



**FACULTAD DE INGENIERÍAS Y ARQUITECTURA
ESCUELA ACADÉMICO PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL**

TESIS

**“DEGRADACIÓN DEL CIANURO RESIDUAL DE LA EMPRESA
MINERA COLIBRI S.A.C., POR EL SISTEMA PASIVO DE FLUJO
CONTINUO CON AIREACIÓN/OXIDACIÓN”**

PRESENTADO POR LA BACHILLER

LUZ EVELYN ORE HUASHUAYLLO

ASESOR

ING. ALBERTO CANDIA PALOMINO

**PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE
INGENIERO AMBIENTAL**

**ICA-PERÚ
2017**

DEDICATORIA

Dedico la presente Tesis a Dios, por ser el inspirador de darme fuerzas para la culminación de mi carrera.

A mis padres CARMEN Y HEBERT por su amor infinito.

EVELYN

AGRADECIMIENTO

A Dios por bendecirnos la vida, por guiarnos a lo largo de nuestra existencia, ser el apoyo y fortaleza en aquellos momentos de dificultad y de debilidad., gracias a la universidad Alas Peruanas filial Ica por permitirme convertirme en un ser profesional en lo que tanto me apasiona, gracias a cada maestro que hizo parte de este proceso integral de formación profesional , gracias a mis amigos, que siempre me han prestado un gran apoyo moral y humano, necesarios en los momentos difíciles de este trabajo y esta profesión. Pero, sobre todo, gracias a mi madre, por su paciencia, comprensión y solidaridad con este proyecto, por el tiempo que me han concedido.

A mi hijito GABRIEL que es la razón de mi vida y mi esperanza profesional.

ÍNDICE DE CONTENIDO

DEDICATORIA	ii
AGRADECIMIENTO	iii
ÍNDICE DE CONTENIDO	iv
ÍNDICE DE FIGURA	viii
ÍNDICE DE TABLA	x
ÍNDICE DE GRÁFICO	xii
ÍNDICE DE ANEXOS	xiii
RESUMEN	xiv
ABSTRACT	xvi
INTRODUCCIÓN	
CAPÍTULO I: PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	20
1.1 DESCRIPCIÓN DE LA REALIDAD PROBLEMÁTICA	20
1.2 DELIMITACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN	22
1.2.1 ESPACIAL	22
1.2.2 TEMPORAL	22
1.2.3 SOCIAL	22
1.3 FORMULACIÓN DEL PROBLEMA	24
1.3.1 PROBLEMA PRINCIPAL	25
1.3.2 PROBLEMAS SECUNDARIOS	25
1.4 OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN	26
1.4.1 OBJETIVO GENERAL	26
1.4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	26
1.5 JUSTIFICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN	27
1.5.1 TEÓRICA	27
1.5.2 METODOLÓGICA	32
1.5.3 PRÁCTICA	34

1.6	IMPORTANCIA DE LA INVESTIGACIÓN	36
	LIMITACIONES DE LA INVESTIGACIÓN	38
	CAPITULO II: FUNDAMENTOS TEORICOS DE LA INVESTIGACION	39
2.1	ANTECEDENTES DE LA INVESTIGACIÓN	39
2.2	MARCO HISTÓRICO	40
2.3	MARCO TEÓRICO	48
2.3.1	SISTEMAS DE TRATAMIENTO PASIVO	48
2.3.2	SUBSTRATOS DEL PANTANO ARTIFICIAL	48
2.3.3	PLANTAS ACUÁTICAS	50
2.3.4	MECANISMOS DE ADSORCIÓN DE LAS PLANTAS ACUÁTICAS	52
2.4	MARCO CONCEPTUAL	54
2.4.1	ASPECTOS GENERALES	54
2.4.2	POTENCIALES FUENTES DE CONTAMINACIÓN DEL AGUA	55
2.4.3	AGUA DE RELAVES	58
2.4.4	CIANURO	60
2.4.5	CLASES DE CIANURO	61
2.4.6	CIANURO EN SOLUCIÓN	62
2.4.7	ANÁLISIS Y MONITORIZACIÓN DEL CIANURO	63
2.4.8	PROCESO DE LA CIANURACIÓN	64
2.4.9	PARÁMETROS EN LA DISOLUCIÓN DEL ORO	67
2.4.10	PRODUCCIÓN DE ORO	71
2.4.11	PROCESO HIDROMETALÚRGICO DEL ORO	71
2.4.12	TRATAMIENTO DE EFLUENTES EN EL PROCESO DE CIANURACIÓN	76
2.4.13	MÉTODOS DE DESTOXIFICACIÓN	77
2.4.14	TECNOLOGÍAS PASIVAS. TIPOS Y CARACTERÍSTICAS	81
2.4.15	SISTEMAS TIPO HUMEDAL	81
2.4.16	ESTÁNDARES DE CALIDAD AMBIENTAL DE CIANURO	83
2.4.17	IMPACTOS DEL CIANURO SOBRE LA SALUD Y EL AMBIENTE	86

2.4.18	ECOTOXICIDAD DE CIANURO	89
2.4.19	TOXICIDAD PARA LOS VEGETALES	91
2.4.20	COMPLEJOS METAL-CIANURO	91
2.4.21	PRODUCTOS DE DESCOMPOSICIÓN GRADUAL DE CIANURO	93
2.5	MARCO LEGAL	95
CAPITULO III: HIPÓTESIS Y VARIABLES		99
3.1	HIPÓTESIS DE LA INVESTIGACIÓN	99
3.1.1	HIPÓTESIS GENERAL	99
3.1.2	HIPÓTESIS ESPECÍFICAS	99
3.1.3	JUSTIFICACIÓN DE VIABILIDAD DE HIPÓTESIS	100
3.2	VARIABLES	107
3.2.1	DEFINICIÓN CONCEPTUAL DE LAS VARIABLES	107
3.2.2	VARIABLE INDEPENDIENTE	108
3.2.3	VARIABLE DEPENDIENTE	108
3.2.4	OPERACIONALIZACIÓN DE LAS VARIABLES	109
CAPITULO IV: DISEÑO METODOLÓGICO DE LA INVESTIGACION		110
4.1	TIPO, NIVEL Y DISEÑO DE LA INVESTIGACIÓN	110
4.1.1	TIPO DE LA INVESTIGACIÓN	110
4.1.2	NIVEL DE LA INVESTIGACIÓN	110
4.1.3	DISEÑO DE LA INVESTIGACIÓN	111
4.2	MÉTODO DE LA INVESTIGACIÓN	111
4.3	UNIVERSO, POBLACIÓN Y MUESTRA DE LA INVESTIGACIÓN	114
4.3.1	UNIVERSO	114
4.3.2	POBLACIÓN	114
4.3.3	MUESTRA	114
4.4	TÉCNICAS E INSTRUMENTOS DE RECOLECCIÓN DE INFORMACIÓN	114
4.4.1	TÉCNICAS DE MUESTREO	114
4.4.2	TÉCNICAS E INSTRUMENTOS DE LA RECOLECCIÓN DE DATOS	115
4.4.3	TÉCNICAS DE PROCESAMIENTO Y ANÁLISIS DE DATOS	115

CAPÍTULO V: ANALISIS E INTERPRETACION DE LOS RESULTADOS	116
5.1 PROCESO DE RECUPERACIÓN DEL ORO	119
5.1.1 MOLIENDA, TRITURACIÓN / CLASIFICACIÓN	119
5.1.2 LIXIVIACIÓN	119
5.2 SISTEMA DE RECOLECCIÓN DE EFLUENTES	124
5.2.1 PISCINA DE RELAVERAS	124
5.2.2 SEPARACIÓN SÓLIDO/LÍQUIDO	125
5.3 MANEJO DE LOS RELAVES EN LA PLANTA	125
5.3.1 RECONOCIMIENTO DE LOS RELAVES GENERADOS	125
5.3.2 DIAGRAMA DE FLUJO DEL PROCESO OPERATIVO	126
5.3.3 CUANTIFICACIÓN DE LOS RELAVES GENERADOS	127
5.3.4 CLASIFICACIÓN	128
5.4 ANÁLISIS DE LOS RELAVES GENERADOS EN LA PLANTA	128
5.4.1 ANÁLISIS GRANULOMÉTRICO	130
5.4.2 DETERMINACIÓN DE LA HUMEDAD	132
5.4.3 ANÁLISIS QUÍMICOS	132
5.4.4 ANÁLISIS DE LIXIVIADOS	133
5.5 DESARROLLO DEL TRATAMIENTO PROPUESTO	133
5.5.1 CONSIDERACIONES	133
5.5.2 SEDIMENTACIÓN	134
5.5.3 EXPERIENCIA 1: AIREACIÓN/OXIDACIÓN SIMPLE CON FLUJO CONTINUO CONSIDERACIONES DE DISEÑO	136
5.5.4 EXPERIENCIA 2: CASCADA DE AIREACIÓN/OXIDACIÓN CON FLUJO CONTINUO	144
CONCLUSIONES	152
RECOMENDACIONES	154
FUENTES DE INFORMACION	155
ANEXOS	165

ÍNDICE DE FIGURA

FIGURA N° 2.1: PORCIÓN DE LA PRODUCCIÓN MUNDIAL DE IANURO UTILIZADO EN MINERÍA (SEGÚN MUDDER, 1999)	41
FIGURA N° 2.2: DIFUSIÓN DE LOS GASES A TRAVÉS DEL SISTEMA LAGU- NAR DE LAS PLANTAS ACUÁTICAS EN LOS HUMEDALES (YOUNGER, 1997).	53
FIGURA N° 2.3: DESCARGA DIRECTA AL MEDIO AMBIENTE	59
FIGURA N° 2.4 DESCARGA EN DEPÓSITOS ESPECIALES	59
FIGURA N° 2.5: DIAGRAMA EH-PH PARA EL SISTEMA CN⁻-H₂O A 25° C Y UNA CONCENTRACIÓN 1 MILIMOLAR (MODIFICADO DE SMITH Y MUDDER, 1991)	66
FIGURA N° 2.6: DIAGRAMA EH-PH DEL AU-H₂O-CN⁻ (MARSDEN Y HOUSE, 1993)	67
FIGURA N° 2.7: REPRESENTACIÓN ESQUEMÁTICA DEL INTERCAMBIO DE IONES ENTRE LA SOLUCIÓN Y LOS ELECTRODOS (MODI- FICADO DE EMKELSTEIN, EN MARSDEN Y HOUSE, 1993)	68
FIGURA N° 2.8: REPRESENTACIÓN ESQUEMÁTICA DEL PROCESO DE PRO- DUCCIÓN DE ORO. (MODIFICADO DE MUDDER, 1999)	72
FIGURA N° 2.9: DIAGRAMA DE FLUJO DE LOS PROCESOS HIDRO METALUR GICOS EN LA PRODUCCIÓN DE ORO (MARSDEN Y HOUSE, 1993)	73
FIGURA N° 2.10: DIAGRAMA DE FLUJO SIMPLIFICADO DE LAS PRINCIPA- LES OPCIONES PARA EL TRATAMIENTO DE EFLUEN- TES	79

FIGURA N° 5.1: REPRESENTACIÓN ESQUEMÁTICA DE LA MOLIENDA, TRITURACIÓN Y CLASIFICACIÓN (WWW.MARTHAMINE.CO.AU).	121
FIGURA N° 5.2: REPRESENTACIÓN ESQUEMÁTICA DE LOS PROCESOS DE LIXIVIACIÓN, ADSORCIÓN Y ELUCIÓN (WWW.MARTHAMINE.CO.AU).	123
FIGURA N° 5.3: DIAGRAMA DE FLUJO DEL PROCESO DE CIANURACIÓN Y ADSORCIÓN EN CARBÓN ACTIVADO	125
FIGURA N° 5.4: REPRESENTACIÓN ESQUEMÁTICA DE LA CASCADA DE OXIDACIÓN	136
FIGURA N° 5.5: REPRESENTACIÓN ESQUEMÁTICA DE LA CASCADA AIREACIÓN/OXIDACIÓN CON FLUJO CONTINUO	144

ÍNDICE DE TABLA

TABLA N° 2.1: POSIBLES IMPACTOS AMBIENTALES CAUSAS Y POSIBLES MEDIDAS DE MITIGACIÓN EN LA MINERÍA	55
TABLA N° 2.2. ALGUNOS REACTIVOS QUE PUEDEN CONTAMINAR EL AGUA	58
TABLA N° 2.3: RESUME LMP Y ECA NACIONALES E INTERNACIONALES PARA FACILITAR LA CARACTERIZACIÓN DE UNA CONTAMINACIÓN AMBIENTAL POR CIANURO, DE ACUERDO A LA LEY N° 28611	84
TABLA N° 2.5: RESIDUOS	85
TABLA N° 5.1: VOLUMEN DE MATERIAL PROCESADO (RELAVES)	127
TABLA N° 5.2: CARACTERÍSTICAS DE LAS MUESTRAS DE RELAVES TOMADAS PARA EL ANÁLISIS	130
TABLA N° 5.3: ENSAYO GRANULOMÉTRICO PROMEDIO	131
TABLA N° 5.4: ANÁLISIS QUÍMICO DE LOS RELAVES	133
TABLA N° 5.5: ANÁLISIS PROMEDIO PARA DETERMINAR LA CARACTERÍSTICA DE TOXICIDAD POR LIXIVIACIÓN	135
TABLA N° 5.6: EVOLUCIÓN DEL PH PROMEDIO DE LA SOLUCIÓN A TRATAR CON EL TIEMPO EN LA CASCADA DE OXIDACIÓN	138
TABLA N° 5.7: EVOLUCIÓN DE LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA PROMEDIO EN LA CASCADA	139
TABLA N° 5.8: EVOLUCIÓN DEL POTENCIAL DE OXIDACIÓN PROMEDIO EN LA CASCADA	140

TABLA N° 5.9. EVOLUCIÓN DEL CONTENIDO DE CIANURO PROMEDIO EN LA CASCADA	141
TABLA N° 5.10: ANÁLISIS QUÍMICO DE LOS RELAVES DESPUÉS DEL TRATAMIENTO	142
TABLA N° 5.11: EVOLUCIÓN PROMEDIO DEL PH DE LA SOLUCIÓN EN LA CASCADA DE AIREACIÓN CON RECIRCULACIÓN	146
TABLA N° 5.12: EVOLUCIÓN PROMEDIO DE LA CONDUCTIVIDAD ELÉC- TRICA EN LA CASCADA DE AIREACIÓN CON FLUJO CONTINUO	147
TABLA N° 5.13. EVOLUCIÓN PROMEDIO DE OXÍGENO DISUELTO EN LA CASCADA DE AIREACIÓN CON FLUJO CONTINUO	148
TABLA N° 5.14: EVOLUCIÓN PROMEDIO DEL CONTENIDO DE CIANURO EN LA CASCADA DE AIREACIÓN CON FLUJO CONTINUO	149

ÍNDICE DE GRÁFICO

GRÁFICO N° 5.1: CURVA GRANULOMÉTRICA MUESTRA PROMEDIO	131
GRÁFICA N° 5.2: EVOLUCIÓN DEL PH PROMEDIO DE LA SOLUCIÓN A TRATAR CON EL TIEMPO EN LA CASCADA DE OXIDACIÓN	138
GRÁFICA N° 5.3: EVOLUCIÓN DE LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA PROMEDIO EN LA	139
GRÁFICA N° 5.4: EVOLUCIÓN DEL POTENCIAL DE OXIDACIÓN PROMEDIO EN LA CASCADA	141
GRÁFICA N° 5.5: EVOLUCIÓN DEL CONTENIDO DE CIANURO PROMEDIO EN LA CASCADA	142
GRÁFICA N° 5.6: EVOLUCIÓN PROMEDIO DEL PH DE LA SOLUCIÓN EN LA CASCADA DE AIREACIÓN CON RECIRCULACIÓN	147
GRÁFICA N° 5.7. EVOLUCIÓN PROMEDIO DE LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA EN LA CASCADA DE AIREACIÓN CON FLUJO CONTINUO	148
GRÁFICA N°5.8: EVOLUCIÓN PROMEDIO DE OXÍGENO DISUELTO EN LA CASCADA DE AIREACIÓN CON FLUJO CONTINUO	149
GRÁFICA N° 5.9: EVOLUCIÓN PROMEDIO DEL CONTENIDO DE CIANURO LA CASCADA DE AIREACIÓN CON FLUJO CONTINUO	150

ÍNDICE DE ANEXOS

ANEXO 1. MATRIZ DE CONSISTENCIA	166
ANEXO 2: MÉTODOS DE ANÁLISIS	168
ANEXO 3: VALORES OBTENIDOS DEL ANÁLISIS GRANULOMÉTRICO DE LAS MUESTRAS	172
ANEXO 4: ANÁLISIS DE LAS MUESTRAS DE LA EXPERIENCIA 1: AIREACIÓN/OXIDACIÓN SIMPLE CON FLUJO CONTINUO	177
ANEXO 5: ANÁLISIS DE LAS MUESTRAS DE LA EXPERIENCIA 2: EN LA CASCADA DE AIREACIÓN CON FLUJO CONTINUO	197
ANEXO 6: ANÁLISIS DE LAS MUESTRAS DE LOS RELAVES DE LA MINE- RA COLIBRI S.A.C.	217

RESUMEN

El presente estudio trata de un sistema de la reducción de contaminantes de aguas residuales de procesos de cianuración por el método pasivo de flujo continuo con aireación/oxidación, brindando conocimientos reales sobre las posibilidades de aplicación de este tipo de tratamiento a sus efluentes. Para realizar el estudio se extrajo soluciones cianuradas de disposición de aguas residuales de la empresa minera Colibri S.A.C. El sistema se implementó mediante un sistema de humedales naturales de flujo continuo con circulación, en el cual se realizó muestreo a la entrada y salida para analizar porcentajes de reducción de metales y otros parámetros contaminantes presentes en estas aguas. Con el desarrollo del trabajo se dio cumplimiento a los objetivos de este trabajo evidenciando principalmente que a los 25 días tiene una reducción del efluente cianurado de 81.3%. (De 0.060 a 0.0112 mg/l). Además se han determinado las siguientes condiciones: En un medio Básico (mayor a 8)

El tiempo óptimo de recuperación es de 25 a 30 días y se nota una mejora las condiciones de Oxígeno Disuelto y los valores del pH y de la conductividad eléctrica de estos efluentes no se ven afectados de forma sustancial por lo que sus niveles de iones disueltos (principalmente no metálicos, como sulfatos, sodio y carbonatos) no sufren tampoco variaciones importantes en su concentración.

ABSTRACT

The present study deals with a system of the reduction of pollutants of residual waters of cyanidation processes by the passive method of continuous flow with aeration / oxidation, providing real knowledge about the possibilities of application of this type of treatment to its effluents. To carry out the study, cyanide solutions for wastewater disposal were extracted from the mining company Colibri S.A.C. The system was implemented through a system of natural wetlands of continuous flow with circulation, in which sampling was done at the entrance and exit to analyze percentages of reduction of metals and other contaminating parameters present in these waters. With the development of the work, the objectives of this work were fulfilled, evidencing mainly that after 25 days it has a reduction of cyanide effluent of 81.3%. (From 0.060 to 0.0112 mg / l). In addition, the following conditions have been determined: In a Basic medium (greater than 8)

The optimal recovery time is 25 to 30 days and there is an improvement in the Dissolved Oxygen conditions and the pH and electrical conductivity values of these effluents are not affected substantially by their dissolved ion levels (mainly non-metallic, such as sulfates, sodium and carbonates) do not suffer significant variations in their concentration either.

INTRODUCCIÓN

La actividad minero-metalúrgica dentro de la política nacional, es de gran interés e importancia, en razón de la magnitud de su contribución al bienestar económico y social del país. La industria minera es asimismo fundamental para la cohesión social y económica de muchas colectividades rurales donde es casi inexistente la presencia del estado. Esta contribución se ha ido acentuando con los años y creciendo el volumen de la actividad minero metalúrgica. Ante esta realidad positiva y promisoría los esfuerzos nacionales deben estar dirigidos a lograr que esta meta se cumpla, pero bajo ciertos parámetros de control. Este concepto de desarrollo, para el mundo y el estado peruano, es concebido hoy en día como desarrollo sostenible, esto es: como un desarrollo que “satisfaga las necesidades del presente sin comprometer la capacidad de las futuras generaciones para satisfacer las suyas propias” (Comisión Brundlant). En razón de ello, en el país se han establecido instituciones, normas y leyes con el objetivo de controlar y

adecuar ambientalmente a las operaciones mineras, y permitir su desarrollo limpio y ordenado.

Las operaciones de procesamiento de oro generan gran variedad de productos residuales, algunos de ellos altamente tóxicos, que deben ser gestionados de acuerdo con las oportunas regulaciones medioambientales, ya que paralelamente al resurgimiento de la minería del oro y los avances tecnológicos asociados, ha surgido una creciente preocupación medioambiental hacia un correcto manejo y gestión de los residuos generados. Así, existe una justificable preocupación pública por el uso del cianuro en ambientes industriales, ya que se trata de una sustancia altamente tóxica para cualquier forma de vida, si se ingiere o se inhala en cantidades suficiente.

LA AUTORA

CAPÍTULO I

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1 DESCRIPCIÓN DE LA REALIDAD PROBLEMÁTICA

Las operaciones metalúrgicas del oro generan gran variedad de productos residuales, algunos de ellos altamente tóxicos, lo que genera una creciente preocupación medioambiental hacia un correcto manejo y gestión de los residuos generados que deben ser tratados de acuerdo con las oportunas regulaciones medioambientales y de acuerdo a los avances tecnológicos asociados.

Así, existe una justificable preocupación pública por el uso del cianuro en ambientes industriales, ya que se trata de una sustancia altamente tóxica para cualquier forma de vida, si se ingiere o se inhala en cantidades suficiente. Una de las principales preocupaciones para la salud y el ambiente relacionados con el cianuro es que no se

descomponen rápidamente y por lo tanto, puede acumularse en la cadena alimenticia.

La solución residual de los procesos de cianuración empleados en la minería de oro, aún después de haber sido sometida a un proceso de destoxificación, suele tener niveles importantes de reactivos con concentraciones notables tanto de compuestos cianurados como de metales y otros iones (amonio, sulfato, nitrito, nitrato, etc.) que la convierten en un residuo peligroso y delicado de gestionar. Los costes asociados a los tratamientos activos convencionales resultan a menudo difíciles de asumir, sobre todo una vez que ha cesado la producción.

Uno de los diversos tratamiento de las soluciones cianuradas son las denominadas tecnologías pasivas, que utilizan los procesos naturales químicos y biológicos para mejorar la calidad del agua residual. Idealmente, un tratamiento pasivo no requiere utilización de reactivos químicos y poco o nada de requerimientos en cuanto a operación y mantenimiento. Los costos de este tipo de tratamientos se refieren fundamentalmente a los relativos a la utilización de terreno.

La lixiviación de minerales auríferos con cianuro para la extracción de oro es una técnica tradicionalmente aplicada por la minería mediana y grande por su complejidad. De hecho, la lixiviación con cianuro, no puede considerarse un procedimiento minero típico, sino más bien un proceso hidrometalúrgico, propio de la industria química. En los últimos años, sin embargo, se notó que las pequeñas empresas también empezaron de utilizar el cianuro para la extracción de oro.

1.2 DELIMITACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN

1.2.1 ESPACIAL

El desarrollo del proyecto se aplica a los efluentes cianurados de los procesos hidrometalúrgicos de tratamiento de minerales auríferos de la empresa minera Calibri S.A.C.

Por sus bajos costos, la degradación del cianuro de desechos y/o efluentes contaminados por el sistema pasivo promete ser de mayor interés, tanto en empresas grandes como en empresas pequeñas.

1.2.2 TEMPORAL

Los sistemas de tratamiento pasivo utilizan procesos de eliminación de contaminantes que son más lentos que los correspondientes a los utilizados en los sistemas de tratamiento convencional, por lo que, para lograr resultados similares, se requieren mayores tiempos de reacción.

Además, considerando que la más avanzada tecnología internacional no puede necesariamente ser aplicada directamente y casi siempre se requerirá hacer cambios y adaptaciones a las condiciones específicas y que las condiciones en el Perú son más variadas que cualquier otro país del mundo, es que cada proceso tendrá excepciones para operaciones específicas y lugares específicos.

1.2.3 SOCIAL

La Constitución ha establecido la importancia de los derechos fundamentales de la persona, garantiza y reconoce a los ciudadanos el

derecho de la a vivir en un ambiente sano y ecológicamente equilibrado, que garantice la sostenibilidad y el buen vivir. A declarado de interés público la preservación del medio ambiente, la conservación de los ecosistemas, la biodiversidad y la integridad del patrimonio del país, la prevención del daño ambiental y la recuperación de los espacios naturales degradados.

De otra parte, el contexto social que encierra la actividad minera extractiva es el de cumplir un papel dinamizador en nuestra economía nacional, no sólo por los ingresos que recibiría el Estado sino también las comunidades por el apoyo social y regalías, lo que permite obtener un número considerable de divisas.

Por tanto, al ser indudable la importancia de la minería para el desarrollo, resulta contradictorio la presencia de conflictos sociales en esta actividad. La alta conflictividad que envuelve a las actividades mineras tiene su origen en diversas causas. En primer lugar encontramos las causas socio-ambientales, donde se enmarcan la exclusión, desigualdad y discriminación, la problemática medio ambiental producto de los pasivos ambientales que han generado incertidumbre y temor en la población, y el conocimiento de las externalidades ambientales de la actividad minera actual, que tiene un impacto negativo sobre los derechos y actividades económicas de las comunidades.

1.3 FORMULACIÓN DEL PROBLEMA

Los procesos hidrometalúrgicos para el tratamiento de minerales auríferos generan como parte de sus procesos efluentes cianurados, que tienen que ser desechados, previo tratamiento de eliminación del cianuro remanente, sin embargo no siempre es así, a pesar de que se hace algún tipo de tratamiento en muchos casos estas soluciones son desechadas al medio ambiente con altos contenidos de concentración de cianuro, y que a la larga generan cambios ambientales y sociales al impactar el ambiente físico (a través, por ejemplo, de pérdida de hábitat y la contaminación de aguas superficiales y subterráneas) o comunidades locales (a través, por ejemplo, de modificaciones culturales por la presencia de trabajadores mineros).

En la empresa minera Colibrí S.A.C. el cianuro en la extracción de oro se usa en concentraciones de varios cientos de miligramos por litro, mientras que el proceso natural de degradación opera en los depósitos de relaves que contienen estos efluentes, ellos por sí solos son rara vez suficientes para alcanzar reducciones en el grado deseado, los niveles de cianuro en las pozas de relaves donde se decanta el agua pueden permanecer en concentraciones que van de 1 a 30 mg/l, estos niveles pueden ser tóxicos para los animales acuáticos y terrestres y exceder los niveles aceptables para agua de bebida.

Vertir los residuos líquidos industriales del cianuro en la naturaleza sin ningún tratamiento sobrepasa la capacidad de auto-recuperación de los cuerpos receptores, o del suelo sobre el cual se disponen, ya que alteran sus características y provocan una eminente contaminación y gran impacto ambiental, al destruir ecosistemas y afectar la salud de poblaciones.

El tratamiento de los contaminantes en el agua, permite proteger el medio ambiente y la salud, así como cumplir con las especificaciones de vertido. Según el D.S. 010-2010-MINAM y el DS N° 002-2008-MINAM, la concentración de cianuro no debe exceder 1 mg/L como cianuro total en efluentes y 0.022 mg/L como cianuro libre en el cuerpo receptor. Además del cianuro total (LMP) y libre (ECA), se debe considerar el cumplimiento con otros contaminantes potencialmente presentes, incluyendo metales pesados (cadmio, cobre, hierro, plomo, mercurio, zinc), arsénico, Sólidos Totales en Suspensión y el pH. Debe tenerse en cuenta la potencial presencia de productos tóxicos de descomposición de cianuro como son el cianato, tiocianato, sulfuro, amoníaco, nitrato, entre otros.

Por ello, se recomienda que cada empresa en su instalación debe implementar un programa de manejo y monitoreo de la calidad de los efluentes, descargados al suelo o a cuerpos de aguas superficiales o subterráneas.

1.3.1 PROBLEMA PRINCIPAL

El presente trabajo con la intención de definir un tratamiento adecuado para los efluentes cianurados se plantea ¿Es posible la degradación del cianuro residual de la empresa minera Colibrí S.A.C. por el sistema pasivo de flujo continuo con aireación / oxidación?.

1.3.2 PROBLEMA SECUNDARIOS

PS 1 ¿La empresa minera Colibrí S.A.C. puede determinar una tecnología que pueda disminuir el porcentaje de cianuro residual, de los efluentes procedentes del proceso de cianuración?

P S 2 ¿En la empresa minera Colibrí S.A.C. se pueden evaluar y caracterizar los efluentes cianurados para determinar su tratamiento?

P S 3 ¿Es posible determinar los parámetros sistema de tratamiento pasivo de flujo continuo?

1.4 OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN

1.4.1 OBJETIVO GENERAL

Realizar la degradación del cianuro residual de la empresa minera Colibrí S.A.C. por el sistema pasivo de flujo continuo con aireación / oxidación.

1.4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

O E 1 Determinar una tecnología pasiva que disminuya el porcentaje de cianuro residual procedente del proceso de cianuración.

O E 2 Realizar la evaluación y caracterización de los efluentes cianurados a efecto de establecer la necesidad de su tratamiento y aplicación del método de depuración por humedales artificiales.

O E 3 Determinar los parámetros sistema de tratamiento pasivo de flujo continuo.

1.5 JUSTIFICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN

1.5.1 TEÓRICA

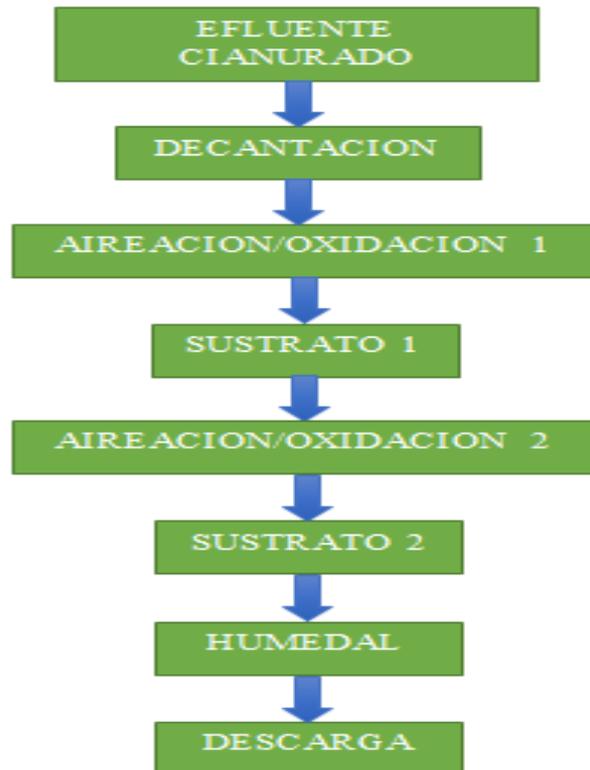
La idea de aplicar el sistema pasivo de flujo continuo con aireación / oxidación al tratamiento de efluentes residuales de procesos de cianuración nace de la exitosa aplicación durante las últimas décadas de este tipo de tratamientos a drenajes ácidos de mina. Las soluciones que se consideran, además de complejos tóxicos que incorporan en su estructura el ión cianuro, también contienen otras sustancias nocivas en concentraciones superiores a los límites de descarga (metales pesados, sulfatos, amonio,...).

De acuerdo a los estudios preliminares realizados, un planteamiento general a cerca de la aptitud y efectividad que, a priori, se puede suponer al sistema pasivo para este tipo de efluentes son:

- Los sistemas pasivos son capaces de mejorar de forma notable la calidad del agua, a pesar de que su eficacia durante largos periodos de tiempo es limitada, ya que el sustrato va perdiendo capacidad de adsorción y su tolerancia a valores extremos de pH se va reduciendo paulatinamente.
- Su eficiencia en la eliminación de metales pesados varía entre el 40 y 99.9%, dependiendo de las concentraciones de los mismos, de sus características específicas y de los caudales de influente aplicados al sistema.
- Si la fluctuación en la carga contaminante es muy grande, será necesario una modificación continua del flujo entrante: a modo de ejemplo, las pruebas

analíticas de un mes de una planta de cianuración convencional muestran una gran variación en el contenido mínimo y máximo de cianuro.

- En el tratamiento de residuos de procesos de cianuración, se tendrán en cuenta los siguientes aspectos, como norma general: a. Los recorridos cortos deben evitarse, implicando el diseño de un humedal con una serie de celdas poco profundas (o una única celda de gran longitud, poca profundidad y recorrido no uniforme); b. Los periodos de retención adecuados varían entre 5 y 10 días, según las características particulares de la solución; c. Para el desarrollo del sistema pasivo de flujo continuo con aireación / oxidación, de preferencia, el lugar seleccionado para la ubicación física debe ser una depresión natural o una excavación adecuada (esta se consigue a través de la implementación de un sistema de aireación); d. Los desniveles deben ser bajos para crear un flujo lento a través del sistema; e. Los sustratos deben ser ricos en materia orgánica para lograr buenas eficiencias de intercambio iónico (se suelen utilizar abonos naturales como el estiércol o compost vegetal, heno, madera y carbón) y F. Un esquema tentativo para el tratamiento de residuos de cianuración mediante sistema pasivo de flujo continuo con aireación / oxidación puede ser:
- Como antecedentes de la aplicación de tratamientos pasivos aplicados para la detoxificación de compuestos cianurados, únicamente se conoce en la literatura específica el caso de las minas “Star Lake” y “Jolu”, en el norte de Canadá (distrito minero de Saskatchewan).



En el informe relativo a la eficiencia del tratamiento, remitido al organismo de control (Northwest Territories, Sobolewski, 1990) se demuestra la gran eficacia del sistema, que alcanza un nivel de eliminación de cianuro total superior al 95%. A partir de unas soluciones con unos contenidos iniciales en cianuro total entre 100 y 200 mg/l, en un tratamiento en humedal natural, con dos fases de tratamiento, se alcanzaron concentraciones de cianuro total en el efluente de 0,01 mg/l.

El sistema diseñado empleaba suelo natural autóctono (2 Ha) y riego por aspersión de la solución contaminada, de forma que se promocionaba en gran medida la volatilización del cianuro libre en forma molecular.

El proceso desarrollado por el Dr. Mudder (Smith y Mudder, 1991) para la detoxificación biológica de residuos de cianuración en el distrito minero de Homestake.

En Homestake, la solución estéril se canaliza a través de grandes contenedores donde se favorecen las condiciones ambientales para el desarrollo de las reacciones de detoxificación, que son mediadas por bacterias. Las bacterias utilizan el oxígeno del aire para descomponer los compuestos de cianuro en nitratos, bicarbonatos y sulfatos. Este proceso “microbiano” es capaz de oxidar los complejos de cianuro metálico, los iones metálicos de las especies de cianuro WAD y los subproductos intermedios de la oxidación del cianuro.

Las ventajas del proceso de tratamiento biológico son su diseño simple y el buen control del proceso operativo (hándicap de los procesos pasivos propiamente dichos), los bajos costes de las sustancias químicas y la capacidad para tratar todas las formas del cianuro y sus subproductos. Las posibles limitaciones de los sistemas de tratamiento biológico son su reducido rendimiento con temperaturas frías y con concentraciones muy altas de cianuro.

En Colomac site (Yellowknife, Canadá), debido al descenso del precio del oro en el mercado, las operaciones extractivas en la mina Colomac (distrito de Yellowknife) cesaron en el mes de Diciembre de 1997. Los estériles del proceso convencional de cianuración se encontraban dispuestos en dos grandes balsas (denominadas “Spruce Lake” y “Tailings Lake”). En términos generales, el contenido medio de la solución residual en ellas almacenada contenía, en ese

momento, 12 mg/l de cianuro total y 228 mg/l de tiocianato.

Para la eliminación de los citados contaminantes, se estudió la posibilidad de emplear ciertas especies de algas que parecían ser las responsables de reacciones en las que las distintas formas del cianuro y tiocianato eran convertidas en amoníaco, el cual era asimilado directamente por las algas como fuente de nitrógeno para su crecimiento.

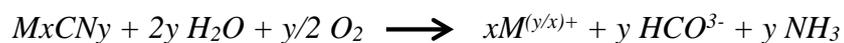
Los ensayos de laboratorio realizados a tal efecto pusieron de manifiesto que la actividad biológica desarrollada era muy dependiente de la disponibilidad de nutrientes para el crecimiento de las bacterias y algas. Debido a que la solución a tratar era muy deficiente en fósforo, se ensayó el efecto que provocaba la adición de este elemento en la tasa de eliminación de cianuro: así, se probó que la adición a la solución de concentraciones de fósforo entre 0,6 y 7,3 mg/l (fósforo total) estimulaba el crecimiento de algas de forma que el tiocianato era eliminado desde concentraciones de más de 100 mg/l a menos de 0,5 mg/l en un periodo de 30 días.

Así, se decidió proceder a gran escala con el método para alcanzar concentraciones residuales de <1mg/l de tiocianato, mediante la adición de 1 mg/l de fósforo a las soluciones (de forma que se evitaba el problema de que permaneciesen concentraciones residuales de fósforo en la solución tratada). El reactivo utilizado como fuente de fósforo fue un barato fertilizante de suelos denominado MAP (Mono-Ammonium Phosphate, $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$), que libera 1 g de fósforo por cada 3,7 g de producto. Así, en febrero de 2002, se distribuyeron

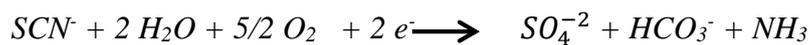
36 toneladas de MAP sobre la superficie, en aquel momento helada, de las balsas (12 toneladas en la “Tailings Lake” -3,12 Mm³ de solución- y 24 toneladas sobre la “Spruce Lake” -6,44 Mm³). Debido a que el reactivo no es muy soluble, la adición se realizó poco antes del deshielo de las soluciones, para asegurar un buen contacto entre ambas fases.

En abril de 2002, debido a los procesos de degradación natural, en las balsas el contenido en cianuro total era de 0,45 mg/l: en seis meses se redujo hasta 0,06 mg/l. Las concentraciones de tiocianato se redujeron en el mismo periodo de 110 mg/l a menos de 1 mg/l, aumentando los niveles de amoníaco, que resultaba ser el producto de su descomposición. A pesar de estar muy por debajo de 1 mg/l, los niveles de metales en la solución también descendieron en dicho periodo de forma notable (entre un 66% para la plata y un 20% para el molibdeno). Se propusieron los siguientes mecanismos de eliminación:

- Oxidación biológica de cianuro y sus complejos:



- Oxidación biológica del tiocianato (igual que en el caso de Homestake):



1.5.2 METODOLÓGICA

La metodología usada es una mixtura tomado de libros de reconocidos autores y otros basados en estudios y métodos ya desarrollados, cuyos resultados ayudaran a implementar una tecnología para el tratamiento de los

efluentes cianurados en un laboratorio de análisis de muestras minerales. Los métodos utilizados son enumerados a continuación y tienen que ver con el aspecto técnico, óptimo y económico del trabajo realizado.

Para el método de degradación del cianuro, nos basamos en un estudio y análisis de tecnologías, en donde el método de degradación de cianuro por el sistema pasivo de flujo continuo con aireación/oxidación resultó el apropiado, no solo por ser el más económico sino por la facilidad de uso de los insumos y esencialmente porque los residuos obtenidos no constituyen sustancias contaminantes.

Básicamente, un sistema pasivo de flujo continuo con aireación/oxidación es una celda rellena con una ligera capa de algún sustrato (generalmente orgánico, aunque puede ser de otro tipo) sobre el cual se plantan especies vegetales que resulten resistentes a las condiciones de la solución a tratar y que tengan un papel activo en el proceso depurador a una razón aproximada de un pie de planta por 0,5 m². Las especies vegetales, además de proporcionar condiciones favorables para la sedimentación de metales, provocan una circulación más sinuosa (lenta) del flujo, alterando de la misma manera el perfil de velocidad del flujo en profundidad, todo esto favorece la eliminación de metales mediante lentas reacciones químicas y biológicas.

Además, sus marcados ciclos vitales derivan en un importante aporte de materia orgánica al sustrato, apto para el desarrollo de procesos de degradación biológica. A pesar de que existen procesos de absorción de contaminantes por

las especies vegetales, que a menudo se ven reflejados en elevadas concentraciones de los mismos en la biomasa vegetal, no son mecanismos cuantitativamente importantes en la mejora de la calidad de la solución a tratar.

En cuanto al diseño de estos sistemas, aunque existen manuales de referencia, las recomendaciones generales son las siguientes (Younger *et al.*, 2002):

- Asegurar que el sustrato quede dispuesto según una superficie no demasiado regular, preferiblemente ondulada, de forma que la lámina de solución a tratar tenga diferentes valores, que se creen pequeñas islas, zonas densamente vegetadas y zonas sin vegetación. Así, hay mayor disponibilidad de hábitats y mayor variedad de actividad biológica, y el flujo será más lento. Todas estas consideraciones dotarán al sistema de mayor eficiencia.
- Establecer vegetación arbustiva en el entorno del sistema y evitar los grandes árboles.
- Evitar en la morfología del sistema los ángulos rectos (se crean zonas donde apenas hay flujo) y las líneas rectas marcadas que, por otra parte, no se integran tan bien en el entorno como las formas redondeadas.
- Distribuir el influente lo más uniformemente posible a lo ancho del sistema.

