

PLANTEAMIENTO Y EVALUACIÓN DE UN TRATAMIENTO BIOLÓGICO
PARA AGUA RESIDUAL PROVENIENTE DE PROCESO DE MINERÍA AURÍFERA

CARLOS ALBERTO ARENAS RODRÍGUEZ
MATEO ALEJANDRO JARAMILLO LONDOÑO

UNIVERSIDAD CATÓLICA DE MANIZALES
FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA
PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL
MANIZALES

2015

“PLANTEAMIENTO Y EVALUACIÓN DE UN TRATAMIENTO BIOLÓGICO
PARA AGUA RESIDUAL PROVENIENTE DE PROCESO DE MINERÍA AURÍFERA.”

CARLOS ALBERTO ARENAS RODRÍGUEZ
MATEO ALEJANDRO JARAMILLO LONDOÑO

Trabajo de grado de pregrado

Nota: este proyecto es para participar como asistente de investigación en el macro proyecto titulado: “EVALUACIÓN DEL IMPACTO AMBIENTAL GENERADO EN EL PROCESO DE EXPLOTACIÓN DE LA MINA LA CASCADA Y FORMULACIÓN DE ALTERNATIVAS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO DEL AGUA RESIDUAL” planteado por Alejandro Rincón Santamaría.

ALEJANDRO RINCÓN SANTAMARÍA
Ingeniero Químico
Magíster en Ingeniería-Automatización Industrial-
Doctor en Ingeniería-Línea Automática-

UNIVERSIDAD CATÓLICA DE MANIZALES
FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA
PROGRAMA DE INGENIERÍA
AMBIENTAL MANIZALES 2015

A nuestros padres.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Católica de Manizales por las oportunidades, experiencias y conocimientos adquiridos; de igual manera, a las personas que fueron partícipes de nuestro proceso de formación, de manera directa o indirecta.

Al ingeniero químico Alejandro Rincón Santamaría por creer en nosotros y permitirnos hacer parte de su proyecto, además de guiarnos en el desarrollo de nuestra tesis profesional y habernos facilitado siempre los medios necesarios para llevar a cabo todas las actividades propuestas durante el desarrollo de esta investigación.

CONTENIDO

Pág.

PARTE I: MARCO INTRODUCTORIO	11 1.
INTRODUCCIÓN	12 2.
PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	14 3.
JUSTIFICACIÓN	17 4.
OBJETIVOS	19
4.1. OBJETIVO GENERAL	19
4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	19
5. METODOLOGÍA	20
PARTE II: REVISIÓN DE LITERATURA	21 6.
MARCO TEÓRICO	22
6.1. Minería aurífera en Colombia	22
6.1.1. Etapas y actividades de la minería aurífera en Colombia	23
6.2. Impactos ambientales asociados a la explotación aurífera.	26
6.2.1. Impactos sobre fuentes hídricas.	26
6.2.2. Impactos sobre la Atmosfera.	27
6.3. Cianuro	27
6.3.1. Cianuro Libre.	28
6.3.2. Compuestos Simples de Cianuro	29
6.3.3. Compuestos Complejos de Cianuro	29
6.3.4. Cianuro Total.....	30
6.3.5. Cianuro WAD.....	30
6.3.6. Contaminación debido a la concentración de cianuro	31
6.3.7. Toxicidad de los compuestos cianurados en el medio ambiente	32
6.3.8. Toxicidad en Humanos.	33
6.4. Tratamiento y reutilización de las soluciones de cianuro	34
6.4.1. Oxidación química del cianuro	34
6.5. Tratamientos biológicos	38
7. TECNOLOGÍAS PARA TRATAMIENTO DE AGUA CIANURADA:	
CARACTERÍSTICAS PRINCIPALES	41
7.1. Sistema de lodos activados	41
7.1.1. Lodos activados convencionales	42

7.1.2. Lodos activados con aireación prolongada	42
7.1.3. Lodos activados con oxígeno	42
7.1.4. Eficiencia del sistema	43
7.1.5. Criterios operacionales	43
7.1.6. Ventajas	44
7.1.7. Desventajas	44
7.2. Filtro biológico o Biofiltro.....	45
7.2.1. Criterios operacionales	46
7.2.2. Ventajas	47
7.2.3. Desventajas	47
7.3. Biodiscos o Contactor Biológico Rotatorio (RBC)	47
7.3.1. Materiales y dimensiones comúnmente usadas	49
7.3.2. Ventajas	50
7.3.3. Desventajas	50
7.4. Sistemas de lagunaje	50
7.4.1. Criterios operacionales y de control	52
7.4.2. Ventajas	53
7.4.3. Desventajas	53
PARTE III: SELECCIÓN DE LA TECNOLOGÍA DE TRATAMIENTO	54
8. Contactor biológico rotatorio: características principales	60
8.1. Características estructurales y operacionales del sistema Biodiscos	60
8.1.1. Componentes del sistema Biodiscos	60
8.1.2. Tipos de Biodiscos	61
8.1.3. Un sistema completo utilizando Biodiscos	64
8.1.4. Biopelícula	65
8.1.5. Parámetros de diseño	68
8.1.6. Otros parámetros de diseño.	83
8.1.7. Parámetros operacionales	85
8.1.8. Arranque del reactor	89
8.1.9. Problemas operacionales comunes en los Biodiscos	92

PARTE IV: DISEÑO DE SISTEMA BIODISCOS PARA TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL PROVENIENTE DE MINERÍA 97

9. Características fisicoquímicas del agua cianurada.....	98
Planteamiento del sistema: definición de parámetros estructurales y operacionales	99
9.1. Definición de dimensiones	105
11. PUESTA EN MARCHA DEL REACTOR (TEÓRICO)	110
11.1. Inoculación del Reactor	111
11.2. Arranque:	111
11.3. Adición de agua residual:	112
11.4. Estabilización de la biopelícula	112
12. OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO	113
12.1. Medios de soporte:	113
12.2. Eje:	113
12.3. Rodamientos (Balinas y Chumaceras):	114
12.4. Bombas, válvulas y tuberías:	114
13. CONCLUSIONES	115
14. CRONOGRAMA	117
15. LISTA DE REFERENCIAS	119
ANEXO 1. Plano del reactor Biodiscos (vista lateral)	125
LISTA DE FIGURAS	

<i>FIGURA 1. FASES BÁSICAS DEL PROCESO TRADICIONAL DE LA MINERÍA.</i>	26
<i>FIGURA 2. INFLUENCIA DEL pH EN LA FORMACIÓN DE CIANUROS LIBRES.</i>	29
<i>FIGURA 3. CLASIFICACIÓN GENERAL DE COMPUESTOS DE CIANURO</i>	31
<i>FIGURA 4. ESQUEMA DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO UTILIZANDO CARBÓN ACTIVADO.</i>	37
<i>FIGURA 5. ESQUEMA BÁSICO DEL FUNCIONAMIENTO DE UN BIODISCOS.</i>	48
<i>FIGURA 6. BIODISCOS INTEGRAL</i>	62
<i>FIGURA 7. BIODISCOS EN SERIE.....</i>	62
<i>FIGURA 8. BIODISCOS EN PARALELO.</i>	63
<i>FIGURA 9. TIPOS DE RECIRCULACIÓN.</i>	63
<i>FIGURA 10. SUMERGENCIA DE LOS BIODISCOS</i>	64
<i>FIGURA 11. TRATAMIENTO COMPLETO UTILIZANDO BIODISCOS.</i>	65

<i>FIGURA 12. DIFERENCIA ENTRE VELOCIDAD PERIFÉRICA (VP) Y VELOCIDAD DE ROTACIÓN DE LOS DISCOS (RPM).</i>	74
<i>FIGURA 13. REPRESENTACIÓN GRÁFICA DEL ÁREA EFECTIVA DE LOS DISCOS</i>	83
<i>FIGURA 14. TRANSFERENCIA DE OXÍGENO EN EL RECORRIDO DEL DISCO.</i>	87
<i>FIGURA 15. REPRESENTACIÓN GRÁFICA DE LA FORMACIÓN DE LA BIOPELÍCULA.</i>	92
<i>FIGURA 16. EJEMPLO DE FALLOS EN LOS DISCOS POR PÉRDIDA DE RIGIDEZ</i>	94
<i>FIGURA 17. DIAGRAMA DE FLUJO DEL TRATAMIENTO DEL AGUA RESIDUAL PROVENIENTE DEL PROCESO DE CIANURACIÓN.</i>	103
<i>FIGURA 18. PLANO DEL REACTOR CON SUS RESPECTIVAS DIMENSIONES EN METROS (VISTA LATERAL).</i>	110

LISTA DE TABLAS

<i>TABLA 1. EFICIENCIA DE LOS LODOS ACTIVADOS</i>	43
<i>TABLA 2. CRITERIOS DE DISEÑO PARA LODOS ACTIVADOS</i>	43
<i>TABLA 3. CRITERIOS OPERACIONALES FILTRO BIOLÓGICO.</i>	46
<i>TABLA 4. CARACTERÍSTICAS DE LOS FILTROS BIOLÓGICOS</i>	46
<i>TABLA 5. DIMENSIONES DE LOS BIODISCOS COMÚNMENTE USADAS.</i>	49
<i>TABLA 6. CRITERIOS OPERACIONALES EN SISTEMAS DE LAGUNAJE.</i>	52
<i>TABLA 7. TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO EN SISTEMAS DE LAGUNAJE.</i>	53
<i>TABLA 8. CRITERIOS PARA LA SELECCIÓN DE TRATAMIENTOS DE AGUAS RESIDUALES.</i>	55
<i>TABLA 9. RECOPIACIÓN DE VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE AGUAS RESIDUALES.</i>	56
<i>TABLA 10. MATRIZ DE SELECCIÓN DE TRATAMIENTO.</i>	57

<i>TABLA 11. DATOS EXPERIMENTALES DE RBC, ENFOCADOS A AGUAS RESIDUALES DE MINERÍA..</i>	80
<i>TABLA 12. LINEAMIENTO DE PARÁMETROS ESTRUCTURALES Y OPERACIONALES.</i>	95
<i>TABLA 13. CARACTERIZACIÓN DE AGUA RESIDUAL PROVENIENTE DEL PROCESO DE BENEFICIO MINERO</i>	98
<i>TABLA 14. CARACTERIZACIÓN DE AGUA RESIDUAL PROVENIENTE DEL PROCESO DE CIANURACIÓN.....</i>	99
<i>TABLA 15. PARÁMETROS ESTRUCTURALES Y OPERACIONALES..</i>	109

RESUMEN

La actividad minera está asociada a una gran cantidad de impactos ambientales, entre ellos los ocasionados sobre las fuentes hídricas, por medio de la generación de aguas residuales con alto contenido de metales pesados y sustancias químicas como el cianuro. Es por esta razón que en este trabajo se presentan los parámetros técnicos más importantes para el desarrollo de un tratamiento biológico del agua residual proveniente del proceso de cianuración.

En la primera parte de este trabajo se citan las diferentes alternativas para el tratamiento biológico del cianuro en medio acuoso, como lodos activados, filtros biológicos, lagunas de oxidación y

Biodiscos; se exponen las condiciones de operación o variables de funcionamiento, ventajas y desventajas de cada tratamiento.

En la segunda parte, a partir de la revisión bibliográfica realizada, se selecciona el sistema de tratamiento biológico más apropiado para agua residual proveniente de minería aurífera, se plantean los principales parámetros de diseño mecánico, físico, químico y biológico, al igual que condiciones operacionales a controlar y mantenimiento necesario. En la etapa final del trabajo se plantea el proceso de arranque del sistema, entre otras consideraciones importantes.

Palabras clave: Cianuro, Biodiscos, minería, tratamiento biológico.

PARTE I: MARCO INTRODUCTORIO

1. INTRODUCCIÓN

En el sector minero aurífero colombiano, especialmente aquellas explotaciones desarrolladas a mediana, pequeña o a escala artesanal, no poseen un tratamiento para el agua residual proveniente del proceso de cianuración que sea eficiente, de bajo costo y que permita cumplir con los requerimientos legales de dicha actividad, generando grandes impactos tanto al recurso hídrico como al suelo, biodiversidad y población.

Sumado a lo anterior, los tratamientos de aguas residuales comúnmente usados para la depuración de dichos vertimientos, requiere de grandes inversiones iniciales y posteriormente elevados costos de operación y mantenimiento; principalmente por los requerimientos energéticos que representa, la necesidad de adicionar al tratamiento productos químicos y la exigencia de personal altamente capacitado.

Es por esta razón que surge la necesidad de investigar y plantear sistemas de tratamiento eficientes y de bajo costo que permitan reducir los impactos sobre las fuentes hídricas, como son los tratamientos biológicos o secundarios, los cuales se presentan como una opción viable y diferente a los tratamientos químicos comúnmente usados en este tipo de industria. Desde varios años atrás, estos sistemas biológicos han sido estudiados con el objetivo de observar su capacidad de degradación de las aguas residuales provenientes de diferentes sectores productivos, entre ellos la remoción de compuestos con contenido de cianuro, mercurio, metales pesados, etc. Akcil (2003) afirma que estas tecnologías se constituyen en una alternativa eficiente, económica y amigable con el ambiente; así mismo, los métodos de degradación de residuos de cianuro con microorganismos han sido utilizados con éxito por no generar otros productos secundarios tóxicos, como ocurre con muchos de los métodos de oxidación químicos empleados comúnmente.

La eficacia de dichos tratamientos frente a la remoción de compuestos como el cianuro y sus subproductos, se basa en que cientos de especies de plantas y microorganismos (bacterias, hongos y algas) pueden degradar rápidamente el efluente hasta niveles ambientalmente aceptables, convirtiéndose en una de las “biotecnologías emergentes más importantes de los últimos decenios para el proceso de tratamiento y solución al problema de desechos en operaciones mineras de metales preciosos” (Mudder, Botz & Smith, 2001, p.263).

2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Colombia es un país que goza de gran riqueza en aspectos ambientales y económicos, cuenta con un gran porcentaje de la biodiversidad del planeta tierra, grandes fuentes de abastecimiento hídrico y una gran diversidad de pisos térmicos, permitiendo sembrar y cosechar una gran variedad de cultivos. Así mismo, dispone de una variada oferta de “productos mineros entre los que se incluyen carbón, oro, platino, níquel, esmeraldas y caliza” (Ministerio del Medio Ambiente, [MINAMBIENTE], 2012) convirtiéndolo en un objetivo muy atractivo para grandes empresas, nacionales e internacionales.

La actividad minera en Colombia puede ser clasificada en dos componentes principales, “el primero, como una actividad minera formal y de gran escala; el segundo, como una actividad minera que se desarrolla a escalas menores en forma tradicional y artesanal, con una reconocida carencia de tecnología adecuada para realizar el proceso de beneficio minero, en muchos casos, por la informalidad y el carácter de subsistencia, lo que la hace insegura, poco rentable, no competitiva y ambientalmente no sostenible” (Güiza, 2011, p.125).

Los impactos generados por la minería formal e informal, van desde la afectación a los diferentes componentes ambientales como el agua, aire, suelo y biodiversidad, hasta perjudicar en gran medida los aspectos sociales y económicos de las regiones en donde se lleva a cabo dicha actividad.

Los principales impactos ambientales ocasionados por la explotación minera son: contaminación de cuerpos de agua con insumos químicos (cianuro, mercurio), pérdida de flora y fauna, deforestación, deterioro de subsuelo, pérdida del paisaje y de los usos del agua, desplazamiento de poblaciones humanas y animales. Así mismo, afecta de manera negativa ecosistemas estratégicos del país, donde según Parques Nacionales Naturales de Colombia (Oficio DGGJU008447, 2010), al menos en el interior de cinco parques nacionales naturales y un santuario de flora y fauna se están explotando de manera ilegal recursos mineros, afectando importantes fuentes abastecedoras de recursos hídricos.

En cuanto al componente social, la minería genera impactos directos e indirectos sobre la salud de los mineros que “trabajan en condiciones de riesgo elevado, por la exposición al polvo, la radiación solar excesiva, la humedad, el ruido, traumatismo mecánico vibratorio, exposición directa al mercurio, especialmente en estado gaseoso y otros productos químicos tóxicos y accidentes laborales frecuentes” (Osoreo, Rojas, y Manrique, 2012, p. 38). Por otra parte, la minería genera una dependencia económica en los pobladores de la región, lo cual impide el desarrollo de actividades económicas alternativas a la extracción de minerales, tales como la agricultura y la ganadería, afectando de manera considerable la identidad cultural de la región.

“El cianuro (CN) es el compuesto lixivante más utilizado en la industria metalúrgica de metales preciosos, al igual que en el proceso de beneficio del material aurífero, debido a su gran afinidad con el oro y la plata” (Restrepo, Montoya y Muñoz, 2006, p. 45). Akcil (2003) indica que este compuesto también está presente en sustancias químicas que se utilizan para el revelado de fotografías, producción de papel, textiles y plásticos. “Su alta toxicidad y su efecto inhibitorio en la respiración celular” (Restrepo et al, 2006, p.46) lo convierten en un compuesto altamente peligroso para la salud humana y el ambiente.

El cianuro puede afectar al ser humano por medio de la ingestión, inhalación o contacto, desarrollando efectos neurotóxicos graves y mortales en humanos y animales. “La exposición ocupacional produce alteraciones tiroideas, cefalea, vértigo, vómito, náuseas y dermatitis. Exposiciones altas; a corto tiempo, terminan en paro respiratorio y muerte.”(Ramírez, A. 2010, p.54).

En cuanto al tratamiento de agua residual cianurada, generalmente son usados compuestos y/o sustancias con alto poder oxidante; Sin embargo, Mudder et al (2001) en su investigación afirma que el peróxido de hidrógeno, Dióxido de azufre, carbón activado y la cloración alcalina implican costos de inversión y de operación altos, considerándose inviables económicamente para empresas pequeñas del sector minero. Es por esta razón que la búsqueda de procesos y/o sistemas biológicos cobra importancia, ya que por medio de estos sistemas es posible realizar oxidación de cianuros y de igual manera realizar remoción de metales, aunque la remoción de metales es relativamente baja.

A causa de esto, surge la inquietud y necesidad de desarrollar una investigación en busca de un posible tratamiento de las aguas residuales generadas por la minería, teniendo como enfoque principal la remoción de cianuro por medio de tratamientos biológicos.

3. JUSTIFICACIÓN

En la actualidad, factores como el crecimiento poblacional, la industrialización y el consumo desproporcionado de los recursos naturales, ha generado innumerables problemas ambientales, afectando ecosistemas esenciales para la población humana y animal. Los impactos ambientales ocasionados por dichas actividades van desde la contaminación de los cuerpos de agua por vertimientos industriales y urbanos, hasta la pérdida de bosque en ecosistemas sensibles y aire de buena calidad en las áreas pobladas.

Los ecosistemas acuáticos han sido, son y serán los receptores, directos e indirectos, de los residuos líquidos y sólidos generados por el hombre. Estos ecosistemas requieren una intervención urgente, para evitar su desaparición de forma irreversible. Por este motivo, es conveniente e igualmente importante investigar y proponer herramientas alternativas como el tratamiento biológico de aguas residuales, que permitan mitigar los efectos adversos generados por sectores productivos como la minería, principalmente la minería aurífera.

La minería aurífera debido a los usos indiscriminados de agua, materiales y reactivos, genera vertimientos directos e indirectos a fuentes de agua, suelo y atmosfera.

Con el objetivo de prevenir afectaciones, principalmente las ocasionadas por las agua residuales, es indispensable la implementación de sistemas de tratamiento apropiados y adaptados a cada actividad productiva.

Para lograr dicha implementación, es necesaria la investigación de tratamientos de bajo costo que empleen tecnología, conocimiento e insumos locales, condiciones básicas de operación y mantenimiento, poca generación de lodos, poco requerimiento de área y bajo o nulo uso de energía, de tal forma que puedan ser replicados por la industria minera colombiana, especialmente en pequeñas minas o minería artesanal, en donde no se tiene mucho conocimiento acerca de los efectos nocivos del cianuro y demás compuestos contenidos dentro del agua residual.

Por lo tanto, los sistemas biológicos se postulan como una de las opciones más viables en el tratamiento de aguas residuales provenientes de la minería aurífera, especialmente aquella con contenido de cianuro, considerando que se logran porcentajes de remoción elevados, a un menor costo de operación y/o implementación.

4. OBJETIVOS

4.1. OBJETIVO GENERAL

Plantear y evaluar teóricamente un tratamiento biológico (secundario) para el agua residual proveniente del proceso de minería aurífera, mediante la selección de una tecnología apropiada

4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Identificar las tecnologías disponibles para el tratamiento biológico de aguas contaminadas con cianuro, definir sus características técnicas y seleccionar entre ellas la más apropiada para el tratamiento de aguas residuales del proceso de minería aurífera.
- Plantear teóricamente los parámetros técnicos de diseño y operación del tratamiento biológico seleccionado para el agua residual proveniente del proceso de minería aurífera
- Plantear teóricamente las características técnicas de operación para la etapa de arranque, y los lineamientos del proceso de mantenimiento del tratamiento biológico.

5. METODOLOGÍA

Para el desarrollo del trabajo, se llevó a cabo una recopilación teórica de diferentes fuentes, artículos técnicos, trabajos de grado, investigaciones nacionales e internacionales, al igual que de instituciones gubernamentales de países como estados unidos (EPA).

Primer objetivo - Identificar las tecnologías disponibles para el tratamiento biológico de aguas contaminadas con cianuro, definir sus características técnicas y seleccionar entre ellas la más apropiada para el tratamiento de aguas residuales del proceso de minería aurífera.

1. Se realiza un documento comparativo, donde se muestren ventajas y desventajas de distintos sistemas para tratamiento biológico de agua cianurada proveniente del proceso de beneficio minero para extracción de oro.

Segundo objetivo - Plantear teóricamente los parámetros técnicos de diseño y operación del tratamiento biológico seleccionado para el agua residual proveniente del proceso de minería aurífera

1. Se analizan las características de diseño y operación del sistema de tratamiento biológico seleccionado.
2. Utilizando datos de la literatura, se identifican valores de remoción de compuestos como cianuro, metales y amoníaco, en función de la carga hidráulica, Área superficial, velocidad de rotación, tiempo de retención hidráulico, etc.

Tercer objetivo- Plantear teóricamente las características técnicas de operación para la etapa de arranque y los lineamientos del proceso de mantenimiento del tratamiento biológico.

1. Se describe de manera técnica la operación de arranque del sistema de tratamiento, las principales variables a considerar y se establece un procedimiento para llevarla a cabo según las experiencias documentadas en las investigaciones analizadas.
2. Se describen las características de operación (Temperatura, pH, Oxígeno disuelto) y mantenimiento del sistema de tratamiento, al igual que los principales problemas mecánicos y operacionales que se puedan presentar.

PARTE II: REVISIÓN DE LITERATURA

6. MARCO TEÓRICO

6.1. Minería aurífera en Colombia

Colombia es un país con riquezas en oro y otros minerales debido a los procesos geológicos que formaron sus valles, cordilleras y costas, su explotación se remota a tiempos ancestrales, donde los indígenas explotaban dichas riquezas con el fin de elaborar herramientas, joyas y ceremonias. En tiempos modernos, dicha actividad se continúa realizando en gran parte del país en áreas de explotación tradicional a una pequeña escala y/o artesanal, en muchos casos ilegal.

Algunas de las técnicas utilizadas en la explotación del mineral de manera artesanal encontramos: “el “barequeo” en ríos y quebradas, el “machaqueo” en sitios de explotación con depósitos residuales *in situ* o como sobrantes de las pilas de estériles de minería de mayor envergadura, el “monitoreo “de terrazas y aluviones, también el “descuñe” de explotaciones abandonadas o en proceso de cerramiento y la explotación bajo tierra de depósitos primarios de filón recién descubiertos”. Ministerio del Medio Ambiente [MINAMBIENTE] (2002)

De igual manera se encuentran explotaciones por medio de mini dragas o draguetas, las cuales succionan el material del lecho o las orillas de los ríos o quebradas y la extracción del mineral por medio de buldóceres y retroexcavadoras, en donde son utilizadas para retirar la capa vegetal y el material estéril que recubren las capas de importancia económica, generalmente este tipo de explotaciones se realizan en depósitos secundarios o aluviales, formados por la descomposición de la roca en fragmentos y el transporte de estos por la acción de la gravedad y el agua.

Según las estadísticas del Sistema de Información Minero Colombiano (SIMCO, 1990-2015), los departamentos Colombianos con mayor producción de oro en el periodo de 2010-2015 han sido,

en su orden, Antioquia, Chocó, Bolívar, Cauca, Nariño, Caldas, Valle del Cauca, Córdoba y Risaralda; los cuales representan alrededor del 92% de las explotaciones del país. “La extracción del mineral y el beneficio del oro se desarrollan generalmente en áreas rurales de los municipios; sin embargo, es común encontrar que la purificación de oro por fundición se lleve a cabo en las compraventas de oro ubicadas en cabeceras municipales, bajo condiciones poco técnicas y sin mayor o ninguna restricción de la contaminación ambiental”. (MINAMBIENTE, 2002)

La geología de Colombia ha sido un factor preponderante en la generación y acumulación de la mayor parte de los depósitos de oro provenientes de aluviones y coluviones. MINAMBIENTE (2002) afirma, que los principales departamentos en Colombia en los cuales se explotan minerales auríferos provenientes de estos depósitos son: Antioquia, Chocó, Nariño, Tolima, sur de Bolívar y Vaupés, destacándose principalmente Chocó en donde casi en su totalidad posee explotaciones de aluvión o a cielo abierto.

