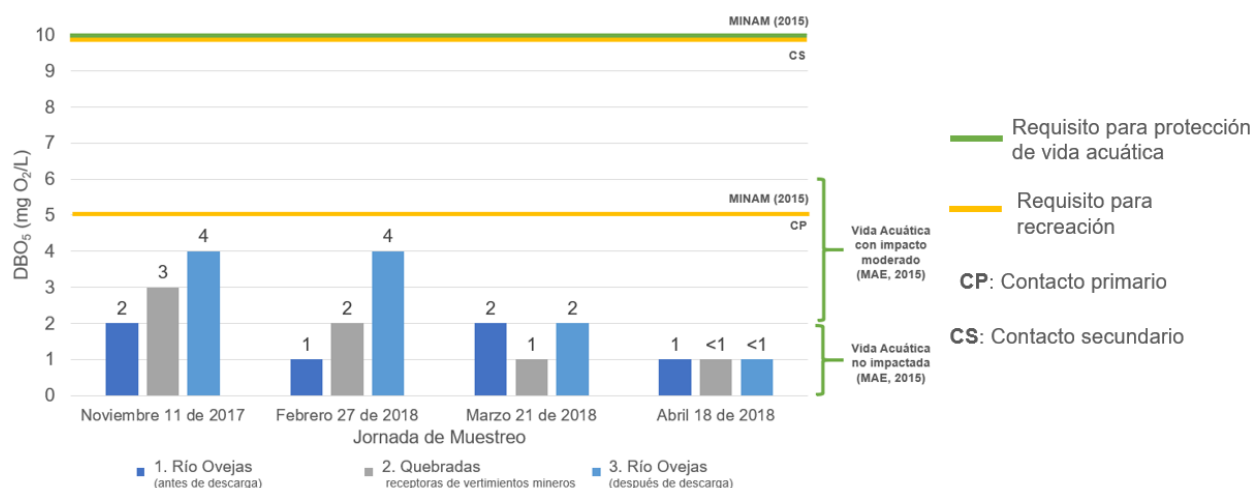


Figura 18. Variación de la demanda biológica de oxígeno en aguas superficiales del área de estudio y estándares de calidad recomendados por diferentes normativas

Por su parte, la normativa ecuatoriana calificaría los valores obtenidos de DBO₅ dentro de sus tres objetivos de calidad, entre los cuales se contemplan condiciones que van desde la vida acuática “no impactada” hasta “con moderado impacto”, como se muestra en la Tabla 22.

Tabla 22. Niveles de calidad de ríos según su DBO₅, con respecto a la preservación de la vida acuática y silvestre

Objetivos de calidad	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Condición de la vida acuática
I	1	Vida acuática no impactada
II	1-2	Vida acuática no impactada
III	2-6	Vida acuática con impacto moderado

Fuente: MAE (2015)

De las normativas estudiadas, el MINAM (2015) de Perú es la única que establece un estándar de calidad con respecto a la DQO para los dos usos evaluados. Los valores reportados de este parámetro en el río Ovejas antes y después de recibir la descarga de las quebradas (puntos 1 y 2) se encuentran por debajo de los criterios de calidad definidos tanto para la conservación del ambiente acuático, como para la recreación (en contacto primario y secundario) y pueden considerarse estadísticamente iguales.

Un caso contrario sucede con las quebradas receptoras de vertimientos mineros, en las cuales se presentaron diferencias significativas con respecto a los resultados obtenidos de este parámetro en los dos puntos del río Ovejas y la DQO fluctuó en un rango entre 23.23 y 104 mg O₂/L, donde el menor valor se presentó durante condiciones de tiempo seco y puede clasificarse como un agua aceptable con indicios de contaminación (CONAGUA, 2007) mientras que los resultados obtenidos durante condiciones de lluvia fueron más altos y sobrepasaron el nivel recomendado por el MINAM (2015) como se muestra en la Figura 19. Estas concentraciones evidencian la contaminación del agua, la cual puede atribuirse a descargas de aguas residuales (CONAGUA, 2007).

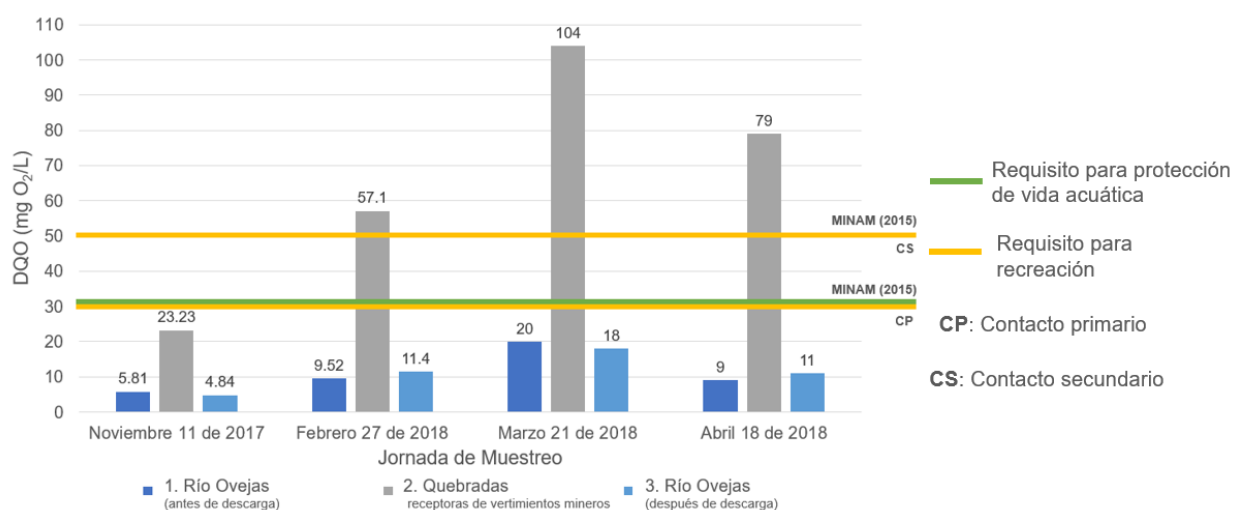


Figura 19. Variación de la demanda química de oxígeno en aguas superficiales del área de estudio y estándares de calidad recomendados por el MINAM (2015)

■ Turbiedad, Color, ST y SST

De todos los resultados obtenidos para estos parámetros, los correspondientes a la primera jornada de muestreo (condiciones de tiempo seco) fueron los menores para todos los puntos evaluados como se muestra en las Figuras 20, 22, 23, 25 y 27. A excepción del color verdadero en el segundo punto de muestreo, el cual fue el mayor de todos los reportados en las cuatro jornadas (73.46 UPC), siendo este parámetro el único que no está asociado con la turbiedad.

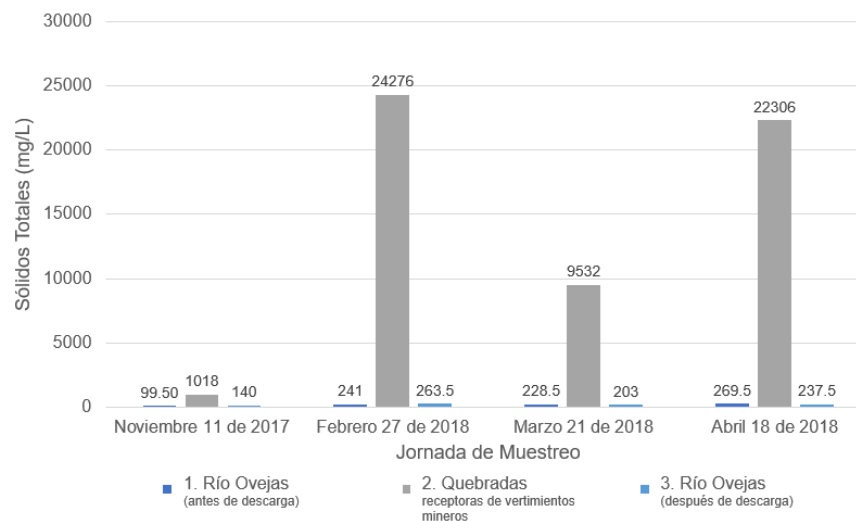


Figura 20. Variación de sólidos totales en aguas superficiales del área de estudio

Los resultados de sólidos totales en las quebradas estudiadas incluso llegaron a superar en dos jornadas de muestreo (24276 y 22306 mg/L) los valores reportados en investigaciones de la UPME (2015) en Suarez, Cauca (9872 mg/L) y por Gómez y Rojas (2014) en Marmato, Caldas (17773 mg/L) en cuerpos receptores de efluentes de minería de oro. Lo anterior confirma una vez más que una de las mayores afectaciones que esta actividad económica causa sobre las fuentes de agua superficial es el aumento en la concentración de sólidos.

Sin embargo, para este parámetro en particular no se refleja un gran efecto sobre el río Ovejas después recibir la descarga de las quebradas, lo cual puede atribuírsele a su capacidad de dilución. Este aspecto fue confirmado por Ochoa (2000) al realizar un estudio en el río Ovejas durante un periodo de lluvias, concluyendo que la corriente presentó buena capacidad de asimilación y autodepuración de sólidos.

Por su parte, la turbiedad en las quebradas presentó valores mucho más grandes que los reportados en los dos puntos ubicados en el río Ovejas, llegando a presentar incluso turbiedades mayores de 4000 UNT. Este comportamiento también se presentó en los parámetros: color aparente, sólidos totales y sólidos suspendidos totales; viéndose favorecido por condiciones temporales de lluvia (últimas tres jornadas), las cuales aumentan el aporte de aguas por escorrentía a los cuerpos de agua superficial (Marín, 2009; Rodier et al., 2011) y el arrastre de sólidos en suelos con pendientes fuertes y alta susceptibilidad a la erosión y derrumbes (Marín, 2003; Sierra, 2011) como los identificados en zonas cercanas al área de estudio por el IGAC (2009). El efecto visual causado por la descarga de las quebradas estudiadas al río Ovejas durante la segunda jornada puede evidenciarse en la Figura 21.



Figura 21. Descarga de quebradas sobre el río Ovejas en área de estudio (febrero de 2018)

El MINAM (2015) establece como estándar de calidad para aguas destinadas a la recreación con contacto secundario 100 UNT. La Figura 22 permite apreciar que la mayoría de los datos reportados para el río Ovejas se encuentran por debajo de este valor.

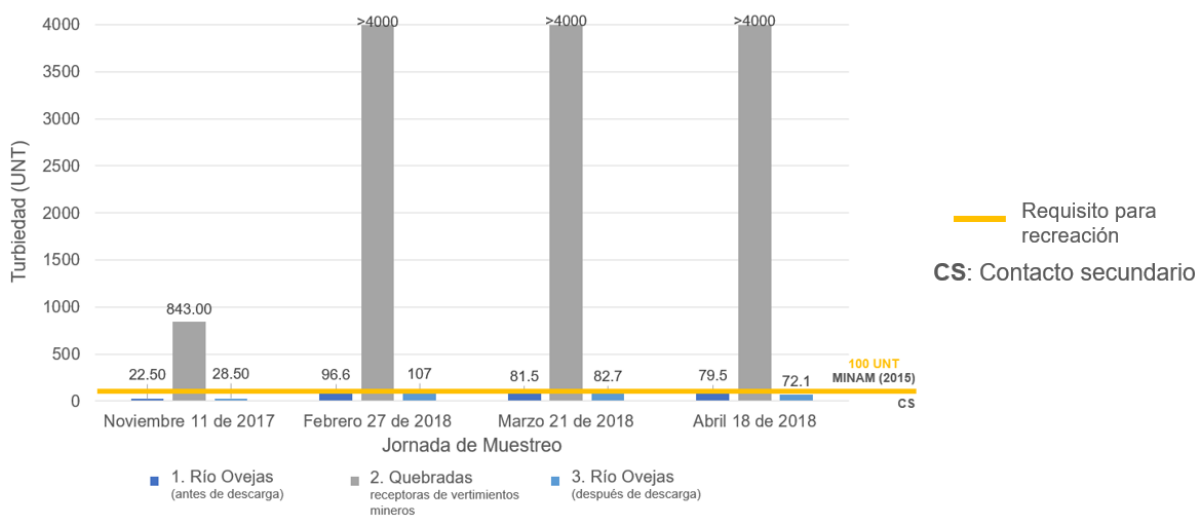


Figura 22. Variación de la turbiedad en aguas superficiales del área de estudio y estándares de calidad recomendados por el MINAM (2015)

Las grandes diferencias que presentan los resultados de la Figura 23 en cuanto al color aparente de las quebradas estudiadas durante condiciones de tiempo seco y de lluvias, pueden visualizarse en la comparación de las muestras mostrada en la Figura 24. El vaso del lado derecho evidencia el mayor contenido de sólidos de gran tamaño y, por consiguiente, la turbiedad que esta muestra presenta.

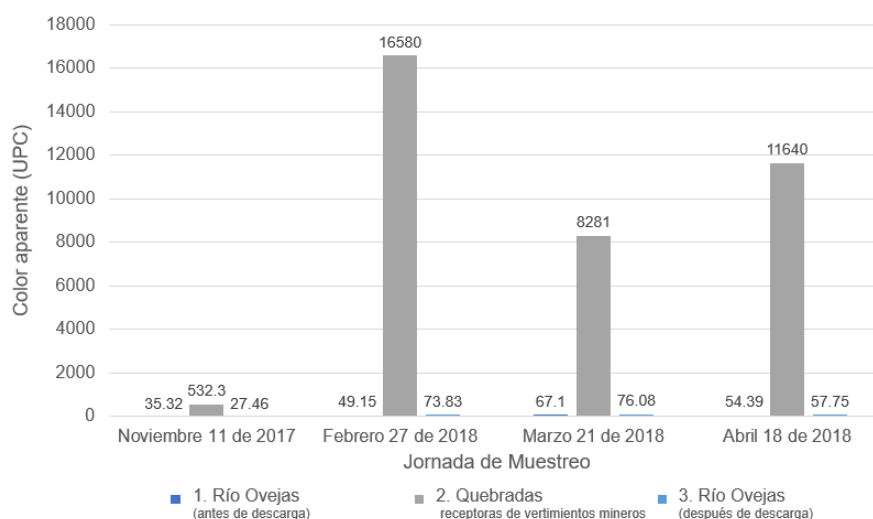


Figura 23. Variación del color aparente en aguas superficiales del área de estudio



Figura 24. Muestras de las quebradas estudiadas durante tiempo seco (izquierda) y de lluvias (derecha)

El color aparente está ligado a la turbiedad, pero los mayores valores de este parámetro en los puntos de muestreo ubicados en el río Ovejas (obtenidos durante la tercera jornada de muestreo) no coincidieron con los valores más altos reportados para turbiedad en los mismos puntos (correspondientes a la segunda jornada de muestreo). Lo anterior se justifica en que la turbiedad es ocasionada por partículas de mayor tamaño ($\text{diámetro} > 10^{-3} \text{ mm}$) mientras que el color también se ve influenciado por otras sustancias disueltas y coloides (Sierra, 2011). Los resultados también confirman la afirmación anterior, pues los valores más altos de sólidos suspendidos totales se presentaron en la misma jornada en que la turbiedad fue mayor para los puntos 1 y 3 (febrero de 2018) del río Ovejas antes y después de recibir la descarga de las quebradas.

Se debe tener en cuenta que durante las condiciones de lluvias presentadas en los meses en que se realizaron las últimas tres jornadas de campo, los contenidos de SST

fueron mayores de 75 mg/L. A partir de este valor se impide la penetración de luz a través de la columna de agua, favoreciendo una menor actividad fotosintética, disminuyendo el oxígeno disuelto y comprometiendo el desarrollo de especies de flora y fauna que puedan habitar en estos cuerpos de agua (Marín, 2009; Sierra, 2011). Una de las consecuencias más comunes es la asfixia de peces por taponamiento de branquias (Rodier et al., 2011), la cual podría ser una de las causas de los eventos de mortandad de peces mencionados por Hurtado (2016) y registrados por la comunidad en el área de estudio.

Las normativas ecuatoriana y peruana presentadas en la Tabla 17 son las únicas que reportan criterios de calidad para SST con el fin de proteger la vida acuática. El MINAM (2015) establece que este parámetro se debe encontrar por debajo de 100 mg/L y la mayoría de los datos reportados se encuentran por encima de este valor, únicamente los dos puntos de muestreo ubicados en el río Ovejas durante la primera jornada de muestreo, y el punto ubicado en el río después de la descarga de las quebradas en la cuarta jornada cumplieron con este criterio. Lo anterior se puede evidenciar en la Figura 25.

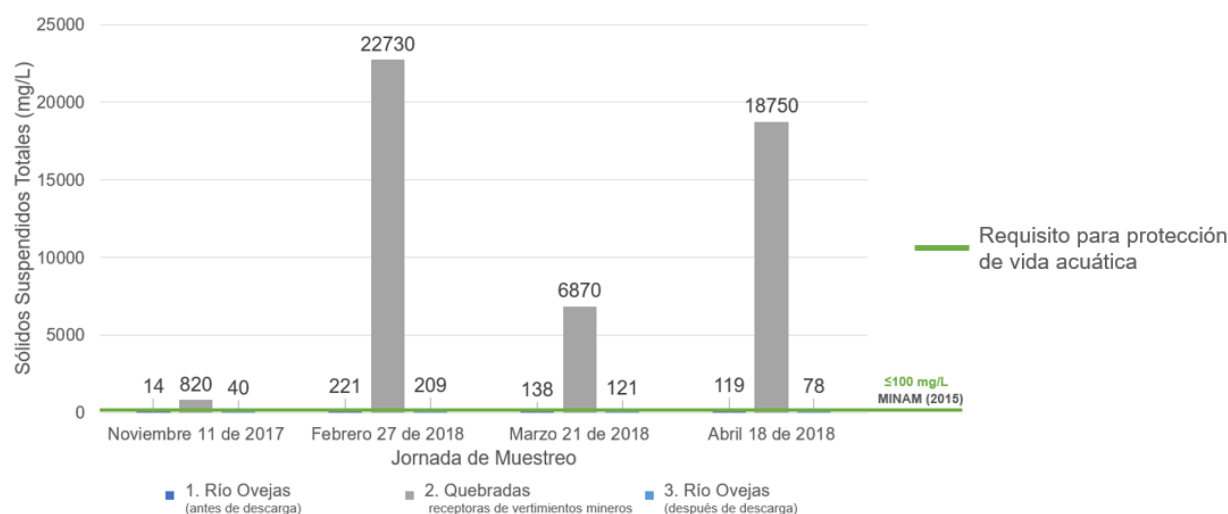


Figura 25. Variación de sólidos suspendidos totales en aguas superficiales del área de estudio y estándares de calidad recomendados por el MINAM (2015)

El MAE (2015) define que el máximo incremento de SST debe ser del 10% con respecto a la condición natural, no obstante, carece de información relacionada con la determinación de las condiciones naturales a partir de la cual se pueda realizar el análisis requerido según este criterio.