1.5.3 PRÁCTICA

El desarrollo de la presente tesis, se justifica plenamente porque resulta difícil efectuar una tipificación rigurosa y sistemática de los impactos generados por la

pequeña y mediana minería por cuanto sus indicadores se entrecruzan, corresponden a sus propias características o tienen connotaciones que pueden corresponder a varios de ellos.

Para la minería formal, el impacto de esta forma de hacer minería está en la percepción negativa que ha fijado en la mayoría de la opinión pública, la cual le atribuya a toda la actividad minera un impacto negativo, sea minería formal, a grande, mediana o pequeña escala o esta minería artesanal, informal o ilegal.

Los impactos negativos más importantes que se derivan de su forma de operar son los impactos ambientales y socio económicos.

La poca disposición de recursos económicos para invertir en procesos de aprendizaje y mejoramiento de los procesos operativos. Así como la falta de conciencia para evitar el deterioro del medio ambiente y las implicancias que puede tener en la salud de los mineros y sus familias.

De acuerdo a (Lizárraga L., 2008), cuando los compuestos químicos que contienen los EPT (elementos tóxicos persistentes) liberan al ambiente especies en forma soluble que pueden ser adsorbidas y absorbidas por las plantas y bacterias, se puede crear un problema fuerte de contaminación de los recursos.

La toxicidad de los metales está influenciada por diferentes factores como la forma química del ambiente y las diferencias en la susceptibilidad de

los organismos. De esta forma los EPT, por su gran capacidad de coordinación con la mayoría de los elementos, pueden actuar como bloqueadores de la acción de minerales y enzimas necesarias que permiten el desarrollo de las funciones orgánicas vitales, obligando a que los procesos metabólicos normales se degeneren.

Los efectos de toxicidad en las plantas son a nivel fisiológico, por lo tanto pueden ser utilizadas como indicadores de la concentración de metales pesados en un medio donde la raíz los consume pudiendo integrarles al ambiente a escala espacial y temporal.

Los trabajos mineros generan áreas con disturbios que son caracterizadas por poca vegetación o ninguna. Las plantas pueden ser selectivas o no a la bioacumulación de metales y/o metaloides, procurándose generalmente una recolonización por plantas tolerantes a los mismos.

De acuerdo a (Lizárraga L., 2008), concentraciones altas de metales en las soluciones del suelo pueden provocar inhibición en la elongación y en el desarrollo de las raíces. Sin embargo, existe vegetación resistente que se adapta a ambientes con elevadas concentraciones de metales pesados pudiendo colonizarlos.

1.6 IMPORTANCIA DE LA INVESTIGACIÓN

Las actividades mineras provocan generalmente grandes impactos ambientales, además de la contaminación de aguas, la destrucción de los suelos naturales, que presentan fuertes limitaciones físicas, químicas y biológicas que dificultan la

reinstalación de vegetación. Las consecuencias negativas se reflejan fundamentalmente en una destrucción de la estructura del suelo y una modificación de sus características texturales, frecuentemente una disminución de la fracción arcilla a favor de fracciones más gruesas; una acidificación asociada a los procesos de oxidación que favorece la movilización de especies químicas tóxicas limitantes de la actividad biológica; la decapitación de los horizontes superficiales biológicamente activos, que conlleva la ruptura de los ciclos biogeoquímicos y la dificultad de enraizamiento; y una disminución de la capacidad de cambio y de la retención de agua en el suelo como consecuencia de la escasez de materia orgánica y arcilla (Macías, 1996).

Los procesos de contaminación descritos anteriormente tienen efectos locales o regionales. Sin embargo, la comunidad científica está cada vez más sensibilizada ante las consecuencias que determinados procesos generales como el calentamiento global del planeta debido al efecto invernadero pueden tener en los ciclos biogeoquímicos terrestres y el papel que los suelos pueden jugar para mitigar sus efectos perniciosos.

En la actualidad se dispone de un amplio abanico de tecnologías de tratamiento de aguas residuales, algunas de aplicación habitual y otras todavía en fase experimental, diseñadas para aislar o destruir las sustancias contaminantes alterando su estructura química mediante procesos generalmente químicos, térmicos o biológicos.

Su aplicación depende de las características del proceso de producción, del mineral a tratar y del método de eliminación del contaminante, de la eficacia esperada con cada tratamiento, de su viabilidad económica y del tiempo estimado para su desarrollo (Reddy *et al.*, 1999).

Actualmente para evitar los impactos ambientales negativos producidos por los efluentes mineros, se está dando tratamiento o manejo a los desechos de minerales o relaves auríferos, pero que aún no son satisfactorios, porque en los tratamientos hasta hoy utilizados, quedan grandes proporciones de cianuro remanente causando seria contaminación al medio ambiente.

Con el desarrollo de la técnica propuesta se estima prevenir y reducir significativamente la contaminación producida por los efluentes cianurados en suelos y aguas subterráneas.

1.7 LIMITACIONES DE LA INVESTIGACIÓN

Los estudios se limitan al cianuro libre residual de la empresa minera Colibrí S.A.C., por la cantidad de análisis a realizar y el apoyo que pueda recibir de profesionales.

CAPÍTULO II

FUNDAMENTOS TEORICOS DE LA INVESTIGACION

2.1 ANTECEDENTES DE LA INVESTIGACIÓN

Idealmente, un tratamiento pasivo no requiere utilización de reactivos químicos y poco o nada de requerimientos en cuanto a operación y mantenimiento. Los costos de este tipo de tratamientos se refieren fundamentalmente a los relativos a la utilización de terreno.

Un sistema de tratamiento pasivo, de acuerdo con la definición adoptada por el consorcio integrante del proyecto de investigación PIRAMID (Passive In situ Remediation of Acidic Mine/Industry Drainage: www.piramid.org, desarrollado entre los años 2000 y 2003 y uno de cuyos miembros era el Departamento de Explotación y Prospección de Minas de la Universidad de Oviedo), es “la mejora deliberada de la calidad del agua utilizando únicamente fuentes energéticas derivadas de procesos

naturales (p.e. fuerzas gravitatorias, energía metabólica microbiana, fotosíntesis, luz solar) en sistemas que requieren únicamente un mantenimiento infrecuente para operar de una manera eficaz durante toda su vida útil” (PIRAMID Consortium, 2003).

Los sistemas de tratamiento pasivo utilizan procesos de eliminación de contaminantes que son más lentos que los correspondientes a los utilizados en los sistemas de tratamiento convencional, por lo que, para lograr resultados similares, se requieren mayores tiempos de reacción y mayores superficies de tratamiento.

Especialmente desde la última década del siglo pasado se ha venido estudiando con gran intensidad la posibilidad de utilización de tratamientos pasivos aplicados al agua de mina; el objetivo del presente trabajo es la evaluación de las posibilidades que este tipo de tratamientos ofrecen para eliminar los compuestos derivados del cianuro que se encuentran presentes en efluentes de procesos de cianuración.

2.2 MARCO HISTÓRICO

Aunque las preocupaciones ambientales por el uso del cianuro en minería se han hecho más públicas en los últimos años, realmente existe una larga historia sobre el uso del cianuro en procesos metalúrgicos y otros procesos en todo el mundo. Dippel y Diesbach descubrieron el “azul de Prusia” (ferrocianuro de hierro) en 1704. El primer trabajo bien documentado fueron los estudios de Scheele sobre la solubilidad del oro en soluciones de cianuro que datan de 1783, en Suecia. La química oro-cianuro se estudió activamente a mediados del siglo XIX en Inglaterra (Faraday), Alemania (Elsner) y Rusia (Elkington y Bagration). Alrededor de 1840, Elkington obtuvo una patente por el uso de soluciones de cianuro de potasio para galvanoplastiar oro y plata. Elsner lideró la

evaluación del papel del oxígeno en la disolución del oro mediante soluciones de cianuro. La “Ecuación de Elsner”, que describe la extracción del oro del mineral mediante el cianuro, se conoció en 1846.

Las patentes formalizadas por McArthur y los hermanos Forrest en 1887 y 1888 establecieron el proceso vigente de cianuración; el uso de la disolución de cianuro y la precipitación por medio del zinc (el bien conocido y mundialmente aplicado proceso “Merril-Crowe”). La primera planta de cianuración a escala comercial comenzó a funcionar en la Mina Crown en Nueva Zelanda en 1889, y hacia 1904 los procesos de cianuración también estaban en marcha en Sudáfrica, Australia, Estados Unidos, México y Francia. Por consiguiente, a comienzos de siglo, el uso del cianuro para extraer oro de mineral de baja ley ya era una tecnología metalúrgica plenamente establecida.

La minería es una actividad industrial que utiliza actualmente una cantidad significativa de cianuro, aproximadamente un 20% de la producción total, según se muestra en la siguiente figura.

FIGURA 2.1: PORCIÓN DE LA PRODUCCIÓN MUNDIAL DE CIANURO UTILIZADO EN MINERÍA (SEGÚN MUDDER, 1999)



Desde 1887, las soluciones de cianuro se han utilizado principalmente para extraer oro y plata de materiales minerales, que de otro modo no podrían extraerse eficazmente. Además, el cianuro se utiliza en concentraciones bajas como un reactivo de flotación para ayudar a recuperar metales base como el plomo, el cobre y el zinc.

La observación de que el agua que atravesaba los humedales naturales experimentaba una mejora notable en su calidad, llevó a utilizarlos en EEUU y otros países como un método natural de tratamiento de las aguas residuales urbanas y de tormenta (y algunos efluentes industriales) a partir de 1980, a pesar de que la primera referencia que se tiene de lo que hoy se conoce como “sistema pasivo” data de 1950 en Alemania, cuando el Dr. Kathe Siedel investigó sobre la eliminación de contaminantes orgánicos comunes a partir de determinadas especies de plantas acuáticas (Campbell y Ogden, 1999). Numerosos estudios posteriores demostraron que los mecanismos involucrados en la mejora de la calidad eran principalmente dos: reacciones químicas y biológicas naturales y dilución con aguas no contaminadas (Wieder y Lang, 1982; Stark *et al.*, 1990). Actualmente, es bien sabido que los humedales naturales pueden eliminar metales procedentes de aguas ácidas (Kleinmann, 1990; Hedin y Nairn, 1993; Ordóñez, 1999). Las acumulaciones de limonita (explotadas antiguamente como fuente de hierro) y de ciertos óxidos mixtos de Mn y otros metales, son el producto de mecanismos de eliminación mediante humedales en diferentes condiciones de acidez (Hammer y Bastian, 1989; Younger *et al.*, 2002). Los humedales de origen natural forman parte del sistema de aguas superficiales de la cuenca hidrológica en la que se ubican, por lo que en caso de ser utilizados para la depuración de las aguas, han de observarse las normas limitativas respecto a la calidad del agua vertida: así, en muchos casos resulta inviable aplicar estos sistemas a la depuración de un agua de mina. Dado que la utilización de humedales naturales para el tratamiento de las aguas

resultaba cada vez más problemático, al tratarse de espacios normalmente protegidos, en los que, para evitar su deterioro, la hidrología y la carga química deben ser mantenidos dentro de unos límites estrechos, se pasó a desarrollar humedales artificiales, que tratan de reproducir las condiciones existentes en los humedales naturales incorporando sus características fundamentales.

Es especialmente durante la última década cuando se ha venido estudiando con gran intensidad la posibilidad de utilización de tratamientos pasivos aplicados al agua de mina, de forma que estado del arte actual puede resumirse diciendo que las técnicas para la eliminación de hierro de aguas ácidas (o alcalinas) está bien establecido y que los sistemas diseñados para este fin son totalmente fiables, mientras que cuando el contaminante es otro (As, Cu, Cd, Cr, Pb, Ni, Zn,...), la tecnología ha sido menos estudiada y continúa siendo objeto de investigación, por lo que la implementación a gran escala de sistemas pasivos en estos casos estará sometida a notables incertidumbres (Younger *et al.*, 2002).

La capacidad de ciertas especies de microorganismos (bacterias, algas,...) para degradar ciertos tipos de compuestos de cianuro y amonio, así como para acumular (por ingestión) metales pesados es conocida desde hace tiempo. Estos métodos fueron empleados por primera vez a escala industrial para el tratamiento de efluentes de procesos de cianuración en minería de oro en el distrito minero de Homestake (Dakota del Sur, USA) en 1984, y han sido operativos en algunas otras plantas desde entonces, con éxito (Marsden y House, 1993). El proceso requiere una adaptación gradual de especies de bacterias mutantes a hábitats con altas concentraciones de cianuro libre, tiocianato y metales pesados. En el caso de Homestake, la bacteria más adecuada fue una variedad de la cepa *Pseudomonas* (“rod-type”), que resulta efectiva a 30° C y en un rango de pH entre

7 y 8,5 (Smith y Mudder, 1991).

Durante las últimas décadas, una larga lista de accidentes con consecuencias dramáticas en diferentes partes del mundo ha demostrado la peligrosidad de cianuro. Se conocen más de treinta accidentes graves con cianuro en diversas partes del mundo y la contaminación de las aguas con impacto transfronterizo hasta distancias de más de 2000 km del sitio del accidente. Estos accidentes fueron el motivo del Parlamento Europeo a aprobar en el año 2010 con una aplastante mayoría una resolución en contra del uso de cianuro en la minería de oro. Sin embargo, bajo la presión de la industria minera y el temor de la pérdida de muchos puestos de empleo en la minería de oro en Europa, la Comisión Europea, que es una instancia superior al Parlamento, no aprobó la solicitud. A pesar del fracaso de esta iniciativa a nivel Europeo, el uso de cianuro en minería fue prohibido en países como Alemania, Turquía, la República Checa o Hungría debido a la desfavorable relación beneficio-riesgo de esta actividad.

En el marco nacional, al hacer una breve revisión de la evolución del manejo de relaves a nivel mundial nos proporciona antecedentes útiles para comprender la tecnología actual. Aunque se sabe que el oro y la plata ya habían sido explotados por los Incas en tiempos Pre-Colombinos, la historia documentada de la minería en el Perú data de la conquista por Pizarro en 1535. A través del Viejo y Nuevo Mundo en ese entonces, el oro era extraído por reducción directa (fundición) de minerales excepcionalmente ricos, pero principalmente por amalgamación con mercurio. La amalgamación de los minerales de oro como son descritos por Agrícola en 1556 (y posteriormente extendida a la plata a fines del siglo XVI) empleaba molinos de mineral impulsados por caballos para moler el mineral en un patio circular o «arrastra», algunas veces en adición a molinos primitivos

cuya energía era proporcionada por caídas de agua donde ésta fuera disponible. Desde el punto de vista ambiental, la cantidad de roca chancada y de desmonte fue pequeña y se hicieron esfuerzos para recuperar y conservar el mercurio, el cual era casi tanpreciado como el mismo mineral. Sin embargo, grandes cantidades de mercurio permanecen distribuidas alrededor de la ubicación de las viejas minas de plata en el Perú y constituyen un serio riesgo ambiental aún hoy día.

Las primeras actividades mineras ocasionaron también problemas de calidad de agua. En lo que es posiblemente una de las primeras referencias al drenaje ácido, Agrícola (en 1556) observó: “El argumento más fuerte de los detractores de la minería es que los campos son devastados por las operaciones mineras. Además, cuando los minerales son lavados, el agua que ha sido utilizada envenena las corrientes de agua y destruye los peces o los ahuyenta... Así como se ha dicho, es claro para todos que hay un gran detrimento de la minería que supera el valor de los metales producidos por la mina”.

Las prácticas de chancado similares fueron adoptadas para los minerales básicos y esto parece haber cambiado muy poco hasta mediados de 1800 cuando la introducción del vapor incrementó notablemente la capacidad de los molinos de caída libre (stamp mill) y por lo tanto la producción de desechos. Después de la separación de las partículas de mineral chancado, de acuerdo a diferencias en su gravedad específica, las partículas remanentes o «colas» también «relaves», fueron acumuladas en una ubicación conveniente, usualmente sobre el curso más cercano de agua, a fin de que fueran arrastradas por él.

Dos desarrollos significativos ocurrieron en los años 1890: el desarrollo de la “flotación” y la introducción del cianuro para la extracción de oro.

La flotación permitió la producción de cantidades aún mayores de relaves con contenido de arena muy fina y partículas sumamente pequeñas (lamas). Sin embargo, las prácticas de disposición previas permanecieron por mucho tiempo sin sufrir cambios, ocasionando que los relaves fueran depositados sobre mayores distancias de arroyos y lagos.

Al mismo tiempo, distritos mineros remotos empezaron a florecer en muchas partes del mundo, atrayendo el desarrollo agrícola como complemento. Esto alimentó conflictos sobre el uso del agua y su disponibilidad ya que los relaves acumulados empezaron a obstruir los canales de irrigación y a contaminar las tierras de cultivo aguas abajo.

Estos asuntos fueron litigados en muchos distritos mineros de Norteamérica y Europa entre 1900 - 1930, lo cual en forma gradual determinó el cese de la descarga descontrolada de relaves y dio paso a la construcción de algunas de las primeras presas para almacenar relaves. Muchas de estas presas originales sirvieron tanto para la captura de relaves en corrientes de agua como para almacenar agua para los procesos de flotación durante los períodos de sequía. Sin embargo, ellos fueron a menudo, construidos a través del cauce de los arroyos, con precauciones limitadas para soportar inundaciones, por lo cual muy pocas presas sobrevivieron por largo tiempo.

Sin el moderno equipo mecanizado de movimiento de tierra, era imposible la construcción de presas de tierra convencionales para almacenar relaves de cualquier

operación minera de esta era. Como resultado, los mineros desarrollaron un procedimiento de construcción manual, conocido actualmente como el método “aguas arriba”, donde un depósito con dique bajo era inicialmente llenado con relaves depositados hidráulicamente luego elevado paulatinamente mediante la construcción de bermas bajas encima y detrás del dique del nivel anterior.

Este procedimiento manual de construcción permanece en uso en muchas minas del Perú aún hoy día. A nivel mundial, el abandono de este método se produjo a raíz de la falla sísmica de la presa de relaves Barahona en Chile en 1928, la misma que fue reemplazada utilizando el método más estable de «aguas abajo» y que fue posible mediante el uso de «ciclones» para separar del flujo la fracción de tamaño grueso (arenas) para la construcción de la presa. Alrededor de 1940 la disponibilidad de equipo de movimiento de tierras de gran capacidad, especialmente en las minas de tajo abierto, hizo posible la construcción de presas de relaves de tierra, compactadas en una forma similar a la construcción convencional de represas de agua y con el correspondiente grado de seguridad.

Actualmente muchos problemas ambientales asociados con el manejo de los relaves y están relacionados con la contaminación potencial del agua superficial y subterránea. Las nuevas tecnologías de tratamiento para la destrucción del cianuro se practican universalmente en operaciones de oro que descargan el agua de la planta a los arroyos receptores. Ha habido importantes avances en el desarrollo de recubrimientos de materiales sintéticos que buscan reducir la infiltración, aunque la transferencia de la tecnología de recubrimientos para rellenos de tierra y para los desechos peligrosos aún no

satisface la totalidad de las características especiales que demandan los depósitos de relaves.

En general, con la historia de la tecnología del manejo de relaves y muchas de las lecciones aprendidas de experiencias del pasado forman las bases de la práctica internacional actual. Este desarrollo histórico debe ser especialmente útil para interpretar las prácticas actuales en el Perú dentro del contexto de una tecnología internacional más amplia para el manejo de los relaves.

2.3 MARCO TEÓRICO

2.3.1 SISTEMAS DE TRATAMIENTO PASIVO

Los sistemas pasivos son aplicables, cuando suelen responder mejor a un análisis costo/beneficio desde el punto vista económica y medioambiental. Así, las denominadas tecnologías pasivas utilizan los procesos naturales químicos y biológicos que mejoran la calidad del agua. Idealmente, un tratamiento pasivo no requiere utilización de reactivos químicos y poco o nada de mantenimiento.

2.3.2 SUBSTRATOS DEL PANTANO ARTIFICIAL

Las interfaces substrato – agua y substrato – raíz son críticos en el desarrollo de mecanismos de tratamiento aeróbico – anaeróbico. El substrato sustenta y/o apoya a la vegetación, suministra área superficial para la adherencia de microorganismos y está asociado con los mecanismos de tratamiento físico y químico. El substrato va a influenciar en la capacidad de tratamiento porque afecta impresionantemente al tiempo de retención (contacto) y para el contacto superficial de microorganismos con las aguas residuales (aguas de desecho) y la

disponibilidad de oxígeno. La selección del sustrato se basa en el costo y en los requerimientos del tratamiento; los sustratos incluyen suelos naturales, mezcla de suelos y combinaciones. El tipo de sustrato tiene pequeña influencia sobre sólidos en suspensión, remoción orgánica y degradación biológica de organismos. Los sustratos van a influenciar en la remoción de algunos contaminantes (E.J. metales) a través de intercambio iónico y adsorción sobre sustancias húmicas, fúlvicas y partículas de arcilla. Suelos orgánicos y minerales gruesos tales como grava o arena gruesa. Suelos orgánicos con alto contenido húmico fácilmente remueven iones metálicos a través de intercambio iónico. El sustrato orgánico estiércol, es suministrado a un sistema Wetland para proveer un lento desprendimiento de nutriente hacia las bacterias reductoras de sulfatos. Los sustratos caliza y tierra húmica son adicionados al sistema Wetland para proveer un lento desprendimiento de nutriente hacia las bacterias reductoras de sulfatos. Los sustratos, suelo y grava suministran lo siguiente:

- ✓ Soporte físico para las plantas.
- ✓ Considerable área superficial para la complejación de iones, aniones y otros compuestos.
- ✓ Superficies de adherencia por parte de la población microbiana.

Las condiciones de un sustrato orgánico son: • Poseer una zona anaeróbica de tal forma que se genere el H₂S • Promover el crecimiento de las plantas • Promover el crecimiento de las bacterias que aumentan el pH. • Conducir el agua de drenaje ácido de mina a sitios de actividad bacteriana.

2.3.3 PLANTAS ACUÁTICAS

Las plantas acuáticas flotantes y/o sumergibles tienen la capacidad de extraer una amplia variedad de sustancias tóxicas contenidas en el agua. Las plantas acuáticas que se utilizan en un sistema biológico controlado representan un sistema de filtración muy eficaz para el tratamiento de materias tóxicas y aguas residuales de origen industrial y doméstico. Las plantas normalmente utilizadas en los humedales construidos pertenecen al grupo de los hidrófitos emergentes, que son plantas acuáticas adaptadas a vivir parcialmente en el aire y parcialmente en el agua, presentando tallos y hojas aéreas y un sistema extendido de rizomas y raíces que suele permanecer sumergido. De entre el amplio rango de plantas acuáticas que pueden ser utilizadas en estos casos, las más comunes son las siguientes: *Phragmites australis* (carrizo), *Scirpus lacustris* (junco de laguna) y las diferentes variedades de *Typha* (*latifolia*, *glauca* o *angustifolia*) (espadaña), que poseen, en general, buenas tolerancias específicas a determinados niveles y tipos de contaminantes.

En los primeros humedales construidos se realizaron plantaciones de *Sphagnum*, en un intento de simular las condiciones naturales observadas. No obstante, y tras diferentes experiencias, ha prevalecido el uso de plantas emergentes, especialmente del género *Typha*. Debido a su capacidad excepcional para extraer minerales, las plantas acuáticas pueden utilizarse en el tratamiento de tóxicos, desechos químicos, metales pesados y desechos humanos. La vegetación del humedal será función del clima, hidrología y disponibilidad de nutrientes en las aguas a tratar, por lo que en un humedal construido estos factores influyen en la selección de las especies de plantas.

En cualquier caso, es deseable una combinación de plantas flotantes, emergentes y sub-emergentes, especialmente aquellas con hojas densas y tallos sumergidos, o matas de raíces flotantes que aumentan la filtración y favorecen la presencia de microorganismos. Las plantas acuáticas sirven como indicadores útiles de contaminación a través del cual es posible determinar la presencia de sustancias tóxicas tales como metales pesados e inclusive detectar la contaminación térmica que resulta de procesos naturales a través de cambios en la composición de las especies de comunidades de plantas acuáticas, de mortalidad repentina o desaparición paulatina de ciertas especies o por medio del análisis directo de tejidos de las plantas.

En el desarrollo de un sistema wetland, el componente vegetativo es un factor muy importante. Las plantas acuáticas seleccionadas deberían tener las siguientes características:

- ✓ Poseer activos colonizadores vegetativos con amplitud de sistemas de rizomas Tener considerable biomasa y tallos de alta densidad para obtener un máximo transporte de agua y asimilación de nutrientes.
- ✓ Ofrecer una máxima área superficial para la población microbiana
- ✓ Tener un eficiente transporte de oxígeno hacia la zona de la raíz anaeróbica para facilitar la oxidación de metales tóxicos reducidos y suministrar rizòsforos en gran escala.
- ✓ Ser una combinación de especies que deberían suministrar una cubierta de gran envergadura sobre la amplitud de la profundidad del agua en las condiciones del terreno.

Es importante determinar las reacciones de particulares especies acuáticas para su utilización en un ambiente Wetland. Principalmente la selección de especies acuáticas debe ser empleando los criterios arriba mencionados. Las plantas acuáticas pueden ser compradas en un semillero o vivero, ser recolectadas en la naturaleza en lagos, ríos y/o pantanos o desarrollarlos para un proyecto específico. Las plantas normalmente utilizadas en los humedales construidos pertenecen al grupo de los hidrófitos emergentes, que son plantas acuáticas adaptadas a vivir parcialmente en el agua, presentando tallos y hojas aéreas y un sistema extendido de rizomas y raíces que suele permanecer sumergido. Hay plantas acuáticas utilizables para la eliminación de metales pesados. Entre ellas figuran: variedades de musgos, espadañas, aneas, lentejas acuáticas, berros, jacintos de agua, junco, carrizo, cola de caballo, caña, algas, totora, cola de tiburón, lirios. Es esencial la selección de especies acuáticas adecuadas para clima frío.

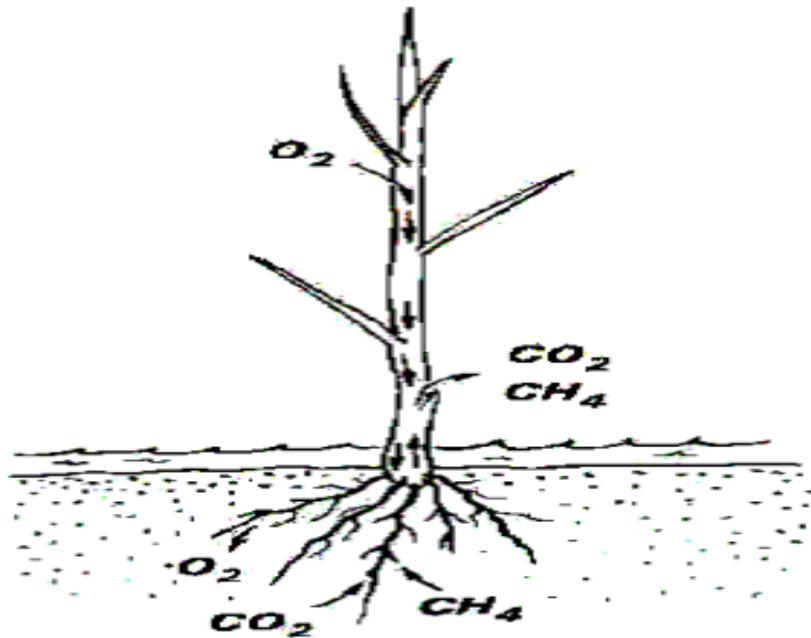
2.3.4 MECANISMOS DE ADSORCIÓN DE LAS PLANTAS ACUÁTICAS

En las plantas acuáticas al comienzo la mayoría de metales pesados se concentran en las raíces, con el tiempo pasan a los tallos y hojas, la capacidad de la biomasa de una planta acuática e adsorber metales pesados, presenta un comportamiento similar al de un carbón activado.

La vegetación juega un papel importante en la utilización de los humedales para el tratamiento de las aguas, debido a la transferencia de oxígeno a través de las raíces y rizomas de las plantas al fondo de las pozas de tratamiento (celdas

del humedal) donde éstas viven y se desarrollan. La vegetación proporciona, además un medio bajo la superficie del agua para el desarrollo de microorganismos que llevan a cabo un tratamiento biológico. Por otro lado, sirve para estabilizar el sustrato, suministrar a éste materia orgánica adicional, y mejorar la estética del humedal.

FIGURA N° 2.2: DIFUSIÓN DE LOS GASES A TRAVÉS DEL SISTEMA LAGUNAR DE LAS PLANTAS ACUÁTICAS EN LOS HUMEDALES (YOUNGER, 1997).



2.4 MARCO CONCEPTUAL

EXPLICAR EL PROCESO OXIDACIÓN Y/O DEGRADACIÓN DEL CIANURO (CN) A NIVEL DEL LABORATORIO CON AGITACIÓN NATURAL U MÉTODO APLICADO.

La oxidación es el proceso y el resultado de oxidar. Este verbo refiere a generar óxido a partir de una reacción química. El óxido, por otra parte, es lo que se produce cuando el oxígeno se combina un metal o con los elementos conocidos como metaloides.

2.4.1 ASPECTOS GENERALES

La minería es considerada por los ambientalistas y público en general como una actividad problemática. Los conflictos con estos grupos se centran en:

- Destrucción del paisaje.
- Degradación visual del ambiente.
- Destrucción de tierras de pastoreo.
- Contaminación.
- Sedimentación y erosión.

La minería está confinada a un lugar por lo que las bases ecológicas no se escogen, sino que son determinadas por la geología del lugar, la composición del mineral y características del lugar. Este curso se concentra en la contaminación causada por la minería (extracción) e industria metalúrgica.

**TABLA 2.1: POSIBLES IMPACTOS AMBIENTALES CAUSAS Y
POSIBLES MEDIDAS DE MITIGACIÓN EN LA MINERÍA**

Ambiente	Categoría del impacto Ambiental	Impacto ambiental específico
Aire.	Calidad de aire.	Emisión de contaminantes.
	Ruido.	Ruido de explosiones.
Agua superficial.	Calidad física.	Erosión y sedimentación.
	Calidad química.	Acidificación y mineralización del agua superficial.
Agua subterránea.	Calidad química.	Acidificación y mineralización del agua subterránea.
Suelo.	Calidad química.	Acidificación y mineralización del suelo.

2.4.2 POTENCIALES FUENTES DE CONTAMINACIÓN DEL AGUA

- **Drenaje ácido de mina**

La mayor y más significativa fuente de agua residual en la minería es el drenaje ácido de mina (DAM). El drenaje ácido de mina es común en áreas donde las minas interceptan el nivel freático y las rocas contienen sulfuros de

fierro (pirita y/o pirropirita) u otros sulfuros. DAM es la contaminación química (inorgánica) de agua resultante de la oxidación de minerales que contienen sulfuros como pirita (FeS_2) y pirrotita (FeS). Se generan efluentes ácidos conteniendo altos contenidos de metales disueltos (Fe, Zn, Cd, Mn y Pb). El DAM es una solución diluida de ácido sulfúrico con iones sulfatos con iones ferrosos y férricos.

DAM es un problema que no sólo ocurre durante la operación de la mina, sino también luego del cierre. El control no es igual en los dos casos. En una mina cerrada DAM puede afectar no sólo al agua subterránea, sino también pilas de rocas y plantas de tratamiento de relaves.

- **Sólidos suspendidos**

Otra fuente de residuos es la cantidad de sólidos suspendidos en operaciones de drenaje y en aguas residuales en general. Si las instalaciones son correctamente operadas, la cantidad de sólidos en suspensión es poca. La parte no sedimentable puede causar turbidez del agua.

- **Metales pesados**

El agua de drenaje al tener pH bajo contiene significantes cantidades de minerales disueltos altamente tóxicos. Otra fuente de metales disueltos en el relave pueden ser el agua de mina si se usa como agua de proceso y/o agentes de flotación como sulfatos de zinc, cobre (para concentración de plomo y zinc) y dicromato de potasio (para concentración de cobre y plomo).

- **Tiosales**

Estas sales se originan durante la molienda y flotación de un número de sulfuros bajo condiciones alcalinas. Las tiosales son oxidadas a iones sulfatos y generar acidez. Presencia de tiosales en concentraciones de pocos cientos de mg/l pueden crear problemas ambientales.

- **Reactivos de procesos**

Cuando se efectúa una buena operación, la mayoría de los reactivos, con excepción de modificadores de pH, son adsorbidos en la superficie del mineral. Si se usan en exceso queda un remanente en solución en los residuos de la molienda.

El cianuro es el reactivo más importante usado en la flotación de minerales de Pb /Zn y para lixiviación de oro. La cantidad de cianuro usado en flotación es lo suficientemente bajo como para permitir su eliminación por degradación natural. En el caso de lixiviación la cantidad es mucho mayor. Usando la degradación natural, la exposición de aguas residuales debe ser prolongada y se requiere pozas para los residuos. Cuando esto no es posible, es necesario un tratamiento posterior.

**TABLA 2.2. ALGUNOS REACTIVOS QUE PUEDEN
CONTAMINAR EL AGUA**

Ácidos	Colectores
Ácido sulfúrico.	Xantato amílico de potasio.
Álcalis	Xantato etílico de potasio.
Cal.	Xantato isopropílico de potasio.
Carbonato de sodio.	Ditiofosfato de anilina dicresílico.
Hidróxido de sodio.	GasOil.
Modificadores	Aminas.
Sulfato de cobre.	Espumantes
Cianuro de sodio.	Dowfroth 250.
Sulfato de zinc.	Alcohol hexílico.
Sulfuro de sodio.	Aceite de pino.
Dióxido de azufre	Espumante MIBC
Almidón.	

2.4.3 AGUA DE RELAVES

Los relaves producidos en el proceso de concentración de minerales están compuestos, en la mayoría de los casos de un lodo que contiene partículas de material de muy pequeñas dimensiones (mineral de ganga y una pequeña proporción de mineral valioso) en suspensión en el agua.

Existen dos maneras de disponer las aguas de relave:

a) Descarga directa del relave al medio ambiente

La descarga en lagos y aguas costeras tiene la ventaja de reducir enormemente la proporción de oxidación de los relaves ácidos. Siguiendo este procedimiento, los relaves se depositan en depresiones submarinas que previamente se han estudiado mediante batimetría marina. Dicha descarga es por gravedad y la disposición final se hace a una profundidad tal que se asegure que el ingreso de la luz solar sea mínimo, de manera que al no haber fotosíntesis, la vida marina es ínfima, reduciéndose por lo tanto el efecto ambiental.

FIGURA 2.3: DESCARGA DIRECTA AL MEDIO AMBIENTE

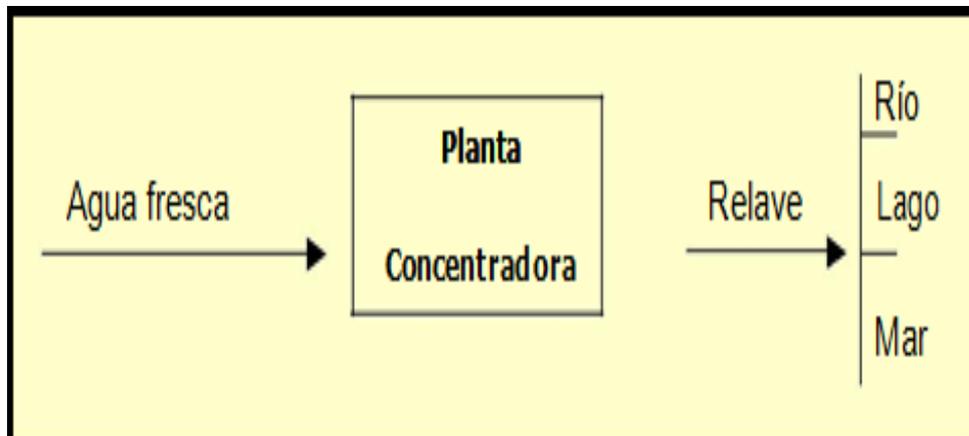
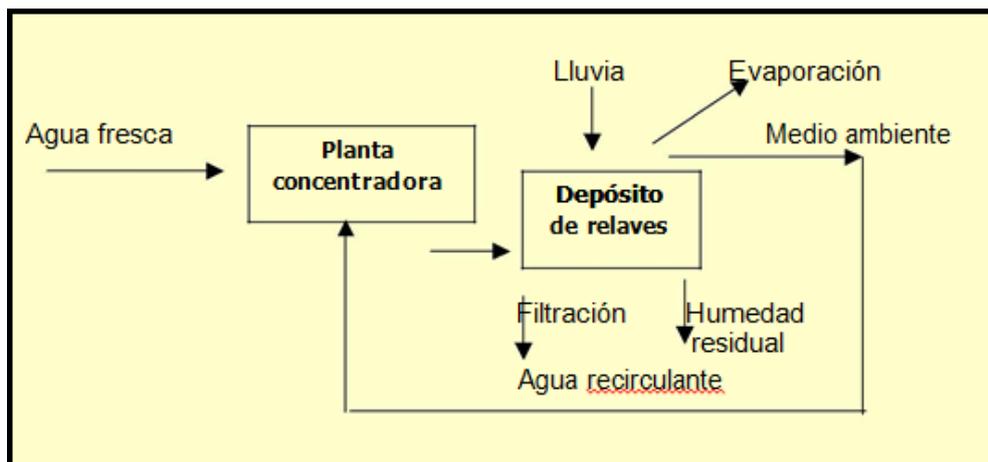


FIGURA 2.4 DESCARGA EN DEPÓSITOS ESPECIALES



b) Descarga en depósitos especiales

En la mayoría de los casos, el relave es descargado en un área especialmente diseñada (depósitos de relaves) donde los sólidos pueden sedimentar.

Los contaminantes potenciales procedentes de los depósitos de relaves incluyen sólidos en suspensión, metales en solución y reactivos químicos usados para el tratamiento.

2.4.4 CIANURO

El término “cianuro” sirve para designar a una familia de compuestos químicos inorgánicos que se caracterizan por la presencia de un átomo de carbono enlazado a un átomo de nitrógeno mediante un enlace triple ($C \equiv N^-$). Algunos autores han descrito al cianuro como un pseudo-halógeno (Chatwin, 1990). Sin embargo, esta analogía no es siempre adecuada, especialmente en términos de formación de complejos metálicos (Cotton y Wilkinson, 1972).

Debido a sus propiedades químicas, el cianuro es importante tanto para la industria como para el medio ambiente. Su interés industrial deriva de que es un fuerte agente “*ligante*” en forma iónica, capaz de formar compuestos metálicos estables con casi cualquier metal pesado en bajas concentraciones.

Los compuestos orgánicos que contienen este grupo se denominan “nitrilos”. Generalmente, este término tiene connotaciones negativas debido a que muchos de sus compuestos presentan propiedades sumamente tóxicas o letales, como lo

explica su aplicación en venenos, universalmente conocida por su uso durante la segunda guerra mundial en los campos de concentración.

2.4.5 CLASES DE CIANURO

En general, las distintas especies que incorporan en su composición al ión cianuro pueden ser agrupadas en alguna de las siguientes clases:

- ✓ **Ión cianuro:** Este término se refiere únicamente al anión CN^- en solución.
- ✓ **HCN (molecular):** El HCN molecular es una molécula neutra a la que se denomina ácido cianhídrico o cianuro de hidrógeno. Al grupo formado por el ión cianuro y el ácido cianhídrico se le conoce como “**cianuro libre**”.
- ✓ **Compuestos simples de cianuro:** Son compuestos iónicos que se disocian directamente en el agua liberando un catión y un ión cianuro. Son las sales que provienen de reacciones ácido-base como por ejemplo, el cianuro de sodio (NaCN).
- ✓ **Compuestos complejos de cianuro:** son compuestos iónicos que se disocian directamente en el agua liberando un catión y un anión que contiene al ión cianuro. El anión, denominado “complejo”, puede seguir disociándose, produciendo en última instancia un catión y varios aniones cianuro (por ejemplo, el $\text{Cu}(\text{CN})_3^{-2}$).
- ✓ **Organocianuros:** Son compuestos orgánicos que contienen el grupo ciano ($\text{C}=\text{N}$), que se denominan nitrilos o cianuros de alquilo. En determinadas condiciones pueden liberar iones cianuro, de ahí que presenten un comportamiento análogo al de los cianuros simples. En la mayoría de los casos, se degradan para producir sus respectivos ácidos y amoníaco, mostrando en consecuencia un comportamiento diferente de las formas

inorgánicas del cianuro.

- ✓ **Cianuro Total (TCN):** Se denomina así a todos los compuestos de cianuro (disueltos o no) existentes en una solución acuosa.
- ✓ **Cianuro disociable en ácido débil o cianuro WAD (*Weak Acid Dissociable*):** Es un término analítico utilizado para designar a los compuestos de cianuro que se disocian bajo reflujo con un ácido débil, normalmente a pH 4,5.
- ✓ **Cianuro disociable en ácido fuerte o cianuro SAD (*Strong Acid Dissociable*):** Es otro término analítico utilizado para designar a compuestos cianurados que resisten el ataque de un ácido débil, pero se disocian en presencia de un ácido fuerte a bajo pH (en torno a 2).
- ✓ **Compuestos derivados del cianuro (*cyanide related compounds*):** Son compuestos esencialmente no tóxicos que proceden de las transformaciones de compuestos cianurados. Los más importantes son el tiocianato (SCN^-), el cianato (CNO^-), los iones nitrato (NO_3^-) y nitrito (NO_2^-) y el amoníaco (NH_3).

2.4.6 CIANURO EN SOLUCIÓN

Después de haber extraído el oro por medio de procesos hidrometalúrgicos, pueden estar presentes cuatro tipos principales de compuestos de cianuro en los efluentes residuales o en las soluciones de los procesos: cianuro libre, cianuro WAD, cianuro SAD y formas cianuradas insolubles. Juntos, los cuatro tipos de compuestos constituyen el denominado “cianuro total”. El conocimiento de sus propiedades físico-químicas y de su comportamiento en solución será clave para comprender su importancia respecto de la seguridad y el medioambiente.