De igual forma se encuentran los depósitos de filón; los más prevalentes en el territorio nacional. Este tipo de depósitos se generan dentro de rocas volcánicas o adyacentes a ellas, plutónicas y rocas metamórficas; las zonas más destacadas de explotación de dichos depósitos son: “Marmato en Caldas, el Diamante en Nariño, la Serranía de San Lucas en Bolívar, Santa Isabel en el Tolima, Naquén en Guainía y Taraira en Vaupés” (MINAMBIENTE, 2002)

6.1.1. Etapas y actividades de la minería aurífera en Colombia

Según MINAMBIENTE (2002), las etapas llevadas a cabo en la minería aurífera son:

- **Prospección y exploración:** etapa inicial que en la gran mayoría de las actividades de extracción no se lleva a cabo, principalmente en la artesanal y pequeña minería debido a los requerimientos técnicos y muestreos necesarios.
- **Explotación:** Los tipos de explotación varían según la profundidad, forma y tipo de depósitos, las condiciones físicas, topográficas y culturales de la zona, la

magnitud de la operación y la maquinaria utilizada, sin embargo los dos principales tipos de explotación son:

- **Explotación aluvial:** Utiliza como métodos de extracción desde los más mecanizados como retroexcavadoras, buldócer, motobombas, dragas de cangilones y dragas de succión, métodos artesanales y herramientas manuales como picos, barrenos y palas.
- **Explotación de filón:** Se adelanta mediante la apertura de zanjas, siguiendo el rumbo de los afloramientos o mediante túneles, cámaras y pilares, a tajo abierto. Los métodos de arranque del mineral utilizados son generalmente artesanales, en donde la perforación se realiza en forma manual con herramientas menores (pico, palas, barrenos) o mecanizada utilizando taladros mecánicos o neumáticos.
- **Beneficio y transformación de minerales:** El beneficio de oro en la minería artesanal y de pequeña escala se realiza aún más rústicamente que la misma explotación, y predomina la mano de obra intensiva y no calificada. Esta etapa consiste en eliminar el material estéril y aumentar la concentración del metal, consta entre otras de las siguientes operaciones unitarias:
 - Clasificación de tamaño.
 - Trituración
 - Molienda
 - Concentración por métodos gravímetros o físico-químicos (Amalgamación)
 - Lixiviación con cianuro
 - Fundición y purificación

La clasificación del tamaño se realiza de manera visual y manual por medio de mallas o cribas, con el fin de obtener posteriormente una trituración adecuada y homogénea según la clasificación

dada. La operación de Trituración consiste en la reducción del tamaño del mineral para adecuarlo a la molienda, mediante trituradoras mecánicas o manualmente con porra o almádana.

El fin de la molienda es lograr el tamaño granulométrico adecuado, se utilizan molinos de bolas, californianos o de pistones; es un proceso en húmedo, y en algunos casos se añade el cianuro en el molino con el fin de iniciar de manera temprana la liberación del oro. Como resultado se obtiene un lodo que es llevado a tanques de concentración (García, 2003; p. 04). La concentración puede ser por amalgamación o por cianuración; sin embargo, en muchos lugares de Colombia como la zona minera de Marmato, Caldas, se ha pasado de concentraciones por amalgamación a concentraciones por cianuración, debido a que el mercurio presenta mayores efectos nocivos para el ambiente en comparación con el cianuro.

En la etapa de cianuración se adiciona una solución de cianuro de sodio (NaCN) en el rango de 100 a 500 ppm o más, para separar el oro de las arenas y comprende las siguientes etapas (cf. Rincón, 2004, p. 34; García, 2003, p. 04):

- Tanque percolador, También llamado tanque principal, en el cual se realiza lixiviación. Las arenas que contienen oro son lavadas, alcalinizadas y posteriormente son lixiviadas mediante la adición de cianuro en presencia de agua y oxígeno. Para esto se usa agitación mecánica o agitación por inyección de aire, con el fin de aumentar el contacto entre el cianuro y el oxígeno y aumentar así la eficiencia. La solución cianurada resultante contiene oro y plata. Esta etapa es la que genera mayor contaminación al medio ambiente.
- Cajas de precipitación, la solución cianurada se pone en contacto con zinc, separando así el oro y la plata, los cuales quedan en disolución en forma de cianuros dobles. Para este proceso se utilizan compartimentos.
- Tanque de Solución pobre. La solución llega a este tanque por acción de la gravedad, y luego es retornada al tanque percolador, mediante una bomba de succión.

Los materiales residuales que sobran del proceso de extracción mineral se conocen como relaves, los cuales son generados en la concentración o lixiviación realizada en tanques. Según Botz et al

(2005) estos residuos, consisten en una suspensión acuosa de sólidos con apariencia de lodo, y comprende, tierra, minerales, agua y rocas. De igual forma afirma que los relaves son tóxicos, ya que pueden contener químicos peligrosos como el cianuro, arsénico y mercurio. Estos son almacenados en los llamados ‘tanques o embalses de relaves’.

En cuanto al agua residual resultante del proceso de extracción de oro, existen dos tipologías según Botz, Mudder & Akcil, (2005): i) el agua residual de mina, es decir, el agua residual resultante de la fragmentación del material rico en oro; y ii) agua de decantación, es decir, agua residual proveniente de los embalses de relaves, es un agua residual que ya ha tenido un proceso de atenuación natural, pero que puede ser insuficiente.

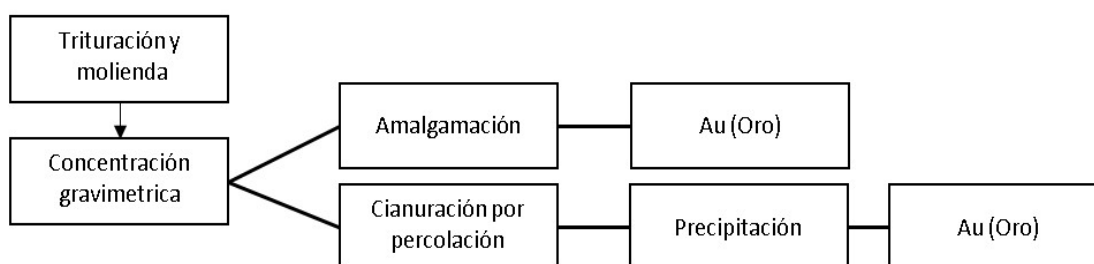


Figura 1. Fases básicas del proceso tradicional de la minería. Tomado de: Caicedo, (s.f.) p.05

6.2. Impactos ambientales asociados a la explotación aurífera.

El proceso de extracción y beneficio del oro genera impactos ambientales no solo en la zona donde se produce la extracción, sino también en diversos ecosistemas a lo largo y ancho del territorio nacional. Los impactos ambientales más importantes asociados a dicha actividad son: impactos sobre las fuentes hídricas e impactos sobre la atmosfera.

6.2.1. Impactos sobre fuentes hídricas.

Según MIAMBIENTE (2012), los impactos ocasionados al recurso agua por el proceso minero, son principalmente debidos a los vertimientos que son llevados a cabo sobre ríos y quebradas, generando:

- Drenajes ácidos, ya que la actividad de relleno de explotaciones antiguas o fosas con estériles y colas de minas generan drenaje ácido.

- Aceites y grasas
- Combustibles y lubricantes
- Alteración del flujo de agua subterránea debido a la sobre explotación de acuíferos
- Alteración y desvío de fuentes hídricas
- Contaminación por residuos de la mina
- Sobreexplotación de acuíferos
- Contaminación de las aguas subterráneas, debido que se sobrepasa el nivel freático en las excavaciones.
- Alteración de la conformación físico-biótica de los lechos hídricos
- Contaminación de fuentes de agua superficial con aguas residuales de la minería y aguas residuales domésticas.
- Alteración de ecosistemas articulados con fuentes hídricas donde son vertidas las aguas residuales (esto incluye afectaciones de fauna y flora).

6.2.2. Impactos sobre la Atmosfera.

- Material particulado, por procesos de perforación, disposición de estériles, y voladuras.
- Gases producto de la combustión de los vehículos utilizados y en el proceso de amalgamación, fundición o quema del mercurio, con la generación de vapores y gases. □ Ruido de operación de maquinaria, equipos (dragas, motobombas, taladros), y los vehículos de las zonas de explotación. (MIAMBIENTE, 2002, p.37)

Adicionalmente, Las actividades asociadas a la minería y las derivadas de la actividad misma, afectan la superficie terrestre por el descapote o movimiento de capas superficiales para la preparación del sitio y la instalación de campamentos, talleres, bodegas, que conllevan a la pérdida de suelo.

6.3. Cianuro

“Cianuro es un término general que se aplica a un grupo de sustancias químicas que contienen carbono y nitrógeno. Los compuestos de cianuro contienen sustancias químicas que se encuentran

presentes en la naturaleza o que han sido producidas por el hombre” (Logsdon, Hagelstein & Mudder, 2001, p.01), como el cianuro de hidrógeno gaseoso, el cianuro sólido de sodio y de potasio.

En la naturaleza, el cianuro se origina a través de procesos bioquímicos y puede estar presente en distintas especies de artrópodos, insectos, bacterias, algas, hongos y plantas superiores; Dixon, G. (s.f.) afirma, que algunas algas verde-azules producen cianuro libre de forma natural, en concentraciones inferiores a los 5 microgramos por litro. En cuanto a su utilización por el ser humano, “el cianuro es usado y está presente en las aguas residuales producidas en los procesos de fabricación y limpieza de partes metálicas, de igual forma en numerosos productos como los plásticos, telas sintéticas, fertilizantes, herbicidas, tintes, la combustión del carbón, la industria automotriz, la minería y los productos farmacéuticos”. (Baxter & Cummings, 2006, p.03)

Logsdon et al., (2001) afirma que en la industria minera, es utilizado principalmente para extraer oro y plata de material mineral, debido a su gran capacidad para disolver el oro en medio acuoso, convirtiéndolo en uno de los pocos reactivos capaces de realizar esto. El cianuro es utilizado en cantidades abundantes por grandes, medianas y pequeñas explotaciones auríferas debido a su precio razonablemente bajo.

“De la producción mundial total de cianuro, el 20% se encuentra en forma de cianuro de sodio (NaCN), y de este porcentaje, el 90%, es decir, el 18% de la producción total, se utiliza en minería en todo el mundo, mayormente para la recuperación de oro” (Logsdon et al., 2001 p.05).

Existen diversos compuestos de cianuro los cuales han sido clasificados de la siguiente manera por Gaviria y Meza (2006), Mudder et al (2005) y Logsdon et al (2001) como:

- Cianuro libre.
- Compuestos simples de cianuro.
- Compuestos complejos de cianuro.
- Cianuro total.
- Cianuro WAD.

6.3.1. Cianuro Libre.

Como se mencionó anteriormente, el cianuro de sodio (NaCN) es el más utilizado en los sitios mineros de todo el mundo. Morán (s.f.) expone, que al disolver este sólido blanco en el agua, se genera el ion sodio, Na^+ , y el ion cianuro, CN^- . Algo del CN^- es convertido en HCN, ácido cianhídrico o también llamado cianuro de hidrógeno; ambos, CN^- y HCN son denominados cianuros libres. Logsdon et al (2001) afirma que por encima de un pH de 9.0 y 9.5 predominan el ion cianuro, CN^- sin embargo a medida que el pH disminuye, las cantidades de CN^- disminuyen y se convierten en cianuro de hidrogeno, el cual es considerado como la forma más toxica de cianuro.

Teniendo en cuenta lo anterior y sabiendo que comúnmente las aguas naturales presentan pH entre 6.0 y 8.5, cerca del 99.5% del cianuro disuelto ya se encuentra presente como HCN en el recurso hídrico, generando gran preocupación debido a su toxicidad para las especies acuáticas y la vida humana.

En la siguiente figura se observa de manera clara la forma en la que el pH influye de manera directa en la concentración de CN^- y la formación de HCN.

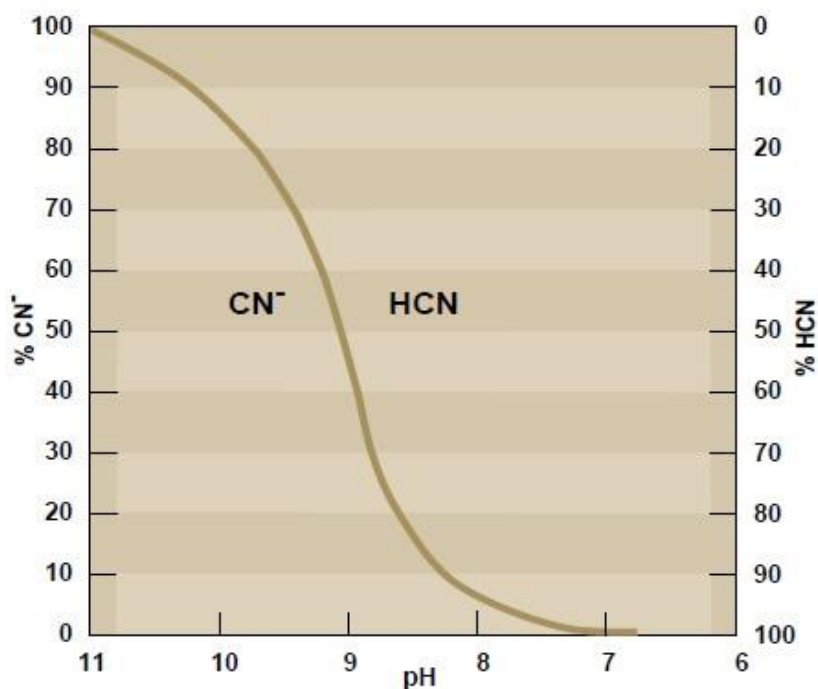


Figura 2. Influencia del pH en la formación de cianuros libres. tomado de: Scott & Ingles. (1981)

6.3.2. Compuestos Simples de Cianuro

Kuyucak & Akcil (2013) definen los cianuros simples como las sales del ácido cianhídrico, que se encuentran como cianuro de sodio (NaCN), cianuro de potasio (KCN) y cianuro de calcio [Ca (CN)₂], estos se disuelven completamente en solución produciendo cianuros libres.

6.3.3. Compuestos Complejos de Cianuro

Los compuestos complejos de cianuro, son aquellos en los cuales el cianuro ha reaccionado con metales diferentes al oro, como hierro, cobre, zinc, níquel y plata. Esto teniendo en cuenta que el mineral aurífero casi siempre contiene otros metales adicionales al oro. Es por esta razón que el cianuro también puede llegar a reaccionar con ellos.

Un ejemplo son los cianuros de hierro, los cuales desde el punto de vista ambiental requieren especial atención debido a su gran estabilidad en ausencia de luz y su tendencia a disociarse en su presencia. Aunque esos complejos resisten la degradación natural hasta la disipación total del cianuro libre y de los complejos de cianuro metálico más rápidamente degradables, los ferrocianuros son capaces de desprender niveles tóxicos de ácido cianhídrico, cuando se exponen a intensa radiación ultravioleta”. (Gaviria y Meza, 2006, p.34).

6.3.4. Cianuro Total

(TCN) Se denomina así a todos los compuestos de cianuro existentes en una solución acuosa. Este es un término que se emplea en los procedimientos analíticos. El cianuro total incluye el cianuro libre, los cianuros simples y los todos los cianuros complejos.

Por otra parte, se encuentran otros compuestos derivados del cianuro como el Tiocianato (SCN⁻), Cianato (OCN⁻) y Amoniac (NH₃). Gaviria y Meza (2006) exponen que el SCN⁻ resulta de la reacción del cianuro con sulfuros metálicos, desprendidos durante el proceso de lixiviación; en cuanto al Cianato, resulta del proceso de oxidación del cianuro por métodos como cloro, ozono y peróxido de hidrogeno y el amoniac, resulta de la reacción del Cianato y Tiocianato con el agua a temperatura ambiente.

6.3.5. Cianuro WAD

“Término utilizado para referirse a las especies de cianuro liberadas a causa de un pH moderado (pH 4,5) como HCN y CN⁻ en medio acuoso, además de la mayoría de los complejos de Cu, Cd, Ni, Zn, Ag y otros con constantes de disociación baja similares” (Instituto Internacional para el Manejo del Cianuro, 2012).

En la figura 3 se observa de manera esquemática y clara la clasificación general de los compuestos de cianuro, exponiendo que compuestos comprende el cianuro total, cianuro WAD y el cianuro libre.

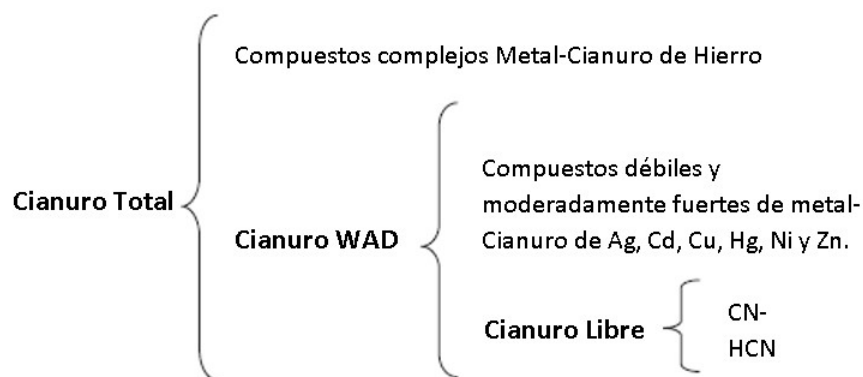


Figura 3. Clasificación general de compuestos de cianuro. Tomado de: (Botz, Mudder & Akcil, 2005, p. 675)

6.3.6. Contaminación debido a la concentración de cianuro

Los diferentes procesos en donde se genera contaminación de las aguas por efecto de la actividad de extracción de oro utilizando cianuración son las siguientes según Botz et al, (2005):

- Lodos provenientes de operaciones de molido o fragmentación de mineral.
- Soluciones provenientes de operaciones de lixiviación por pilas o lixiviación en batea.
- Soluciones de infiltración proveniente de operaciones Merrill-Crowe, en el cual se recupera el oro que ha pasado por el proceso de cianuración, mediante precipitación, utilizando zinc

- Soluciones sobrenadante proveniente del embalse de relaves; es un agua residual que ya ha tenido un proceso de atenuación natural, pero que puede ser insuficiente.
- Infiltraciones captadas en los embalses de relaves.

El contenido del agua residual generada en el proceso de cianuración posee:

- Minerales sulfurados de hierro, cobre, zinc, arsénico, plata, oro, cobre y antimonio
- Ácido sulfúrico resultante de la mezcla de óxidos de azufre con agua
- Zinc, cal, cianuro, lo cual implica iones de sodio, amonio, calcio, sulfato, bicarbonato, cloro, y complejos del ion cianuro con metales como hierro y cobre.
- Sólidos suspendidos y sólidos disueltos, DQO. (Department of Indian and Northern Affairs Canada, 2002, pp. 4-3)

6.3.7. Toxicidad de los compuestos cianurados en el medio ambiente

Para hablar de la toxicidad del cianuro en cuerpos de agua, hay que tener muy claras las diferentes formas de cianuro que se pueden verter y aquellos que por procesos físicos y químicos se pueden originar. En apartados anteriores, se mencionaron los principales compuestos cianurados que se pueden presentar en los cuerpos de agua después del proceso de lixiviación del oro; cada uno de estos, presenta diferentes grados de toxicidad tanto para la vida acuática como la vida humana.

En el medio acuático, las especies más sensibles y más afectadas por las concentraciones de cianuro son los peces. Estos son afectados por concentraciones de cianuro relativamente bajas del orden de microgramos por litro. “Los cianuros libres (CN⁻, Y HCN), específicamente el HCN, es el agente tóxico principal en el medio acuático; concentraciones de 20 y 640 microgramo por litro, pueden generar altas intoxicaciones para las especies de peces” (Ingles & Scott, 1987). Así mismo, Moran (s.f.) indica que se han reportado efectos crónicos en peces entre los 5 y 20 microgramos por litro”.

Mudder, Botz & Smith (2001) afirman, que en los alimentos y el agua, la exposición crónica al cianuro en concentraciones letales, por lo general no tienen efectos bioacumulativos como el mercurio y otro tipo de compuestos liberados en el proceso minero, debido al proceso de desintoxicación rápida y excreción de los subproductos. De igual forma, Eisler (1991) demostró

que los peces sometidos al cianuro libre presentan nado irregular, disminución del crecimiento y temblores, además la reproducción se ve afectada por las concentraciones de cianuro en el intervalo de 10 a 100 microgramos de HCN / litro, reduciendo número de huevos desovados y la viabilidad de estos.

En cuanto a los cianatos y tiocianatos, las formas principales de cianuro resultantes de la mayoría de los procesos de descomposición del cianuro, pueden ser tóxicos en menor medida que los cianuros libres; sin embargo a “concentraciones de 13-82 mg/l y 90-200mg/l respectivamente, se presentan niveles de toxicidad en los peces de agua dulce” (Ingles & Scott, 1987).

Sumado a lo anterior y según Moran (s.f.), los factores que afectan la toxicidad del cianuro en medio acuáticos son principalmente: I) la concentración de oxígeno disuelto en el agua (una disminución de este, aumenta la toxicidad del cianuro); II) un aumento en la temperatura de 12°C triplica la toxicidad del cianuro y III) el pH influye en gran medida en la generación de cianuros libres, presentándose una leve disminución en la toxicidad del cianuro con valores por encima de 8.5; es decir, un pH alcalino, el cual posibilita la conversión a iones CN⁻, los cuales son menos tóxicos que el HCN.

Según el Ministerio del Medio Ambiente, por medio de la resolución 0631 de 2015, establece que la concentración máxima permisible de cianuro total en los vertimientos de minería debe ser de 1 mg/L, pero no se tienen en cuenta concentraciones permisibles individuales de los diferentes compuestos cianurados presentes en los efluentes de minería aurífera, generando un grado de incertidumbre. Morán (s.f.) indica que las concentraciones totales de cianuro pueden sobreestimar la toxicidad real del cianuro sobre los organismos acuáticos, ya que el cianuro total puede medir formas no tóxicas del compuesto y está sujeta a interferencias analíticas.

Además la relación entre el cianuro total y cianuro libre en aguas naturales, varía con las condiciones de recepción de agua, grado de aireación, el tipo de compuestos de cianuro presentes, la exposición a la luz del día y la presencia de otros compuestos.

6.3.8. Toxicidad en Humanos.

Las principales vías de intoxicación de cianuro para el ser humano son la inhalación, ingestión y contacto con la piel. Si bien autores como Ballantyne (1987) afirman que toda la evidencia existente indica que los cianuros no son mutagénicos ni carcinogénicos, puede ocasionar la muerte ya que se distribuye fácilmente por todo el cuerpo a través de la sangre. De igual manera Ballantyne (1987), indica que la exposición crónica a bajos niveles de cianuro en el aire, la dieta, o el agua, generalmente se metaboliza, excreta y no se acumula.

Sin embargo la inhalación y la absorción por medio de la piel son las rutas primarias de toxicidad del cianuro en la exposición ocupacional. “La Absorción por la piel es más rápida cuando la piel se corta, o está húmeda. También es necesario señalar que la inhalación de sales de cianuro es potencialmente peligrosa debido a que el cianuro se disuelve en contacto con las membranas mucosas húmedas” (Mudder et al, 2001, p.137).

6.4. Tratamiento y reutilización de las soluciones de cianuro

El amplio uso de grandes cantidades de cianuro en industrias como la fabricación de acero, galvanoplastia, síntesis de polímeros y la minería de oro y plata, ha llevado al desarrollo de varias tecnologías para remediar los residuos que se generan inevitablemente durante estas actividades. El tratamiento de estas corrientes de agua con contenido de cianuro según (Logsdon et al, 2001, p. 19), se pueden llevar a cabo por medio de:

- Oxidación Química.
- Degradación natural o Biodegradación.
- Precipitación.
- Recirculación.

La selección de un adecuado proceso de tratamiento de cianuro para una aplicación específica involucra muchos factores, pero por lo general, se puede llegar a definir un pequeño número de posibles procesos cuando se tiene la caracterización fisicoquímica del agua residual a tratar y la definición del nivel de tratamiento previa a la construcción y diseño del sistema a escala real.

6.4.1. Oxidación química del cianuro

Convencionalmente se han usado métodos físico-químicos para la remoción del cianuro, pero tienen la desventaja de que son costosos y presentan un consumo de energía relativamente alto. A estos procesos para la degradación del cianuro se les llama procesos de destrucción del cianuro, y se basan en la conversión del cianuro hacia un compuesto menos tóxico, mediante una reacción de oxidación.

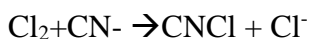
Existen varios procesos de destrucción de cianuro, que ya han sido bastante estudiados e implementados en diferentes industrias mineras del mundo, ya que han demostrado la reducción de los niveles de cianuro, de metales, y de compuestos relacionados con el cianuro como amoníaco, nitrato y Tiocianato, algunos de estos procesos son:

6.4.1.1. *Proceso de cloración alcalina*

“El tratamiento químico por medio de cloración alcalina es el proceso más antiguo y más conocido para la destrucción del cianuro en medio acuoso debido a la capacidad de remover hasta el 99.9% de cianuro WAD” (Ingles & Scott, 1987). El proceso de eliminación consiste en la adición de cloro gaseoso (Cl_2) a la solución que contiene cianuro, este “tratamiento químico puede ser eficaz en la oxidación de cianuros libres y WAD siendo no tan importante la remoción de cianuros de hierro por este método” (Botz et al, 2005, p. 681).

La reacción de destrucción de cianuro se produce en 3 pasos según Bouari (2012):

1. El cianuro se convierte en cloruro de cianógeno (CNCL).
2. El cloruro de cianógeno se hidroliza para producir Cianato (OCN⁻)



3. El Cianato se hidroliza a amoníaco en la presencia de un ligero exceso de cloro a pH alcalino; de igual manera la presencia de exceso de cloro, el amoníaco se oxida a nitrógeno gaseoso (N_2).

Las principales desventajas del proceso expuestas por Mudder et al (2001) son: i) el consumo y costo de los reactivos, ii) el pH debe controlarse cuidadosamente para evitar la liberación de cloruro de cianógeno y iii) deben ser eliminados los productos finales de la cloración alcalina, debido a la formación de cloro libre residual y las Cloraminas, los cuales son tóxicos para la vida acuática.