Las muestras del río Ovejas analizadas presentaron un color aparente café amarillento o pardo, como se muestra en la Figura 26. Este color suele atribuirse a la descomposición de materia vegetal que da lugar a la presencia de sustancias húmicas y ácidos tánicos; mientras que las muestras de las quebradas, también presentadas en la Figura 26, tenían un color rojizo, el cual es atribuible a minerales presentes en el suelo, como sales de hierro (Faust y Aly, 1981; Marín, 2009; Rodier et al., 2011; Sierra, 2011), los cuales ya fueron analizados en apartados anteriores del presente documento.



Figura 26. Color aparente de muestras extraídas del río Ovejas (1) antes, (3) después y en quebradas (2) del área de estudio

Además de los inconvenientes estéticos que puedan presentarse por el agua coloreada y turbia, se debe tener en cuenta que las sustancias que aportan estas características al agua pueden formar complejos con iones metálicos, causar interferencias en procesos de tratamiento, favorecer la colmatación de filtros y membranas, entre otros (Rodier et al., 2011).

Las normativas estudiadas solo ofrecen criterios para el parámetro color verdadero. MINAM (2015) establece el estándar de calidad para preservación de ambiente acuático como 20 UPC y varios de los resultados en los diferentes puntos de muestreo superaron este valor como se muestra en la Figura 27.

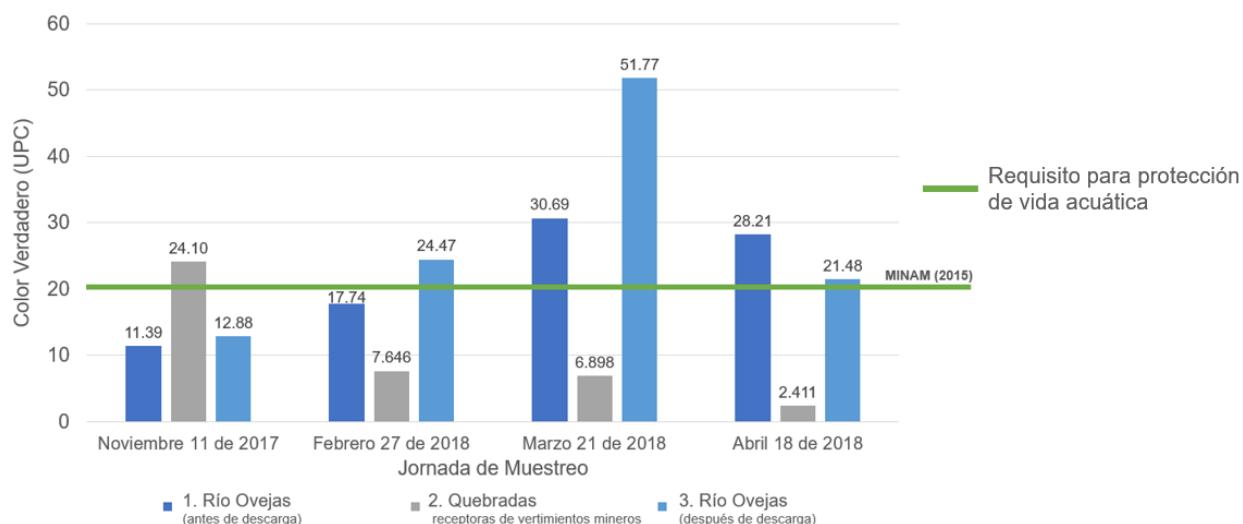


Figura 27. Variación del color verdadero en aguas superficiales del área de estudio y estándares de calidad recomendados por el MINAM (2015)

■ Dureza Total

Las variaciones de los resultados de dureza total de las muestras analizadas se muestran en la Figura 28. Los tres puntos de muestreo se caracterizaron por presentar valores bajos de dureza (≤ 44.04 mg CaCO_3/L) durante las cuatro jornadas de muestreo, permitiendo clasificarlas como aguas blandas (Rodier et al., 2011; Sierra, 2011).

Las quebradas (punto 2) presentaron el máximo valor reportado y este ocurrió en la primera jornada. Como se analizó anteriormente, la conductividad también presentó su valor más alto en este mismo punto y muestreo, lo cual tiene coherencia pues ambos parámetros están asociados a la presencia de iones como el calcio, magnesio, cloruros y bicarbonatos (IDEAM, 2007).

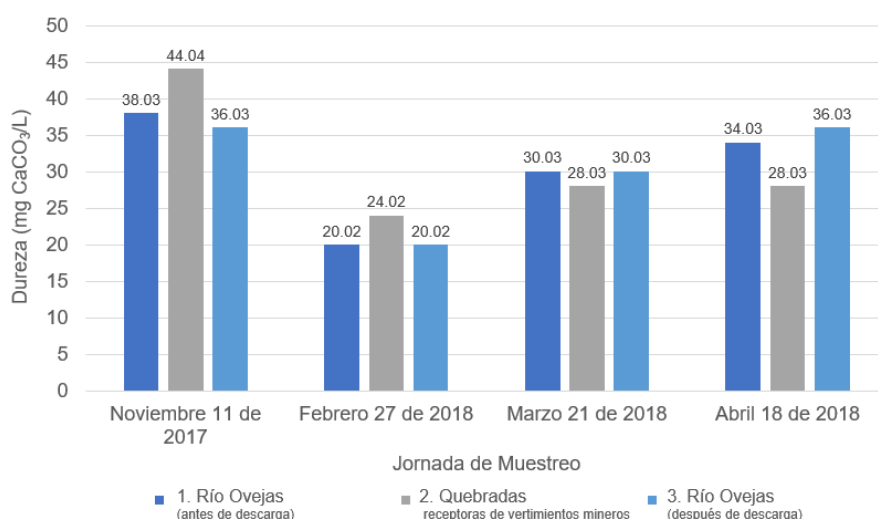


Figura 28. Variación de la dureza total en aguas superficiales del área de estudio

■ Alcalinidad Total

La Figura 29 muestra el comportamiento de este parámetro en los tres puntos de muestreo evaluados y su variación temporal. En ella también se puede apreciar las bajas concentraciones que se reportaron para el segundo punto de muestreo durante las últimas tres jornadas, considerando críticas las correspondientes a las muestras obtenidas en los meses de febrero y abril de 2018. Lo anterior se debe principalmente a los valores de pH ácidos reportados para estas muestras, los cuales se encontraban muy cercanos a 4.5 unidades de pH (4.56 y 4.83 respectivamente). Las muestras de agua ya se encontraban acidificadas, lo que hizo casi nula o nula, su capacidad de neutralizar ácidos (González, 2011).

Adicionalmente, se puede observar que el mayor valor también se presentó en las quebradas durante la primera jornada de campo (73.80 mg CaCO_3/L), como sucedió con otros parámetros relacionados con la presencia de iones, los cuales fueron mencionados anteriormente (conductividad eléctrica y dureza total) y la alcalinidad por su parte es

causada principalmente por bicarbonatos y carbonatos presentes en solución (Marín, 2009).

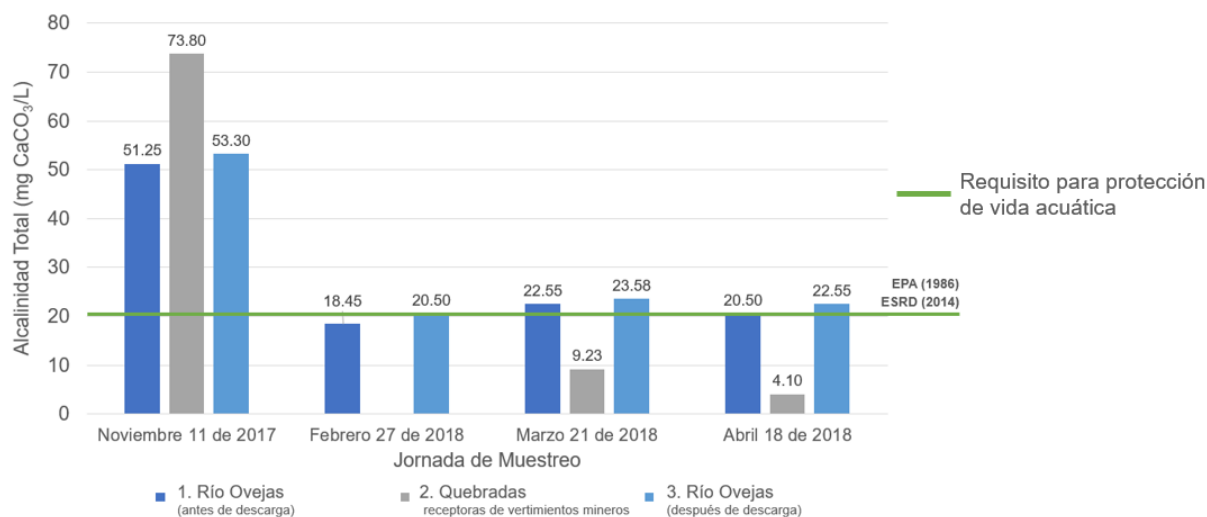


Figura 29. Variación de la alcalinidad total en aguas superficiales del área de estudio y niveles de calidad recomendados para este parámetro

A pesar de que la mayoría de los resultados se encuentran dentro de los rangos usuales (25 – 50 mg CaCO₃/L) en corrientes superficiales de regiones con suelos ácidos (Rodier et al., 2011) y en su mayoría también superan el nivel mínimo sugerido por la EPA (1986) y ESRD (2014) para este parámetro, las muestras de las quebradas en las últimas 3 jornadas se encontraron por debajo de este nivel de calidad viendo comprometida la capacidad de amortiguar cambios de pH que puedan afectar el bienestar de las comunidades expuestas a estas condiciones.

■ Cloruros

En la mayoría de aguas superficiales poco contaminadas, el anión cloruro no es considerado relativamente importante, pues sus concentraciones son bajas (usualmente menores de 25 mg Cl⁻/L) (Faust y Aly, 1981; Rodier et al., 2011). Las muestras de agua analizadas en el presente estudio tampoco presentaron un comportamiento ajeno al descrito anteriormente. Como se puede observar en la Figura 30, todas las concentraciones fluctuaron entre 2.81 y 0.47 mg Cl⁻/L.

Los valores reportados se encuentran muy por debajo de los indicados por la EPA (1986) y ESRD (2014) para la exposición de especies acuáticas sin causar efectos adversos de forma crónica o aguda. La Figura 30 expone los niveles de calidad recomendados sin incluirlos en la gráfica, para no afectar la visualización del comportamiento de este parámetro debido a que estos se encuentran muy distantes de los resultados obtenidos. Los valores recomendados por la EPA corresponden al cloruro cuando está asociado al sodio y excluye a las plantas acuáticas, pues estas han demostrado un mayor rango de sensibilidad al cloruro (Beita, 2008).

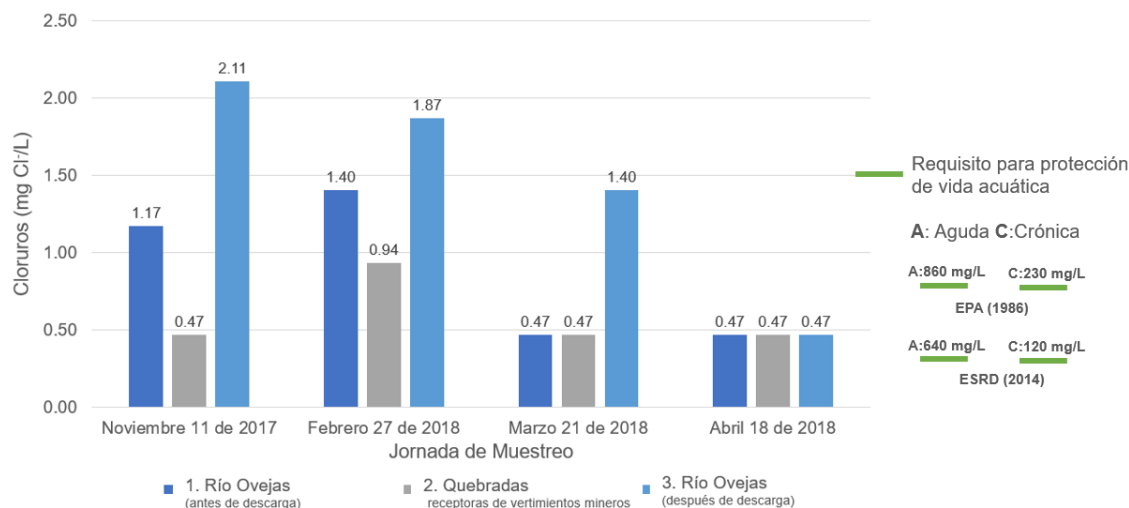


Figura 30. Variación de cloruros en aguas superficiales del área de estudio y niveles de calidad recomendados para este parámetro

■ Nitratos

La concentración de nitratos en los tres puntos de muestreo estudiados y su variación temporal se muestran en la Figura 31. El valor mínimo (0,002 mg N-NO₃/L) se registró en las muestras colectadas el mes de abril en el río Ovejas después de recibir la descarga de quebradas (punto 3) y el valor máximo se presentó en las quebradas (punto 2) durante la segunda jornada de muestreo.

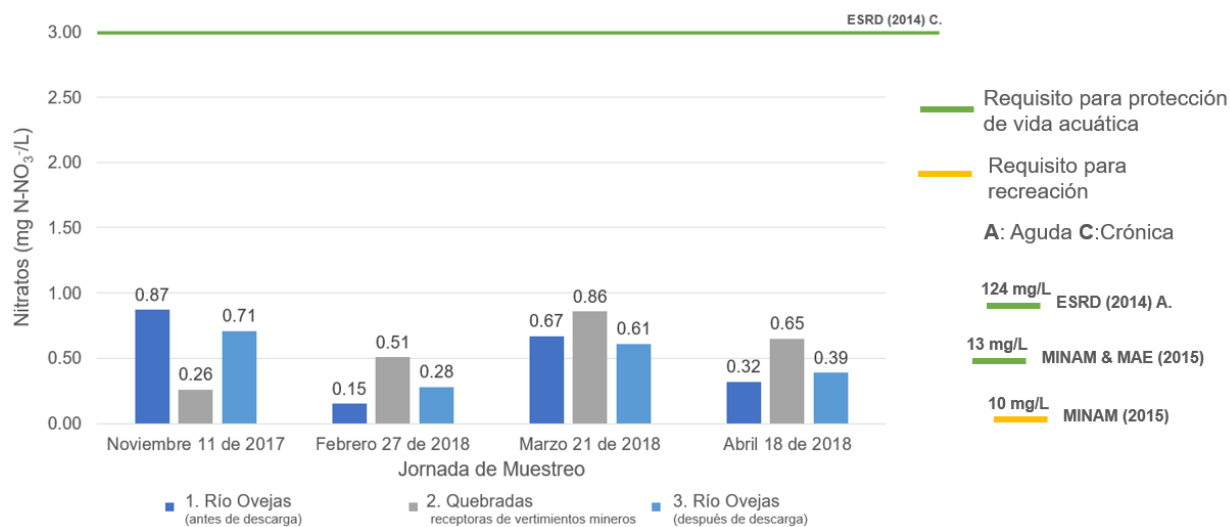


Figura 31. Variación de nitratos en aguas superficiales del área de estudio y niveles de calidad recomendados para este parámetro

Todos los valores presentados se ubican por debajo de los máximos admisibles recomendados por las normativas estudiadas tanto para la protección de la vida acuática, como para la recreación. Los estándares fijados en cada normativa analizada y los resultados también se pueden apreciar en la Figura 31.

Anteriormente se presentaron indicios de que las corrientes superficiales evaluadas en el presente estudio pudieron recibir grandes aportes provenientes de escorrentía superficial durante el periodo en que se llevó a cabo esta investigación. Adicionalmente, durante las jornadas de campo se observó actividad agrícola (cultivos de café, plátano, piña y yuca) cercana a los cauces tanto del río como de las quebradas. Por lo tanto, las bajas concentraciones reportadas ($\leq 1.63 \text{ mg N-NO}_3/\text{L}$) podrían dar a pensar que esta actividad no está haciendo un amplio uso de fertilizantes nitrogenados que puedan ser arrastrados o lixiviados desde el suelo hasta las fuentes superficiales de agua, la cual es una de las principales causas atribuidas al contenido de nitratos en corrientes de agua (Faust y Aly, 1981; Rosas, 2001; Larios, 2009).

■ Fosfatos

La concentración de fosfatos en la mayoría de los puntos y jornadas de muestreo realizadas, se encontraron por debajo del límite de cuantificación ($< 0.003 \text{ mg P-PO}_4^{-3}/\text{L}$) de la técnica empleada para su determinación. Sin embargo, el valor máximo ($0.142 \text{ mg P-PO}_4^{-3}/\text{L}$) se presentó en la muestra recolectada en las quebradas receptoras de vertimientos mineros de la primera jornada, donde también se reportó el máximo valor para alcalinidad total, y la presencia de algunas sales débiles como los fosfatos contribuyen al contenido este parámetro en particular (Garbagnati, 2005).