2.4.7 ANÁLISIS Y MONITORIZACIÓN DEL CIANURO

Monitorizar el cianuro durante y después de la recuperación del oro es esencial para la buena práctica operativa y la protección de la salud y el ambiente. Con el fin de asegurar un correcto análisis de la información disponible y tomar decisiones, son necesarios rigurosos protocolos de muestreo y procedimientos analíticos.

El cianuro generalmente se mide mediante uno de los siguientes métodos analíticos: análisis de cianuro total o análisis de cianuro DAD (disociable en ácidos débiles). El primero se utiliza para determinar el cianuro total en soluciones, incluso el cianuro libre y los cianuros ligados a metales, como los cianuros de hierro no tóxicos y más estables. El procedimiento analítico para determinar el cianuro DAD se utiliza para las formas libres y complejadas de cianuro, excepto para el cianuro de hierro. Un método más antiguo pero que todavía se emplea en lugar del análisis de cianuro DAD es el denominado “cianuro dócil a la cloración”.

Los análisis de cianuro son necesarios para controlar las operaciones, evaluar la toxicidad y el cumplimiento normativo, así como para informar al público sobre la manipulación de materiales peligrosos. Monitorear el cianuro durante y después la recuperación del oro es esencial para la buena práctica operativa y la protección de la salud y el ambiente. Con el fin de asegurar la calidad de la información disponible y tomar decisiones, son

necesarios rigurosos protocolos de muestreo y procedimientos analíticos. Esto exige una estricta planificación y un desempeño excelente por parte del personal entrenado para trabajar con sistemas bien diseñados y bien administrados.

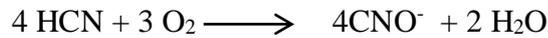
Desde el punto de vista del presente estudio, el análisis de los distintos tipos de compuestos cianurados es esencial, sobre todo por la evidente importancia que tiene la calidad de la información. Los métodos empleados más intensivamente en el presente trabajo han sido tres (con ligeras variantes):

- ✓ El método de valoración con nitrato de plata para el cianuro libre.
- ✓ El método colorimétrico de la piridina-ácido barbitúrico para cianuro disuelto.
- ✓ El método del ácido pícrico (también colorimétrico) para la determinación del cianuro disociable en ácidos débiles.

2.4.8 PROCESO DE LA CIANURACIÓN

El proceso de cianuración de un cianuro alcalino se inicia tomando en cuenta la ecuación de Elsner¹. Comercialmente, se suele trabajar con los cianuros de sodio (NaCN), de potasio (KCN) y de calcio (Ca(CN)₂). Generalmente, el más empleado es el cianuro de sodio, por ser el más fácilmente accesible y sencillo y seguro de manipular, a pesar de que el cianuro de calcio proporciona en su descomposición iónica un mayor porcentaje de iones cianuro.

Las condiciones de potencial de oxidación del proceso deben ser cuidadosamente vigiladas, ya que tanto el ión cianuro como el ácido cianhídrico pueden ser oxidados cianato, a valores de Eh elevados (figura 2.4), según las siguientes reacciones:

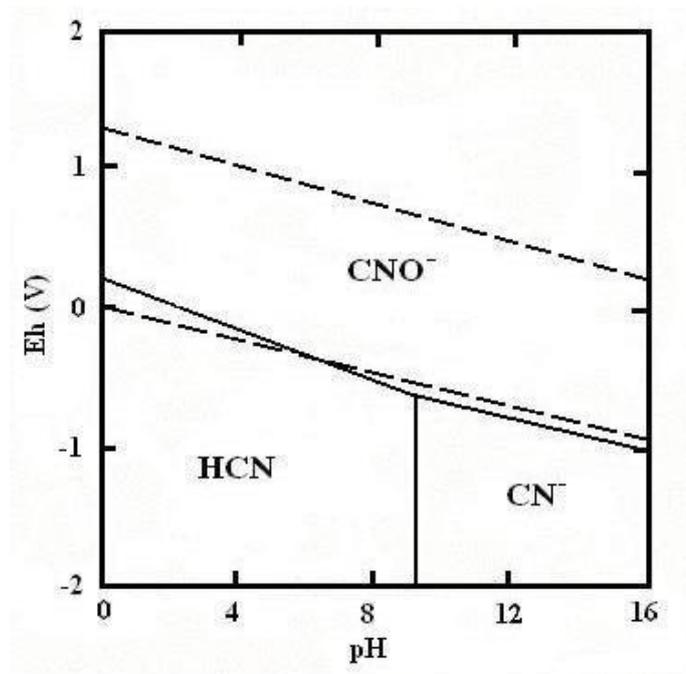
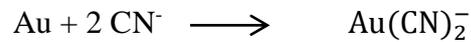


Estas reacciones son indeseables durante el proceso de lixiviación, porque reducen la concentración de cianuro libre en solución y el compuesto formado (cianato) no es capaz de disolver el oro con tanta eficacia. En soluciones en contacto con el aire, las reacciones 1 y 2 son extremadamente lentas, pero pueden ser catalizadas por la presencia de radiación ultravioleta (luz solar), calor, acción bacteriana o catalizadores convencionales como el óxido de zinc, el dióxido de titanio o el sulfuro de cadmio.

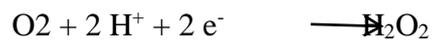


La reacción que marcaría la disolución del oro en el sistema, aunque realmente se ha mostrado como un proceso de tres fases (Marsden y House, 1993) puede ser simplificada como sigue (reacción anódica):

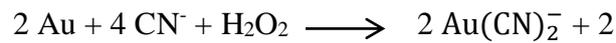
FIGURA N° 2.5: DIAGRAMA EH-PH PARA EL SISTEMA CN⁻-H₂O A 25° C Y UNA CONCENTRACIÓN 1 MILIMOLAR (MODIFICADO DE SMITH Y MUDDER, 1991)



La reacción catódica (reducción del oxígeno) puede ser sintetizada de la siguiente forma (Marsden y House, 1993):

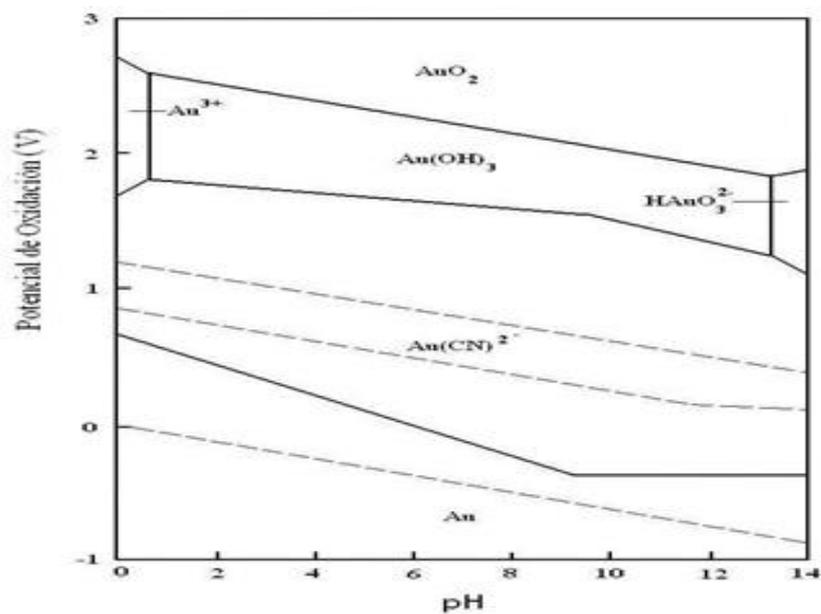


En conjunto, la disolución del oro en una solución aireada de cianuro alcalino, considerando las reacciones anteriores (anódica y catódica) puede resumirse en las siguientes reacciones, que ocurren en paralelo:



Finalmente, la reacción propuesta por Elsner es la más manejada para referirse al proceso de disolución del oro pero, a pesar de ser estequiométricamente correcta, no describe completamente las reacciones catódicas asociadas al proceso.

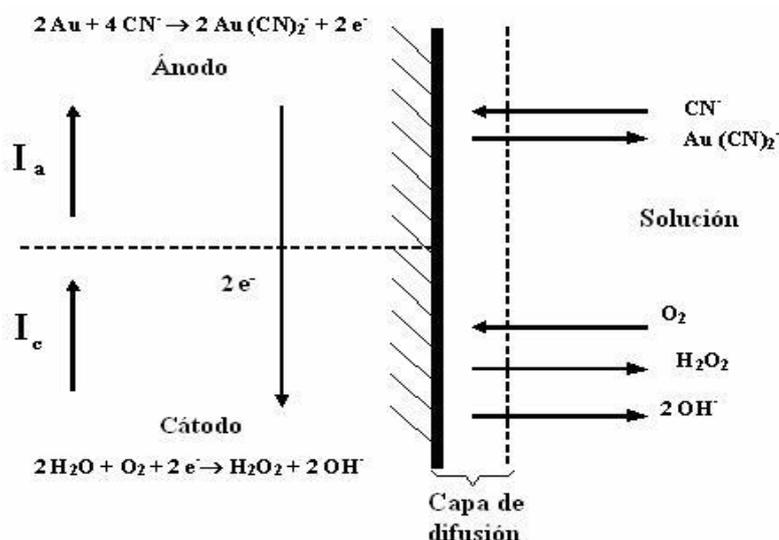
FIGURA N° 2.6: DIAGRAMA EH-PH DEL AU-H₂O-CN⁻
(MARSDEN Y HOUSE, 1993)



2.4.9 PARÁMETROS EN LA DISOLUCIÓN DEL ORO

La velocidad de disolución está principalmente influenciada por los siguientes factores: concentraciones de cianuro y oxígeno en la solución, temperatura, pH, área disponible de las partículas de oro (superficie específica), agitación y presencia o ausencia de otros iones en la solución.

FIGURA N° 2.7: REPRESENTACIÓN ESQUEMÁTICA DEL INTERCAMBIO DE IONES ENTRE LA SOLUCIÓN Y LOS ELECTRODOS (MODIFICADO DE EMKELSTEIN, EN MARSDEN Y HOUSE, 1993)



Concentración de cianuro: es relativamente fácil de controlar, ya que es uno de los reactivos que se añade al proceso. La cantidad óptima para el proceso está en función del contenido en oxígeno disuelto de la solución que, al utilizar la mayoría de los sistemas actuales el aire como fuente de oxígeno, a su vez depende de la altitud y de la temperatura. En cualquier caso, el rango de concentraciones de ión cianuro que implica una óptima disolución del oro está siempre en el rango 0,001-0,04 M. En la práctica, en los sistemas de lixiviación se trabaja con cianuro en exceso, debido a la competición, junto con el oro, de otras especies por el ión ligante.

Contenido en oxígeno disuelto: la velocidad de disolución del oro se incrementa con los contenidos en oxígeno disuelto, hasta un máximo de 32 mg/l (solución sobresaturada, Cathro y Walter, en Marsden y House, 1993). De todas formas, iguales ratios de recuperación de oro se pueden alcanzar con contenidos muy inferiores de oxígeno disuelto si se emplean tiempos más largos en la lixiviación. Esta consideración es importante en la práctica, pues el coste de incrementar la concentración de oxígeno disuelto en el agua no es generalmente nada despreciable, al obligar a trabajar bajo cierta presión o apelar a la inyección de oxígeno puro en los tanques.

Temperatura: al igual que en el caso anterior, la velocidad de disolución del oro se incrementa con la temperatura hasta un máximo de 85° C, ya que a partir de esa temperatura el descenso en la solubilidad del oxígeno comienza a compensar los beneficios del incremento de la actividad iónica. Además, el coste de mantener a dicha temperatura la solución raramente justifica el tratamiento de mineral de baja ley, siendo entonces usual la operación a temperatura ambiente.

pH: el diagrama Eh-pH para el sistema oro-cianuro-agua (mostrado en la figura 15) indica que la diferencia de potencial entre las líneas que definen la reacción anódica (oxidación del oro) y la catódica (reducción del oxígeno) es máxima a valores de pH entre 9 y 9,5. Esta diferencia de potencial conviene que sea máxima, ya que es la “fuerza” electroquímica que potencia la disolución del oro. En algunos casos, el pH puede ser ligeramente reducido, para evitar algunas otras reacciones indeseables, cuando hay cianicidas presentes, como el arsénico

o el antimonio.

Área superficial: la velocidad de disolución siempre es proporcional al área disponible del compuesto que se pretenda disolver. Así, la disolución será tanto más efectiva cuanto menor sea el tamaño de la partícula (o lo que es lo mismo, mayor será su superficie específica, aunque habría que considerar también la rugosidad). La misma consideración del punto anterior se puede hacer extensiva al tamaño de grano, en lo que respecta a la acción de los cianicidas.

Agitación: el empleo de agitación aporta beneficios notables al proceso de disolución del oro, de nuevo hasta un punto máximo donde dejan de observarse mayores recuperaciones. El mayor beneficio es debido a que la agitación minimiza el espesor de la capa de difusión (ver figura 2.7).

Presencia/ausencia de iones en solución: algunos cationes divalentes poseen un efecto significativo en la tasa de disolución de oro. Cantidades a nivel de “traza” de plomo, mercurio, talio o bismuto se han revelado como depolarizadoras de las superficies auríferas. Debido a que estos elementos en algunos tipos de menas no están presentes, es común la adición a los tanques de lixiviación de pequeñas cantidades de compuestos solubles de plomo.

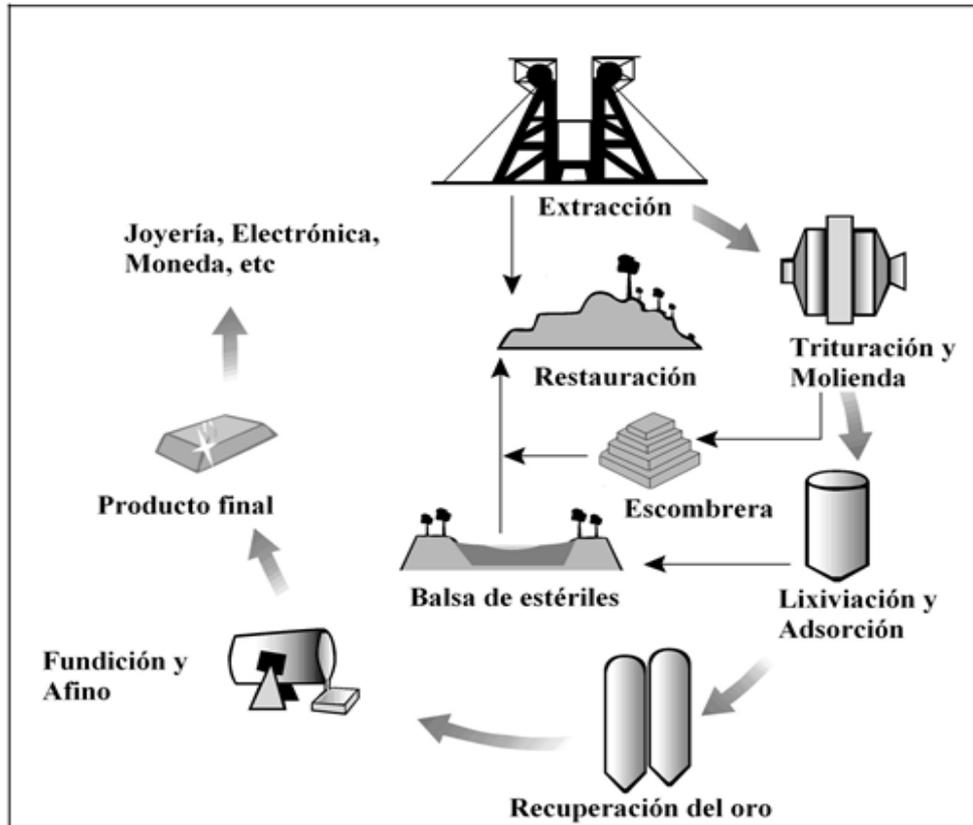
2.4.10 PRODUCCIÓN DE ORO

Una representación esquemática del proceso global de producción de oro se muestra en la figura 2.8.

2.4.11 PROCESO HIDROMETALÚRGICO DEL ORO

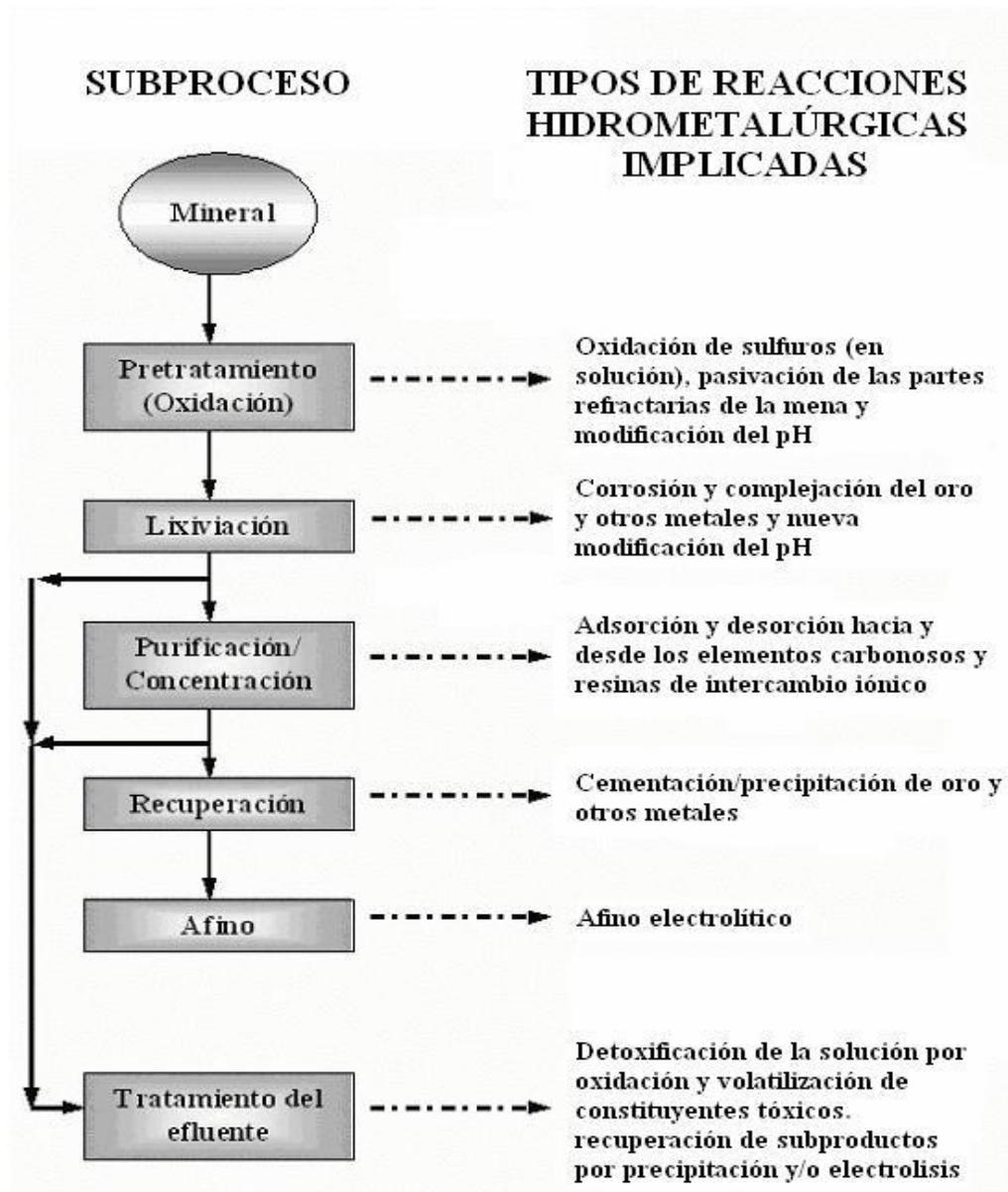
El uso de soluciones a base de agua para extraer y recuperar metales como el oro se denomina hidrometalurgia. Así, los procesos hidrometalúrgicos son las reacciones que se provocan para extraer, purificar y recuperar minerales y metales mediante el empleo de soluciones acuosas. La mayoría de las plantas de tratamiento de mineral aurífero emplean técnicas hidrometalúrgicas: dentro de éstas, los pasos más importantes son la lixiviación, la purificación y/o concentración de la solución y la recuperación del oro. Dependiendo del tipo de mena a tratar, se suelen emplear métodos de pretratamiento de la misma (cloración, oxidación bajo presión, oxidación bacteriana,...) para incrementar el índice de recuperación de oro en la lixiviación y convertir otros compuestos que interfieren en dicha recuperación en formas menos problemáticas. Las dos consideraciones de mayor importancia en lo que respecta al proceso hidrometalúrgico son alcanzar el punto óptimo de equilibrio para cada reacción de las que tiene lugar y la velocidad a que cada una debe llevarse a cabo.

FIGURA N° 2.8: REPRESENTACIÓN ESQUEMÁTICA DEL PROCESO DE PRODUCCIÓN DE ORO. (MODIFICADO DE MUDDER, 1999)



Los procesos hidrometalúrgicos que tienen lugar en la producción de oro quedan reflejados en el siguiente diagrama de flujo de la figura 2.9.

**FIGURA N° 2.9: DIAGRAMA DE FLUJO DE LOS PROCESOS
HIDROMETALÚRGICOS EN LA PRODUCCIÓN DE ORO
(MARSDEN Y HOUSE, 1993)**



Los procesos de la extracción hidrometalúrgica son extremadamente complejos debido tanto a la diversidad de especies presentes en el mineral a tratar como a la heterogeneidad de las soluciones resultantes tras la extracción. Así, los principios generales tales como las leyes teóricas sobre la cinética y la termodinámica del sistema, solamente se pueden considerar como una aproximación a las condiciones de operación. A continuación, se ofrece descripción resumida del proceso sintetizado en el diagrama anterior.

Los procesos de cianuración en minería del oro utilizan soluciones muy diluidas de cianuro de sodio (NaCN), típicamente entre 0,01% y 0,05% de cianuro (100 a 500 partes por millón). El cianuro de sodio se disuelve en agua donde, en condiciones ligeramente oxidantes, disuelve el oro contenido en el mineral. La solución resultante que contiene oro se denomina “solución cargada”. Luego se agrega zinc o carbón activado a la solución cargada para recuperar el oro extrayéndolo de la solución. La solución residual o “estéril” (es decir, carente de oro) puede recircularse para extraer más oro o enviarse a una instalación para el tratamiento de residuos. En el capítulo siguiente se presentan los enfoques clásicos para el tratamiento de esta solución residual de cianuro, que es el objetivo final del presente estudio.

En líneas generales, existen dos enfoques clásicos para la lixiviación del oro de un mineral mediante el cianuro: la lixiviación en tanque y la lixiviación en pila (por percolación). La lixiviación en tanque es el método convencional por el cual el mineral aurífero se tritura y se muele hasta reducirlo a menos de un milímetro de diámetro. En algunos casos se puede recuperar parte del oro de este

material finamente molido como partículas discretas de oro mediante técnicas de separación por gravedad. En la mayoría de los casos, el mineral finamente molido se lixivia directamente en tanques para disolver el oro en una solución de cianuro. A continuación, la solución descargada se pasa un sistema donde se elimina en cierta medida el contenido residual en compuestos cianurados y otras impurezas; a este proceso se le denomina genéricamente “detoxificación”. Cuando el oro se recupera en una planta convencional de lixiviación en tanque, la solución estéril, una vez detoxificada, se recogerá junto con los residuos sólidos (“estériles” o “relaves”) en una balsa o depósito de estériles. Allí, parte de la solución permanecerá dentro de los poros de los estériles sedimentados y parte se decantará y se recogerá en un estanque conectado a la balsa de estériles, desde donde se recicla, enviándose nuevamente a la planta.

Los recientes avances técnicos permiten la lixiviación en pila de algunos minerales auríferos. Con este método, el mineral se tritura y se reduce a unos pocos milímetros de diámetro; a continuación, se coloca en grandes pilas o montones. Una solución de cianuro se hace pasar lentamente a través de estas pilas para disolver el oro. Cuando se utiliza la tecnología de lixiviación en pila para extraer oro, la solución estéril se recoge en un estanque que generalmente se recarga con cianuro y se recicla de regreso al sistema de lixiviación.

La industria moderna del oro utiliza el cianuro casi exclusivamente como agente lixiviador del oro. Se han utilizado otros agentes complejantes como la tiourea, los cloruros y otros haluros para extraer oro del mineral, pero generalmente no son rentables y presentan problemas particulares para el

medioambiente y la salud. Los complejos de cianuro son más estables y eficaces y no necesitan otras sustancias químicas agresivas para realizar la recuperación del oro. Una vieja técnica para la recuperación del oro, que ha dejado de utilizarse en las modernas plantas de extracción de oro, es la amalgamación con mercurio líquido. En algunos países en desarrollo, los mineros artesanales siguen utilizando el mercurio líquido para complejar el oro proveniente de pequeñas explotaciones mineras. Sin embargo, se ha desalentado esta práctica debido a que el deficiente manejo del mercurio líquido y del vapor que surge al volatilizar el mercurio provoca serios problemas de salud.

Así, como se ha apuntado, la principal reacción de interés en el proceso implica la disolución de oro en una solución líquida, lo que requiere dos agentes; un complejante (el cianuro) y un oxidante para lograr las condiciones óptimas de lixiviación. Solamente un número restringido de complejantes o ligantes son capaces de formar compuestos lo suficientemente estables como para ser empleados en la extracción del oro (CN^- , SCN^- , $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$, Cl^- , Br^- , I^- y $\text{CS}(\text{NH}_2)_2^+$): el cianuro es universalmente utilizado por su coste relativamente barato y su gran avidez por el oro. Por otra parte, el oxidante más comúnmente empleado es el oxígeno, proporcionado por el aire.

2.4.12 TRATAMIENTO DE EFLUENTES EN EL PROCESO DE CIANURACIÓN

Las operaciones de extracción de oro generan gran variedad de productos residuales, algunos de ellos altamente tóxicos, que deben ser gestionados de acuerdo con las oportunas regulaciones medioambientales.

Paralelamente al resurgimiento de la minería del oro y los avances tecnológicos asociados, ha surgido una preocupación medioambiental hacia un correcto manejo y gestión de los residuos generados.

En consecuencia, estos residuos requieren un tratamiento adecuado, debido principalmente a tres razones:

- ✓ Recuperación y reciclado de reactivos, que puede hacer el conjunto del proceso más atractivo económicamente.
- ✓ Recuperación de metales como subproducto, o extracción de los mismos de la solución en caso de que tengan un efecto adverso para la recuperación del oro.
- ✓ Destoxificación de efluentes.

2.4.13 MÉTODOS DE DESTOXIFICACIÓN

Los procesos de destoxificación se usan para reducir las concentraciones de constituyentes tóxicos (en el caso que nos ocupa, compuestos cianurados) de un sistema físico. En el caso de los efluentes de un proceso de cianuración, existen tres vías para llevar a cabo la destoxificación:

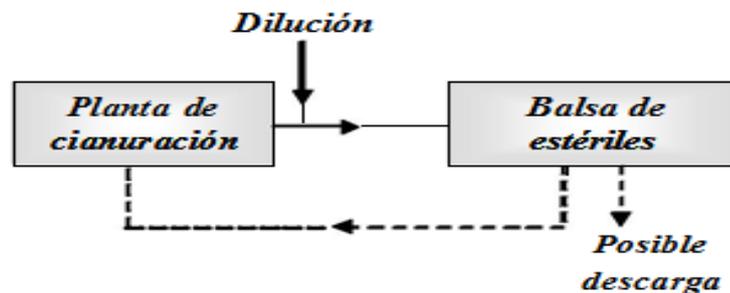
- a) Dilución de la solución.
- b) Extracción de los productos tóxicos de la solución.
- c) Conversión de formas tóxicas a formas no tóxicas (destrucción y/o degradación).

A continuación, se pasa a describir, con un poco más de detalle, los métodos de destoxificación que se han mencionado, los cuales pueden ser aplicados individualmente o en combinación, para alcanzar los objetivos del proceso.

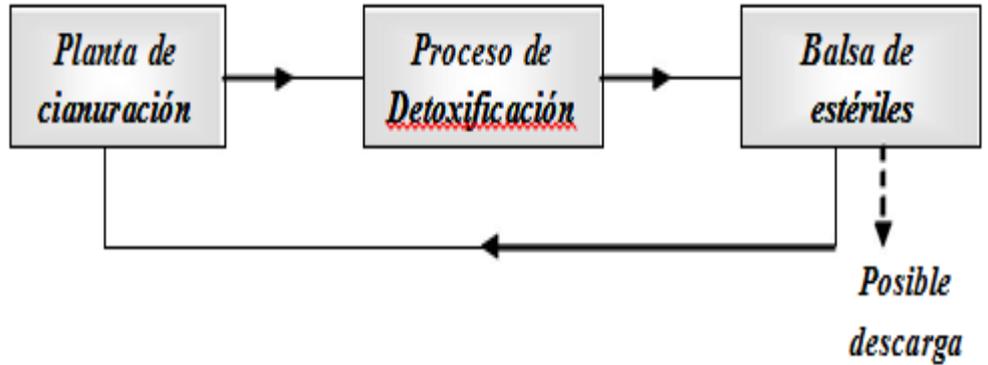
✓ **Dilución**

Cuando resulta viable, siempre es la solución más cómoda, barata y rápida para la destoxificación de un efluente. Su gran problema es que, aunque por esta vía se puede llevar la solución a valores de descarga a cauces públicos, la cantidad total de sustancia tóxica liberada no se reduce. Así, el cauce receptor quedaría contaminado, aunque fuese en concentraciones muy bajas. En la práctica, se emplea únicamente como complemento a otros procesos. El diagrama siguiente (fig. 6) representa esquemáticamente el proceso, en sus diferentes variantes (modificado de Marsden y House, 1993):

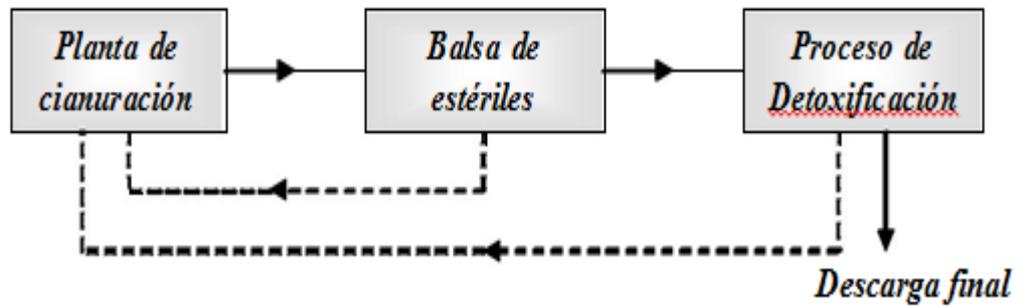
a) **Dilución**



b) Tratamiento del efluente antes de su almacenamiento



c) Tratamiento del efluente tras el almacenamiento (doble opción de recirculación).



d) Tratamiento del efluente tras el almacenamiento (recirculación simple).

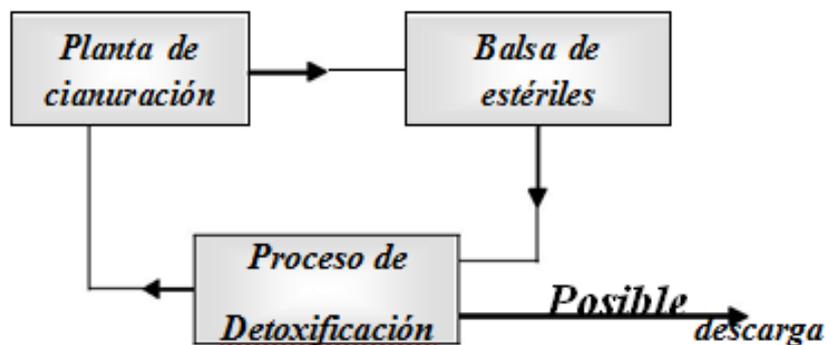


Figura 2.10. Diagramas de flujo simplificados de las principales opciones para el tratamiento de efluentes.

✓ **Extracción de los productos tóxicos de la solución y conversión de formas tóxicas a formas no tóxicas**

En lo que se refiere a destoxificación de soluciones residuales ricas en compuestos cianurados, los métodos existentes se pueden dividir en tres categorías:

- (1) Eliminación de compuestos cianurados.
 - ✓ Volatilización del HCN y otros procesos de degradación naturales.
 - ✓ Adsorción en superficies minerales.
- (2) Complejación para formar fases menos tóxicas y susceptibles de precipitar.
- (3) Oxidación de fases cianuradas para formar compuestos menos tóxicos.

Los métodos más comunes son:

- ✓ Oxidación natural.
- ✓ Proceso de oxidación con peróxido de hidrógeno.
- ✓ Proceso de oxidación con dióxido de azufre.
- ✓ Proceso de oxidación mediante cloración alcalina.
- ✓ Oxidación biológica.
- ✓ Ozonación.
- ✓

2.4.14 TECNOLOGÍAS PASIVAS. TIPOS Y CARACTERÍSTICAS

Los procesos de eliminación de contaminantes se llevan a cabo en la práctica en distintas formas tecnológicas. Actualmente, los diferentes sistemas que pueden ser catalogados como pasivos pueden ser agrupados en tres categorías diferentes (Younger *et al.*, 2002):

- ✓ Sistemas pasivos de medio inorgánico (IMPs, Inorganic Media Passive systems).

- ✓ Sistemas de flujo subsuperficial con actividad bacteriana sulfato-reductora (SFBs, Subsurface Flow Bacterial reduction systems).

- ✓ Sistemas pasivo tipo “humedal” (Wetland -type passive-systems).

2.4.15 SISTEMAS TIPO HUMEDAL

Actualmente, son las tecnologías pasivas más empleadas para el tratamiento de aguas de mina, y se cree que a corto/medio plazo lo seguirán siendo. Existen numerosas razones que apoyan esta predicción, como pueden ser su atractivo económico y medioambiental, así como el hecho de que comienzan a ser catalogadas como “tecnologías válidas” para algunos casos concretos (como la eliminación del hierro, antes citada). En cualquier caso, sí es cierto que poseen algunas limitaciones de uso y son, por consiguiente, sistemas no aptos en determinadas condiciones (por ejemplo, para el tratamiento de soluciones con elevadas cantidades de metales pesados, como Hg o Cd). Las diferentes variedades de los sistemas tipo humedal son cuatro:

✓ **Balsas de sedimentación**

Actualmente, algunos organismos y autores recomiendan que una celda de sedimentación sea el primer elemento de cualquier sistema pasivo debido a su simplicidad y su potencial eliminación de sólidos inertes en suspensión (es decir, eliminar o reducir la turbidez de la solución a tratar): es evidente que resultará mucho más sencillo retirar el sedimento acumulado de una celda de este tipo que de un humedal propiamente dicho, con lo que además se logra prolongar de forma significativa la vida útil del mismo. Muchas de las soluciones susceptibles de ser sometidas a un tratamiento pasivo llevarán en suspensión finas partículas (por ejemplo, de suelo) de naturaleza inerte, como pueden ser las arcillas o el cuarzo, que quedan satisfactoriamente retenidas en una balsa de sedimentación.

La relación largo / ancho de las celdas de sedimentación, para operar en buenas condiciones hidráulicas (evitar vías preferenciales de circulación y cortocircuitos) debe estar comprendida entre 2:1 y 5:1. Por último, conviene diseñar estas unidades con factores de seguridad importantes, ya que se debe tener en cuenta que, a medida que la acumulación de sólidos reduce el volumen efectivo de la celda, el tiempo de residencia disminuirá.

✓ **Humedales aerobios**

Los humedales aerobios son actualmente una tecnología aceptada y establecida para la eliminación de Fe y Mn (también Zn en forma de carbonato), en aguas netamente alcalinas ($\text{pH} > 6$). El factor común de estas aplicaciones exitosas de los humedales aerobios es el predominio de los

procesos de oxidación e hidrólisis, junto con varios mecanismos de sedimentación. El resultado de los procesos de oxidación y de hidrólisis es una producción neta de acidez en forma de protones, por lo que este tipo de sistemas solamente es apto para soluciones netamente alcalinas (en el caso de tratar un agua ácida, el pH caería hasta un valor, generalmente inferior a 5, en el que la mayoría de los metales son solubles). Para el tratamiento de un agua ácida por ésta vía, es necesario un pretratamiento para neutralización de la acidez (por ejemplo, un ALD).

✓ **Humedales de sustrato orgánico (Compost wetlands)**

Los humedales aerobios fueron las primeras tecnologías pasivas que se emplearon para el tratamiento de aguas de mina. Pronto se hizo patente el problema de estos sistemas: al ser aplicados a un agua netamente ácida, provocaban un nuevo descenso del pH en las mismas, debido a la liberación de protones durante la hidrólisis del Fe^{3+} y del Al^{3+} . Con el desarrollo de la tecnología, se fue contrastando que este efecto de disminución del pH era mucho menos marcado en aquellos sistemas en los que se habían añadido al sustrato algunas capas de sustrato orgánico (compost) para promocionar el crecimiento de los vegetales.

2.4.16 ESTÁNDARES DE CALIDAD AMBIENTAL DE CIANURO

En el Perú, hasta la fecha existen Límites Máximos Permisibles (LMP) y Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para cianuro en efluentes, suelos, aguas superficiales y agua potable. Aún no se ha definido criterios para determinar si un residuo contaminado con cianuro debe ser considerado como residuo

peligroso para su disposición final (importante particularmente para la evaluación del riesgo de desechos mineros). Según la Política Nacional del Ambiente (Ley N° 28611) (disposiciones transitorias, complementarias y finales): “En tanto no se establezcan en el país, Estándares de Calidad Ambiental, Límites Máximos Permisibles y otros estándares o parámetros para el control y la protección ambiental, son de uso referencial los establecidos por instituciones de Derecho Internacional Público, como los de la Organización Mundial de la Salud (OMS)”.

LA TABLA N° 2.3: RESUME LMP Y ECA NACIONALES E INTERNACIONALES PARA FACILITAR LA CARACTERIZACIÓN DE UNA CONTAMINACIÓN AMBIENTAL POR CIANURO, DE ACUERDO A LA LEY N° 28611

<i>Valor</i>	Organismo o País		Fuente
<i>Efluente</i>			
1 mg/L cualquier momento	Perú (LMP para	D.S. 010-2010- MINAM	LMP como cianuro total, valor en
<i>Suelos</i>			
0.9 mg/kg	Perú	D.S. N° 002- 2008-MINAM (ECA como	Suelo agrícola
0.9 mg/kg			Suelo
8 mg/kg			Suelo
<i>Aguas</i>			
0.1 mg/L c. CN	Perú	DS N° 002-2008- MINAM	ECA para riego de
0.022 mg/L c. CN libre			ECA como Hg, aguas superficialesdestinadas para
0.022 mg/L c. CN			ECA como Hg, aguas superficiales
0.8 mg/L c. CN			Agua superficial tipo A2 y
0.022 mg/L c. CN			A3 (aguas que pueden ser
0.8 mg/L c. CN			
0.005 mg/L c. CN			

0.08 mg/L c. CN			Agua superficial tipo A1
Agua notable			
0.07 mg/L	Perú	Reglamento de la Calidad	
LMP como CN libre del Agua para Consumo Humano. DS N° 031-2010-SA			
Aire			
10 ppm HCN (11 mg/m3) (permitida)	Perú MEM	Guía Ambiental para el lugar de	Concentración máxima para HCN es aprox. 2
Ver Tabla 2.4			

TABLA N° 2.5: RESIDUOS

Análisis	Conc. promedio en el residuo [mg/kg]	Conc. de cianuro en el lixiviado TCLP [mg/L]	Clasificación del residuo y requerimientos para la disposición final
CN libre	< 70 ^s	nr	RNP
CN total	< 320	nr	
CN libre	70 - <300	< 3.5	
CN total	320 - <5 900	< 16	RP
CN libre	70 - <300	> 3.5	
CN total	320 - <5 900	> 16	
CN libre	300 - 1 200	< 14	RMP
CN total	5 900-23 600	< 64	
CN libre	300 - 1 200	> 14	
CN total	5 900-23 600	> 64	
CN libre	> 1 200	nr	
CN total	> 23 600	nr	

nr = no requerido; RNP=residuo no peligroso (puede ser depositado en relavera o relleno sanitario sin mayor control de lixiviados); RP=residuo peligroso (requiere disposición en relavera o relleno especial con control de lixiviados); RMP=residuo muy peligroso (requiere disposición en relleno especial con control de lixiviados, luego de una estabilización química o física para reducir la toxicidad del material)

2.4.17 Impactos del cianuro sobre la salud y el ambiente

✓ Toxicidad en Seres Humanos

- ✓ El cianuro es una sustancia química, potencialmente letal, que actúa rápidamente en cuestión de minutos y puede existir de varias formas.
- ✓ Los seres humanos pueden estar expuestos al cianuro mediante inhalación, ingestión o absorción a través de la piel.
- ✓ El cianuro puede ser un gas incoloro como el cianuro de hidrógeno (HCN), o estar en forma de cristales como el cianuro de sodio (NaCN), calcio (Ca(CN)₂) o de potasio (KCN).
- ✓ El cianuro se describe con un olor a “almendras amargas”, pero no siempre emana un olor y no todas las personas pueden detectarlo.