6.4.1.2. Dióxido de azufre

El proceso consiste en la adición de SO₂ y aire a la solución que contiene cianuro, obteniendo como resultado la reducción de cianuro a cianato; una de las características principales es que el proceso se debe de llevar a cabo bajo un pH alcalino.



“La principal aplicación del proceso de dióxido de azufre y aire es para el tratamiento de soluciones cianuradas, con el propósito de oxidar cianuros libres y cianuro WAD.” (Bouari, 2012, p.07)

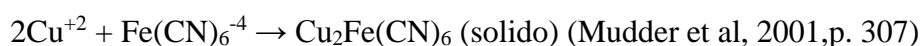
6.4.1.3. Peróxido de hidrógeno

Desde 1980 se ha investigado el peróxido de hidrogeno para la oxidación del cianuro en las aguas provenientes de minería. En el proceso se utiliza peróxido de hidrogeno y sulfato de cobre como un catalizador soluble, con el fin de aumentar la velocidad de la reacción.



“Para la eliminación óptima de compuestos metal-cianuro, tales como cobre, níquel y zinc, el pH debe de estar en un rango de 9.0-9.5” (Botz et al, 2005, p.684). El proceso se aplica típicamente para el tratamiento de niveles moderadamente bajos de cianuro.

Los complejos de cianuro de hierro estables no se convierten a cianato por la acción del peróxido de hidrógeno, estos son eliminados de la solución por medio de precipitación como un complejo de cobre-hierro-cianuro insoluble en la solución.



Las principales ventajas del proceso de oxidación son la eliminación de todas las formas de cianuro incluyendo los metales pesados a través de una combinación de oxidación y precipitación.

6.4.1.4. Carbón activado

“El carbón activado tiene una afinidad para muchos compuestos de metal-cianuro, incluyendo los compuestos de cianuro-cobre, hierro, níquel y zinc. Este proceso es utilizado como una etapa de pulido, para eliminar el cianuro a niveles bajos cuando la concentración inicial de cianuro ya está por debajo de aproximadamente 1-5 mg / L” (Bouari, 2012, p.08)

Mudder et al, (2001), indican que las ventajas que posee el proceso son el diseño y funcionamiento simple, se pueden lograr remociones óptimas de niveles bajos de cianuro y metales, no se requieren productos químicos adicionales y se puede integrar con otro tipo de tratamientos con el fin de brindar mejores características al efluente.

La utilización de este método de tratamiento es muy limitado debido los costos asociados a la compra de carbono activado fresco y su regeneración, lo cual es poco práctico en la mayoría de los casos en donde es necesario eliminar niveles de cianuro WAD elevados, y no es adecuado para remover otro tipo de compuestos del cianuro como el Tiocianato y amoníaco.

A continuación se observa un ejemplo de un proceso utilizando carbón activado.

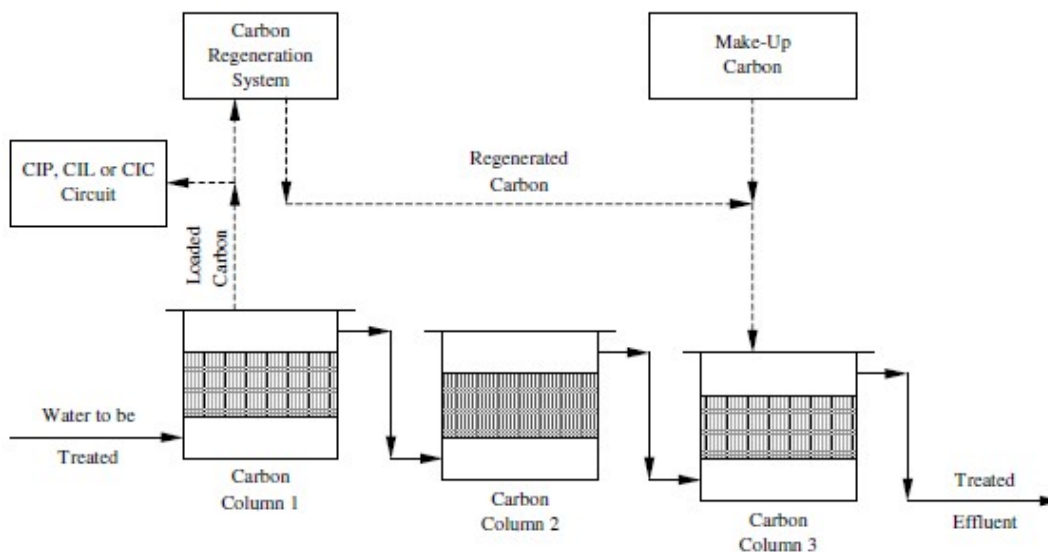
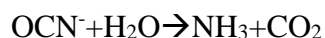


Figura 4. Esquema de una planta de tratamiento utilizando carbón activado. Tomado de:
(Mudder et al, 2001, p. 244).

6.5. Tratamientos biológicos

El tratamiento biológico o secundario, aunque es poco común y relativamente nuevo en la industria de la minería, es una alternativa económica y efectiva a los procesos físico-químicos convencionales. Existe una gran variedad de tecnologías para tratamiento biológico aerobio, de crecimiento suspendido y crecimiento adherido, para la remoción de cianuro y material orgánico. De igual manera el proceso de tratamiento biológico presenta ventajas como su diseño simple, sencillo y económico, control operativo y su capacidad para tratar todas las formas del cianuro y sus subproductos.

Los tratamientos biológicos utilizan como elemento principal la acción de los microorganismos, los cuales utilizan las sustancias presentes en el agua para su crecimiento, removiendo de esta manera el compuesto indeseado del medio acuático. “Un ejemplo de la acción de los microorganismos, es en la oxidación del cianuro en procesos de tratamiento biológico aerobio por un número de microorganismos de los géneros de *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Achromobacter* y otros para formar cianato como se observa en la reacción”. Environmental Protection Agency [EPA] (1994).



Posterior a la oxidación del cianuro libre, el cianato es fácilmente degradable, conllevando a la generación de amoníaco, el cual es utilizado por bacterias nitrificantes para la nitrificación, produciendo nitrato (NO_3)

Los microorganismos pueden estar presentes en medios aerobios, anaerobios y anóxicos. Los medios aerobios, son aquellos en donde las reacciones biológicas se producen en presencia de oxígeno disuelto; son utilizados comúnmente para la remoción de la materia orgánica, sin embargo pueden ser utilizados en la oxidación de compuestos químicos.

Por otra parte, en los medios anaerobios, los microorganismos desarrollan sus actividades metabólicas en ausencia de oxígeno disuelto y realizan reducción de compuestos químicos. Un ejemplo es la reducción de sulfato SO_4^{-2} para producir sulfuro.

En cuanto a los medios Anóxicos, las reacciones biológicas se producen a través de un sendero aerobio, pero no incluyen el uso de oxígeno disuelto. Estas reacciones tienen lugar a bajos niveles o en ausencia de oxígeno disuelto. Un ejemplo es la desnitrificación en el cual los microorganismos utilizan el nitrato (NO_3) para el crecimiento, reduciendo así el nitrato en gas nitrógeno (N_2).

“La eficiencia de la degradación depende de factores como la aclimatación progresiva del microorganismo a los niveles de concentración del cianuro, del pH, humedad, tipo de nutrientes y temperatura, factores que son determinantes en la actividad metabólica bacteriana. Según resultados de algunas investigaciones, los microorganismos aerobios presentan un porcentaje mayor de remoción” (Agudelo, Betancur y Jaramillo, 2010, p.08).

De igual manera, existen una amplia variedad de configuraciones de equipos y procesos que se han utilizado para promover el crecimiento y la propagación de los organismos aerobios, anaerobios y anóxicos. Estos incluyen sistemas de crecimiento en suspensión, en el que los microorganismos se mantienen en suspensión dentro de la solución. La otra configuración más importante es el sistema de crecimiento adherido en el que los microorganismos se unen a algún medio inerte, tal como rocas o medios de plástico. Cada uno de estos sistemas se ha empleado en el tratamiento de aguas de minería y la elección de un sistema frente a otro, se basa en varios aspectos del tratamiento, incluyendo la química del agua no tratada, los costos de inversión, costos de operación, los requisitos de espacio y la eficiencia del tratamiento requerido.

Como ejemplos de sistemas de crecimiento en suspensión se tienen los lodos activados y lagunas aireadas; en cuanto a los sistemas de crecimiento adherido, encontramos los filtros biológicos y Biodiscos.

Muchos autores, entre ellos Akcil (2013), han documentado la habilidad de ciertos microorganismos para resistir y crecer en cianuro tomándolo como fuente de nitrógeno y reduciendo este a compuestos menos tóxicos.

Las posibles tecnologías de tratamiento biológico a seleccionar son:

- Sistema de lodos activados
- Filtro biológico
- Contactor biológico rotatorio o Biodiscos (Rotating Biological Contactor –RBC) □
Sistemas de lagunaje

7. TECNOLOGÍAS PARA TRATAMIENTO DE AGUA CIANURADA: CARACTERÍSTICAS PRINCIPALES

7.1. Sistema de lodos activados

Es el principal sistema aerobio de biomasa en suspensión y su uso es muy extendido, convirtiéndose en una de las tecnologías más comunes a nivel mundial; es un tratamiento biológico de cultivo suspendido, donde el agua residual se estabiliza biológicamente en un reactor bajo condiciones aeróbicas; durante el crecimiento y mezcla, los organismos flocculan formando una masa activa denominada lodos activados. El ambiente aeróbico se logra mediante el uso de aireación por medio de difusores o sistemas mecánicos.

El proceso de lodos activados tiene como objetivo la remoción de materia orgánica (DBO) de las aguas residuales. “Esta remoción se logra por la conversión biológica, en presencia de oxígeno molecular, por microorganismos, de la DBO_5 en CO_2 , H_2O y en nuevas células de microorganismos. Los microorganismos formados se separan por sedimentación secundario, una parte son recirculados como siembra para la continuación del proceso y el resto se remueven” (Comisión Nacional del Agua, México; 2007, p.401).

Es necesario mencionar que estudios llevados a cabo en “*Thestee lcompany SSAB*”, Suecia, por Morling, Åstrand & Lidar (2012), utilizaron lodos activados para la depuración de efluentes con compuestos provenientes de hornos de carbón, demostrando tener éxito en la remoción de compuesto de nitrógeno complejos tales como cianuro y Tiocianato, junto con altas concentraciones de nitrógeno amoniacal después de un período de aclimatación; Compuestos igualmente presentes en aguas residuales de minería aurífera.

“Una importante eliminación de cianuros se ha encontrado en virtud de la presencia de organismos flocculantes, tales como *zoogleasep*. Lo que sugiere que las características extracelulares de las células contribuyen a la eliminación de las especies de cianuro a través de la adsorción directa de cianuros por medio de las sustancias poliméricas extracelulares” (Morling et al, 2012, p. 402).

“Las formas celulares y sus características en el sistema de lodos activados están directamente relacionadas con los parámetros de funcionamiento de la unidad de tratamiento de aguas residuales, tales como tiempo de retención, caudal afluente, carga orgánica y el tiempo de sedimentación. Diferentes condiciones de funcionamiento dan como resultado la formación de varias estructuras celulares, lo que representa un factor de estrés para la adaptación de micro fauna en el sistema de lodos activados” (Comisión Nacional del Agua, México; 2007, p.410).

El sistema de lodos activados se puede clasificar de la siguiente manera:

7.1.1. Lodos activados convencionales

“Los microorganismos permanecen en suspensión durante 4 o 8 horas en un tanque de aireación por medio de mezcladores mecánicos o aire difuso, y su concentración en el tanque se mantiene por el retorno continuo de los flóculos biológicos sedimentados de un tanque de sedimentación secundaria, al tanque de aireación. (Heinke; (s.f.), p.457)

7.1.2. Lodos activados con aireación prolongada

El diagrama de flujo del proceso de aireación prolongada es similar al correspondiente a los lodos activados convencionales (LAC), aunque Heinke (s.f.) expone que se diferencian en: i) no utilizan tanques de sedimentación primaria y ii) se utiliza un tiempo de aireación de 24 horas.

7.1.3. Lodos activados con oxígeno

En este proceso se utiliza oxígeno puro en vez de aire en tanques cubiertos, fue desarrollado por la Unión Carbide a finales de la década de 1960. Heinke (s.f.) afirma que las ventajas que posee este proceso en relación con los lodos activados con aire son: la capacidad de operar con cargas más grandes, con lo cual se reduce el tamaño de los tanques de aireación, y es capaz de aceptar variaciones más amplias en cuanto a carga y residuos más concentrados que los lodos activados con aire. Además, el control de olores es bastante más sencillo porque el volumen de gas que se debe desahogar es solo alrededor de 1% del correspondiente a lodos activados con aire. No obstante, el alto costo del suministro de oxígeno y las habilidades necesarias para aplicar el proceso impiden que éste sea competitivo con los lodos activos convencionales, excepto en plantas grandes.

7.1.4. Eficiencia del sistema

Tabla 1. Eficiencia de los lodos activados. Tomado de: *Fundación Chile, (s.f), p. 03*

Parámetro	Porcentaje de remoción (%)
DBO ₅	90-95
Sólidos Suspendidos Totales	85-95
Nitrógeno Total	15-30 (Tratamiento secundario)
Fósforo	10-25 (Tratamiento secundario)
Coliformes fecales	60-90

7.1.5. Criterios operacionales

El tiempo de retención adecuado de este sistema de tratamiento biológico varía de 5-15 días, requiere un filtrado previo como pretratamiento y es necesaria la aireación (pasiva o activa). En cuanto a la temperatura de operación, su rango es amplio, entre 15-40°C, aunque el mayor desempeño de la tecnología se encuentra en la temperatura ideal de operación (entre 35-37°C). Finalmente la vida útil de este sistema, incluyendo equipos y motores con un adecuado manejo y mantenimiento, es aproximadamente 20 años.

“La generación de lodos biológicos del sistema es función de las características del substrato, la relación (F/M) y la edad de los lodos. En cuanto al consumo de energía del proceso, este es función de la eficiencia del equipo del suministro de oxígeno, de las características del agua y de la eficiencia del proceso” (Comisión Nacional del Agua, 2007, p. 51).

Tabla 2. Criterios de diseño para lodos activados. Tomado de: (Comisión Nacional del Agua, 2007, p. 52)

Parámetro	Convencional(1)	Aireación extendida ^o prolongada(2)
Carga orgánica volumétrica (Kg DBO/día-m ³)	0.40 a 0.80	0.8 a 1.6
Tiempo de aireación (horas)	4 a 8	18 a 36
Necesidad de aire (m ³ /Kg DBO removida)	54 a 102	204 a 272

Recirculación		0.75 a 1.50
---------------	--	-------------

7.1.6. Ventajas

- Flexibilidad de operación a través de un control racional de la biomasa presente en el proceso
- Alta eficiencia de remoción de carga orgánica.
- Mínima presencia de olores e insectos.
- Posibilidad de regulación de energía consumida.
- Generación de lodos secundarios “estabilizados” que al igual que los sistemas convencionales pueden ser aprovechados como fertilizantes, mejoradores de suelo y obtención de biogás, entre otra

7.1.7. Desventajas

Las desventajas del sistema de lodos activados según Fundación Chile (s.f.), son:

- Requerimientos técnicos sofisticados y mantenimiento continuo.
- Dependencia con la temperatura del efluente a tratar y condiciones de entrada como pH y presencia de compuestos tóxicos □ Requiere operadores capacitados.
- Altos costos de operación, principalmente asociados a los requerimientos de aireación activa (aire).
- Es necesario un control operativo permanente y de análisis de laboratorio.
- Riesgo de taponamiento de los dispositivos de aireación durante ciclos operativos específicos.
- Bajo abatimiento bacteriológico, logrando en general abatir no más allá de un ciclo logarítmico en términos de Coliformes Fecales, con la consecuente necesidad de efectuar desinfección final al efluente.
- Impactos ambientales negativos, como la posible formación de olores, en caso de utilizar aireadores mecánicos.

7.2. Filtro biológico o Biofiltro

“En el proceso de filtración biológica, el agua residual se deja fluir sobre un filtro empacado con piedra o algún medio sintético permitiendo que en la superficie del medio se desarrolle una película microbiana que bio-oxida los contaminantes presentes en el agua” (Comisión Nacional del Agua, 2007, p. 69). Principalmente materia orgánica

El proceso de filtración biológica va precedido, generalmente, de una sedimentación primaria para remover sólidos en suspensión que puedan colmatar el filtro. Dado que la biomasa responsable del proceso de bio-oxidación está adherida al medio de empaque, y no en suspensión como en el caso del proceso de lodos activados, la biomasa no es arrastrada en el efluente y por lo tanto no es necesaria la recirculación de lodos biológicos.

El agua que contiene amoníaco y/o nitrito fluye sobre este medio sólido y las bacterias adheridas a él, eliminando el amoníaco del agua y utilizándolo como fuente de energía para impulsar sus procesos vitales. Estas bacterias excretan nitrito, requieren oxígeno y producen dióxido de carbono como subproductos de su respiración; así mismo, dentro del filtro convive un grupo diferente de bacterias, encargadas de eliminar el nitrito liberado, produciendo nitratos.

Estas bacterias utilizan la conversión nitrito a nitrato como fuente de energía, ya que utilizan nitrito y oxígeno, y producen nitrato y dióxido de carbono. La conversión de amoníaco a nitrito produce hidrógeno y consume alcalinidad. Aunque muchas especies de bacterias pueden participar en estas conversiones, se asume usualmente que la conversión amoníaco a nitrito se lleva a cabo principalmente por *Nitrosomonas*. Y la conversión nitrito a nitrato por *Nitrobacter*sp. (Wheaton, (s.f.), p.291).

“La profundidad de los filtros biológicos varía, dependiendo principalmente del tipo de medio de empaque empleado. Para filtros empacados con piedra, las profundidades normales son de 1.5 a 3 metros. Para filtros empacados con medios sintéticos las profundidades pueden variar de 1.5 a 10 metros” (Comisión Nacional del Agua, 2007, p. 69).

7.2.1. Criterios operacionales

La eficiencia de un filtro aumenta en forma proporcional con su profundidad, pero los costos de bombeo aumentan también al incrementarse la altura del filtro. El proceso de filtros biológicos puede ser clasificado en las siguientes categorías según la Comisión Nacional del Agua (2007):

- Filtros empacados con roca: baja, media y alta tasa.
- Filtros empacados con medio sintético: Alta, muy alta y desbaste.

Tabla 3. Criterios operacionales filtro biológico. Tomado de: Comisión Nacional del Agua, 2007, p. 60.

Medio de empaque	Tamaño (mm)	Densidad aparente (kg/m ³)	Área específica (m ² /m ³)
Roca Pequeña	25-65	1250-1450	55-70
Roca Mediana	100-120	800-1000	40-50
Plástico convencional		30-100	80-100
Plástico de alta densidad		30-100	100-120

Tabla 4. Características de los filtros biológicos. Tomado de: Comisión Nacional del Agua, 2007, p. 73.

Parámetro	Tasa Baja	Tasa Media	Tasa Alta	Tasa Muy Alta	Desbaste
Medio de empaque	Roca	Roca	Roca o sintético	Sintético	Sintético
Carga hidráulica (L/s-m ²)	.01 a .04	.04 a .11	.11 a .42	.16 a 1.0	.7 a 2.0
Carga orgánica (kg/d-m ³)	.08 a 4.0	.24 a .48	.4 a 4.8	Hasta 4.8	Más de 1.6
Recirculación	Mínima	Generalmente	Siempre	Generalmente	No
Moscas	Sí	Variable	Variable	Pocas	Pocas

Descarga lodos	Intermitente	Variable	Continua	Continua	Continua
Profundidad (metros)	1.8 a 2.4	1.8 a 2.4	Roca:0.9-2.4 Sintética: Hasta 9	Hasta 12	0.9 a 6
Remoción de DBO (%)	80-85	50-70	65-80	65-85	40-65

7.2.2. Ventajas

- Altas eficiencias de remoción, 75% - 85% sólidos en suspensión y microorganismos 95% - 99% (Couto; 2009; p.22) □ Efluente apto para reúso agrícola.
- Efluente parcialmente nitrificado.
- No requiere sofisticado equipo electromecánico.

7.2.3. Desventajas

- Costo elevado operacional, de equipamiento e infraestructura.
- Requiere operadores capacitados.
- Producción de lodos inestables.

7.3. Biodiscos o Contactor Biológico Rotatorio (RBC)

“Los Biodiscos son un sistema de tratamiento biológico del tipo de crecimiento adherido o reactor de película fija” (Romero, 2004, p.609) es decir que los microorganismos crecen en los discos creando una película en condiciones aerobias a medida que los discos giran dentro del agua residual.

Los Contactores biológicos rotatorios (RBC) son reactores biológicos de crecimiento adherido con una serie de discos circulares poco espaciados, hechos de medios sólidos de plástico, montados sobre un eje horizontal de rotación. “Los discos giratorios en los que crecen los microorganismos,

se sumergen parcialmente en las aguas residuales y se hace girar para exponer alternativamente los microorganismos a las aguas residuales y al aire” (Kapoor, Kuiper, Bedard y Gould, 2003, p.88). Estos microorganismos adheridos en los discos giratorios se conocen como “biofilm” o “biopelícula”.

Kapoor et al, (2003), describe básicamente el proceso: Los discos circulares RBC proporcionan un medio de soporte para el crecimiento de microorganismos y giran a una velocidad de 1 a 3 rpm. La rotación de los discos se puede conseguir mediante un sistema de motor que impulse cada eje o por un sistema de accionamiento de aire. De igual forma la rotación de los discos también sirve para proporcionar el oxígeno requerido para el crecimiento de la biomasa y la degradación del sustrato.

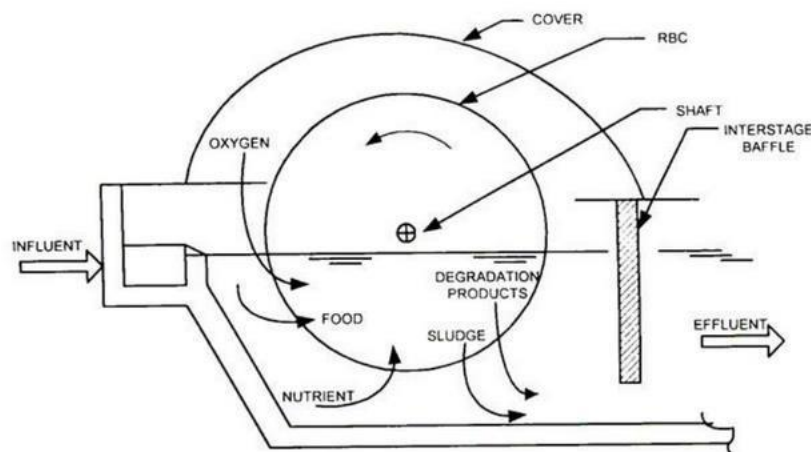


Figura 5. Esquema básico del funcionamiento de un biodiscos. Tomado de: Kapoor et al, 2003, p. 89.

El sistema RBC, se utiliza como tratamiento secundario o avanzado para aguas residuales domésticas e industriales. Esta tecnología puede ser utilizada para: i) el tratamiento en conjunto de la demanda biológica de oxígeno (DBO_5) y del nitrógeno amoniacal, o ii) para nitrificar por separado el efluente del tratamiento secundario.

De igual manera también son efectivos para la remoción de compuestos químicos como lo son: solventes, sustancias orgánicas halogenadas, acetonas, alcoholes, fenoles, cianuros y productos de desecho de la industria papelera (Ordóñez, Betancur, (s.f.), p.12)

“Los RBC’s han sido utilizado para la eliminación de contaminantes tales como el hierro ferroso, cianuro en sus diversas formas, oxalato, y el selenio de los efluentes de minería” (Kapoor et al, 2003, p. 89). A continuación se profundizará en los antecedentes relacionados con la degradación de cianuro.

Mudder & Whitlock (1984), evaluaron distintos procesos de tratamiento químico, físico y biológico para la eliminación de cianuro del efluente producido en la mina de oro Homestake en Lead, Dakota del Sur. Estudios pilotos demostraron que los RBC’s son eficaces y económicos para la eliminación de cianuro, tiocianato y amoniaco a partir de efluente producido en la mina Homestake. La mina Homestake utiliza el proceso RBC desde 1984 para el tratamiento de aguas residuales.

La planta trata 21.000 m³ de agua residual por día utilizando 48 RBC’s, cada uno consiste en un disco de medio plástico corrugado de 3,6 m de diámetro y 7 m de longitud. Los discos están hechos de polietileno de alta densidad (HDPE) láminas corrugadas con área superficial de 9.300 a 14.000 m² por disco. La planta de tratamiento cuenta con la siguiente eficiencia: 99-100% eliminación de Tiocianato, 96-98% eliminación de cianuro débil y disociable, y 95-99% eliminación de amoniaco. (Kapoor et al, 2003, p. 90)

Por otra parte los sistemas de Biodiscos han sido estudiados para remover otros contaminantes importantes provenientes de operaciones mineras, como los metales pesados, incluyendo cadmio, estaño, plomo, cobre, hierro, mercurio, níquel, zinc y cromo. Costley & Wallis (2000), en su investigación, afirma que los microorganismos pueden acumular niveles de trazas de iones de metales pesados tóxicos, en soluciones acuosas y jugar un papel importante en la modificación, la activación y la desintoxicación de estos. Es decir los metales son eliminados en los sistemas de Biodiscos por la biosorción en la biopelícula.

7.3.1. Materiales y dimensiones comúnmente usadas

Tabla 5. Dimensiones de los Biodiscos comúnmente usadas. Tomado de: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua [IMTA] (2009) p. 68.

	Biodiscos lisos	Biodiscos con canaletas
--	-----------------	-------------------------

Diámetro (m)	2-3	3-6
Espesor (cm)	0.13-1.3	-
Separación entre los discos (cm)	3.4	3.2
Material de los discos	Poliestireno	Polietileno
Densidad superficial(m ² /m ³)	121.4	122.7

7.3.2. Ventajas

- Fácil mantenimiento.
- Tiempos de retención cortos.
- Costos bajos de operación y mantenimiento.
- Generalmente no hay recirculación de efluente ni lodos.
- Requiere menor área.
- Bajo consumo de energía.
- Fácil operación.
- Requiere mínima atención del operador.