A pesar de que ninguna de las normativas estudiadas sugiere niveles de calidad para protección de vida acuática o recreación con respecto a este parámetro, Faust y Aly (1981) recomiendan que el contenido de fosfatos no debe exceder $0.05 \text{ mg P-PO}_4^{-3}/\text{L}$ para controlar procesos de eutrofización, y todos los resultados se encuentran por debajo de esta recomendación. Lo anterior se puede apreciar en la Figura 32.

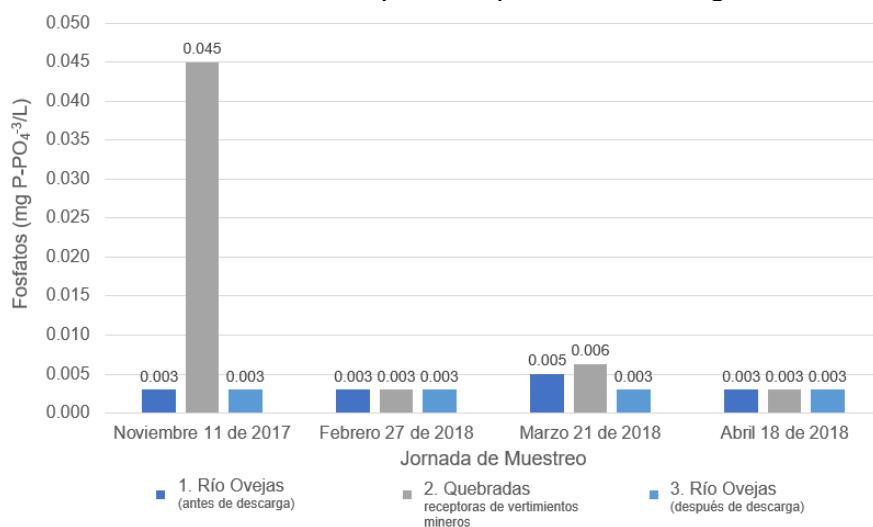


Figura 32. Variación de fosfatos en aguas superficiales del área de estudio

■ Coliformes Totales y Fecales

Los resultados de la caracterización microbiológica se pueden evidenciar en las Figuras 33 y 34 para coliformes totales y fecales respectivamente. En la primera jornada de

muestreo (condiciones de tiempo seco) se presentaron las menores densidades de coliformes totales y fecales para las muestras obtenidas en el río Ovejas. Mientras que, en las muestras obtenidas de las quebradas para esta misma campaña, se reportó el máximo valor de densidad de coliformes totales y fecales para este punto (7000 y 3300 NMP/100mL respectivamente).

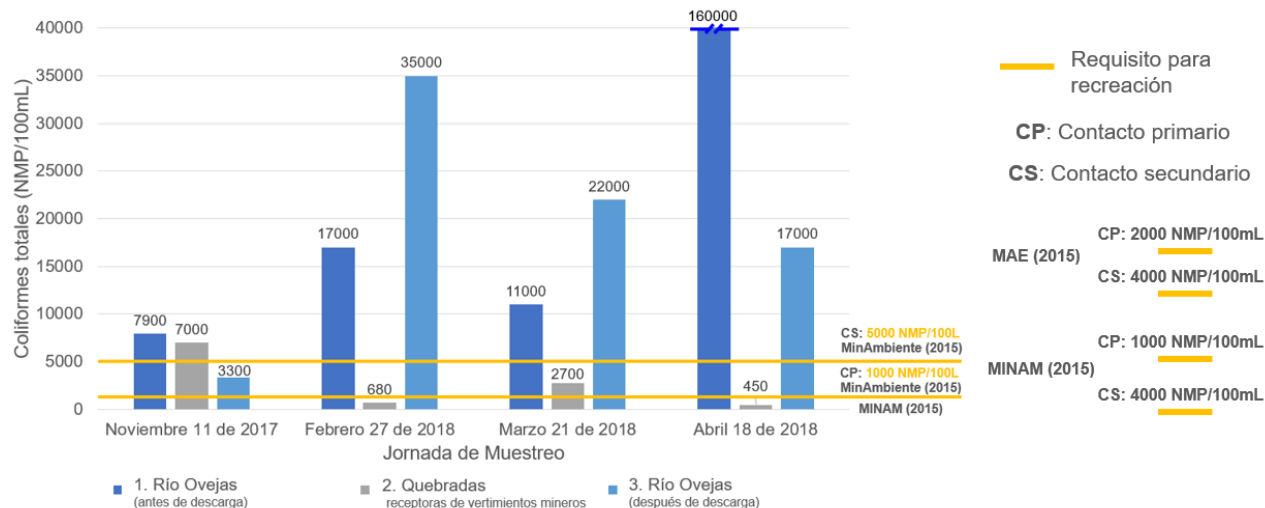


Figura 33. Variación de densidad de coliformes totales en aguas superficiales del área de estudio y niveles de calidad recomendados para este parámetro

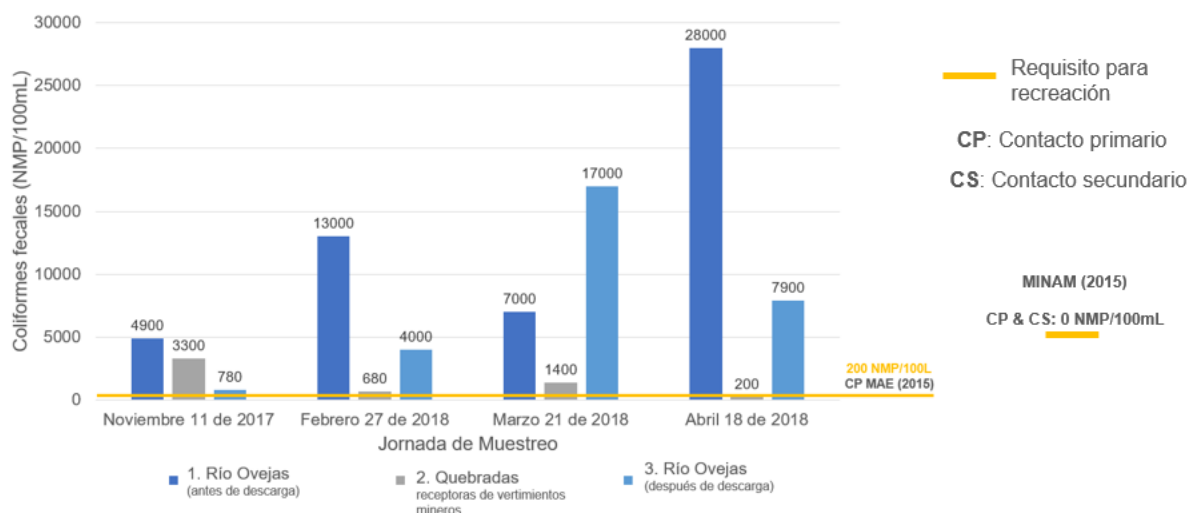


Figura 34. Variación de densidad de coliformes totales en aguas superficiales del área de estudio y niveles de calidad recomendados para este parámetro

Durante las jornadas realizadas en condiciones de tiempo lluvioso (febrero, marzo y abril de 2018) se incrementaron significativamente las densidades de coliformes en los dos puntos ubicados en el río Ovejas. Se detectó un máximo de 1.6×10^5 NMP/100mL coliformes totales y 2.8×10^4 NMP/100mL coliformes fecales para el punto 1 (río Ovejas antes de la descarga de quebradas receptoras de vertimientos mineros) del cuarto muestreo.

Diferentes autores han identificado que factores como la lluvia y posterior escorrentía superficial, sumado a actividades antropogénicas no controladas, influyen los aumentos de coliformes en fuentes superficiales (Fuentes et al., 2009; Chiroles et al., 2007; Ávila et al., 2014). Adicionalmente, la vereda Yolombó carece de un sistema de tratamiento de aguas residuales que permita un control y minimización del impacto del vertimiento de agua residual doméstica al suelo y corrientes de agua cercanas a las viviendas.

Un caso aislado se presentó en las quebradas evaluadas en el punto 2, en donde los reportes de densidad de coliformes disminuyeron significativamente en las últimas tres jornadas de campo. A pesar de que las quebradas también son receptoras de agua por escorrentía, se debe tener en cuenta que los resultados de pH en este periodo presentaron valores ácidos que pueden afectar las condiciones ambientales para el crecimiento microbiano. De hecho, los resultados más bajos de los tres parámetros (pH, coliformes totales y coliformes fecales) en este punto se reportaron en los mismos muestreos (febrero y abril de 2018).

Microorganismos que conforman el grupo de coliformes totales y fecales como *Escherichia coli* y *Enterobacter aerogenes* (Carrillo y Lozano, 2008), presentan un valor y rango de pH mínimo y óptimo para su multiplicación de 4.4 y 6.0 - 7.0 unidades respectivamente (Soto y Meléndez, 2003; Durazo, 2006). Por lo tanto, los valores de pH que presentaron las muestras de las quebradas se encontraban por debajo del rango óptimo y muy cercanos al valor mínimo en el que estos organismos pueden crecer, aspecto que puede explicar la disminución en la densidad de coliformes reportada en las últimas campañas de muestreo.

A pesar de que las normativas estudiadas no ofrecen criterios de calidad para estos parámetros con el fin de conservar y proteger la vida acuática, si lo hacen para la recreación. Sin embargo, los resultados obtenidos para el río Ovejas (el cual tiene este tipo de destinación por parte de la comunidad) superan los niveles establecidos por las diferentes normativas tanto para el contacto primario como secundario y esto también se puede apreciar en las Figuras 33 y 34. La exposición a aguas contaminadas durante el baño puede causar afecciones gastrointestinales e infecciones por vía cutáneo-mucosa (Rodier et al., 2011).

Gómez (2010) también identificó que estos parámetros microbiológicos son uno de los más críticos que presenta el río Ovejas, junto con el color y la turbiedad. Además, reconoció a las descargas de agua residual doméstica y los vertimientos de industrias procesadoras de almidón de yuca y de explotación de bauxita en la zona, como las principales fuentes de contaminación para estas problemáticas. Teniendo en cuenta que diferentes autores como Ochoa (2000) y Gómez (2010), vienen reportando como críticas las densidades de coliformes totales y fecales en el río Ovejas desde hace más de 15 años, se puede inferir que los esfuerzos para controlar y tratar las descargas de agua residual doméstica sobre esta fuente superficial, han sido y son insuficientes pues hasta el presente año, se siguen reportando valores que ponen en riesgo a la población que hace uso de esta.

■ Mercurio Total

Las quebradas receptoras de vertimientos mineros analizadas antes de descargar sus aguas al río Ovejas presentaron concentraciones desde <1 hasta 3 µg Hg/L. Estos resultados son menores a las reportadas en otros estudios llevados a cabo en fuentes superficiales cercanas a zonas donde se practica la minería de oro en Colombia, en donde se han llegado a determinar concentraciones de más de 3 µg Hg/L en Choco y Caldas (García, 2013), de 5 µg Hg/L en la ciénaga de Ayapel (Díaz-Arriaga, 2014) y hasta 31.97 µg Hg/L en el mismo departamento del Cauca (UPME, 2015). Estas diferencias pueden atribuírsele a las magnitudes de los proyectos mineros evaluados en estas investigaciones, mientras que en el área de estudio solo hay tres entables mineros que producen vertimientos a la fuente superficial analizada.

No obstante, todas las muestras de agua obtenidas en este punto a excepción de la correspondiente al último muestreo (cuya concentración estuvo por debajo del límite de detección de la técnica empleada), superan los máximos permisibles recomendados en las normativas estudiadas en la Tabla 17 para la preservación de la biota acuática. Algunos de los límites mencionados anteriormente y los resultados obtenidos para este elemento en las fuentes superficiales analizadas se presentan en la Figura 35.

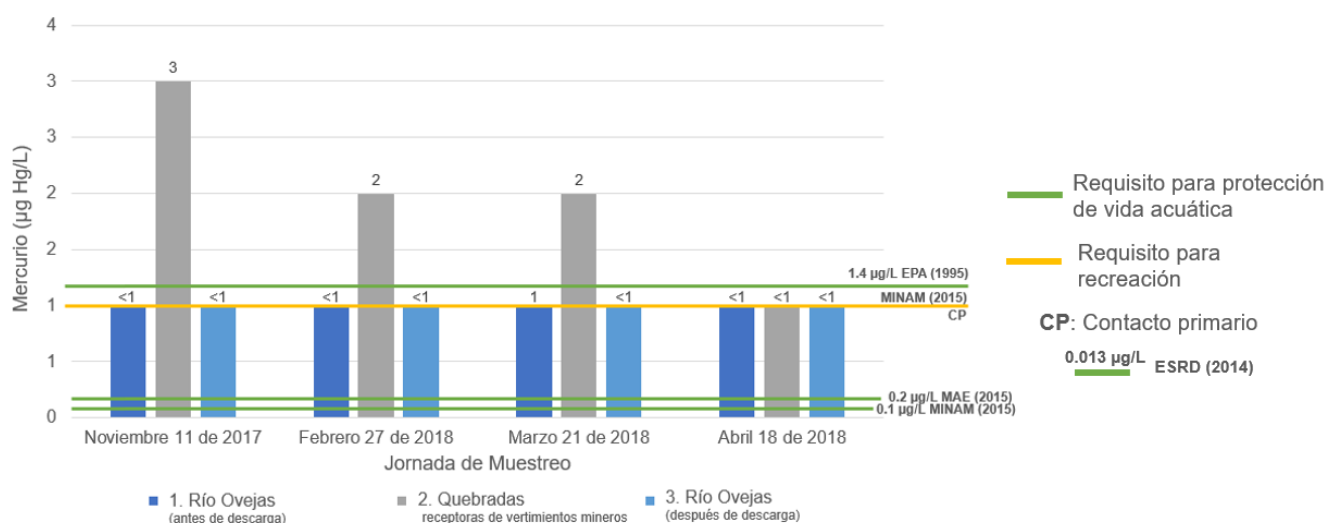


Figura 35. Variación de mercurio total en aguas superficiales del área de estudio y niveles de calidad recomendados para este parámetro de acuerdo a su uso

A pesar de que se desconocen los niveles naturales de mercurio en cada una de las quebradas analizadas previo a la descarga de los vertimientos de las minas, el ejercicio de cartografía social realizado con la comunidad permite atribuir las concentraciones reportadas en esta fuente superficial, al uso de mercurio y disposición de efluentes del proceso de extracción y beneficio de oro en la zona. Esto pone en evidencia la necesidad urgente de implementar estrategias de producción más limpia en los entables mineros de la vereda Yolombó, que tenga como objetivo prescindir del uso de mercurio para esta actividad productiva y así evitar sanciones relacionadas con el incumplimiento de la ley

1658 de 2013 que fijó un límite de 5 años para la erradicación del uso de mercurio en la minería del territorio nacional.

Considerando que la concentración de mercurio en los cuerpos de agua tiende a disminuir a medida que se aleja de la fuente contaminante si no se presentan otras actividades aportantes (Mancera-Rodríguez y Álvarez-León, 2006; Ning et al., 2011, Gómez, 2013; Niane et al., 2014; Pinedo-Hernández et al., 2014; UPME, 2015), y que el punto de muestreo ubicado sobre las quebradas receptoras se encontraba distante de las minas; las concentraciones mayores o iguales a 0.002 mg Hg/L encontradas en las muestras colectadas en este punto, pueden indicar que los vertimientos de estas minas están superando el valor establecido en la normativa colombiana, pues 0.002 mg Hg/L es el valor máximo para vertimientos puntuales a cuerpos de agua superficial en procesos de extracción de oro según la resolución 0631 de 2015 (MinAmbiente, 2015).

A pesar de que las quebradas presentaron concentraciones elevadas con respecto a las normativas evaluadas, todas las muestras recolectadas en el río Ovejas después de recibir las descargas de estas quebradas receptoras de vertimientos mineros presentaron concentraciones por debajo del límite de detección ($<1 \mu\text{g Hg/L}$) de la técnica utilizada. Por lo tanto, no se puede apreciar una notoria afectación sobre la calidad del agua del río Ovejas relacionado con la concentración de este elemento, y así como sucede con otros parámetros que reportan niveles críticos en las quebradas analizadas, la capacidad de dilución del río permite que aguas abajo de la descarga no se consideren críticas las concentraciones de mercurio.

Durante la tercera jornada de muestreo se reportó una concentración de $1 \mu\text{g Hg/L}$ en el punto ubicado sobre el río Ovejas antes de recibir las descargas de las quebradas, lo cual pone en evidencia otras fuentes de mercurio ubicadas aguas arriba del área analizada en el presente estudio.

Pese a que esta concentración es igual al límite establecido por el MINAM (2015) para la recreación en contacto primario y se encuentra por debajo del límite establecido por la EPA (1995) como la concentración máxima en agua dulce en la que no se espera que represente un riesgo significativo para las especies que habitan en el entorno acuático, supera los máximos permisibles de las normativas ecuatoriana, peruana y canadiense en cuanto a la preservación de la biota acuática. Es recomendable analizar los tipos de descarga que está recibiendo el río Ovejas antes de su paso por la vereda Yolombó, identificando posibles fuentes de mercurio que puedan afectar desde aguas arriba la vida acuática en el área estudiada.

- Cianuro total

Debido a limitaciones del proyecto, solo se decidió evaluar este parámetro en las quebradas receptoras de vertimientos mineros. Principalmente, por ser el cuerpo receptor directo de los efluentes de las minas del área de estudio, donde se tiene conocimiento por parte de la comunidad que se emplean procesos de cianuración para el beneficio del oro.

Los resultados evidenciados en la Tabla 20 muestran que todas las muestras analizadas (correspondientes a las últimas tres jornadas de campo), presentaron concentraciones menores del límite de detección (0.0434 mg CN/L) de la técnica utilizada para la determinación de este parámetro. Adicionalmente, este límite de detección se encuentra por encima de todos los niveles de calidad recomendados por las normativas estudiadas en la Tabla 17 para la preservación de la vida acuática. Por lo anterior, se deberían emplear otras técnicas más sensibles para la determinación de este parámetro si se quiere analizar su posible efecto sobre la vida acuática, pues los valores de calidad recomendadas son incluso menores de 0.01 mg CN/L.

