

UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERÍA
FACULTAD DE INGENIERÍA AMBIENTAL



**EVALUACION DEL TRATAMIENTO DE AGUA ACIDA CON PLOMO,
MEDIANTE FITORREMEDIACIÓN**

TESIS

PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE:

INGENIERO SANITARIO

PRESENTADO POR:

**AUGUSTO HURTADO ANGEL
JOHN WINDER SOTO ARBIETO**

LIMA, PERÚ

AÑO 2006

RESUMEN

El drenaje ácido de mina es el agua contaminada originada de la explotación minera, ya sea superficial o profunda, típicamente de alta acidez y con niveles elevados de metales pesados, que pueden provocar graves efectos negativos sobre el ser humano.

Para mitigar estos impactos negativos en el medio ambiente se requieren implementar sistemas de tratamiento que reduzcan los efectos negativos originados por los vertimientos de aguas ácidas sin tratamiento.

Generalmente los de sistemas de tratamiento de las actuales empresas mineras se realizan a través métodos químicos, los que requieren de un alto costo de operación y mantenimiento. En el presente estudio de investigación se plantea como alternativa de tratamiento el uso de humedales o wetlands piloto para el tratamiento de aguas ácidas, para ello se simulara un agua ácida con flujo estacionario, con un pH que varía de 1,5 a 2,5 y con una concentración de plomo de 9,48 ppm.

Para la evaluación de las aguas acidas se ha utilizado dos módulos pilotos. El primer módulo del sistema de tratamiento de pantanos artificiales esta compuesto de tres compartimentos: el primero de conchas de abanico, el segundo de compost y el tercero con plantas (Typha-Cyperus); y, el segundo modulo esta compuesto únicamente por plantas (Typha-Cyperus).

El agua ácida simulada se hizo circular a través de los módulos durante un periodo experimental de quince días (15) y muestreadas para su análisis en cada punto de aforo cada tres días (03), obteniéndose como resultado valores de pH cercanos a la neutralidad y valores de concentraciones de plomo dentro de los límites máximos permisibles (LPM) de la normativa peruana.

De las evaluaciones realizadas y los resultados obtenidos se evidencia que el uso de humedales, conchas de abanico y compost, como un sistema unitario, pueden ser empleados en el tratamiento de aguas ácidas provenientes de las minas, toda vez que se obtienen mejores resultados en comparación a los pilotos compuestos únicamente por plantas

EVALUACIÓN DEL TRATAMIENTO DE AGUA ACIDA ARTIFICIAL CON PLOMO MEDIANTE FITORREMEDIACIÓN

INDICE

RESUMEN

	Pág.
I. INTRODUCCIÓN	1
II. OBJETIVOS	5
2.1. Objetivo General.....	5
2.2. Objetivos Específicos.....	5
III. MARCO LEGAL	6
3.1. Decreto Ley N° 17752, Ley General de Agua.....	6
3.2. Decreto Ley N° 28611. Ley General del Ambiente.....	8
3.3. Decreto Supremo N° 016-93-EM.....	12
3.4. Resolución Ministerial N° 011-96-EM/VMM.....	13
IV. MARCO TEÓRICO	18
4.1. Drenaje Acidas de Mina.....	18
4.1.1. Generación Aguas Ácidas.....	19
4.1.2. Tipos de Aguas Ácidas.....	20
4.2. Efectos tóxicos de los metales pesados.....	21
4.2.1. Fuentes de contaminación de plomo y riesgos para la Salud.....	24
4.2.2. Toxicidad del plomo.....	27
4.3. Métodos de tratamiento convencionales del drenaje ácido De Mina.....	29
4.3.1. Tratamiento del drenaje ácido de mina usando la cal...	30
4.3.2. Cálculos de costos de operación y consumo de cal para levantar el pH de 6,68 a pH 8,5 por precipitación química.....	38
4.4. Uso de Pantanos Artificiales para el Tratamiento del Drenaje Ácido de Mina.....	39
4.4.1. Definición.....	39
4.4.2. Tipos de Pantanos Artificiales.....	40

4.4.3.	Funciones de los principales componentes de los Pantanos Artificiales.....	45
4.4.4.	Mecanismos de depuración de los Pantanos Artificiales.....	49
4.4.5.	Principales ventajas de la aplicación de los Pantanos Artificiales.....	53
4.4.6.	Investigaciones realizadas sobre Pantanos Artificiales en el Perú y en otros países.....	55
4.5.	Generalidades de la Concha de Abanico.....	58
4.5.1.	Antecedentes biológicos pesqueros.....	59
4.5.2.	Composición química y nutricional.....	60
4.5.3.	Características físicas y rendimientos.....	61
4.5.4.	Reacciones involucradas en el incremento del pH.....	63
4.6.	Generalidades de las plantas involucradas en la evaluación....	65
4.6.1.	Typha.....	65
4.6.2.	Cyperus.....	67
4.7.	Tipos de remediación y Mecanismos fisiológicos de respuesta al estrés por exceso de metales.....	69
4.7.1.	Tipos de biorremediación.....	69
4.7.2.	Mecanismos fisiológicos de respuesta al estrés por exceso de metales.....	75
V.	DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO.....	80
5.1.	Ubicación y antecedentes de los Módulos de Tratamiento de Pantanos Artificiales.....	80
5.2.	Descripción del sistema de Pantanos Artificiales.....	82
5.2.1.	Modulo I.....	82
5.2.2.	Modulo II.....	84
5.3.	Funcionamiento del sistema.....	84
5.3.1.	Primer compartimiento.....	85
5.3.2.	Segundo compartimiento.....	85
5.3.3.	Tercer compartimiento.....	86
5.4.	Aspectos Meteorológicos.....	87
VI.	MATERIALES Y MÉTODOS.....	89
6.1.	Análisis del Agua Ácida Simulada.....	89

6.1.1.	pH, conductividad eléctrica y temperatura.....	89
6.1.2.	Plomo.....	89
6.2.	Procedimiento de muestreo.....	90
6.3.	Procedimiento para la determinación de la capacidad alcalinizante de las Conchas de Abanico.....	92
6.4.	Evaluación de los Plantas involucradas en el Tratamiento.....	93
6.4.1.	Evaluación de la Typha.....	93
6.4.2.	Evaluación del Cyperus.....	95
6.4.3.	Evaluación de las Conchas de Abanico.....	97
VII.	RESULTADOS Y DISCUSIONES.....	98
7.1.	Caracterización del Agua Ácida Simulada.....	98
7.2.	Caracterización del Agua Ácida Tratada.....	98
7.2.1.	pH en módulo N° 1.....	98
7.2.2.	pH en módulo N° 2.....	98
7.2.3.	Plomo en el módulo N° 1.....	99
7.2.4.	Plomo en el módulo N° 2.....	99
7.3.	Adaptación y Crecimiento de las Plantas.....	99
7.3.1.	Typha.....	99
7.3.2.	Cyperus.....	100
7.4.	Determinación del poder alcalinizante de las Conchas de Abanico.....	101
7.5.	Eficiencia del sistema.....	101
VIII.	CONCLUSIONES.....	102
IX.	RECOMENDACIONES.....	104
X.	FUENTES DE INFORMACIÓN.....	105
ANEXOS		
ANEXO 1: Cuadros y Gráficos		
ANEXO 2: Álbum Fotográfico		
ANEXO 3: Resultados de Laboratorio		
ANEXO 4: Esquema de los Módulos Planteados		

I. INTRODUCCIÓN

La problemática actual respecto a la contaminación ambiental, ha ido generándose de manera acelerada un creciente interés por el control de los procesos industriales que, como consecuencia de sus actividades, causan un fuerte impacto ambiental. Es dentro de este marco que se plantea a la biorremediación aplicada a la industria minera.

En el Perú existen 180 minas operativas de las cuales, 25 a 30 presentan un problema de generación de agua ácida declarado: además la gran cantidad de minas abandonadas no han clausurada de manera apropiada sus instalaciones y dejaron atrás una gran fuente generadora o potencial de Drenaje Ácido de Mina – DAM. Por ello investigaciones en este campo se han urgentes y son cada vez mas solicitadas por las empresas mineras que desean solucionar el problema existente.

La industria de explotación minera es una de las actividades económicas más importantes de Perú. Las mismas existentes en el norte, en el centro y en el sur del país han creado un gran problema ambiental. Por ejemplo, las actividades de extracción en minas de cobre (Cu) en Cuajote y Toquepala localizadas en el sur del país, exponen grandes cantidades de contaminantes, sulfuro mineral Cu_3SO_4 , que producen el Drenaje Ácido de Mina-DAM cuando se ponen en contacto con agua y oxígeno. Los residuos mineros de la extracción de cobre (Cu) y de las operaciones de las refinерías contaminan el río Locumba. Otro problema sabido es la contaminación del lago Junín, río Mantaro, río Rímac, río Santa, río Chalhuanca quienes reciben los efluentes de las actividades mineras.

El primer problema y tal vez el mas frecuente en el campo minero es la generación de agua ácida o drenaje ácido de mina (DAM). Este proviene de la oxidación de minerales sulfurosos, con la lixiviación de metales asociados, por la exposición de éstas rocas al aire y al agua. Como consecuencia se tiene en el efluente un pH muy bajo, gran cantidad de sulfatos y lo más preocupante, metales pesados disueltos entre ellos el Plomo (Pb). Es debido a la disminución

en el pH que los metales se hacen más solubles en el efluente, por lo que la verdadera problemática son estas especies disueltas.

Las fuentes de drenaje ácidos en un asiento minero son:

- Minerales sulfurosos principalmente en rocas que se encuentran debajo de una capa del suelo y generalmente debajo de la napa freática.
- La exposición al aire y al agua por la actividad minera acelera la velocidad de generación de ácido.
- En un asiento minero, las fuentes de Drenaje Ácido de Roca-DAR son áreas donde la roca de mina ha sido disturbada y la superficie expuesta como en los desmontes, relaves, labores subterráneas y las minas a tajo abierto.

Finalmente si estos efluentes serán vertidos a ríos, lagos o lagunas vecinas, repercutirán en las cosechas, personas y animales. Actualmente se prohíbe verter desechos en ríos, lagos y lagunas, por lo que se generan pilas o depósitos recubiertos, siendo éstos buenos impedimentos temporales. Sin embargo, la exposición al oxígeno y humedad, inevitablemente causará la generación al oxígeno y humedad, inevitablemente causará la generación del drenaje de agua ácida de mina que se percolará al agua subterránea.

A fin, de determinar un planteamiento al problema existente, usaremos en nuestra investigación la fitorremediación como un sistema de tratamiento de aguas ácidas de mina.

Puede definirse la fitorremediación como el uso de plantas, incluyendo árboles y herbáceas, para eliminar, destruir o secuestrar contaminantes peligrosos de medios tales como el suelo o el agua. En la actualidad se *investigan* o *incluso* se utilizan comercialmente para tratar una serie de contaminantes en diferentes situaciones. Los investigadores han encontrado que las plantas pueden utilizarse para el tratamiento de la mayor parte de los contaminantes, incluyendo hidrocarburos procedentes de petróleo, solventes clorinados, pesticidas, metales, radionucleidos, explosivos y nutrientes en exceso. Las especies seleccionadas para fitorremediación lo son en función de su potencial para

evapotranspirar agua, de las enzimas que producen, de sus tasas de crecimiento y su cosecha, la profundidad de sus raíces y su habilidad para bioacumular contaminantes.