7.3.3. Desventajas

- Requerimiento de un tiempo muy largo para alcanzar la estabilidad y el crecimiento de la película microbiana.
- No son efectivos cuando el agua residual contiene altas concentraciones de metales y ciertos pesticidas, herbicidas y compuestos orgánicos fuertemente clorados, debido a la inhibición de la actividad microbiana (*Paola Ordóñez, Alonso Betancur; p.14*)

7.4. Sistemas de lagunaje

“El lagunaje natural es uno de los sistemas alternativos de tratamiento mejor conocidos y representa una opción eficaz para la eliminación de la materia orgánica, los nutrientes y los microorganismos patógenos del agua residual. Su diseño y su construcción son sencillos, y sus costes de explotación y mantenimientos son bajos” (García, Hernández y Mujeriego, 1998, p. 35).

“La aplicación del lagunaje profundo, situado en serie con el efluente de una depuradora convencional, es una tecnología que sin ningún tipo de gasto energético adicional y mediante un procedimiento natural, mejora notablemente la calidad del agua regenerada, tanto para una posible reutilización agrícola, como para su incorporación a un cauce fluvial”(Arauzo, Valladolid, Noreña y Cedenilla, 2002, p. 167). Cabe destacar la capacidad del lagunaje profundo para actuar como una gran trampa de sedimento que favorece la remoción de determinados elementos tóxicos (metales pesados) de las aguas residuales tipo mixto.

Estudios llevados a cabo en Tailandia por Rajbhandari & Annachhatre (2004), encontraron un porcentaje de remoción de 51% del cianuro proveniente de aguas residuales de almidón que contiene alto contenido de carbono orgánico, partículas de almidón biodegradable y cianuro. La investigación se evaluó en condiciones de clima tropical y fueron utilizadas lagunas anaerobias y lagunas facultativas

En la práctica de los sistemas de lagunaje, la laguna de alta carga sustituye a la laguna facultativa o bien la sigue en serie. “La función fundamental de la laguna de alta carga es el tratamiento secundario del agua residual, que consiste en convertir la materia orgánica disuelta en materia orgánica particulada (microorganismos) que después puede ser retirada y dispuesta en instalaciones apropiadas” (Arauzo et al, 2002 p.168).

El funcionamiento del lagunaje convencional y lagunaje profundo está basado en el principio de autodepuración que opera en ríos y lagos. Este principio consiste básicamente en el almacenamiento de aguas residuales durante un tiempo variable, permitiendo la degradación de la materia orgánica mediante la actividad de bacterias heterótrofas presentes en el medio.

La depuración del agua residual se logra principalmente gracias a la sedimentación de materia orgánica en suspensión y por la oxidación bioquímica de los microorganismos, tanto en los lodos retenidos como en la materia orgánica que se encuentra en disolución.

“De acuerdo con el propósito del tratamiento de las aguas residuales, las lagunas de estabilización se pueden clasificar en: lagunas anaerobias (remoción de sólidos y materia orgánica), lagunas

facultativas (remoción de materia orgánica y microorganismos patógenos) y lagunas de maduración (remoción de patógenos)” (IMTA, 2009, p. 42).

“Las lagunas anaerobias son estanques profundos (2-5 m), en los que se presenta la generación de burbujas debido a la formación de biogás, coloración gris oscura del agua y con frecuencia el olor típico del sulfuro de hidrogeno que es emitido a la atmosfera” (IMTA, 2009, p. 42). Las variables que se deben controlar en este proceso son: pH, Temperatura y carga orgánica.

Por otra parte, las lagunas facultativas se diseñan con profundidades entre 1.5 y 2 metros. Su proceso de degradación se divide en tres partes según el IMTA (2009):

- En el fondo de la laguna se forma biogás debido a las condiciones anaerobias, lo que genera un ligero mezclado.
- Fase intermedia o fase facultativa, se presenta en la etapa de transición entre las condiciones aerobias y anaerobias, y llevada a cabo por microorganismos facultativos. □ Fase aeróbica, ocurre en la superficie; la producción de oxígeno por medio de algas que utilizar energía de la luz solar presente en la laguna ayuda a la disminución de malos olores.

Finalmente, las lagunas de maduración o lagunas aerobias, cuentan con una profundidad menor que las descritas anteriormente (1-1.5 m), la concentración de oxígeno disuelto es superior y su objetivo es la remoción de microorganismos patógenos.

7.4.1. Criterios operacionales y de control

A continuación se muestran los parámetros o criterios principales de un sistema de lagunaje.

Tabla 6. Criterios operacionales en sistemas de lagunaje. Tomado de: IMTA, 2009, p. 42

Parámetro	Anaerobia	Facultativa	Aerobia
Color normal	Café	Verde oscuro	Verde oscuro
Presencia de malos olores	Si	No	No
pH	6.5 – 7.5	8 –9	8 –9
Temperatura del agua	20-25° C	20-25° C	20-25° C
Temperatura del ambiente	18 - 35° C	18 - 35° C	18 - 35° C

Oxígeno disuelto	0	> 6 mg/l	6 - 35mg/l
-------------------------	---	----------	------------

Tabla 7. Tiempo de retención hidráulico en sistemas de lagunaje. Tomado de: Correa, 2008

	Aerobia	Facultativa	Maduración	Anaerobia	Aireada
Tiempo de retención (días)	4 – 6	7 – 10	5 – 20	10 – 20	3 – 10

7.4.2. Ventajas

- Requiere escaso control operacional.
- Bajo costo de mantenimiento y no es requerido frecuentemente.
- En climas áridos o semiáridos se reducen las pérdidas por evaporación.
- Durante tiempo frío, se favorece la retención de calor.

7.4.3. Desventajas

- Olores desagradables.
- Presencia de vectores infecciosos.
- Altos tiempos de retención necesarios para obtener altas eficiencias.
- Grandes volúmenes.
- Requerimiento de grandes extensiones de terreno.

PARTE III: SELECCIÓN DE LA TECNOLOGÍA DE TRATAMIENTO

Los criterios para la selección de uno u otro sistema para el tratamiento de agua residual proveniente de la actividad minera, la remoción de cianuro y demás compuestos, pueden ser entre otros:

Tabla 8. *Criterios para la selección de tratamientos de aguas residuales. Elaboración propia.*

Características técnicas del equipo y características económicas	Características del agua residual y el terreno
<ul style="list-style-type: none"> -Costos de inversión -Costos de operación y mantenimiento -Eficiencia de remoción -Generación de residuos -Generación de subproductos con valor económico o de reúso -Requerimiento de insumos químicos -Requerimientos de energía (Bombeo, agitación, movimiento mecánico) -Operaciones unitarias necesarias en las diferentes etapas del tratamiento (Cribado, sedimentación, filtración, etc.) -Requerimientos de personal (Especialización del personal) -Necesidades de automatización -Tolerancia a variaciones de flujo -Flexibilidad de la operación -Complejidad de la operación -Resistencia frente a periodos sin alimentación -Disponibilidad de repuestos -Aplicabilidad del proceso -Vida útil -Complejidad en la construcción y equipamiento 	<ul style="list-style-type: none"> -Caudal a tratar -Características fisicoquímicas del agua (pH, temperatura, concentración de sales, conductividad, nutrientes y materia orgánica) -Uso o disposición final del agua tratada -Presencia de microorganismos patógenos -Disponibilidad de área -Topografía del terreno

Otros criterios relevantes:

- Influencia de la temperatura
- Producción de ruido
- Contaminación visual
- Producción de malos olores
- Generación de gases de efecto invernadero
- Condiciones para la reproducción de animales dañinos

De igual forma, para la selección de un sistema de tratamiento es necesario considerar las ventajas y desventajas que cada uno posee, con el objetivo de facilitar la elección.

Tabla 9. Recopilación de ventajas y desventajas de los sistemas de tratamiento biológico de aguas residuales. *ELABORACIÓN PROPIA.*

	Ventajas	Desventajas
Lodos activados	<ul style="list-style-type: none"> • Flexibilidad de operación. • Alta eficiencia de remoción de carga orgánica. • Mínima presencia de olores e insectos. • Posibilidad de regulación de energía consumida. • Generación de lodos secundarios “estabilizados”. 	<ul style="list-style-type: none"> • Requerimientos técnicos sofisticados y mantenimiento continuo. • Dependencia con la temperatura del efluente a tratar y condiciones de entrada como pH y presencia de compuestos tóxicos • Requiere operadores capacitados. • Altos costos de operación, principalmente asociados a los requerimientos de aireación activa (aire).
Filtro biológico	<ul style="list-style-type: none"> • Altas eficiencias de remoción para sólidos en suspensión y microorganismos. • Efluente apto para reúso agrícola. • Efluente parcialmente nitrificado. • No requiere sofisticado 	<ul style="list-style-type: none"> • Costo elevado operacional, de equipamiento e infraestructura. • Requiere operadores capacitados. • Producción de lodos inestables.

	equipo electromecánico	
Biodiscos	<ul style="list-style-type: none"> • Fácil mantenimiento. • Tiempos de retención cortos. • Costos bajos de operación y mantenimiento. • Generalmente no hay recirculación de efluente ni lodos. • Requiere menor área. • Bajo consumo de energía. • Fácil operación. • Requiere mínima atención del operador. 	<ul style="list-style-type: none"> • Requerimiento de un tiempo muy largo para alcanzar la estabilidad y el crecimiento de la película microbiana. • No son efectivos cuando el agua residual contiene altas concentraciones de metales y ciertos pesticidas, herbicidas y compuestos orgánicos fuertemente clorados, debido a la inhibición de la actividad microbiana (<i>Paola Ordóñez, Alonso Betancur; p.14</i>)
Sistemas de lagunaje	<ul style="list-style-type: none"> • Requiere escaso control operacional. • Bajo costo de mantenimiento y no es requerido frecuentemente. • En climas áridos o semiáridos se reducen las pérdidas por evaporación. □ Durante tiempo frío, se favorece la retención de calor. 	<ul style="list-style-type: none"> • Olores desagradables. • Presencia de vectores infecciosos. • Altos tiempos de retención necesarios para obtener altas eficiencias. • Grandes volúmenes. □ Requiere grandes extensiones de terreno.

A partir de los criterios de selección, ventajas y desventajas, se establece una matriz de selección, la cual permite realizar una valoración cualitativa y resumir las fortalezas y debilidades de los

cuatro tratamientos propuestos, obteniendo de esta manera la tecnología más apropiada para las aguas residuales del proceso de minería aurífera.

Tabla 10. Matriz de selección de tratamiento. Elaboración propia

	Sistemas de tratamiento propuestos			
Criterios	Lodos activados	Filtro Biológico	Biodiscos	Sistemas de lagunaje
Costos	-	-	-	-
Inversión	Elevados	Bajos	Bajos	Depende del precio del terreno
Operación y mantenimiento	Elevados	Bajos	Bajos	Bajos
Técnicos	-	-	-	-
Eficiencia de remoción	DBO5:90-95%	DBO5 Tasa baja:80-85% Tasa media:50-70% Tasa alta:65-80% Tasa muy alta:65-85%	Tiocianato:99-100% Cianuro: 96-98% Amoniaco:95-99%	Cianuro:51%
Generación de residuos	Alto	Inestables	Bajo	Bajo
Requerimiento de insumos químicos	Bajo	no aplica	bajo o nulo, depende de las características fisicoquímicas del agua residual	no aplica
Requerimientos de energía (Bombeo, agitación, movimiento mecánico)	Alto	Medio	bajos	bajos o nulos
Operaciones unitarias necesarias	Básicas + tratamiento y recirculación de lodos	Básicas	Básicas	Básicas
Necesidades de automatización	No	No	No	No
Aplicabilidad del proceso en efluentes de minería	Poco	No se encontró aplicación	Si	Si

Complejidad en la construcción y equipamiento	Alto	Medio	Bajo	Bajo
Vida útil	20 años *	20 años*	Depende del tipo de agua residual a tratar y material de los discos, eje y rodamientos	15-20 años*
Operación				
Requerimientos de personal	Muy capacitado	Capacitado	Capacitado	Capacitado
Tolerancia a variaciones de flujo	Si	Si	Si	Si
Flexibilidad de la operación	Si	Si	Si	Poca
Complejidad de la operación	Media	Baja	baja	baja
Resistencia frente a periodos sin alimentación	No	Baja	baja	Si
Disponibilidad de repuestos	Si	Si	si	Si
Características del terreno				
Requerimiento de área	Grande	Medianamente grande	Poco	Extenso
Relieve del terreno	Plano	Plano	Plano	Plano
Características ambientales				
Influencia de la temperatura	Si	Si	Si	baja
Producción de ruido	Si	Mínimo	Mínimo	no aplica
Contaminación visual	Mínima	Mínima	Mínima	Si
Producción de malos olores	Mínimo	Mínimo	No	Si
Condiciones para la reproducción de animales dañinos	Mínimo	Mínimo	Mínimo	Alto

*Nota: *Valores tomados de SINIA, Chile. Tecnología de Lodos Activados, tecnología de Biofiltros y tecnología de Lagunas Aireadas.*

Teniendo en cuenta lo anterior y las características de cada tratamiento biológico, queda claro que el menos apropiado para su planteamiento es el sistema de lagunaje, ya que su gran desventaja radica en la necesidad de grandes extensiones de terreno y su elevado tiempo de retención

hidráulico, representando inconvenientes a la hora de tratar volúmenes considerables. Así mismo, el sistema de lodos activados posee una deficiencia, ya que el consumo energético es elevado y el mantenimiento es complejo, además, requiere de personal muy bien capacitado y especialista en el tema; los dos tratamientos mencionados (Sistemas de lagunaje y Lodos Activados) se presentan como inadecuados para su implementación en aquellas explotaciones mineras desarrolladas a mediana, pequeña o escala artesanal, ya que en estas actividades se necesitan tratamientos de bajo costo y más compactos.

En cuanto a los filtros biológicos o biofiltros, se presentan como una buena opción, sin embargo este sistema puede llegar a requerir grandes instalaciones cuando se necesita depurar abundantes cantidades de agua residual, ocupando grandes áreas; de igual forma, estos pueden colmatarse rápidamente cuando el afluente contiene elevadas concentraciones de sólidos, generando periodos de mantenimiento más cortos, por otra parte su aplicabilidad en la industria minera es limitada.

8. Contactor biológico rotatorio: características principales

En base a la tabla anterior, el sistema seleccionado para llevar a cabo el diseño para el tratamiento de aguas cianuradas provenientes de minería aurífera, es el Contactor Biológico rotatorio (RBC), siendo factible su implementación en mediana y pequeña minería ya que sobre sale frente a los otros tres sistemas en cuanto a:

- Menor consumo energético.
- Simplicidad en el Mantenimiento de las instalaciones.
- Facilidad en la gestión técnica de la planta
- Reducida producción de lodos
- Requerimientos de área menores.
- Aplicabilidad del proceso en efluentes de minería
- Remoción de compuestos cianurados (>95%)

De igual forma es necesario agregar que “los sistemas de biomasa adherida poseen mayor éxito, que los sistemas de biomasa suspendida, debido a la capacidad de crearse cultivos mixtos de microorganismos en los soportes inertes, llevando a una mayor concentración de masa biológica

alcanzable y proporcionando así mayores velocidades de carga que los sistemas suspendidos” (Costley et al, 2000, p. 244).

8.1. Características estructurales y operacionales del sistema Biodiscos

Como se mencionó anteriormente, este es un tratamiento biológico secundario, el cual utiliza la capacidad de los microorganismos para la remoción de diferentes compuestos de las aguas residuales. A continuación se expondrá en mayor detalle todas aquellas características, parámetros de diseño y demás consideraciones necesarias para su implementación principalmente para el agua residual proveniente del proceso de cianuración.

8.1.1. Componentes del sistema Biodiscos

Una unidad de Biodiscos, principal y generalmente está compuesta por una bomba para el movimiento del agua residual hacia el interior del sistema. Puede ser utilizada una bomba peristáltica con el fin de controlar la entrada de fluido o cualquier otro tipo de bomba, según sean las necesidades. De igual manera cuenta con un motor, acoplado a una serie de engranajes y poleas que ayudan al reductor de voltaje a controlar y regular la velocidad de rotación requerida (rpm).

Los ejes son los encargados de dar el soporte a los discos y por ende a su rotación, la cual es elemental para la operación del reactor. El material de estos ejes debe ser fuerte para sostener el peso de los discos, sumado al peso de la biomasa adherida al material de soporte. De igual manera, se debe tener en cuenta que el eje estará en contacto con el agua residual y por lo tanto debe ser resistente a la corrosión del líquido.

En el interior de la unidad, se encuentra el medio de soporte para las bacterias, es decir los discos. Además, cuenta con baffles para la separación de las diferentes etapas o cámaras del Biodiscos. En algunos casos se cuenta con placas perforadas como separador de etapas, con el fin de garantizar un flujo homogéneo en toda la unidad.

8.1.2. Tipos de Biodiscos

Principalmente hay dos tipos de reactores. El primero es el integral, el cual consiste en una sola unidad que combina la sedimentación primaria, una biozona (zona de soporte y acción de los microorganismos) y puede contener un clarificador final como se observa en la imagen. La utilización de este tipo de reactores no es muy común, ya que la ausencia de un tratamiento primario previo, puede traer graves inconvenientes relacionados con la acumulación de sólidos al interior del sistema, como se puede ver en la sección 7.5.10.2

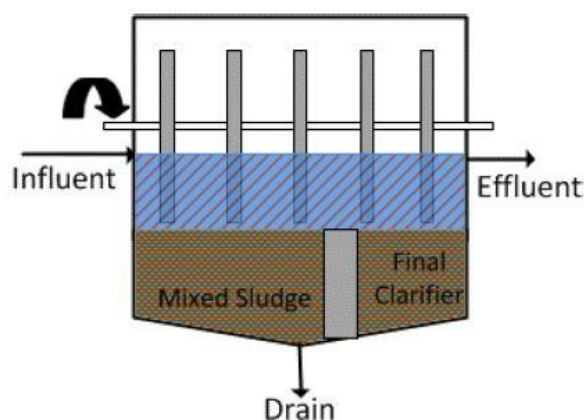


Figura 6. Biodiscos integral. Tomado de: Hassard Biddle, Cartmell, Bruce, Tyrrel, Stephenson, 2015, p. 27

Por otra parte, se encuentran los sistemas modulares, estos tienen operaciones separadas para el tratamiento, es decir consta de un tratamiento primario como sedimentación, un tratamiento secundario, es decir el Contactor Biológico Rotatorio y la clarificación del efluente, como tratamiento terciario. Son el tipo de sistemas más utilizados ya que permite configuraciones de procesos más flexibles y con mejores rendimientos.

De igual manera los Biodiscos modulares se pueden clasificar de dos maneras dependiendo de la separación del flujo: Biodiscos que funcionan en serie, como se observa en la figura 5 y en paralelo, en el cual el flujo es dividido en dos y posteriormente unido después de pasar por el reactor. La utilización de uno de los dos, depende de las condiciones de espacio con las que se cuenta.

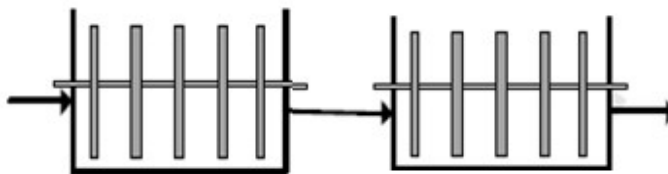


Figura 7. Biodiscos en serie. Tomado de: Hassard et al, 2015, p. 27.

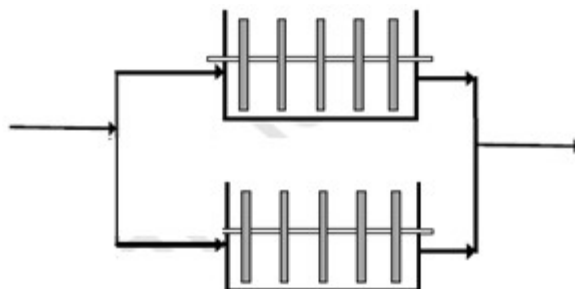


Figura 8. Biodiscos en paralelo. Tomado de: Hassard et al, 2015, p. 27

Los Biodiscos pueden tener o no recirculación. Aquellos que no poseen recirculación, son denominados de flujo continuo. La recirculación puede hacerse de diferentes maneras, las cuales se ilustran en la figura 9: después del proceso de sedimentación (agua clarificada), antes del proceso de sedimentación (salida del RBC) y los lodos provenientes de la sedimentación.

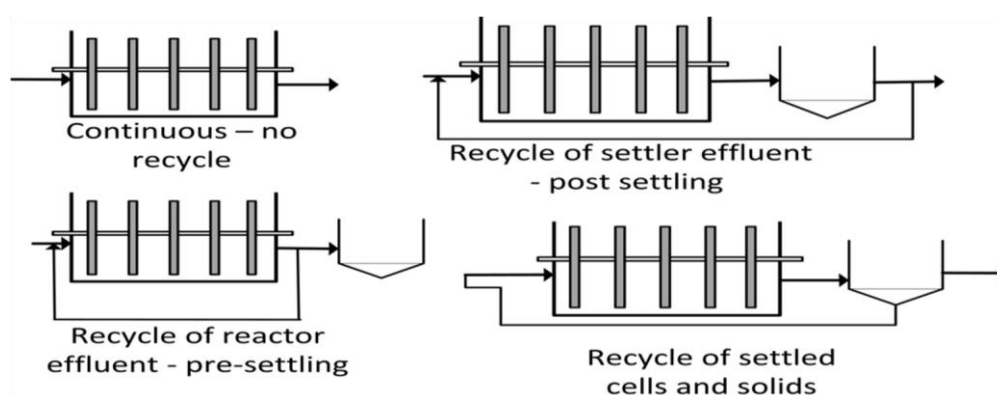


Figura 9. Tipos de recirculación. Tomado de: Hassard et al, 2015, p. 27. Biodiscos continuo, parte superior izquierda. Biodiscos con recirculación después de la sedimentación, parte superior derecha. Biodiscos con recirculación antes de la sedimentación, parte inferior izquierda, biodiscos con recirculación de lodos, parte inferior derecha.

La selección de incluir o no recirculación depende de las necesidades de remoción y las características del efluente. El sistema de biodiscos con flujo continuo (sin recirculación) presentan grandes capacidades de remoción, sin embargo en algunas ocasiones es necesaria la recirculación de lodos con el fin de suplir las necesidades nutricionales de los microorganismos. De igual manera es necesario realizar pruebas preliminares, ya que en varios casos la recirculación proporciona insuficiente incremento en la eficiencia del tratamiento como para justificar el aumento en los costos de tubería y bombeo.

La sumergencia típica y común de los Biodiscos es de un 40 %, de tal manera que se garantice que una parte del área del disco quede expuesta a la transferencia de aire por acción de la rotación. Sin embargo, existe otro tipo de diseño en el cual se aumenta la sumergencia de los discos, generando condiciones anaerobias en el reactor, las cuales podría favorecer los procesos que requieren niveles reducidos de oxígeno como la desnitrificación.

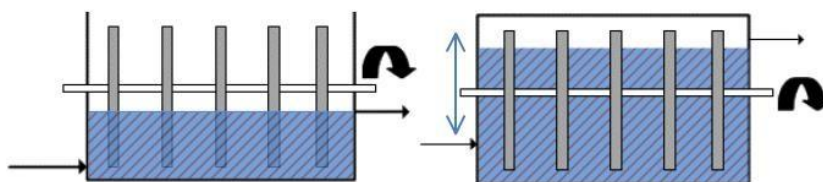


Figura 10. Sumergencia de los biodiscos. A la izquierda biodiscos con 40% de sumergencia aerobio, a la derecha biodiscos de alta sumergencia o anaerobio. Tomado de: Hassard et al, 2015, p. 28

8.1.3. Un sistema completo utilizando Biodiscos

Conociendo los diferentes tipos y distintas distribuciones que se pueden obtener, es conveniente mencionar las operaciones unitarias necesarias para la complementación del RBC como tratamiento para el agua proveniente de minería.

En primera instancia, es necesario conocer que los efluentes provenientes de las operaciones mineras metálicas, pueden contener entre otros los siguientes compuestos: “cianuro libre, cianuro total, Tiocianato, grasas, aceites, amoníaco, sulfato, sólidos disueltos y metales pesados como cobre, cadmio, zinc, mercurio y cromo” (Department of Indian and Northern Affairs Canada, 2002, pp. 4-3). Algunos de estos compuestos requieren de ser removidos por medio de operaciones de

pretratamiento, como rejillas, sedimentadores, desarenadores y hasta trampas de grasas, con el fin de evitar taponamientos y colmataciones en etapas posteriores, y facilitando el proceso de remoción de los compuestos de importancia ambiental (cianuros y metales pesados).

De igual manera en el pretratamiento del agua residual puede llegar a ser necesaria, la adición de nutrientes o un ajuste en el pH, con el objetivo de brindar las condiciones físicas, químicas y biológicas para el correcto crecimiento de los microorganismos dentro del reactor.

Posterior al tratamiento secundario (Biodiscos), el efluente debe de pasar por un sistema de sedimentación secundaria o también llamado clarificación, con el objetivo de eliminar los sólidos restantes y la biomasa que ha sido desprendida de los discos. Como etapa final, el efluente puede ser pulido en cuanto a la cantidad de sólidos suspendidos, llevándolo a un proceso de filtración.