No obstante, se analizaron los límites máximos permisibles en las normas colombianas, ecuatorianas y peruanas para la destinación del recurso al consumo humano (así este no sea el uso que se le dé a la fuente analizada) los cuales varían entre 0.07 y 0.2 mg CN/L. Para este caso en particular, los valores obtenidos en las muestras si cumplen con los criterios mencionados anteriormente, pues estos son mayores a los recomendados para la preservación de la biota acuática.

■ Análisis estadístico

En la Tabla 23 se presenta el análisis de varianza donde se evidencia para cuales parámetros se presentan diferencias significativas (Valor-p<0.05) entre al menos dos puntos de monitoreo o al menos dos jornadas de muestreo.

Tabla 23. Análisis de varianza en parámetros fisicoquímicos y microbiológicos de muestras de agua superficial

Parámetro	Unidad de medida	Punto		Jornada	
		Estadístico F	Valor-p	Estadístico F	Valor-p
Oxígeno Disuelto	(mg O ₂ /L)	F=0.3639	0.7093	288.7467	7.1E-7 *
Oxígeno Disuelto	(% de Saturación)	$\chi^2=6.0$	0.0500		
pH	(Unidades de pH)	F=6.7720	0.0289 *	4.2771	0.0617
Conductividad Eléctrica	(μ S/cm)	F=6.3299	0.0332 *	1.9407	0.2244
Temperatura	(°C)	F=2.5481	0.1581	4.7974	0.0492 *
Coliformes totales	(NMP/100mL)	$\chi^2=8.0725$	0.0176 *	2.0662	0.5588
Coliformes fecales	(NMP/100mL)	$\chi^2=9.5908$	0.0083 *	2.8831	0.4100
DQO	(mg O ₂ /L)	F=14.0440	0.0055 *	2.3780	0.1687
DBO ₅	(mg O ₂ /L)	F=2.7391	0.1428	3.4783	0.0906
Turbiedad	(UNT)	$\chi^2=1485.67$	<2.2e-16 *	250.32	<2.2e-16 *
Color Aparente	(UPC)	F=7.4760	0.0235 *	1.0082	0.4516
Color Verdadero	(UPC)	F=1.9331	0.2249	0.7934	0.5406
Dureza	(mg CaCO ₃ /L)	F=0.0246	0.9758	12.2976	0.0057 *
Cloruros	(mg Cl/L)	F=6.1584	0.0351 *	4.2791	0.0616
Alcalinidad Total	(mg CaCO ₃ /L)	F=0.0261	0.9744	10.3711	0.0138 *
Nitratos	(mg N-NO ₃ /L)	F=0.1131	0.8949	1.6071	0.2838
Fosfatos	(mg P-PO ₄ ⁻³ /L)	F=1.4561	0.3051	0.9537	0.4725
Sólidos totales	(mg/L)	F=43.7129	0.0003 *	3.7614	0.0786
Sólidos suspendidos totales	(mg/L)	F=85.4820	3.99e-5 *	12.5190	0.0054 *

* Diferencias estadísticas entre puntos o jornadas de monitoreo a un nivel de significancia del 5%

Los parámetros pH, conductividad eléctrica, coliformes totales y fecales, DQO, turbiedad, color aparente, cloruros, sólidos totales y sólidos suspendidos totales presentaron diferencias significativas entre al menos dos puntos de monitoreo.

Los puntos 1 y 3, correspondientes al río Ovejas antes y después de recibir las descargas de las quebradas respectivamente, se consideran estadísticamente iguales, pero presentan diferencias significativas con el punto 2 (ubicado sobre las quebradas receptoras de vertimientos de minería de oro), para la mayoría de los parámetros indicados anteriormente, a excepción de los coliformes totales, fecales y los cloruros.

La Tabla 24 muestra la prueba de comparaciones múltiples para aquellos parámetros en los que se identificaron diferencias significativas, donde se evidencia que los coliformes totales y fecales se encontraron diferencias entre los puntos 1 y 2, mientras que los cloruros presentaron diferencias entre los puntos 2 y 3.

Tabla 24. Prueba de Tukey para comparar los puntos de monitoreo

Parámetro	Unidades	Promedio $\pm$ Desviación estándar		
		Punto 1 Río Ovejas antes de descarga	Punto 2 Quebradas receptoras de vertimientos mineros	Punto 3 Río Ovejas después de descarga
pH	(Unidades de pH)	7.25 $\pm$ 0.46 (a)	5.7 $\pm$ 1.61 (b)	7.29 $\pm$ 0.5 (a)
Conductividad Eléctrica	(μ S/cm)	50.13 $\pm$ 7.69 (a)	72.34 $\pm$ 21.2 (b)	45.53 $\pm$ 1.93 (a)
Coliformes totales	(NMP/100mL)	48975.0 $\pm$ 74112.99 (a)	2707.5 $\pm$ 3034.95 (b)	19325.0 $\pm$ 13103.02 (a b)
Coliformes fecales	(NMP/100mL)	13225.0 $\pm$ 10430.84 (a)	1395.0 $\pm$ 1362.39 (b)	7420.0 $\pm$ 7018.85 (a b)
DQO	(mg O ₂ /L)	11.08 $\pm$ 6.17 (a)	65.83 $\pm$ 34.26 (b)	11.31 $\pm$ 5.38 (a)
Turbiedad	(UNT)	70.03 $\pm$ 32.59 (a)	3210.75 $\pm$ 1578.5 (b)	72.58 $\pm$ 32.81 (a)
Color Aparente	(UPC)	51.49 $\pm$ 13.15 (a)	9258.33 $\pm$ 6742.35 (b)	55.14 $\pm$ 20.24 (a)
Cloruros	(mg Cl/L)	0.88 $\pm$ 0.48 (a b)	0.58 $\pm$ 0.23 (a)	1.46 $\pm$ 0.73 (b)
Sólidos totales	(mg/L)	209.62 $\pm$ 75.39 (a)	14283.0 $\pm$ 10996.38 (b)	211.0 $\pm$ 53.43 (a)
Sólidos suspendidos totales	(mg/L)	123.0 $\pm$ 85.1 (a)	12292.5 $\pm$ 10192.52 (b)	112.0 $\pm$ 72.64 (a)

() Letras iguales indican que no hay diferencias a un nivel de significancia del 5%.

Con relación a la jornada de muestreo, se evidencia un efecto significativo sobre el oxígeno disuelto, temperatura, turbiedad, dureza total, alcalinidad total y sólidos suspendidos totales, sugiriendo que los anteriores parámetros presentaron cambios importantes a través de las jornadas evaluadas.

7.2. Caracterización fisicoquímica de sedimentos

La Tabla 25 muestra los resultados obtenidos para cada uno de los parámetros fisicoquímicos evaluados en las muestras de sedimentos obtenidos del punto de muestreo 2 (quebradas receptoras de vertimientos de minería de oro).

Tabla 25. Caracterización fisicoquímica de sedimentos

Parámetro	Unidad	Jornada de muestreo			
		Noviembre 11 de 2017	Febrero 27 de 2018	Marzo 21 de 2018	Abril 18 de 2018
pH	Unidades de pH	5.25	5.41	4.79	5.08
Conductividad	($\mu\text{S}/\text{cm}$)	75.9	62.30	71.05	63.39
Carbono Orgánico	%CO	0.21	0.47	0.13	0.42
Materia Orgánica	%MO	0.36	0.81	0.22	0.72
Humedad	%H	0.80	0.76	1.25	0.72
Mercurio	mg Hg/Kg	0.39	0.69	0.57	0.35

Como se mostró en los resultados de agua superficial, las características ácidas del suelo que se puede encontrar en el área de estudio pueden estar relacionadas con los valores de pH de las muestras de agua analizadas. La idea anterior también es soportada con los resultados de pH ácidos obtenidos para los sedimentos analizados, los cuales variaron entre 4.79 y 5.41 unidades de pH. Si se analizan según los criterios de la SSDS (2017) para clasificar suelos según este parámetro, entrarían dentro de las categorías “Muy fuertemente ácido” (4.5 – 5.0) y “Fuertemente ácido” (5.1 – 5.5).

En cuanto a la conductividad en sedimentos, se puede inferir que presentan bajos contenidos de iones solubles, pues los valores reportados de conductividad se encuentran dentro de un rango entre 62.30 a 75.9 $\mu\text{S}/\text{cm}$, siendo poco distantes de los valores reportados para el mismo parámetro en agua superficial del mismo punto de muestreo, en donde se obtuvo incluso un mayor promedio (72.3 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Al comparar estos resultados con otros estudios en sedimentos de cuerpos de agua superficial realizados en el país, como los desarrollados por Colmenares y Torres (2012) en la subcuenca embalse del Muña, donde los valores de conductividad fluctuaron entre 210 y 260 $\mu\text{S}/\text{cm}$, se confirman los bajos resultados obtenidos. Los valores de conductividad en suelos y sedimentos suelen incluso presentarse en unidades de dS/m, el cual equivale a 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Jaramillo, 2002; Navas et al., 2008; CENMA, 2010).

Otra de las relaciones encontradas con el “Estudio General de Suelos y Zonificación de Tierras. Departamento del Cauca” realizado por el IGAC (2009), fue la denominación de “ócrico” atribuida al horizonte superficial del perfil obtenido en la zona cercana al área de estudio. Entre las características de este tipo de horizontes está el bajo contenido de carbono orgánico (SSS, 2014) y a su vez, contenido de materia orgánica menor del 1% (Pedraza, 1996). Lo anterior coincide con los bajos porcentajes de carbono orgánico (0.13 – 0.47%) y materia orgánica (0.22 – 0.81%) de los sedimentos recolectados y analizados en todas las jornadas de muestreo.

Según el contenido de materia orgánica en suelos, este sedimento podría clasificarse en la categoría baja, con un porcentaje menor al 2% en lugares de clima cálido (ICA, 1992). Sin embargo, la mayoría de los suelos del territorio nacional tienen bajos contenidos de este parámetro (Jaramillo, 2002).

Por su parte, las concentraciones de mercurio en los sedimentos extraídos durante el periodo de estudio presentaron valores entre 0.35 y 0.69 mg Hg/Kg. Estos valores son menores a los reportados a nivel nacional e internacional en sedimentos de fuentes superficiales cercanas a zonas donde se practica extracción y beneficio de oro, donde se han alcanzado valores de 1.49 mg Hg/Kg en San Luis, Huila (García, 2013), 7.1 mg Hg/Kg en Quinchía, Risaralda (Camargo et al., 2014), 11.54 mg Hg/Kg en Suarez, Cauca (UPME, 2015), 9.9 mg Hg/Kg en Senegal (Niane et al., 2014), de 2.4 a 21.45 mg Hg/Kg en Indonesia (Bose-O'Reilly et al., 2016).

Lo anterior puede atribuirse a los bajos porcentajes de materia orgánica que presentaron los sedimentos estudiados, lo cual disminuye su capacidad para acumular metales como el mercurio (Núñez et al., 2012). Adicionalmente, los valores de pH reportados tanto en las muestras de agua superficial como en los sedimentos evidencian las condiciones ácidas del medio, las cuales aumentan la solubilidad de los metales y junto con el bajo contenido de materia orgánica, se favorece la movilidad del mercurio hacia la columna de agua, siendo factible su transporte a lo largo del cauce (Hill y Jooste, 1999; Núñez et al., 2012; Pinedo-Hernández et al., 2014)

En el presente estudio se confirma lo reportado por la literatura investigada, pues las concentraciones de mercurio encontradas en los sedimentos fueron mayores que las obtenidas en muestras de agua superficial (García, 2013; Laino-Guanes et al., 2015). Sin embargo, no se presentó el comportamiento reportado por Niane et al. (2014) pues no se observó que en época de lluvias disminuyeran las concentraciones de mercurio en sedimentos, de hecho, durante el muestreo en que se reportó el mayor caudal del río Ovejas, causado en parte por la temporada de precipitaciones, fue aquel en donde se reportó el máximo valor de mercurio en sedimento (0.69 mg Hg/Kg). Un aspecto a considerar en futuras investigaciones es la intensidad en las actividades extractivas y de beneficio del oro, pues los altos valores también pueden estar asociados a un aumento de la actividad minera durante esta época.

De acuerdo con los niveles guía presentados en la Tabla 19, las concentraciones de mercurio obtenidas para los sedimentos evaluados se encuentran por encima de aquellos niveles que permiten predecir la ausencia de toxicidad. Sin embargo, estas concentraciones tampoco exceden los niveles que permiten catalogar al sedimento como altamente contaminado y en donde puedan verse afectaciones adversas sobre la mayoría de la biota acuática expuesta a estos, por lo que deberían realizarse muestreos hidrobiológicos que permitan confirmar esta afectación.

El único límite al cual se acercan los resultados obtenidos e incluso es excedido por las concentraciones reportadas en los meses de febrero y marzo de 2018, es el Nivel de Efecto Probable (PEL, por las siglas en ingles "Probable Effect Level"). Este nivel indica

la concentración sobre la cual aparecen con frecuencia efectos biológicos adversos (Laino-Guanes et al., 2015) y el Consejo Canadiense de Ministros del Ambiente (CCME, 1995) recomienda realizar evaluaciones biológicas sobre estos sedimentos para determinar la naturaleza y alcance de los efectos que estos puedan manifestar. Adicionalmente, aconseja brindar máxima prioridad sobre ellos para ejecutar acciones de manejo apropiadas para mejorar la calidad del sedimento y reestablecer el nivel de protección deseado.

7.3. Clasificación de calidad según ICA e ICO

▪ ICA NSF

Este índice clasifica la calidad del agua de las quebradas como “Mala” y el menor valor presentado, que indica el estado más contaminado, se presentó en la segunda jornada de muestreo. Este resultado se le atribuye al reporte más crítico obtenido durante todo el periodo de estudio para el parámetro pH (4.5 unidades).

Aunque en el último muestreo también se reportó un pH ácido (4.86 unidades) cercano al mencionado anteriormente, las bajas densidades de coliformes fecales y el alto porcentaje de oxígeno disuelto también presentados, hicieron que la potencia de los subíndices de estos dos parámetros elevados a su correspondiente factor de ponderación ($I_i^{W_i}$) fueran mayores, por consiguiente, la agregación multiplicativa para calcular el índice también fue mayor.

En este índice se reportaron mayores diferencias entre los valores calculados para los puntos de muestreo ubicados en el río Ovejas antes y después de la descarga de las quebradas, a comparación de los obtenidos con los otros índices analizados. Sin embargo, no se evidencia una clara afectación de la calidad del agua del río Ovejas después de recibir la descarga de las quebradas provenientes de zona minera de la vereda Yolombó.

Para el caso particular de las quebradas, los valores de " $I_i^{W_i}$ " en parámetros como nitratos, fosfatos, temperatura, turbiedad y sólidos totales fueron casi constantes, presentando variaciones temporales máximas de 0.01 como se muestra en la Tabla 26. Aunque se requeriría una mayor cantidad de datos con respecto al comportamiento de estos parámetros, los resultados aquí presentes pueden ser un precedente del contexto local, a partir del cual se realicen más investigaciones encaminadas a la modificación del ICA y prescindir de ciertos parámetros por sus permanentes bajas concentraciones y poca variación dentro del índice (por ejemplo, los nitratos), logrando disminuir el número de mediciones y abaratar costos (Behar et al., 1997).

Tabla 26. Valores de $I_i^{W_i}$ en parámetros con poca variación temporal para ICA NSF de quebradas receptoras de vertimientos de minería de oro

Parámetro	$I_i^{W_i}$			
	Noviembre 11 de 2017	Febrero 27 de 2018	Marzo 21 de 2018	Abril 18 de 2018
Nitratos	1.58	1.57	1.58	1.58
Fosfatos	1.58	1.58	1.58	1.58
Δ Temperatura	1.57	1.57	1.56	1.56
Turbiedad	1.14	1.14	1.14	1.14
Sólidos Totales	1.27	1.27	1.27	1.27

En la Figura 36 se puede apreciar el comportamiento temporal de este índice en los tres puntos de muestreo evaluados. Enfocándose únicamente en aquellos ubicados en el río Ovejas, se pueden identificar dos situaciones. La primera es aquella en donde el índice presenta mayores valores antes de la descarga de las quebradas que después de esta, la segunda es el caso contrario. Sin embargo, para ambas situaciones no es la descarga de las quebradas las que originan esta variación en el ICA, sino aspectos relacionados con el cálculo mismo del índice, el cual otorga uno de los mayores factores de ponderación (0.15) al parámetro coliformes fecales y como se presentó anteriormente, este parámetro en su mayoría reportó menores densidades en las quebradas que en el río.

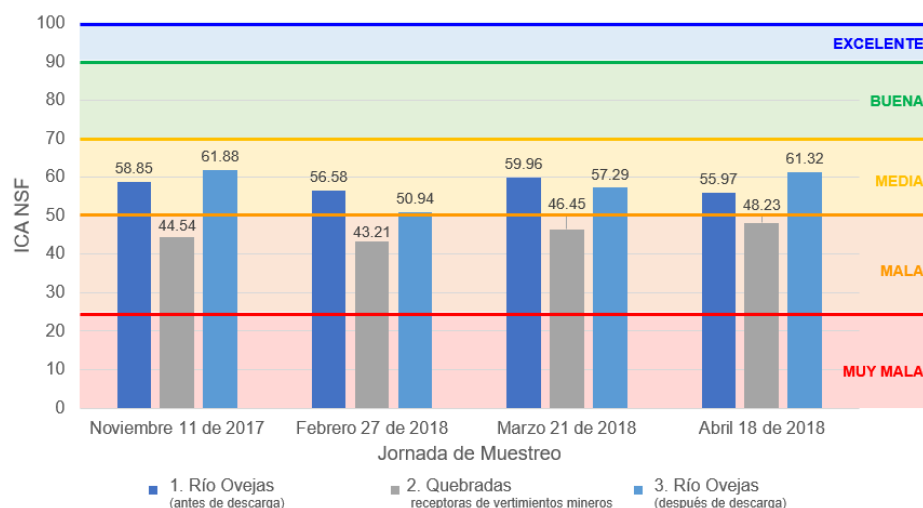


Figura 36. ICA NSF para fuentes superficiales evaluadas y rangos de clasificación

Los resultados de coliformes fecales y su variación, hace que el valor de la potencia " $I_i^{W_i}$ " presente diferencias marcadas en ambos puntos (de hasta 0.14) y estas sean determinantes al momento de calcular el ICA, mientras que la mayoría de los otros parámetros solo presentan diferencias del orden de 0.01. Lo anterior puede apreciarse en la Tabla 27, donde se hace una comparación de los valores de las potencias de cada parámetro en dos muestreos y la determinación final de su ICA.