✓ Cómo actúa el cianuro

Dentro del cuerpo, el cianuro impide a las células utilizar el oxígeno del aire, lo cual causa hipoxia de los tejidos y la “cianosis”, caracterizada por la decoloración azulada de la piel. El colapso del sistema respiratorio deja de nutrir a las células con oxígeno, resultando en una respiración rápida y profunda, seguida por convulsiones, pérdida del conocimiento y asfixia (CDC 2006). La forma más tóxica del cianuro es el ácido cianhídrico (HCN) gaseoso. El límite de umbral tope de HCN en el lugar de trabajo fue establecido por La Conferencia Norteamericana de Higienistas Industriales Gubernamentales (ACGIH) en 4.7 ppm

(ACGIH 1998). En concentraciones de 20 a 40 ppm de HCN en el aire, se puede observar cierto malestar respiratorio después de varias horas. La muerte ocurre en pocos minutos con concentraciones de HCN por encima de aproximadamente 250 ppm en el aire.

Para el cianuro de potasio o de sodio, la dosis letal en humanos por ingestión o inhalación varía entre 0,050 y 0,2 gramos de cianuro (correspondiendo a unos 2 a 5 granos de arroz).

En resumen, se puede concluir que:

- ✓ El envenenamiento causado por cianuro depende de la cantidad de cianuro al que ha estado expuesto la persona, la forma de exposición y la duración de la misma.
- ✓ Respirar el gas de cianuro es lo que causa mayor daño.
- ✓ El gas de cianuro es más peligroso en lugares cerrados porque el gas queda atrapado al interior de los mismos.
- ✓ El gas de cianuro se evapora y dispersa rápidamente en espacios abiertos haciendo que sea menos dañino al aire libre.
- ✓ El gas de cianuro es menos denso que el aire y por esta razón tiende a elevarse.
- ✓ El cianuro evita que las células del cuerpo reciban oxígeno. Cuando esto ocurre, las células mueren.

- ✓ El cianuro es más dañino al corazón y al cerebro que a otros órganos, porque el corazón y el cerebro utilizan bastante oxígeno.

La exposición por cualquier medio a una cantidad peligrosa de cianuro puede causar los siguientes efectos en la salud:

- ✓ Convulsiones.
- ✓ Presión sanguínea baja.
- ✓ Ritmo cardíaco lento.
- ✓ Pérdida de la conciencia.
- ✓ Lesión en el pulmón.
- ✓ Falla respiratoria que lleva a la muerte.

Las personas expuestas a pequeñas cantidades de cianuro por la respiración, la absorción por la piel o el consumo de alimentos contaminados con cianuro pueden presentar algunos o todos los síntomas siguientes en cuestión de minutos (CDC 2006):

- ✓ Respiración rápida
- ✓ Agitación
- ✓ Mareo
- ✓ Debilidad

✓ Dolor de cabeza

✓ Náusea y vómito

✓ Ritmo cardíaco rápido

Los sobrevivientes del envenenamiento severo por cianuro pueden desarrollar daño en el corazón y daño cerebral.

Una exposición crónica (o sea de pequeñas cantidades durante largos periodos) tiene también efectos considerables sobre la salud, incluyendo pérdida de apetito, migrañas, náuseas o irritación de los ojos. Además, puede atacar las fibras musculares del corazón o afectar al funcionamiento de la tiroides.

El hecho de que la persona presente estos signos y síntomas no significa necesariamente que haya estado expuesta al cianuro, ya que existen otras enfermedades que presentan signos parecidos.

2.4.18 ECOTOXICIDAD DE CIANURO

El impacto más importante del cianuro en el medio ambiente es la contaminación de aguas superficiales y subterráneas. Debido a su gran solubilidad en agua, la migración de cianuro en medios como el subsuelo y agua subterránea es muy rápida en comparación con muchos otros contaminantes. Entonces no es una sorpresa que la fauna acuática y otros animales como aves, mamíferos o reptiles que tengan contacto con agua contaminada por cianuro son los más afectados. De hecho, los peces son mucho más sensibles al cianuro que

los seres humanos (Eisler 1991). Peces jóvenes de agua fría, como las truchas, parecen ser una de las especies acuáticas más sensibles al cianuro (Logsdon et al. 2001). Los insectos acuáticos generalmente son menos sensibles a la sustancia (Eisler 1991).

Entre los animales no acuáticos más afectados están las aves migratorias que pasan a través de regiones áridas y toman el agua de estanques abiertos con agua conteniendo cianuro.

Particularmente para pozos pequeños de lixiviación, la cobertura con redes de plástico es una buena opción para evitar la muerte de aves y otros animales (Eisler 1991). La colocación de redes en depósitos de relaves de gran escala está limitada por el peso de las redes, especialmente cuando se acumula nieve o hielo en climas fríos y debidos a que los animales silvestres quedan atrapados accidentalmente en ellas. Otra opción son por ejemplo pelotas plásticas u otros dispositivos flotantes para cubrir toda la superficie de los pequeños estanques de procesamiento. Este último método también ayuda a reducir la pérdida de cianuro libre debido a la volatilización.

El acceso de otros animales que pueden llegar al agua tóxico en estanques abiertos puede ser controlado usando bermas y vallas, paredes, plataformas de concreto, etc.

2.4.19 TOXICIDAD PARA LOS VEGETALES

El impacto de cianuro al crecimiento de plantas generalmente es mínimo. Sin embargo, existen estudios donde se mostró que concentraciones elevadas pueden impedir la respiración de plantas grandes, y llevarlas a la muerte. Además, varias plantas pueden acumular cianuro en diferentes formas químicas durante largos periodos (Eisler 1991).

2.4.20 COMPLEJOS METAL-CIANURO

La toxicidad del cianuro depende mucho de la forma química en que se encuentra. Después de su uso en el proceso hidrometalúrgico de extracción, químicamente se diferencia entre los siguientes tres tipos principales: cianuro libre, cianuro débilmente complejado y cianuro fuertemente complejado. Todas estas fracciones de cianuro en conjunto representan en la química analítica el “cianuro total”. El conocimiento de la química y del comportamiento en la naturaleza de estos tres tipos de cianuro es importante para comprender su ecotoxicidad y toxicidad humana.

El cianuro es un compuesto muy reactivo y no solamente reacciona con metales preciosos como el oro y la plata formando complejos metal-cianuro, sino también con metales como el hierro, el zinc, el cobre, el níquel, el arsénico e inclusive con el mercurio. Debido a que la concentración de hierro en aguas mineras generalmente es alta, el complejo cianoferrato (un complejo de cianuro con hierro) está presente masivamente en las aguas de desecho de la minería de oro.

Es la potencial reacción entre mercurio y el cianuro la que genera un riesgo particular para el ambiente como para la salud humana, debido a que muchos relaves procesados contienen restos de mercurio que no fue recuperado en la amalgamación. El hecho de que el compuesto entre mercurio y cianuro es soluble en agua, aumenta significativamente la migración, biodiversidad y toxicidad del mercurio en comparación con el mercurio elemental (Miller et al. 1996, Coles y Cochrane 2006, MSHA 1997). Pero no solamente el mercurio se moviliza con cianuro, también otros metales tóxicos inmovilizados en el mineral se solubilizan y pueden contaminar acuíferos.

La toxicidad de complejos cianuro-metal depende de diferentes factores, pero principalmente de la estabilidad del complejo. Mientras complejos de cianuro con oro, mercurio, hierro y cobalto son muy estables y por lo tanto tienen una baja toxicidad, otros compuestos formados con metales como sodio, potasio, calcio, magnesio e inclusive mercurio son muy solubles y por lo tanto muy tóxicos. La formación de complejos estables entre cianuro y hierro es una suerte para la naturaleza y por lo tanto apoyan a la atenuación natural de la contaminación por cianuro. A pesar de que también estos complejos cianuro-metal estables pueden liberar de nuevo el cianuro si el medio se vuelve ácido o si son expuestos directamente a la luz solar, la concentración de cianuro libre se mantiene relativamente baja debido a que la degradación de los complejos es gradual y no de golpe.

2.4.21 PRODUCTOS DE DESCOMPOSICIÓN GRADUAL DE CIANURO

Por sus bajos costos, la degradación biológica del cianuro para la detoxificación de desechos y/o efluentes contaminados es la forma de mayor interés, tanto en empresas grandes como en pequeñas. Muchos estudios de investigación han sido realizados, demostrando que la concentración de este compuesto disminuye con el tiempo, debido a fenómenos de volatilización, precipitación, complejación, adsorción y biodegradación mediante microorganismos nativos (ver por ejemplo bibliografía en Villavicencio Velasco 2011). Sin embargo, la degradación de cianuro en efluentes y en relaves es un proceso complejo y depende de varios parámetros. El cianuro no se degrada directamente por completo, sino existe una gran variedad de productos intermediarios de la degradación del cianuro con distintos grados de toxicidad humana y ecológica. Los cuatro productos más comunes y conocidos son el cianato, el tiocianato, sulfuro, nitrato y el amonio.

Los cianatos son el directo resultado de la oxidación del cianuro libre y son sustancias bastante estables que pueden permanecer mucho tiempo en el agua y suelo en sitios mineros. A pesar de que su toxicidad oral aguda es aproximadamente un factor de 50 a 200 inferior en comparación con el cianuro libre (Birch y Schütz 1946), existen daños crónicos, tanto de la fauna acuática (Dauchy et al. 1980), como también a la salud humana (incluyendo efectos de somnolencia, convulsiones, disnea, nerviosismo y excitación o hiper reactividad). No existen en Perú, EEUU, Canadá o Europa ECA para cianato o tiocianato en agua o suelo.

El cianuro forma tiocianatos típicamente en geologías con presencia de minerales sulfurados. La toxicidad aguda de tiocianato es comparable con la toxicidad del cianato, ya que es aproximadamente 50 veces menos tóxico que el cianuro libre (PAN, US EPA). Mientras la toxicidad aguda del tiocianato al ecosistema acuático es reportada como baja, existe el peligro de un daño crónico para la vida acuática. En este aspecto, de importancia para los ecosistemas típicos acuáticos de Arequipa, es la observación de un incremento de la mortalidad en crustáceos como el camarón y también a peces sensibles como la trucha en presencia de tiocianato (Dauchy et al. 1980). Existe evidencia de una biodegradación de tiocianato bastante rápida en amonio y sulfato, y es potencialmente la formación de amonio durante la metabolización que es la causa de la ecotoxicidad de esta sustancia.

La descomposición de cianuros genera nitratos y amoníaco como resultado de la hidrólisis del cianuro. Particularmente el amoníaco es altamente tóxico en el ecosistema acuático, con una toxicidad para peces aún por encima del cianuro libre.

En la práctica del monitoreo ambiental, los únicos productos tóxicos de la descomposición natural del cianuro que se monitorea con frecuencia es el amonio y el nitrato. Debido a que el cianato y tiocianato no están considerados en la legislación ambiental (o sea de los LMP de efluentes o ECA de cuerpos de agua), se puede concluir que el cumplimiento con la legislación actual no asegura que un efluente o agua superficial no tenga un impacto negativo al ecosistema o para la salud humana.

En resumen, los procesos de degradación natural generalmente toman varios meses, o inclusive varios años y muchos productos de degradación biológica también son tóxicos. En la mayoría de los casos, una biodegradación solamente es capaz de reducir la carga de sustancias tóxicas (como el cianuro, cianato, tiocianato y metales pesados), pero no permite que los niveles de cianuro ni de metales pesados se reduzcan de manera aceptable a niveles por debajo de los LMP de efluentes. Además, el almacenamiento durante largo tiempo, de “soluciones cansadas”, aumenta considerablemente el riesgo de pérdidas por fugas e impactos negativos para el medio ambiente por la intoxicación de animales silvestres y de ganado.

2.5 MARCO LEGAL

Constitución Política del Perú, Diciembre 1993.

Ley N° 29023 (2007): Ley que regula la comercialización y uso de cianuro.

Ley N° 28551 (2005): Ley sobre la obligación de elaborar y presentar Planes de Contingencia.

Ley No 29783, Ley de Seguridad y Salud en el Trabajo.

Ley del Consejo Nacional del Ambiente. Ley N° 26410 .

Ley General de Salud. Ley N°26842.

Ley General de Aguas. Ley N° 17752.

R.M. 596-2002-EM/DM (2002): Reglamento de Consulta y Participación Ciudadana en el procedimiento de aprobación de los Estudios de Impacto Ambiental en el sector de energía y Minas.

Decreto Legislativo N° 757, Noviembre 1991. Ley Marco para el Crecimiento de la Inversión Privada,

Ley 28090. Ley que Regula el Plan de Cierre.

Ley N°28721, Ley que Regula los Pasivos Ambientales de la Actividad Minera, del 6 de Julio del 2004.

Ley N° 27651. Ley de Formalización y Promoción de la Pequeña Minería y la Minería Artesanal. (24-01-2002).

Ley N° 27314, Ley General de Residuos Sólidos.

D.L. 1103-2013 Poder Ejecutivo: Decreto Legislativo que establece medidas de control y fiscalización en la distribución, transporte e comercialización de insumos químicos que puedan ser utilizados en la minería informal.

D.S. N° 002-2013-MINAM: Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Suelo.

D.S. N° 002-2008-MINAM: Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua.

D.S. N° 010-2010-MINAM: Límites Máximos Permisibles para la descarga de Efluentes Líquidos de Actividades Minero-Metalúrgicas.

D.S. N° 046-2001-EM: Reglamento de Seguridad e Higiene Minera.

D.S. N° 055-2010-EM: Reglamento de Seguridad y Salud Ocupacional y otras medidas complementarias en minería.

D.S. N° 021-2008-MTC: Transporte Terrestre de Materiales y Residuos Peligrosos.

D.S. N° 045-2013-EM: Reglamento sobre la comercialización y uso de cianuro.

D.S. N° 016-93-EM sobre Protección del Medio Ambiente en la Actividad Minero – Metalúrgica.

D.S. N° 004-2012-MINAM - Disposiciones Complementarias para el Instrumento de Gestión Ambiental Correctivo (IGAC), para la Formalización de Actividades de Pequeña Minería y Minería Artesanal en curso.

D.S. N° 040-2014-EM. Reglamento de Protección y Gestión Ambiental para las Actividades de Explotación, Beneficio, Labor General, Transporte y Almacenamiento Minero (en adelante, Reglamento Ambiental Minero).

D.S. N° 014-92-EM, Texto Único Ordenado (TUO) de la Ley General de Minería. Título Décimo Quinto sobre Medio Ambiente. Junio 1992.

D.S. N°016-93-EM (Mayo1993) y D.S. N°059–93-EM (Diciembre 1993). Reglamento Ambiental para las Actividades Minero Metalúrgicas.

D.S. N° 013-2002-EM: Reglamento de la Ley de Formalización y Promoción de la Pequeña Minería y la Minería Artesanal.

R.M. N° 085-2014-MINAM. Guía para el muestreo de suelos.

R.M. N° 398-2014-MINAM. Lineamientos para la Compensación Ambiental en el marco del SEIA.

Directrices generales sobre principios, sistemas y técnicas de apoyo ISO 14004:2004 (Organización Internacional de Normalización).

CAPÍTULO III

HIPÓTESIS Y VARIABLES

3.1 HIPÓTESIS DE LA INVESTIGACIÓN

3.1.1 HIPÓTESIS GENERAL

La aplicación del sistema pasivo de flujo continuo con aireación / oxidación mejorará la calidad del efluente de la empresa minera Colibrí S.A.C. para que se adecue a las normas vigentes.

3.1.2 HIPÓTESIS ESPECÍFICAS

HE1 Se determina una tecnología pasiva que disminuye el porcentaje de cianuro residual procedente del proceso de cianuración.

HE2 Se realiza la evaluación y se caracterizan de los efluentes cianurados para su tratamiento y aplicación del método de Degradación del cianuro residual por humedales artificiales.

HE3 Se determinan los parámetros del sistema de tratamiento pasivo de flujo continuo con aireación / oxidación

3.1.3 JUSTIFICACIÓN DE VIABILIDAD DE HIPÓTESIS

A partir de estudios realizados, Wheathington (1988) y Young *et al.* (1995b) concluyeron que los métodos de oxidación son las únicas tecnologías capaces de destruir el cianuro libre; el resto de tecnologías, que suelen emplear métodos físicos, químicos o de adsorción (individualmente o en combinación), generan un concentrado residual que necesita tratamiento posterior. Los procesos de oxidación son catalizados en presencia de radiación ultravioleta o de algunos compuestos como el dióxido de titanio o el óxido de zinc. El fundamento físico-químico es la gran avidez de los oxidantes para captar electrones, produciendo a partir del ión cianuro la forma oxidada y menos tóxica (cianato).

- ***Oxidación por peróxido de hidrógeno***

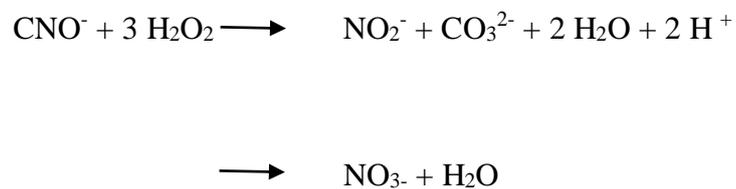
Este método ha sido intensivamente aplicado para la detoxificación de efluentes de procesos de cianuración, sobre todo en las plantas de tratamiento norteamericanas. Tiene una gran ventaja sobre otros procesos alternativos (los que usan cloruros o dióxido de azufre) que es la no introducción de iones nuevos, que complicarían más la interpretación de un sistema ya de por sí complejo. Además, la cinética de la oxidación resulta viable para fines

industriales (una oxidación efectiva se lleva a cabo en unos pocos minutos) y el reactivo es barato y fácil de manipular y almacenar.

El peróxido de hidrógeno, que tiene un poder oxidante intermedio entre el oxígeno y el ozono, oxida al ión cianuro según la siguiente expresión:



Si existe peróxido en exceso, se pueden formar los iones carbonato y nitrito que, a su vez, puede derivar en nitrato:



En la solución, en condiciones de pH elevado, los cianuros disociables en ácidos débiles (complejos de Cu, Ni, Zn...) son oxidados para producir de nuevo cianato y el hidróxido metálico correspondiente.

La eficiencia de este método en la transformación de iones cianuro a formas no tóxicas ha sido demostrada repetidamente (Marsden y House, 1993): se ha probado que, al aplicar esta oxidación a soluciones que contienen hasta 500 mg/l de cianuro WAD, esta concentración se reduce por debajo de los 2 mg/l en 1-2 horas mediante la adición de 75-125 mg/l de peróxido de hidrógeno. Con concentraciones mayores del oxidante se pueden

alcanzar concentraciones muy bajas en el efluente ($=0,1 \text{ mg/l}$), pero el coste empieza a ser prohibitivo. El consumo de reactivo se estima en torno a 3 kg de peróxido de hidrógeno por kg de cianuro. Evidentemente, existen en las soluciones otras sustancias que pueden competir con el cianuro por el peróxido de hidrógeno, incrementando así el consumo de reactivo.

- *Oxidación por dióxido de azufre y aire*

El dióxido de azufre ha sido muy aplicado durante el siglo pasado, en sistemas con diversas variantes, para la oxidación de las especies cianuradas. Cabe hacer mención, por su importancia, al hecho de que una de las variantes de este proceso ha sido patentada en 1980, siendo la más empleada desde entonces: el proceso "INCO".

El proceso de oxidación se fundamenta en la inyección en el tanque de detoxificación de una mezcla de dióxido de azufre y aire, que rápidamente oxida el cianuro libre y el cianuro WAD presentes en la solución acuosa, utilizando como catalizador iones de cobre (II). La reacción es la siguiente para el cianuro libre:



Para los compuestos metálicos tendremos:



El pH óptimo para el proceso es de 9, pero se lleva a cabo en condiciones razonables en el rango 7,5-9,5. La tasa óptima de dióxido de azufre en el aire inyectado está en torno al 1-2% (en volumen), aunque el proceso opera bien hasta valores del 10%. El dióxido de azufre se suele inyectar en fase líquida o gaseosa (por ejemplo, provocando la combustión de azufre puro). Otras fuentes de dióxido de azufre a menudo empleadas en el proceso son el metabisulfito de sodio ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$) y el sulfito de sodio (Na_2SO_3).

- ***Oxidación por hipoclorito o “cloración alcalina”***

El cloro fue usado en la destrucción de compuestos cianurados desde los primeros tiempos de la cianuración (finales del siglo XIX). Este método de oxidación ha sido aplicado con éxito, en sus diferentes variantes.

El reactivo usado para producir la oxidación del cianuro libre y del cianuro WAD es el ión hipoclorito (ClO^-). La oxidación se lleva a cabo una vez que este ión se disuelve en la solución (tras la disociación de los compuestos usados como materias primas, generalmente sales hipocloricas, como los hipocloritos de sodio o calcio). Los complejos estables (SAD's) no se ven afectados por la oxidación. La reacción es la siguiente:



Si el oxidante fuese el cloro molecular, el producto sería el mismo:



En cualquier caso, a los valores elevados de pH de las soluciones, el cloruro de cianogeno (o gas lacrimógeno) es rápidamente oxidado a cianato, formándose simultáneamente iones cloruro:



El proceso descrito se lleva a cabo en la práctica en 10-15 minutos, aunque el equilibrio de la primera reacción (39) se desplaza a la izquierda a medida que el pH sube por encima de 11 unidades. Además, si la concentración de hipoclorito en solución es suficientemente elevada, el proceso de degradación puede continuar tras la formación del cianato, generando nitrógeno molecular y dióxido de carbono según:



Los iones tiocianato presentes son disociados al mismo tiempo por la acción del hipoclorito, lo que puede derivar en la producción de iones cianuro como un compuesto intermedio antes de la formación del cianato. La reacción global para el tiocianato es como sigue:



Además, los compuestos cianurados metálicos más débiles son también oxidados por la acción del ión hipoclorito, produciendo el hidróxido metálico correspondiente.

- ***Oxidación biológica asistida***

La capacidad de ciertas especies de microorganismos (bacterias, algas, etc.) para degradar ciertos tipos de compuestos de cianuro y amonio, así como para acumular (por ingestión) metales pesados es conocida desde hace tiempo. Estos métodos fueron empleados por primera vez a escala industrial para el tratamiento de efluentes de procesos de cianuración en minería de oro en el distrito minero de Homestake (Dakota del Sur, USA) en 1984 y han sido operativos en algunas otras plantas desde entonces, con éxito (Marsden y House, 1993). El proceso requiere una adaptación gradual de especies de

bacterias mutantes a hábitats con altas concentraciones de cianuro libre, tiocianato y metales pesados. En el caso de Homestake, la bacteria más adecuada fue una variedad de la cepa *pseudomonas* (“rod-type”), que resulta efectiva a 30° C y en un rango de pH entre 7 y 8,5 (Smith y Mudder, 1991).

El fundamento de la técnica es la consecución de un elevado ratio de conversión metabólica de cianuro a cianato (bio-oxidación) mediante la actividad bacteriana, teniendo en cuenta que tanto el carbono como el nitrógeno son nutrientes:

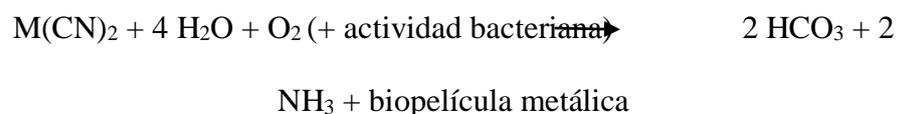


El cianato producido es entonces hidrolizado para producir ión amonio e ión carbonato:



En las condiciones de operación, los nitratos y los nitritos no sufren transformación alguna y no se produce ácido sulfhídrico, pero el ión amonio liberado es considerado como tóxico, con lo que debe ser tratado (generalmente, por nitrificación, ver 5.2.2) antes de la descarga.

La mayoría de los cianuros metálicos son también eficazmente oxidados, y los metales adsorbidos, ingeridos y/o precipitados por la acción de las bacterias, mediante el siguiente proceso:



Donde: M representa un metal divalente (Fe, Zn, Ni, Cu,...).

El régimen de degradación de los complejos de cianuro metálicos decrece en el siguiente orden (Marsden y House, 1993): Zn>Ni>Cu>Fe, aunque incluso los ferricianuros más estables llegan a ser degradados por esta vía.

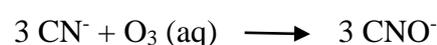
A su vez, el tiocianato que pueda haber en la solución también se oxidará de forma instantánea según la siguiente expresión:



Es importante hacer notar que la población bacteriana considerada vive, en parte, de la oxidación del cianuro y del tiocianato, pero necesita de algunos otros componentes (nutrientes) para desarrollarse (principalmente P y Na); se hace necesaria entonces la adición al sistema de ácido fosfórico y de carbonato de sodio (o algún compuesto equivalente, ver 5.2.4).

- ***Oxidación por ozono***

El ozono (O₃) ha sido empleado ocasionalmente como agente oxidante para la detoxificación de efluentes cianurados. Una mezcla de ozono y oxígeno (3% en volumen) provoca fuertes condiciones oxidantes cuando es inyectada en forma de burbujas en una solución acuosa. Estas condiciones logran disociar los complejos de cianuro (para dar cianuro libre), incluso los más estables, como los de hierro (II) y (III), aunque de una forma más lenta. Al igual que el oxígeno, el ozono reacciona con el ión cianuro para producir cianato; dos mecanismos pueden tener lugar (Young y Jordan, 2000):



La primera reacción, denominada “ozonación simple”, libera oxígeno molecular que puede continuar el proceso de oxidación del cianuro. La segunda, denominada “ozonación catalítica”, es de alta eficiencia oxidante. Continuando con la evolución del sistema, si existe ozono disponible, oxidará el cianato formado a ión bicarbonato y nitrógeno molecular según la siguiente expresión:



Es necesario tener un riguroso control del pH durante la operación, ya que los grupos OH^- pueden descomponer al ozono, siendo la oxidación menos efectiva a valores de este parámetro mayores de 11. Una de las grandes ventajas del sistema es que su elevada capacidad oxidante es suficiente para eliminar los compuestos orgánicos (aceites y fenoles) que aparecen en la solución debido a su aplicación en los sistemas de flotación. Actualmente, el proceso no se emplea en la práctica debido al elevado consumo y alto precio del ozono.

De lo expuesto se puede presumir que aplicando el sistema pasivo de flujo continuo con aireación / oxidación se mejora la recuperación del cianuro residual de los relaves de cianuración.

3.2 VARIABLES

3.2.1 DEFINICIÓN CONCEPTUAL DE LAS VARIABLES

Básicamente, un sistema pasivo es una celda rellena con una somera capa de algún sustrato (generalmente orgánico, aunque puede ser de otro tipo) sobre el

cual se plantan especies vegetales que resulten resistentes a las condiciones de la solución a tratar y que tengan un papel activo en el proceso depurador.

La forma más común y simple de conseguir el incremento necesario en oxígeno disuelto es mediante la circulación de la solución por una cascada de aireación, que consiste únicamente en una serie de escalones a través de los cuales la solución fluye, por gravedad (es necesaria entonces, una topografía adecuada para que el elemento desarrolle su función “pasivamente”).

3.2.2 VARIABLE INDEPENDIENTE

Sistema pasivo de flujo continuo con aireación / oxidación.

A. Indicadores

- ✓ Tiempo
- ✓ pH
- ✓ Oxígeno
- ✓ Sustrato

B. Índices

- ✓ % de extracción de cianuro residual.

3.2.3 VARIABLE DEPENDIENTE

Calidad de efluente tratado

A. Indicadores

- ✓ Degradación del cianuro residual.

B. Índices

- ✓ % de Cianuro residual

3.2.4 OPERACIONALIZACIÓN DE LAS VARIABLES

Ver matriz de consistencia en el anexo 1.

CAPÍTULO IV

DISEÑO METODOLÓGICO DE LA INVESTIGACION

4.1 TIPO, NIVEL Y DISEÑO DE LA INVESTIGACIÓN

4.1.1 TIPO DE LA INVESTIGACIÓN

El tipo de Investigación es Aplicada, porque busca el conocer para hacer, para actuar, para construir, para modificar. Se utilizan los conocimientos en la práctica, para aplicarlos, en la mayoría de los casos en provecho del medio ambiente y la sociedad. Trata de aplicar los conocimientos teóricos para solucionar problemas prácticos.

4.1.2 NIVEL DE LA INVESTIGACIÓN

La investigación es de nivel experimental, porque se realizan diversos análisis a nivel de laboratorio, tomando como base las teorías y antecedentes en efluentes cianurados. Además se realiza la manipulación, análisis e interpretación de las

variables independientes y dependiente; donde se aplica los conocimientos existentes que nos conlleven a solucionar el problema planteado.

4.1.3 DISEÑO DE LA INVESTIGACIÓN

El estudio tiene dos fases: gabinete y campo. La fase de gabinete se desarrollaría principalmente en oficina y laboratorios. La fase de campo implica la obtención muestras de efluentes cianurados y los respectivos análisis.

Trabajo de Gabinete

1. Revisión bibliográfica, que comprende:

Fuentes de información de índole ambiental, soluciones cianuradas, análisis de cianuro libre, así como instrumentos técnicos y de laboratorio.

2. Evaluación y análisis de las actividades proyectadas e identificación de los impactos negativos y positivos.

3. Elaboración del informe final.

Trabajo de Campo

1. Reconocimiento del área que comprende la actividad.

2. Recolección de muestras para análisis.

4.2 MÉTODO DE LA INVESTIGACIÓN

En la investigación los procedimientos experimentales se desarrollaron siguiendo el diseño experimental de Pos Test, de acuerdo con el esquema que se indica a continuación:



En donde:

M: la muestra de efluentes cianurados.

O: evaluación y análisis físico químico de la muestra.

Para esta investigación se realizó un análisis comparativo de fuentes bibliográficas referidas al estado del arte de los Humedales Artificiales, para evaluar la factibilidad de implementación de un modelo con biofiltro. Para esta evaluación se estudiaron las tipologías existentes de humedales artificiales, sus parámetros de operación y las especies botánicas depuradoras, tanto endógenas como exógenas, probadamente adaptadas al clima regional.

Se utilizó un enfoque de análisis cualitativo teniendo en cuenta diversos contextos, se revisaron los sistemas naturales de tratamiento de aguas residuales y se desarrolló trabajo en terreno.

A partir de la información recabada en la literatura especializada y del trabajo desarrollado en terreno, se elaboró esta propuesta de un modelo conceptual integrado (biofiltro y Humedales artificiales) para lograr la disminución del cianuro residual.

El efluente cianurado en estudio se caracteriza en cuanto al contenido de cianuro, usando el método de cianuro.

Para la determinación de los parámetros se controla el pH (siempre superior o igual a 10,4 para obtener un medio alcalino). Además se controla que el oxígeno disuelto se mantuviera por lo menos en 2 mg/L, para asegurar las condiciones aerobias.

Posteriormente, como segundo paso se arman los equipos donde se colocan los efluentes cianurados, en los experimentos montados y previamente agitados por tres días, se prolongó la agitación por 30 a 60 días, bajo condiciones pre-determinadas.

Todos los ensayos de lixiviación y biodegradación se realizaron en recipientes de 25 litros y se montaron en réplicas por duplicado, con un volumen de efluente por tratar de 20 litros.

Los ensayos de control, durante el proceso de degradación del cianuro residual fueron: pH, oxígeno disuelto, temperatura y sustrato.

Todos los análisis se realizaron de acuerdo con los Métodos Estandarizados para el análisis de aguas residuales.

Los efluentes cianurados a tratar se cuantifican, al inicio y al finalizar el tratamiento propuesto.

La toma de las muestras de solución se realiza en botellas de plástico (impermeables a los gases) de 50 ml de capacidad, previamente recubiertas en toda su superficie de un material opaco (generalmente, papel de aluminio) y con dos gotas de una solución 6N de NaOH con el objetivo de una correcta preservación del cianuro, antes de ser analizadas.

Se pretende establecer y/o sugerir criterios de diseño de un sistema pasivo final para el efluente residual, avalado por el análisis integrado de la eficiencia del sistema

desarrollado en el laboratorio.

4.3 UNIVERSO, POBLACIÓN Y MUESTRA DE LA INVESTIGACIÓN

4.3.1 UNIVERSO

Efluentes cianurados del proceso de cianuración vertidos en las relaveras.

4.3.2 POBLACIÓN

Está relacionado a los efluentes cianurados del procesamiento de minerales auríferos por procesos hidrometalúrgicos por cianuración de la planta Jaquí de la empresa minera Colibrí S.A.C.

4.3.3 MUESTRA

La muestra de estudio de la empresa minera Colibrí S.A.C. se realizará 4 cuatro tipos de análisis.

4.4 TÉCNICAS E INSTRUMENTOS DE RECOLECCIÓN DE INFORMACIÓN

4.4.1 TÉCNICAS DE MUESTREO

El proceso que consiste en extraer una porción del efluente, considerada como “representativa” de la calidad de la descarga en el “momento” del control, con el propósito de examinar una o más características de la misma.

Se toma una muestra discreta tomada del agua residual de forma aleatoria (con relación al momento y/o lugar). Es representativa de la descarga diaria en el caso de que se presuma que la carga contaminante del efluente sea relativamente constante.

Para la conservación de las muestras se toman las precauciones posibles para que no se produzca ninguna modificación de la muestra entre el momento que se realiza el muestreo y su análisis.

4.4.2 TÉCNICAS E INSTRUMENTOS DE LA RECOLECCIÓN DE DATOS

✓ Documental

Se busca la información de libros, revistas y artículos técnicos y científicos, así como información obtenida de diferentes paginas vía internet.

✓ Experimental

El trabajo de campo consiste en obtener las muestras de la empresa minera Colibrí S.A.C. y realizar los análisis de acuerdo a los procedimientos y métodos existentes.

Caracterizado los efluentes cianurados se realizan las pruebas necesarias para determinar los parámetros y el proceso adecuado para la eliminación del cianuro residual.

4.4.3 Técnicas de procesamiento y análisis de datos

La técnica de este trabajo de investigación es experimental

Para la tabulación de los resultados se utilizó el paloteo (medios mecánicos), y para el análisis de los resultados los instrumentos de la estadística descriptiva (porcentajes).

Los datos se presentan en cuadros y gráficos que permiten la exposición clara y didáctica de los resultados de la presente investigación.

CAPÍTULO V

ANÁLISIS E INTERPRETACION DE LOS RESULTADOS

La cianuración es una tecnología que se utiliza desde hace más de cien años en la recuperación de oro primario. Debido a que algunos materiales auríferos (oro refractario o fino) no pueden ser concentrados satisfactoriamente por ningún método gravimétrico, en los últimos años el empleo de la cianuración se ha difundido bastante en la pequeña minería aurífera de los países andinos como Perú, Chile, Ecuador, Colombia y Venezuela y también en varios países africanos (Hruschaka, 1998).

Al margen de sus indudables ventajas técnicas de alta recuperación, la cianuración puede causar y está causando un grave impacto ambiental. El cianuro es altamente tóxico. Sin embargo, al contrario del mercurio, el cianuro es biodegradable. En la presente investigación, el cianuro se encuentra en las colas que constituye el efluente de la planta de beneficio.

El efluente de una planta de recuperación de oro típicamente contiene entre 600 a 1000 ppm de NaCN (cianuro de sodio), el cual es acumulado en las denominadas piscinas de relaves o relaveras para su posterior tratamiento. Sin embargo, dependiendo del tipo de tratamiento, puede durar semanas y aún meses, lo cual significa un riesgo latente de posibles derrames, percolaciones a un acuífero cercano y emanaciones de HCN (ácido cianhídrico).

Se conoce que niveles de 150 a 300 ppm son letales al ser humano y que niveles de 50 ppm se pueden percibir con el olfato. La dosis letal de HCN es de 90 a 100 ppm (Bachiller y Rendueles, 2001).

Es común que la concentración de cianuro libre en las canchas de relaves se vea reducida por la volatilización del HCN gaseoso, la formación de complejos o la precipitación. Sin embargo, no se cuenta con información que permita establecer el destino del HCN gaseoso en la atmósfera, se supone que se disipa a concentraciones inocuas, para ser finalmente oxidado a dióxido de carbono (CO₂) y amoníaco (NH₃) mediante radicales hidroxilos (Howard, 1991). Se ha sugerido que el cianuro puede ingresar en medios acuáticos desde la atmósfera; esto ayudaría a explicar la detección de altas concentraciones de cianuro en cuerpos cercanos de agua.

El efecto del cianuro libre liberado de complejos débiles puede ser poco significativo, si es que la volatilización evita la acumulación de cantidades significativas. Sin embargo, los metales asociados que permanecen en solución pueden llegar a acumularse en sedimentos. Aunque los complejos de cianuro y hierro por lo general son sumamente estables, pruebas de laboratorio han demostrado que estos se disociarán rápidamente al ser sometidos a la acción de

la radiación ultravioleta y luz solar (Broderius y Smith, 1980; Clark y otros, 1984; Meeussen y otros, 1992). No está claro si este fenómeno es significativo en la naturaleza, debido a que el índice de volatilización del cianuro libre puede exceder el índice de fotólisis. Ferguson (1985) presentó información que demuestra que la descomposición fotolítica de los complejos de cianuro (0,064 a 0,087 mg/l de cianuro total) produjo niveles elevados de cianuro libre (0,0036 a 0,020 mg/l de cianuro) en Ladner Creek (Canadá).

Las tierras húmedas o pantanos son los únicos ecosistemas acuáticos con caudales relativamente bajos y un grado elevado de tratamiento biológico y capacidad de adsorción. Un estudio de los efluentes de dos plantas de procesamiento de minerales de oro en Saskatchewan (Canadá) durante el período de tratamiento de mayo a octubre, encontró que los pantanos redujeron consistentemente las concentraciones iniciales de cianuro dentro del rango de 2 a 22 mg/L en un 90% a 99%, (Gormely y otros, 1990). Se identificó la adsorción en los detritos orgánicos y la biodegradación del cianuro complejo como procesos de remoción en un estudio complementario que trataba sobre la degradación natural en presencia de sedimentos en lagos naturales (Higgs, 1992).

De las canchas de relaves también puede descargarse, el cianato, tiocianato y amoníaco. Aunque son menos tóxicos que el cianuro libre, estos productos asociados, dependiendo de sus concentraciones y las condiciones específicas del lugar, pueden tener efectos nocivos en los recursos acuíferos aguas abajo.

En el caso de la Planta de Beneficio “Colibrí”, se ha venido trabajando con el proceso de cianuración con carbón en Pulpa (CIP), que no es otra cosa que el tratamiento de la mena aurífera por cianuración y la extracción del contenido metálico por carbón activado.

5.1 PROCESO DE RECUPERACIÓN DEL ORO

De forma resumida, el proceso completo puede quedar esquematizado en tres pasos: Molienda / trituración, clasificación y lixiviación.

5.1.1 MOLIENDA, TRITURACIÓN / CLASIFICACIÓN

Se trata de un proceso de unas 24 horas de duración. El mineral es acopiado (1, figura 5.1) en la planta de cianuración. El mineral es transportado por una faja transportadora que va a la molienda primaria, se le añade cal (2) para ajustar el pH. La molienda primaria consiste en una trituradora de mandíbulas (3), donde la mezcla triturada es pasada a un molino semiautógeno (4). En este proceso se reduce el mineral a un polvo fino.

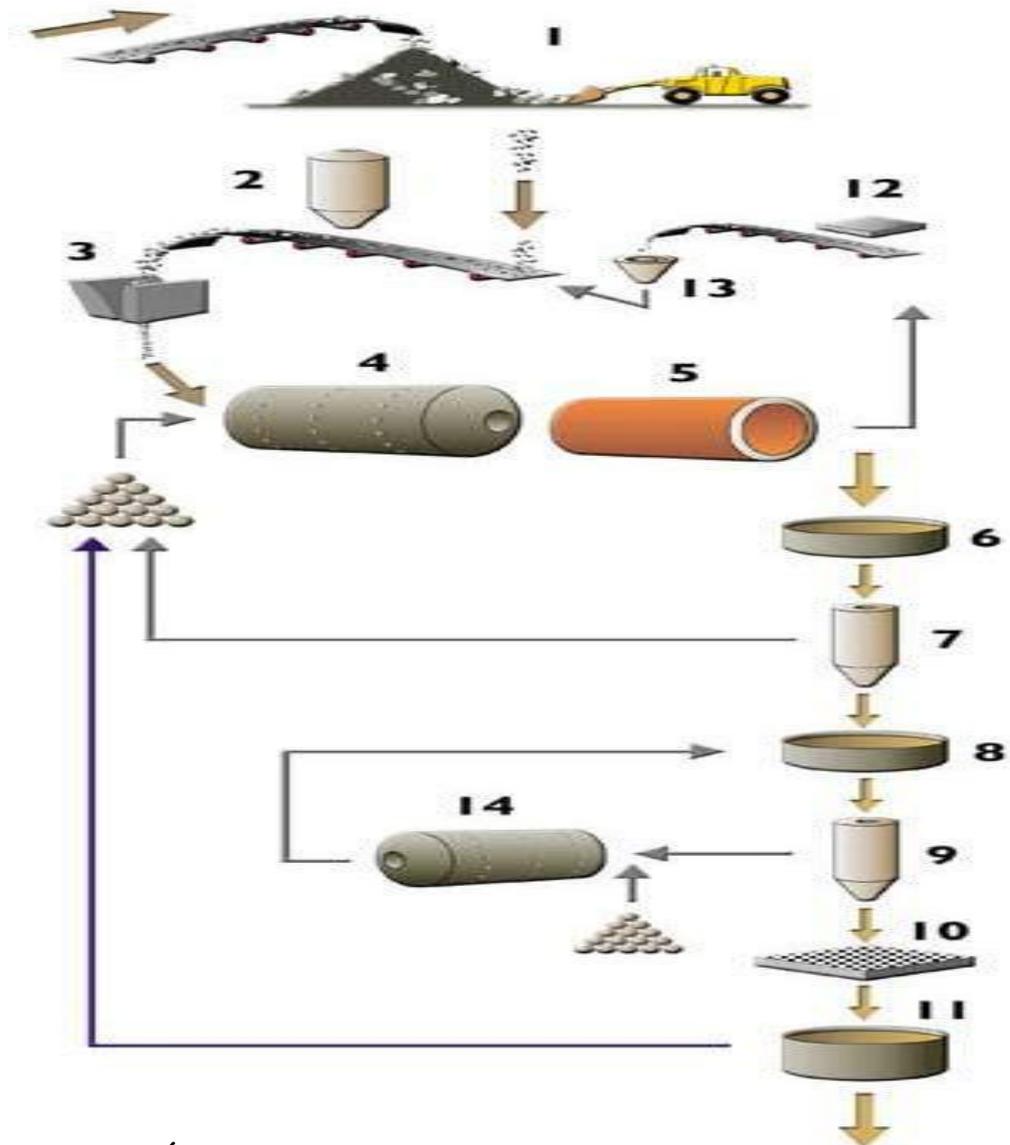
Para asegurar que el mineral pase finamente molido, después de la molienda pasa por un trómel clasificador (5), que hace la función de criba. El mineral retenido en el trómel es enviado, por medio de circuito a un separador magnético (12) donde se recuperan las bolas de acero del molino semiautógeno. Antes de alimentarlo de nuevo al molino semiautógeno, se procede a una nueva molienda primaria (13) en una trituradora cónica.