De manera esquemática y aclarativa un sistema completo para el tratamiento de aguas residuales de minería utilizando un sistema RBC puede contener entre otros las siguientes etapas:

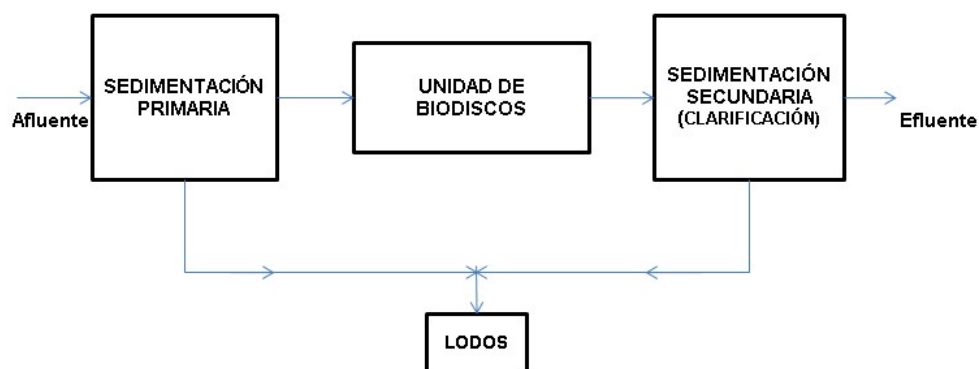


Figura 11. Tratamiento completo utilizando Biodiscos. Elaboración propia. La sedimentación secundaria o Clarificación es opcional, debido a la poca generación de lodos por parte del reactor.

En el diagrama anterior, se consideró un Biodiscos de tipo continuo es decir sin recirculación, sin embargo cualquier tipo de distribución es correcta dependiendo de las necesidades y de la capacidad que se requiera.

8.1.4. Biopelícula

“Una biopelícula es una asociación de microorganismos que está unida firmemente a una superficie, a través de la producción de una matriz polimérica extracelular” (Sandrin, Dowd,

Herman, & Maier, 2009, p. 107). En la mayoría de los casos la biopelícula surge al sumergir la superficie en agua o rodeada de un ambiente húmedo.

Las superficies sólidas adecuadas para la colonización bacteriana en el medio ambiente natural incluyen superficies inertes, tales como rocas, cascos de los buques, superficies plásticas, etc.; así como las superficies de vida, tales como las porciones sumergidas de las plantas acuáticas.

Las películas microbianas se caracterizan por la presencia de “polímeros extracelulares bacterianos, que crean una capa visible "viscosa" sobre una superficie sólida, proporcionando una matriz para la unión de las células bacterianas y formar la arquitectura interna de la comunidad biológica” (Sandrin et al, 2009, p. 107).

8.1.4.1. Propiedades de la biopelícula

Conocer las características de la biopelícula se hace importante ya que dependiendo de estos factores se puede inferir el desempeño del reactor, conllevando a establecer acciones correctivas y/o preventivas, con el objetivo de mejorar los procesos biológicos, optimizando de esta manera las eficiencias de remoción. Entre las propiedades físicas más relevantes de la biopelícula, descritas por Waleed & Zahid (1993), se encuentran:

- Color y consistencia
- Densidad
- Erosión: remoción masiva de partículas de biopelícula.
- Espesor: se mide en milímetros (biopelícula)

Color: El color es uno de los indicadores más representativos para determinar el estado de la biopelícula. Esta propiedad permite detectar a tiempo condiciones eficientes o inadecuadas dentro del reactor; y puede variar de acuerdo al tipo de microorganismos desarrollados, generalmente el color de la biopelícula oscurece a medida que el espesor de biopelícula aumenta, “en las primeras etapas la biopelícula puede ser de un color gris, mientras en las etapas posteriores se presenta un color marrón, el cual indica la presencia de microorganismos nitrificantes” (Welter, Romero, Grumelli, Sánchez, Ascar, 2004, p. 11)

Pérez (2010), señala que la aparición de biopelícula blanca es un indicio de la presencia de microorganismos no deseados como la *Beggiatoa*. La cual aparece bajo condiciones deficientes de oxígeno disuelto y sobrecarga en la primera etapa; este tipo de microorganismos compiten con aquellos encargados de llevar a cabo el proceso de oxidación del cianuro y la nitrificación, promoviendo la generación de olores.

Espesor: Welter et al (2004), señala que los espesores de biopelícula pueden variar, ya que se pueden encontrar biopelícula con espesores en un rango muy amplio, que van desde (1-10 micrómetros) en una biopelícula en formación, hasta más de 30 mm (biofouling). En procesos aerobios de tratamiento de aguas residuales, los valores normales oscilarán entre 100 micrómetros (biopelículas nitrificantes) hasta 2 a 5 mm (biopelículas heterótrofas de alta carga).

“En un plazo de cuatro semanas aproximadamente se puede obtener una biopelícula con un espesor de 1 a 4 mm” (Kinner, Maratea, Bishop, 1984), mientras Welter et al (2004), indica que el espesor alcanza su equilibrio a los 25 o 60 días del arranque del proceso.

8.1.4.2. Factores que afectan el tamaño de la biopelícula

La biopelícula se puede afectar tanto por factores ambientales, hidráulicos, físicos y químicos, entre ellos se destacan:

- Carga orgánica aplicada (biopelículas heterótrofas)
- Esfuerzo cortante hidrodinámico
- Tipo de sustrato
- Tipos de microorganismos
- pH
- Temperatura
- Resistencia de la biopelícula
- Rugosidad del soporte
- Equilibrio entre la (acumulación o crecimiento) y el desprendimiento.
- Radiación ultravioleta.

Para controlar los factores ambientales se recomienda que el sistema de Biodiscos esté cubierto, generalmente con fibra de vidrio para minimizar la pérdida de calor y protegerlo de las inclemencias meteorológicas, el congelamiento y la luz solar.

8.1.5. Parámetros de diseño

Para el diseño de los Biodiscos, es necesario tener en cuenta sus principales consideraciones hidráulicas, sus relaciones y las diferentes condiciones operacionales que se deben controlar para el adecuado funcionamiento del sistema. Los parámetros importantes a la hora de diseñar un Biodiscos son:

- Carga hidráulica.
- Tiempo de retención hidráulico.
- Área superficial específica
- Velocidad periférica
- Velocidad de rotación de los discos (rpm)
- Configuración de los discos
- Sumergencia de los discos □ Etapas del Biodiscos.

A continuación, se realiza la descripción de cada uno de los parámetros enlistados.

8.1.5.1. Carga hidráulica

El parámetro más usado para el diseño de los Biodiscos ha sido la carga hidráulica, medida en metros cúbicos de agua residual por día por metro cuadrado del área superficial del disco ($m^3/d.m^2$).

$$Carga\ hidraulica = \frac{Q}{A}$$

Dónde:

$$CH = Carga\ hidraulica\ en\ \frac{m^3}{m^2 \times día}$$

$$Q = \text{Caudal en } \frac{m^3}{\text{dia}}$$

$A = \text{Área superficial de los discos en el reactor en } m^2$

Como se observa en la ecuación anterior, la carga hidráulica depende tanto del caudal del afluente y del área superficial de los discos en el reactor; esta área de igual manera presenta un papel importante a la hora de diseñar e implementar un sistema Biodiscos, independiente del (los) compuesto (s) que se deseen eliminar. “El área superficial de los discos es la cantidad de medio que se encuentra disponible para el crecimiento de la biopelícula, es decir la cantidad de espacio que tienen los microorganismos para desarrollarse, por lo tanto a mayor área, mayor cantidad de microorganismos, lo que conlleva a mejorar el rendimiento del sistema” (Perez, 2010 p.27). Esta cantidad de medio disponible depende de características del disco como: Tamaño (diámetro), material, porosidad y rugosidad.

Adicionalmente se han encontrado que la estabilidad así como la eficiencia de un sistema RBC es altamente dependiente de la carga hidráulica, autores como Banerji (1980), exponen que existe un relación inversamente proporcional entre el porcentaje de remoción de DBO_5 y la carga hidráulica tanto en el tratamiento de aguas residuales domesticas como industriales. Es decir que la eficiencia de asimilación de los contaminantes se reduce al aumentar la carga hidráulica.

En cuanto al cianuro, no se encuentra evidencia clara acerca del cumplimiento de la relación anterior; sin embargo se ha determinado que la influencia de la carga hidráulica sobre la eliminación del cianuro depende también de otros parámetros tales como temperatura, revoluciones por minuto de los discos y número de etapas.

Antoine (1976), encontró que disminuciones en la relación (área superficial: volumen del reactor) mejora el rendimiento si se aumenta el tiempo de retención. De igual manera, recomendó una proporción de alrededor de $200 \text{ m}^2/\text{m}^3$ para ser empleado en la construcción de unidades de Biodiscos.

De igual forma, establece que para unidades que tienen una misma proporción SUPERFICIE:VOLUMEN, cambios en la carga hidráulica afectan directamente el tiempo de

retención. Por lo tanto, incrementos en la carga hidráulica disminuirían el tiempo de retención y viceversa; “Estos factores afectan la probabilidad de contacto de los microorganismos en la superficie del disco con la materia oxidable en las aguas residuales que fluyen a través del sistema” (Olem & Richard, 1980, p. 22).

Por otra parte, Olem et al (1980), encontró en su estudio que la disminución de la carga hidráulica resultó en aumentos correspondientes en la eficiencia de oxidación de Fe (II). Donde una carga hidráulica de $0,08 \text{ m}^3/\text{d}\cdot\text{m}^2$ permitió un aumento suficiente en el tiempo de residencia en el canal de cada unidad de Biodiscos, obteniendo eficiencias de remoción de Fe (II) similares a las observadas normalmente con el doble de la carga hidráulica, aplicada a los otros sistemas de tratamiento de agua de minería.

Estudios llevados a cabo en *Homestake Mining Company*, en el sur de Dakota, por Mudder & Whitlock (1984), Estados Unidos, comprenden la realización de 2 experimentos para el tratamiento del agua con concentraciones de cianuro y Tiocianato utilizando dos Biodiscos a escala piloto. Se estableció una carga hidráulica de $0.0610 \text{ m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{día})$ para discos con un diámetro de 2 metros y de $0.041\text{m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{día})$ para discos de 0.5 metros, obteniéndose remociones del 89.0% y 93.6% respectivamente.

8.1.5.2. Tiempo de retención hidráulico

El Tiempo de retención hidráulico (TRH) Puede expresarse como el tiempo promedio en que el fluido de caudal “Q” pasa a través del volumen “V”, o en otras palabras, el tiempo que tardaría una partícula cualquiera del fluido en entrar y salir de la unidad en el caso en que todas las partículas del fluido se comportaran de la misma forma dentro del reactor.

“Hay estudios que comprueban que altos TRH mejoran la difusión del sustrato en la biopelícula y por ende aumenta la eficiencia de remoción; sin embargo debe tenerse en cuenta que TRH muy bajos generan bajas remociones y TRH muy altos no serán económicamente viables” (Pérez, 2010, p. 30)

$$TRH = \frac{V_e}{Q}$$

$V_e = \text{Volumen efectivo del reactor}$

$Q = \text{Caudal de diseño del Reactor}$

Costley et al (2000), encontró que los tiempos de retención menores a 12 h no presentaron eficiencias en la remoción de metales, obteniendo porcentajes de remoción de cobre por debajo de 30% y muy bajos niveles de cadmio y zinc. En cuanto a tiempos de retención superiores a 24 h, se presentan valores sustancialmente mejorados, reportando 11.9% de cadmio, 39.98% de cobre y 11.95% de zinc.

8.1.5.3. Área superficial específica

Es la superficie del soporte o medio, expuesta por unidad de volumen del reactor (m^2/m^3). Debido a que las bacterias se adhieren a la superficie de los medios de soporte, es el área de la superficie que determina cuanta degradación puede ocurrir. Sin embargo, la mayoría de costos de los medios de soporte son proporcionales al área superficial específica.

El área superficial disponible incrementa cuando se cuenta con un medio de soporte corrugado o muy poroso. Los medios de densidad estándar tiene una área superficial específica de aproximadamente $115 \text{ m}^2/\text{m}^3$. Medios de alta densidad cuentan con un área superficial específica de $175 \text{ m}^2/\text{m}^3$, los medios de menor densidad cambian su área superficial específica, dependiendo del fabricante.

Al aumentar el área superficial específica reduce significativamente el volumen requerido de reactor.

Área superficial requerida de medio de soporte (ASM)

$$ASM = \frac{Qm}{CH}$$

Dónde:

$$Qm = \text{Caudal medio } \left(\frac{\text{m}^3}{\text{día}} \right)$$

$$CH = \text{Carga hidraulica en } \frac{\text{m}^3}{\text{m}^2 \times \text{día}}$$

Área superficial de medio para la primera etapa (ASMP)

$$ASMP = N * AEU * P$$

Dónde:

N = Número de unidades del Biodisco

A_{eu} = Área efectiva por unidad (m^2)

P = Porcentaje para la primera etapa

Área superficial de medio para etapas subsecuentes (ASMS)

$$ASMS = ASM - ASMP$$

ASM = Área superficial requerida de medio de soporte

$ASMP$ = Área superficial requerida de medio para la primera etapa

8.1.5.4 Velocidad de giro de los discos. (Rpm)

La velocidad de giro de los discos es medida en rpm (revoluciones por minuto) es decir, el número de vueltas que dan los discos en un tiempo de 1 minuto. El giro de los discos de un RBC según Bezanilla (1993):

- Permite el contacto entre la biomasa y el agua residual.
- Produce un esfuerzo cortante entre agua y biomasa que hace desprenderse la biomasa en exceso.
- Airear el agua residual, y proporciona la necesaria velocidad de mezcla en cada etapa.

- Establece el grado de contacto entre la biopelícula y el agua residual □
Garantiza la mezcla del agua residual en cada etapa.

Al girar, los discos llevan a los microorganismos y a una delgada capa de agua que los rodea al exterior, donde los ponen en contacto con el aire de donde absorben el oxígeno. De este oxígeno, parte es usado por los organismos presentes en la biomasa y el resto es mezclado en el agua residual manteniendo una concentración de oxígeno disuelto. Esto se lleva a cabo cuando en su giro los discos sumergen la biopelícula en el líquido.

Las fuerzas cortantes ejercidas sobre la biopelícula al pasar a través del agua residual desprenden el exceso de biomasa del medio del líquido. Esto mantiene un espesor de biomasa uniforme evitando los taponamientos.

“Un aumento en la velocidad de rotación de los discos mejora la tasa de aireación, aumenta el grado de contacto entre la película microbiana (biopelícula) y el agua residual, y mezcla de forma más completa el contenido de cada etapa” (Olem et al, 1980, p.35); además, se obtiene mayor oxigenación y mayores tasas de remoción. No obstante, Castillo y Vivas (1996), sugieren que la rotación del disco no puede exceder una velocidad periférica de 0.33 m/s porque el esfuerzo cortante del agua y la turbulencia puede provocar el desprendimiento descontrolado de la biopelícula adherida al disco; además, aumenta los costos operativos al consumirse mayor energía de la necesaria.

Para la rotación de los discos, se hace necesario un motor de corriente alterna con suficiente potencia para hacer girar el eje. Bezanilla (1993), utilizó un sistema de regulación de velocidad de rotación de los discos, formado por una fuente de alimentación de corriente continua conectada a la red corriente alterna 220v 50Hz, que alimenta a un motor-reductor, compuesto por un motor de corriente continua de 12v acoplado a un reductor. Este motor-reductor suministra al eje y permite regular las revoluciones (rpm) según la necesidad de operación.

Antoine (1976), sugirió que la velocidad periférica del disco debería ser el parámetro de diseño de elección, ya que se descubrió que la diferencia de diámetro de las unidades de Biodiscos

proporciona resultados similares cuando operaban a velocidades periféricas iguales, a pesar de que el número de revoluciones por minuto fueran diferentes.

La velocidad periférica está relacionada directamente con el diámetro de los discos y de la velocidad de rotación de estos (rpm) como se observa en la ecuación.

$$V_p = \pi \cdot v \cdot d \text{ Dónde:}$$

V_p = Velocidad periférica en m/min

v = Velocidad de rotación de los discos (rpm)

d = Diametro de los discos en (m)

A modo de ejemplo, en la figura 10 se puede observar la diferencia existente entre la velocidad periférica y las revoluciones por minuto. En primer lugar, la velocidad periférica es la distancia que el punto 1 recorre en 1 segundo o minuto generalmente (m/s o m/min). En cuanto al punto número 2 se refiere al número de rotaciones completadas cada minuto por el disco que gira alrededor del eje.

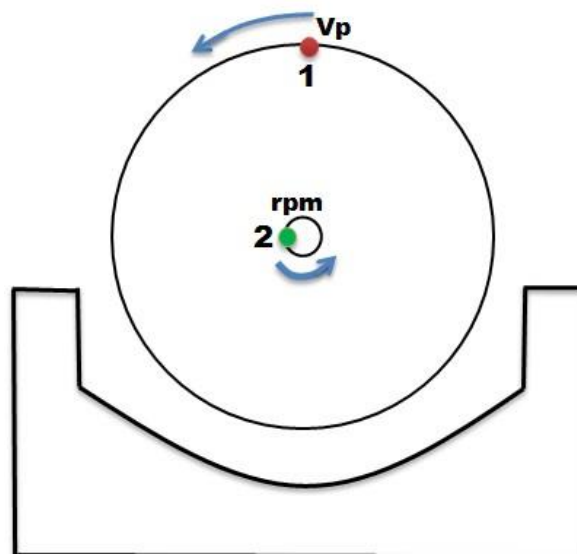


Figura 12. Diferencia entre velocidad periférica (V_p) y velocidad de rotación de los discos (rpm). Elaboración propia

Tomando como referencia el tratamiento a escala real llevado a cabo en la mina Homestake, uno de los estudios más representativos en cuanto a la implementación a gran escala de este tipo de sistemas para la remoción de cianuro y citado por Kapoor et al (2003); se encuentra que la velocidad periférica utilizada es de 0.28 m/s para discos con un diámetro de 3.6 metros y una velocidad de rotación óptima de 1.5 rpm. De igual manera Olem et al (1980), utilizó dos sistemas a escala piloto para la depuración del agua residual ácida de minería, enfocada principalmente a la oxidación de Fe (II). Todos los experimentos se llevaron a cabo a una velocidad periférica de 19 m/min (0.32 m/s). Para el logro de esa velocidad periférica, el primer reactor se llevó a operación bajo 13 rpm y 0.5 metros de diámetro y el segundo a 2.9 rpm y 2 metros de diámetro. Los resultados del experimento indicaron una mayor remoción de Fe (II) en el sistema con discos de 0.5 metros de diámetro con un 98.3% de remoción y 92.8% para el sistema con discos de 2 metros de diámetro.

8.1.5.5. Configuración de los discos

Como se ha mencionado en puntos anteriores, los discos son el medio de soporte de los microorganismos; allí estos crecen y se reproducen, al igual que generan todos los procesos de oxidación y transferencia de oxígeno entre la atmósfera y el agua residual, así mismo permite maximizar el área superficial y mejorar la mezcla del agua residual en el reactor; es por esta razón que presentan un grado de importancia relevante a la hora de diseñar y construir el sistema de tratamiento.

Los parámetros técnicos a la hora de seleccionar los discos adecuados, están relacionados con el material, el tamaño, área superficial específica, durabilidad y otros factores como la rugosidad.

En cuanto al material de los discos, en la actualidad generalmente se encuentran de polipropileno, polietileno, cloruro de polivinilo, poliestireno, etc. Sin embargo anteriormente cuando recién se estaba investigando el sistema se encontraban discos hechos en cemento, metálicos y madera los cuales no brindaron buenos resultados. El material del medio de soporte según Mba (2010), debe estar diseñado para: Proveer máxima área superficial para el crecimiento de la biomasa y mayor

contacto con el agua residual y permitir el máximo drenaje del líquido sobre el área del disco durante la rotación

Es importante que la superficie de los discos sea lo suficientemente rugosa o corrugada con el fin de permitir una fácil adhesión de los microorganismos en el disco. Generalmente a escala laboratorio los discos son lijados con el fin de brindar una mayor rugosidad al medio de soporte. Generalmente los materiales de los discos son clasificados en: estándares y de alta densidad. Esta clasificación depende y varía de acuerdo al área superficial de los discos. Di Palma, Merli & Petrucci (1998), enuncian que medios de soporte estándar cuenta con un área aproximada de 9.000 m² y los de alta densidad de 13.000 a 14.000 m² por unidad de Biodiscos en instalaciones a escala real.

En cuanto al tamaño de los discos, puede variar dependiendo de las necesidades de tratamiento, “a escala real generalmente están entre 2,5 y 3,5 metros de diámetro” (Banerji, 1980) y a escala laboratorio desde varios centímetros como el estudio realizado por Sugumar & Sadanandan (2010), en donde utilizo 95 discos con un diámetro de 10.5 cm.

Para el tratamiento del agua de minería, se han realizado estudios como el de Mudder & Whitlock (1984), utilizando discos de 2 metros de diámetro para el tratamiento de concentraciones de 60 mg/l de Tiocianato y 7.7 mg/l de cianuro total, obteniendo porcentajes de remoción de 98% y 84% respectivamente.

La mayoría de los sistemas Biodiscos que son diseñados hoy en día, tienen discos con áreas superficiales iguales para todas las etapas del tratamiento. Bunch (1980), discute este tema y expone que los sistemas con un afluente con elevada carga orgánica genera una rápida disminución inicial del oxígeno disuelto en la primera etapa y presenta una recuperación lenta en las etapas sucesivas, generando condiciones anaerobias. Por lo tanto proponen la posibilidad de introducir los discos de distintos tamaños, con los discos más pequeños en la primera etapa en la que hay una alta demanda de oxígeno; dicha demanda puede ser suplida favoreciendo la transferencia oxígeno dentro del agua residual debido a que los discos más pequeños poseen mayor velocidad.

En cuanto al agua proveniente de minería, los estudios realizados no exponen la necesidad de utilizar distintos tamaños de los discos, al igual que no es muy común la generación de condiciones anaerobias, debido a que las concentraciones de materia orgánica en el afluente no son muy altas. Sin embargo utilizan la variación de la velocidad de los discos con el fin de proveer una mejor transferencia de oxígeno al sistema.

8.1.5.6. Sumergencia de los discos (*Profundidad de inmersión de los discos*)

Según la práctica y numerosos estudios, se debe de garantizar que el 40% del área superficial total de los discos este sumergida en el agua residual del reactor biológico, tanto para aguas residuales domésticas, industriales o de minería; siempre y cuando se desee trabajar con un sistema Biodiscos aerobio.

Este parámetro, garantiza el área necesaria para que la biopelícula entre en contacto con el agua residual y que de igual manera la otra parte esté expuesta a la atmosfera. Porcentajes más altos de sumergencia implica poca exposición del disco a la atmósfera y por ende disminuye la oxigenación de la biopelícula y del agua contenida en el reactor, al igual que los procesos de oxidación de los compuestos por los microorganismos.

Por otra parte, “porcentajes más bajos de sumergencia posibilita mayor exposición de la biopelícula a la atmósfera, sin embargo se dificulta transferir el oxígeno del disco al agua al estar poco sumergido” (Pérez, 2010, p. 67), y la acción de las bacterias sobre el sustrato disminuiría al tener un área de contacto menor.

En sistemas RBC anaerobios, ocurre lo contrario, la mayor parte del área se encuentra sumergida a fin de disminuir la transferencia de oxígeno y por ende el oxígeno disuelto dentro del sistema, favoreciendo así que se lleven a cabo procesos anaerobios. Sin embargo al implicar mayor contacto del eje con el agua residual, se aumenta el deterioro de este componente lo cual conlleva a mantenimientos periódicos más frecuentes.

8.1.5.7. Etapas del sistema Biodiscos

Las etapas o compartimentos consisten en subdivisiones que se le instalan al reactor mediante baffles o separando el volumen del reactor en diferentes tanques, con el propósito de distribuir el

material de soporte (discos). Generalmente los RBC son divididos en etapas con el fin de obtener numerosos beneficios en la remoción de diferentes compuestos, entre estos el cianuro, ya que se crean condiciones físicas, químicas y biológicas que aumentan el tratamiento potencial total del sistema.

Al dividir el Biodiscos en etapas se hace más eficiente la utilización del área de contacto. Para ello se necesita el empleo de varios reactores conectados en serie; Antoine (1976), señala que, al experimentar con dos Biodiscos de igual área superficial total, una dividida en dos etapas y la otra en cuatro, la unidad con más etapas eliminó el 85% de la DBO₅, mientras que la otra eliminó solo el 75%.

De igual manera, al dividir el Biodiscos en varias etapas, permite adquirir la importante característica de una mayor especialización de los microorganismos, logrando situarse en cada etapa los diferentes tipos de poblaciones microbianas, especializadas en la degradación del sustrato correspondiente.

En la bibliografía se encuentra, que en las dos primeras etapas no se llevan a cabo los procesos de nitrificación o se efectúan con poca intensidad. Sin embargo, en las finales, generalmente más de 80% del nitrógeno amoniacal es convertido en nitritos y nitratos.

De igual manera un estudio realizado por Banerji (1980), encontró que en la etapa 5 del reactor, se llevaba a cabo el mayor porcentaje de conversión de nitrógeno amoniacal a nitrato, cuando los niveles de oxígeno disuelto han aumentado y las concentraciones de sustancias inhibidoras o tóxicas para las bacterias han sido removidas en gran medida.

Por estas razones, generalmente “a escala laboratorio los sistemas Biodiscos son divididos entre 2 y 10 etapas, sin embargo a escala real se encuentran en el rango de 2 y 6 etapas, encontrándose en promedio 4 etapas por unidad” (Banerji, 1980, p. 37).

Lo anterior es semejante al funcionamiento del sistema RBC utilizado en Homestake, el cual fue dividido en etapas para garantizar la realización de los diferentes procesos oxidativos.

Un Contactor Biológico Rotatorio utilizado para la remoción de compuestos cianurados provenientes de minería debe de estar separado por etapas ya que:

- En las primeras etapas del sistema (1,2), los microorganismos generan la ruptura oxidativa de cianuros y Tiocianatos, al igual que favorecen la precipitación de metales libres en la biopelícula. Como producto de la degradación de cianuro se obtiene cianato, amonio, carbonato y bicarbonato, los cuales son la entrada a las siguientes unidades y/o etapas, siendo fuente de alimento para los microorganismos.