Se utiliza una gran variedad de recursos vegetales para uso de remediación en el campo. Por ejemplo, los humedales artificiales, camas de junco, y los sistemas de plantas flotantes son bastantes usuales para el tratamiento de varios tipos de agua residuales y efluentes industriales. La adición en suelos contaminados con metales de quelantes sintéticos como por ejemplo el ácido etilendiaminotetraacético (EDTA), ácido nitrilotriacético (NTA), citrato, oxalato, malato, succinato, tartrato, salicilato, acetato, tiocianato de amonio, etc., y arcillas naturales que contienen aluminio –silicatos, óxidos e hidróxidos de hierro y aluminio han facilitado la remediación al aplicarlos en distintos estados específicos del crecimiento de las plantas. La aplicación de poliacrilatos cruzados, hidrogeles, ha inhibido significativamente la absorción de metales pesados por las raíces, evitando por tanto la toxicidad de metales. Las plantas hiperacumulan metales cuando crecen en ecosistemas terrestres o acuáticos contaminados pueden limpiar no solo los metales sino también una gran variedad de xenobioticos, ayudando por tanto la descontaminación ambiental.

Los metales pesados, sustancias orgánicas y radionucleicos se consideran los mayores agentes contaminantes ambientales, siendo considerados también como potencialmente citotóxicos, mutagénicos y carcinogénicos. La remediación de contaminantes metálicos es un campo emergente en la amplia área de la bio-geo-tecnología ambiental.

La bioacumulación de metales pesados que realizan algunas plantas se conoce ya con detalle y hoy en día se sabe de un gran número de plantas superiores que poseen diversas estrategias de respuesta a los metales pesados. Varias de estas especies que acumulan metales en más de un 0,1% de su peso seco han sido denominados “hiperacumuladoras” (Reigosa, Pedrol, Sánchez, 1). Las plantas hiperacumuladoras de metales pesados que además son capaces de degradar compuestos inorgánicos se utilizan actualmente en fitorremediación. Plantas que crecen en ecosistemas terrestres contaminados por metales

absorben los metales pesados tóxicos y los complejos en distintos lugares, ayudando de este modo a la descontaminación ambiental. Se han seguido una *gran variedad de estrategias para remediación en el campo*, incluyendo humedales artificiales, camas de junco y sistemas como plantas flotantes que son ya bastante comunes para el tratamiento de distintos tipos de aguas residuales.

II. OBJETIVOS

2.1. Objetivo General

Evaluar la concentración de plomo y el valor del pH del agua ácida a la salida del módulo, asimismo, corroborar si los resultados obtenidos se encuentran dentro de los límites máximos establecidos por las normas nacionales.

2.2. Objetivos Específicos

Evaluar la concentración de plomo que es removido al final de la unidad de tratamiento.

Evaluar si el pH de ingreso (1,5 – 2,5) del agua ácida se eleva hasta obtener un pH cercano a la neutralidad al la salida del módulo.

III. MARCO LEGAL

3.1. Decreto Ley N° 17752, Ley General de Aguas

Artículo 7°.- El poder ejecutivo podrá:

- c) Declarar zonas de protección, en las cuales, cualquier actividad que afecte a los recursos de agua, podrá ser limitada, condicionada o prohibida.

Artículo 10°.- El Ministerio de Agricultura y Pesquería en cuanto a la conservación e incremento, y el Ministerio de Salud en lo que respecta a la preservación de *los recursos hídricos*, están obligados a:

- a) Realizar los estudios e investigaciones que fuesen necesarios.
- b) Dictar las providencias que persigan sancionar y pongan fin a la contaminación, o pérdida de las aguas, cuidando su cumplimiento;
- c) Desarrollar acción educativa y asistencia técnica permanentes para formar conciencia pública sobre la necesidad de conservar y preservar las aguas.

Artículo 17°.- En estados declarados por emergencia por escasez, exceso, contaminación u otras causas, la Autoridad de Aguas o la Sanitaria, en su caso, dictaran las disposiciones convenientes para que las aguas sean protegidas, controladas y suministradas en beneficio de la colectividad e interés general, atendiendo preferentemente el abastecimiento de las poblaciones y las necesidades primarias.

Artículo 22°.- Está prohibido verter o emitir cualquier residuo, sólido, líquido ó gaseoso que pueda contaminar las aguas, causando daños o poniendo peligro la salud humana o el normal desarrollo de la flora o fauna o comprometiendo su empleo para otros usos. Podrá descargarse únicamente cuando:

- a) Sean sometidos a los necesarios tratamientos previos.

- b) Se compruebe que las condiciones del receptor permitan los procesos naturales de purificación.
- c) Se compruebe que con su lanzamiento submarino no se causará perjuicio a otros usos; y
- d) En otros casos que autorice el Reglamento.

La autoridad Sanitaria dictará las providencias y aplicará las medidas necesarias para el cumplimiento de la presente disposición. Si, no obstante, la contaminación fuere inevitable, podrá llegar hasta la revocación del uso de las aguas o la prohibición o la restricción de la actividad dañina.

Artículo 32°.- El otorgamiento de cualquier uso de agua esta sujeto al cumplimiento de las siguientes condiciones concurrentes:

- b) Que se compruebe que no se causará contaminación o pérdida de recursos de agua.

Artículo 85°.- Quedan sujetas a las disposiciones específicas del presente Título y a las demás de esta Ley que les sean aplicables, la realización de estudios y la ejecución y modificación de obras destinadas a los siguientes fines:

- b) Evacuación de desagüe y descarga de efluentes, relaves y materiales sólidos provenientes de la minería, industria y de otros usos.

Artículo 122°.- El que contaminare aguas superficiales o subterráneas, con daño para la salud humana, la colectividad o la flora o fauna, infringiendo alguna de las disposiciones pertinentes de la presente ley, o las que, para evitar la contaminación, hubiere dictado la Autoridad competente, será sancionado de acuerdo con lo dispuesto en el artículo 274° del Código Penal, quedando obligado a reparar los daños y perjuicios ocasionados.

Código Penal: Artículo 274°.- El que intencionalmente, contaminare con sustancias nocivas a la salud el agua potable destinada al uso de las

personas o de los animales domésticos, será reprimido con penitenciaría no mayor de cinco años o con prisión no menos de un mes.

La pena será prisión no mayor de dos años o multa de la renta de tres a noventa días, si el delincuente hubiere obrado por negligencia.

3.2. Ley N° 28611. Ley General del Ambiente

Artículo 1°.- Del objetivo. La presente Ley es la norma ordenadora del marco normativo legal para la gestión ambiental en el Perú. Establece los principios y normas básicas para asegurar el efectivo ejercicio del derecho a un ambiente saludable, equilibrado y adecuado para el pleno desarrollo de la vida, así como el cumplimiento del deber de contribuir a una efectiva gestión ambiental y de proteger el ambiente, así como sus componentes, con el objetivo de mejorar la calidad de vida de la población y lograr el desarrollo sostenible del país.

Artículo 11°.- De los lineamientos ambientales básicos de las políticas públicas. Sin perjuicio del contenido específico de la Política Nacional del Ambiente, el diseño y aplicación de las políticas públicas consideran los siguientes lineamientos:

- b) La prevención de riesgos y daños ambientales, así como la prevención y el control de la contaminación ambiental, principalmente en las fuentes emisoras. En particular, la promoción del desarrollo y uso de tecnologías, métodos, procesos y prácticas de producción, comercialización y disposición final más limpias. h. La información científica, que es fundamental para la toma de decisiones en materia ambiental.

Artículo 31°.- Del Estándar de Calidad Ambiental

31.1- El Estándar de Calidad Ambiental – ECA, es la medida que establece el *nivel* de concentración o del *grado* de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos, presentes en el aire, agua o suelo, en su condición de cuerpo receptor, que no representa riesgo significativo para la salud de las personas ni

al ambiente. Según el parámetro en particular a que se refiera, la concentración o grado podrá ser expresada en máximos, mínimos o rangos.

Artículo 32°.- Del Limite Máximo Permisible

- 32.1-** El Límite Máximo Permisible – LMP, es la medida de la *concentración o del grado de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos*, que caracterizan a un efluente o una emisión, que al ser excedida causa o puede causar daños a la salud, al bienestar humano y al ambiente. Su cumplimiento es exigible legalmente por la respectiva autoridad competente. Según el parámetro en particular a que se refiera, la concentración o grado podrá ser expresada en máximos, mínimos o rangos.
- 32.2-** El LMP guarda coherencia entre el nivel de protección ambiental establecido para una fuente determinada y los niveles generales que se establecen en los ECA. La implementación de estos instrumentos debe asegurar que no se exceda la capacidad de carga de los ecosistemas, de acuerdo con las normas sobre la materia.

Artículo 66°.- De la salud ambiental

- 66.1-** La prevención de riesgos y daños a la salud de las personas es prioritaria en la gestión ambiental. Es responsabilidad del Estado, a través de la Autoridad de Salud y de las personas naturales y jurídicas dentro del territorio nacional, contribuir a una efectiva gestión del ambiente y de los factores que generan riesgos a la *salud de las personas*. **66.2** *La Política Nacional de Salud* incorpora la política de salud ambiental como área prioritaria, a fin de velar por la minimización de riesgos ambientales derivados de las actividades y materias comprendidas bajo el ámbito de este sector.

Artículo 90°.- Del recurso agua continental. El Estado promueve y controla el aprovechamiento sostenible de las aguas continentales a través de la *gestión integrada del recurso hídrico*, previniendo la afectación de su calidad ambiental y de las condiciones naturales de su entorno, como parte del ecosistema donde se encuentran; regula su asignación en función de objetivos sociales, ambientales y económicos; y promueve la inversión y participación del sector privado en el aprovechamiento sostenible del recurso.

Artículo 113°.- De la calidad ambiental

113.2- Son objetivos de la gestión ambiental en materia de calidad ambiental:

- a) Preservar, conservar, mejorar y restaurar, según corresponda, la calidad del aire, el agua y los suelos y demás componentes del ambiente identificando y controlando los factores de riesgo que la afecten.
- b) Prevenir, controlar, restringir y evitar según sea el caso, actividades que generen efectos significativos, nocivos o peligrosos para el ambiente y sus componentes, en particular cuando ponen en riesgo la salud de las personas.
- f) Promover el desarrollo de la investigación científica y tecnológica, las actividades de transferencia de conocimientos y recursos, la difusión de experiencias exitosas y otros medios para el mejoramiento de la calidad ambiental.

Artículo 117°.- Del control de emisiones

117.1- El control de las emisiones se realiza a través de los LMP y demás *instrumentos de gestión ambiental establecidos por las autoridades competentes*.

117.2- La infracción de los LMP es sancionada de acuerdo con las normas correspondientes a cada autoridad sectorial competente.

Artículo 120°.- De la protección de la calidad de las aguas

120.1- El Estado, a través de las entidades señaladas en la Ley, está a cargo de la protección de la calidad del recurso hídrico del país.

120.2- El Estado promueve el tratamiento de las aguas residuales con fines de su reutilización, considerando como premisa la obtención de la calidad necesaria para su reuso, sin afectar la salud humana, el ambiente o las actividades en las que se reutilizarán.

Artículo 121°.- Del vertimiento de aguas residuales. El Estado emite en base a la capacidad de carga de los cuerpos receptores, una autorización previa para el vertimiento de aguas residuales domésticas, industriales o de cualquier otra actividad desarrollada por personas naturales o jurídicas, siempre que dicho vertimiento no cause deterioro de la calidad de las aguas como cuerpo receptor, ni se afecte su reutilización para otros fines, de acuerdo a lo establecido en los ECA correspondientes y las normas legales vigentes.