El mineral finamente molido pasa del trómel a un tanque alimentador (6) y

de allí a un hidrociclón primario (7). Los finos son bombeados y, previo paso por un tanque intermedio (8), son conducidos a un segundo hidrociclón (9), pasando los gruesos (el rechazo) de nuevo a un circuito de molienda autógena (14). El pasante del cuerpo de hidrociclones va a una criba (10). El rechazo de esta criba es molido de nuevo y retornado a los alimentadores de los hidrociclones, siguiendo el proceso de clasificación.

Al final del proceso, la pulpa está en tamaños de grano muy pequeños (aproximadamente un 80% de las partículas son menores de 75 micras), como requiere el proceso de lixiviación. Puede haber un exceso de agua en este punto, por lo que es habitual introducir un espesador (11), para eliminar agua de la pulpa.

FIGURA N ° 5.1: REPRESENTACIÓN ESQUEMÁTICA DE LA MOLIENDA, TRITURACIÓN Y CLASIFICACIÓN (WWW.MARTHAMINE.CO.AU).



5.1.2 LIXIVIACIÓN

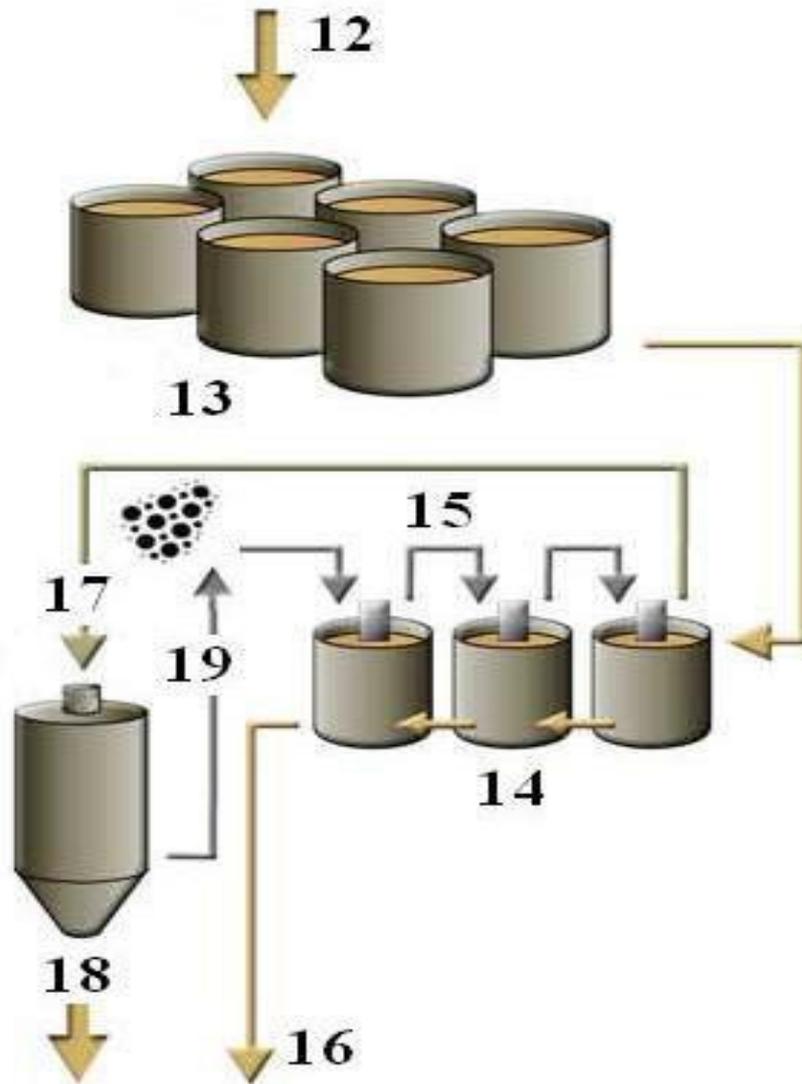
La pulpa (12, figura 5.2) resultante de la mezcla de cal con el mineral, una vez molida y acondicionada, se introduce a los tanques de lixiviación en serie (13) donde se le añade una cantidad predeterminada de cianuro de sodio. El tiempo de residencia de la pulpa dentro del tanque ha de ser suficiente como para

permitir una eficaz disolución del oro y la plata. En los tanques se inyecta oxígeno en forma de aire para mejorar el rendimiento del proceso (condiciones ligeramente oxidantes).

A continuación, la solución ya cargada de metales preciosos pasa a un proceso de adsorción por carbón activado (14), punto en que recupera el oro de la solución. Seguidamente pasa por un circuito de adsorción a contracorriente (15) con respecto a la circulación de la disolución (esto es, desde el último tanque hasta el primero).

Cuando la solución llega al último tanque, se supone descargada de oro, y es entonces bombeada (16) hacia la relavera de estériles. Al mismo tiempo, las partículas de carbón, ahora con oro adsorbido en su superficie, habrán llegado al primer tanque de adsorción, desde donde son llevadas al circuito de elución (17) donde el metal noble es recuperado posteriormente por el proceso de desorción. La solución residual portadora de carbón es reactivada de nuevo mediante un lavado ácido y recirculada al circuito de adsorción (19).

FIGURA N° 5.2: REPRESENTACIÓN ESQUEMÁTICA DE LOS PROCESOS DE LIXIVIACIÓN, ADSORCIÓN Y ELUCIÓN
(WWW.MARTHAMINE.CO.AU).



5.2 SISTEMA DE RECOLECCIÓN DE EFLUENTES

Los efluentes generados en la operación de la Planta de Beneficio son recolectados a través de canales de hormigón, los mismos que son descargados hacia las relaveras.

El agua del proceso (en las colas cianuradas) es reciclada y el agua que se descarga a las relaveras en las colas finales es neutralizada mediante el empleo de peróxido de hidrogeno.

5.2.1 Piscina de relaveras

Se cuenta con tres piscinas para el almacenamiento de los relaves del proceso de concentración que proviene de la planta, las cuales han sido impermeabilizadas con material arcilloso. Actualmente está construido un muro de gaviones a fin de evitar que las aguas del río, en épocas de crecida, inunden los terrenos.

Los relaves que provienen del proceso de cianuración, son transportados por medio de tuberías a tres piscinas de sedimentación, las cuales se encuentran emplazadas en la parte baja (respecto a la planta de cianuración) aprovechando la topografía del terreno.

5.2.2 SEPARACIÓN SÓLIDO/LÍQUIDO

La cola o relave descargada de los tanques de agitación, se conduce por gravedad hacia las relaveras. Se estima que durante el proceso se emplea alrededor de 1.500 m³ de agua de la cual se recicla el 60% (900 m³).

La separación solido/liquido en la relavera se realiza únicamente por decantación.

La plataforma sobre la cual se encuentra instalada la planta, cuenta con cunetas perimetrales que conducen los efluentes (derrames, aguas de lavado de equipos), hacia las relaveras.

5.3 MANEJO DE LOS RELAVES EN LA PLANTA

Para la realización del reconocimiento, cuantificación y clasificación de los relaves generados en la Planta de Beneficio de la minera Colibrí, se procedió de acuerdo a las etapas siguientes:

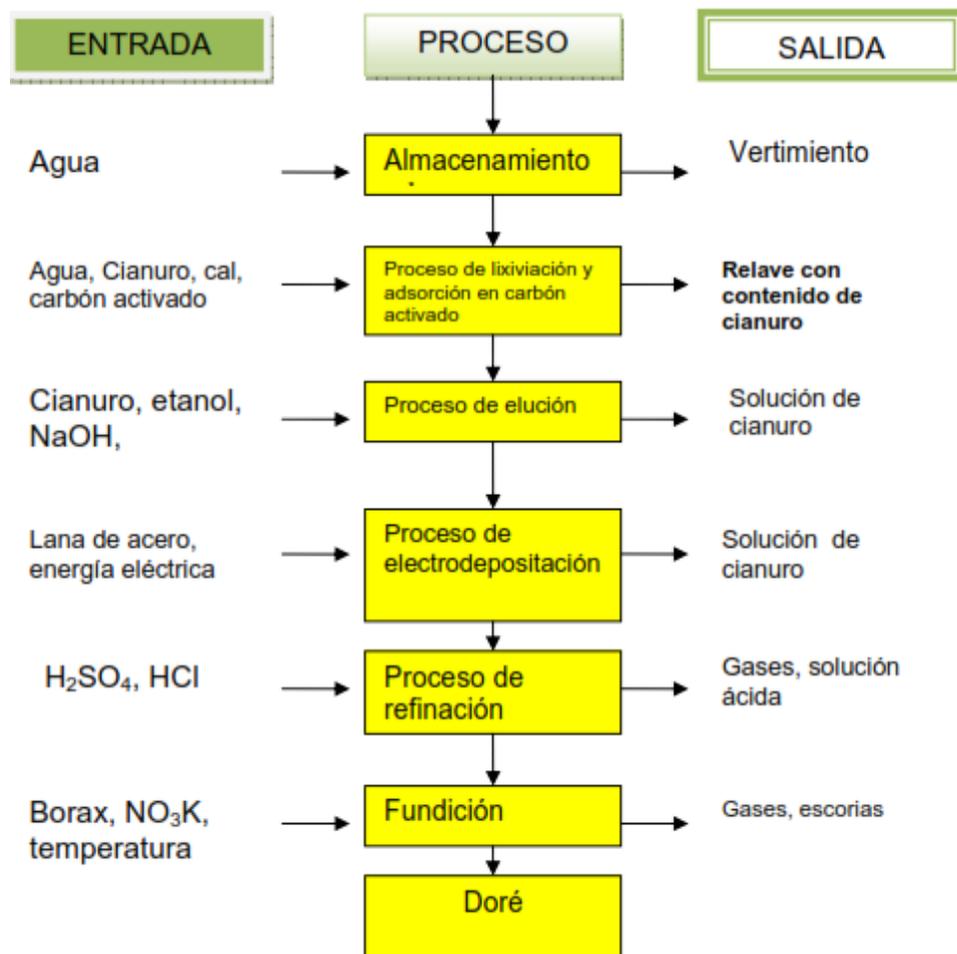
5.3.1 RECONOCIMIENTO DE LOS RELAVES GENERADOS

Las colas o relaves de cianuración son residuos sólidos que se genera en la planta de beneficio. Son pulpas que quedan luego que el metal de valor ha sido extraído. Son los residuos (relaves) más visibles por su cantidad y los que pueden causar mayores problemas de contaminación al ingresar a los causes de agua. De ahí la importancia de su confinamiento en estructuras diseñadas específicamente para su almacenamiento.

5.3.2 DIAGRAMA DE FLUJO DEL PROCESO OPERATIVO

De acuerdo al proceso metalúrgico de carbón en pulpa (CIP) establecido en la planta de beneficio, se establecen las etapas del tratamiento metalúrgico para la obtención del oro, empleo de agua y reactivos que se adicionan, que son motivo de otros estudios. Lo fundamental aquí es establecer la salida de las colas o relaves (residuos sólidos), como podemos ver en la figura 5.3 a continuación.

FIGURA N° 5.3: DIAGRAMA DE FLUJO DEL PROCESO DE CIANURACIÓN Y ADSORCIÓN EN CARBÓN ACTIVADO



5.3.3 CUANTIFICACIÓN DE LOS RELAVES GENERADOS

En la figura 5.3, se presenta un diagrama de flujo que muestra las etapas del proceso de Cianuración, y los componentes de entradas y salidas del mismo. En los componentes de salida del proceso se considera para la presente investigación únicamente a los relaves, por ser los de mayor volumen, los efluentes y gases no se han considerado para el presente estudio.

Los relaves en forma de pulpa generada durante el proceso de cianuración, constituyen básicamente el mayor volumen de residuos (relaves) que se generan en la planta, por lo tanto la misma cantidad de relaves que se procesa, se evacuan a las piscinas de sedimentación – clarificación. Mineralógicamente están constituidas en su mayoría de sílice y algo de sulfuros. El pH de evacuación de estos residuos es básico (10-11), debido a la influencia de la cal que se adiciona durante el proceso de disolución de oro. Los volúmenes procesados pueden observarse en la tabla 5.1.

TABLA N° 5.1: VOLUMEN DE MATERIAL PROCESADO (RELAVES)

MES*	RELAVES
	PESO (t)
Enero	903,94
febrero-marzo	904,61
abril, mayo y junio	1.815,22
Agosto	2.816,00
Octubre	1.509,00
Noviembre	928,00
Diciembre	1.344,00
Total anual	10220,77

Fuente: **Elaboración propia.**

**Corresponde al volumen procesado durante el año 2016.*

5.3.4 CLASIFICACIÓN

Se procedió a clasificar y determinar cualitativamente el tipo de residuo (relave) que se genera en la planta, tomado también en consideración los siguientes factores:

- ✓ Proceso productivo.
- ✓ Sustancias químicas cuya presencia es indicativa de un potencial peligro a la salud y el medio ambiente.
- ✓ Capacidad de ignición o inflamabilidad del residuo (relave).
- ✓ La corrosividad del residuo.
- ✓ Reactividad del residuo (relave).

De acuerdo a los factores señalados, los relaves de la Planta Colibrí, por provenir de un proceso industrial en el que se utiliza cianuro de sodio, cuya presencia es indicativo de un potencial peligro para la salud y el medio ambiente, además que este compuesto químico puede presentar reactividad cuando forma complejos; entonces los relaves se consideran peligrosos con características de toxicidad y reactividad.

5.4 ANÁLISIS DE LOS RELAVES GENERADOS EN LA PLANTA

Luego de la clasificación cualitativa de los relaves de la Planta Colibrí como residuos peligrosos con características de toxicidad y reactividad, para complementar la caracterización de los relaves, se realizaron los siguientes análisis:

- ✓ Análisis granulométrico.
- ✓ Determinación de humedad

- ✓ Análisis químico de cianuro
- ✓ Análisis de lixiviados PECT (EPA 1311)
- ✓ Determinación de PH

Las muestras se recolectaron in situ. Luego se etiquetaron y remitieron para su análisis en el laboratorio.

Aclarar como determina la muestra para el análisis y/o investigación.

MUESTRA PARA EL ANALISIS:

Durante la toma de muestra para realizar el análisis del relave se realizaron los siguientes pasos:

- Medición de PH y HUMEDAD.
- Recolectar la muestra y preservar.
- Secado de la muestra en la estufa.
- Homogenización de la muestra.

La identificación y ubicación de las muestras tomadas, se presentan en la tabla 5.2.

**TABLA N° 5.2: CARACTERÍSTICAS DE LAS MUESTRAS DE RELAVES
TOMADAS PARA EL ANÁLISIS**

Proceso	Muestra	Identificación	Profundidad (cm)	Cantidad (kg)	Ubicación
Cianuración y Adsorción en carbón activado (CIP)	Colas de cianuración	M1 / M2 / M3 / M4 / M5	50 a 100	5	Relavera

Fuente: **Información levantada por la autora de la tesis.**

5.4.1 ANÁLISIS GRANULOMÉTRICO

La caracterización granulométrica de los relaves del proceso de cianuración se realizó sobre una muestra (250 gramos) de material, para lo cual se efectuó un deslamado previo en malla #270 (63 μ m). Posteriormente el material fue secado en estufa a una temperatura de 70°C, para seguidamente realizar el tamizaje respectivo.

En el gráfico 5.1 y la tabla 5.3 se presentan los valores promedios obtenidos del análisis granulométrico de las muestras (ver anexo 3).

GRÁFICO N° 5.1: CURVA GRANULOMÉTRICA MUESTRA PROMEDIO



Fuente: **Elaboración propia.**

TABLA N° 5.3: ENSAYO GRANULOMÉTRICO PROMEDIO

TAMICES		ENSAYO			
ABERTURA	MALLAS (ASTM)	PESO	PESO	RETENIDO ACUMULADO	PASANTE ACUMULADO
µm	#	g	%	%	%
2000	9	0.00	0.00	0.00	100.00
1000	16	0.37	0.15	0.15	99.85
500	32	0.20	0.08	0.23	99.77
250	60	7.37	2.95	3.17	96.82
125	115	122.86	49.14	52.31	47.68
90	170	56.13	22.45	74.77	25.23
63	250	32.04	12.82	87.58	12.41
<63	270	31.04	12.42	100.00	0.00

Fuente: **Elaboración propia**

Del análisis que se realiza, se determina que los relaves tienen una granulometría gruesa, pues el 87,58 % está sobre los 90 *um* que corresponde a la malla No. 250. Esta granulometría favorece un rápido asentamiento de las partículas y rápida clarificación de las soluciones.

5.4.2 DETERMINACIÓN DE LA HUMEDAD

Para la determinación de la humedad, se tomaron 500 g de cada muestra, las cuales se secaron a una temperatura de 103 °C por 24 horas en una estufa de laboratorio. Después de secada cada una de las muestras se enfrían en un desecador y se pesan. El porcentaje de humedad se calcula con la siguiente fórmula:

$$\% \text{ humedad} = \frac{(\text{Gramos de sólido} - \text{gramos de sólido seco})}{\text{Gramos de sólido}} * 100$$

La humedad determinada de las muestras promedios, es del 16.34%.

5.4.3 ANÁLISIS QUÍMICOS

En la tabla 5.4 se muestran los análisis de la concentración de elementos metálicos contenidos en las muestras de relaves provenientes del proceso de cianuración.

Los valores reportados en el análisis físico-químico muestran que la concentración de arsénico y cobre están muy por arriba de los valores máximos permisibles. Esta condición debida a la mineralización propia de los

minerales tratados, que corresponden a piritita, calcopiritita, arsenopiritita, blenda y esfalerita.

TABLA N° 5.4: ANÁLISIS QUÍMICO DE LOS RELAVES

METALES	UNIDA D	MUESTRA PROMEDIO	CONCENTRACI ÓN
Aluminio	%	0.663	
Antimonio	mg/kg	24.48	
Arsénico	mg/kg	7344	5
Cadmio	mg/kg	1.428	0.5
Cromo	mg/kg	29.58	20
Cobalto	mg/kg	88.74	10
Cobre	mg/kg	1326	30
Hierro	%	8.466	
Mercurio	mg/kg	1.02	0.1
Plata	mg/kg	6.63	
Plomo	mg/kg	7.956	25
Zinc	mg/kg	85.68	60
Cianuro	g/l	0.060	0.01

Fuente: **Laboratorio particular, 2016.**

5.4.4 ANÁLISIS DE LIXIVIADOS

En la tabla 5.5 se presenta la concentración de elementos metálicos extractables de las muestras de relaves, pudiendo observarse que metales como el arsénico, bario, cadmio, cromo, cobre, hierro, plata, plomo y zinc contenidos en los relaves no generan lixiviados, por lo *que* no se espera que estos metales entren en solución.

5.5 DESARROLLO DEL TRATAMIENTO PROPUESTO

5.5.1 CONSIDERACIONES

Con el objetivo de probar, a escala de laboratorio, la eficacia de los diferentes procesos (y sus variantes) que pueden tener lugar en un sistema de tratamiento

pasivo, se realizaron una serie de experiencias con solución residual del proceso de cianuración. Generalmente, el contaminante estudiado fue el cianuro, que es uno de los parámetros de control de la toxicidad en los laboratorios en las que se manipula cianuro. Asimismo, en muchas de las experiencias (en los casos en que fue posible) también se realizó un control sobre los contenidos en cianuro disuelto, cobre y arsénico de las soluciones entrante y saliente en los sistemas de tratamiento ensayados. Se pone de manifiesto que los valores de los parámetros de control de la solución estudiada pueden ser bastante diferentes al inicio de cada uno de los experimentos, ya que éstos se llevaron a cabo en tiempos diferentes, y en cada una de las ocasiones se recogió el agua del proceso de cianuración del momento. Así, en función de las características del mineral procesado, tanto la lixiviación como la adsorción pueden tener características diferentes, y las características químicas del agua de proceso pueden, por tanto, variar mucho en épocas diferentes.

En la tabla 5.5 se muestran los resultados del análisis realizado a un composito de muestras.

5.5.2 SEDIMENTACIÓN

Actualmente, algunos organismos y autores recomiendan que una celda de sedimentación sea el primer elemento de cualquier sistema pasivo debido a su simplicidad y su potencial eliminación de sólidos inertes en suspensión (es decir, eliminar o reducir la turbidez de la solución a tratar): es evidente que resulta mucho más sencillo retirar el sedimento acumulado de una celda de este tipo que de un humedal propiamente dicho, con lo que además se logra prolongar de

forma significativa la vida útil del mismo. Muchas de las soluciones susceptibles de ser sometidas a un tratamiento pasivo llevarán en suspensión finas partículas (por ejemplo, de suelo) de naturaleza inerte, como pueden ser las arcillas o el cuarzo, que quedan satisfactoriamente retenidas en una balsa de sedimentación. La relación longitud : anchura de las celdas de sedimentación, para operar en buenas condiciones hidráulicas (evitar vías preferenciales de circulación y cortocircuitos) debe estar comprendida entre 2:1 y 5:1. Por último, conviene diseñar estas unidades con factores de seguridad importantes, ya que se debe tener en cuenta que, a medida que la acumulación de sólidos reduce el volumen efectivo de la celda, el tiempo de residencia disminuirá. El tiempo de residencia puede variar entre 20 y 30 días.

TABLA N° 5.5: ANÁLISIS PROMEDIO PARA DETERMINAR LA CARACTERÍSTICA DE TOXICIDAD POR LIXIVIACIÓN

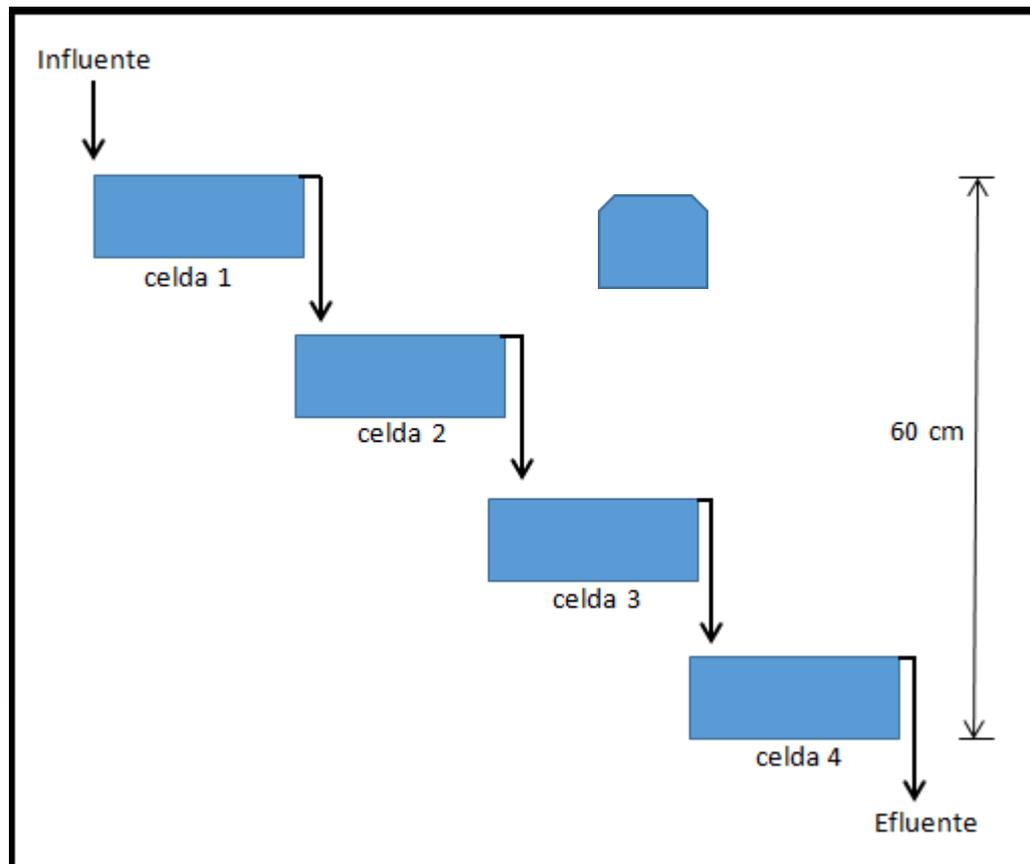
Metales en el extracto PECT(EPA 1311)								
METAL	UNID	MUEST	MUEST	MUEST	MUEST	MUEST	PROME	CONCENTR
Aluminio	mg/l	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	
Antimoni	mg/l	0.012	0.014	0.012	0.013	0.013	0.0128	
Arsénico	mg/l	0.036	0.021	0.029	0.034	0.029	0.0298	5
Cadmio	mg/l	0.00027	0.00038	0.00034	0.00033	0.00038	0.00034	0.5
Cobalto	mg/l	0.033	0.04	0.029	0.031	0.028	0.0322	SIN
Cobre	mg/l	0.011	0.0009	0.001	0.0009	0.0098	0.00472	1
Cromo	mg/l	0.019	0.02	0.021	0.018	0.022	0.02	5
Hierro	mg/l	4.91	5	4.27	4.39	4.37	4.588	
Mercurio	mg/l	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	0.2
Plata	mg/l	<0.00025	<0.00025	<0.00025	<0.00025	<0.0002	<0.00025	5
Plomo	mg/l	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	1
Zinc	mg/l	0.35	0.16	0.19	0.18	0.21	0.218	

Fuente: Laboratorio particular, 2016.

5.5.3 EXPERIENCIA 1: AIREACIÓN/OXIDACIÓN SIMPLE CON FLUJO CONTINUO CONSIDERACIONES DE DISEÑO

Para la aireación/oxidación se ha considerado un sistema de cascada simple que consta de cuatro celdas de PVC de igual tamaño (50 cm x 15 cm x 10 cm, lo que hace un volumen total de 7,5 litros), colocadas a una diferencia de alturas de 15 cm., de forma que el efluente de cada una de ellas es el influente de la siguiente (ver figura 5.4), siendo la caída total de 60 cm. aproximadamente. La experiencia se desarrolló durante 30 días, manteniendo un flujo continuo de 10 ml/min.

FIGURA N° 5.4: REPRESENTACIÓN ESQUEMÁTICA DE LA CASCADA DE OXIDACIÓN



FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

✓ **Monitorización:**

Se controló cada 5 días el pH, la conductividad eléctrica, el potencial de oxidación y el oxígeno disuelto de la solución y los contenidos de la solución en cianuro.

✓ **Resultados:**

Al pasar la aguas residuales cianuradas a través de la cascada, la solución residual pierde 0,21 unidades de pH (8,7 a la entrada y 8,49 a la salida, como valores medios). La conductividad eléctrica inicial es de 9,6 mS/cm; curiosamente, experimenta un aumento hasta los 5 días de experimento, a partir de los cuales vuelve a mostrar una tendencia decreciente, pero situándose siempre en valores ligeramente más elevados que la concentración inicial.

Inicialmente, el agua residual presenta un valor medio de 60 mg/l. A partir de la primera semana, presenta un valor claramente decreciente, hasta estabilizarse al final de los experimentos en valores en torno a 10 mg/l. Tomando un valor medio de todas las muestras de efluente analizadas, se obtiene una reducción media de 80%.

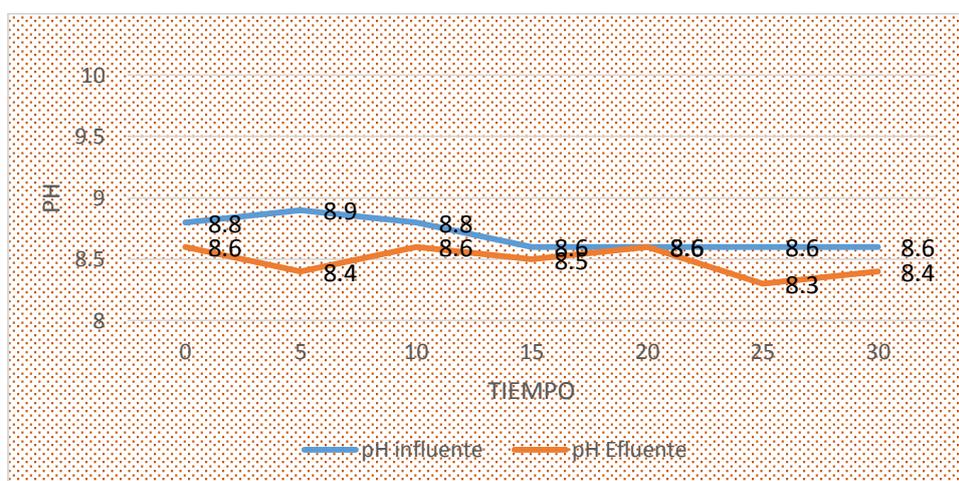
Los siguientes cuadros y gráficos muestran en promedio las evoluciones detalladas de los parámetros comentados (Anexo 4). En todas ellas, la línea continua azul representa los parámetros de la solución entrante a la cascada (influyente) y la línea naranja, los de la solución saliente (efluente o solución tratada).

TABLA N° 5.6: EVOLUCIÓN DEL PH PROMEDIO DE LA SOLUCIÓN A TRATAR CON EL TIEMPO EN LA CASCADA DE OXIDACIÓN

Tiempo (días)	pH influente	pH Efluente
0	8.78	8.60
5	8.82	8.44
10	8.78	8.50
15	8.58	8.50
20	8.58	8.64
25	8.58	8.35
30	8.58	8.40

Fuente: **Elaboración propia**

GRÁFICA N° 5.2: EVOLUCIÓN DEL PH PROMEDIO DE LA SOLUCIÓN A TRATAR CON EL TIEMPO EN LA CASCADA DE OXIDACIÓN



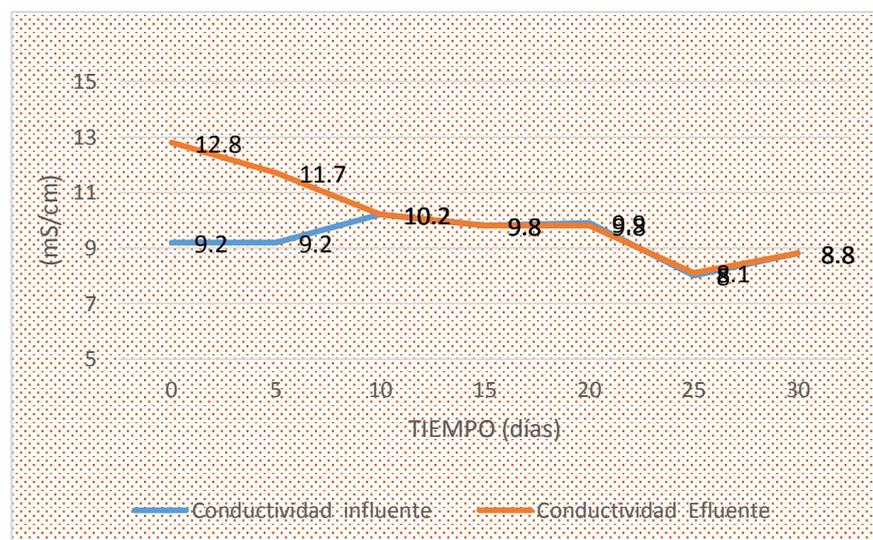
Fuente: **Elaboración propia**

**TABLA N° 5.7: EVOLUCIÓN DE LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA
PROMEDIO EN LA CASCADA**

Tiempo (días)	pH influente (mS/cm)	pH Efluente (mS/cm)
0	9.22	12.36
5	9.23	11.59
10	10.30	10.35
15	9.94	9.76
20	9.89	9.56
25	8.77	8.52
30	8.75	8.54

Fuente: **Elaboración propia.**

**GRÁFICA N° 5.3: EVOLUCIÓN DE LA CONDUCTIVIDAD
ELÉCTRICA PROMEDIO EN LA CASCADA**



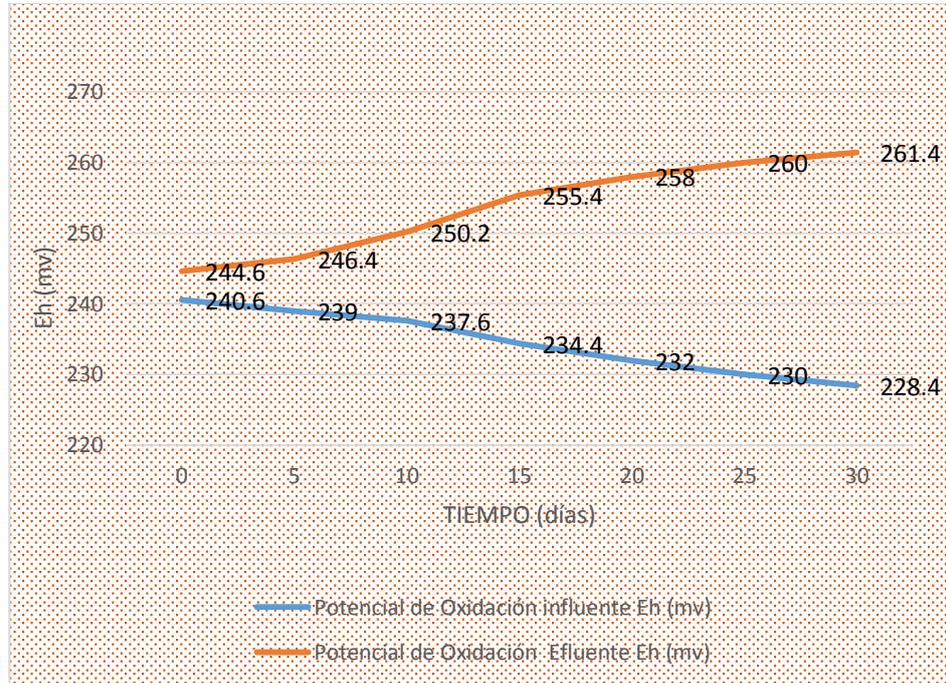
Fuente: **Elaboración propia**

**TABLA N° 5.8: EVOLUCIÓN DEL POTENCIAL DE OXIDACIÓN
PROMEDIO EN LA CASCADA**

Tiempo (días)	Potencial de Oxidación influente Eh (mv)	Potencial de Oxidación Efluente Eh (mv)
0	240.60	244.60
5	239.00	246.40
10	237.60	250.20
15	234.40	255.40
20	232.00	258.00
25	230.00	260.00
30	228.40	261.40

Fuente: **Elaboración propia.**

**GRÁFICA N° 5.4: EVOLUCIÓN DEL POTENCIAL DE OXIDACIÓN
PROMEDIO EN LA CASCADA**



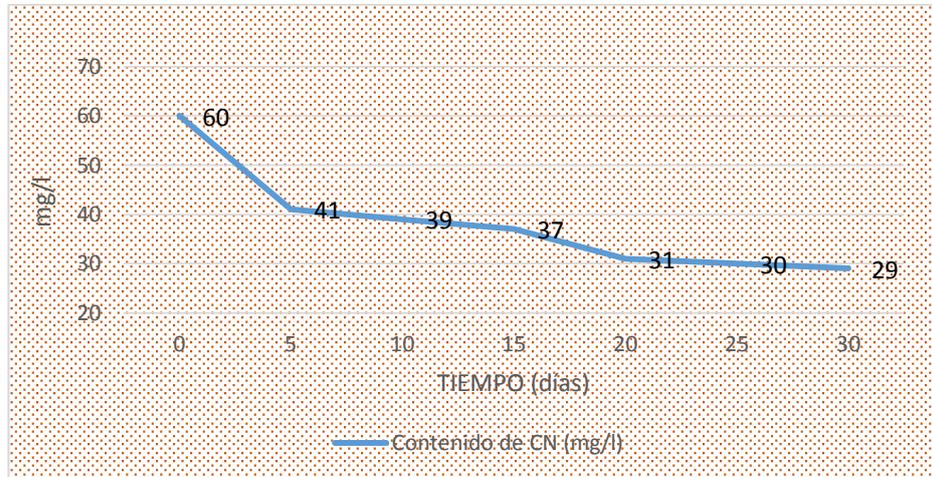
Fuente: **Elaboración propia**

**TABLA N° 5.9. EVOLUCIÓN DEL CONTENIDO DE CIANURO
PROMEDIO EN LA CASCADA**

Tiempo (días)	Contenido de CN (mg/l)
0	59.80
5	41.80
10	38.80
15	36.60
20	32.00
25	30.20
30	29.40

Fuente: **Elaboración propia**

**GRÁFICA N° 5.5: EVOLUCIÓN DEL CONTENIDO DE CIANURO
PROMEDIO EN LA CASCADA**



Fuente: **Elaboración propia**

**TABLA N° 5.10: ANÁLISIS QUÍMICO DE LOS RELAVES DESPUÉS
DEL TRATAMIENTO**

METALES	UNIDA D	MUESTRA PROMEDIO	CONCENTR CIÓN
Aluminio	%	0.646	
Antimonio	mg/kg	21.57	
Arsénico	mg/kg	7038	5
Cadmio	mg/kg	1.386	0.5
Cromo	mg/kg	26.71	20
Cobalto	mg/kg	84.63	10
Cobre	mg/kg	1303	30
Hierro	%	7.985	
Mercurio	mg/kg	0.91	0.1
Plata	mg/kg	5.32	
Plomo	mg/kg	7.213	25
Zinc	mg/kg	85.23	60
Cianuro	mg/l	0.029	0.01

Fuente: **Laboratorio particular, 2016**

De los resultados obtenidos se puede decir que el sistema de tratamiento del efluente cianurado por el método de cascada de la solución consigue una eliminación del 50.84% en promedio del contenido en cianuros disociables en ácidos débiles. En este caso, aunque la volatilización puede ser uno de los mecanismos implicados, no se puede considerar cuantitativamente importante, puesto que no se favorece la formación del compuesto volátil (ácido cianhídrico) dado que el pH de la solución apenas varía en dos décimas. Por consiguiente, al no haber tampoco ningún medio sólido de absorción, los mecanismos de oxidación y la degradación fotolítica (que provocará una disociación de ciertos compuestos, en función de su K_v) serían los procesos predominantes en la eliminación de los contaminantes, tampoco cabe considerar la precipitación de complejos (además de que no hay tiempo suficiente para llevarla a cabo, no se observó con el tiempo ningún tipo de depósito en el fondo de las celdas). Tanto la oxidación del cianuro a cianato como la degradación fotolítica se desarrollan más eficazmente en condiciones oxidantes.

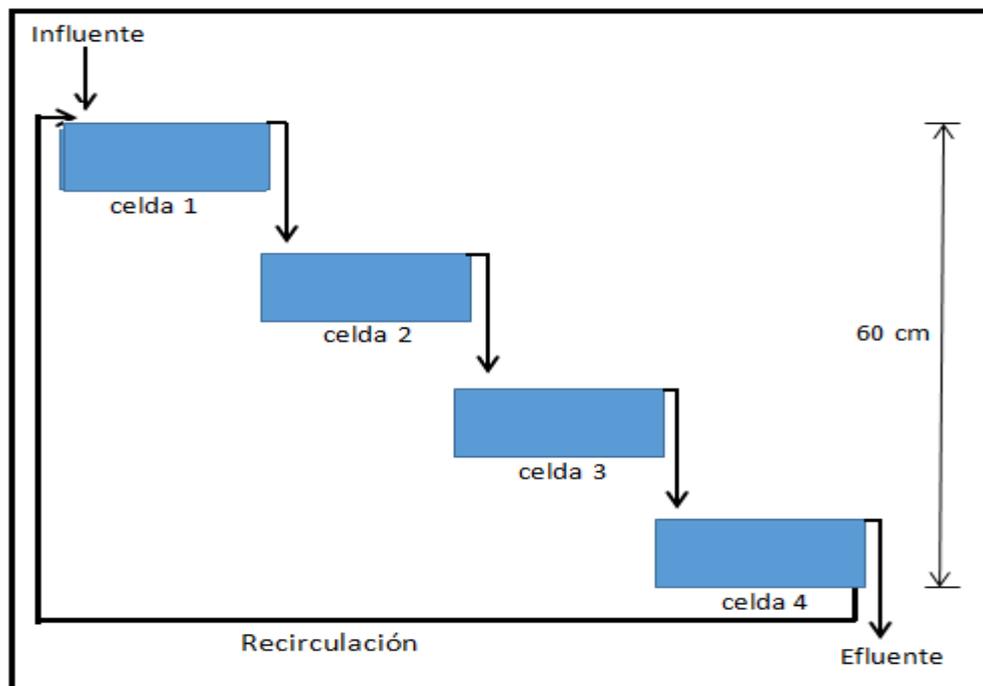
De los resultados de los análisis químicos de los relaves después del tratamiento se aprecian que hay una leve disminución de los diferentes elementos analizados.