- En las etapas posteriores (3, 4, etc.) del sistema se lleva a cabo la nitrificación, en donde las bacterias nitrificantes convierten el amonio y bicarbonato en nitritos y luego a nitratos. Posteriormente en el sistema Biodiscos se puede incluir otro paso adicional, la desnitrificación, en donde “los nitritos y nitratos generados en la nitrificación se convierte en nitrógeno gaseoso y óxidos de nitrógeno mediante una variedad de organismos facultativos en condiciones con ausencia de oxígeno” (Pérez, 2010, p. 61).

Es decir, la eficacia de la degradación del cianuro en las etapas primeras tiene una fuerte influencia sobre el desempeño en las etapas posteriores, pues el cianuro es tóxico para las bacterias nitrificantes.

Otra de las ventajas de dividir el proceso en etapas es que contribuye a mejorar el comportamiento hidráulico, puesto que se dispone de una serie de tanques perfectamente mezclados y la distribución del tiempo de residencia se aproxima al comportamiento de flujo pistón.

El conjunto de la unidad del Biodiscos se comporta como un reactor de flujo pistón o tubular, es decir, “las partículas del fluido pasa a través del tanque y son descargados de la misma manera que como entran, así mismo, se considera que los cambios son más influenciados por la dimensión espacial que temporal” (Sierra, 2011, p.248).

Por otra parte, cada etapa del Biodiscos actúa como un reactor de mezcla completa, suponiendo que la “sustancia reactante está transformándose de tal manera que su concentración no aumenta en el reactor, sino que decrece; es decir, está siendo utilizada por el sistema” (Sierra, 2011, p.247), en este caso siendo utilizada por los microorganismos. Además de las consideraciones anteriores, la separación del reactor en etapas, ayuda a prevenir cortos circuitos dentro del sistema.

De igual manera existe un equilibrio dinámico entre la velocidad del crecimiento de la biomasa y la velocidad de desprendimiento del exceso de ella. Así, el agua atraviesa las sucesivas etapas produciéndose un progresivo aumento del grado de depuración, gracias a los sucesivos y distintos cultivos biológicos que se desarrollan en los discos de las mismas.

8.1.5.8 Resumen recopilatorio, datos experimentales enfocados a minería.

Tabla 11. Datos experimentales de RBC, enfocados a aguas residuales de minería. Elaboración propia.

Referencia	Carga hidráulica	Concentración flujo de entrada	Concentración flujo de salida	Remoción (%)
Sirianuntapibon, Chumlaong, 2013. NOTA: (1), (2) y (3) refieren a los diferentes tiempos de retención empleados. de	Pb= 30 mg/L	Pb(1)=6 mg/L Pb(2)=5.1 mg/L Pb(3)=4.5mg/L	Pb(1)= 80% con HRT= 4 días Pb(2)= 83% con HRT= 6 días Pb(3)= 85% con HRT=8 días
		Ni= 30 mg/L	Ni(1)=9.9 mg/L Ni(2)=8.7 mg/L Ni(3)=7.8 mg/L	Ni(1)=67% con HRT= 4 días Ni(2)=71% con HRT= 6 días Ni(3)=74% con HRT= 8 días
		Cianuro=40 mg/L	Cianuro= 4 mg/L	Cianuro= 90% con HTR= 0.33 días

Mudder, 1984.	Generalmente 0.04068 m/día, aunque eventualmente se tomaba valores entre 0.1220 a 0.3254 m/día en RBC de 0.5m (columna 6).	RBC de 0.5 m SCN ⁻ = 104 mg/l CN total= 3.88 mg/l RBC de 2 m SCN ⁻ = 60 mg/l	RBC de 0.5 m SCN ⁻ = 2 mg/l CN total= 0.25 mg/l RBC de 2 m SCN ⁻ = <1 mg/l	RBC de 0.5 m SCN ⁻ = 98% CN total= 94% RBC de 2 m SCN ⁻ = 98%
	0.0610 m/día en RBC de 2m (columna 7)	CN total= 6.50 mg/l	CN total= 0.35 mg/l	CN total= 94%
Kapoor, 2003. p.90,92,93 Variación de caudal y temperatura. Tabla 2, p.94	0.02-0.051 m ³ /(m ² de disco*día) (p.93,94) Carga hidráulica nominal inicial de 0.02 m ³ /(m ² de disco*día) (p.93) Se obtuvo mayor eficiencia a Carga hidráulica de 0.02 m ³ /(m ² de disco*día)	45 mg/l NH ₄	<1 mg/l NH ₄	99%

Olem, 1980	Se utilizó inicialmente 0.16 m/d para todas las unidades, de 2 y 0.5 m de diámetro de disco (p.35, 110). Después se varió entre 0.08 m/d a 0.16 m/d. Es importante destacar que la mayor oxidación se obtuvo con 0.08 m/d (p.54)
Orandi, 2012. Se trabajó con tiempo de retención	Mn= 45 mg/L Co= 0.5 mg/L Cu= 100 mg/L	Mn= 27.9 mg/L Co=0.047 mg/L Cu= 62 mg/L	Mn= 38 % Co= 6% Cu= 38%.
hidráulico de 1 día.		Zn=20 mg/L	Zn= 14.2 mg/L	Zn=29%
Taiceong, 1979.	DBO5=150 mg/L Solidos suspendidos=73 mg/L	DBO5= 3 mg/L Solidos suspendidos=32 mg/L	DBO5= 98 % SS= 56 %

<p>Sirianuntapibon, Chuamkaew; 2007</p>	<p>.....</p>	<p>DQO= 1092 mg/L</p> <p>DBO= 808 mg/L</p> <p>TKN= 27.9 mg/L</p>	<p>DQO= 59 mg/L</p> <p>DBO= 38 mg/L</p> <p>TKN= 9.6 mg/L</p>	<p>Los valores que se presentan, son para HRT= 8 horas y concentración de Cianuro de 0 mg/L.</p> <p>DQO= 94.6%</p> <p>DBO= 95.3%</p> <p>TKN=65.7</p> <p>Al aumentar la concentración de Cianuro, disminuye la eficiencia de remoción del reactor. Pero al aumentar el tiempo de retención, aumenta la eficiencia de remoción del sistema RBC.</p>
--	--------------	--	--	---

8.1.6. Otros parámetros de diseño.

8.1.6.1. Área efectiva de discos para el tratamiento.

Como el disco se sumerge un 40% del área total del disco, habrá una superficie en el centro del disco que no está en contacto con el agua y que es ocupado por el eje. En la siguiente imagen se observa de manera clara la consideración mencionada.

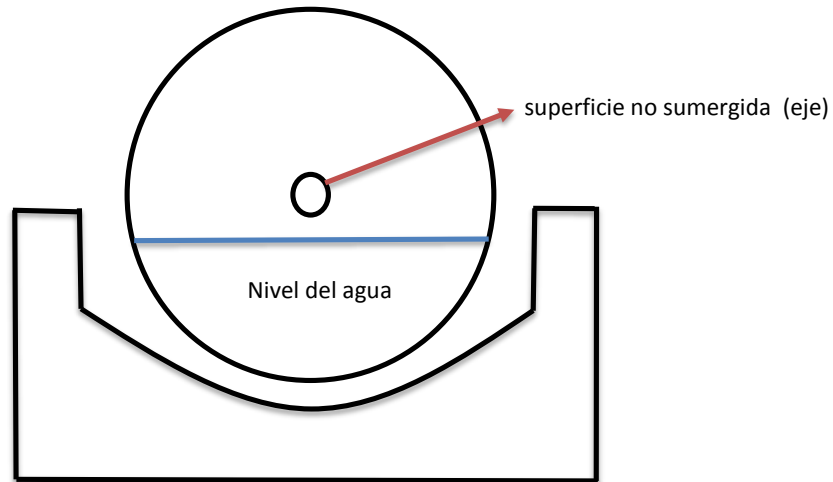


Figura 13. Representación gráfica del área efectiva de los discos. Elaboración propia.

El área efectiva de los discos según Pérez (2010), es:

$$A = \frac{\pi}{2} * n_t * (D^2 - d^2)$$

Dónde:

n_t = Número total de discos en el reactor

D = Diametro de los discos (m)

d = Diametro de la superficie no sumergida (m)

7.5.6.2. Longitud del reactor

$$L = l * N \quad (\text{Pérez, 2010, p. 81}) \text{ Dónde:}$$

L = Longitud total del reactor

l = longitud por etapas

N = Número de etapas

Longitud por etapas

$$l = (e * n) + a(n - 1) + 2b \quad (\text{Pérez, 2010, p. 81}) \text{ Dónde:}$$

l = longitud de cada etapa (m)

e = Espesor de los discos(m)

n = Número de discos por etapa

a = Distancia entre discos(m)

b = Distancia entre disco – etapas (m)

8.1.6.2. Volumen efectivo del reactor

Es el volumen del tanque restado el volumen ocupado por los discos dentro del reactor, es decir el volumen real que es ocupado por el agua residual dentro del reactor.

v_e = Capacidad del tanque – volumen sumergido de los discos

$$v_e = (A_t * L) - (A_d * P * e * n_t) \quad (\text{Pérez, 2010, p. 82}) \text{ Dónde:}$$

v_e = Volumen efectivo del reactor

A_t = Area transversal de agua en el tanque (m²)

L = Longitud total del reactor

A_d = Area sumergida de cada disco (m²)

P = Proporción de are sumergida del disco (40%)

e = Espesor de los discos

n_t = Número total de discos en el reactor

8.1.7. Parámetros operacionales

Los principales factores que controlan la operación y el rendimiento del sistema de Biodiscos son:

- Temperatura
- Transferencia de oxígeno
- pH
- Disponibilidad de nutrientes

8.1.7.1. Temperatura

La temperatura del agua residual es un parámetro a controlar dentro del proceso de operación del sistema de Biodiscos ya que esta tiene un efecto significativo sobre la velocidad de degradación microbiana y afecta los siguientes factores:

- Oxígeno disuelto.
- viscosidad del fluido.
- Desprendimiento masivo de la biopelícula.
- Reacciones bioquímicas (degradación).

Bezanilla (1993), indica que la oxigenación del agua residual es función de la temperatura. Generalmente, la solubilidad de un gas en un líquido disminuye al aumentar la temperatura. Para el oxígeno atmosférico, se tienen valores de saturación de 14,6 mg/l a 0°C, de 9.0 mg/L a 20°C y de 6.8 mg/L a 30°C en agua libre de cloruros y a 1 bar (APHA, 1981). A más de 30°C, el valor disminuye hasta un punto en el cual la solubilidad casi desaparece, es por esto que controlar la temperatura nos permitirá obtener valores de oxígeno disuelto adecuados para el correcto crecimiento y desempeño de los microorganismos.

La cinética de las reacciones bioquímicas es afectada de manera directa y proporcional por la temperatura. El incremento de ésta favorece, en general, las actividades biológicas. Es importante considerar los efectos de la temperatura sobre la cinética microbiana, ya que pueden modificar notablemente la eficiencia del sistema.

“Las enzimas que degradan el cianuro, comúnmente son generadas por microorganismos mesófilos, cuya temperatura óptima está generalmente en el rango 20-40°C” (Dash, Gaur & Balomajumder, 2009, p.06). La temperatura del agua residual debe ser suficientemente alta, sin embargo se debe de tener presente los valores de saturación de oxígeno, para que los microorganismos tengan un crecimiento y desempeño adecuados. De igual manera Akcil (2003), recomienda que la temperatura sea mayor a 10°C ya que Temperaturas menores a 10°C afecta la biopelícula, lográndose generar procesos de congelación y por consiguiente ocasionando la muerte de los microorganismos.

8.1.7.2. *Transferencia de oxígeno*

Teniendo en cuenta que el sistema es de tipo aerobio, el oxígeno disuelto es primordial para el desarrollo de los procesos biológicos. Cortez, Teixeira, Oliveira & Mota (2008), enuncian que la transferencia de oxígeno al Biodiscos puede darse por tres vías:

- Absorción de oxígeno en la película líquida, sobre la superficie de la biopelícula, cuando está expuesta a la atmósfera.
- Inyección directa de oxígeno en la interfase aire – agua.
- Absorción directa de oxígeno a los microorganismos durante la exposición al aire.

Uno de los principales problemas en el funcionamiento de los Biodiscos es la aparición de condiciones anaerobias cuando no se controlan y no se llevan a cabo los procesos de operación adecuados. La presencia de condiciones anaerobias da lugar a la degradación de los polímeros que dan consistencia a la biopelícula, y como consecuencia se desprende la biomasa de la superficie del disco.

El oxígeno disuelto es determinante en la oxidación del cianuro y en el proceso de nitrificación, y es el factor de diseño más importante en reactores aerobios. “Para tener satisfactorias y adecuadas condiciones aerobias, se debe tener una concentración mínima de oxígeno disuelto de 2 mg/L” (Akcil, 2003, p. 509)

La transferencia de oxígeno puede ser controlada por medio del control de la velocidad de los discos, de la concentración del flujo contaminante y el mantenimiento preventivo, para evitar la acumulación de materiales que puedan bloquear el paso del aire, en el caso de que el sistema posea inyección directa de oxígeno, es decir sopladores que agreguen aire suplementario para promover la eliminación de biomasa suspendida.

En la figura 13 se observa de manera clara la forma en la cual se llevan a cabo los procesos de transferencia de oxígeno a lo largo de la biopelícula y la liberación de CO₂ por parte de esta.

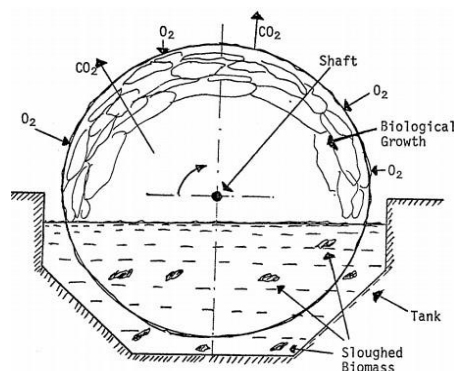


Figura 14. Transferencia de oxígeno en el recorrido del disco. Tomado de: Banerji, (1980), p.37

8.1.7.3. pH

El pH es un parámetro muy importante en todos los tratamientos de agua residual, principalmente en aquellos en los cuales se lleven a cabo procesos biológicos; ya que interviene en el desarrollo y desempeño de los microorganismos. Olem et al (1980), indicaron en su investigación que el agua proveniente de minería generalmente es ácida, encontrándose rangos de pH de 4.40 a 5.50 como en el caso de Crow, West Virginia, 4.83 en Margantown y hasta de 2.74 como el caso de una mina ubicada en Hollywood, Pennsylvania.

Sin embargo “la mayoría de las bacterias no toleran pH más bajos de 4.0 y superiores a 9.5 y en general, el pH óptimo para el crecimiento bacteriano se sitúa entre 6.5 y 7.5” (Metcalf & Eddy, 1485). De igual manera Dash et al (2009), Señalan que el pH óptimo para el crecimiento de bacterias está en el rango 6-8; mientras que el pH óptimo para el crecimiento de los hongos está en el rango de 4-5. Además, las enzimas que degradan el cianuro tienen un pH óptimo que generalmente está en el rango 6-9.

Para garantizar un pH estable es necesario que se tenga un contenido amortiguador en el agua en etapas previas al reactor para que no perjudique la actividad microbiológica. Por tal motivo se debe analizar dentro del reactor la alcalinidad pues muestra la capacidad de neutralizar ácidos en el agua.

Una de las sustancias aplicadas para el control del pH es el carbonato de calcio (CaCO_3) la cual le proporciona al afluente condiciones de alcalinidad. Mudder & Whitlock (1984), aplicaron 200 mg/l de (CaCO_3) por cada 100mg/l de CN^- degradado.

De igual manera otras sustancias como Bicarbonato de sodio (NaHCO_3) y carbonato de sodio (ceniza de sosa) Na_2CO_3 , pueden ser una alternativa para el control de la acidez, ya que son bastante solubles en agua y ejercen una excelente acción amortiguadora; sin embargo “el bicarbonato de sodio es considerado como el principal suplemento de alcalinidad ya que cambia suavemente el equilibrio del medio, logrando un valor deseado, sin alterar el balance fisicoquímico de la comunidad biológica”(Cerrato, 2013, p. 32).

“Para la descomposición de cianuro, así como para la asimilación de amoníaco, se encontró que el valor de pH óptimo es 8” (Bosecker & Blumenroth, 2001, p.205) lo cual se acerca al rango óptimo indicado por Metcalf y Eddy (6.5-7.5) y se encuentra dentro del rango en el cual la mayoría de las bacterias lo tolera 4.0-9.5.

En el mismo estudio, se obtuvieron más o menos los mismos porcentajes de remoción a pH de 7 y 9, con una concentración máxima de 520 mg/l de CN^-

Como en el sistema Biodiscos para el agua de minería es necesario el desarrollo de bacterias nitrificantes en etapas posteriores, con el objetivo de remover los productos obtenidos de la oxidación del cianuro, es necesario de igual manera obtener valores óptimos de pH. “el intervalo de pH adecuado para el desarrollo de estas bacterias está entre 5 y 10, con un óptimo en 7,5” (Norouzian, 1983, p. 140) lo cual hace aún más necesario la implementación de sustancias neutralizadoras de ácidos.

8.1.7.4. Disponibilidad de nutrientes

La disponibilidad de nutrientes puede afectar la degradación biológica de los compuestos relacionados con el cianuro, más aún cuando se trata de aguas con poco contenido de estos, a diferencia de aguas residuales domésticas.

Si el cianuro y el tiocianato presentes son oxidados de manera eficiente, sus productos sirven como fuentes de energía y alimento para las bacterias de los procesos de degradación posterior. De hecho, los productos obtenidos de la oxidación del tiocianato y el cianuro son las fuentes nutricionales básicas para las bacterias nitrificantes ubicadas en etapas posteriores del tratamiento.

Sin embargo, estos dos compuestos, pueden ser tóxicos para las bacterias nitrificantes. Por lo tanto, si se presenta alguna alteración en las condiciones para la degradación del cianuro y el Tiocianato, se genera un efecto negativo en la nitrificación, siendo la recuperación de las bacterias nitrificantes mucho más lenta que la recuperación de los microorganismos degradadores de cianuro.

Para suplir las necesidades nutricionales de las bacterias especialmente en las primeras etapas del tratamiento, se puede adicionar fósforo en forma de ácido fosfórico (H_3PO_4). De igual manera, “el amonio y el bicarbonato obtenidos de las etapas anteriores sirven como fuentes de energía y nutrición para las bacterias nitrificantes” (Dash et al, 2009, p. 06).

8.1.8. Arranque del reactor

El arranque o puesta en marcha del sistema RBC, es un aspecto fundamental para el correcto funcionamiento del sistema. Su principal objetivo es la colonización, crecimiento y la estabilización de los microorganismos en el medio de soporte (Biopelícula). De igual manera, es necesario brindar las características de operación normal de manera paulatina.

Costley & Wallis (2000), en su investigación para el procedimiento de inoculación, realizaron una inoculación inicial con lodo activado obtenido de la planta de tratamiento de aguas *Hammarsdale, Kwazulu-Natal, South Africa*, la cual recibe aguas altamente industrializadas con efluentes que contienen iones metálicos, de galvanoplastia y textiles, proporcionando una fuente de microorganismos resistentes a una amplia gama de productos químicos tóxicos, incluyendo metales pesados

En la misma investigación, el reactor funcionó en modo de alimentación por lotes durante 7 semanas, en las cuales la formación de la biopelícula después de pasadas 4 semanas se encontraba limitada, presentando poca colonización a temperaturas de 19°C. Posterior al aumento de temperatura a 26°C en el agua residual, se estimuló el desarrollo de la biopelícula y a las 7 semanas se observa una biopelícula gruesa y relativamente uniforme, con presencia de levaduras, bacilos, cocos y organismos filamentosos.

En otro estudio, realizado por White & Schanabel (1998), el reactor fue inoculado con 100 ml de solución creada a partir de lodo activado proveniente de la planta de tratamiento de aguas residuales de Fairbanks en Alaska; posteriormente el lodo activado fue diluido en 2 litros de solución tampón de fosfato (1g/l de fosfato dipotásico (K_2HPO_4), 1g/l de fosfato de potasio (KH_2PO_4) y 0.02g/l de sulfato de magnesio ($MgSO_4$)) con 20 mg/l de cianuro libre y 3.6 g/l de glucosa. El contenido en el reactor se mantuvo a 22°C y un tiempo de residencia de 1.1 días (p. 255)

Por otra parte en el estudio de Olem et al (1980), la colonización y arranque se dio entre 12 y 45 días para llegar al 90% de la oxidación. En términos generales, la etapa de arranque, considerando tiempo de colonización y tiempo de equilibrio (estado estable) duró un total de 2-4 meses

Kapoor et al (2003), planteó la etapa de arranque durante tres semanas, con caudal a 20 L/min con recirculación, para facilitar la colonización de los discos. Posteriormente, suprimió la recirculación del proceso e incrementó el caudal de 30 a 100 ml/min, el cual estuvo constante durante un mes.

En el estudio realizado por Sirianuntapiboon & Chuamkaew (2007), utilizan el sistema RBC para tratar agua residual con contenido de cianuro residual. Para la etapa de arranque, inicialmente se tomó lodo biológico del tanque de sedimentación de una planta de tratamiento de agua residual doméstica. Este lodo fue cultivado en agua residual sintética sin Cianuro por tres días, antes de ser usado como inóculo en el reactor. En cuanto a la colonización, se aplicó 21.5 L de suspensión de lodo biológico aclimatizado, y se añadió 21.5 de agua de grifo, para un volumen total de 43 L. Posteriormente, se inició rotación del RBC a 3 rpm durante tres días sin entrada de agua residual y se alimentó el reactor con agua residual sintética a 50 L/día durante 10 días. Como resultado se obtuvo una gran capa de biopelícula en la superficie del medio y los discos, y se logró la estabilidad en 2 a 3 días

En resumen, la etapa de arranque se puede realizar de la siguiente manera:

- Inocular con una solución de agua y de lodo proveniente de una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR).

- Poner en funcionamiento el sistema de biodiscos en recirculación o por lotes. □ Iniciar de manera paulatina la adición del agua residual a tratar (agua proveniente de minería)
- Cuando la formación de la biopelícula este avanzada, pasar el sistema a funcionamiento de flujo continuo y permitir la entrada de agua residual en su totalidad.

8.1.8.1. Adhesión de la biopelícula

Uno de los aspectos más importantes en la etapa de arranque, el cual influye directamente en la correcta adecuación de los discos, es la formación de la película biológica. Algunos de los factores que inciden en la adecuada adhesión de microorganismos, son:

- Naturaleza y material del soporte: rugosidad superficial.
- Características del líquido residual.
- Carga hidráulica superficial aplicada.
- Carga orgánica superficial aplicada.
- Temperatura
- Disponibilidad de oxígeno.

Por otra parte, Duddridge & Pritchard (1983); indican que la formación de la biopelícula, se puede describir en cinco etapas de la siguiente manera:

- Acondicionamiento de la superficie por adsorción de materia orgánica.
- Transporte de células y nutrientes al sitio de adherencia.
- Inicio del proceso de adhesión bacteriana, todavía reversible, por atracción electrostática.
- Crecimiento celular, colonización y adhesión irreversible.
- La biopelícula presenta alta actividad metabólica y liberación de células localizadas en la periferia.

El crecimiento de la biopelícula en la etapa de arranque continua hasta que no recibe más oxígeno en las capas profundas, por lo cual se produce el desprendimiento de la capa bacteriana. Este desprendimiento se ve influenciado por factores como: velocidad de rotación de los discos y el diámetro de los discos.

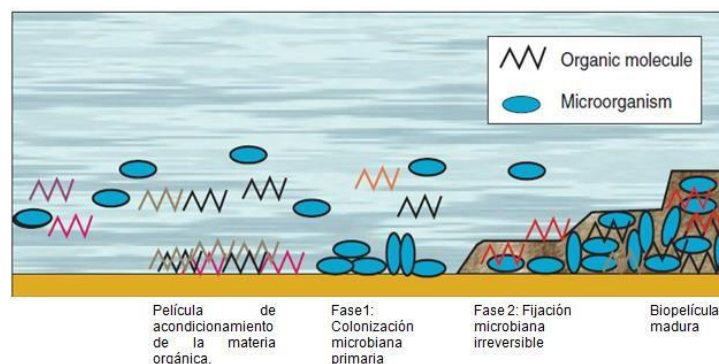


Figura 15. Representación gráfica de la formación de la biopelícula. Tomada de: Sandrin, Dowd & Herman, (200), p. 109

8.1.9. Problemas operacionales comunes en los Biodiscos

Los principales problemas asociados al funcionamiento de los biodiscos pueden ser entre otros los siguientes: desprendimiento descontrolado de biopelícula, acumulación de sólidos en el reactor y problemas mecánicos.

8.1.9.1. Desprendimiento descontrolado de biopelícula

El desprendimiento de la biopelícula se presenta por condiciones ambientales adversas para el desarrollo de la comunidad microbiana como: variaciones extremas de pH, temperatura, entrada de sustancias tóxicas e inhibitorias, y lluvia en el caso de sistemas sin protección. Para evitar estos inconvenientes, “se debe controlar la entrada de tóxicos, controlar las variaciones de pH mediante sustancias neutralizadoras o amortiguadoras y balancear la entrada de flujo” (Pérez, 2010, p. 37)

De igual manera el desprendimiento descontrolado de la biopelícula puede estar influenciado por la velocidad de giro de los discos, debido a su efecto cortante en la superficie del agua; generándose

desprendimientos progresivos de la biopelícula. Es necesario observar los parámetros de entrada del agua residual y las condiciones operacionales con el fin de establecer el causante del desprendimiento.

Por otra parte, excesos en el espesor de la biopelícula, podría ocasionar taponamientos y atascos entre discos, reduciendo la transferencia de oxígeno en la biopelícula y disminución de la velocidad de rotación de los discos.