Artículo 122°.- Del tratamiento de residuos líquidos

122.3- Las empresas o entidades que desarrollan actividades extractivas, productivas, de comercialización u otras que generen aguas residuales o servidas, son responsables de su tratamiento, a fin de reducir sus niveles de contaminación hasta niveles compatibles con los LMP, los ECA y otros estándares establecidos en instrumentos de gestión ambiental, de conformidad con lo establecido en las normas legales vigentes. El manejo de las aguas residuales o servidas de origen industrial puede ser efectuado directamente por el generador, a través de terceros debidamente autorizados o a través de las entidades responsables de los servicios de saneamiento, con sujeción al marco legal vigente sobre la materia.

Artículo 135°.- Del régimen de sanciones

135.1- El incumplimiento de las normas de la presente Ley es sancionado por la autoridad competente en base al Régimen Común de Fiscalización y Control Ambiental. Las autoridades pueden

establecer normas complementarias siempre que no se opongan al Régimen Común.

Artículo 136°.- De las sanciones y medidas correctivas

136.1- Las personas naturales o jurídicas que infrinjan las disposiciones contenidas en la presente Ley y en las disposiciones complementarias y reglamentarias sobre la materia, se harán acreedoras, según la

- d) Paralización o restricción de la actividad causante de la infracción.
- e) Suspensión o cancelación del permiso, licencia, concesión o cualquier otra autorización, según sea el caso.
- f) Clausura parcial o total, temporal o definitiva, del local o establecimiento donde se lleve a cabo la actividad que ha generado la infracción.

3.3. Decreto Supremo N° 016-93-EM. Reglamento del Título Décimo Quinto del Texto Único Ordenado de la Ley General de Minería, Sobre el Medio Ambiente.

Artículo 3°.- Objeto.- El presente Reglamento tiene por objeto:

- a) Establecer las acciones de previsión y control que debe realizarse *para armonizar el desarrollo de las actividades minero-metalúrgicas* con la protección del medio ambiente.
- b) Proteger el medio ambiente de los riesgos resultantes de los agentes nocivos que pudiera generar la actividad minero-metalúrgica, evitando sobrepasen los niveles máximos permisibles.
- c) Fomentar el empleo de nuevas técnicas y procesos relacionados con el mejoramiento del medio ambiente.

Artículo 5°.- El titular de la actividad minero-metalúrgico, es responsable por la emisión, vertimientos y disposición de desechos al medio ambiente *que se produzcan como resultado de los procesos efectuados en sus instalaciones.* A este efecto es su obligación evitar e impedir que aquellos elementos y/o sustancias que por sus concentraciones y/o prolongada

permanencia puedan tener efectos adversos en el medio ambiente, sobrepasen los niveles máximos permisibles.

Artículo 10°.- El PAMA de las actividades de exploración y/o explotación en las operaciones de minado subterráneo y a cielo abierto deben identificar y contemplar el tratamiento de:

2- Calidad y flujo de aguas superficiales y subterráneas por descarga de aguas contaminadas (nitratos, metales pesados, acidez, etc.)

Artículo 26°.- En operaciones de minado subterráneo y a cielo abierto, los EIA y PAMA enfatizarán el cumplimiento de metas a base de normas para:

3- Calidad y flujo de las aguas superficiales y subterráneas.

Artículo 27°.- El Plan de Cierre para el área objeto de la concesión, para operaciones de minado subterráneo y a cielo abierto, deben contemplar normas relacionadas con:

3- Medidas para prevenir la contaminación de los cuerpos de agua.

3.4. Resolución Ministerial N° 011-96-EM/VMM. Aprueban los Niveles Máximos Permisibles para Efluentes Líquidos Minero-Metalúrgico

Artículo 2°.- Los Niveles Máximos Permisibles a las cuales se sujetarán las Unidades Minero-Metalúrgicas están señalados en el Cuadro N° 1. Las Unidades Mineras en Operaciones y aquellas que reinician sus operaciones deberán sujetarse a lo señalado en el Cuadro N° 2, siguiendo lo establecido en el Decreto Supremo N° 016-93-EM.

Artículo 3°.- Los valores establecidos en el Cuadro 2, se ajustarán gradualmente hasta igual los Niveles Máximos Permisibles (Cuadro N° 1), en un periodo no mayor de 10 años a partir de la entrada en vigencia de la presente Resolución Ministerial.

Artículo 4°.- Los resultados analíticos obtenidos para cada parámetro regulado partir de la muestra recogida del efluente minero- metalúrgico, no excederán *en ninguna* oportunidad los niveles establecidos en la columna “Valor en cualquier Momento” del Cuadro N° 1 o 2 según corresponda.

Artículo 5°.- Las concentraciones promedio anuales, para cada parámetro regulado no excederán los niveles establecidos en la columna “Valor Promedio Anual” en el Cuadro N° 1 o 2 según corresponda.

Artículo 8°.- Los titulares mineros podrán eliminar o cambiar la ubicación de uno o más puntos de control, previa aprobación de la Dirección General de Asuntos Ambientales, para lo cual será necesario presentar la documentación sustentatoria.

Artículo 9°.- Para efectos de determinar la frecuencia de muestreo, de análisis químicos y de presentación de reportes, los titulares mineros serán clasificados de acuerdo al volumen de descarga total de efluentes minero-metalúrgicos al cuerpo receptor, según la siguiente escala:

- a) Mayor de 300 metros cúbicos por día.
- b) Entre 50 y 300 metros cúbicos por día.
- c) Menor de 50 metros cúbicos por día.

Artículo 13°.- Para efectos de la presente Resolución Ministerial se tomará en consideración las siguientes definiciones.

Efluentes Líquidos Minero-Metalúrgicos.- Son los flujos descargados al ambiente que provienen:

- a) De cualquier labor, excavación o trabajo efectuado en el terreno, o de cualquier planta de tratamiento de aguas residuales asociadas con labores, excavaciones o trabajos efectuados dentro de los linderos de la Unidad Minera.
- b) Depósitos de relaces u otras instalaciones de tratamiento que produzcan aguas residuales.

- c) De concentradoras, plantas de estación, fundición y refinerías, siempre que las instalaciones sean usadas para el lavado, trituración, molienda, flotación, reducción, lixiviación, tostación, sinterización, fundición, refinación, o tratamiento de cualquier mineral, concentrado, metal, o subproducto.
- d) De campamentos propios.
- e) De cualquier combinación de los antes mencionados.

Muestra Puntual.- Es el tipo de muestra, en un punto de control definido en el Protocolo de Monitoreo de Calidad de Agua para el Subsector Minería.

Parámetro Regulado.- Son aquellos parámetros que se encuentran definidos en los Cuadros N° 1 y 2 de la presente Resolución Ministerial.

Punto de Control.- Ubicación aprobada por la autoridad competente, establecida de acuerdo a los criterios de Protocolo de Monitoreo de Aguas, descrita de acuerdo a la ficha del Cuadro N° 3.

Unidad Minera en Operación.- Es aquella Concesión y/o Unidad Económica Administrativa (UEA) que se encontraba en operación antes de la entrada en vigencia del Decreto Supremo N° 016-93-EM.

Unidad Minera Reinicia Operación.- Es aquella Concesión y/o Unidad Económica administrativa (UEA) que vuelve a operar tras haber estado paralizada antes de la entrada en vigencia del Decreto Supremo N° 016-93-EM.

Unidad Minera Nueva.- Es aquella Concesión y/o Unidad Económica Administrativa (UEA) que comienza a operar con posterioridad la entrada en vigencia del Decreto Supremo N° 016-93-EM.

Concentración Promedio Anual.- Es la media aritmética de los resultados analíticos obtenidos durante un año calendario.

Cuadro N° 1

**NIVELES MÁXIMOS PERMISIBLES DE EMISIÓN PARA LAS UNIDADES
MINERO – METALURGICAS**

PARÁMETRO	VALOR EN CUALQUIER MOMENTO	VALOR PROMEDIO ANUAL
pH	Mayor que 6 y menor que 9	Mayor que 6 y menor que 9
Sólidos suspendidos (mg/L)	50	25
Plomo (mg/L)	0,4	0,2
Cobre (mg/L)	1,0	0,3
Zinc (mg/L)	3,0	1,0
Fierro (mg/L)	2,0	1,0
Arsénico (mg/L)	1,0	0,5
Cianuro Total (mg/L)*	1,0	1,0

* Cianuro Total, equivale a 0,1 mg/L de Cianuro libre y 0,2 mg/L de Cianuro fácilmente dissociable en ácido.

Cuadro N° 2

**VALORES MAXIMOS DE EMISIONES PARA LAS UNIDADES MINERAS EN
OPERACIÓN O QUE REINICIAN OPERACIONES**

PARÁMETRO	VALOR EN CUALQUIER MOMENTO	VALOR PROMEDIO ANUAL
pH	Mayor que 5,5 y menor que 10,5	Mayor que 5,5 y menor que 10,5
Sólidos suspendidos (mg/L)	100	50
Plomo (mg/L)	1,0	0,5
Cobre (mg/L)	2,0	1,0
Zinc (mg/L)	6,0	3,0
Fierro (mg/L)	5,0	2,0
Arsénico (mg/L)	1,0	0,5
Cianuro Total (mg/L)*	2,0	1,0

Cuadro N° 3**FICHA DE IDENTIFICACIÓN PUNTO DE CONTROL**

Nombre:

Coordenadas UTM (+/- 100 m):

Descripción (Ubicación):

Cuadro N° 4**FRECUENCIA DE MUESTREO Y PRESENTACIÓN DE REPORTE**

Volumen Total de Efluente	Frecuencia de Muestreo	Frecuencia de Presentación de Reporte
Mayor de 300 m ³ /día	Semanal	Trimestral (1)
50 a 300 m ³ /día	Trimestral	Semestral (2)
Menor que 50 m ³ /día	Semestral	Anual (3)

Nota: (1) Último día hábil de los meses de marzo, junio, setiembre y diciembre.

(2) Último día hábil de los meses de junio, diciembre.

(3) Último día hábil del mes de junio.

Los reportes del mes de junio estarán contenidos en el Anexo 1 del DS N° 016-93-EM.

Cuadro N° 5**FRECUENCIA DE ANALISIS QUÍMICO**

PARÁMETRO	Efluente Mayor que 300 m ³ /día	Efluente de 50 a 300 m ³ /día	Efluente Menor que 50 m ³ /día
pH	Semanal	Trimestral	Semestral
Sólidos suspendidos	Semanal	Trimestral	Semestral
Pb, Cu, Zn, Fe, As	Mensual	Trimestral	Semestral
CN Total	Semestral	Quincenal	Trimestral

IV. MARCO TEÓRICO

4.1. Drenaje Ácido de Mina (DAM)

El drenaje ácido de mina es el agua contaminada originada de la explotación minera, ya sea superficial o profunda, típicamente de alta acidez, rica en sulfato y con niveles elevados de metales pesados, principalmente hierro, manganeso y aluminio. Debido a la alta cantidad de hierro oxidado, el drenaje ácido de mina es a menudo de color rojizo coloreado. (Wildeman y Landon)(2)

Cuadro N° 6

Metales Disueltos en DAM de la Mina de la Compañía Minera Nor Perú S.A.
(CMNP)

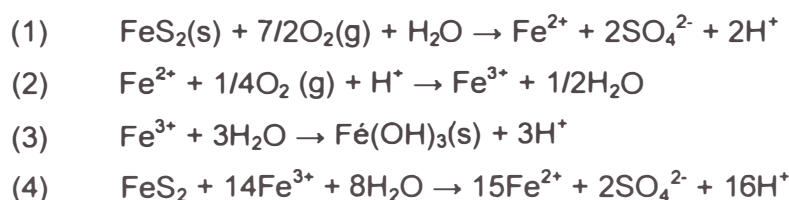
ELEMENTO	CMNP CONCENTRACIÓN (mg/L) (1999)
TSS	
Cu	260
Pb	3
Zn	435
Fe	3 000
As	52
Cianuro	0,03
Cd	2,26
Cr	0,07
Sulfuros	
Nitratos	
Se	
Hg	1,20
Bi	65,60
Mn	1,5
Antimonio	55
Mg	7,5
Na	10
Mo	0,02
Al	200
pH	3

Fuente: Calle Hernandez (3)

4.1.1. Generación de Aguas Ácidas

El principal responsable de la formación de las aguas ácidas es el proceso de oxidación de la pirita; esta oxidación se ve favorecida en áreas mineros debido a la facilidad con la que el aire entra en contacto con los sulfuros a través de las labores mineras de acceso y por los poros existentes en las pilas de estériles y residuos como al incremento de la superficie de contacto de las partículas (López, Aduvire y Baretino)(4).