Tabla 27. Potencias $I_i^{W_i}$ en puntos de muestreo 1 (Río Ovejas antes) y 3 (Río Ovejas después) en dos jornadas de campo y determinación del ICA NSF

Parámetro	$I_i^{W_i}$			
	Noviembre 11 de 2017		Abril 18 de 2018	
	1	3	1	3
Oxígeno Disuelto	1.96	1.97	2.18	2.18
Coliformes Fecales	1.47	1.61	1.34	1.44
pH	1.70	1.70	1.72	1.72
DBO ₅	1.55	1.50	1.57	1.58
Nitratos	1.57	1.58	1.57	1.58
Fosfatos	1.58	1.58	1.58	1.58
Δ Temperatura	1.56	1.56	1.57	1.57
Turbiedad	1.39	1.38	1.29	1.30
Sólidos Totales	1.42	1.42	1.39	1.40
ICA NSF	58.81	61.93	55.63	61.37
$(\prod_{i=1}^9 I_i^{W_i})$	Media	Media	Media	Media

Únicamente se reportó una disminución de la calidad del agua del río Ovejas de “Media” a “Mala”, con motivos que pueden estar asociados a la descarga de las quebradas durante el segundo muestreo. El aporte de sólidos provenientes de las quebradas receptoras de vertimientos mineros, contribuyó a que la turbiedad en el punto ubicado sobre el río Ovejas después de la descarga de estas, haya presentado un mayor valor como se muestra en la Tabla 28, esto causa un cambio tanto en el subíndice como en la potencia (la cual presenta una diferencia de 0.13), haciendo que el valor total del ICA también disminuya.

Tabla 28. Efecto de turbiedad del río Ovejas en segundo muestreo sobre valores de I_i y

	$I_i^{W_i}$ en ICA NSF	
	Febrero 27 de 2018	
	1	3
	Río Ovejas antes de descarga	Río Ovejas antes de descarga
Turbiedad	96.60	107.00
I_i	20.40	5.00
$I_i^{W_i}$	1.27	1.14

En términos generales, este índice nos muestra que el río Ovejas antes y después del vertimiento presentó una calidad media durante el periodo de estudio mientras que las quebradas receptoras de vertimientos mineros presentaron una mala calidad.

▪ ICA DINIUS

Al igual que el ICA NSF en los puntos de muestreo ubicados sobre el río Ovejas, se puede observar que en los muestreos 1 y 4 el ICA es menor antes de recibir las descarga de las quebradas y el caso contrario sucede en las jornadas 2 y 4. Lo anterior se puede observar en las Figuras 37 y 38 y se asocia también al efecto que tienen los parámetros con mayor factor de ponderación como coliformes fecales (0.116) y DBO₅ (0.097), los cuales marcan las mayores diferencias al momento de determinar los valores de “ $I_i^{W_i}$ ”,

a partir de los cuales se realiza la agregación multiplicativa para calcular el valor final del ICA.

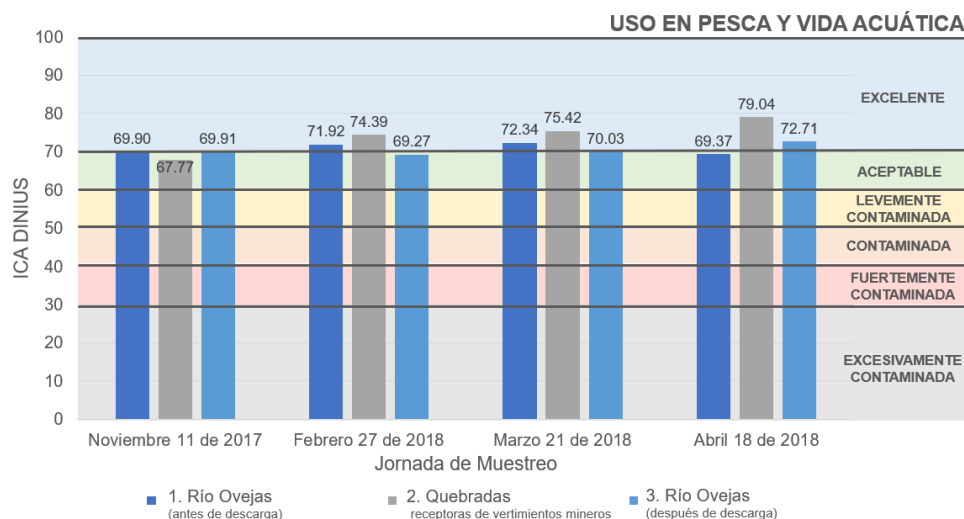


Figura 37. ICA DINIUS para fuentes superficiales evaluadas y rangos de clasificación para uso en pesca y vida acuática

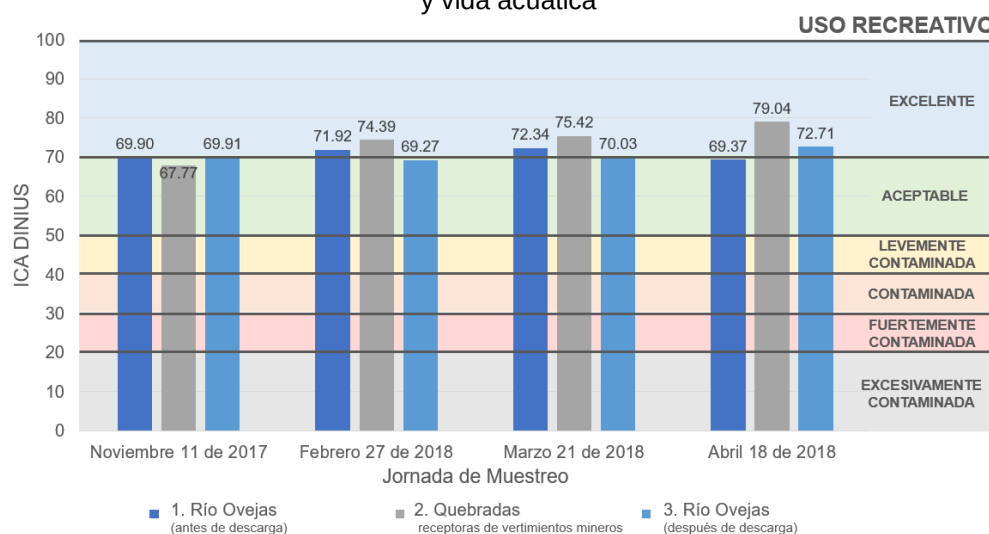


Figura 38. ICA DINIUS para fuentes superficiales evaluadas y rangos de clasificación para uso recreativo

Lo anterior se puede apreciar en la Tabla 29, que compara los valores de las potencias de cada parámetro en una jornada de muestreo y la determinación final de su ICA, resaltando que las mayores diferencias entre los valores mostrados en cada punto de muestreo se presentan en los parámetros mencionados anteriormente.

Enfocándose únicamente en los resultados obtenidos para el río Ovejas que se muestran en las Figura 37 y 38, se puede apreciar que los índices obtenidos en los puntos ubicados sobre el río Ovejas, presentan diferencias menores de 3.34. No obstante, muchos de ellos no pertenecen a la misma categoría de calidad y lo anterior se debe a la cercanía de los valores que se presentaron en todos los muestreos, con el límite entre los rangos “Excelente” y “Aceptable” de ambas clasificaciones del índice con respecto a sus usos.

Tabla 29. Potencias $I_i^{W_i}$ en puntos de muestreo 1 y 3 de jornada de campo 2 y determinación del ICA DINIUS

Parámetro	$I_i^{W_i}$		Δ
	1 Río Ovejas antes de descarga	3 Río Ovejas antes de descarga	
Oxígeno Disuelto	1.61	1.62	0.01
Coliformes Totales	1.39	1.38	0.02
Coliformes Fecales	1.49	1.52	0.03
pH	1.41	1.41	0.01
DBO ₅	1.56	1.50	0.07
Temperatura	1.39	1.39	0.01
Conductividad Eléctrica	1.44	1.44	0
Color	1.30	1.29	0.01
Dureza	1.35	1.35	0
Cloruros	1.41	1.41	0
Alcalinidad Total	1.31	1.31	0
Nitratos	1.51	1.51	0
ICA DINIUS	71.92	69.27	
$(\prod_{i=1}^{11} I_i^{W_i})$	Pesca y vida acuática abundante	Límite para peces muy sensitivos	

Otro de las tendencias más notorias en las Figuras 37 y 38, son los altos valores del ICA presentados en el segundo punto de muestreo de las últimas tres jornadas, en donde incluso se supera el valor obtenido para el río Ovejas y clasifica el agua de esta fuente dentro de la categoría más alta del presente índice.

La Tabla 30 muestra el valor de las potencias " $I_i^{W_i}$ " para los tres puntos de muestreo en la última jornada de campo, pues esta fue en la que se determinó el mayor valor del ICA DINIUS de todo el periodo de estudio. En ella se puede apreciar que la magnitud de " $I_i^{W_i}$ " para los parámetros coliformes totales y fecales, temperatura, color y alcalinidad fue superior en el punto ubicado en las quebradas receptoras de vertimientos de minería de oro con respecto a los calculados para los puntos ubicados en el río Ovejas.

La influencia de los factores de ponderación en el cálculo global del ICA DINIUS en parámetros como coliformes fecales y totales, ya ha sido demostrada anteriormente y también ha sido reportada por autores como González et al. (2013). Sin embargo, la Tabla 30 también pone en evidencia la influencia de parámetros como alcalinidad total y color, que para el caso particular de las quebradas en la zona de estudio, no deberían favorecer el aumento de la calidad del agua en esta fuente superficial, si se tiene en cuenta el análisis elaborado para estos dos parámetros en apartados anteriores del presente documento.

Las alcalinidades más bajas (casi ausentes) reportadas durante el periodo de estudio se presentaron en las jornadas 2 y 4 del segundo punto de muestreo. No obstante, el ICA DINIUS otorga un mayor valor a la potencia " $I_i^{W_i}$ " de estos parámetros en las mismas jornadas mencionadas anteriormente. Teniendo en cuenta que la alcalinidad es el principal sistema amortiguador del agua dulce (Garbagnati et al., 2004), que una muestra

de agua dulce superficial no tenga la capacidad para neutralizar ácidos antes de ver afectado su pH, no es un indicador de la buena la calidad del agua.

Tabla 30. Potencias $I_i^{W_i}$ en cuarta jornada de campo y determinación del ICA DINIUS

Parámetro	$I_i^{W_i}$		
	1 Río Ovejas antes de descarga	2 Quebradas receptoras de vertimientos mineros	3 Río Ovejas después de descarga
Oxígeno Disuelto	1,64	1,64	1,64
Coliformes Totales	1,35	1,45	1,39
Coliformes Fecales	1,47	1,59	1,50
pH	1,43	1,32	1,43
Demanda Bioquímica de Oxígeno	1,56	1,56	1,56
Temperatura	1,36	1,38	1,36
Conductividad Eléctrica	1,44	1,44	1,44
Color	1,29	1,34	1,30
Dureza	1,35	1,35	1,35
Cloruros	1,41	1,41	1,41
Alcalinidad Total	1,31	1,33	1,31
Nitratos	1,51	1,51	1,51
ICA DINIUS	69,37	79,04	72,71
$(\prod_{i=1}^{11} I_i^{W_i})$	Límite para peces muy sensitivos	Pesca y vida acuática abundante	Pesca y vida acuática abundante

A pesar de que las normativas estudiadas solo recomiendan niveles mínimos de alcalinidad total, valdría la pena estudiar la función subíndice de este parámetro para el ICA DINIUS, especialmente en aguas con baja alcalinidad, con el fin de evaluar la pertinencia de brindar un mayor valor del subíndice cuando el parámetro presenta concentraciones cercanas a 0 mg CaCO_3/L .

Adicionalmente, es entendible que el color presente un mayor valor tanto del subíndice " I_i " como para la potencia " $I_i^{W_i}$ ", pues los cálculos se realizaron con los resultados de color verdadero, y este parámetro presentó valores muy bajos en el caso particular de las quebradas en las dos últimas jornadas de muestreo. Sin embargo, la condición natural a la que se encuentra expuesta la biota acuática no es al color verdadero (después de la remoción de turbiedad) sino al color aparente. Por lo tanto, se decidió realizar los cálculos del ICA DINIUS empleando el color aparente y los resultados se muestran en las Figuras 31 y 32.

De esta manera, se obtienen resultados con tendencias similares a los reportados en los índices de la NSF y el IDEAM, donde las muestras de agua superficial de las quebradas presentan una calidad de agua más baja que las del río Ovejas. Solo se presenta una excepción en la última jornada de muestreo, en donde el punto ubicado antes de la descarga de las quebradas presenta un menor valor, pero esto se debe primordialmente a los resultados obtenidos de coliformes totales y fecales.

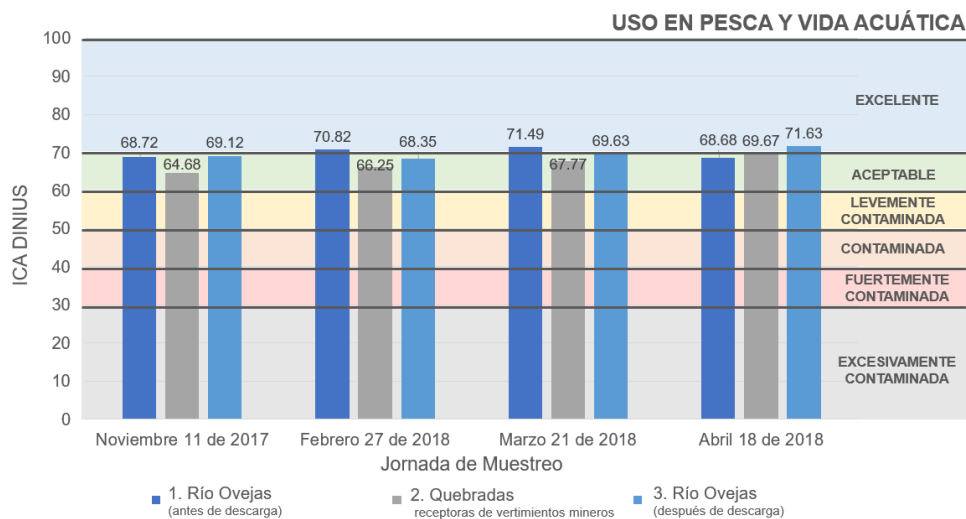


Tabla 31. ICA DINIUS de fuentes superficiales evaluadas, para uso en pesca y vida acuática, empleando el parámetro color aparente y rangos de clasificación

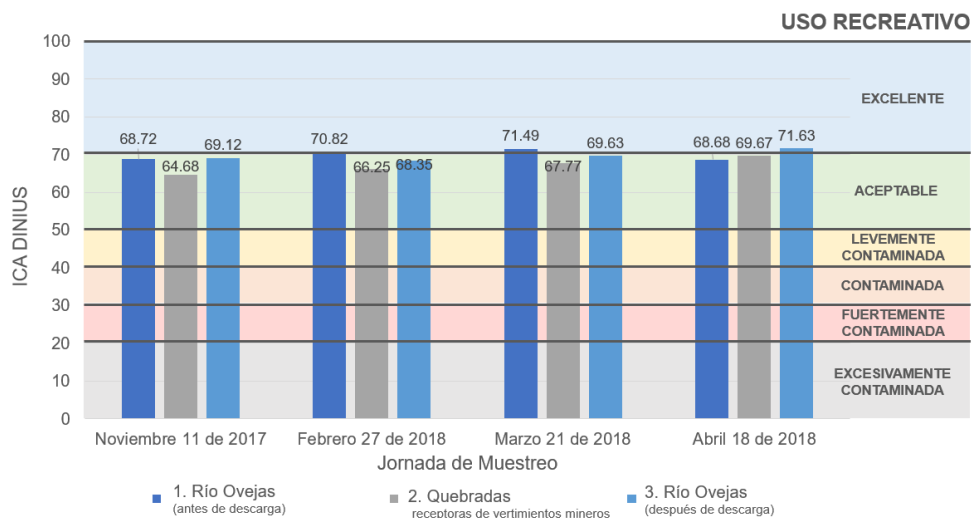


Figura 39. ICA DINIUS de fuentes superficiales evaluadas, para uso recreativo, empleando el parámetro color aparente y rangos de clasificación

Finalmente, se puede hacer notar que a pesar de que el ICA DINIUS contempla cinco destinaciones diferentes del recurso, las funciones subíndice y sus respectivos factores de ponderación son los mismos para todos. Por lo tanto, siempre habrá una alta influencia de parámetros microbiológicos sobre el valor final de este índice, lo cual es entendible para destinaciones del recurso asociadas con el consumo humano y la recreación. Sin embargo, usos como la vida acuática, en donde solo juzgando a partir de las normativas estudiadas, no se reporta ningún valor o estándar de calidad con respecto a coliformes totales y fecales, se debería considerar la pertinencia de conservar los mismos factores de ponderación.

ICA IDEAM

Los resultados obtenidos al determinar el ICA IDEAM en los tres puntos de muestreo analizados para las cuatro jornadas de campo realizadas se muestran en la Figura 40. De esta información se hace evidente que la calidad del agua de las muestras obtenidas en las quebradas receptoras de vertimientos de minería de oro durante el periodo de estudio presentó unas condiciones de afectación mayor que aquellas obtenidas del río Ovejas, esto se atribuye específicamente a los resultados reportados en parámetros como sólidos suspendidos totales y pH, los cuales fueron analizados en apartados anteriores.