Por lo tanto con el sistema de aireación/oxidación simple no se dan las condiciones óptimas para la eliminación del cianuro en las aguas residuales.

5.5.4 EXPERIENCIA 2: CASCADA DE AIREACIÓN/OXIDACIÓN CON FLUJO CONTINUO

Se realiza en mismo procedimiento anterior.

FIGURA N° 5.5: REPRESENTACIÓN ESQUEMÁTICA DE LA CASCADA AIREACIÓN/OXIDACIÓN CON FLUJO CONTINUO



Fuente: **Elaboración propia**

La solución final se almacena en un tanque cerrado, y es continuamente bombeada desde éste hasta la entrada de la cascada, con lo que se establece un proceso de flujo continuo de la misma solución. El caudal mantenido es de 20 ml/min, que suponen el paso de 28,8 l de solución al día por el sistema. Como la cantidad inicialmente almacenada fue de 10 l, aproximadamente es tratada en

la cascada tres veces por día. El sistema se dispuso en un lugar exterior. El experimento se realizó durante 30 días.

Con objetivo de entender y dilucidar los mecanismos que influyen naturalmente en cuánto a la eliminación de compuestos cianurados por aireación/oxidación de la solución, se realizó una prueba en blanco, para lo cual se dispuso un volumen idéntico (10 l) de la misma solución, dentro de un recipiente opaco, en condiciones estáticas, para evaluar las pérdidas producidas por degradación natural y poder así estimar la reducción debida únicamente al proceso de aireación del sistema con flujo continuo.

Resultados:

En el anexo 5 se muestran los resultados obtenidos. El pH descende en promedio 0.88 de unidad durante el tiempo de tratamiento (de 8,58 a 7,70 unidades) y la conductividad eléctrica descende un promedio de 1.56 mS/cm progresivamente hasta estabilizarse en 10. 8 mg/l (las tendencias de estos tres parámetros pueden verse en los cuadros y gráficos. Por el contrario, el control del sistema se realizó esta vez mediante el análisis de las concentraciones de cianuro disuelto (método colorimétrico de la piridina -ácido barbitúrico) y de cianuro (método colorimétrico).

La eliminación de cianuro de la solución cianurada fue muy rápida, al tercer día hubo un descenso brusco (desde los 60 mg/l iniciales hasta los 29.60 mg/l en el 5 días), luego sigue descendiendo hasta que se estabiliza en el tiempo,

manteniéndose a partir de entonces en el intervalo de 25 a 30 días con un valor aproximado a 11 mg/l.

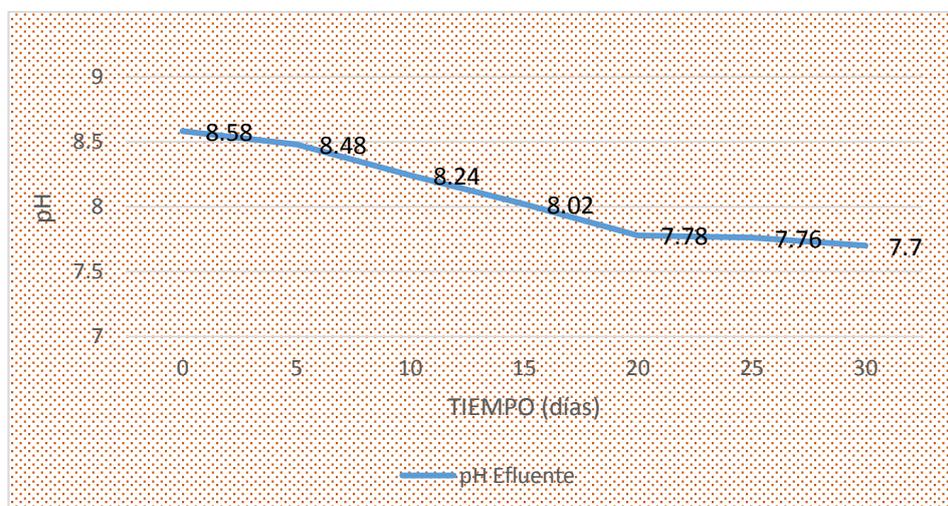
Del estudio realizado por el método de cascada de aireación/oxidación con flujo continuo se logra una remoción de cianuro del 82%.

TABLA N° 5.11: EVOLUCIÓN PROMEDIO DEL PH DE LA SOLUCIÓN EN LA CASCADA DE AIREACIÓN CON RECIRCULACIÓN

Tiempo (días)	pH Efluente
0	8.58
5	8.48
10	8.24
15	8.02
20	7.78
25	7.76
30	7.70

Fuente: **Elaboración propia**

GRÁFICA N° 5.6: EVOLUCIÓN PROMEDIO DEL PH DE LA SOLUCIÓN EN LA CASCADA DE AIREACIÓN CON RECIRCULACIÓN



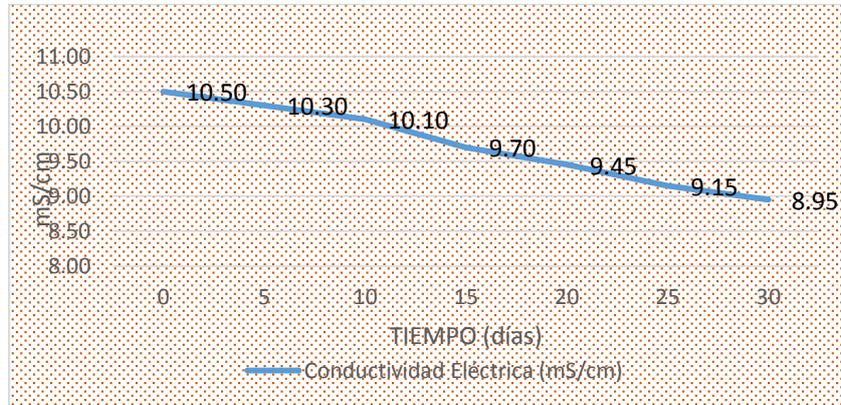
Fuente: **Elaboración propia**

TABLA N° 5.12: EVOLUCIÓN PROMEDIO DE LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA EN LA CASCADA DE AIREACIÓN CON FLUJO CONTINUO

Tiempo (días)	Conductividad Eléctrica (mS/cm)
0	10.47
5	10.21
10	10.01
15	9.50
20	9.30
25	9.08
30	8.91

Fuente: **Elaboración propia**

GRÁFICA N° 5.7. EVOLUCIÓN PROMEDIO DE LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA EN LA CASCADA DE AIREACIÓN CON FLUJO CONTINUO.



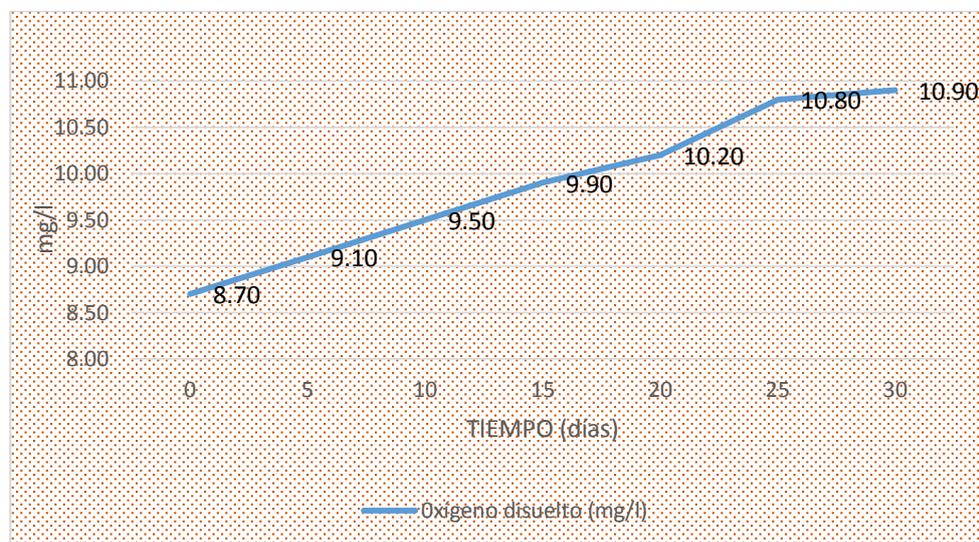
FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

TABLA N° 5.13. EVOLUCIÓN PROMEDIO DE OXÍGENO DISUELTO EN LA CASCADA DE AIREACIÓN CON FLUJO CONTINUO.

Tiempo (días)	Oxígeno disuelto (mg/l)
0	8.72
5	9.46
10	9.78
15	10.02
20	10.38
25	10.74
30	10.80

Fuente: Elaboración propia

GRÁFICA N° 5.8: EVOLUCIÓN PROMEDIO DE OXÍGENO DISUELTO EN LA CASCADA DE AIREACIÓN CON FLUJO CONTINUO



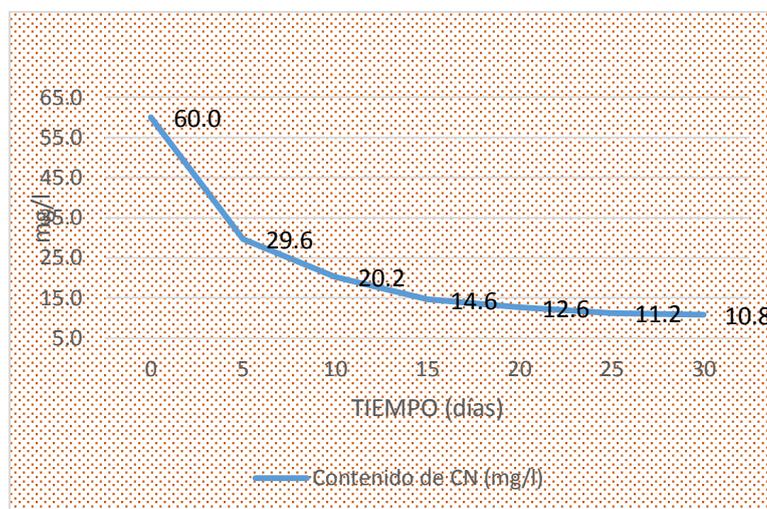
Fuente: **Elaboración propia**

TABLA N° 5.14: EVOLUCIÓN PROMEDIO DEL CONTENIDO DE CIANURO EN LA CASCADA DE AIREACIÓN CON FLUJO CONTINUO

Tiempo (días)	Contenido de CN (mg/l)
0	60.00
5	29.60
10	20.20
15	14.60
20	12.60
25	11.20
30	10.80

Fuente: **Elaboración propia**

GRÁFICA N° 5.9: EVOLUCIÓN PROMEDIO DEL CONTENIDO DE CIANURO EN LA CASCADA DE AIREACIÓN CON FLUJO CONTINUO



Fuente: **Elaboración propia**

De los resultados se puede decir que la disposición en cascada elimina bien el cianuro disuelto por mecanismos de degradación natural (se sugiere principalmente la volatilización y degradación fotolítica, además de la oxidación por el aire) de forma bastante rápida (aproximadamente en no más de tres días parece alcanzarse la máxima eliminación efectiva).

En cuanto a los niveles, asimismo satisfactorios alcanzados en el blanco, cabe hacer una consideración importante: al tratarse de un caudal muy pequeño, la solución de la cascada está continuamente evaporándose, cosa que no ocurre en igual medida con la almacenada en el recipiente de comparación. De hecho, al final del experimento, en el recipiente que almacenaba el agua de la cascada quedaban únicamente 6 litros, luego hubo una pérdida en volumen importante

por evaporación, lo que disminuyó, al igual que en la experiencia anterior, la cantidad de disolvente, concentrando el soluto. La solución almacenada en el recipiente usado como blanco también se evaporó en cierta medida (al final del experimento quedaron 9 litros), por lo que todas las concentraciones se han referido a un mismo volumen.

Los valores del pH y de la conductividad eléctrica de estos efluentes no se ven afectados de forma sustancial tras su tratamiento mediante los métodos pasivos ensayados, por lo que sus niveles de iones disueltos (principalmente no metálicos, como sulfatos, sodio y carbonatos) no sufren tampoco variaciones importantes en su concentración.

Cabe indicar que los resultados históricos de los análisis de la planta muestran que tienen una solución barren con 60 ppm (0.006%). Ver anexo 6.

CONCLUSIONES

Se ha determinado tecnología pasiva que disminuye el porcentaje de cianuro residual procedente del proceso de cianuración es la experiencia 2: Cascada de aireación/oxidación con flujo continuo, que a los 25 días tiene una reducción de cianuro de 81.3%.

Los valores del pH y de la conductividad eléctrica de estos efluentes no se ven afectados de forma sustancial por lo que sus niveles de iones disueltos (principalmente no metálicos, como sulfatos, sodio y carbonatos) no sufren tampoco variaciones importantes en su concentración.

De la evaluación y caracterización de los efluentes cianurados se tiene un cianuro residual del proceso de cianuración con un contenido promedio de 0.060 mg/l. En la tabla 5.10 se presenta la concentración de elementos metálicos extractables de las muestras de relaves,

pudiendo observarse que metales como el arsénico, bario, cadmio, cromo, cobre, hierro, plata, plomo y zinc contenidos en los relaves no generan lixiviados, por lo *que* no se espera que estos metales entren en solución.

La humedad determinada de las muestras promedios, es del 16.34%. los relaves tienen una granulometría gruesa, pues el 87,58 % está sobre los 90 *um* que corresponde a la malla No. 250.

El sistema de tratamiento pasivo en Cascada de aireación/oxidación con flujo continuo, se han determinado las siguientes condiciones:

- En un medio Básico (mayor a 8)
- El tiempo óptimo de recuperación es de 20 a 25 días
- Se mejora las condiciones de Oxígeno Disuelto.

RECOMENDACIONES

Realizar estudios que involucren la posibilidad de utilizar variedades de plantas dentro del mismo sistema.

Se recomienda un análisis de tejidos celulares de la planta completa, para llevar a cabo una investigación de las cantidades exactas de bio- acumulación de contaminantes en la planta en cada una de sus partes.

Cuando los niveles de contaminantes presentes son muy altos, se recomienda un tratamiento preliminar para sedimentar metales que son muy difíciles de depur

FUENTES DE INFORMACIÓN

GLOSARIO

Área de Influencia (AI)²

Espacio geográfico sobre el que las actividades mineras ejercen algún tipo de impacto ambiental y social.

El área de influencia para efectos del desarrollo de actividades mineras está constituida por aquella que se determine sustentadamente en el estudio ambiental respectivo.

Área de Potencial Interés³

Referida a los estudios de suelos. Extensión de terreno sobre el que se realizarán efectivamente las labores de muestreo. Se trata de áreas certificadas durante la fase de identificación en las cuales existe alguna evidencia de potencial contaminación del suelo.

Aspecto Ambiental⁴

Elemento de las actividades, productos o servicios de una organización que pueden interactuar con el ambiente.

Calidad Ambiental⁵

² Reglamento de Protección y Gestión Ambiental para las Actividades de Explotación, Beneficio, Labor General, Transporte y Almacenamiento Minero (en adelante, Reglamento Ambiental Minero).D.S. N° 040-2014-EM.

³ Guía para el muestreo de suelos R.M. N° 085-2014-MINAM.

⁴ Directrices generales sobre principios, sistemas y técnicas de apoyo ISO 14004:2004 (Organización Internacional de Normalización).

⁵ Lineamientos para la Compensación Ambiental en el marco del SEIA. R.M. N° 398-2014-MINAM.

Presencia de elementos, sustancias y tipos de energías que le confieren una propiedad específica al ambiente y a los ecosistemas.

Calidad de Suelos

Es la capacidad natural del suelo de cumplir diferentes funciones: ecológicas, agronómica, económicas, culturales, arqueológicas y recreacionales. Es el estado del suelo en función de sus características físicas, químicas y biológicas que le otorgan una capacidad de sustentar un potencial eco sistémico natural y antropogénico.

Cianuro Total (TCN)

Se denomina así a todos los compuestos de cianuro (disueltos o no) existentes en una solución acuosa.

Cianuro disociable en ácido débil o cianuro WAD (*Weak Acid Dissociable*)

Es un término analítico utilizado para designar a los compuestos de cianuro que se disocian bajo reflujo con un ácido débil, normalmente a pH 4,5.

Cianuro disociable en ácido fuerte o cianuro SAD (*Strong Acid Dissociable*)

Es otro término analítico utilizado para designar a compuestos cianurados que resisten el ataque de un ácido débil, pero se disocian en presencia de un ácido fuerte a bajo pH (en torno a 2).

Compuestos simples de cianuro

Son compuestos iónicos que se disocian directamente en el agua liberando un catión y un ión cianuro. Son las sales que provienen de reacciones ácido-base como por ejemplo, el cianuro de

sodio (NaCN).

Compuestos complejos de cianuro

Son compuestos iónicos que se disocian directamente en el agua liberando un catión y un anión que contiene al ión cianuro. El anión, denominado “complejo”, puede seguir disociándose, produciendo en última instancia un catión y varios aniones cianuro, por ejemplo, el $\text{Cu}(\text{CN})_3^{2-}$.

Compuestos derivados del cianuro (“cyanide related compounds”)

Son compuestos esencialmente no tóxicos que proceden de las transformaciones de compuestos cianurados. Los más importantes son el tiocianato (SCN^-), el cianato (CNO^-), los iones nitrato (NO_3^{2-}) y nitrito (NO_2^-) y el amoníaco (NH_3).

Derrame

Cualquier descarga, liberación, rebose o vertido debido a una práctica inadecuada o hecho accidental de hidrocarburos o líquidos peligrosos en el suelo.

Impacto Ambiental

Alteración positiva o negativa de uno o más componentes del ambiente, provocada por la acción de un proyecto.

Ión cianuro

Este término se refiere únicamente al anión CN^- en solución.

HCN (molecular)

El HCN molecular es una molécula neutra a la que se denomina ácido cianhídrico o cianuro de hidrógeno. Al grupo formado por el ión cianuro y el ácido cianhídrico se le conoce como “cianuro libre”.

Mitigación

Medidas o actividades orientadas a atenuar o minimizar los impactos negativos que un proyecto puede generar sobre el ambiente.

Monitoreo

Obtención espacial y temporal de información específica sobre el estado de las variables ambientales, funcional a los procesos de seguimiento y fiscalización ambiental.

Organocianuros

Son compuestos orgánicos que contienen el grupo ciano ($C=N^-$), que se denominan nitrilos o cianuros de alquilo. En determinadas condiciones pueden liberar iones cianuro, de ahí que presenten un comportamiento análogo al de los cianuros simples. En la mayoría de los casos, se degradan para producir sus respectivos ácidos y amoníaco, mostrando en consecuencia un comportamiento diferente de las formas inorgánicas del cianuro.

Prevención

Diseño y ejecución de medidas, obras o acciones dirigidas a prevenir, controlar o evitar, eliminar o anular la generación de los impactos y efectos negativos sobre el ambiente derivados de un proyecto.

Suelo

Material no consolidado compuesto por partículas inorgánicas, materia orgánica, agua, aire y organismos, que comprende desde la capa superior de la superficie terrestre hasta diferentes niveles de profundidad.

Suelo Contaminado

Suelo cuyas características químicas, han sido alteradas negativamente por la presencia de sustancias contaminantes depositadas por la actividad humana, según lo establecido en el D.S. N° 002-2013-MINAM.

BIBLIOGRAFÍA

ACGIH (1998). “Valores Límite de Umbral e Índices de Exposición Biológica - Valores límite de Umbral para las sustancias químicas y los agentes físicos”.
<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp8-c8.pdf>

APHA, AWWA y WEF, 1999: “Standard methods for the examination of water and wastewater”. Editado por L. S. Clesceri, A. E. Greenberg y A. D. Eaton. 20ª edición.

BACHILLER, B.; RENDUELES (2001). “Reducción del impacto ambiental en el desarrollo de nuevos proyectos de minería de oro”. España.

BIRCH K.M. Y SCHÜTZ F. (1946). “Actions of Cyanate”. Brit. J. Pharmacol.1, pp. 186-193.

BRODERIUS, S.J., Y L.L. SMITH, Jr. 1980. "Direct photolysis of hexacyanoferrate complexes". Proposed application to the aquatic environment. U.S. EPA-600/3-80-003 50 pp.

CDC (2006). Departamento de Salud y Servicios Humanos, EEUU. "Centros para el Control y la Prevención de Enfermedades".

<http://emergency.cdc.gov/agent/cyanide/basics/espanol/facts.asp>

CHATWIN, T.D., 1990: "Cyanide attenuation/degradation in soil". Final report: Resource Recovery and Conservation Company, Salt Lake City, Utah.

CLARK, M.J.P., H. Hansenn, G. Van Aggelen y S. Horvath. 1984. "Acute Toxicity of Iron Cyanide Species to Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*) and to *Daphnia magna* under exposure to different light intensities". 1er Workshop Anual sobre Toxicidad Acuática, British Columbia Ministry of the Environment, Vancouver, B.C.

ICMI. "Código Internacional para el Manejo del Cianuro para la Fabricación, el Transporte y el Uso del Cianuro en la Producción de Oro"

<http://www.cyanidecode.org/bienvenido-al-icmi>

COTTON, F.A. Y G. WILKINSON, 1972. "Advanced Inorganic Chemistry". 3^{ra} ed, Interscience. John Wiley & Sons, Inc. ISBN 0-471-17560-9.

DAUCHY, J.W., WALLER, W.T. y Piwoni M.D. (1980). "Acute Toxicity of Cyanate to *Daphnia magna*, Bull". Environm. Contam. Toxicol. 25, pp. 194-196.

EISLER, Ronald (1991). "Cyanide Hazards to Fish, Wildlife, and Invertebrates". A Synoptic Review- U.S., Fish Wildl. Serv., Biol. Rep. 85(1.23).

FERGUSON, K.D. 1985. "The Photolysis of Iron-Cyanide in a Stream Receiving Effluent from a Gold Cyanidation Mili". Informe no publicado, Dept. of the Environment, Environmental Protection Service, Pacíñic Region.

GORMELY, L., T. W. Higgs, R. U. Kistriz y A. Sobolewski. 1990. "Assessment of Wetlands for Gold Mili Effluent Treatment". Gormely Process Engineering, Vancouver, B.C. 63 pp.

HIGGS, T.W. 1992. "Evaluation of Chemistry and Behaviour of Copper in Gold Mili Effluent". Informe preparado para Cameco Corporation. 33 pp.

HOWARD, P.H. 1991. "Handbook of Environmental Degradation Rates". Lewis Publishers Inc., Chelsea, Michigan.

HRUSCHKA, F. (1998). "Proyecto GAMA". Una propuesta integral para la minería artesanal del Perú.

LOGSDON J., HAGELSTEIN K. Y MUDDER Terry (2001). “El Manejo de Cianuro en la Extracción de Oro”. The International Council on Metals and the Environment, ISBN1-895720-35-4([http://www.caem.com.ar/wp-content/uploads/El%20Manejo%20del%20cianuro%20\(ICMM\).pdf](http://www.caem.com.ar/wp-content/uploads/El%20Manejo%20del%20cianuro%20(ICMM).pdf)).

ORDOÑEZ A., 1999. “Sistemas de tratamiento pasivo para aguas ácidas de mina”. Experiencias de laboratorio, diseño y ejecución. Tesis Doctoral. Universidad de Oviedo. Inédita, 643 p.

MACÍAS, F. 1996. “Los suelos de mina: Su recuperación”. En: Aguilar, J., Martínez, A. y Roca, A., (Eds.), Evaluación y Manejo de Suelos, pp. 227-243.

MEEUSSEN, J.C.L., M.G. Kelzer y F.A.M. de Haan. 1992. “Chemical Stability and Decomposition Rate of Iron Cyanide Complexes in Soil Solutions”. Environ. Sci. Technol. Vol. 26, No. 3.

MINISTERIO DE ENERGÍA Y MINAS (1996). “Guía Ambiental para el Manejo de Cianuro”. Subsector Minería, Volumen XIII, Referencia de aprobación: R.D. No. 025-96-EM/DGAA.

MINISTERIO DE ENERGÍA Y MINAS (sin año), “Uso y Manejo de Cianuro en la Pequeña Minería”. Orientaciones para hacer minería, Tomo 4.

MINISTERIO DE ENERGÍA Y MINAS (1994). “Protocolo de Monitoreo de Calidad de Agua”. Referencia de aprobación: R.D. No. 044-94-EM/DGAA.

MUDDER, T., 1999. “Making sense of cyanides”. En: The Cyanide Monograph, Mining Journal Books Limited, London, p. 1-11.

RIVAS, MS., MARTÍNEZ C. (2003), “Guía de buenas prácticas ambientales para la pequeña Minería”. SERNAGEOMIN, Chile,
http://www.sernageomin.cl/pdf/mineria/ambiente/manejo_mercurio.pdf

SACHER, W. (2010). “Cianuro, la cara tóxica del oro, Una introducción al uso del cianuro en la explotación del oro”. Observatorio de Conflictos Mineros de América Latina, OCMAL; <http://www.conflictosmineros.net/>

SMITH, A. y Mudder T., 1991. “The Chemistry and treatment of cyanidation wastes”. Mining Journal Books Ltd., London, 345 p.

UNEP (2009). “Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente”. Medio Ambiente por el desarrollo;
<http://www.pnuma.org/eficienciarecursos/APELLIntroduccion.php>

VILLAVICENCIO V., C. (2011). “Evaluación de la Capacidad degradatoria de cepas bacterianas nativas de efluentes cianurados”, Tesis de Pre-grado, Universidad Nacional de San Agustín (Arequipa).

YOUNGER, P., Banwart, S. y Hedin, R. 2002. "Mine Water, Hydrology, Pollution, Remediation". Kluwer Academic Publishers, 442 p. ISBN 1-4020-0137-1.

ANEXOS

ANEXO 1: MATRIZ DE CONSISTENCIA

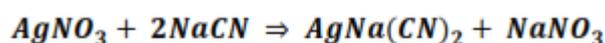
PROBLEMA	OBJETIVO	HIPOTESIS	VARIABLES	INDICADORES	INDICES	METODOS	TECNICAS	INSTRUMENTOS	
Problema Principal	Objetivo Principal	Hipótesis General	DEFINICION CONCEPTUAL			Tipo de Investigación:			
¿Es posible la degradación del cianuro residual de la empresa minera Colibrí S.A.C. por el sistema pasivo de flujo continuo con aireación / oxidación?	Realizar la degradación del cianuro residual de la empresa minera Colibrí S.A.C. por el sistema pasivo de flujo continuo con aireación / oxidación.	Se realiza la degradación del cianuro residual de la empresa minera Colibrí S.A.C. por el sistema pasivo de flujo continuo con aireación / oxidación.	Variable Independiente:			Aplicada	El trabajo de campo consiste en obtener las muestras, caracterizar y realizar los análisis de acuerdo a los procedimientos y métodos existentes.	Los instrumentos que se emplearán para la recolección de datos son: 1. Recolección de Información técnica de las operaciones. 2. Documentación de Instituciones del Estado (IGN, INGEMMET, MINAM, etc. 3. Guía para manejo de relaves, Guía técnica de operación y control de depósitos de relaves.	
			Sistema pasivo de flujo continuo con aireación / oxidación.	✓ o ✓ ✓ no ✓ o	Tiemp pH Oxíge Sustrat	% de extracción de cianuro residual.			Nivel de Investigación:
			Variable Dependiente:			Experimental			Diseño de la Investigación:
			Degradación del cianuro residual.	Calidad de efluente tratado	% de Cianuro residual	El estudio tendría dos fases: gabinete y campo. La fase de gabinete se desarrollaría principalmente en oficina y laboratorios. La fase de campo implicaría obtener muestras de efluentes cianurados.			Universo:

					<p>Está relacionado a los efluentes cianurados del procesamiento de minerales auríferos por procesos hidrometalúrgicos por cianuración.</p> <p>Muestra:</p> <p>La muestra de estudio se determinará por juicio propio, de acuerdo al plan de muestreo, y son los efluentes cianurados obtenidos de una empresa procesadora de minerales auríferos de la zona sur del País.</p>	
--	--	--	--	--	--	--

ANEXO 2: MÉTODOS DE ANÁLISIS

Método volumétrico para la determinación de cianuro libre

Se titularon muestras de 10 ml con una solución de nitrato de plata (AgNO_3) 0.1N, en presencia de yoduro de potasio (KI) como indicador, para formar el complejo de cianuro soluble ($\text{Ag}(\text{CN})_2^-$). En cuanto esté acomplejado todo el CN^- y exista un pequeño exceso de plata (Ag^+) añadido, este exceso es detectado por el indicador, sensible a la plata y ocasiona en la solución un viraje amarillo pálido. La reacción es:



Luego se realizan los cálculos basados en la estequiometría de la ecuación, para determinar la concentración de cianuro libre en mg/l.

Método potenciométrico para la determinación de cianuro libre

Los cianuros son determinados potenciométricamente usando un electrodo selectivo de ión específico para cianuros, en combinación con un electrodo de referencia y un medidor específico de iones.

La determinación potenciométrica de cianuros se hace al destilado alcalino que se describe a continuación y nunca a la muestra sin tratamiento previo, esto con el fin de no contaminar el electrodo.

Este método puede ser usado para un rango de concentración de 0,025 a 5 mg/l de CN^- (según validación y estandarización en el laboratorio de Aguas y suelos de la CDMB). Según validación el límite de detección del método es de 0.015 mg/l de CN^- .

Determinación del contenido de humedad⁶

Este ensayo tiene por finalidad determinar el contenido de humedad de una muestra de suelo o un sedimento. El contenido de humedad de una masa de suelo, está formado por la suma de sus aguas libre, capilar e higroscópica. La importancia del contenido de agua que presenta un suelo representa junto con la cantidad de aire, una de las características más importantes para explicar el comportamiento de este (especialmente en aquellos de textura más fina), como por ejemplo cambios de volumen, cohesión, estabilidad mecánica.

El método tradicional de determinación de la humedad de un suelo o sedimento en laboratorio, se realiza por medio del secado a horno de una muestra de 25g a $110 \pm 5^\circ\text{C}$ por un tiempo de 24 horas.

La humedad de un suelo es la relación expresada en porcentaje entre el peso del agua existente en una determinada masa de suelo y el peso de las partículas sólidas, o sea:

⁶ Método de ensayo para determinar el contenido de humedad de un suelo; primer taller de mecánica de suelos; Universidad Nacional De Ingeniería; Perú; Marzo, 2006.

$$w = (W_w / W_s) * 100 (\%)$$

Dónde:

w = contenido de humedad expresado en %

W_w = peso del agua existente en la masa de suelo

W_s = peso de las partículas sólidas

1. Aclarar los métodos de determinación de PH, humedad y análisis granulométricos de muestra.

DETERMINACIÓN DE PH

1. Alcance y Aplicación:

Este método cubre la determinación de cloruros, en muestras de matrices de aguas naturales, aguas potables.

Material de referencia certificado (MRC): material de referencia, acompañado de un certificado, en el cual uno o más valores de sus propiedades están certificados por un procedimiento que establece su trazabilidad con una realización exacta de la unidad en la que se expresan los valores de la propiedad y para la cual cada valor certificado se acompaña de una incertidumbre con la indicación de un nivel de confianza.

Material de referencia interno (MRI): es aquél preparado por un laboratorio para su propio uso.

INTERFERENCIAS

La muestra no debe tener como grasas, agua turbia, debe tener una temperatura de 24 a 26 °C.

2. Equipos y Materiales:

- a) Agua ultra pura.
- b) Pastilla magnética y varilla magnética.
- c) Multiparametro

Pasos:

- Encender el calibrador
- Luego el medidor dará pase el pase para ingresar a la medición
- Presionar CALL dará el menú de calibración
- Introducir a la solución buffer de PH 7. El electrodo de PH y temperatura. Agitar y esperar que se apague.
- Cuando aparezca en la pantalla la sigla SFM (CFM) presione en el teclado CFM automáticamente el calibrador pedirá un segunda solución BUFFER que puede ser de PH 4 o PH 10.
- enjuagar con agua ultra pura. sumergir el electrodo en el nuevo BUFFER que pidió el potenciómetro.
- El medidor reconocerá el buffer automáticamente y dará el valor correspondiente

- Esperar hasta que el símbolo se apague y presionar nuevamente SFM para confirmar el segundo punto de PH,
- El medidor regresara a la forma de medición manual , saque el electrodo y enjuague con abundante agua

METODO DE VALORACION CON NITRATO DE PLATA PARA EL CIANURO

MÉTODO ARGENTOMÉTRICO

1. Alcance y Aplicación:

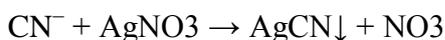
Este método cubre la determinación de cianuro, en muestras de matrices de aguas naturales, aguas potables y aguas residuales.

2. Resumen del Método

El cianuro se determina en una solución neutra o ligeramente alcalina, por titulación con nitrato de plata, usando como indicador el Cromato de potasio. Cromato de potasio indica el punto final de la valoración de nitrato de plata de cloruro. El cloruro de plata se precipita cuantitativamente antes de la formación de Cromato de plata de color rojo.

3. Definición:

La argentometría: Es un tipo de valoración por precipitación que involucra al ion plata. Típicamente se usa para determinar la cantidad de cianuro presente en una muestra; La solución problema se titula contra una solución de nitrato de plata de concentración conocida. Los aniones cianuro reaccionan con los cationes plata para producir el cianuro de plata insoluble.



Material de referencia certificado (MRC): material de referencia, acompañado de un certificado, en el cual uno o más valores de sus propiedades están certificados por un procedimiento que establece su trazabilidad con una realización exacta de la unidad en la que se expresan los valores de la propiedad y para la cual cada valor certificado se acompaña de una incertidumbre con la indicación de un nivel de confianza.

Material de referencia interno (MRI): es aquél preparado por un laboratorio para su propio uso.

Blanco Fortificado de Laboratorio (LFB): Un blanco fortificado de laboratorio es una muestra de agua de reactivo a la que se ha añadido una concentración conocida de los analitos de interés. Un LFB se utiliza para evaluar el desempeño del laboratorio y la recuperación del analito en una matriz en blanco.

Duplicados (DP): cuando muchas muestras tienen niveles de constituyentes mensurables que están siendo determinados, el análisis por duplicados es efectivo para asegurar la precisión.

4. Interferentes:

- ✓ Los iones bromuro, yoduro y cianuro se registran como concentraciones equivalentes de cloruro.
- ✓ Los iones sulfuro, tiosulfato y sulfito interfieren, pero se pueden eliminar por tratamiento de peróxido de hidrógeno (H_2O_2).
- ✓ El Ortofosfato en concentraciones mayores de 25 mg/L interfiere ya que precipita como fosfato de plata.
- ✓ El hierro con concentraciones arriba de 10 mg/L interfiere porque enmascara el punto final de la valoración.

5. Manipulación de Muestra y Conservación:

Recolectar las muestras representativas en botellas de vidrio o plástico (polipropileno), resistentes a productos químicos.

No requiere preservante, si la muestra se va almacenar conservar entre $>0^{\circ}C$ y $\leq 6^{\circ}C$ por un tiempo de 28 días.

El volumen mínimo requerido para llevar un control de calidad es de 200 ml (LP-FO-12 Especificaciones para el servicio de ensayo).

6. Procedimiento:

1. Utilice una muestra de 100 ml o una porción adecuada diluida a 100 ml en un matraz de Erlenmeyer o vaso de precipitación de 250 ml.
2. Si la muestra presenta coloración, agregar 3 ml de suspensión de hidróxido de aluminio, mezclar dejar reposar y filtrar.
3. Si hubiera presencia de sulfuros, sulfito o tiosulfato, agregar 1 ml de H_2O_2 y se agita durante 1 min.
4. Verificar que el pH esté entre 7 a 10 o ajustar el pH utilizando H_2SO_4 o NaOH. *(para el ajuste utilice un electrodo de referencia de tipo no cloruro)*
5. Añadir 1 ml de solución indicadora de cromato de potasio.
6. Titular con solución estándar de nitrato de plata ($AgNO_3$) (estandarizado), el viraje será de amarillo a amarillo rosáceo. Ser consistente en el reconocimiento del punto final.