Las reacciones que intervienen en la oxidación de la pirita pueden ser representadas por las siguientes cuatro ecuaciones (López, Aduvire y Baretino)(4).



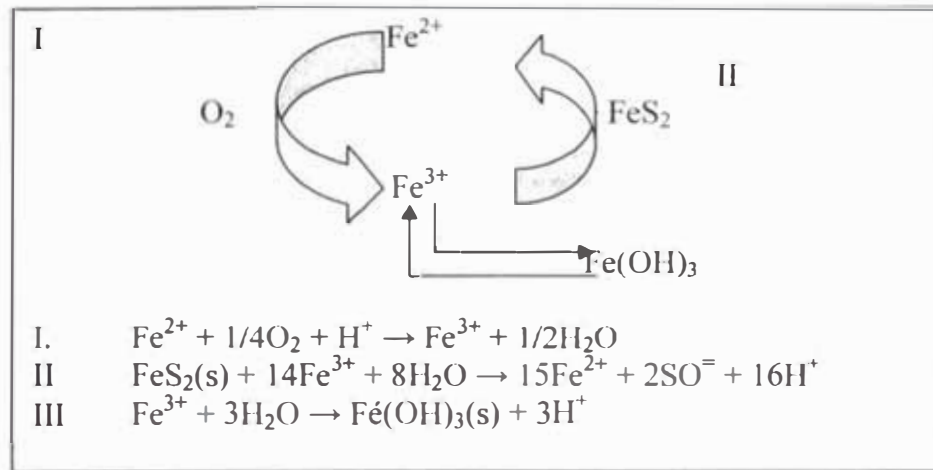
En la reacción de oxidación de la pirita (1) se produce Fe^{2+} , SO_4^{2-} e H^+ . esta reacción provoca un incremento en el total de sólidos disueltos y un aumento de la acidez, que irá asociado a una disminución del pH, a menos que sea neutralizada la acidez generada. Si el ambiente circundante es lo suficientemente oxidante, entonces muchos iones ferrosos se oxidaran a iones férricos(2). Por lo general, por encima de un pH alrededor de 3, el ion férrico formado precipita mediante hidrólisis como hidróxido (3), disminuyendo por tanto el Fe^{3+} en solución, mientras que el pH baja simultáneamente. Por último, algunos cationes férricos (Fe^{3+}) que se mantiene en solución, pueden seguir oxidando adicionalmente a la pirita y formar Fe^{2+} , SO_4^{2-} y H^+ (4).

Cinéticamente, la oxidación de la pirita (1) en un principio es un proceso lento, que acaba con el hierro liberado precipitado como hidróxido (3) al ser todavía relativamente alto el pH. Progresivamente la capacidad neutralizadora del medio va disminuyendo, y al alcanzar el pH el valor de 3,5 ya deja de formarse el hidróxido y la actividad de Fe^{3+} en solución se

incrementa. A este pH, además, bacterias catalizan y aceleran la oxidación de Fe^{2+} a Fe^{3+} (2) en varios órdenes de magnitud. Es entonces cuando la reacción (4) de oxidación de la pirita por el Fe^{3+} empieza a tener lugar, siendo la causa de la rápida oxidación de la pirita a pH ácido.

Figura N° 1

Oxidación de la pirita en presencia del sulfato férrico



4.1.2. Tipos de Aguas Ácidas

Pueden distinguirse cinco tipos básicos de aguas ácidas (Skousen y Ziemkiewicz)(6):

Tipo 1 : Contiene muy poca o nula alcalinidad y elevada acidez ($\text{pH} < 4.5$). Presenta alta concentración de hierro, aluminio, manganeso y otros metales, y de oxígeno disuelto.

Tipo 2 : Alto contenido en sólidos disueltos totales, en manganeso y hierro ferroso, bajo o nulo contenido en oxígeno disuelto y pH superior a 6. Al producirse la oxidación de los metales, el pH del agua desciende drásticamente y se transforma en agua del Tipo 1.

Tipo 3 : Contenido de alto a moderado en sólidos totales, hierro ferrosos y manganeso, bajo o nulo contenido en oxígeno disuelto, pH superior a 6 y contenido en alcalinidad superior al de acidez. El ácido generado en la

oxidación e hidrólisis de los metales es neutralizado por la alcalinidad contenida en el agua.

Tipo 4 : drenaje ácido neutralizado, con pH superior a 6 y alto contenido en sólidos en suspensión. La precipitación de los hidróxidos aun no se ha producido. Con un tiempo de residencia adecuado en una balsa de decantación, las partículas sedimentan y el agua se transforma en el Tipo 5.

Tipo 5 : Drenaje ácido neutralizado, con pH superior a 6 y alto contenido en sólidos disueltos después de que la mayoría de los hidróxidos han precipitado, lo principales cationes que permanecen en solución son calcio y magnesio. Los aniones y bicarbonato también permanecen en solución.

Otros tipos de agua ácida se producen en minas con bajo contenido en sulfuros y bajas o moderadas cantidades de carbono. El agua generada en ellas suele tener pH cercano a la neutralidad, baja conductividad ($< 100\mu\text{S}/\text{mm}$) y acidez y alcalinidad equilibradas. Estas aguas se consideran inertes o neutras.

4.2. Efectos tóxicos de los metales pesados

Desde el punto de vista de la contaminación ambiental, los metales pueden clasificarse como metales esenciales para la vida, tóxicos no disponibles y muy tóxicos y relativamente accesibles (Ver Cuadro N° 4.2.A). La exposición excesiva a éstos últimos puede provocar graves efectos negativos sobre el organismo humano. De estos últimos, los denominados pesados son los que causan mayores problemas, ya que son empleados en grandes cantidades en la actual sociedad industrial. (Fonseca)(6)

Muchos de los elementos metálicos son micronutrientes necesarios para el desarrollo de los organismos vivos y su deficiencia puede provocar importantes enfermedades, por ejemplo, la ingestión de una cantidad

insuficiente de hierro provoca anemia. Al mismo tiempo, los metales que, en pequeñas cantidades son necesarios para un buen estado de salud, pueden llegar a ser tóxicos si se ingieren en grandes dosis.

Cuadro N° 4.2.A

Clasificación de los metales según toxicidad y biodisponibilidad

ESENCIALES			TÓXICOS PERO NO DISPONIBLES		TÓXICOS Y ACCESIBLES		
Na	C	Li	Ti	Ga	Be	As	Au
K	P	Rb	Hf	La	Ca	Se	Hg
Mg	Fe	Sr	Zr	Os	Ni	Te	Tl
Ca		Al	W	Rh	Cu	Pd	Pb
			Nb	Ir	Zn	Ag	Sb
			Ta	Ru	Sn	Cd	Bi
			Re	Ba		pt	

Fuente: Omarilis Fonseca Ortiz (6)

Otra propiedad importante de los metales es su nula degradabilidad. A diferencia de muchos contaminantes orgánicos que se descomponen con la exposición a la luz solar o al calor, los metales persisten. Pueden ser enterrados en el suelo o lavados dentro de los sedimentos, pero nunca desaparecen por completo.

La combustión de carbón y petróleo libera grandes cantidades de metales al aire debido a que son contaminantes naturales de estas fuentes energéticas. Los productos de desecho que contienen metales se entierran en los basureros junto con las cenizas que también contienen metales provenientes del carbón y la quema de basura. Estos terrenos suelen lixiviar metales hacia las aguas subterráneas.

Como se mencionó con anterioridad, los aportes antropogénicos son la causa de contaminación más importante y va unida directamente al desarrollo industrial de los países. Desde la revolución industrial, la

producción de metales pesados tales como el plomo, el cobre y el zinc ha crecido vertiginosamente.

Muchos de los metales pesados tienen afinidad por el azufre, por lo que pueden inhibir muchas enzimas al atacar los enlaces de azufre que presentan. Por otra parte, metales como el Cd, Cu o Pb en forma iónica forman complejos estables con los grupos amino (-NH₂) y carboxílicos (-COOH), dificultando los procesos de transporte a través de las paredes celulares.

Se conoce mucho más sobre los efectos de los metales pesados cuando la exposición ha sido excesiva, provocando retrasos en el desarrollo, varios tipos de cáncer, etc. La exposición a niveles elevados de mercurio, oro y plomo altera el sistema inmunológico que comienza a atacar sus propias células tomándolas por invasores ajenos a ellas. La autoinmunidad puede derivar en el desarrollo de dolencias en las articulaciones, tales como la artritis reumática, y en enfermedades de los sistemas nefrítico, circulatorio o nervioso central. (Fonseca)(6)

Un ejemplo que demuestra la toxicidad de los metales tuvo lugar en la década del 50, en la bahía de Minamata, Japón, donde residuos de mercurio provenientes de una fábrica de productos plásticos fueron vertidos al agua donde contaminaron a los peces. Éstos constituyen un componente básico de la dieta de las comunidades establecidas alrededor de la bahía, por este motivo el vertido terminó afectando seriamente a los seres humanos. Así 10 años después de que cesaran las descargas, todavía se encontraron concentraciones elevadas, del orden de 100 mg/kg, en los sedimentos de diferentes zonas de la bahía.

La contaminación del agua por cadmio es provocada por los vertidos de industrias donde se emplean sus compuestos, como son las dedicadas al acabado de metales, la electrónica, la manufactura de pigmentos (pinturas y agentes colorantes), la industria de baterías (cadmio-níquel), la de estabilizadores plásticos, la de plaguicidas, la relacionada con la

electrodeposición o aleaciones de hierro, además hay que añadir los residuos de centrales nucleares que emplea cadmio en sus reactores.

La contaminación del agua por cadmio es provocado por los vertidos de industrias donde emplean sus compuestos. Este elemento es tóxico para todas las formas de vida y en el hombre provoca daños en los sistemas digestivo, respiratorio, en riñones y huesos (produce descalcificación y lesiones en la médula ósea) y además inhibe algunos procesos enzimáticos. Por otra parte, se ha observado que el cadmio tiene relación con la hipertensión arterial, *provocando enfermedades cardíacas*.

La minería propiamente dicha, no sólo de metales pesados sino también de carbón y otros minerales, constituye otra vía más de exposición. A pesar de algunos progresos perceptibles en lo relativo a la seguridad de los trabajadores y en una producción más limpia, la minería sigue siendo una de las actividades más dañinas y peligrosas para el medio ambiente. (Fonseca)(6)

4.2.1 Fuentes de contaminación de plomo y los riesgos para la salud

El plomo es un componente minoritario, pero ampliamente difundido, de la corteza terrestre donde forma parte de numerosas sales. Se encuentra concentrado fundamentalmente en la galena (PbS) y la cerusita ($PbCO_3$) (More)(7), utilizándose estos depósitos como fuentes de obtención de este elemento. El porcentaje de plomo en la corteza terrestre es alrededor de 0,00002 % (Harte)(8). Este elemento se puede mezclar con otros metales para formar aleaciones útiles. Debido a sus especiales características, sobre todo su ductibilidad y bajo punto de fusión, ha sido posible utilizar el plomo durante siglos para la fabricación de tuberías, recipientes y objetos ornamentales.