8.1.9.2. Acumulación excesiva de sólidos en el reactor

La acumulación de sólidos al interior del sistema de biodiscos, básicamente puede ser por dos causas: la primera causa es la carencia de un sistema de pre tratamiento o tratamiento primario, como rejillas y sedimentadores, y la segunda causa es, el excesivo desprendimiento de la biopelícula de los discos. “La acumulación excesiva de estos sólidos puede generar condiciones anaerobias en el reactor, debido a la limitada transferencia de oxígeno” (Bezanilla, 1993 p.33); de igual manera se pueden llegar a generar problemas de atascamientos en las diferentes etapas, conllevando a periodos de mantenimiento más cortos.

8.1.9.3. Fallos en el material de soporte. Los fallos en los discos del sistema generalmente están relacionados con la rotación dispereja de los discos y corrosión de estos, los cuales generan pérdida de rigidez y desprendimiento de los discos. Estos problemas hacen disminuir el área efectiva de contacto de los discos con el agua residual y por ende disminuye la tasa de remoción implicando el aumento de los costos de operación en la reconstrucción o reemplazo del material de soporte.



Figura 16. Ejemplo de fallos en los discos por pérdida de rigidez. Tomado de: Mba (2003)

8.1.9.3.2. Fallos en los rodamientos (Balineras). Fallas en los rodamientos generalmente son producidos en los Biodiscos por deficiencias en el mantenimiento, inadecuada lubricación o contaminación del lubricante, conllevando a recalentamientos en el motor, corrosión y desgaste de los componentes de la transmisión y en la pérdida de funcionamiento del sistema.

8.1.9.3.3. Fallos en el eje. El eje es la estructura central de una unidad de Biodiscos, pues esta soporta los discos y es el medio por el cual estos giran dentro y fuera del agua residual; las fracturas del eje se considera la forma más grave de daño mecánico, ya que casi siempre se traducen en el colapso total de la unidad y los costos de reemplazo totales son elevados.

La fractura del eje se relaciona con los procesos de corrosión que se llevan a cabo por el contacto del agua residual y por el peso de los discos. Generalmente cuando la unidad sufre una fractura de eje se sustituyen también los medios de soporte de los microorganismos, debido a que suelen ser dañados sin posibilidad de reparación.

Tabla 12. Lineamiento de parámetros estructurales y operacionales. *Elaboración propia*

Parámetro	Valor	Referencia
pH	Óptimo para las bacterias: 6.5-7.5	(Metcalf & Eddy, 1485)

	Óptimo para la degradación del cianuro: 8	(Bosecker & Blumenroth, 2001, p.205)
Temperatura	Entre 20-40 °C,	Dash, <i>et al.</i> 2009,p. 06
	> 10°C.	Akcil, 2003, p. 509
Oxígeno disuelto	≥ 2 mg/l	Akcil, 2003. p. 509
Carga hidráulica	0.02-0.10 m ³ /m ² .d	Romero Rojas, 2008.
	0.03-0.08 m ³ /m ² .d	Metcalf & Eddy, 1996.
Revoluciones por minuto (rpm)	1-2 rpm a escala real, con velocidad de rotación optima de 1.5 rpm	Kapoor et al, 2003. p. 90
	1-2 rpm	Romero Rojas, 2008
Velocidad periférica	≤ 0.33 m/s 0.2 – 0.3 m/s	Castillo y Vivas.1996, p. 34 Romero Rojas, 2008
Parámetro de escalamiento	Velocidad periférica	Antoine.1976
Área de los discos	9000 m ² / unidad medios de soporte estándar. 13.000-14000 m ² / unidad medios de soporte de alta densidad.	Di p Palma <i>et al.</i> 1998,. 121
Área de los discos sumergida	40%	Mudder, 1984
Diámetro de los discos	2.5-3.5 m para escala real 2 - 3.6 m	Banerji, 1980. Romero rojas, 2008.
	≤ 3.6 m.	Metcalf & Eddy, 1996.
Número de etapas	2-6 etapas con un promedio de 4 etapas	Banerji, 1980. p. 50

Espaciado de discos	2 cm 1 cm	Rana, 2002. Hochheimer, Wheaton.
Tiempo de retención hidráulico	0.8 – 12 horas 1.5 – 4 horas	Romero Rojas, 2008 Metcalf & Eddy, 1996
Longitud de eje	≤ 7.5 m ≤ 8.23 m	Romero Rojas, 2008 Metcalf & Eddy, 1996

PARTE IV: DISEÑO DE SISTEMA BIODISCOS PARA TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL PROVENIENTE DE MINERÍA

9. Características fisicoquímicas del agua cianurada

La caracterización fisicoquímica resulta de gran importancia a la hora de seleccionar, diseñar e implementar una tecnología para el tratamiento de cualquier tipo de agua residual. En este caso se realizó en el laboratorio de química de la Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales el análisis de la muestra tomada en Marmato por Alejandro Rincón.

Tabla 13. *Caracterización de agua residual proveniente del proceso de beneficio minero*

Parámetro	Unidades	Resultado
------------------	-----------------	------------------

Ph	Unidades de pH	11,45
Conductividad	mS/cm	4,71
DQO	mg O ₂ /L	884,55
Sólidos suspendidos totales	mg/L	13
Sólidos suspendidos fijos	mg/L	6,67
Sólidos suspendidos volátiles	mg/L	6,33
Sulfatos	mg SO ₄ /L	379,9
Cadmio	mg/L	0,86
Cobre	mg/L	1,63
Hierro	mg/L	114,06
Níquel	mg/L	0,94
Zinc	mg/L	188,9
Aluminio	mg/L	8,55

Por otra parte y a manera de referencia, se presenta a continuación los resultados del análisis fisicoquímico aplicado a agua residual proveniente del proceso de cianuración, realizado como parte de la tesis “EVALUACIÓN DE LA ACUMULACIÓN Y TRANSFORMACIÓN DEL CIANURO PRESENTE EN EL AGUA PROVENIENTE DEL BENEFICIO DEL ORO EN LA MINA LA COQUETA (MANIZALES, CALDAS) POR PARTE DE TRES ESPECIES DE MACRÓFITAS ACUÁTICAS” elaborada por Sonia Marcela Henao Vasco.

Tabla 14. *Caracterización de agua residual proveniente del proceso de cianuración*

Parámetro	Unidades	Resultado
pH	Unidades de Ph	10,2
Cianuro	mg/L	220
Hierro	mg/L	39.2

Plomo	mg/L	0,3
Zinc	mg/L	73,5
Solidos Suspendidos totales	mg/L	7300
Saturación de oxígeno	%	15
Conductividad	ms/cm	2.4

En las tablas anteriores se logra observar la gran cantidad de minerales presentes en el agua residual (hierro, zinc, aluminio), al igual que concentraciones de solidos elevados. El pH de ambas caracterizaciones es alcalino (10-11) indicando la necesidad de una adecuada neutralización, con el objetivo de garantizar un adecuado ambiente para el desarrollo de microorganismos.

10. Planteamiento del sistema: definición de parámetros estructurales y operacionales

En cuanto a los parámetros operacionales y de diseño asociados al sistema de Biodiscos para el tratamiento de aguas residuales provenientes de minería, son varios; sin embargo, se encontró en base a la literatura y análisis personal que la carga hidráulica y la velocidad de giro de los discos son los parámetros de diseño más importantes.

La carga hidráulica (CHS) prácticamente determina el tamaño del reactor, teniendo en cuenta que esta depende del caudal de agua a tratar y del área superficial de los discos; de igual manera, valores elevados o reducidos de carga hidráulica influyen de manera significativa en los procesos de remoción de cualquier sustrato, ya que afecta directamente el tiempo de retención. Es por esta razón que elevados valores de carga hidráulica implican que el agua no permanezca dentro del reactor el tiempo suficiente, generando reducciones en los porcentajes de remoción.

Dado que la carga hidráulica relaciona el área superficial de los discos, permite hallar el área total de los discos, con base en un valor predeterminado de la carga hidráulica y el caudal promedio. A su vez, el área total de los discos, junto con el área de cada disco permite hallar el número de discos y el número de etapas en el Biodiscos.

De igual manera se encontró que la velocidad de rotación de los discos es un parámetro de diseño y de control importante, ya que esta posee una fuerte relación con la transferencia de oxígeno, la adhesión y conservación de la biopelícula, los cuales a su vez son aspectos muy importantes para que se lleven a cabo los procesos de remoción de cianuro y de cualquier otro compuesto.

En cuanto a las etapas de los biodiscos, estas están fuertemente relacionadas con el desarrollo de diferentes microorganismos dentro del reactor. En las primeras etapas, se realiza degradación y remoción de compuestos cianurados; mientras que en las últimas etapas, se toman los productos de las primeras etapas y se realiza transformación del nitrógeno amoniacal hacia nitrito y nitrato. De igual manera en las primeras etapas, es común encontrar el desarrollo de biopelículas densas, debido en primera instancia a la elevada concentración de sustrato en esta etapa; sin embargo, a medida que el agua residual avanza en su recorrido por el reactor, la concentración de sustrato comienza a disminuir, originando películas menos densas y microorganismos más especializados.

No obstante, las altas concentraciones de nutrientes y materia orgánica pueden crear películas demasiado densas, en las etapas iniciales, las cuales pueden conllevar a obstruir los discos y limitar la remoción. Para evitar esto es conveniente:

- Evitar altos valores de carga hidráulica y carga orgánica superficial aplicada, lo cual a su vez implica utilizar bajos caudales, en coherencia con los valores recomendados de carga hidráulica.
- Utilizar un tratamiento primario con niveles adecuados de remoción de sólidos en suspensión y materia orgánica.

En cuanto a los parámetros de operación a controlar y que más afecta la biopelícula y por ende el tratamiento biológico, son el pH y la temperatura. El rango de pH en el cual el desarrollo microbiano es óptimo, se encuentra entre 6,5 y 8,5. Cuando el líquido residual a tratar presenta un

pH fuera del rango mencionado, cabe esperar que se produzcan alteraciones en el metabolismo y crecimiento de los cultivos microbianos.

Por medio de consulta se logró establecer que la temperatura del agua residual debe de ser superior a 10°C teniendo como optima 32°C, con el objetivo acelerar el crecimiento microbiano en la etapa de arranque principalmente. De igual forma, en Colombia dadas las condiciones climáticas que se poseen, la temperatura del agua residual no debería de ser un inconveniente a la hora de operar un sistema de Biodiscos, ya que existen muy pocas zonas en las cuales se encuentren temperaturas inferiores a 10°C; un ejemplo de esto es Manizales, donde la temperatura del agua es 20°C aproximadamente.

Por otra parte, es necesario analizar y conocer cuál es la concentración de oxígeno disuelto óptima que se necesita dentro del reactor para remover compuestos provenientes de minería, y obtener un porcentaje de remoción elevado, especialmente de aquellos sustratos con alto contenido de materia orgánica.

Aunque la aireación se logra mediante rotación de los discos, una posibilidad para aumentar el nivel de aireación es emplear inyectores de aire, pero esto implica costos adicionales por gasto de energía. Los inyectores de aire mejoran la transferencia de oxígeno y de igual manera aumentan significativamente la remoción de cianuro u otros compuestos presentes en las aguas residuales de minería.

Así mismo, se observa que es necesario realizar mayores investigaciones y estudios piloto, implementando un sistema en el cual se varíen parámetros estructurales y operacionales como: diámetro de los discos y velocidad de rotación, con el objetivo de brindar mayor transferencia de oxígeno y mezcla en las primeras etapas, en donde las concentraciones son más elevadas que en las etapas posteriores, de tal manera que se eviten condiciones anaerobias y se reduzca la formación de biopelículas demasiado densas como se mencionó anteriormente.

Se recomienda que el reactor de Biodiscos este aislado de las inclemencias climáticas, y este protegido contra los rayos ultravioleta, con el objetivo de prevenir la proliferación de algas, las cuales

consumen los nutrientes del agua residual, generando competencia sobre los microorganismos encargados de la remoción.

A continuación se presenta el diagrama de flujo elaborado para identificar las necesidades en cuanto a tratamiento del agua residual proveniente del proceso de cianuración. El cual representa el tratamiento aplicado al agua después del beneficio minero.

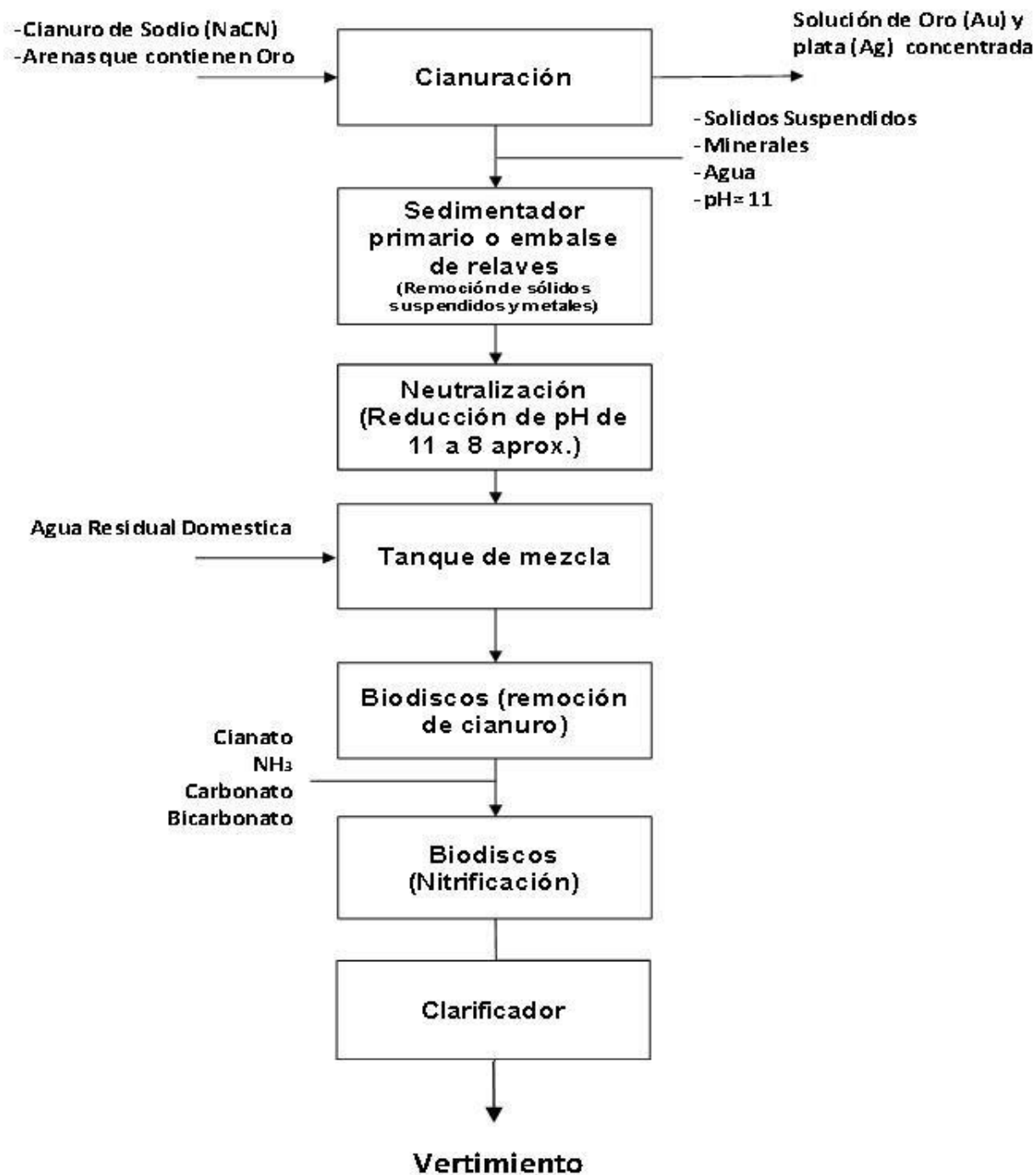


Figura 17. Diagrama de flujo del tratamiento del agua residual proveniente del proceso de cianuración. Elaboración propia.

En el diagrama de flujo del proceso propuesto se observa:

- En primera instancia, el agua residual entra con un pH básico (pH alto), como se observa en las tablas número 3 y 14. Esto se debe a que en la realización de la cianuración, se aumentan el pH con el fin de evitar pérdidas de cianuro por volatilización.
- Por medio de la sedimentación se logra remover sólidos suspendidos, de igual forma también se remueven los metales que estaban asociados a dicho sólidos.
- La neutralización es necesaria, ya que como se observa en la tabla número 12 el pH óptimo para la degradación del cianuro es de 8 aproximadamente.
- En la unidad de mezcla, se agrega agua residual domestica al agua proveniente del proceso de cianuración con el fin de conferirle nutrientes necesarios para la formación de biopelícula en los discos; esta estrategia se ha utilizado a nivel real para tratamiento biológico de agua con contenido de metales. Esto disminuiría la necesidad de comprar nutrientes de fosforo y carbohidratos.
- Se utilizan dos unidades de biodiscos que operan en serie, en la primera unidad se llevan a cabo los procesos de degradación del cianuro, y en la segunda unidad se desarrolla especialmente la nitrificación, de modo similar al trabajo realizado en Homestake, como se ve en (Kuyucak, 2013, p.25).
- Como ultima característica se propone no utilizar recirculación.
- En el presente trabajo se realizará el diseño sólo del primer biodiscos.

9.1. Definición de dimensiones

El diseño del sistema Biodiscos, en especial el cálculo del área superficial, se realiza generalmente, en función de: caudal a tratar, carga hidráulica, carga orgánica entrante y el rendimiento esperado (porcentaje de remoción).

En este caso, se diseñó un reactor Biodiscos en base a un caudal a tratar supuesto de 15 m³/día y una concentración inicial de cianuro de 8 mg/L, teniendo en cuenta que la cianuración generalmente se realiza cada 15 días y la mayor parte del cianuro residual se recupera por decantación y es recirculado. El planteamiento teórico se apoyó en literatura donde se trabajó Biodiscos a escala real, con el objetivo de identificar algunas especificaciones técnicas que son importantes para la etapa de diseño y puesta en marcha del reactor. Los cálculos realizados se realizaron empleando las ecuaciones mencionadas en el documento y otras ecuaciones de apoyo encontradas en bibliografía.

El diámetro de los discos se estableció en base a información encontrada en (Romero Rojas, 2008) que sugiere un diámetro de los discos entre 2 y 3.6 metros; y (Metcalf y Eddy, 1996) que recomienda que no supere los 3.6 metros.

Se halló la remoción de carga de cianuro recomendada partiendo de un experimento realizado en (Mudder, 1984): planta piloto RBC de 2 metros de diámetro, 743 m² de área superficial total, carga hidráulica de 0.061 m³/día/m², concentración inicial de 7.73 mg/L y final de 1.25 mg/L de cianuro (remoción del 84 %).

$$K = CH (C_{in} - C_{out})$$

Dónde:

K = remoción de carga de cianuro recomendada (gramos/m²*día)

CH= carga hidráulica (m³/m²*día)

C_{in}= concentración entrada (g/m³)

C_{out}= concentración salida (g/m³)

Reemplazando

$$K = 0.061 (7.73 - 1.25) \rightarrow K = 0.39528 \text{ gCN/m}^2 \cdot \text{día}$$

Luego, se procedió al cálculo matemático para el diseño y dimensionamiento de los componentes del reactor. Para hallar el área superficial necesaria que deberá tener el contactor biológico rotatorio para alcanzar esta remoción de carga de cianuro recomendada se utilizó la siguiente ecuación encontrada en (Hochheimer, Wheaton; p.312)

$$A = \frac{Q * C_{in}}{K}$$

Dónde:

A= área superficial necesaria (m²)

Q= caudal (m³)

C_{in}= concentración entrante (g/m³)

Remplazando,

$$A = \frac{Q * C_{in}}{K} \rightarrow A = \frac{15 * 8}{0.39528} \rightarrow A = 303 \text{ m}^2$$

Se halló el área superficial efectiva para cada disco, tomando 2m como diámetro del mismo y teniendo en cuenta que para soportar los discos se plantea un eje de acero inoxidable introducido dentro de un tubo de PVC de 100mm para evitar la corrosión entre el líquido y el tubo de metal.

$$A_d = \frac{\pi}{2} (D^2 - d^2)$$

Dónde:

A_d: Área superficial efectiva del disco (m²)

D: diámetro externo del disco (m). d:

diámetro interno del disco (m).

Por lo tanto

$$A_d = \frac{\pi}{2}(2^2 - 0.1^2) \rightarrow A_d = 6.28 \text{ m}^2$$

El número de discos necesarios son:

$$N = \frac{A}{A_d} \rightarrow N = \frac{303}{6.28} \rightarrow N = 48$$

El Biodiscos estará dividido en cuatro etapas, por lo tanto cada etapa contará con 12 discos:

$$N_e = \frac{48}{4} \rightarrow N_e = 12$$

Se halló la carga hidráulica:

$$CH = \frac{Q}{A} \rightarrow CH = \frac{15}{303} \rightarrow CH = 0.04 \frac{\text{m}^3}{\text{m}^2 * \text{día}}$$

La velocidad de giro se fijó en 1.9 rpm para garantizar una buena oxigenación de los discos evitando un desprendimiento descontrolado de la biopelícula. Con esta velocidad de rotación se halló la velocidad periférica así:

$$V_p = \pi \cdot v \cdot d \text{ Dónde:}$$

$V_p = \text{Velocidad periférica en m/min}$

$v = \text{Velocidad de rotación de los discos (rpm)}$

$d = \text{Diametro de los discos en (m)}$

Reemplazando valores

$$V_p = \pi \cdot v \cdot d \rightarrow V_p = \pi \cdot 1.9 \cdot 2 \rightarrow \mathbf{V_p = 12 \text{ m/min}}$$

Finalmente se hallaron las especificaciones técnicas del tanque para el reactor considerando el espesor de los discos (3 cm), distancia entre discos (2 cm) y el espacio entre la división de etapas y disco (4 cm):

La longitud de cada etapa del reactor (tanque) se halló con la siguiente ecuación

$$l = (e * n) + a(n - 1) + 2b \quad \text{Dónde:}$$

$l =$ longitud de cada etapa (cm)

$e =$ Espesor de los discos (cm)

$n =$ Número de discos por etapa

$a =$ Distancia entre discos (cm)

$b =$ Distancia entre disco – etapas (cm)

Reemplazando

$$l = (e * n) + a(n - 1) + 2b \rightarrow l = (3 \cdot 12) + 2(12 - 1) + (2 \cdot 4)$$

$$l = 36 + 22 + 8 \rightarrow l = \mathbf{66 \text{ cm}}$$

Cómo cada etapa tiene la misma longitud y el mismo número de discos, entonces

$$\text{Longitud del reactor (L)} = l \cdot \text{número de etapas} \rightarrow L = 66 \text{ cm} \cdot 4$$

$$\mathbf{\text{Longitud del reactor} = 264 \text{ cm} = 2.64 \text{ m}}$$

El volumen efectivo del reactor se halló calculando la capacidad del tanque y se resta el volumen sumergido de los discos.

Por último, se halló el tiempo de retención hidráulico así

$$TRH = \frac{V_e}{Q}$$

$V_e =$ Volumen efectivo del reactor (m^3)

$Q =$ Caudal de diseño del Reactor $\frac{m^3}{\text{día}}$

Reemplazando

$$TRH = \frac{V_e}{Q} \rightarrow TRH = \frac{1.6 \text{ m}^3}{15 \text{ m}^3/\text{día}} \rightarrow \mathbf{TRH = 0.106 \text{ días} = 2.54 \text{ horas}}$$

Tabla 155. *Parámetros estructurales y operacionales. Elaboración propia.*

Parámetros estructurales y operacionales		
Parámetro	Unidades	Valor
Caudal de diseño	m ³ /día	15
Carga hidráulica	$\frac{m^3}{m^2 * día}$	0.04
Diámetro de discos	M	2
Área superficial efectiva de todos los discos	m ²	303
Sumergencia de los discos	%	40
Diámetro del eje	Mm	100
Numero de discos totales		48
Área superficial efectiva de cada disco	m ²	6.28
Numero de etapas del reactor (operando en serie)		4
Numero de discos por etapa		12
Distancia entre los discos	Cm	2
Material de los discos		Polietileno (disco liso)
Espesor de los discos	Cm	3
Velocidad de rotación	Rpm	1.9
Velocidad periférica	m/min	12
Espacio entre disco y separador de etapa	Cm	4
Longitud cada etapa	Cm	66
Longitud del reactor	M	2.64

Volumen efectivo del reactor	m ³	1.6
Volumen del tanque	m ³	3.4
Volumen total de los discos	m ³	4.5
Volumen sumergido de los discos	m ³	1.8
Concentración de oxígeno disuelto	mg/L	Se debe tener una concentración mínima de 2 mg/L.
Motor		Motor de corriente alterna que alimente a un motor-reductor, el cual permita regular las revoluciones por minuto.
Tiempo de retención hidráulico	Horas	2.54

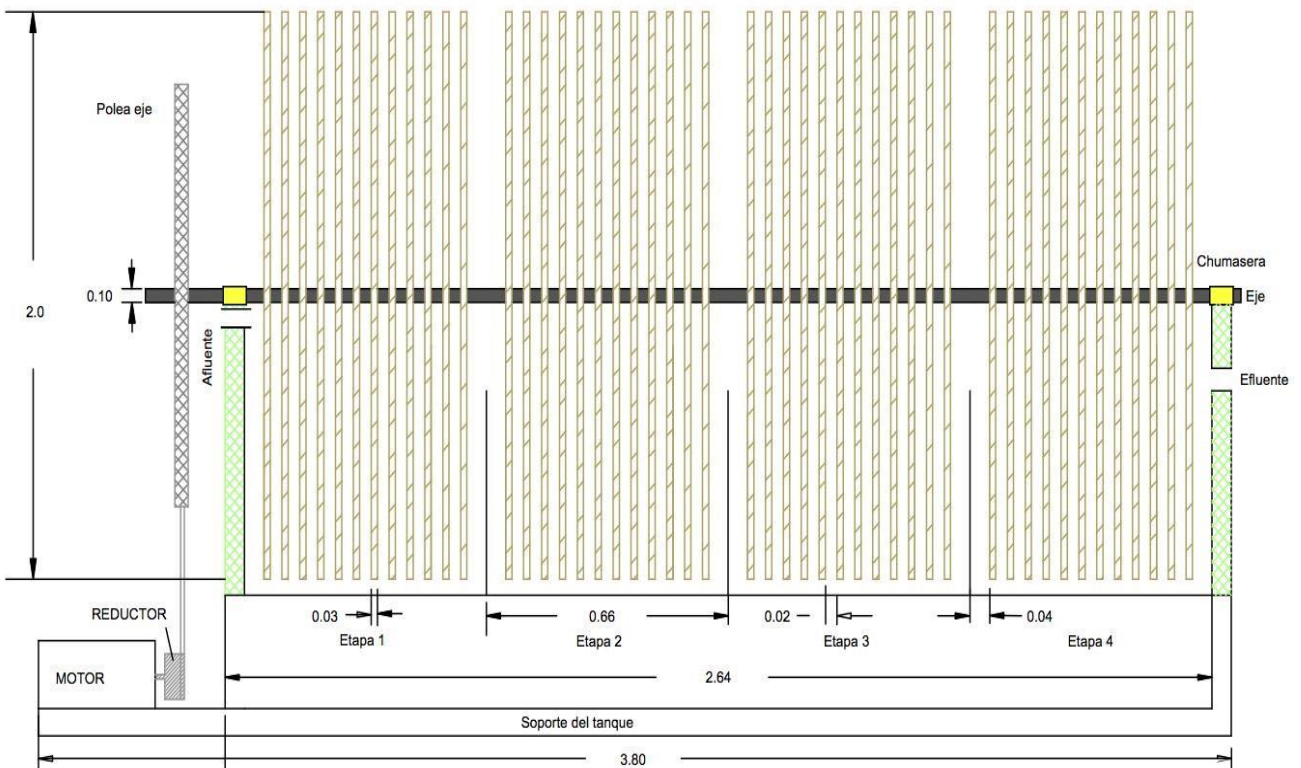


Figura 18. Plano del reactor con sus respectivas dimensiones en metros (vista lateral).
Elaboración propia.