A pesar de que el agua de las quebradas evaluadas en el punto de muestreo 2, pueda calificarse como de calidad regular y mala, el ICA IDEAM no muestra un impacto notorio sobre la calidad del agua del río Ovejas después de la descarga de estas fuentes superficiales. De hecho, en los puntos de muestreo ubicados aguas arriba (1) y aguas abajo (3) de la descarga de estas quebradas, el índice califica la calidad del agua como aceptable y buena.

Como se muestra en la Figura 40, durante la cuarta jornada de muestreo se reportó el mayor valor para el ICA IDEAM y se presentó en el punto ubicado después de la descarga de las quebradas. Esto se debió principalmente a que el porcentaje de saturación de oxígeno en este punto también presentó su mayor magnitud y que la concentración de sólidos suspendidos totales (SST) fue una de las más bajas de todo el periodo estudiado. Esta última razón también es la que hace que el índice haya presentado un mayor valor que el reportado aguas arriba en el río Ovejas, pues al comparar todos los productos de los subíndices (I_i) de cada parámetro con su respectiva ponderación (W_i) como se realiza en el Tabla 32, este es el único que presenta una diferencia con respecto a los calculados en el punto 1 (río Ovejas antes de descarga de quebradas) del mismo muestreo.

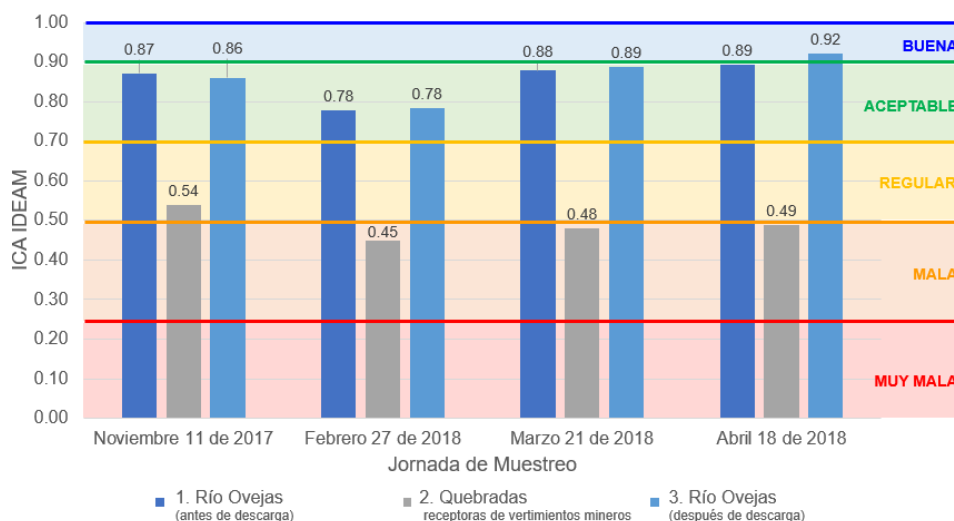


Figura 40. ICA IDEAM para fuentes superficiales evaluadas y rangos de clasificación

Tabla 32. Comparación de producto $I_i \times W_i$ en puntos de muestreo 1 y 3 de última jornada de campo

Parámetro	$I_i \times W_i$	
	1 Río Ovejas antes de descarga	3 Río Ovejas después de descarga
Oxígeno Disuelto	0.20	0.20
Sólidos Suspendidos Totales	0.13	0.16
DQO	0.18	0.18
Conductividad Eléctrica	0.18	0.18
pH	0.20	0.20
ICA NSF ($\sum_{i=1}^5 I_i \times W_i$)	0.89	0.92
	Aceptable	Buena

La Figura 40 también permite apreciar que el mayor valor del ICA IDEAM para las quebradas se obtuvo durante las condiciones de tiempo seco (noviembre de 2017). Pese a que el porcentaje de saturación de oxígeno durante este muestreo fue el menor de todos los reportados para este punto, la DQO tuvo la concentración más baja de todo el periodo estudiado y el pH se encontró dentro del rango que otorga el mayor valor de subíndice para este parámetro, razones por las cuales se incrementó el valor global del índice. Cabe resaltar que las diferentes concentraciones de SST reportadas en todas las jornadas y su variabilidad, no influyó sobre la diferencia temporal que mostró el ICA, pues para concentraciones mayores o iguales de 320 mg/L de SST se asigna un valor de 0 (cero) al subíndice correspondiente a este parámetro, y todas las concentraciones reportadas en este punto fueron mucho más altas que esta cifra.

Los índices de calidad no mostraron una notoria afectación del río Ovejas después de la descarga de quebradas provenientes de la zona minera de la vereda Yolombó, calificando en su mayoría la calidad del agua de este cuerpo como “aceptable” y “media”. Sin embargo, en los análisis fisicoquímicos y microbiológicos, algunos parámetros exhibieron cierto grado de contaminación y quizás la presencia de múltiples variables dentro del mismo índice pudo hacer que esta no fuera evidente (Ramírez et al., 1999).

INDICES DE CONTAMINACIÓN

■ ICOMI

La Tabla 33, muestra los resultados del índice de contaminación por mineralización y permite confirmar lo expuesto en análisis anteriores, con la diferencia que este índice además de tener en cuenta la conductividad eléctrica, involucra parámetros como la dureza y la alcalinidad, los cuales también aportan al grado de mineralización de una fuente de agua superficial al recoger las concentraciones de cationes como el calcio y magnesio, y aniones como carbonatos y bicarbonatos (Ramírez et al., 1997). Los valores cercanos a cero obtenidos para este índice lo ubican en la categoría más baja que Ramírez et al. (1997) denominan “Ninguna contaminación”. Por lo tanto, la mineralización no es un problema de contaminación que se haya reflejado en las corrientes de agua evaluadas durante el periodo de estudio.

Tabla 33. Resultados del ICOMI en fuentes superficiales evaluadas del área de estudio

ICO	Punto de Muestreo	Noviembre 11 de 2017	Febrero 27 de 2018	Marzo 21 de 2018	Abril 18 de 2018				
ICOMI	1	0,04	Ninguna	0,04	Ninguna	0,03	Ninguna	0,03	Ninguna
	2	0,13	Ninguna	0,06	Ninguna	0,05	Ninguna	0,04	Ninguna
	3	0,04	Ninguna	0,03	Ninguna	0,03	Ninguna	0,03	Ninguna

ICOMO

Los resultados del ICOMO expuestos en la Figura 41, ponen en evidencia que aspectos relacionados con la contaminación por materia orgánica están presentes en el río Ovejas, incluso antes de recibir la descarga de las quebradas. Adicionalmente, en condiciones de tiempo seco se presentaron los mayores valores de este índice, lo cual se atribuye a los bajos porcentajes de saturación presentados durante esta jornada.

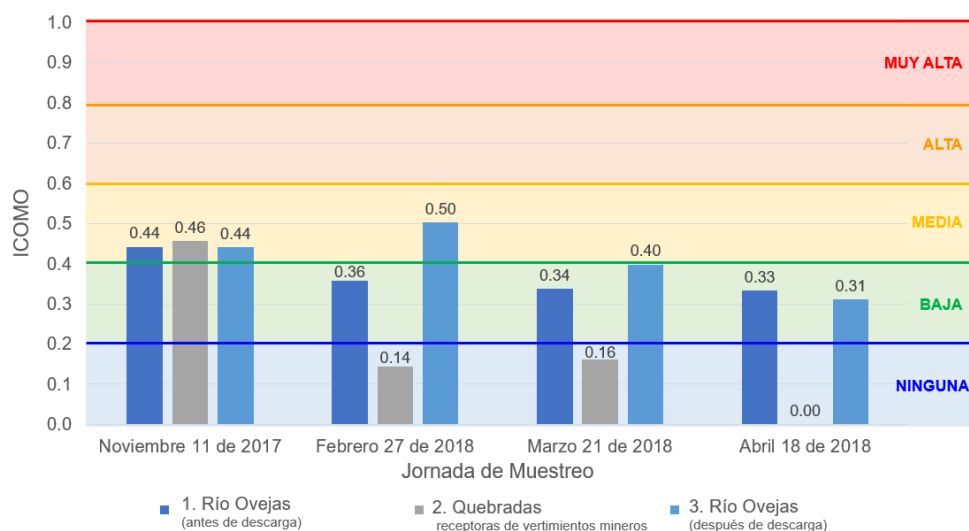


Figura 41. Resultados del ICOMO en fuentes superficiales evaluadas del área de estudio

ICOSUS

Aunque en la Figura 42 se observe que el ICOSUS no presenta un cambio de categoría antes y después de la descarga de las quebradas sobre el río Ovejas, se revela la diferencia en el estado de contaminación de ambas fuentes superficiales, en donde las quebradas presentan el mayor grado de contaminación determinado por este índice.

Las altas concentraciones de sólidos suspendidos totales de las muestras colectadas en el punto ubicado sobre las quebradas receptoras de vertimientos mineros, cuyas posibles causas ya fueron analizadas en el ítem 7.1, hacen que este índice siempre presente una “Muy Alta” contaminación para este parámetro.

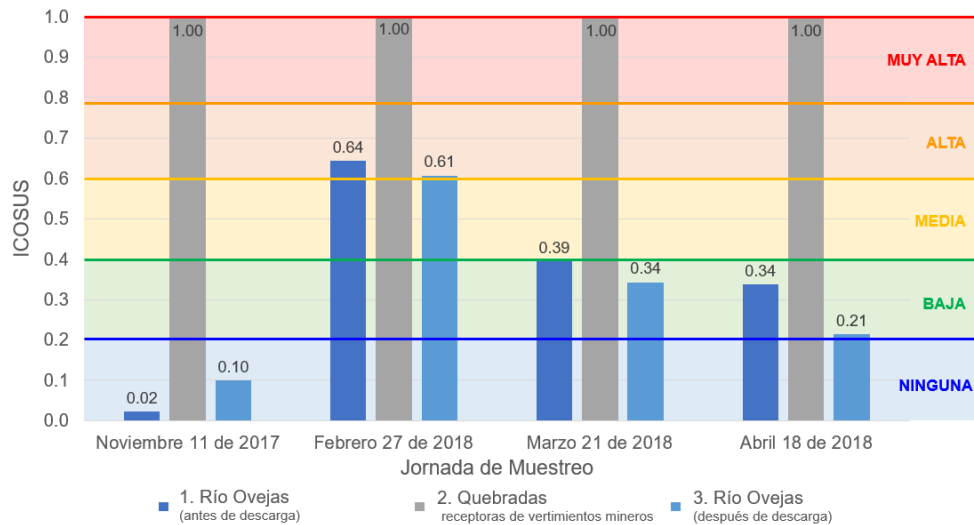


Figura 42. Resultados del ICOSUS en fuentes superficiales evaluadas del área de estudio

Al analizar los resultados tanto de los ICA como de los ICO y compararlos con el efecto visual sobre el río Ovejas posterior a la descarga de las quebradas que se muestra en la Figura 21, se debe cuestionar sobre las razones por las cuales no se reportó un cambio en los parámetros fisicoquímicos asociados a la presencia de sólidos, aun cuando el registro fotográfico evidencia lo contrario.

Lo anterior se puede atribuir a las condiciones propias de la corriente superficial, donde el caudal del río Ovejas en tiempo seco ($38.61 \text{ m}^3/\text{s}$) es aproximadamente mil veces superior al caudal descargado por las quebradas ($0.03 \text{ m}^3/\text{s}$). Adicionalmente, la Figura 21 también muestra que no se favorece la mezcla completa del afluente durante el tramo de estudio, razón por la cual las muestras puntuales no presentan un gran contenido de sólidos en el punto de muestreo ubicado después de la descarga de las quebradas.

■ ICOpH

Al igual que el análisis realizado con las normativas estudiadas, la Figura 43 muestra que el ICOpH revela un problema de contaminación por este parámetro en las quebradas provenientes de la zona minera de la vereda Yolombó. Esta problemática puede estar asociada a factores naturales y antrópicos como los mencionados anteriormente en el análisis de este parámetro, los resultados de este índice en las quebradas ponen en evidencia la necesidad de buscar e implementar estrategias encaminadas al control de la erosión y del vertimiento de efluentes mineros a fuentes de agua superficial.

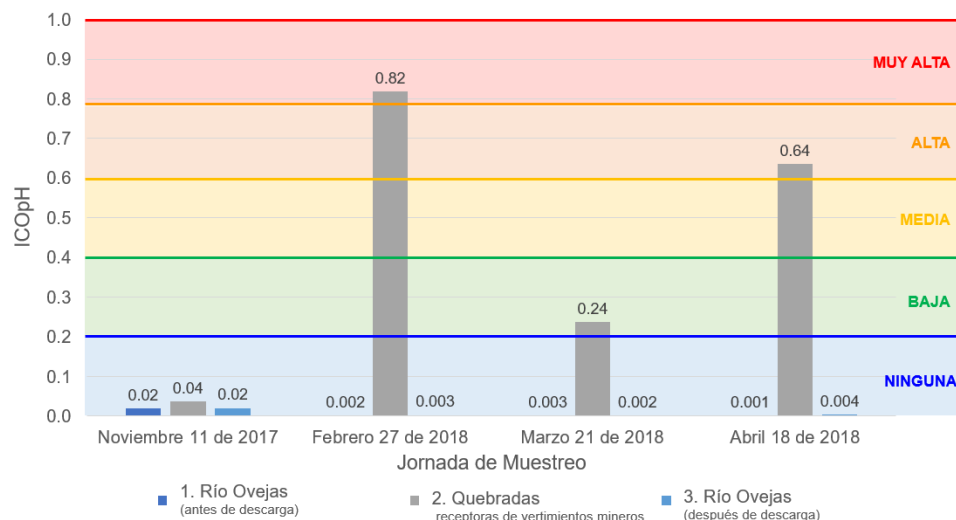


Figura 43. Resultados del ICOPH en fuentes superficiales evaluadas del área de estudio

7.4. Ensayos de toxicidad aguda con *Daphnia pulex*

7.4.1. Estandarización

7.4.1.1. Control positivo

Después del periodo de generación y aclimatación de la colonia de *Daphnia pulex*, cada mes se llevó a cabo un control positivo para calcular la concentración letal que produce la muerte del 50% de la población expuesta al tóxico de referencia en un periodo menor o igual a 24 horas. Los resultados obtenidos a partir de ocho bioensayos realizados se muestran en la Tabla 34.

Tabla 34. Resultados de CL_{50-24h} en pruebas con tóxico de referencia y estadísticos descriptivos básicos

Fecha	CL _{50-24h} (mg/L)	PROMEDIO (mg/L)	DESVIACIÓN ESTANDAR (mg/L)	COEFICIENTE DE VARIACIÓN (%)
2/08/2017	0.56	0.59	0.08	13.39
19/09/2017	0.69			
10/10/2017	0.66			
17/11/2017	0.57			
22/12/2017	0.71			
16/01/2018	0.58			
20/03/2018	0.49			
5/04/2018	0.49			

Con el coeficiente de variación obtenido (13.39%), se puede considerar que el conjunto de datos es poco variable con respecto a la media. Adicionalmente, se encuentra por debajo de la máxima variabilidad permitida ($\leq 30\%$) entre índices de toxicidad promedio para n bioensayos consecutivos realizados con un tóxico de referencia (Silva et al.,

2003), lo cual refleja la exactitud manejada dentro del laboratorio y la confiabilidad de los resultados reportados.

La Figura 44 muestra la carta de control realizada al recopilar los datos de CL_{50-24h} y graficarlos versus el número de bioensayos. La línea de tendencia central hace referencia al valor promedio (0.59 mg/L) obtenido de los ocho bioensayos, los límites superior e inferior fueron determinados al 95% y 99.7% de confianza (Silva et al., 2003; Castillo, 2004; Gómez, 2012), y corresponden al rango de aceptación y de rechazo, respectivamente.

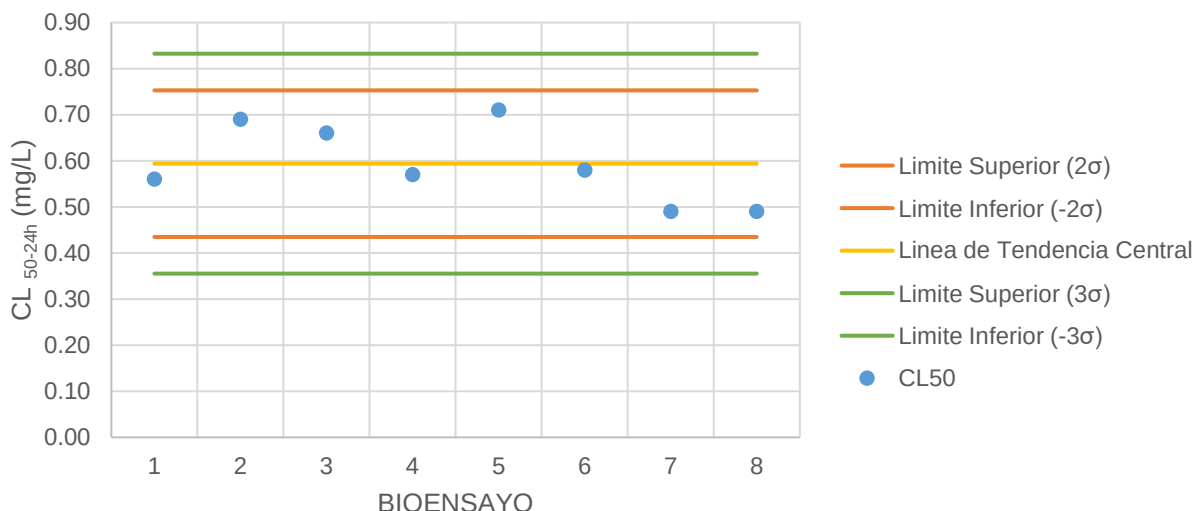


Figura 44. Carta de control con K₂Cr₂O₇ como tóxico de referencia

El límite de aceptación superior (0.75 mg/L) corresponde a la suma del valor promedio más dos veces la desviación estándar, mientras que el límite de aceptación inferior (0.43 mg/L) corresponde a la resta de dos veces la desviación estándar al valor promedio. Los límites de rechazo superior e inferior están representados con color verde en la Figura 44 y equivalen a 0.85 mg/L y 0.36 mg/L respectivamente.