El plomo existente en el ambiente puede provenir de fuentes naturales y antropogénicas. Las fuentes naturales de plomo atmosférico comprenden el desgaste geológico y las emisiones volcánicas, y se han estimado en 19 000 toneladas por año, frente a un vertido al aire de 126 000 toneladas

por año como resultado de la minería, la fundición y el consumo anual de más de 3 millones de toneladas de plomo (Fonseca)(6).

Por lo general, la exposición del ser humano al plomo procede de las fuentes siguientes: el uso de la gasolina con plomo; el uso de pinturas con base de plomo; las tuberías y cañerías de plomo; las industrias en cuyos procesos interviene el plomo, como la minería. Otras fuentes adicionales incluyen las soldaduras en los botes y latas de alimentos, barnices de cerámica, baterías y cosméticos.

El transporte y la distribución del plomo procedente de fuentes fijas, móviles y naturales tiene lugar, principalmente, a través del aire. La mayor parte de las emisiones de plomo se depositan cerca de las fuentes emisoras, aunque algunas partículas recorren grandes distancias y contaminan lugares remotos como es el caso de los glaciares árticos.

Pueden descargarse grandes cantidades de plomo en el suelo y en el agua, sin embargo muy poco del plomo vertido en los suelos se transporta a las aguas superficiales o subterráneas, salvo mediante la erosión o el desgaste geoquímico. La contaminación de las aguas superficiales por el plomo se debe a las aguas de lluvia que arrastran partículas de plomo de la atmósfera y a las partículas depositadas en las carreteras.

Diferentes estudios indican que el agua potable es una fuente de ingestión de plomo más importante de lo que se pensaba anteriormente. La presencia de niveles de concentración superiores se debe a otras causas como, por ejemplo, la lixiviación del plomo presente en las tuberías de agua. El uso de este tipo de canalizaciones es la fuente más importante de incorporación de plomo a las aguas potables.

Otra fuente importante de exposición a este metal, sobre todo en las áreas urbanas, es la presencia de alquilos de plomo (tetraetilo y tetrametilo de plomo) en la gasolina. Aproximadamente el 90 % de todas las emisiones de plomo que van a la atmósfera proceden de la gasolina.

La cantidad de aditivos de plomo aumentó con rapidez, llegando a 375 000 toneladas anuales a principios de los años setenta. La población de numerosos países está aún expuesta al aire contaminado por el plomo de las gasolinas. Además de suponer su inhalación un riesgo de carácter inmediato para la salud, las emisiones de los vehículos se pueden acumular en el suelo, contaminando el agua potable y penetrando así en la cadena alimenticia.

En 1985 la Agencia para la protección del Medio Ambiente norteamericana decidió acelerar la desaparición de la gasolina con plomo y se legisló para que en el plazo de un año descendiera drásticamente el uso de ese tipo de gasolina. Los beneficios de esas reducciones para la salud pública han sido notorios. Entre 1976 y 1990, la media de los niveles de plomo en la sangre en la población norteamericana descendió de 14,5 a 2,8 μ /dL, a la par que descendía el uso de la gasolina con plomo. Estos resultados apuntan a que entre el 40 y el 60 % de los niveles de plomo en la sangre de la población de Estados Unidos estaban relacionados con la gasolina con plomo.

El barniz con base de plomo en la cerámica y los pigmentos de plomo en los juguetes y bolígrafos que usan los niños, también constituyen otra vía de exposición. Aproximadamente el 30 % de la población de México utiliza regularmente objetos de cerámica tratados con plomo, colocando a casi 24 millones de personas ante el riesgo de exponerse a los efectos del plomo por esta vía.

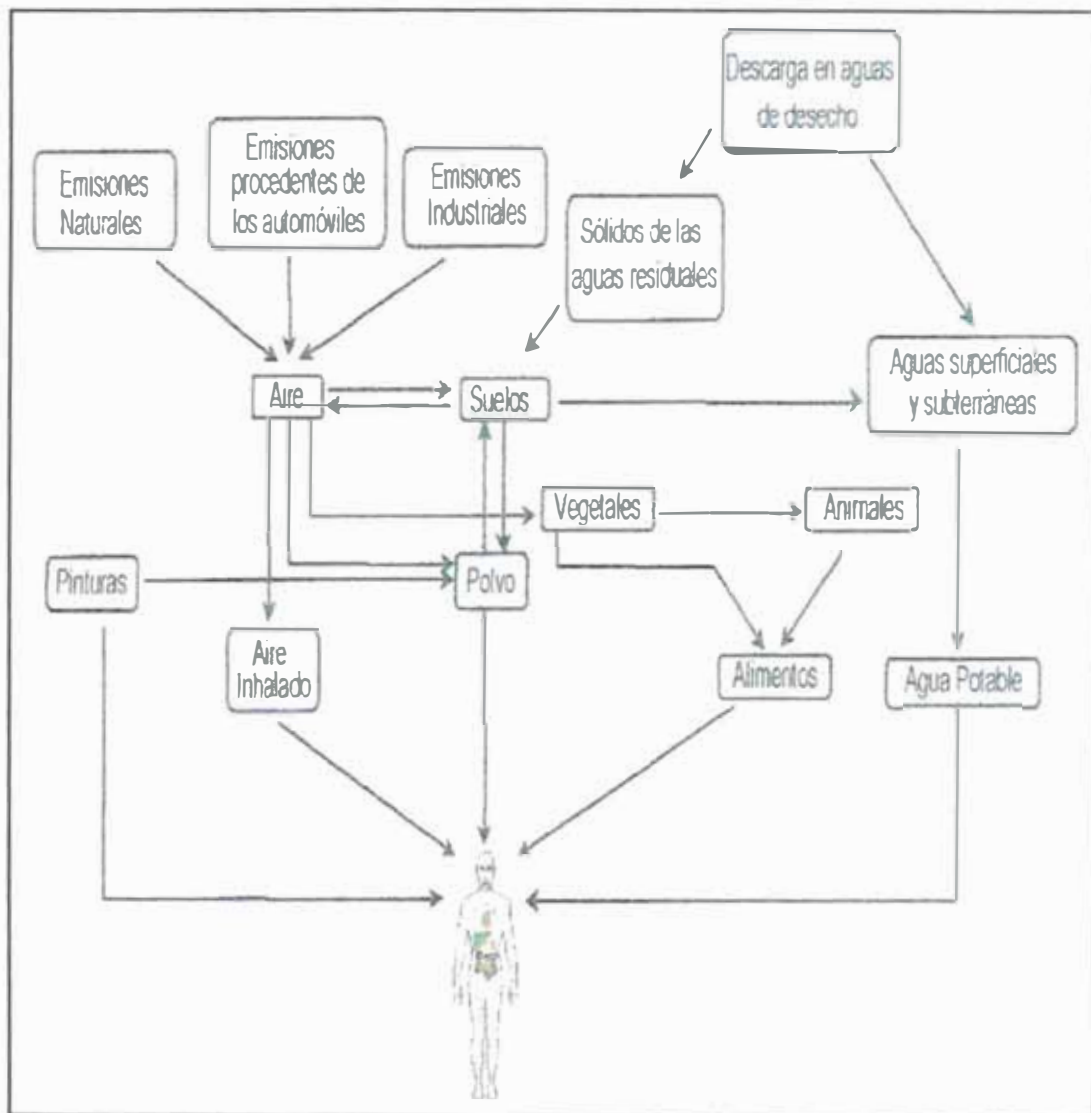
Otra fuente de contaminación de plomo es la producida a través de los alimentos. Los compuestos de plomo están presentes en la mayor parte de los alimentos que ingiere el hombre. Por ejemplo, el zumo de naranja natural contiene 0,15 μ /L Y las patatas contienen alrededor de 0.15 μ /kg. La acumulación de plomo en los vegetales se debe, principalmente, a la contaminación atmosférica y, solo una pequeña parte, a la absorción del plomo presente en el suelo.

4.2.2 Toxicidad del plomo

La intoxicación humana puede producirse por vía respiratoria, digestiva o por vía cutáneo-mucosa. En la Figura N° 4.2.A, se representan las vías de exposición al plomo y el recorrido de este elemento hasta llegar al organismo humano.

Figura N° 4.2.A

Esquema de la trayectoria del plomo desde diferentes fuentes hasta el organismo humano.



La absorción gastrointestinal del plomo puede verse favorecida por ciertas circunstancias como el ayuno o la falta de hierro o calcio en la

dieta. Una vez en el organismo, el plomo puede circular y depositarse prácticamente en cualquier órgano, existiendo un paso en ambos sentidos (*tejido-sangre, sangre-tejidos*), *eliminándose por heces, orina y sudor*. Los efectos del plomo sobre el organismo humano varían en función de la concentración de éste y de la edad de los afectados siendo, de forma general, más severos en niños y mujeres embarazadas.

La anemia es el primer síntoma de envenenamiento crónico producido por la intoxicación por plomo, ya que interfiere en la producción de glóbulos rojos y otras funciones orgánicas. Puede producir fatiga, dolores de cabeza y abdominales, incluyendo náuseas, palidez, vómitos e incluso calambres abdominales intensos, irritabilidad y falta de coordinación muscular. El plomo también produce la enfermedad del saturnismo, caracterizada por su acumulación en huesos, sistema nervioso, riñón, etc., con los síntomas descritos anteriormente.

La mayor parte del plomo es absorbido por los glóbulos rojos y circula a través del cuerpo, pudiendo concentrarse inicialmente en el hígado y pasar posteriormente a los huesos y dientes. Es importante destacar que la mayor parte del plomo que permanece en el cuerpo se localiza en los huesos, ya que es químicamente semejante al calcio.

El efecto más grave, que se observa especialmente en niños, es la degeneración del sistema nervioso central provocándoles disminución de la *agudeza visual y auditiva, retraso mental, déficit del lenguaje*, problemas de aprendizaje, de conducta y un bajo rendimiento escolar, además de alteraciones del equilibrio emocional. El plomo también resulta especialmente tóxico para los sistemas nefrítico, reproductor y cardiovascular. La exposición puede provocar daños en el riñón, esterilidad, abortos e hipertensión.

Las exposiciones a niveles peligrosos para la salud son muy comunes tanto en los países en vías de desarrollo como en los industrializados. Entre los niños urbanos de los países en desarrollo, la mayoría de los menores de 7 años tiene unos niveles superiores a los 10 µg/dL. Una

encuesta basada en 17 estudios llevados a cabo en diferentes partes de China demostró que entre el 65 y 99,5 % de los niños que vivían en áreas industriales y de mucho tráfico, tenían niveles de plomo en la sangre superiores a los 10 µg/dL. Incluso fuera de esas áreas de mayor riesgo, el 50 % de los niños chinos acusaban niveles de plomo excesivos.

Cuadro N° 4.2.B

Se muestran los niveles admisibles de plomo en diferentes medios.

MEDIO	CONCENTRACIONES TÍPICAS	MAXIMO NIVEL PERMITIDO
Aire		
Natural prehistórico	$1,10^{-5}$ - $1,10^{-4}$ µg/m ³	1,5 µg/m ³ (valor límite permisible para ambiente general)
Rural o lejano	$8,10^{-4}$ - $1,10^{-3}$ µg/m ³	
Urbano	0,1-10 µg/m ³	
Cerca de fundiciones de plomo	0,1-75 µg/m ³	
Agua		
Potable	0 -50 µg/L	25 µg/L
Superficiales	25-50 µg/L	25 µg/L
Subterránea	10 µg/L	10 µg/L
Residuales	50 µg/L	50 µg/L
Alimentos		
Zumo de frutas naturales enlatado	0,15 µg/L	-
Patatas	0,15-0,3 µg/kg	-
Alimentos enlatados	13 µg/kg	250 µg/kg
Sangre	0-25 µg/dL	10µg/dL
Suelos (Catalunya)		
Uso no industrial	-	300 mg/Kg
Uso Industrial	-	1000 mg/Kg

Fuente: (Environmental Protection Agency, EPA)

4.3. Métodos de Tratamiento Convencionales del Drenaje Ácido de Mina

El tratamiento de desechos mineros y metalúrgicos se inicia a menudo con la sedimentación en los diques o construcciones similares. El tratamiento empleado dependerá de la naturaleza del agua en cuestión.