7. Estandarización:

1. Tomar 20 ml de la solución estándar de cloruro de sodio (NaCl) y diluir a 100 ml en un matraz de Erlenmeyer o vaso de precipitación de 250 ml.
2. Añadir 1 ml de solución indicadora de Cromato de potasio
3. Titular con solución estándar de nitrato de plata ($AgNO_3$), el viraje será de amarillo a amarillo rosáceo. Ser consistente en el reconocimiento del punto final-

ANEXO 3: VALORES OBTENIDOS DEL ANÁLISIS GRANULOMÉTRICO DE LAS MUESTRAS

TABLA N° 5.3: A. ENSAYO GRANULOMÉTRICO MUESTRA M1

TAMICES		ENSAYO			
ABERTURA μm	MALLAS (ASTM) #	PESO g	PESO %	RETENIDO ACUMULADO %	PASANTE ACUMULADO %
2000	9	0.00	0.00	0.00	100.00
1000	16	0.50	0.20	0.20	99.80
500	32	0.25	0.10	0.30	99.70
250	60	8.50	3.40	3.70	96.30
125	115	121.80	48.72	52.42	47.58
90	170	54.70	21.88	74.30	25.70
63	250	32.50	13.00	87.30	12.70
<63	270	31.75	12.70	100.00	0.00

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.1.A. Curva granulométrica muestra M1



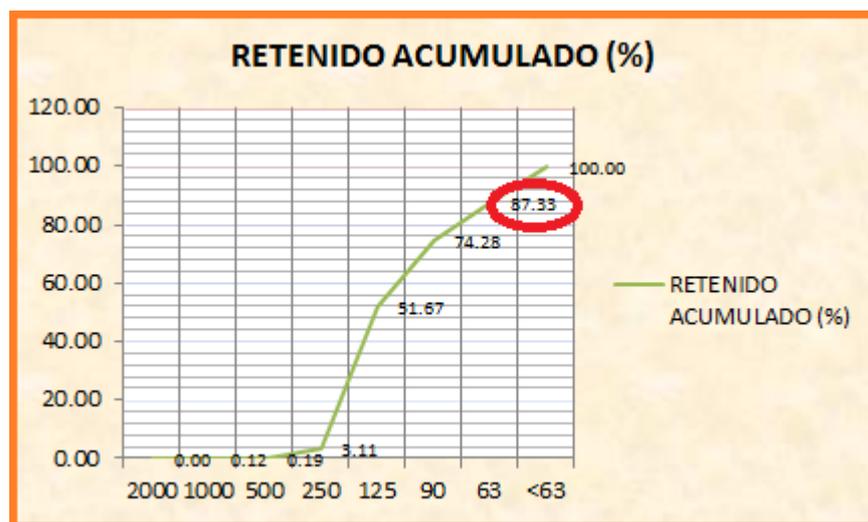
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.3.B. Ensayo granulométrico muestra M2

TAMICES		ENSAYO			
ABERTUR A μm	MALLA S (ASTM) #	PESO g	PES O %	RETENIDO ACUMULAD O %	PASANTE ACUMULAD O %
2000	9	0.00	0.00	0.00	100.00
1000	16	0.31	0.12	0.12	99.88
500	32	0.18	0.07	0.19	99.80
250	60	7.30	2.92	3.11	96.88
125	115	121.40	48.56	51.67	48.32
90	170	56.53	22.61	74.28	25.71
63	250	32.62	13.05	87.33	12.66
<63	270	31.66	12.66	100.00	0.00

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.1.B. Curva granulométrica muestra M2



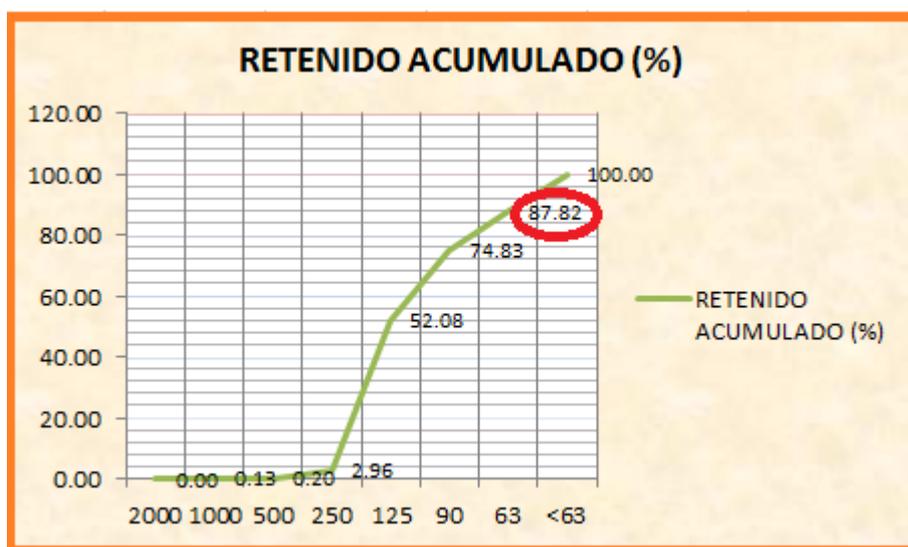
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.3.C. Ensayo granulométrico muestra M3

TAMICES		ENSAYO			
ABERTURA μm	MALLAS (ASTM) #	PESO g	PESO %	RETENIDO ACUMULADO %	PASANTE ACUMULADO %
2000	9	0.00	0.00	0.00	100.00
1000	16	0.33	0.13	0.13	99.87
500	32	0.17	0.07	0.20	99.80
250	60	6.90	2.76	2.96	97.04
125	115	122.80	49.12	52.08	47.92
90	170	56.89	22.76	74.83	25.16
63	250	32.47	12.99	87.82	12.18
<63	270	30.44	12.18	100.00	0.00

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.1.C. Curva granulométrica muestra M3



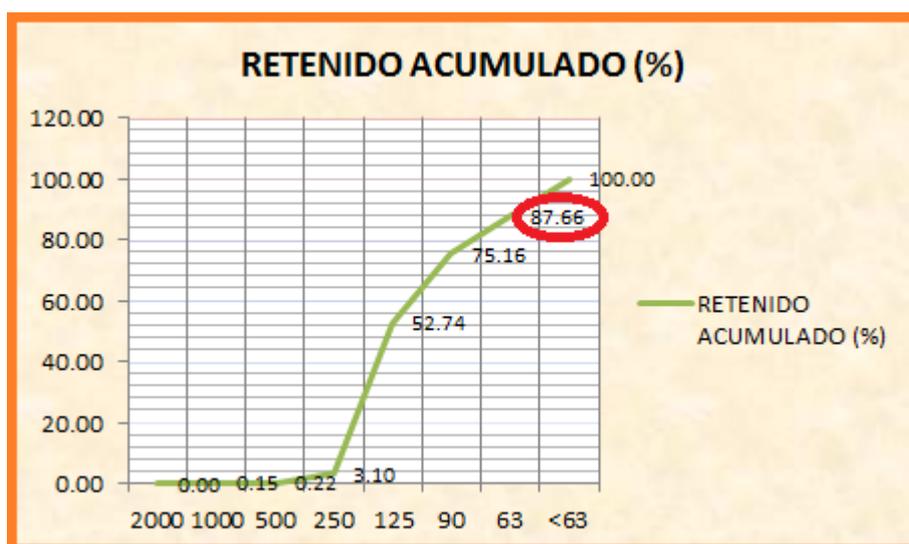
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.3.D. Ensayo granulométrico muestra M4

TAMICES		ENSAYO			
ABERTURA μm	MALLAS (ASTM) #	PESO g	PESO %	RETENIDO ACUMULADO %	PASANTE ACUMULADO %
2000	9	0.00	0.00	0.00	100.00
1000	16	0.37	0.15	0.15	99.85
500	32	0.18	0.07	0.22	99.78
250	60	7.20	2.88	3.10	96.90
125	115	124.10	49.64	52.74	47.26
90	170	56.05	22.42	75.16	24.84
63	250	31.24	12.50	87.66	12.34
<63	270	30.86	12.34	100.00	0.00

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.1.D. Curva granulométrica muestra M4



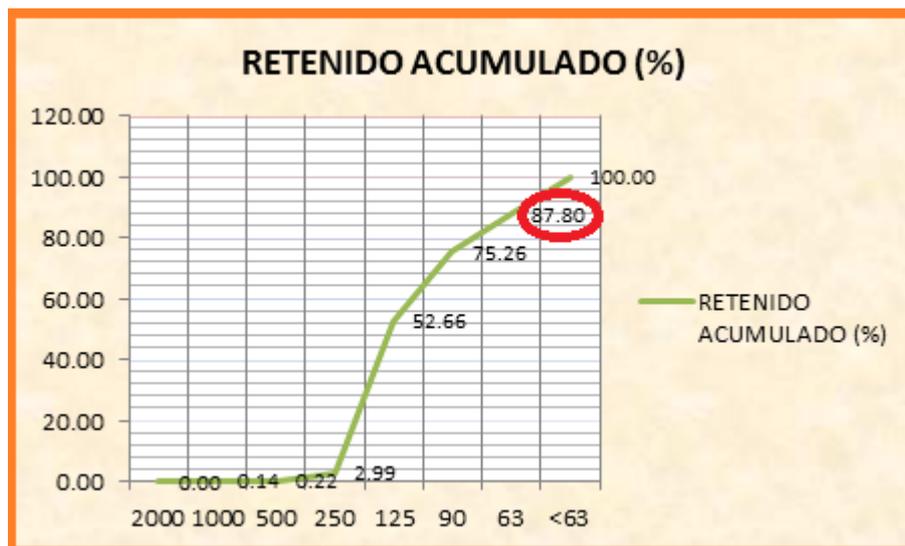
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.3.E. Ensayo granulométrico muestra M5

TAMICES		ENSAYO			
ABERTURA	MALLAS (ASTM)	PESO	PESO	RETENIDO ACUMULADO	PASANTE ACUMULADO
μm	#	g	%	%	%
2000	9	0.00	0.00	0.00	100.00
1000	16	0.36	0.14	0.14	99.86
500	32	0.20	0.08	0.22	99.78
250	60	6.93	2.77	2.99	97.00
125	115	124.18	49.67	52.66	47.33
90	170	56.48	22.59	75.26	24.74
63	250	31.37	12.55	87.80	12.19
<63	270	30.48	12.19	100.00	0.00

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico 5.1.E Curva granulométrica muestra M5



Fuente: **Elaboración propia**

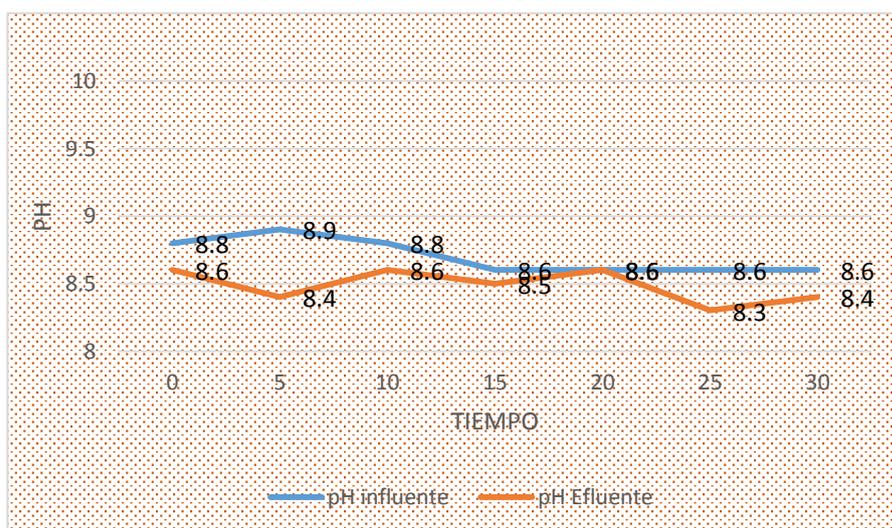
**ANEXO 4: ANÁLISIS DE LAS MUESTRAS DE LA EXPERIENCIA
1: AIREACIÓN/OXIDACIÓN SIMPLE CON FLUJO
CONTINUO**

Tabla N° 5.6.A. pH de las aguas residuales cianuradas. M1

Tiempo (días)	pH influente	pH Efluente
0	8.8	8.6
5	8.9	8.4
10	8.8	8.6
15	8.6	8.5
20	8.6	8.6
25	8.6	8.3
30	8.6	8.4

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.2.A. pH de las aguas residuales cianuradas. M1



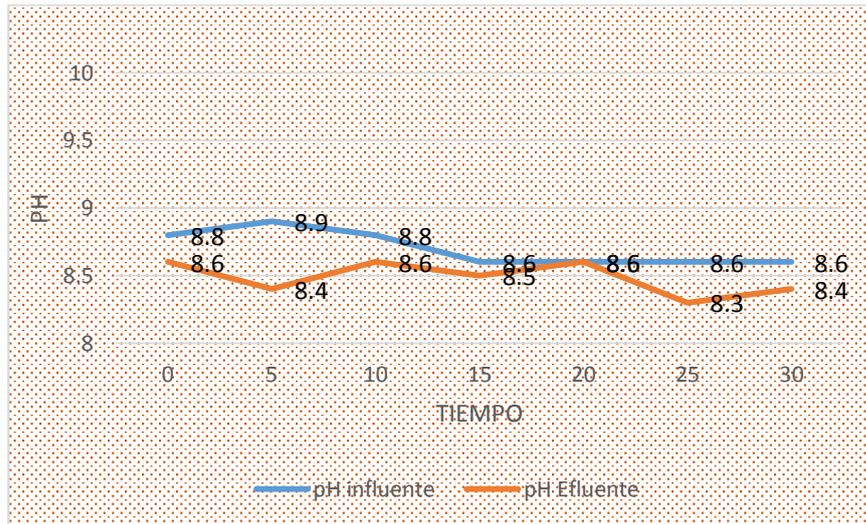
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.6.B. pH de las aguas residuales cianuradas. M2

Tiempo (días)	pH influente	pH Efluente
0	8.7	8.5
5	8.5	8.3
10	8.7	8.6
15	8.5	8.5
20	8.5	8.6
25	8.5	8.34
30	8.5	8.5

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.2.B. pH de las aguas residuales cianuradas. M2



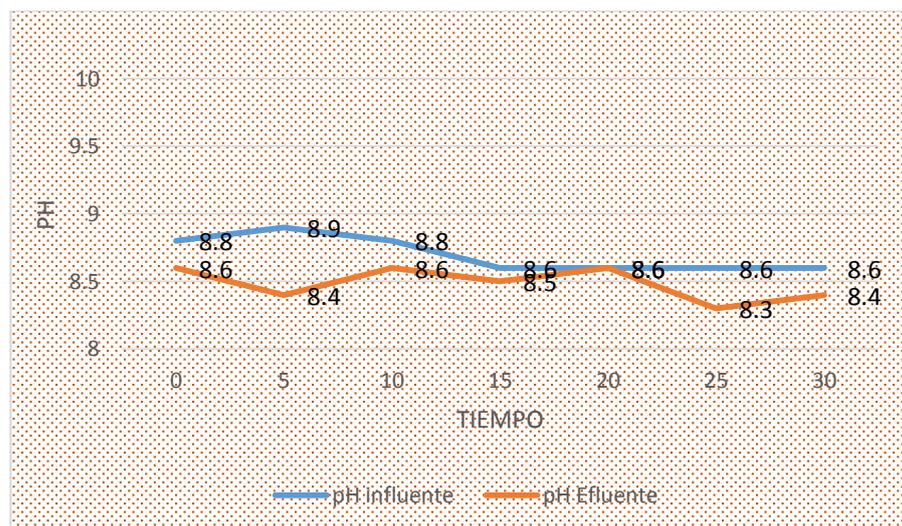
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla 5.6.C. pH de las aguas residuales cianuradas. M3

Tiempo (días)	pH influente	pH Efluente
0	8.8	8.6
5	8.9	8.4
10	8.8	8.6
15	8.6	8.5
20	8.6	8.6
25	8.6	8.3
30	8.6	8.4

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.2.C. pH de las aguas residuales cianuradas. M3



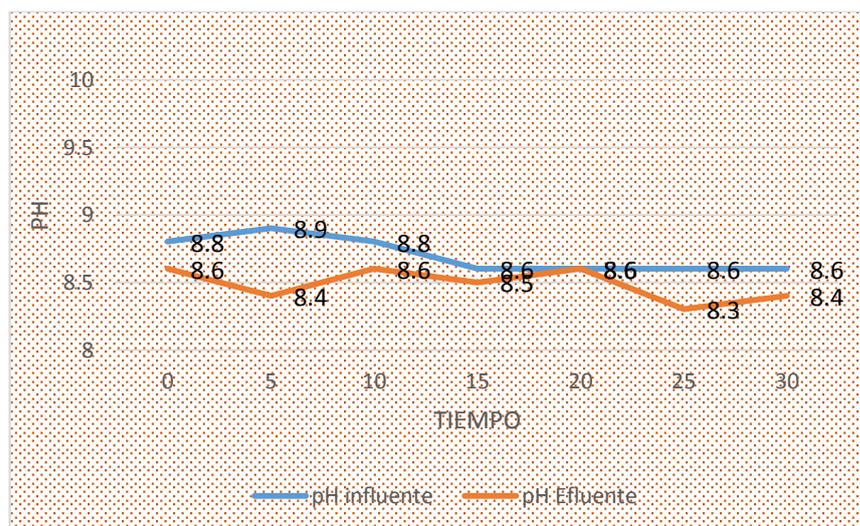
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.6.D. pH de las aguas residuales cianuradas. M4

Tiempo (días)	pH influente	pH Efluente
0	8.8	8.7
5	8.9	8.6
10	8.8	8.4
15	8.6	8.5
20	8.6	8.7
25	8.6	8.2
30	8.6	8.3

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.2.D. pH de las aguas residuales cianuradas. M4



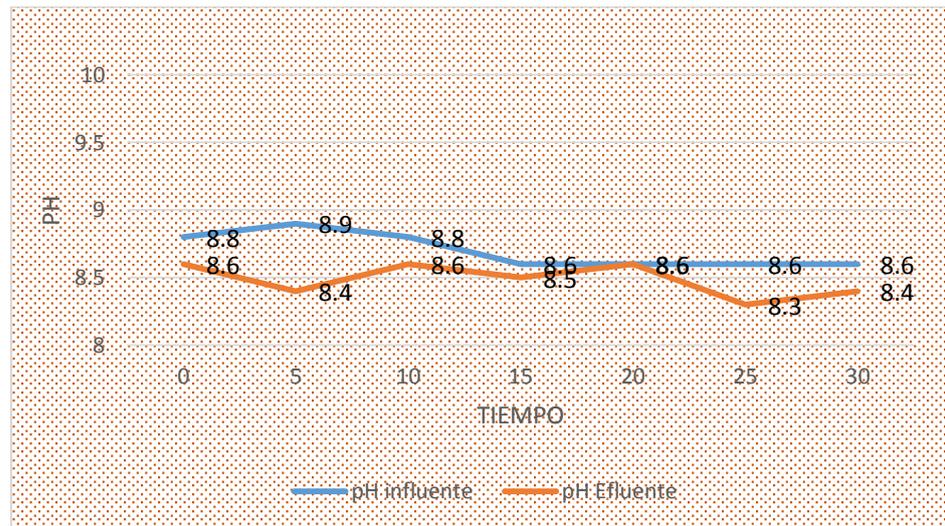
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.6.E. pH de las aguas residuales cianuradas. M5

Tiempo (días)	pH influente	pH Efluente
0	8.8	8.6
5	8.9	8.5
10	8.8	8.3
15	8.6	8.5
20	8.6	8.7
25	8.6	8.6
30	8.6	8.4

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.2.E. pH de las aguas residuales cianuradas. M5



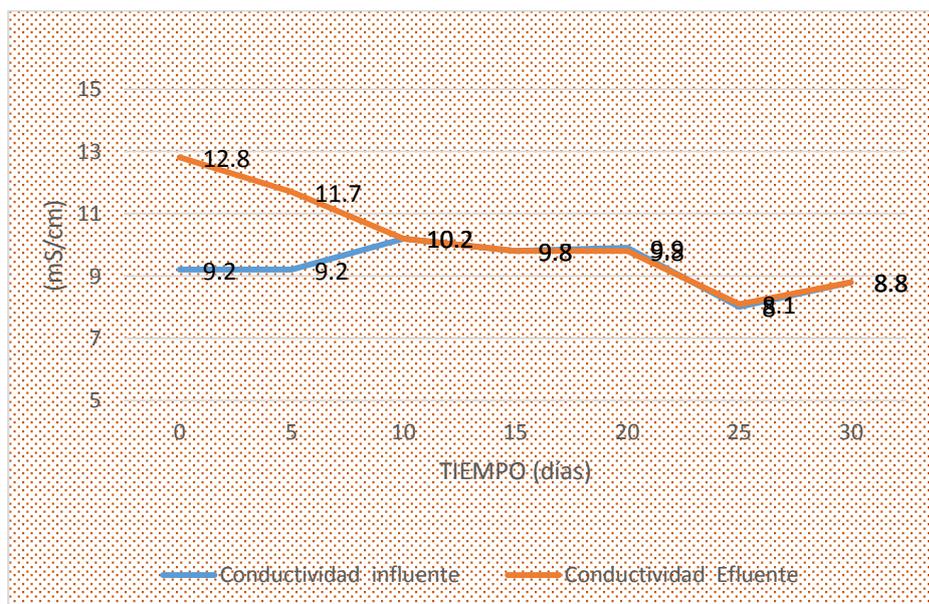
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.7.A. Evolución de la Conductividad Eléctrica en la Cascada. M1

Tiempo (días)	Conductividad influente (mS/cm)	Conductividad Efluente (mS/cm)
0	9.2	12.8
5	9.2	11.7
10	10.2	10.2
15	9.8	9.8
20	9.9	9.8
25	8	8.1

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.3.A. Evolución de la Conductividad Eléctrica en la Cascada. M1



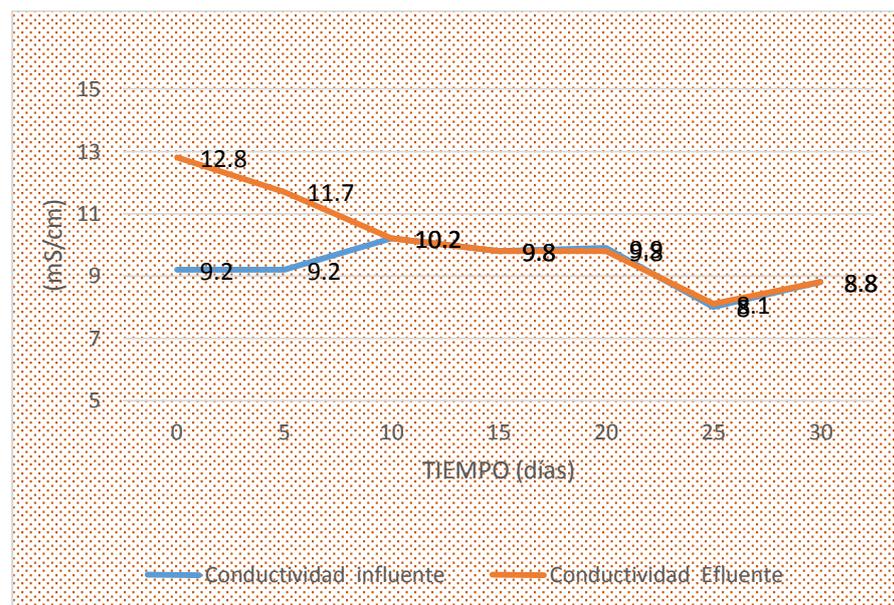
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.7.B. Evolución de la Conductividad Eléctrica en la Cascada. M2

Tiempo (días)	Conductividad influente (mS/cm)	Conductividad Efluente (mS/cm)
0	9.3	10.95
5	9.35	11.55
10	10.75	10.25
15	10.15	10.2
20	10.25	10.05
25	8.5	9.3
30	8.5	8.9

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.3.B. Evolución de la Conductividad Eléctrica en la Cascada. M2



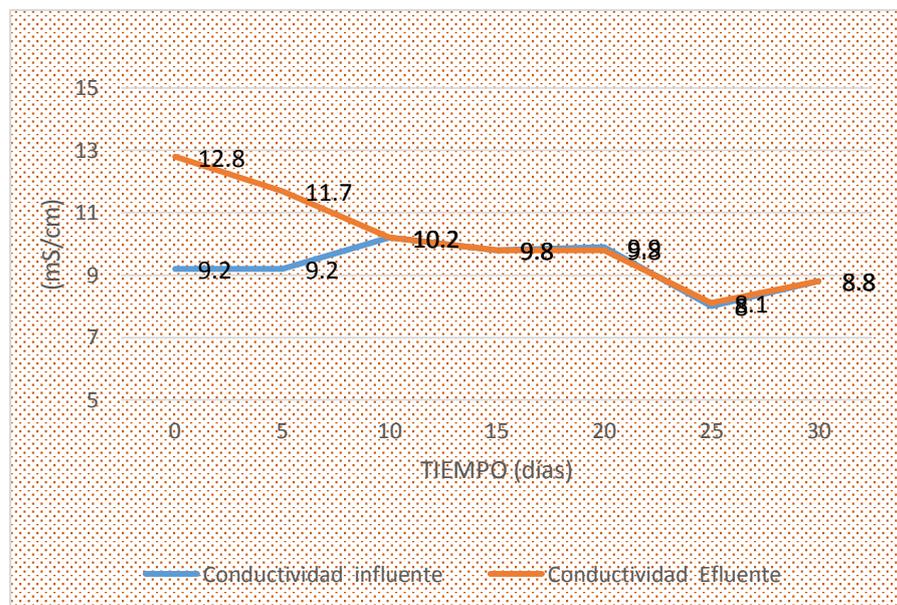
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.7.C. Evolución de la Conductividad Eléctrica en la Cascada. M3

Tiempo (días)	Conductividad influente (mS/cm)	Conductividad Efluente (mS/cm)
0	9.2	12.65
5	9.3	11.5
10	10.1	9.85
15	9.8	9.6
20	9.8	9.15
25	8.8	8.15
30	8.8	8.15

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.3.C. Evolución de la Conductividad Eléctrica en la Cascada. M3



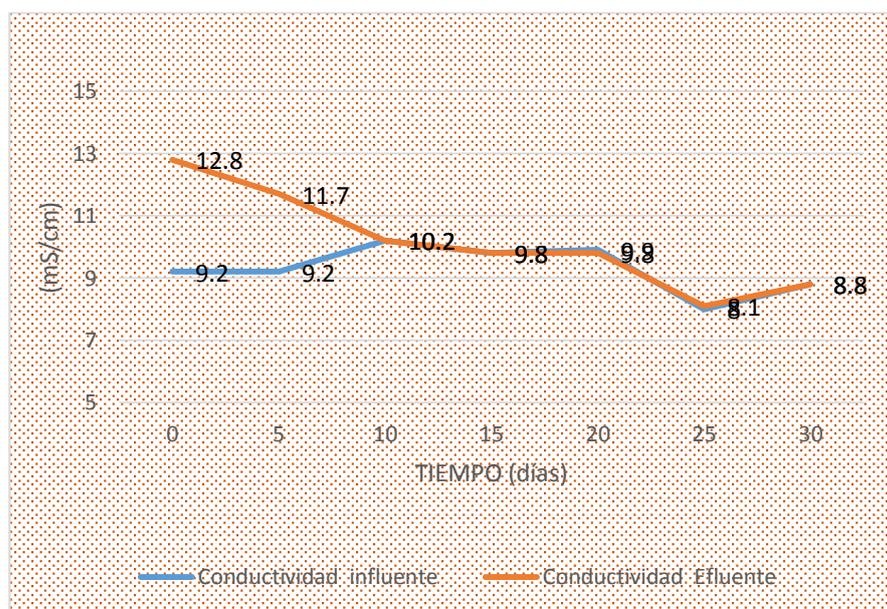
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.7.D. Evolución de la Conductividad Eléctrica en la Cascada. M4

Tiempo (días)	Conductividad influente (mS/cm)	Conductividad Efluente (mS/cm)
0	9.3	12.85
5	9.2	11.6
10	10.15	10.45
15	9.75	9.4
20	9.7	9.15
25	8.8	8.35
30	8.75	8.15

Fuente: **Elaboración propia.**

Gráfico N° 5.3.D. Evolución de la Conductividad Eléctrica en la Cascada. M4



Fuente: **Elaboración propia**

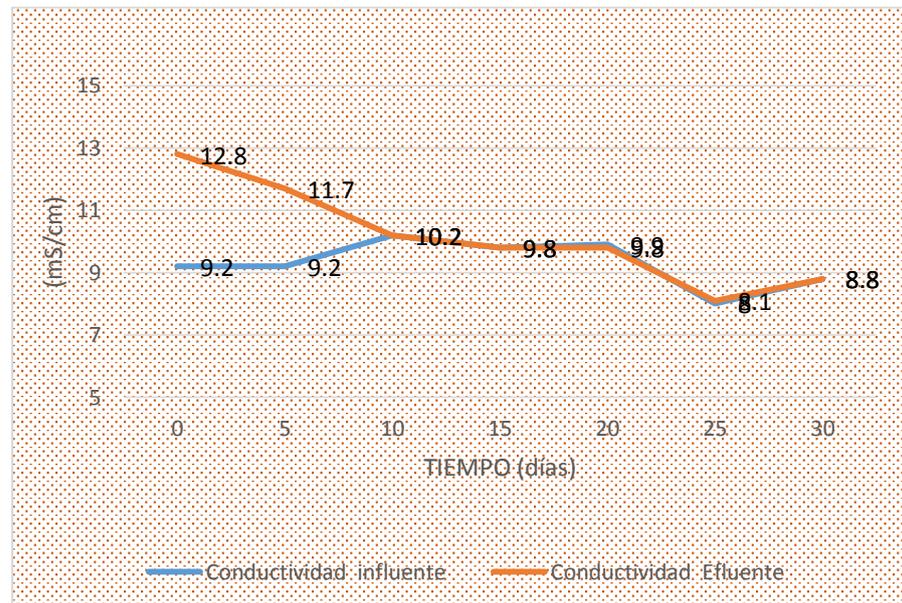
Tabla N° 5.7.E. Evolución de la Conductividad Eléctrica en la Cascada. M5

Tiempo (días)	Conductividad influente (mS/cm)	Conductividad Efluente (mS/cm)
0	9.1	12.55
5	9.1	11.6
10	10.3	11
15	10.2	9.8
20	9.8	9.65
25	9.75	8.7
30	8.9	8.7

Fuente: Elaboración propia.

Gráfico N° 5.3.D. Evolución de la Conductividad Eléctrica en la Cascada.

M4



Fuente: Elaboración propia

Tabla N° 5.8.A. Evolución del potencial de oxidación promedio en la Cascada.

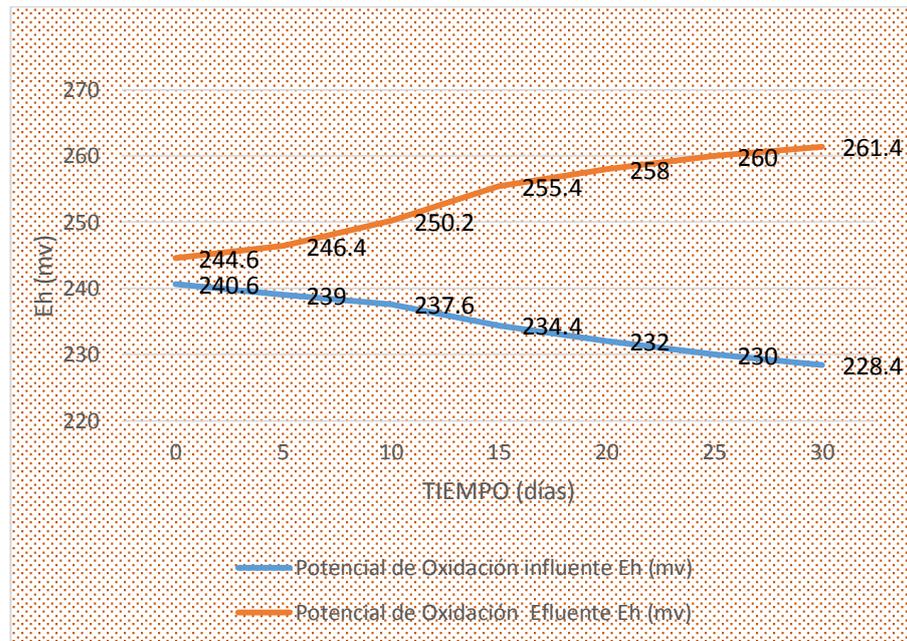
M1

Tiempo (días)	Potencial de Oxidación influente Eh (mv)	Potencial de Oxidación Efluente Eh (mv)
0	243	245
5	238	240
10	241	243
15	247	240
20	240	241
25	231	258
30	228	260

Fuente: **Elaboración propia.**

Gráfico N° 5.4.A. Evolución del potencial de oxidación promedio en la Cascada.

M1.



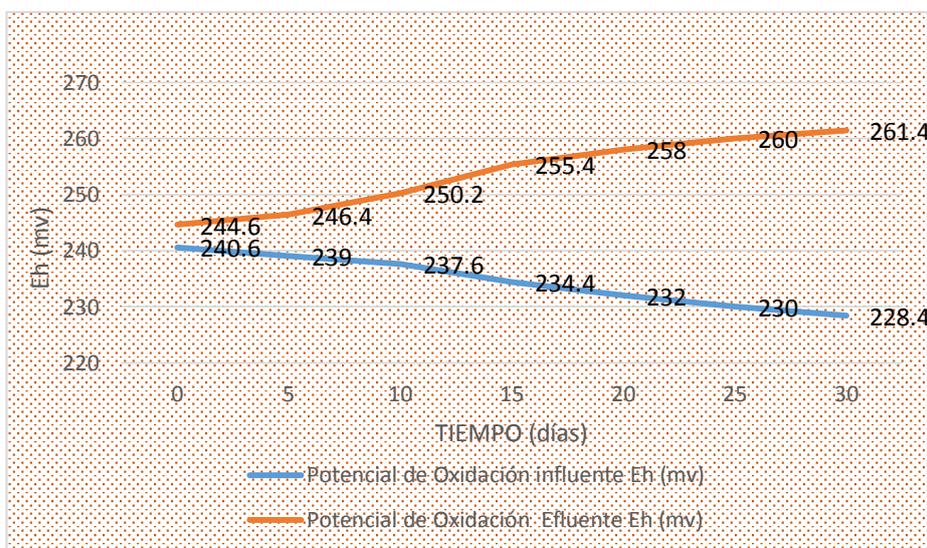
Fuente: **Elaboración propia.**

Tabla N° 5.8.B. Evolución del potencial de oxidación promedio en la Cascada. M2

Tiempo (días)	Potencial de Oxidación influente Eh (mv)	Potencial de Oxidación Efluente Eh (mv)
0	239	244
5	236	245
10	236	252
15	232	258
20	230	260
25	228	262
30	228	263

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.4.B. Evolución del potencial de oxidación promedio en la Cascada. M2



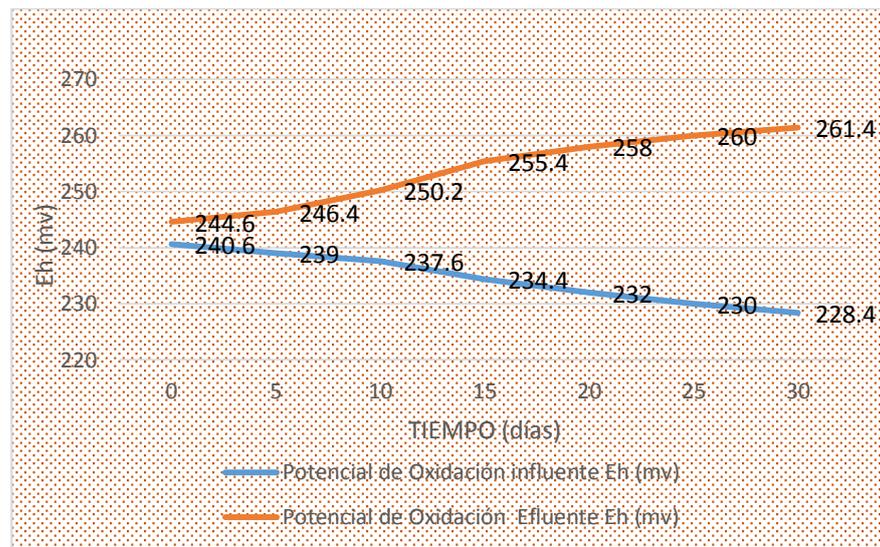
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.8.C. Evolución del potencial de oxidación promedio en la Cascada. M3

Tiempo (días)	Potencial de Oxidación influente Eh (mv)	Potencial de Oxidación Efluente Eh (mv)
0	240	245
5	238	248
10	235	249
15	233	254
20	230	255
25	227	259
30	225	261

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.4.C. Evolución del potencial de oxidación promedio en la Cascada. M3



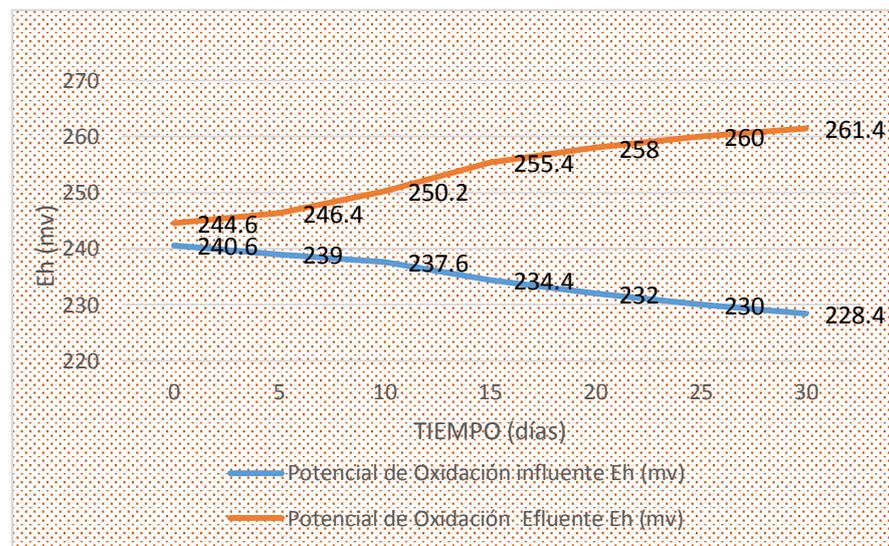
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.8.D. Evolución del potencial de oxidación promedio en la Cascada.
M4.

Tiempo (días)	Potencial de Oxidación influente Eh (mv)	Potencial de Oxidación Efluente Eh (mv)
0	242	244
5	242	248
10	240	249
15	237	254
20	235	257
25	233	259
30	230	259

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.4.D. Evolución del potencial de oxidación promedio en la Cascada. M5



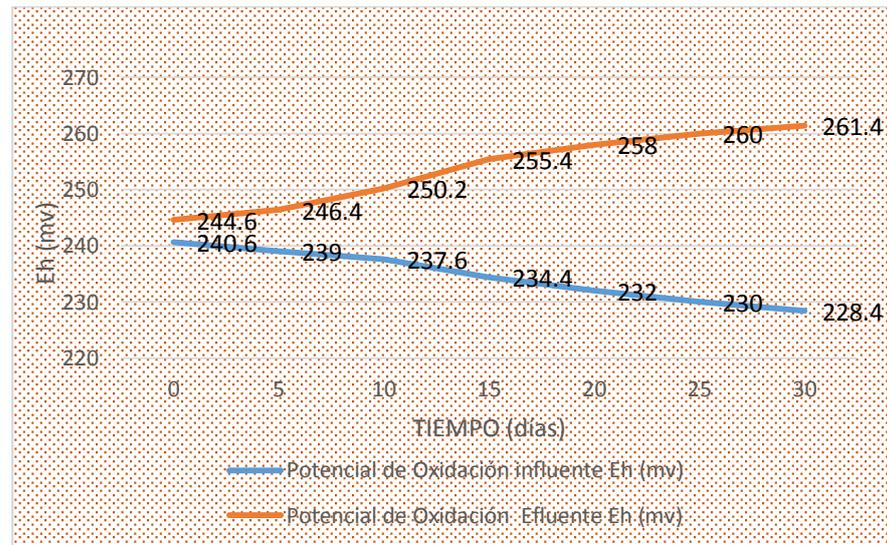
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.8.E. Evolución del potencial de oxidación promedio en la Cascada. M5.

Tiempo (días)	Potencial de Oxidación influente Eh (mv)	Potencial de Oxidación Efluente Eh (mv)
0	243	246
5	243	246
10	241	249
15	238	253
20	235	258
25	234	258
30	231	261

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.4.E. Evolución del potencial de oxidación promedio en la Cascada. M5.



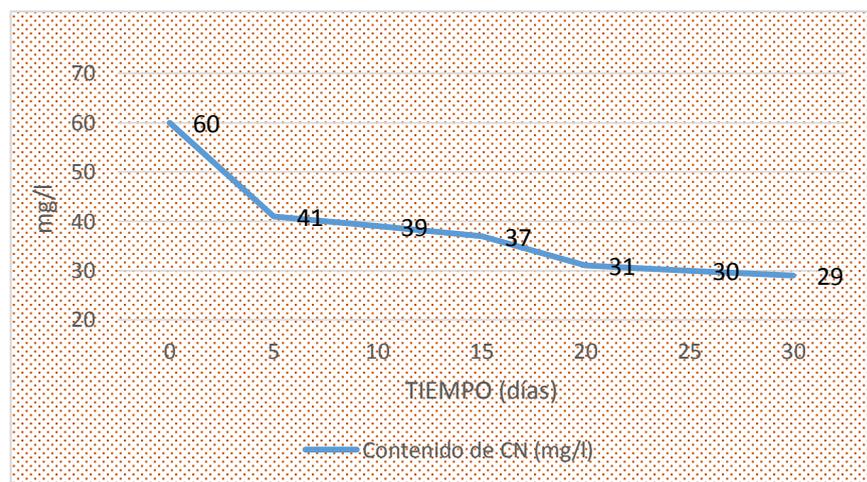
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.8.A. Evolución del contenido de Cianuro en la Cascada. M1

Tiempo (días)	Contenido de CN (mg/l)
0	60
5	41
10	39
15	37
20	31
25	30
30	29

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.5.A. Evolución del contenido de Cianuro en la Cascada. M1



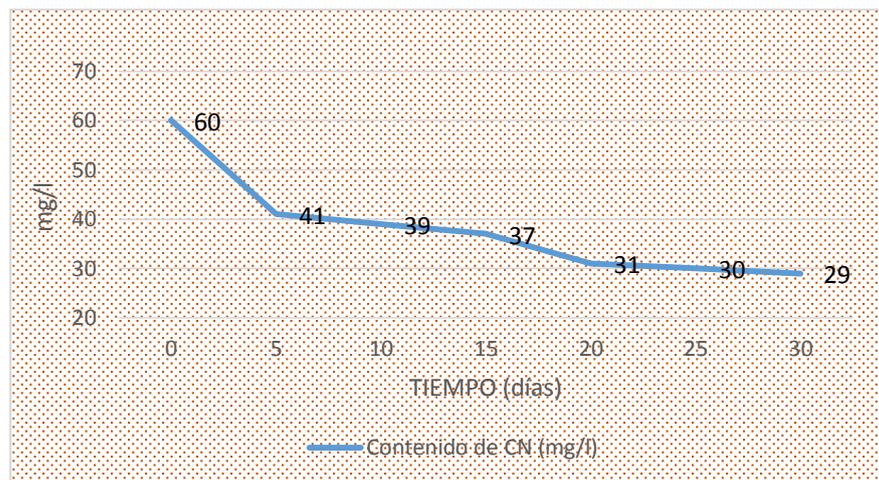
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.8.B. Evolución del contenido de Cianuro en la Cascada. M2

Tiempo (días)	Contenido de CN (mg/l)
0	59
5	43
10	41
15	38
20	33
25	31
30	30

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.5.B. Evolución del contenido de Cianuro en la Cascada. M2.