Todos los datos obtenidos se encuentran alrededor de la línea de tendencia central y dentro del rango de aceptación. Lo anterior permite confirmar la estabilidad de la colonia y la sensibilidad del organismo prueba frente la exposición al tóxico de referencia.

7.4.1.2. Control negativo

Junto con cada bioensayo montado, bien sea para control positivo o análisis de muestras de agua superficial o sedimento, fue evaluado un blanco con agua reconstituida durante 24 y 48 horas (dependiendo del bioensayo). Los resultados obtenidos de los controles negativos se muestran las Tablas 1 y 2 del Anexo 1. En todos se obtuvo un porcentaje de mortalidad menor o igual al 10%, lo cual valida las pruebas realizadas (Castillo, 2004; IDEAM, 2007) y evidencia que no hubo interferencias o condiciones ambientales que afectaran los bioensayos realizados durante sus periodos de exposición.

7.4.2. Bioensayos con agua superficial y sedimento

A pesar de que estas pruebas se llevan a cabo con la muestra original, las muestras de agua superficial del presente estudio presentaron altas concentraciones tanto de sólidos totales como de sólidos suspendidos totales, lo cual podía interferir en el comportamiento de los individuos utilizados para la prueba. En el caso particular de los organismos del género *Daphnia*, estas condiciones deterioran sus filtros de alimentación (Castillo, 2004).

Con la finalidad de eliminar estas interferencias y que los efectos causados por esta condición se vean reflejados en los resultados de la prueba, se decidió filtrar las muestras con papel filtro cualitativo grado 3 hw con retención de partículas de 8-10 μm . Teniendo en cuenta que la aplicación de este método puede significar una pérdida de componentes asociados con las partículas filtradas.

La Tabla 2 del Anexo 1, muestra en detalle los resultados de todos los montajes realizados en las pruebas de toxicidad llevadas a cabo con las muestras de agua superficial y sedimento obtenidas en las quebradas receptoras de vertimientos mineros.

La Tabla 35 resume estos resultados y muestra que a pesar de que las concentraciones de mercurio en agua superficial de este punto de muestreo, excedieron en varias jornadas de campo los niveles de calidad estudiados para la protección de la biota acuática, no se presentó un porcentaje de muertes o inmovilización mayor del 23.33%, al realizar las pruebas de toxicidad aguda con *Daphnia pulex* con las muestras puras (100% de concentración). Por lo tanto, la concentración letal media en un tiempo de exposición de 48 horas (CL_{48}^{50}) para estas muestras no se puede determinar.

Tabla 35. Resultados de bioensayos con muestras de agua superficial y sedimentos

Unidad	Muestra	Noviembre 11 de 2017	Febrero 27 de 2018	Marzo 21 de 2018	Abril 18 de 2018
% Muertes o Inmovilización	Agua Superficial	0	6.67	10	23.33
	Sedimento	6.67	13.33	13.33	16.67

Por su parte, las muestras de sedimentos también presentaron concentraciones en las cuales podrían aparecer con frecuencia efectos biológicos adversos (MacDonald et al., 2000), por las que se recomienda llevar a cabo evaluaciones biológicas como las realizadas en el presente estudio. Sin embargo, el porcentaje de muertes o inmovilización fue menor de 16.67% en todas las muestras analizadas, permitiendo clasificar el sedimento como no ecotóxico en prueba de toxicidad aguda con *Daphnia pulex* (IDEAM, 2007).

Los resultados de los ensayos de toxicidad realizados invitan a indagar sobre la biodisponibilidad y movilidad del mercurio en la zona estudiada. Ambas dependen en gran medida de su estado de oxidación y su forma química y se ha demostrado que las especies de mercurio exhiben toxicidades bastante diferentes, siendo los compuestos

orgánicos (como el metilmercurio) más tóxicos que las especies inorgánicas (Coulialy et al., 2016; Rezende et al., 2018).

Para evaluar con precisión el riesgo ecológico causado por la contaminación por mercurio, se deben conocer las concentraciones de las diferentes especies de este elemento presentes en las muestras ambientales, pues resulta difícil representar la toxicidad potencial o la disponibilidad biológica, utilizando únicamente la concentración total de mercurio en muestras de agua o sedimentos (Du et al., 2015).

Las concentraciones de mercurio total reportadas en las muestras de aguas superficiales de este estudio exceden la CL_{48}^{50} determinada por Bernal y Rojas (2007) para el cloruro de mercurio ($0.113 \mu\text{g/L}$) en *Daphnia pulex*, pero se debe tener en cuenta que estas autoras evaluaron el efecto individual de este compuesto en agua reconstituida, mientras que, las aguas superficiales contienen otras sustancias químicas en interacción y ya se ha observado que las combinaciones de materiales potencialmente tóxicos, como los metales pesados, pueden actuar de manera aditiva, sinérgica o antagónica (Boyd, 2010).

Investigaciones como las realizadas por Sánchez-Dardon et al. (1999) exponen uno de los efectos mencionados anteriormente, donde las dosis individuales de Cd, Hg y Zn afectaban la función del sistema inmune de la trucha arcoíris, pero al exponerlas a combinaciones de Zn con Cd o con Hg, la toxicidad de estos metales se vio reducida significativamente.

Los resultados solo se refieren a los organismos usados en el ensayo (*Daphnia pulex*) y las condiciones estipuladas en el procedimiento de la prueba. Sin embargo, ningún organismo puede ser usado para evaluar todos los efectos que pueden presentarse en el ecosistema por las diferentes condiciones abióticas y bióticas (Castillo, 2004). Además, estudios de toxicidad llevados a cabo por Castillo et al., s.f.) en muestras de agua superficial de zonas rurales en Chile impactadas por el uso de agroquímicos y por la actividad minera, revelaron que el test de toxicidad aguda con organismos del género *Daphnia* fue uno de los menos sensibles de los nueve bioensayos utilizados.

Por lo anterior, emplear un solo tipo de bioensayo no es suficiente para detectar la dispersión de sustancias ecotóxicas en el ambiente y deberían usarse baterías de bioensayos para obtener unos mejores resultados, especialmente para muestras de agua superficial (Díaz-Báez et al., 2002; Castillo, 2004). Emplear análisis sobre consecuencias más sutiles, pruebas subcrónicas o crónicas, también permiten obtener resultados más representativos sobre la potencialidad tóxica de los contaminantes y los efectos de mezclas de metales (Gutiérrez y Gagneten, 2011).

Debido a que el agua superficial y los sedimentos no presentaron características ecotóxicas, no se pudieron calcular concentraciones letales medias ni unidades de toxicidad que posteriormente fueran sujeto de correlación con los parámetros fisicoquímicos analizados en las caracterizaciones.

8. CONCLUSIONES

La contaminación por materia orgánica y por sólidos suspendidos presente en el río Ovejas antes de llegar a la zona de estudio, son los principales problemas asociados con la calidad del agua de esta fuente superficial. El uso recreativo de esta fuente puede poner en riesgo la salud de los habitantes de la vereda Yolombó, pues los resultados de coliformes totales y fecales se encuentran por encima de los máximos permisibles en la normativa colombiana vigente y aplicable para esta destinación del recurso.

Los puntos de muestreo ubicados en el río Ovejas antes y después de recibir las descargas de quebradas receptoras de vertimientos mineros se consideran estadísticamente iguales, aunque presentan diferencias significativas con el punto ubicado sobre las quebradas antes de desembocar al río Ovejas, para la mayoría de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos analizados.

Los índices de calidad no mostraron una notoria afectación del río Ovejas después de la descarga de quebradas provenientes de la zona minera de la vereda Yolombó, calificando la calidad del agua de este cuerpo (antes y después del aporte de las quebradas) como media, de aceptable a excelente y de aceptable a buena, de acuerdo con los ICA NSF, DINIUS e IDEAM respectivamente.

La actividad minera si está afectando la calidad del agua de las quebradas estudiadas y estas pueden clasificarse como de: mala, aceptable y de regular a mala calidad, según los ICA NSF, DINIUS e IDEAM respectivamente. Los índices de contaminación permitieron reconocer que los principales problemas asociados a las quebradas son los relacionados con la “Alta” y “Muy Alta” contaminación por sólidos suspendidos y pH.

El arrastre de sólidos favorecido por la escorrentía superficial, que a su vez fue incrementada por la temporada de lluvias y las fuertes pendientes con alta susceptibilidad a la erosión del suelo ácido del área de estudio; junto con las aguas vertidas por la actividad minera, especialmente aquellas que son producto de procesos como la adecuación del tamaño de partícula y lavado de minerales con agua y otras sustancias químicas, son las principales causas del deterioro de la calidad del agua en el punto donde convergen las quebradas “El Tanque”, “Quiebraganado” y “Santa Rita” antes de descargar al río Ovejas.

Los sedimentos extraídos de las quebradas presentaron concentraciones de mercurio (0.35 – 0.69 mg Hg/Kg) sobre las cuales pueden aparecer con frecuencia efectos biológicos adversos. Adicionalmente, las condiciones ácidas del medio y los bajos porcentajes de materia orgánica (0.22 – 0.81%) facilitan la movilidad de este metal hacia la columna de agua, siendo factible su transporte a lo largo del cauce.

Se presentaron concentraciones críticas de mercurio total (desde <1 hasta 3 µg Hg/L) en las quebradas receptoras de vertimientos mineros, superando los máximos permisibles en las normativas estudiadas para la preservación de la vida acuática.

Los sedimentos y muestras de agua superficial de las quebradas provenientes de zona minera de la vereda Yolombó, corregimiento La Toma, Suarez, Cauca, analizados en el presente estudio y evaluados con *Daphnia pulex* como indicador biológico, no presentaron características ecotóxicas para los organismos empleados.

9. RECOMENDACIONES

Realizar estudios de caracterización de vertimientos líquidos en las descargas provenientes del proceso de extracción y beneficio de oro de alguna de las minas activas presentes en la zona de estudio y escoger puntos de muestreo en la fuente superficial más cercana al vertimiento.

Estudiar las quebradas de la vereda Yolombó aguas arriba del punto analizado en el presente estudio y el tipo de suelo, con el fin de confirmar las causas a las que se atribuyó el gran contenido de sólidos totales y el pH ácido que se presenta antes de descargar sus aguas al río Ovejas. En caso tal de que las causas sean de origen antrópico, proponer medidas para el control de la carga de sólidos, sedimentos y sustancias tóxicas que son vertidas a las corrientes superficiales y plantear estrategias para evitar la erosión de la cuenca.

Si se tiene la capacidad técnica, logística y económica, emplear muestreos integrados sobre los puntos ubicados en el río Ovejas, para analizar muestras con mayor representatividad de la sección transversal del cuerpo superficial.

Determinar los efectos relativos de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos incluidos en los ICAS sobre el valor final de estos. Evaluando la posibilidad de prescindir de aquellos parámetros que presentan menor relevancia al momento de calcular el índice, logrando disminuir el número de análisis de laboratorio y reducir costos.

Evaluar el comportamiento del subíndice de alcalinidad total para el ICA DINIUS, especialmente en aguas con baja alcalinidad y proponer una función que no otorgue el mayor valor de este subíndice cuando la concentración de este parámetro tiende a cero.

Desarrollar investigaciones encaminadas a proponer diferentes ponderaciones de los parámetros contemplados en los diferentes índices de calidad de agua, según el uso al que se destine el recurso.

Emplear otros bioensayos que presenten mayor sensibilidad para analizar la ecotoxicidad en aguas superficiales y sedimentos, evaluando los efectos tanto agudos como crónicos.

10. REFERENCIAS

Abbasi, T. Abbasi, S. A. (2012). Water quality indices. Elsevier. Amsterdam, The Netherlands. 384pp.

Alberta Environment & Sustainable Resource Development (ESRD). (2014). Environmental Quality Guidelines for Alberta Surface Waters. Water Policy Branch. Policy Division. Edmonton. 48 pp.

Alcaldía de Suarez. (2008). Corregimiento La Toma. Nuestro Municipio – Territorios. Recuperado de: <http://suarez-cauca.gov.co/territorios.shtml?apc=bbxx-1-&x=1829852>.

APHA – American Public Health Association. AWWA – American Water Works Association. WEF – Water Environment Federation. (2012). Standard methods for the examination of water and wastewater. Ed. 22. Washington, Estados Unidos.

Ararat, L. Mina, E. Rojas, A. Solarte, A. Vanegas, G. Vargas, L. Vega, A. (2013). La Toma. Historias de territorio, en la cuenca del Alto Cauca resistencia y autonomía. Popayan, Colombia. Observatorio de Territorios Étnicos - Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá. Consejo Comunitario Afrodescendiente de La Toma, Suárez, Cauca.

Ávila. S. Estupiñan-Torres. S. Mejía. A. Mora. L. (2014). La calidad bacteriológica del agua del humedal Jaboque (Bogotá. Colombia) en dos épocas contrastantes. *Caldasia* 36(2). 323-329 pp.

Baird, C. (2001). Química ambiental. Barcelona, España: Editorial Reverté, S. A.

Barba-Ho, L. Ballesteros, Y. Patiño, P. Ramírez, C. (2013). Impacto generado por los vertimientos de las curtiembres en corrientes superficiales usando pruebas de toxicidad. *Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente*, núm. 12, enero-diciembre, pp. 79-90.

Behar. R. Zúñiga. M. Rojas. O. (1997). Análisis y valoración del índice de calidad de agua (ICA) de la NSF: Casos ríos Cali y Meléndez. *Ingeniería y Competitividad*. Vol I – N.º 1. 17-27 pp.

Beita. W. (2008). Caracterización fisicoquímica de las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón en la Península de Osa. Puntarenas. Costa Rica. Universidad de Costa Rica. Tesis de Pregrado. Licenciatura en Química.

Bernal, A. Rojas, A. (2007). Determinación de la concentración letal media (CL50-48) del mercurio por medio de bioensayos de toxicidad acuática sobre *Daphnia pulex* (tesis de pregrado). Universidad de la Salle, Bogotá, Colombia.

Bose-O'Reilly, S. Schierl, R. Nowak, D. Siebert, U. William, J. Teorgi, F. Ismawati, Y. (2016). A preliminary study on health effects in villagers exposed to mercury in a small-

scale artisanal gold mining area in Indonesia. *Environmental Research* 149 (2016) 274–281.

Boyd R.S. (2010). Heavy metal pollutants and chemical ecology: exploring new frontiers. *Journal of chemical ecology* 36: 46-58.

Brown, R. McClelland, N. Deininger, R. Tozer, R. (1970). A water quality index: do we dare? *Water & Sewage Works*, vol. 117, p. 339-343

Canadian Council of Ministers of the Environment. CCME. (1995). Protocol for the derivation of Canadian Sediment Quality Guidelines for the protection of aquatic life. CCME EPC-98E.

Carrillo. E. Lozano. A. (2008). Validación del método de detección de coliformes totales y fecales en agua potable utilizando agar chromocult. Tesis de Pregrado. Microbiología Industrial. Universidad Javeriana. Bogotá. Colombia.

Castillo, G. (2004). Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas. Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones. México: Instituto Mexicano de Tecnología de Agua.

Castillo, G. Dutka, B. McInnis, R. (s.f.). Ecotoxicidad en aguas superficiales y sedimentos. Proyecto IDRC 92-1058-05. Organización Panamericana de la Salud, Washington, D.C. Estados Unidos. Recuperado de: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/mexico/01266e09.pdf>.

Castro, M. Almeida, J. Ferrer, J. Diaz, D. (2014). Indicadores de la calidad del agua: evolución y tendencias a nivel global. *Ingeniería Solidaria*, vol. 10, n.º 17, pp. 111-124.

Centers for Disease Control and prevention. CDC. (2016). Your Disinfection Team: Chlorine & pH. Fact sheet. Recuperado de: <https://www.cdc.gov/healthywater/pdf/swimming/resources/disinfection-team-chlorine-ph-factsheet.pdf>.

Centro Nacional del Medio Ambiente. CENMA. (2010). Análisis de la composición fisicoquímica de los sedimentos fluviales y su relación con la disponibilidad de metales en agua. Cuenca del río Cachapoal. Ministerio de Obras Públicas. Gobierno de Chile.

Chiroles. S. González. M. Torres. T. Valdés. M. Dominguez. I. (2007). Bacterias indicadoras de contaminación fecal en aguas del río Almendares (Cuba). *Higiene y Sanidad Ambiental*. 7. 222-227 pp.

Colmenares. H. Torres. V. (2012). Evaluación de contaminación en agua. suelo y sedimentos asociada a plomo y cadmio en la subcuenca embalse del Muña. río Bogotá. Universidad de la Salle. Tesis de pregrado. Ingeniería Ambiental y Sanitaria.

Comisión Nacional del Agua. CONAGUA. (2007). Indicadores de calidad del agua. Escala de clasificación de calidad del agua. Demanda química de oxígeno. México.

CRC. (2014). Resolución 5324 de 2014. Corporación Autónoma Regional del Cauca.

CRC. (sin fecha). Aspecto minero en el municipio de Suarez. Área de influencia, corregimientos de Mindala y La Toma. Recuperado de <http://crc.gov.co/files/ConocimientoAmbiental/mineria/MINERIA%20SUAREZ/DIAGNOSTICO%20%20MINERO.pdf>.

Coulialy, M. Bamba, D. Yao, N. Zoro, E. El Rhazi, M. (2016). Some aspects of speciation and reactivity of mercury in various matrices. C. R. Chimie 19. 832 – 840 pp.

Díaz-Arriaga, F. (2014). Mercurio en la minería del oro: impacto en las fuentes hídricas destinadas para consumo humano. Rev. salud pública. 16 (6): 947-957.

Dinius, S. (1987). Design of an Index of Water Quality. Water Resources Bulletin. Vol. 23, No. 11, 1987, pp. 833-843.

Doke, D. Hudson, S. Dawson, J. Gohlke, J. (2014). Effects of early life exposure to methylmercury in *Daphnia pulex* on standard and reduced food ration. Reproductive Toxicology 49 (2014) 219–225.