Algunos efluentes no sedimentan fácilmente a la salida y no pueden ser enviados directamente a los diques de sedimentación y deben ser *directamente* tratados. El tipo de efluente *determinara las necesidades* del tratamiento. Los métodos más comunes y económicos usados para el tratamiento de efluente son la sedimentación para la remoción de sólidos suspendidos y la precipitación de las partículas coloidales por agentes floculantes mas algunos hidróxidos metálicos sedimentables a ciertos pHs. (Palomino)(22)

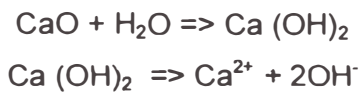
4.3.1. Tratamiento del Drenaje Acido de Mina Usando la Cal

El tratamiento con cal esencialmente consiste en llevar el pH del DAM a un punto donde los metales de interés son insolubles. Estos metales por lo tanto precipitan para formar partículas minúsculas. Entonces se requieren de una separación subsiguiente de estos precipitados para producir un efluente claro que encuentra criterios de descarga adecuados. (Aubé y Zinck)(9)

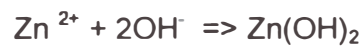
4.3.1.1 El tratamiento Básico con Cal

El principio de la neutralización con la cal está en la insolubilidad de los metales pesados en condiciones alcalinas. Con un pH típico de aproximadamente 9,5 , metales como el hierro (Fe), el zinc (Zn), y el cobre (Cu) son precipitados. Otros metales como el níquel (Ni) y el cadmio (Cd) requieren pH más alto, en la gama de 10,5 a 11 para precipitar con eficacia los hidróxidos (Figura N° 2). La mayor diferencia entre los procesos de tratamiento con cal es el método de separar los sólidos y el lodo que es formado. La química del efluente resultante es muy similar para todos los procesos de tratamiento con cal.

La disolución de cal es el primer paso del proceso de neutralización. Para sistemas de tratamiento grandes, es usada la cal viva. Esta cal primero debe ser apagada y *normalmente es alimentada al proceso* como una mezcla. La cal apagada entonces se disuelve para aumentar el pH. Dos ecuaciones ilustran estas reacciones:



pH aumentado entonces proporciona los iones de hidróxido que precipitan los metales. La reacción siguiente muestra la reacción de precipitación con Zn como un ejemplo:



Entre los metales para precipitar según la susodicha ecuación es el hierro ferroso. Lamentablemente, hidróxidos ferrosos no son tan estables como hidróxidos férricos cuando el lodo es expuesto a aguas ácidas o la precipitación natural. Por esta razón, la aireación a menudo es aplicada para oxidar el hierro a la forma más estable, según la ecuación siguiente:

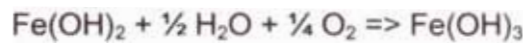
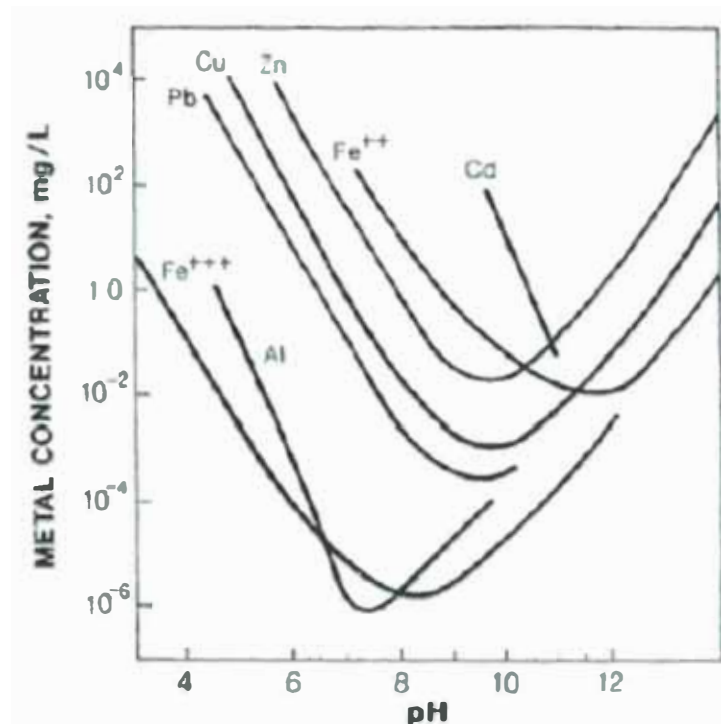
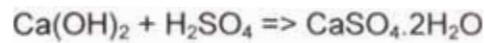


Figura N° 2

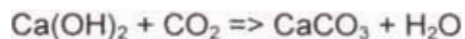
Hidrólisis Metálica



Un subproducto común de la neutralización con cal es el yeso. La precipitación de yeso ocurre cuando el DAM es rico en sulfato y el calcio agregado de la cal traerá a la saturación al producto de la solubilidad.



Otro subproducto común de la neutralización con cal es el carbonato de calcio. El carbón inorgánico para esta reacción puede venir del propio DAM o puede ser un resultado del dióxido de carbono del aire, que es disuelto durante la aireación. Este dióxido de carbono se convierte en bicarbonato y luego parcialmente al carbonato debido al alto pH. La fracción de carbonato precipitará con el alto contenido de calcio de la mezcla para formar la calcita (carbonato de calcio). Esta calcita puede jugar un papel importante en la estabilidad del lodo final como este proporciona el potencial de neutralización del lodo como será almacenado. También es un indicador de la eficacia proceso: procesos de neutralización más eficientes producirán menos calcita.



4.3.1.2 Procesos de Tratamiento con Cal

Las subdivisiones siguientes explican el concepto y hablan de ventajas y desventajas de procesos de tratamiento diferentes. Los procesos son por orden del más simple a los procesos de tratamiento más complejos y recientes. Los métodos más viejos usan a menudo la cal de una manera menos eficiente y no tienen en cuenta un buen control del sistema de tratamiento. Los procesos más recientes requieren una inversión de capital mayor, pero son bastante más eficientes en el uso de la cal y la producción residual.

Los precipitados metálicos creados durante todos los procesos son desechos típicamente identificados como el lodo. Este lodo debe ser

eliminado en una manera ecológicamente aceptable. Como los gastos de disposición de lodo pueden ser importantes, los procesos más avanzados *reducen al mínimo los volúmenes residuales creando un lodo de densidad más alta*. La disposición de lodo y costos de cal en el largo plazo por lo general justifican una inversión de capital más importante debido a ahorros significativos en costos de operación.

a. Tratamiento de Estanque

Este sistema de tratamiento implica la adición de la cal en una corriente o mezclando en el sistema y permitir el precipitado en un estanque. El estanque a menudo es dividido en una sección primaria y secundaria. El estanque primario sirve para acumular el lodo precipitado y puede llenarse rápidamente. Estos a menudo requieren de limpieza del lodo cada año para esto se necesita una área de almacenaje. El estanque secundario es más grande y requiere un tiempo de retención largo con condiciones laminares que permita una limpieza del efluente.

Figura N° 4
Tratamiento de Estanque



Los sistemas de tratamiento de estanque a menudo son escogidos por su simplicidad y costos de inversión bajos cuando la tierra está disponible. Ellos *pueden ser usados para tratar índices de flujo muy grandes y altas concentraciones de metales*, pero requiere de superficies grandes de terreno.

El tratamiento del DAM en un estanque no tiene mucho en cuenta el control del sistema y es así puede ser mas problemático que otros tipos de sistemas de *tratamiento*. Por ejemplo, cuando presenta el hierro ferrosos es muy difícil tratarlo porque la aireación para la oxidación al hierro férrico requiere la mezcla apropiada y el tiempo de contacto. Si el aire es escaso en un estanque, el lodo no podrá conformarse. Otro ejemplo es que el índice de flujo normalmente no es controlado ya que típicamente son diseñados para usar depresiones naturales a lo largo del camino del flujo del drenaje de sitio para el tratamiento.

Probablemente la más grave desventaja del sistemas de tratamiento del estanque es su eficacia de la cal baja. Un sistema que usa la adición de la cal en la corriente sin una mezcla mecánica puede tener menos del 50 % de eficacia en la disolución de la cal. Usando un agitador y un sistema de control del pH, la eficacia de uso de cal aumenta significativamente. Sin embargo, estos sistemas no pueden compararse con sistemas de alta densidad donde el reciclaje del lodo asegura la reacción de la cal usada debido al contacto repetido con el DAM.

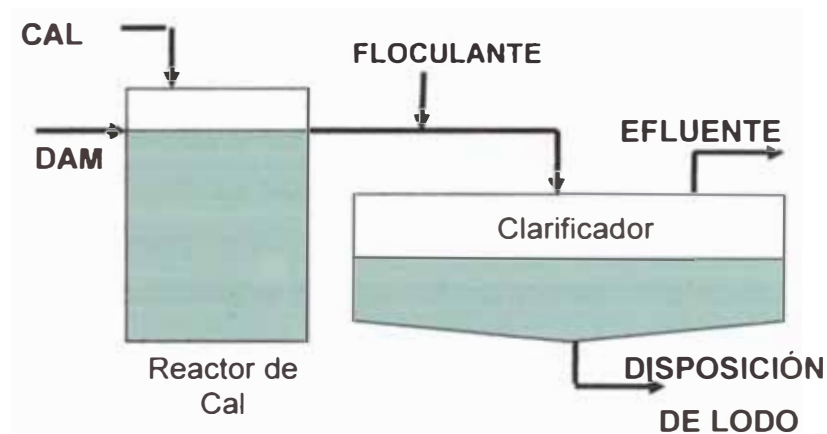
Para asegurar el tratamiento apropiado en un sistema de estanque, el pH en el sistema es superior al necesario para precipitar el metal. Por ejemplo, algunos sistemas de *tratamiento* de Zn a menudo controlan el pH a más de 10,5 , cuando procesos de lodo de alta densidad (HDS) de manera eficiente pueden quitar Zn de la solución en un pH de 9,3. Como las regulaciones de efluente locales a veces estipulan un máximo y si este esta por encima se debe reducir. Esto es a menudo con la adición de dióxido de carbón, aunque algunos sitios usen el ácido sulfúrico.

b. Planta de Tratamiento Convencional

La planta de tratamiento convencional es donde el DAM es neutralizado en un tanque de mezcla con la adición controlada de cal para lograr pH deseado (Figura N° 4). Entonces se ponen en contacto con la mezcla un floculante y luego es colocado en un clarificador para la separación

sólida/líquida. El lodo es recogido del inferior del clarificador y bombeado a un área de almacenaje o filtrado por presión para aumentar la densidad de este *antes de transportarlo*. El efluente tratado puede ser evacuado directamente, pero a menudo son dirigidos a un sistema de filtración de arena o estanque de limpieza usados para reducir elementos sólidos residuales suspendidos.