11. PUESTA EN MARCHA DEL REACTOR (TEÓRICO)

Como se mencionó anteriormente la etapa de arranque tiene como objetivo principal lograr una biopelícula estable, madura, homogénea y resistente a las sustancias contaminantes que el agua residual posee; para lograr dicha estabilización y madurez de la biopelícula, es necesario llevar a cabo una serie de pasos, los cuales permitan obtener los beneficios de remoción deseados y evitar posibles inconvenientes a futuro.

El reactor puede empezar a operar en la etapa de arranque de dos maneras: i) por lotes (batch) o ii) por medio de recirculación. En este caso se propone desarrollar dicha etapa por medio de recirculación, ya que permite tener un mayor movimiento del agua residual y obtener una adecuada colonización por parte de los microorganismos; es necesario aclarar que la recirculación solo se propone para esta etapa, ya que en la operación normal del sistema no se utiliza recirculación.

Para el reactor planteado, se propone realizar de la siguiente manera el arranque del sistema:

11.1. Inoculación del Reactor: la inoculación del sistema de Biodiscos, se lleva a cabo por medio de una solución de agua y de lodo proveniente de una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR); en su preferencia de una PTAR con tratamiento aerobio de aguas residuales domésticas u orgánicas, las cuales contienen mayor cantidad de microorganismos y nutrientes. Para dicha operación, el reactor debe de estar completamente limpio, sin contenido de detergentes, grasas y demás impurezas; ya que estos interfieren en la colonización y crecimiento de los microorganismos; se propone que la solución tenga 1 m³ de lodo activado y 3 m³ de agua climatizada sin cloro y sin agua residual a tratar.

11.2. Arranque: Poner en marcha el reactor a 1.5 rpm con recirculación de la solución de inoculación a un pH entre 6 y 8, teniendo como óptimo 7,5 según Norouzian (1983). En cuanto al caudal, la literatura sugiere que se inicie el reactor con 1/3 o 1/4 del caudal

final o de diseño, es por esta razón que se plantea operar en la etapa de arranque con 1/4 del caudal de diseño ($15 \text{ m}^3/\text{día}$), es decir $3.75 \text{ m}^3/\text{día}$, con un tiempo de retención hidráulico aproximado de 2.54 horas. Es necesario monitorear parámetros como temperatura y oxígeno disuelto, con el objetivo de evitar condiciones anaerobias que puedan afectar la colonización de la biopelícula. La temperatura es conveniente tenerla en $\pm 20^\circ\text{C}$ y el oxígeno disuelto mínimo en 2 mg/l .

11.3. Adición de agua residual: Pasadas 4 o 5 semanas y al observar la formación de la biopelícula por medio de inspección visual, se inicia paulatinamente la adición de agua residual a tratar (agua proveniente de minería), esta agua se puede agregar cada semana con el objetivo de ir habituando los microorganismos a las sustancias presentes en el agua residual; dicha adición debe continuar hasta que en el reactor se encuentre mayor cantidad de agua residual que solución de inoculación. En este paso también es conveniente iniciar la medición de parámetros fisicoquímicos en cada etapa, con el objetivo de monitorear el comportamiento del sistema y poder intuir que tipo de procesos se están llevando a cabo; así mismo es necesario realizar análisis biológicos que permitan dar a conocer los diferentes microorganismos que se están desarrollando en cada una de las etapas, y detectar a tiempo posibles inconvenientes en el sistema.

11.4. Estabilización de la biopelícula: La estabilización del sistema generalmente se logra en 1 o 2 meses, visualmente se observa una biopelícula homogénea, de color opaco (gris o marrón) y de un espesor de aproximadamente 4 mm. En esta etapa el sistema se pasa a flujo continuo (sin recirculación) y con un caudal 100% de agua residual a tratar. De igual forma, se aumenta gradualmente la velocidad de giro de los discos (rpm) evitando desprendimientos excesivos de biopelícula hasta llegar a un valor de 1.9 rpm.

Por otra parte, en la etapa de arranque también es necesario realizar inspecciones periódicas sobre el funcionamiento del motor, bombas, rodamientos, eje, medios de soporte y estructura del Biodiscos detectando posibles fugas, obstrucciones y oxidación temprana de componentes.

12. OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO

En la operación del sistema de Biodiscos se deben enfocar las actividades rutinarias a:

- Controlar el pH.
- Controlar el caudal.
- Realizar Caracterizaciones físico-químicas.
- Limpiar y remover solidos acumulados en el reactor, tuberías y unidades de pretratamiento
- Detectar a tiempo variaciones en el color, espesor y desprendimiento de la biopelícula.

De igual forma el mantenimiento mecánico preventivo y correctivo del sistema de Biodiscos es fundamental, especialmente cuando se desea tratar agua cianurada, por sus condiciones de pH, contenido de cianuro en diversas formas, metales pesados y solidos suspendidos.

El mantenimiento mecánico y la inspección visual del sistema, debe enfocarse principalmente a los siguientes componentes del Biodiscos:

12.1. Medios de soporte: inspeccionar los medios de soporte es fundamental en las actividades de mantenimiento, con el objetivo de corregir y prevenir situaciones como: rotación dispereja, desalineación, corrosión, perdida de rigidez y en casos muy avanzados se puede llegar a presentar el desprendimiento de los discos. Es importante monitorear periódicamente los discos para solucionar estos problemas a tiempo, ya que estos pueden generar un aumento de los costos de operación en la reconstrucción o reemplazo del material de soporte.

12.2. Eje: El eje es una de las estructuras más importantes de la unidad de Biodiscos, pues esta soporta los discos y es el medio por el cual estos giran dentro y fuera del agua residual; el mantenimiento de este, debe de ser constante y primordial, especialmente en las actividades de lubricación. Un mantenimiento adecuado evita procesos de fricción, corrosión y fracturas del eje, considerándose una de las formas más grave de

daño mecánico, ya que significaría el colapso total de la unidad e implica costos elevados.

- 12.3. Rodamientos (Balineras y Chumaceras):** Al igual que el eje, cumplen un papel importante dentro del funcionamiento del sistema, los fallos en los rodamientos generalmente son producidos por inadecuada lubricación o contaminación del lubricante. Los fallos en la lubricación puede ocasionar recalentamientos en el motor, corrosión y desgaste de los componentes de la transmisión.
- 12.4. Bombas, válvulas y tuberías:** realizar supervisión sobre los componentes hidráulicos del sistema de Biodiscos permite detectar a tiempo fugas, fisuras, desgastes y vibraciones las cuales pueden ocasionar una interrupción del tratamiento del agua residual y generar vertimientos accidentales a cuerpos de agua y el suelo.

13. CONCLUSIONES

- Se identificaron cuatro tecnologías utilizadas para el tratamiento biológico de agua residual proveniente del proceso de minería aurífera y se enlistaron criterios operacionales, ventajas y desventajas con respecto al tratamiento biológico de aguas residuales del proceso de minería aurífera. Basado en lo anterior, se seleccionó el Contactor Biológico Rotatorio como la tecnología más apropiada.
- Se logró el planteamiento y evaluación teórica de la tecnología seleccionada (sistema RBC): parámetros técnicos de diseño y operación; características técnicas de operación para la etapa de arranque y se estableció un procedimiento para llevarla a cabo según experiencias documentadas; y lineamientos para el mantenimiento del reactor, además de los principales problemas mecánicos y operacionales.
- Las tecnologías de tratamiento biológico pueden aplicarse a aguas residuales provenientes del proceso de minería aurífera además de muchas otras actividades productivas, bajo la mayoría de condiciones y en muchas configuraciones: in situ, aerobio, anaerobio, sistemas de crecimiento activo, pasivo, adherido o suspendido y aireación activa o pasiva.
- Variedad de procesos físicos y químicos han sido empleados con éxito para tratar compuestos provenientes del beneficio minero, incluyendo cianuro, pero estos procesos suelen ser caros y requieren sofisticación para su operación y mantenimiento. El tratamiento biológico mediante procesos naturales llevados a cabo por microorganismos, proporciona una alternativa simple y económica pero fiable a los procesos de tratamientos físicos y químicos.
- En la minería y procesos metalúrgicos, el agua se considera un activo fundamental, debido a que es indispensable en todas las etapas, desde la excavación del mineral hasta

la obtención del producto final. A medida que crece la actividad minera, aumenta la demanda de agua, por lo cual aspectos relacionados con la gestión del agua como su tratamiento, recirculación y reutilización han tomado una importancia significativa.

- La generación continua de cianuro residual por parte de la minería aurífera genera la necesidad de emplear nuevas tecnologías económicas y ecológicas para prevenir, minimizar y mitigar graves consecuencias ambientales. El contactor biológico rotatorio es relativamente un nuevo sistema de tratamiento biológico que emplea procesos microbianos eficaces a la hora de remover cianuro, además de ser resistentes frente a sustancias contaminantes fuertes (Compuestos cianurados, metales pesados) y condiciones ambientales, tales como temperatura y concentraciones bajas de sustancias tóxicas e inhibitorias. Este sistema de tratamiento biológico ha demostrado tener éxito tanto a escala laboratorio como en operaciones a gran escala, como Homestake Mining Co. en Canadá.
- Aunque los sistemas de tratamiento biológico, por lo general requieren una alta inversión inicial, los costos de operación y mantenimiento son sustancialmente más bajos que los de un proceso químico. Métodos de tratamiento químicos sólo pueden tratar a la porción de cianuro residual y transformarlo en amoníaco (otro compuesto potencialmente tóxico en altas concentraciones). Los sistemas de tratamiento biológico no solamente tratan cianuro, Tiocianato y Cianato sino también Amoniaco y Nitrato.

14. CRONOGRAMA

<p>Describir de manera técnica la operación de arranque del sistema de tratamiento, las principales variables a considerar y se establece un procedimiento para llevarla a cabo según las experiencias documentadas en las investigaciones analizadas.</p>	<p>Descripción de la etapa de arranque del sistema RBC y ejemplos documentados en investigaciones analizadas.</p>																	
<p>Describir las características de operación (Temperatura, pH, Oxígeno disuelto) y mantenimiento del sistema de tratamiento, al igual que los principales problemas mecánicos y operacionales que se puedan presentar.</p>	<p>Listado de características de operación, mantenimiento del sistema RBC.</p> <p>Listado de principales problemas mecánicos y operacionales.</p>																	
<p>Redacción de informe final.</p>	<p>Informe final redactado.</p>																	

15. LISTA DE REFERENCIAS

AKCIL, Ata. (2003). Destruction of cyanide in gold mill effluents: biological versus chemical treatments. *Biotechnology Advances*, 21, 501-511.

AKCIL, Ata., y MUDDER, Terry. (2003). Microbial destruction of cyanide wastes in gold mining: process review. *Biotechnology Letters*. 25, 445-450.

AGUDELO C; BETANCUR, Judith., y JARAMILLO, Carmen. (2010) Biotratamiento de residuos cianurados y su relación con la salud pública. *Revista Facultad Nacional de Salud Pública*, 28, 7-20.

ARAUZO, Mercedes; VALLADOLID, María; NOREÑA, Carolina., y CEDENILLA, Octavio. (2002). Limnología y contaminación: el lagunaje profundo como tratamiento ecológico de las aguas residuales urbanas y mixtas. *Ciencia y Ambiente*, 165-174.

ANTOINE, R. (1976). Fixed biological surfaces- wastewater treatment: the rotating biological contactor. CRC press. 200 p.

Ballantyne, B. (1987) Toxicology of Cyanides, Chapter 3. *Clinical and Experimental Toxicology of Cyanides*.

BOTZ, M. MUDDER, T., y AKCIL, A. (2005). Cyanide treatment: Physical, chemical and biological processes. *Advances in Gold Ore Processing*. 672-702.

BOSECKER, K. y BLUEMENROTH P. (2001) Microbial Treatment of Cyanide and Heavy Metals Containing Waste Water from Gold Mining. Congreso Internacional de Minería y Exposición de Turquía.

BANERJI, Shankha. (1980). Asce water pollution management task committee report on "Rotation Biological Contactor for secondary treatment". First National Symposium/ Workshop on Rotating Biological Contactor Technology, 1, 31-52.

BOUARI, Abdoul-Raïmi. (2012). Bioremediation of Cyanide contaminated water. Tesis de Maestría en Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente. Universidad de Tuskegee Alabama, Estados Unidos.

BEZANILLA, José. (1993). Depuración de aguas residuales en un Contactor Biológico Rotativo (RBC) con alternancia en el sentido del flujo. Tesis Doctoral. Universidad de Cantabria, Escuela Superior de la Marina Civil, Santander.

BAXTER, Joanne., y CUMMINGS, Stephen. (20016). The current and future applications of microorganism in the bioremediation of cyanide contamination. *Antonie van Leeuwenhoek*. 90, 1-17.

BUCH, Robert. (1980). Rotating Biological Contactor-are all systems go. *First National Symposium/ Workshop on Rotating Biological Contactor Technology*, 1, 1-4.

COSTLEY, S., y WALLIS, F. (2001). Bioremediation of heavy metals in a synthetic wastewater using a rotating biological contactor. *Water Research*. 35, 3715-3723.

COSTLEY, S. y WALLIS, F. (2000). Effect of flow rate on heavy metal accumulation by rotating biological contactor (RBC) biofilms. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*. 24. 244-250

CAICEDO, Liliana. (s.f.). Planteamiento de una tecnología de producción más limpia para el proceso de beneficio de oro sin mercurio. Universidad Militar Nueva Granada. Especialización en planeación ambiental y manejo integral de los recursos naturales. Bogotá D.C.

CORREA, gloria. (2008). Evaluación y monitoreo del sistema de lagunas de estabilización del municipio de Santa Fe de Antioquia, Colombia. Universidad de Antioquia. Facultad de Ingeniería. Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Maestría en Ingeniería.

COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA. (2007). Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento: sistemas alternativos de tratamiento de aguas residuales y lodos producidos; México. ISBN: 978-968-817-880-5

CASTILLO, F. y VIVAS, F. (1996). Tratamiento de aguas residuales, de una empresa papelera, con sistema de Biodiscos. *Acotepac*. 29. 6p

CORTEZ, S., TEIXEIRA, P., OLIVEIRA, R. y MOTA, M. (2008). Rotating biological contactors: a review on main factors affecting performance. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*. 7. 18 p

CERRATO, Claudia. (2013). Neutralización del potencial de hidrógeno del agua miel de un beneficio húmedo tecnificado de café. Trabajo de grado: Universidad de San Carlos de Guatemala.

DASH, Rajesh. GAUR, Abhinav y BALOMAJUMDER, Chandrajit. (2009). Cyanide in industrial wastewaters and its removal: A review on biotreatment. *Journal of Hazardous Materials*, 163, 1-11.

DEPARTMENT OF INDIAN AND NORTHERN AFFAIRS CANADA. (2002). Applicable technologies for the management of mining effluents in the Northwest Territories. Ottawa. ISBN 0-662-32706-3.

DI PALMA, Luca; MERLI, Carlo; y PETRUCCI, Elisabetta. (1998). Environmental protection through self-powered plants for isolated communities. *Environmental Engineering and Renewable Energy*. 119-122.

EISLER, R. (1991). Cyanide Hazards to Fish, Wildlife, and Invertebrates: A Synoptic Review: Contaminant Hazard Review report 23, U. S. Dept. Interior, Fish and Wildlife Service.

GAVIRIA, Ana y MEZA, Luis. (2006). Análisis de alternativas para la degradación del cianuro en efluentes líquidos y sólidos del municipio de Segovia, Antioquia y en la planta de beneficio de la empresa mineros nacionales, municipio de Marmato, Caldas. Medellín. *DYNA*, ISSN 0012-7353.

GARCIA, Joan; HERNANDEZ, Meriona; y MUJERIEGO, Rafael. (1998). Tratamiento de aguas residuales urbanas mediante lagunas de alta carga: evaluación experimental. 5, 35-50.

GÜIZA, Leonardo. (2011). Perspectiva Jurídica de los impactos ambientales sobre los recursos hídricos provocados por la minería en Colombia. *Opinión Jurídica. Julio-Diciembre*, 123-140.

HASSARD, Francis. BIDDLE, Jeremy. CARTMELL, Elise. BRUCE, Jefferson. TYRREL, Sean y STEPHENSON, Tom. (2015). Rotating Biological Contactor for wastewater treatment-a review. *Process Safety and Environment Protection*. 94, 285-306.

INSTITUTO MEXICANO DE TECNOLOGÍA DEL AGUA (IMTA), SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES (SEMARNAT). (2009). Operación y mantenimiento de plantas de tratamiento de lodos activados. México.

INGLES, J y SCOTT, S. (1987). State-of -the-Art Processes for the Treatment of Gold Mill effluents. Programs Branch, Environment Canada, Ottawa, Canada.

KAPOOR, KUIPER, BEDARD y GOULD. (2003). Use of a rotating biological contactor for removal of ammonium from mining effluents. *The European Journal of Mineral Processing and Environmental Protection*, 13. 88 – 100.

KINNER, N., BALKWILL, D. AND BISHOP, P. (1982). "The microbiology of rotating biological contactor biofilms" Proceedings of the First International Conference on Fixed - Film Biological Processes, King's Island, Ohio.

KUYUCAK, Nural y AKCIL, Ata. (2013).Cyanide and removal options from effluents in gold mining and metallurgical processes. *Mineral Engineering*, 50-51,13-29.

LOGSDON, Mark. HAGELSTEIN, Karen y MUDDER, Terry. (2001). El manejo del cianuro en la extracción de oro. *Consejo Internacional de Metales y Medio Ambiente*.

MORLING, Sting. ÅSTRAND, Niclas y LIDAR, Ann. (2012). Biological Removal of Nitrogen Compounds at a Coke-Oven Effluent Stream. *Journal of Water Resource and Protection*, 4, 400-406.

MBA, D. BANNISTER, R. y FRINDLAY, G. (1999). Mechanical Redesign of the Rotating Biological Contactor. *Water Research*, 33, 3679-3688.

MBA, D. (2003). Mechanical evolution of the rotating biological contactor into the 21 St century. *Journal of Process Mechanical Engineering*. 31 p

MUDDER, T y WHITLOCK, J. (1984). Method for the biological removal of free and complex cyanides and thiocyanates from water. Estados Unidos.

MUDDER, Terry. BOTZ, Michael. y SMITH, Adrian. (2000). Chemistry and treatment of cyanidation wastes. *Mining Journal Books LTD*. Londres

MORAN, Robert. (s.f.) El Cianuro en la Minería: Algunas observaciones sobre la química, toxicidad y análisis de las aguas asociadas con minería. Tribunal Latinoamericano del agua.

MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE. (2002). Diagnóstico y proyecciones de la gestión minero ambiental para las regiones auríferas de Colombia. Bogotá, D.C.

MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE. (2012). Sinopsis Nacional de la Minería Aurífera Artesanal y de Pequeña Escala. Bogotá, D.C, Colombia.

METCALF y EDDY (s.f.). Ingeniería de aguas residuales: Tratamiento, vertido y reutilización. México D.F, McGraw Hill.

OLEM, Harvey y RICHARD, F. (1980). Rotating disc biological treatment of acid mine drainage. Universidad Estatal de Pensilvania, Estados Unidos.

ORDOÑEZ, Paola; y BETANCUR, Alonso. (2003). Estudio preliminar para el tratamiento de lixiviados en un reactor de Biodiscos. Universidad Nacional de Colombia, Manizales.

OSORES, Fernando; ROJAS, Jesús y MANRIQUE, Carlos. (2012). Minería informal e ilegal y contaminación con mercurio en Madre de Dios: Un problema de salud pública. *Acta médica peruana*. 29(1). 38-42.

ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD (OMS).(2013) Departamento de Salud Pública, Medio Ambiente y Determinantes Sociales de la Salud. <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs361/es/>

ORANDI, DM, Lewis y NR, Moheimani. (2012). Biofilm establishment and heavy metal removal capacity of an indigenous mining algal-microbial consortium in a photo-rotating biological contactor. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*.

PAPADIMITRIOU, C. SAMARAS, P. y SAKELLAROPOULOS, G. (2009). Comparative study of phenol and cyanide containing wastewater in CSTR and SBR activated sludge reactors. *Bioresource Technology*, 100, 31-37.

PÉREZ, Juan David. Aplicación y evaluación de un reactor de Contactores biológicos rotativos (RBC o Biodiscos) a escala laboratorio como tratamiento de los lixiviados generados en el relleno sanitario de la pradera. Tesis de grado para optar el título de magister en ingeniería urbana. Universidad de Medellín. Facultad de ingenierías. Maestría en ingeniería urbana. Medellín.

RAMÍREZ, Augusto. (2010). Toxicidad del cianuro. Investigación bibliográfica de sus efectos en animales y en el hombre. *Anales de la facultad de medicina*. 71, 54-61.

ROMERO, JAIRO. (2004). *Tratamiento de Aguas Residuales, Teoría y Principios de Diseño*. Bogotá, Colombia: 3 ed. 2004. ISBN: 9588060133.

RESTREPO, Oscar Jaime, MONTOYA, Carlos Arturo, y MUÑOZ, Nury Alexandra. (2006). Degradación microbiana de cianuro procedente de plantas de beneficio de oro mediante una cepa nativa de *p.fluorecens*. *DYNA*, 73(149), 45-51.

SUGUMAR, Wilfred y SADANANDAN, Sandhya. (2010). Combined Anaerobic-Aerobic Bacterial Degradation of Dyes. *E-Journal of Chemistry*. 7, 739-744.

SISTEMA DE INFORMACIÓN MINERO COLOMBIANO. (s.f.) Producción de oro por departamento.
<http://www.simco.gov.co/simco/Estad%C3%ADsticas/Producci%C3%B3n/tabid/121/Default.aspx>

SANDRIN, Todd. DOWD, Scot. HERMAN, David y MAIER, Raina. (2009). Aquatic Environments. *Environmental Microbiology*. 2 ed. 103-122

SIRIANUNTAPIBOON, Suntud y CHUAMKAEW, Chollada. (2007). Packed cage rotating biological contactor system for treatment of cyanide wastewater. *Bioresource Technology*, 98, 266–272

SIRIANUNTAPIBOON, SUNTUD y CHUMLAONG, Sudarat. (2013). Effect of Ni²⁺ and Pb²⁺ on the efficiency of packed cage rotating biological contactor system. *Journal of Environmental Chemical Engineering*.

SINIA, Chile. Tecnología de lodos activados.
http://www.sinia.cl/1292/articles49990_30.pdf.

SIERRA, Carlos. (2011). *Calidad del agua: evaluación y diagnóstico*. Medellín, Colombia. ISBN: 978-958-8692-06-7

TAICEONG, Rex y K. STENSTROM, Michael. (1979). Use of the Rotating Biological Contactor for Appropriate Technology Wastewater Treatment. *Water Resources Program*.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (1994). Treatment of Cyanide heap leaches and tailings. Washington, DC.

UNIDAD DE PLANEACIÓN MINERO ENERGÉTICA (UPME). (2007). Producción más limpia en la minería del oro en Colombia, Mercurio, Cianuro y otras sustancias. Bogotá, D.C, Colombia.

WALEED, M. K. ZAID. (1993). Physical Properties of Rotating Biological Contactor Biofilms. Tesis doctoral.

WELTER, Adriana. ROMERO, José. GRUMELLI, Yanina, SANCHEZ, José. Y ASCAR, Graciela. (2004). La Biopelícula en los procesos RBC. Universidad Católica de Córdoba.

WHEATON, Fred, y HOCHHEIMER, John. (s.f.) Biological Filters: Trickling and RBC Design. 291-318.

WHITE, Daniel y SCHANABEL, William. (1998). Treatment of cyanide waste in a sequencing batch biofilm reactor. *Water research*, 32. 254-257

ANEXO 1. Plano del reactor Biodiscos (vista lateral)