Du, M. Wei, D. Tan, Z. Lin, A. Du, Y. (2015). Predicted no-effect concentrations for mercury species and ecological risk assessment for mercury pollution in aquatic environment. Journal of Environmental Sciences 28. 74 – 80 pp.

Durand, J. (2012). The impact of gold mining on the Witwatersrand on the rivers and karst system of Gauteng and North West Province, South Africa. Journal of African Earth Sciences 68 24–43.

Durazo. E. (2006). Aprovechamiento de los productos pesqueros. Universidad Autónoma de Baja California.

Ebbs, S. (2004). Biological degradation of cyanide compounds. Current Opinion in Biotechnology 2004, 15:231–236.

EPA. (1995). National Recommended Water Quality Criteria - Aquatic Life Criteria Table. Mercury.

Fuentes. J. Patiño. R. López. P. López. J. (2009). Densidad de bacterias coliformes y su relación con algunas variables físico-químicas en aguas de la laguna Los Mártires. Isla de Margarita. Venezuela. SABER. Revista multidisciplinaria del Consejo de Investigación de la Universidad de Oriente. Vol. 21. núm 2. pp. 126-132.

Garbagnati. M. González. P. Antón. R. Mallea. M. (2005). Características físico-químicas. capacidad buffer y establecimiento de la línea base ambiental del Río Grande. San Luis. Argentina. *Ecologia Austral* 15:59-71. Asociación Argentina de Ecología.

García, A. (2013). Evaluación de la contaminación por vertimiento de mercurio en la zona minera, Pacarní - San Luis departamento del Huila. *Revista de Tecnología. Journal Technology*. Volumen 12. Número 1. Págs. 91-98.

García, L. (2012). Evaluación de la factibilidad de acople de un sistema fotocatalítico-biológico para el tratamiento de vinazas mediante estudios de toxicidad (tesis de pregrado). Universidad del Valle, Cali, Colombia.

Gardi. C. Angelini. M. Barceló. S. Comerma. J. Cruz. C. Encina. A.. Jones. A. Krasilnikov. P. Mendonça. M. Montanarella. L. Muniz. O. Schad. P. Vara. M. Vargas. R. (2014). Atlas de suelos de América Latina y el Caribe. Comisión Europea - Oficina de Publicaciones de la Unión Europea. L-2995 Luxembourg. 176 pp

Gómez, D. (2010). Múltiples usos del agua, conflictos y externalidades. Estudio de caso de la parte alta del río Cauca en Colombia. Doctorado en Economía Aplicada. Universidad Autónoma de Barcelona.

Gómez, P. Rojas, S. (2014). Afectación ambiental de la calidad del agua de la quebrada cascabel generada por la explotación minera artesanal del municipio de Marmato departamento de Caldas (tesis de maestría). Universidad de Manizales, Manizales, Colombia.

González, V. Caicedo, O. Aguirre, N. (2013). Aplicación de los índices de calidad de agua NSF, DINIUS y BMWP en la quebrada La Ayurá, Antioquia, Colombia. *Revista Gestión y Ambiente*. Volumen 16 – No. 1, Medellin. 97-108 pp.

González. R. (2011). Química general para las ciencias ambientales. Universidad de Valencia.

Guiza, L. (2013). La pequeña minería en Colombia: una actividad no tan pequeña. *Dyna* 80 (181), pp. 109-117.

Guiza, L. Aristizabal, J. (2013). Mercury and gold mining in Colombia: a failed state. *Universitas Scientiarum*, vol. 18, núm. 1, pp. 33-49.

Gutierrez, M. Gagneten, M. (2011). Efecto de los metales sobre microcrustáceos de agua dulce. Avances metodológicos y potencialidad de cladóceros y copépodos como organismos test. *Rev. peru. biol.* 18(3): 389 – 396.

Hill, L. Jooste, S. (1999). The effects of contaminated sediments of the Blesbok Spruit near Witbank on water quality. And the toxicity thereof to *Daphnia pulex*. *Wal. Sci Tech* Vol. 39, No. 10-11, pp. 173-176.

Hurtado, A. (2016). La Toma con mercurio hasta el cuello. La Silla Vacía. Recuperado de <http://lasillavacia.com/historia/la-toma-con-mercurio-hasta-el-cuello-59032>.

Instituto Colombiano Agropecuario. ICA. (1992). Fertilización en diversos cultivos: Quinta aproximación. ICA. Tibaitatá. 64 p.

Instituto de Hidrología. Meteorología y Estudios Ambientales. IDEAM. (2007). Dureza total en agua con EDTA por volumetría.

Instituto de Hidrología. Meteorología y Estudios Ambientales. IDEAM. (2007). Resolución 0062. Protocolos de muestreo y análisis de laboratorio para la caracterización fisicoquímica de los residuos o desechos peligrosos en el país. Toxicidad aguda para *Daphnia*.

Instituto de Hidrología. Meteorología y Estudios Ambientales. IDEAM. (2015). Estudio Nacional del Agua 2014. Bogotá, Colombia.

Jaramillo. D. (2002). Introducción a la ciencia del suelo. Universidad Nacional de Colombia. Medellín. Colombia.

Jiménez, M. (2015). Estudio de microcrustaceos (*Daphnia pulex* y *Artemia salina*) como indicadores de toxicidad por causa del dicromato de potasio en la cuenca alta del río Bogotá. Universidad Militar Nueva Granada, Bogotá, Colombia.

Laino-Guanes, R. Bello-Mendoza, R. González-Espinosa, M. Jiménez-Otálora, F. Musálem-Castillejos, K. (2015). Concentración de metales en agua y sedimentos de la cuenca alta del río Grijalva, frontera México-Guatemala. Tecnología y Ciencias del Agua, vol. VI, núm. 4, julio-agosto de 2015, pp. 61-74.

Larios. L. (2009). Contaminación por nitratos: significación sanitaria. Archivo médico de Camagüey. vol. 13. núm. 2. Centro Provincial de Información de Ciencias Médicas de Camagüey. Cuba.

Logsdon, M. Hagerstein, K. Mudder, T. (2001). El manejo del cianuro en la extracción de oro. Ottawa, Canada. Traducido de la publicación en inglés titulada "The Management of Cyanide in Gold Extraction". Traducción al español: Ana María Paonessa.

López, P. (1997). Manual de laboratorio de caracterización física y química de lodos residuales. Maestría en contaminación ambiental. Facultad de Ingeniería. Universidad del Valle.

López, P. (sin fecha). Evaluación minero-ambiental del distrito minero de Suarez. Programa de producción competitiva y limpia. Corporación Autónoma Regional del Cauca. Recuperado de

<http://crc.gov.co/files/ConocimientoAmbiental/mineria/MINERIA%20BUENOS%20AIRES/EVALUACION%20Minero%20ambiental%20BUENOS%20AIRES.pdf>.

Lu. M. Chernaik. M. (2013). Interpretación de los resultados de análisis de agua y suelos en la cuenca del río Pastaza realizados en octubre del 2012 por la Autoridad Nacional del Agua (ANA) y la Dirección General de Salud Ambiental (DIGESA). Alianza Mundial de Derecho Ambiental.

MacDonald, D. Ingersoll, C. Berger, T. (2000). Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 39, 20-31 pp.

Mancera-Rodríguez, N. Álvarez-León, R. (2006). Estado del conocimiento de las concentraciones de mercurio y otros metales pesados en peces dulceacuícolas de Colombia. Acta Biológica Colombiana, Vol. 11 No. 1, 2006 3 – 23.

Marín. R. (2003). Fisicoquímica y microbiología de los medios acuáticos. Tratamiento y control de calidad de aguas. Ediciones Díaz de Santos.

Marín. B. (2009). Manual de química del agua. Teoría y práctica. Primera Edición. Editorial Unimagdalena.

Martínez, J. Pulgarin, E. (2010). Estado ecotoxicológico actual en la cuenca alta del río Bogotá mediante bioensayos de toxicidad acuática utilizando *Daphnia pulex*. Tesis de pregrado. Universidad de la Salle. Bogotá, Colombia.

Ministerio del Ambiente del Ecuador. MAE. (2015). Acuerdo Ministerial No. 028.

Ministerio Nacional del Ambiente. MINAM. (2015). Decreto Supremo N° 015 – 2015. Perú.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2015). Resolución 0631. República de Colombia.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. MinAmbiente. (2015). Decreto 1076 de 2015. Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible. Colombia.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. MinAmbiente. (2018). Decreto 703 de 2018. Colombia.

Navas. A. Valero-Garcés. B. Gaspar. L. García-Ruiz. M. Beguería. S. Machín. J. López-Vicente. M. (2008). Variabilidad espacial del transporte de sedimento en la cuenca superior del río Aragón. Cuadernos de Investigación Geográfica. N° 34. 39-60 pp.

Niane, B. Moritz, R. Guédron, S. Malick, P. Pfeifer, H. Mall, I. Poté, J. (2014). Effect of recent artisanal small-scale gold mining on the contamination of surface river sediment: Case of Gambia River, Kedougou region, southeastern Senegal. *Journal of Geochemical Exploration* 144 517–527.

Ning, L. Liyuan, Y. Jirui, D. Xugui, P. (2011). Heavy Metal Pollution in Surface Water of Linglong Gold Mining Area, China. *Procedia Environmental Sciences* 10 914 – 917.

Núñez, J. Rodríguez, J. Coto, J. Salgado, V. Borbón, H. (2012). Evaluación de metales pesados en los sedimentos superficiales del río Pirro. *Tecnología en Marcha*. Vol. 26, N° 1. Pág 27-36

Ochoa, J. (2000). Estudio de la calidad del agua de los ríos Palace, Cofre, Piendamó y Ovejas ubicados en la zona indígena del oriente y nororiente del departamento del Cauca. Tesis de pregrado. Universidad del Valle. Cali, Colombia.

Olivero, J. (2013). Efectos de la minería sobre la salud humana en Colombia. Unidad de Planeación Minero Energética (UPME). Recuperado de http://www1.upme.gov.co/sites/default/files/forum_topic/3655/files/efectos_mineria_colombia_sobre_salud_humana.pdf.

OMS. (2013). Efectos de la exposición al mercurio en la salud de las personas que viven en comunidades donde se practica la minería aurífera artesanal y en pequeña escala. Salud Pública y Medio Ambiente. Recuperado de http://www.who.int/ipcs/assessment/public_health/mercury_asgm_es.pdf.

Pedraza. J. (1996). Geomorfología. Principios. métodos y aplicaciones. Editorial Rueda. Madrid. España.

Pinedo-Hernández, J. Marrugo-Negrete, J. Díez, S. (2014). Speciation and bioavailability of mercury in sediments impacted by gold mining in Colombia. *Chemosphere* 119 (2015) 1289–1295.

PNUMA - Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. MinAmbiente - Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2012). Sinopsis Nacional de la Minería Aurífera Artesanal y de Pequeña Escala. Bogotá, Colombia.

PNUMA-ORPALC. (2014). El Convenio de Minamata sobre el Mercurio y su implementación en la región de América Latina y el Caribe. Centro Coordinador Convenio Basilea-Centro Regional Convenio de Estocolmo para América Latina y Caribe.

Ramírez, A. Restrepo, R. Viña, G. (1997). Cuatro índices de contaminación para caracterización de aguas continentales. Formulación y aplicación. *Ciencia, Tecnología y Futuro*, 1(3).

Ramírez, A. Restrepo, R. Cardeñosa, M. (1999). Índices de contaminación para caracterización de aguas continentales y vertimientos. *Ciencia, Tecnología y Futuro*, 1(5).

Rezende, P. Silva, N. Moura, W. Windöller, C. (2018). Quantification and speciation of mercury in streams and rivers sediment samples from Paracatu, MG, Brazil, using a direct mercury analyzer®. *Microchemical Journal*. Volume 140, 99-206 pp.

Rosas. H. (2004). Estudio de la contaminación por metales pesados en la cuenca del Llobregat. Departamento de Ingeniería Minera y Recursos Naturales. UPC.

Samboni, N. Carvajal, Y. Escobar, J. (2007). Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Ingeniería e Investigación*, 27(3), pp. 172-181.

Sanchez-Dardon, J. Voccia, I. Hontela, A. Chilmonczyk, S. Dunier, M. Boermans, H. Blakley, B. Fournier, M. (1999). Immunomodulation by heavy metals tested individually or in mixtures in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed in vivo. *Environ. Toxicol. Chem.* 18:1492–1497.

Silva, J. Torrejón, G. Bay-Schmith, E. Larrain, A. (2003). Calibración del bioensayo de toxicidad aguda con *Daphnia pulex* (Crustacea: Cladocera) usando un toxico de referencia. *Gayana* 67(1): 87-96, 2003.

Soil Survey Division Staff (SSDS). (2017). Soil survey manual. Handbook No. 18. United States Department of Agriculture (USDA). Washington D. C. 199 p.

Soil Survey Staff (SSS). (2014). Keys to soil taxonomy. Twelfth Edition. United States Department of Agriculture (USDA). Natural Resources Conservation Service.

Soto. G. Melendez. G. (2003). Taller de abonos orgánicos. Centro de Investigaciones Agronómicas de la Universidad de Costa Rica y la Cámara de Insumos Agropecuarios No Sintéticos.

Tarras-Wahlberg, N. Flachier, A. Lane, S. 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. *The Science of the Total Environment*. 278, 239 – 261.

Torres, P. Cruz, C. Patiño, P. (2009). Índices de calidad de agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano. Una revisión crítica. *Revista Ingenierías*. Universidad de Medellín, vol. 8, No. 15 especial, pp. 79-94.

Torres, P. Cruz, C. Patiño, P. Escobar, J. Pérez, A. (2010). Aplicación de índices de calidad de agua -ICA orientados al uso de la fuente para consumo humano. *Ingeniería e Investigación*, 30(3), pp. 86-95.

UPME – Unidad de Planeación Minero Energética. (2013). Plan Nacional de Desarrollo Minero 2010 – 2018. Bogotá, Colombia.

Vanegas, D. Vélez-Torres, I. (2016). Informe – Jornadas de muestreo en el corregimiento de La Toma, Vereda Yolombó. Octubre 21 de 2016.

Velez, I. (2012). Water grabbing in the Cauca basin: The capitalist exploitation of water and dispossession of afro-descendant communities. *Water Alternatives* 5(2): 431-449.

Vélez, I. Varela, D. Rátiva, Sandra. Salcedo, A. (2013). Agroindustria y extractivismo en el Alto Cauca. Impactos sobre los sistemas de subsistencia Afro-campesinos y resistencias (1950-2011). *CS*, (12), 157-188.

Zamora, H. Sandoval, J. Vásquez, G. Naundorf, G. Zambrano, L. González, J. (2012). Estructura de la comunidad de macroinvertebrados y caracterización de la calidad del agua mediante bioindicación en la cuenca baja del río Ovejas. *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas (Col.)*, 24: 81-89.

ANEXO 1. LECTURA DE BIOENSAYOS

Tabla 1. Resultados de pruebas de sensibilidad con $K_2Cr_2O_7$ en *Daphnia pulex*

Fecha	Concentración (mg $K_2Cr_2O_7$ /L)																	
	0.3			0.5			0.7			0.9			1.1			Control Negativo		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
2/08/2017	2	2	1	3	3	3	6	6	7	8	8	8	10	10	10	0	0	0
19/09/2017	1	1	1	2	2	2	5	5	5	7	7	6	10	10	10	0	0	0
10/10/2017	1	1	1	2	1	2	6	6	4	6	6	7	10	10	10	0	0	0
17/11/2017	2	2	3	3	3	4	5	5	4	7	8	8	10	10	10	0	0	0
22/12/2017	1	0	1	1	2	1	6	5	4	6	5	7	9	10	9	0	0	0
16/01/2018	1	2	3	4	3	4	6	6	6	7	8	9	9	10	9	0	0	1
20/03/2018	3	2	4	5	5	7	5	6	7	8	8	8	9	10	10	0	0	0
5/04/2018	3	3	1	4	6	7	6	6	6	9	7	8	10	9	10	0	0	0

Tabla 2. Resultados de pruebas definitivas con *Daphnia pulex*

MUESTRA		pH _{inicial}	OD _{inicial}	Muertes en recipientes			pH _{final}	OD _{final}	% Muertes
MUESTREO	TIPO			1	2	3			
11/11/2017	Control Negativo	7,47	7,67	1	0	0	7,97	7,49	3,33
	Agua Superficial	7,69	7,83	0	0	0	7,53	7,43	0,00
		7,69	7,83	0	0	0	7,34	7,65	0,00
	Control Negativo	7,5	7,62	1	0	0	7,92	7,48	3,33
	Sedimento	7,52	7,83	0	1	1	7,74	7,79	6,67
		7,54	7,96	0	2	0	7,98	7,87	6,67
27/02/2018	Control Negativo	7,47	7,67	0	1	0	7,97	7,49	3,33
	Agua Superficial	5,38	7,2	2	0	0	6,17	7,06	6,67
		8,32	7,2	0	1	0	6,68	7,11	3,33
	Control Negativo	7,47	7,67	0	1	0	7,97	7,49	3,33
	Sedimento	7,72	7,61	2	1	1	7,92	7,51	13,33
		7,92	7,69	2	0	1	7,87	7,59	10,00
21/03/2018	Control Negativo	7,6	7,66	0	0	0	8,26	7,41	0,00
	Agua Superficial	5,57	8,31	2	0	0	6,84	7,87	6,67
		7,43	8,31	2	0	1	6,73	7,71	10,00
	Control Negativo	7,6	7,66	0	0	0	8,26	7,41	0,00
	Sedimento	7,82	7,64	1	1	1	8,21	7,38	10,00
		7,88	7,62	2	2	1	8,2	7,51	16,67
18/04/2018	Control Negativo	7,54	7,61	1	2	0	8,21	7,59	10,00
	Agua Superficial	5,01	8,85	3	2	2	6,39	7,37	23,33
		8,5	8,85	0	3	3	6,85	7,47	20,00
	Control Negativo	7,54	7,61	1	2	0	8,21	7,59	10,00
	Sedimento	8,26	7,76	2	3	0	8,17	7,64	16,67
		7,76	7,67	0	1	3	8,17	7,58	13,33