Figura N° 4
Planta de Tratamiento Convencional



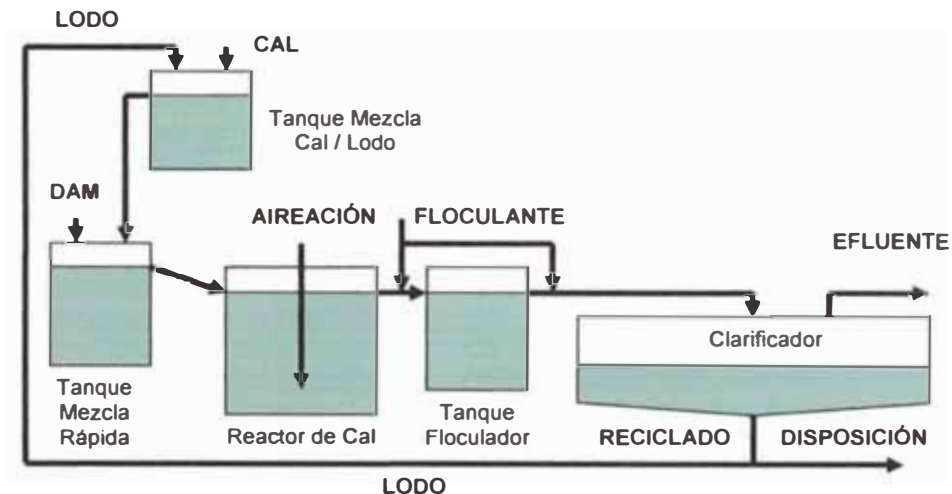
Este proceso normalmente tiene una mejor eficacia en el uso de cal que el método del estanque, aunque todavía no sea casi tan eficiente como el proceso de HDS donde el lodo es reciclado.

La planta de tratamiento convencional raras veces era usada en estos años como reciclaje de lodo, que es un paso adicional que proporciona *ventajas significativas*. El más importante es que el lodo formado por una planta de tratamiento convencional es de elementos sólidos de menos del 5 %, mientras un proceso de HDS a menudo creará un lodo de elementos sólidos de más del 20 %. Un lodo de densidad baja requiere de bombeo significativo y almacenaje, en particular si las concentraciones metálicas en el DAM son altas. Las concentraciones metálicas altas causan la formación de elementos sólidos y la producción de lodo aumentada.

c. Proceso con lodo de alta densidad (HDS)

El proceso con lodo de alta densidad (HDS) es el estándar en el tratamiento del ADM de la industria (Figura N° 5). En vez de poner en contacto directo la cal con el DAM como en los procesos antes descritos, este sistema pone en contacto el lodo reciclado con la mezcla de cal para la neutralización. Para hacer esto, el lodo del clarificador es bombeado a un "Tanque de Mezcla Cal/Lodo" donde la cal suficiente para neutralizar el DAM a pH deseado es también mezclado. Esto fuerza el contacto entre los elementos sólidos y promueve la coagulación de partículas de cal en el precipitado reciclado. Esta mezcla entonces se desborda al Tanque de Mezcla Rápida (TMR) donde pH es controlado. La mezcla neutralizada entonces se desborda al Reactor de Cal (RC) donde las reacciones de precipitación ocurren. La aireación a menudo es añadida a este reactor para oxidar el hierro ferroso a férrico. El hecho que la cal y partículas recicladas son combinadas fuerzan las reacciones de precipitación para que ocurra en la superficie de las partículas existentes, de ese modo incrementan el tamaño y su densidad. La mezcla entonces se desborda a un Tanque Floculador para poner en contacto las partículas con un floculante y agruparse para precipitar, así promover la instalación eficiente en el clarificador. El desbordamiento de clarificador puede ser descargado o limpiado antes de la descarga.

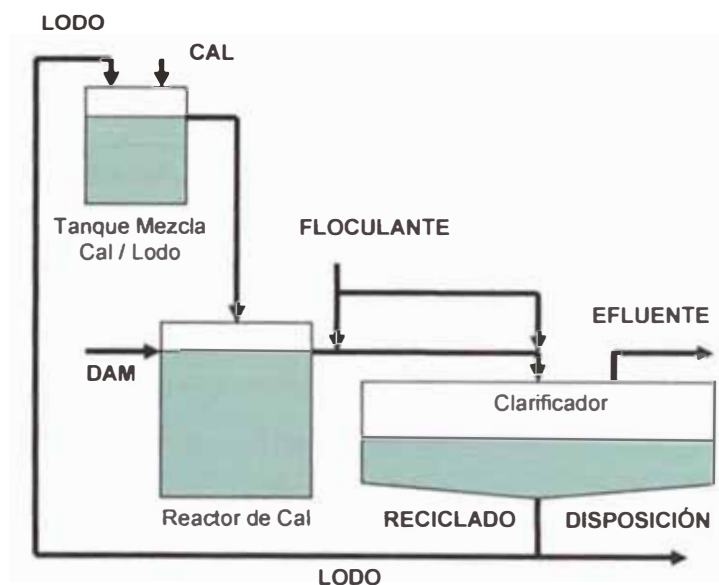
Figura N° 5
HDS Proceso



El proceso de HDS como se muestra en la Figura N° 5 contiene un Tanque de Mezcla Rápido (TMR) y un Tanque Floculador (TF). La Figura 6 muestra una variante reciente del proceso de HDS aplicado por Noranda Inc., en la división de salud de Steele (Canadá). Este Proceso es idéntico en el concepto y proporciona las mismas ventajas físicas y químicas que el proceso de HDS, pero sin dos de los cuatro reactores. Con sistemas de control de procedimiento avanzados de hoy, un Tanque de Mezcla Rápido no es necesario para el control de pH. Las pruebas fueron completadas en una escala piloto mostrando que no hay ninguna ventaja a la utilización de este reactor.

El Tanque Floculador también fue quitado, como es posible asegurar el contacto apropiado del floculante proporcionando la turbulencia en el conducto que conduce del Reactor de Cal al clarificador. Un conducto con compartimentos puede ser suficiente para asegurar el contacto apropiado para las pequeñas partículas. Como es a menudo el caso, incluso cuando un Tanque Floculador es usado, el floculante también es añadido al clarificador. La planta de tratamiento de Steele ha estado funcionando satisfactoriamente desde 1997.

Figura N° 6
Steele Proceso



4.3.2. Cálculos de costos de operación y consumo de cal para levantar el pH de 6,68 a pH 8,5 por precipitación química.

De acuerdo al Programa de Adecuación de Manejo Ambiental de las unidades de producción de Carahuacra y la Planta Concentradora Victoria, entre sus medidas de mitigación incluye controlar el drenaje ácidos de mina.

En lo que respecta al drenaje ácido de mina, la respuesta puntualizada que se le dará tratamiento al agua que sale por el Túnel Victoria, pero que sea producida solo por la mina Carahuacra.

Los monitoreos reportan que el agua que sale por el túnel antes mencionado tiene un pH de 6,38 y un caudal de 170 lps.

El consumo de cal proyectado para llevar el pH de 6,38 a 8,5 es de 0,6Kg/m³, dando un consumo de cal al año de 3 200 TM, registrando un costo de operación US\$ 640 000 por año. (Amaya)(10)

Pruebas de neutralización realizadas (Amaya)(10) para el determinar el consumo de cal:

Volumen de muestra ácida = 2000 ml

pH inicial = 2,66
 pH final = 7,12
 consumo de cal = 1,85 g.

Volumen de muestra ácida = 2000 ml

pH inicial = 2,66
 pH final = 9,58
 consumo de cal = 2,34 g.

- **Volumen de muestra ácida = 1000 ml**

pH inicial = 5,38

pH final = 7,12
 consumo de cal = 0,15 g.

- **Volumen de muestra ácida = 1000 ml**

pH inicial = 5,38
 pH final = 9,00
 consumo de cal = 0,25 g.

Volumen de muestra ácida = 1000 ml

pH inicial = 2,95
 pH *final* = 7,11
 consumo de cal = 0,95 g.

Volumen de muestra ácida = 1000 ml

pH inicial = 2,95
 pH *final* = 9,04
 consumo de cal = 1,13 g.

4.4. Uso de Pantanos Artificiales para el Tratamiento del Drenaje Acido de Mina

4.4.1. Definición

Los pantanos son también conocidos como humedales o wetlands. Según la convención internacional de los Humedales RANSAR (1971), "Son humedales las extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de agua, sean estas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros". (Quipuzco)(11)

Los pantanos naturales son áreas de inundación periódica con profundada suficiente de la lamina de agua para que puedan crecer los vegetales propios de los suelos saturados (macrófitas). Son ecosistemas

con una gran productividad como resultado conjunto a una gran exposición a la radiación solar, mucha agua y concentraciones elevadas *de nutrientes*. *Esta elevada productividad acelera la actividad microbiana* y como consecuencia tiene una gran capacidad para descomponer la materia orgánica (Brix)(12).

Los beneficios que ofrecen los pantanos naturales son: su capacidad depuradora de aguas superficiales, la mitigación de avenidas y sobre todo por su rica biodiversidad (fauna). Estos pantanos son mayormente preservados para conservación ambiental.

Los pantanos artificiales son aquellos hechos por el hombre, emplean los mismos principios que los pantanos naturales con la diferencia que los *artificiales están diseñados para optimizar el proceso natural* y con la ventaja de no estar sujetos a las limitaciones de vertidos a ecosistemas naturales.

Según Brix (12), los pantanos artificiales son reactores bioquímicos diseñados especialmente para el tratamiento de las aguas residuales. *Pueden proyectarse como u tratamiento secundario después de una fosa séptica*, como un tratamiento terciario a continuación de una depuración biológica convencional o incluso pueden formar parte de un sistema integrado junto con otras tecnologías naturales como el lagunaje.

4.4.2. Tipos de Pantanos Artificiales

Los pantanos artificiales pueden ser clasificados según la forma de vida de las macrófitas dominantes en: (Quipuzco)(11)

a. Pantanos Artificiales con Macrófitas Flotantes.

Los sistemas de tratamiento que utilizan plantas flotantes consiste en *estanques o canales de profundidad variable (0.40 a 1.5 metros)*, alimentados con agua residual mas o menos pretratada, en los que se desarrolla una especie flotante. Los principales tipos de pantanos

artificiales con macrófitas flotantes son aquellos que emplean jacintos (*Eichhomia crassipies.*) y lentejas de agua (*Lemna spp.*, *Spirodela spp.*, *Wolffia spp.*).

Estos sistemas son especialmente eficaces en la eliminación de nitrógeno y el fósforo; ya que estos elementos son absorbidos en grandes cantidades por las plantas. Para aumentar la capacidad de tratamiento y asegurar el mantenimiento de las condiciones aeróbicas necesarias para el control biológico de los mosquitos, en estos sistemas se han empleado sistemas complementarios de aireación. Los sistemas de jacinto y lentejas de agua se han utilizado para la eliminación de algas de los efluentes de lagunas y estanques de estabilización, mientras los jacintos de agua también se han diseñada para proporcionar niveles de tratamiento secundario y avanzado. En grandes sistemas de lentejas de agua, es necesario construir algún tipo de barrera en la superficie del agua (deflectores flotantes) ya que las lentejas de agua de pequeñas dimensiones son sensibles al viento y pueden ser arrastrados en corriente hasta un lado de la laguna. Lo cual provoca la exposición de las grandes superficies y no permite conseguir los objetivos de recubrimiento vegetal.

Figura N° 7

Pantano Artificial con Macrófitas Flotantes



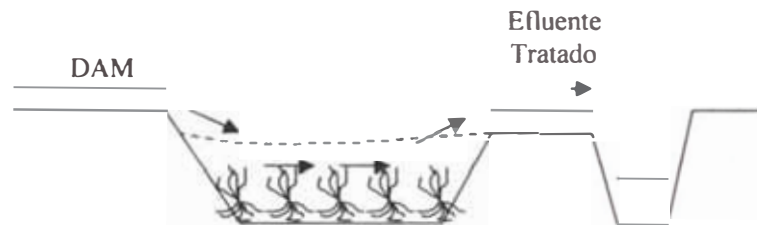
b. Pantanos Artificiales con Macrófitas Sumergidas.