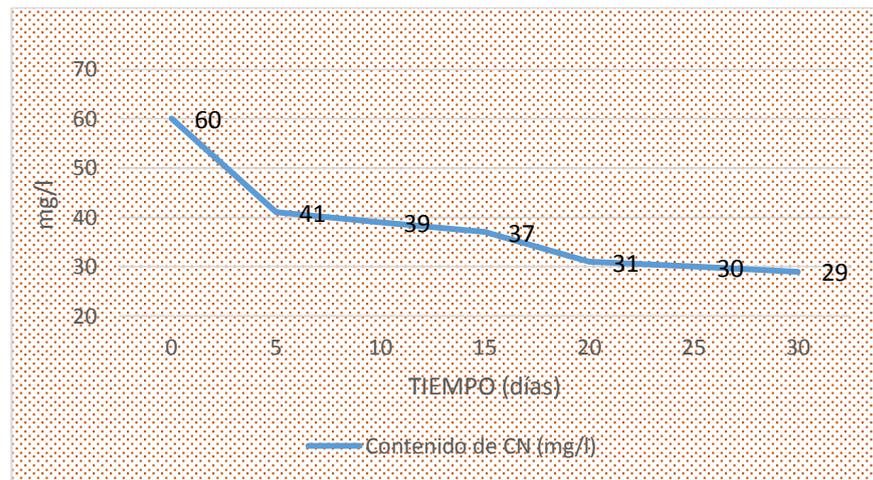
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.8.C. Evolución del contenido de Cianuro en la Cascada. M3

Tiempo (días)	Contenido de CN (mg/l)
0	60
5	43
10	39
15	36
20	32
25	31
30	29

Fuente: **Elaboración propia.**

Gráfico N° 5.5.C. Evolución del contenido de Cianuro en la Cascada. M3



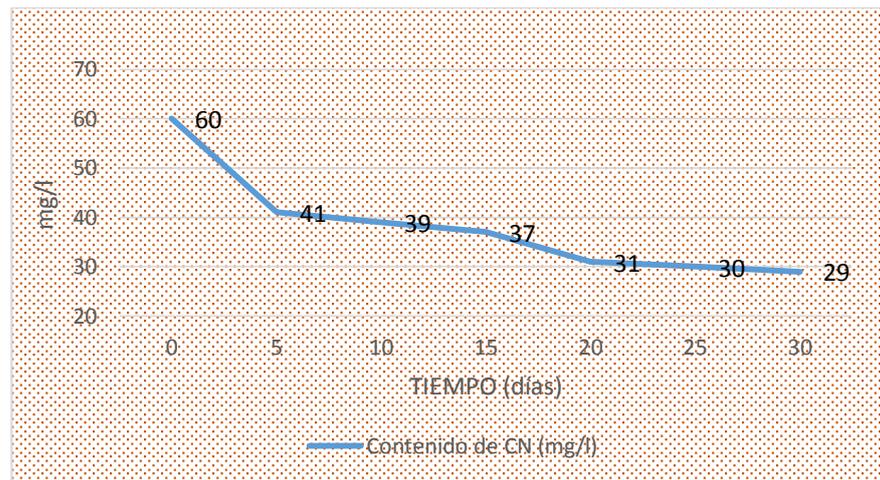
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° .8.D. Evolución del contenido de Cianuro en la Cascada. M4

Tiempo (días)	Contenido de CN (mg/l)
0	60
5	43
10	38
15	36
20	32
25	29
30	29

Fuente: **Elaboración propia.**

Gráfico N° 5.5.D. Evolución del contenido de Cianuro en la Cascada. M4



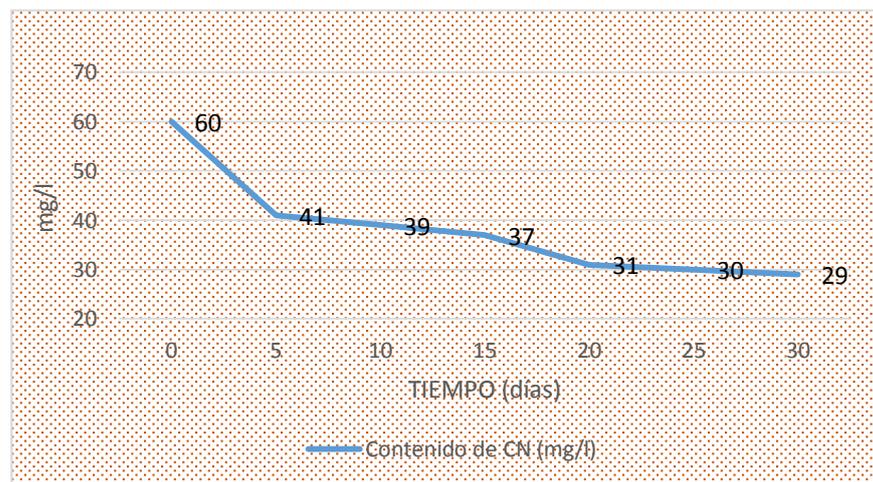
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.8.E. Evolución del contenido de Cianuro en la Cascada. M5

Tiempo (días)	Contenido de CN (mg/l)
0	60
5	39
10	37
15	36
20	32
25	30
30	30

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.5.E. Evolución del contenido de Cianuro en la Cascada. M5



Fuente: **Elaboración propia**

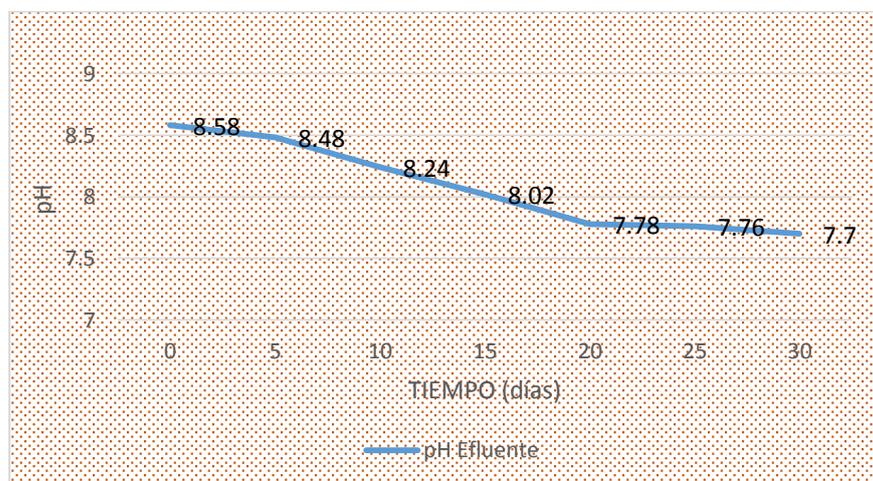
ANEXO 5: ANÁLISIS DE LAS MUESTRAS DE LA EXPERIENCIA 2: EN LA CASCADA DE AIREACIÓN CON FLUJO CONTINUO

Tabla N° 5.11.A. Evolución del pH en la cascada de aireación con flujo continuo. M1

Tiempo (días)	pH Efluente
0	8.60
5	8.50
10	8.30
15	8.10
20	7.80
25	7.80
30	7.70

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.6.A. Evolución del pH en la cascada de aireación con flujo continuo. M1.



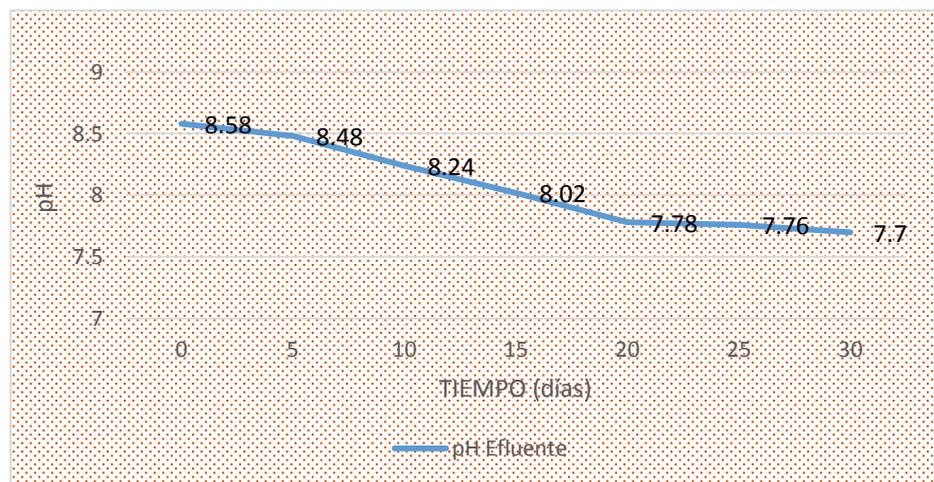
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.11.B. Evolución del pH en la cascada de aireación con flujo continuo. M2

Tiempo (días)	pH Efluente
0	8.60
5	8.40
10	8.10
15	7.90
20	7.70
25	7.70
30	7.70

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.6.B. Evolución del pH en la cascada de aireación con flujo continuo. M2



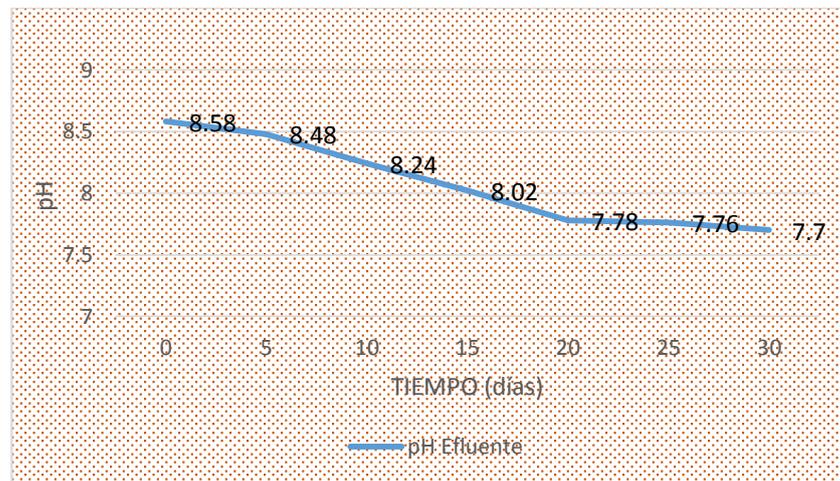
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.11.C. Evolución del pH en la cascada de aireación con flujo continuo. M3

Tiempo (días)	pH Efluente
0	8.50
5	8.50
10	8.20
15	8.00
20	7.80
25	7.80
30	7.70

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.6.C. Evolución del pH en la cascada de aireación con flujo continuo. M3



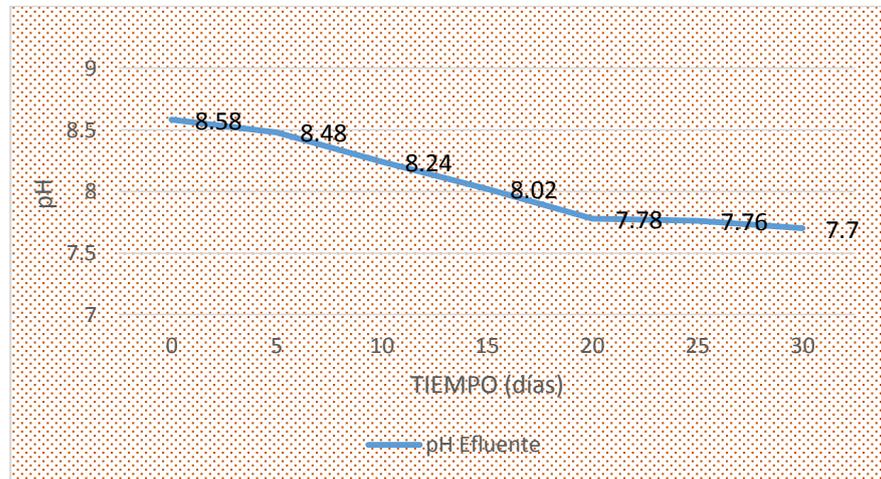
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.11.D. Evolución del pH en la cascada de aireación con flujo continuo. M4

Tiempo (días)	pH Efluente
0	8.60
5	8.50
10	8.30
15	8.00
20	7.80
25	7.70
30	7.70

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.6.D. Evolución del pH en la cascada de aireación con flujo continuo. M4



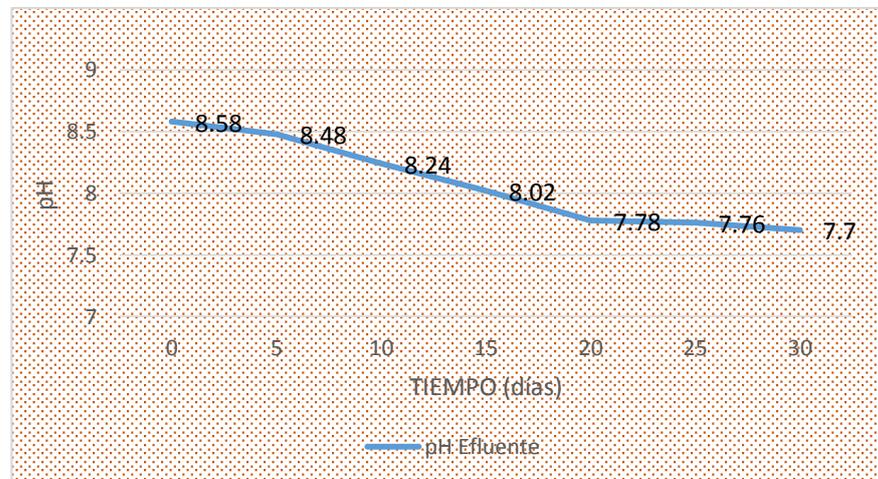
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.11.E. Evolución del pH en la cascada de aireación con flujo continuo. M5

Tiempo (días)	pH Efluente
0	8.60
5	8.50
10	8.30
15	8.10
20	7.80
25	7.80
30	7.70

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.6.E. Evolución del pH en la cascada de aireación con flujo continuo. M5



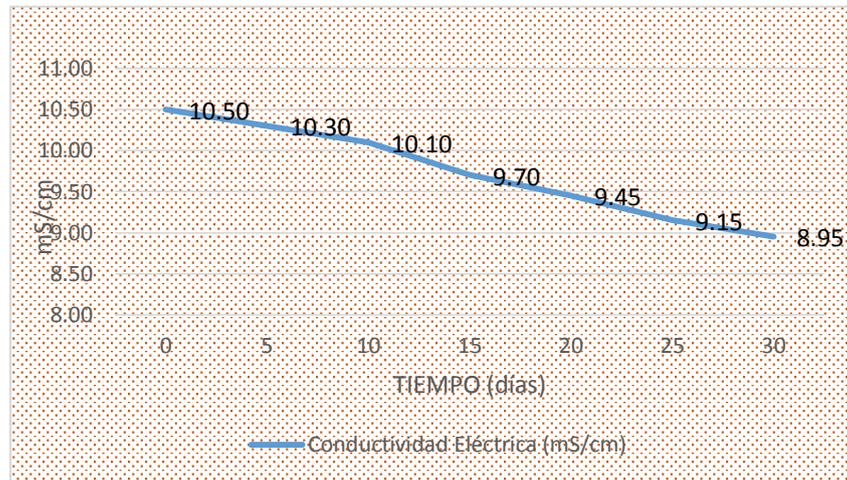
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.12.A. Evolución de la conductividad eléctrica en la cascada de aireación con flujo continuo. M1

Tiempo (días)	Conductividad Eléctrica (mS/cm)
0	10.50
5	10.20
10	10.00
15	9.70
20	9.30
25	9.00
30	8.90

Fuente: **Elaboración propia.**

Gráfico N° 5.7.A. Evolución de la conductividad eléctrica en la cascada de aireación con flujo continuo. M1



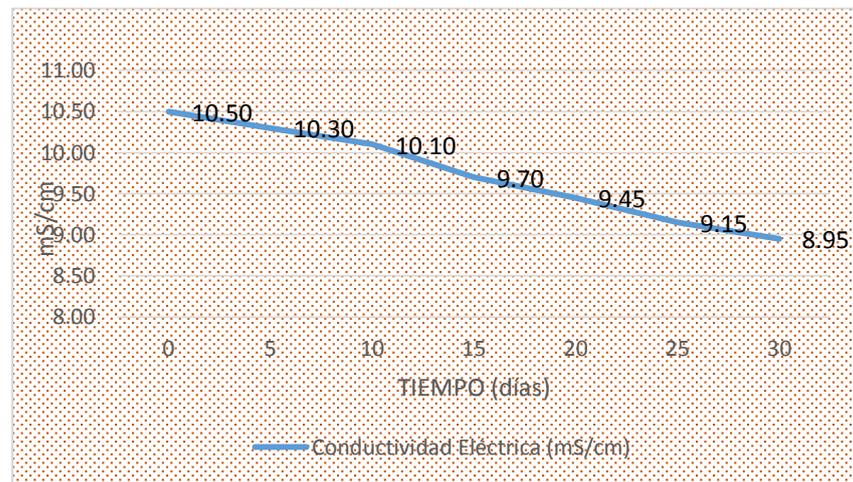
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.12.B. Evolución de la conductividad eléctrica en la cascada de aireación con flujo continuo. M2

Tiempo (días)	Conductividad Eléctrica (mS/cm)
0	10.45
5	10.15
10	10.00
15	9.10
20	9.00
25	8.90
30	8.90

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.7.B. Evolución de la conductividad eléctrica en la cascada de aireación con flujo continuo. M2



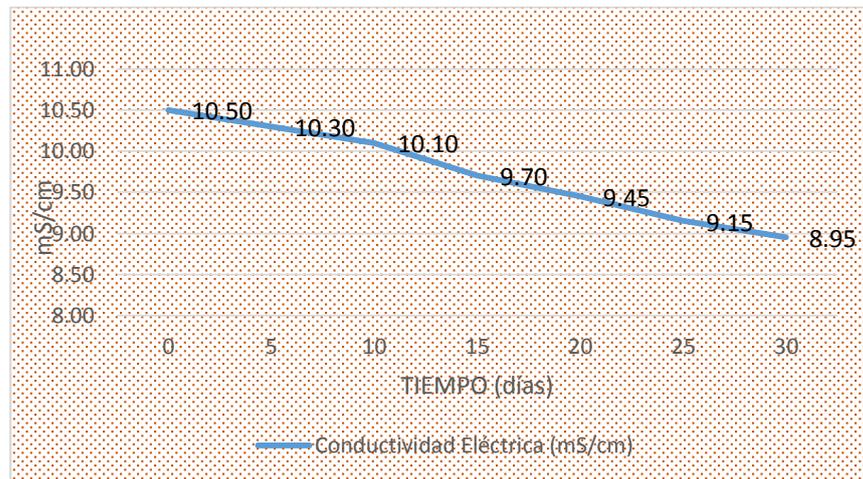
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.12.C. Evolución de la conductividad eléctrica en la cascada de aireación con flujo continuo. M3

Tiempo (días)	Conductividad Eléctrica (mS/cm)
0	10.50
5	10.20
10	9.90
15	9.40
20	9.30
25	9.10
30	8.95

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.7.C. Evolución de la conductividad eléctrica en la cascada de aireación con flujo continuo. M3



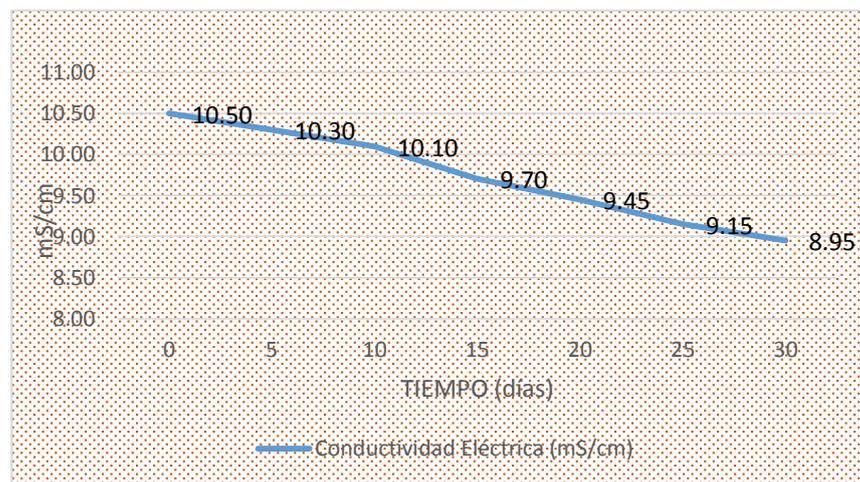
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.12.D. Evolución de la conductividad eléctrica en la cascada de aireación con flujo continuo. M4

Tiempo (días)	Conductividad Eléctrica (mS/cm)
0	10.40
5	10.10
10	9.95
15	9.60
20	9.30
25	9.10
30	8.80

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.7.D. Evolución de la conductividad eléctrica en la cascada de aireación con flujo continuo. M4



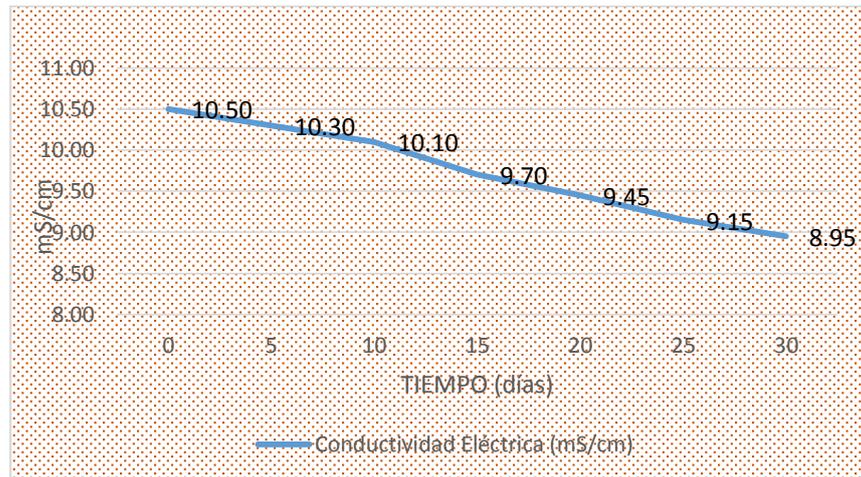
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.12.E. Evolución de la conductividad eléctrica en la cascada de aireación con flujo continuo. M5

Tiempo (días)	Conductividad Eléctrica (mS/cm)
0	10.50
5	10.30
10	10.10
15	9.70
20	9.45
25	9.15
30	8.95

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.7. E. Evolución de la conductividad eléctrica en la cascada de aireación con flujo continuo. M5



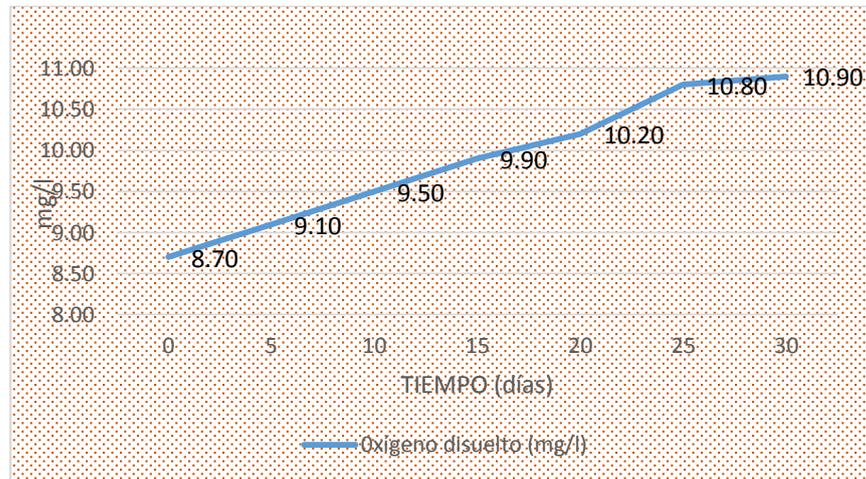
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.13.A. Evolución del oxígeno disuelto en la cascada de Aireación con flujo continuo. M1

Tiempo (días)	Oxígeno disuelto (mg/l)
0	8.8
5	9.8
10	9.7
15	9.9
20	10.1
25	10.1

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.8.A. Evolución del oxígeno disuelto en la cascada de aireación con flujo continuo. M1



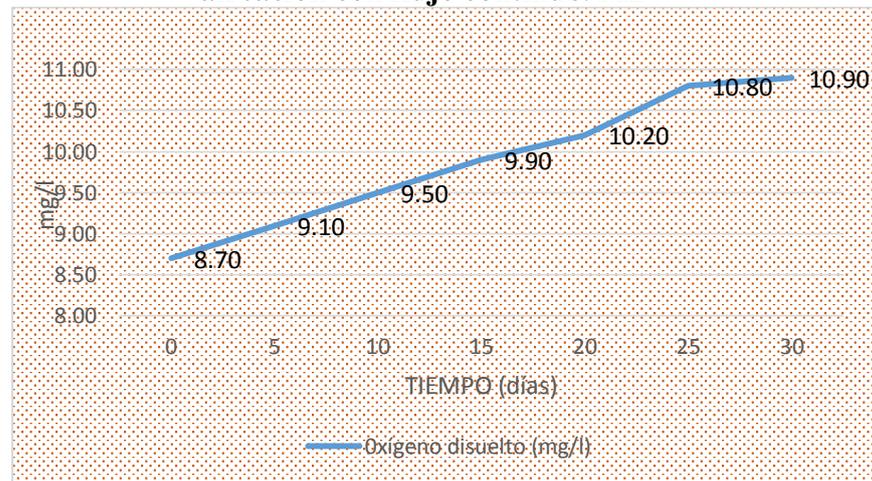
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.13.B. Evolución del oxígeno disuelto en la cascada de aireación con flujo continuo. M2

Tiempo (días)	Oxígeno disuelto (mg/l)
0	8.7
5	9.6
10	9.7
15	9.9
20	10.2
25	10.3
30	10.3

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.8.B. Evolución del oxígeno disuelto en la cascada de aireación con flujo continuo. M2



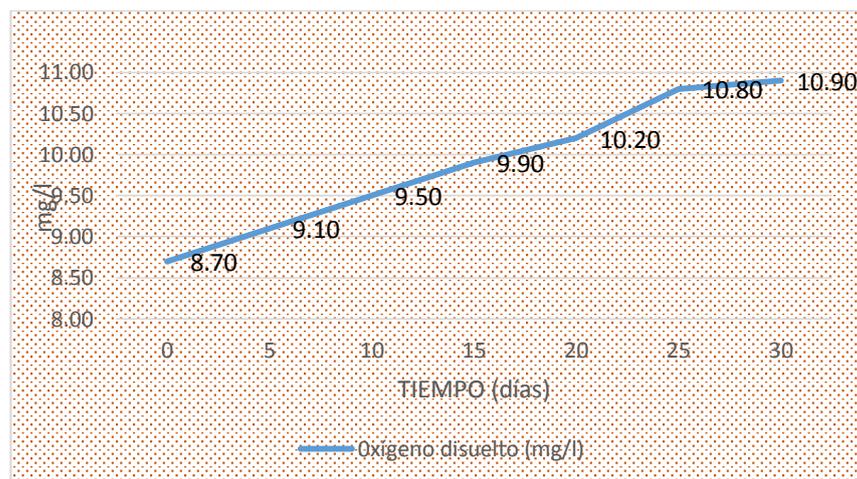
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.13.C. Evolución del oxígeno disuelto en la cascada de aireación con flujo continuo. M3

Tiempo (días)	Oxígeno disuelto (mg/l)
0	8.70
5	9.10
10	9.50
15	9.90
20	10.20
25	10.80
30	10.90

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.8.C. Evolución del oxígeno disuelto en la cascada de aireación con flujo continuo. M3



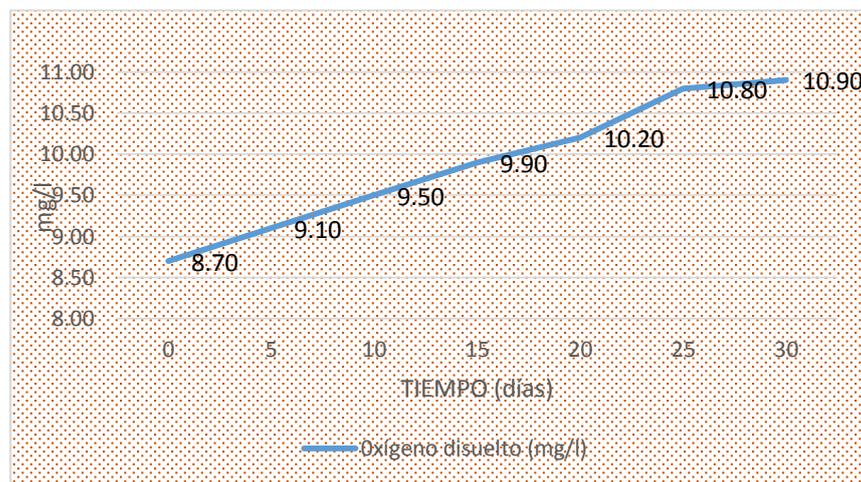
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.13.D. Evolución del oxígeno disuelto en la cascada de aireación con flujo continuo. M4.

Tiempo (días)	Oxígeno disuelto (mg/l)
0	8.80
5	9.80
10	10.30
15	10.50
20	10.90
25	11.00
30	11.00

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.8.D. Evolución del oxígeno disuelto en la cascada de aireación con flujo continuo. M4



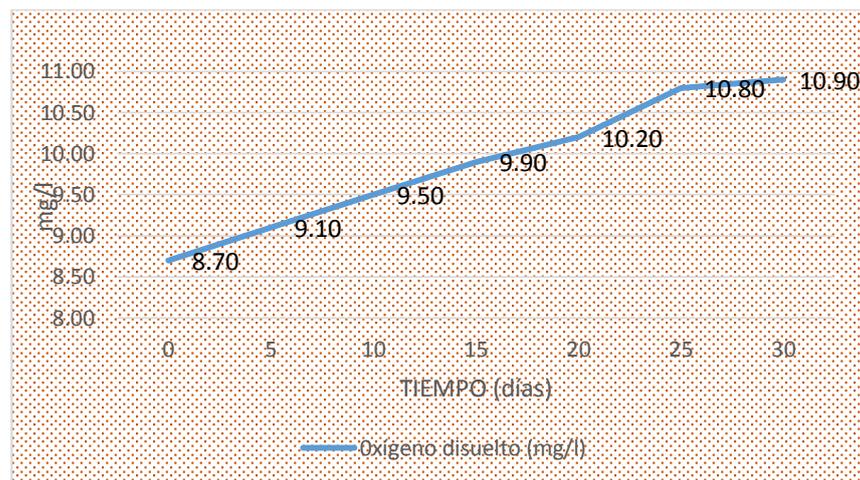
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.13.E. Evolución del oxígeno disuelto en la cascada de aireación con flujo continuo. M15

Tiempo (días)	Oxígeno disuelto (mg/l)
0	8.70
5	9.40
10	9.70
15	9.90
20	10.30
25	10.80
30	10.90

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.8.E. Evolución del oxígeno disuelto en la cascada de aireación con flujo continuo. M5



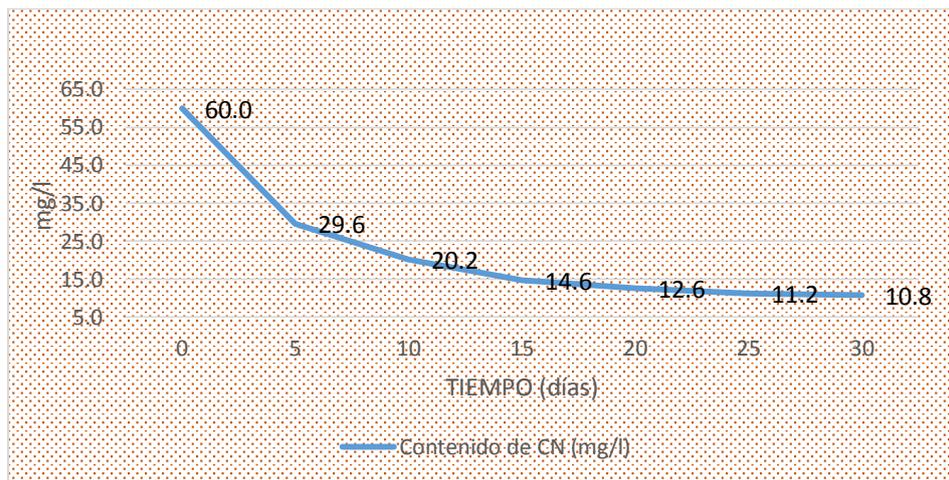
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.14.A. Evolución del contenido de cianuro en la cascada de aireación con flujo continuo. M1

Tiempo (días)	Contenido de CN (mg/l)
0	60
5	27
10	19
15	15
20	14
25	11
30	11

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.9.A. Evolución del contenido de cianuro en la cascada de aireación con flujo continuo. M1



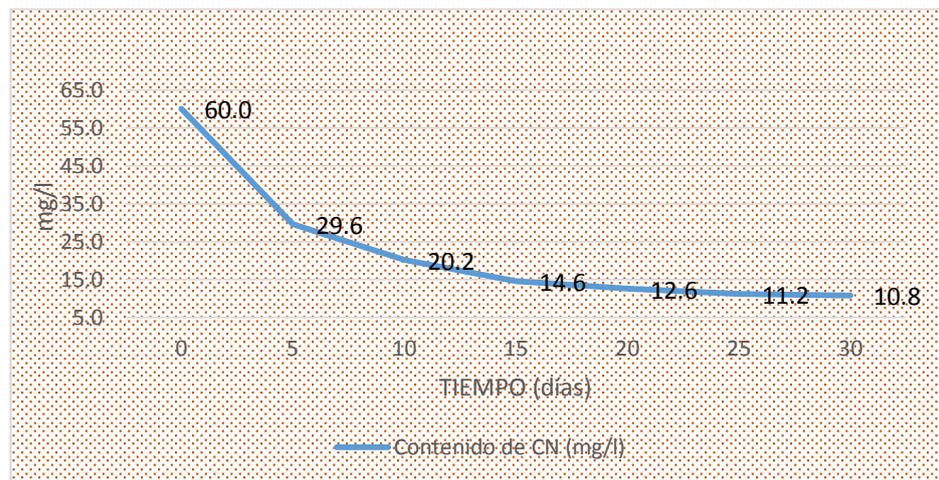
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.14.B. Evolución del contenido de cianuro en la cascada de aireación con flujo continuo. M2

Tiempo (días)	Contenido de CN (mg/l)
0	60
5	29
10	18
15	14
20	12
25	10
30	10

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.9.B. Evolución del contenido de cianuro en la cascada de aireación con flujo continuo. M2



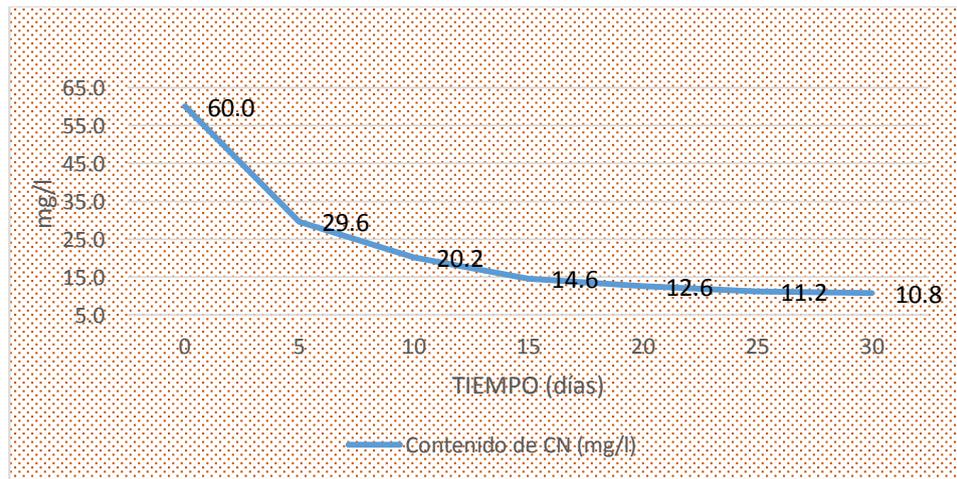
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.14.C. Evolución del contenido de cianuro en la cascada de aireación con flujo continuo. M3

Tiempo (días)	Contenido de CN (mg/l)
0	60
5	34
10	29
15	16
20	15
25	12
30	11

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.9.C. Evolución del contenido de cianuro en la cascada de aireación con flujo continuo. M3



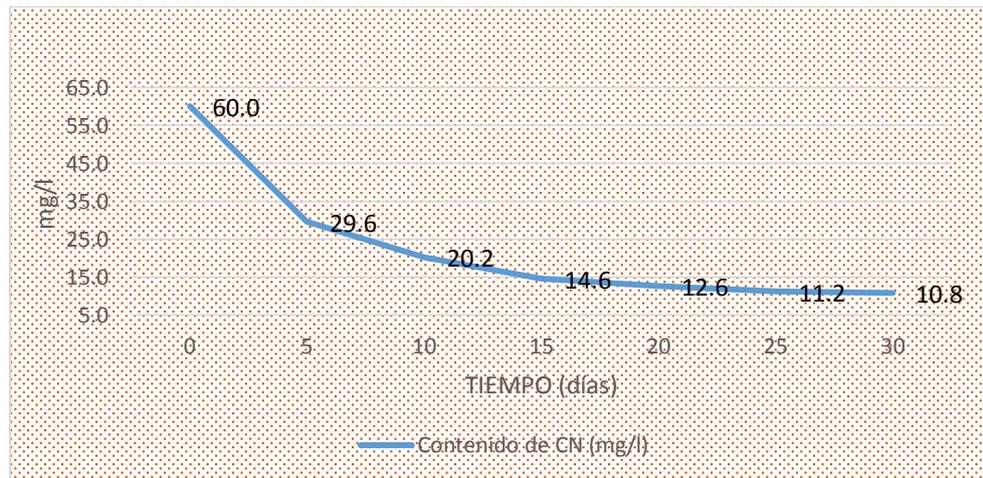
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.14.D. Evolución del contenido de cianuro en la cascada de aireación con flujo continuo. M4

Tiempo (días)	Contenido de CN (mg/l)
0	60
5	29
10	20
15	17
20	12
25	12
30	11

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.9.D. Evolución del contenido de cianuro en la cascada de aireación con flujo continuo. M4



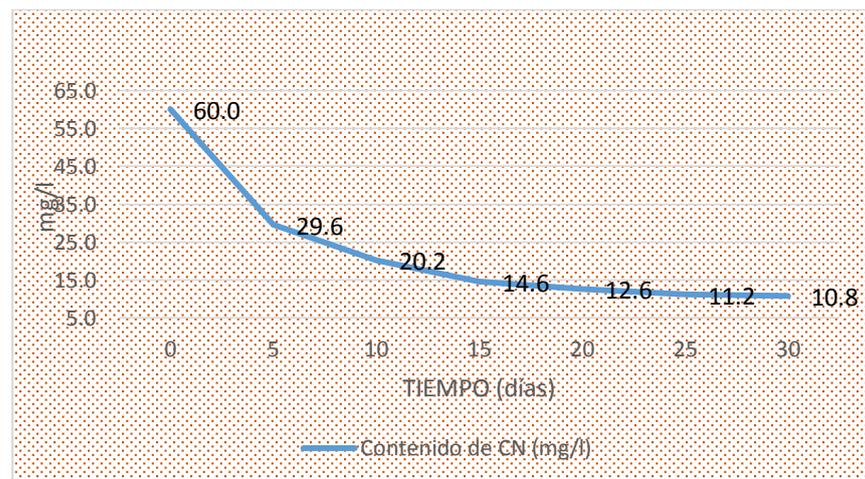
Fuente: **Elaboración propia**

Tabla N° 5.14.E. Evolución del contenido de cianuro en la cascada de aireación con flujo continuo. M5

Tiempo (días)	Contenido de CN (mg/l)
0	60
5	28
10	17
15	13
20	12
25	11
30	11

Fuente: **Elaboración propia**

Gráfico N° 5.9.E. Evolución del contenido de cianuro en la cascada de aireación con flujo continuo. M5



Fuente: **Elaboración propia**

**ANEXO 6: ANÁLISIS DE LAS MUESTRAS DE LOS RELAVES
DE LA MINERA COLIBRI S.A.C.**

PROYECTO

MINERO: Colibri S.A.C
SECTOR: MINERÍA.
UNIDAD: Laboratorio.
TEMA: Análisis: Reconocimiento
 Mineral.
 AQM.
CODIGO: 20183.0001680.
PESO: 3.00 Kg. Relave (1.5 Kg Y
 1.5 Kg)
FECHA: 06-03-2017.

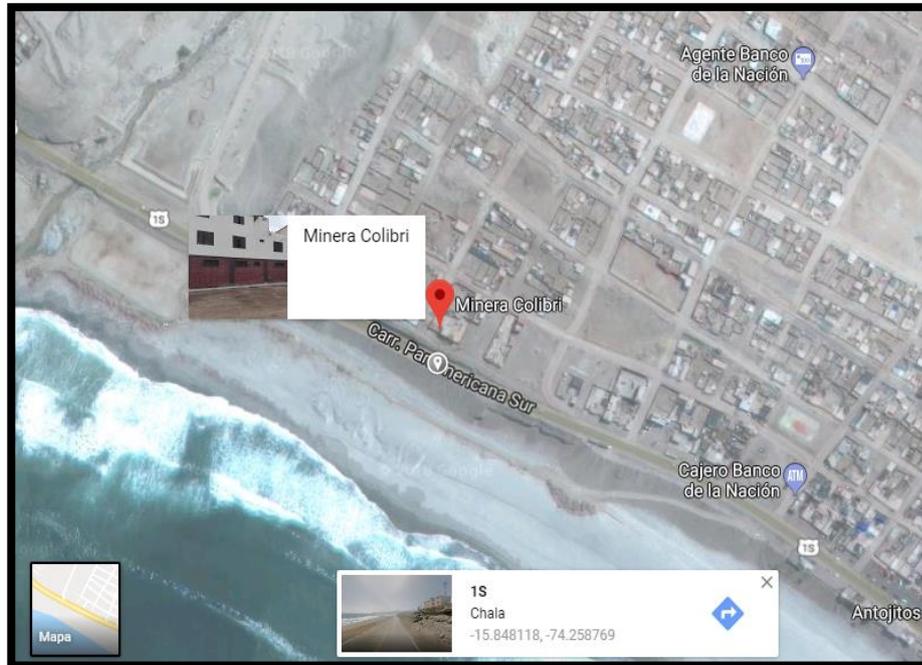
Elemento	Fe	Ag	Al	As	Au.	Be	Bi	Ca	Cd	CN	Cr	Cu
Unidad de medida.	PPM											
Método	CON08V	ICP40B										
Límite Detectable.	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	60.0000	0.0001	0.0001
Límite Superior	≤30*10 ⁹											
1. El Negro	>10*10 ⁹	>30*10 ⁹	0.002	>5*10 ⁹	>10*10 ⁹	1.0001	0.0001	-	-	59.0000	-	>30*10 ⁹
2. El Rocoto	1.0008	0.0001	-	0.012	>1*10 ⁹	-	-	-	-	-	-	0.00013

Elemento	Fe	Ga	K	La	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Nb	Ni	CN
Unidad de medida.	PPM											
Método	ICP40B											
Límite Detectable.	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	60.0000
Límite Superior	≤30*10 ⁹											
1. El Negro	>10*10 ⁹	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2. El Rocoto	1.001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Elemento	Pb	S	Sb	Sc	Sn	Sr	Ti	Tl	V	W	CN	Zn
Unidad de medida.	PPM											
Método	ICP40B											
Límite Detectable.	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	59.0000	0.0001
Límite Superior	≤30*10 ⁹											
1. El Negro	>10*10 ⁹	0.00016	-	-	0.0001	-	-	-	-	-	-	0.00146
2. El Rocoto	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Elemento	Zr	Peso Muestra	P_MEN10	P_MEN140
Unidad de medida.	PPM	G	%	%
Método	ICP40B	PMI_CH	PMI_M10	PMI_M140
Límite Detectable.	0.0001		-	-
Límite Superior	≤30*10 ⁹		-	-
1. El Negro	-	0.5 Kg.	-	-
2. El Rocoto	-	0.5 Kg.	-	-

1. **Mostrar con claridad la geo diferenciación por lo menos por vía satélite.**



Fuente: Propia



Fuente: Propia



Fuente: Propia



Fuente: Propia



Fuente: Propia