Las especies sumergidas resultan, en general, poco adecuadas en sistemas de depuración, ya que su productividad en aguas residuales suele ser baja.

Las plantas sumergidas tienen normalmente un papel complementario si se encuentran en ciertos sistemas en combinación con otras plantas. Son *en general muy sensibles a todo límite de paso de la luz y a concentraciones de sólidos en suspensión elevados puede disminuir de manera importante su crecimiento.*

Se recomienda que su área de aplicación sea como una etapa final en sistemas mixtos.

Figura N° 8
Pantano Artificial con Macrófitas Sumergidas



c. Pantanos Artificiales con Macrófitas Emergentes.

Estos pantanos a su vez pueden ser clasificados según la circulación del agua dentro del sistema en:

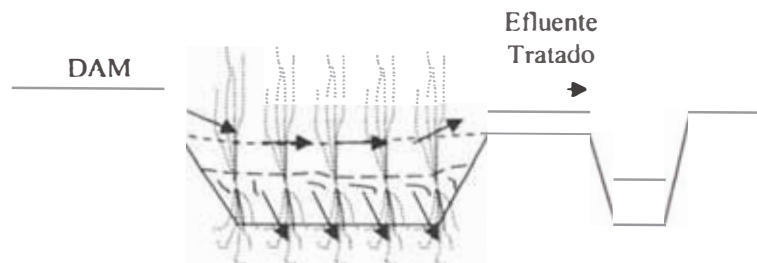
Pantanos artificiales de flujo superficial

Consiste de tanques o canales, con una base impermeable natural o artificial, *suelo u otro adecuado medio para soportar la vegetación emergente*, y agua poca profunda fluyendo sobre la superficie del suelo y en contacto con las partes aéreas de las plantas.

Las especies vegetales sembradas son la quinilla (*Typha sp.*), la caña o carrizo (*Phragmites australis.*), y el junco (*Juncus sp.*) en forma de mono o policultivo.

Figura N° 9

Pantano Artificial de Flujo superficial con Macrófitas Emergentes



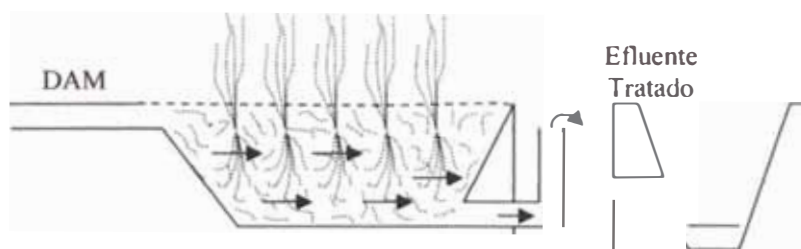
Pantanos artificiales de flujo subsuperficial horizontal.

El sistema consiste de una zanja o cama de poca profundidad (0,5 metros aproximadamente) y ligera inclinación (1-3%) entre la entrada y salida, con una capa impermeable de arcilla o forro sintético. La cama contiene sustrato poroso que soporta el crecimiento emergente de la vegetación y por donde el agua residual circula horizontalmente en contacto con las raíces de las plantas.

La eliminación de contaminantes ocurre por la combinación de fenómenos que incluyen la degradación aeróbica y anaeróbica de las sustancias orgánicas, la absorción y la sedimentación de los contaminantes. La especie de planta acuática emerge usada mas frecuentemente es el carrizo (*Phragmites australis*).

Figura N° 10

Pantano Artificial de Flujo Subsuperficial Horizontal con Macrófitas Emergentes



Pantanos artificiales de flujo subsuperficial vertical

Consiste de camas que normalmente tienen una espesor que varía entre 800 y 1 200 mm, con profundidades que alcanzan los 1,2 metros y una membrana impermeable que se requiere si el suelo del sitio seleccionado es demasiado permeable. La cama contiene diferentes capas de material filtrante seleccionado a través de las cuales percolan las aguas servidas de manera vertical hasta alcanzar una serie de ductos que recogen las aguas tratadas.

La planta acuática emergente más usada es la caña o carrizo (*Phragmites australis*). Estudios realizados indican que tales sistemas tienen un buen desempeño de remoción de contaminantes. Estos sistemas a su vez pueden ser clasificados en pantanos artificiales de flujo subsuperficial vertical ascendente (Figura N° 11) y pantanos artificiales de flujo subsuperficial vertical descendente (Figura N° 12).

Los sistemas con flujo vertical ascendente permiten una mejor distribución del flujo y un mayor contacto con la zona de raíz en comparación con los sistemas con flujo vertical descendente.

Figura N° 11

Pantano Artificial de Flujo Superficial Vertical Descendente con Macrófitas Emergentes

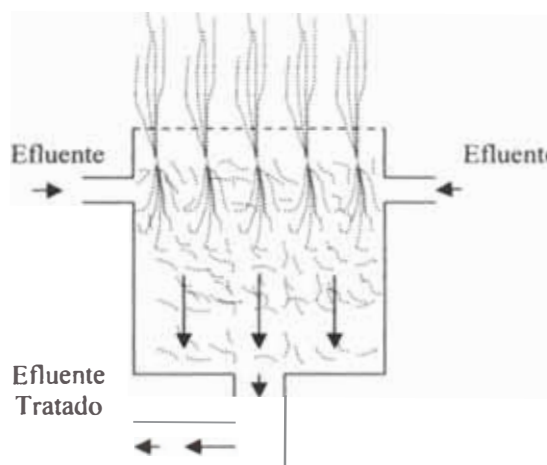
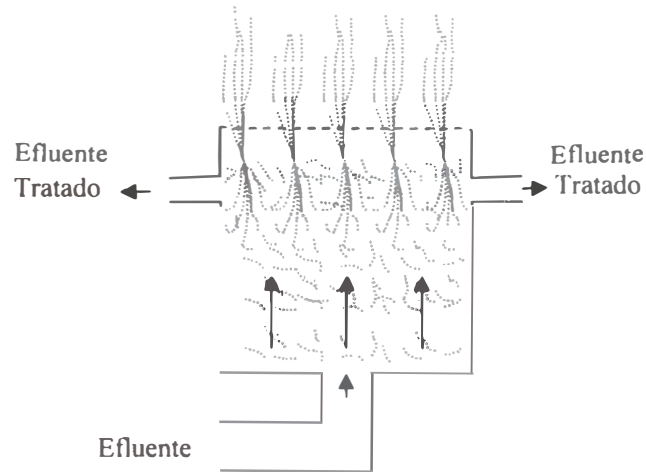


Figura N° 12
Pantano Artificial de Flujo Superficial Vertical Ascendente con Macrófitas Emergentes



d. Sistemas de Pantanos Artificiales Mixtos o Combinados.

Los diferentes tipos de pantanos artificiales mencionados pueden ser combinados los unos a los otros con tecnologías de tratamiento convencional.

Se pueden combinar diferentes tipos de sistemas con diferentes regimenes de flujo, plantas y sustratos. Además se pueden combinar los componentes en diferentes maneras, conectarlos en paralelo, en serie o alternativamente.

4.4.3. Funciones de los principales componentes de los Pantanos Artificiales

a. Suelo

En los pantanos de flujo superficial, el papel del suelo es poco importante.

Al contrario para los pantanos de flujo subsuperficial, la granulometría del medio filtrante es muy importante porque permite efectuar una buena remoción de los sólidos en suspensión y de la parte orgánica asociada

con las aguas servidas pasan a través del suelo. Mientras el medio filtrante tenga buena capacidad de adsorción podrá permitir la *acumulación del fósforo, si las condiciones son favorables. Para hacerlo* requiere que los iones ferrosos, de aluminio u otros estén disponibles en el medio filtrante. Además es esencial tomar en consideración la conductividad hidráulica del substrato para evitar colmatación en el sistema. Otras consideraciones son que el suelo es lugar de desarrollo de bacterias y sirve de soporte para el crecimiento de las plantas emergentes, suministrándoles una parte del nutrimento necesario para su crecimiento.

b. Microorganismos

La función básica de las bacterias en un sistema de tratamiento, es el *consumo de materia orgánica y la degradación o la transformación de* algunos productos mas o menos tóxicos presentes en las aguas residuales que se aportan. La acción bacteriana puede ser aeróbica (en presencia de oxígeno) o anaeróbica (en ausencia de oxígeno) y por lo común en medio líquido o saturado. Ciertas bacterias del tipo aeróbico (bacterias nitrificantes) transforman el nitrógeno amoniacal del agua residual en nitritos y nitratos y posteriormente, las bacterias del tipo anaeróbica (bacterias desnitrificantes) transforman el nitrato y nitrito en compuestos gaseosos de nitrógeno que escapan hacia la atmósfera.

Los microorganismos aeróbicos tendrán la tendencia en el largo plazo a disminuir la capacidad hidráulica del suelo, pero no son normalmente responsables de la colmatación. Un crecimiento grande de las bacterias anaeróbicas puede ocasionar la colmatación del medio filtrante.

El aporte de oxígeno exterior por conveccion y por difusión, con ayuda de plantas para mantener un mínimo de oxígeno, permanece importante.

Los microorganismos crean además paredes biológicas que facilitan la sedimentación de las partículas y juegan un papel importante en la

remoción de sólidos en suspensión, principalmente en los sistemas de flujo superficial.

c. Plantas.

Las mas grandes plantas acuáticas de mayor tamaño que crecen en pantanos son comúnmente llamadas macrófitas. El término incluye plantas vasculares acuáticas (angiospermas y helechos), musgos acuáticos y algunas lagas mas grandes cuyos tejidos son fácilmente visibles. Sin embargo, son las angiospermas generalmente las que predominan.

La vegetación a implantar en los pantanos artificiales es un factor fundamental para obtener rendimientos óptimos en la depuración de aguas residuales.

Las plantas utilizadas para sistemas de flujo superficial y subsuperficial son las de tipo emergente, que tienen raíces que se extienden bajo la *superficie del agua*. Son plantas *anfibia*s que viven en aguas poco profundas, arraigadas en el suelo, y cuyos tallos y hojas emergen fuera del agua, pudiendo llegar hasta alturas de dos y tres metros. Las especies emergentes poseen un gran potencial de eliminación de contaminantes a todos los niveles, resultando muy tolerantes en climas fríos.

Entre las especies emergentes se encuentra la totora o quinuilla (*Typha* sp.), el junco (*Scirpus americanus*.), la caña (*Phragmites australis*) y las ciperáceas.

Las principales funciones de las macrófitas son: mantener la capacidad hidráulica del suelo suministrar oxígeno al suelo, mantener bacterias y consumir nutrientes.

Los rizomas y raíces de las plantas emergentes juegan un papel importante en el mejoramiento de la capacidad hidráulica del suelo. Una

alta densidad radicular permite desplazar y aflojar el suelo evitando problemas de colmatación.

Las plantas emergentes están adaptadas para tolerar las condiciones de falta de oxígeno (ambiente anaeróbico) que se producen en suelos inundados ya que poseen canales o zonas de aireación (aerénquimas) que facilitan el paso del oxígeno de las hojas a las raíces, permitiendo cierta oxigenación de las aguas. Dependiendo de las especies de plantas, estos espacios aéreos pueden ocupar arriba del 60% del tejido total de la planta.

Los grados de liberación de oxígeno desde la raíz depende de la concentración de oxígeno interno. La demanda de oxígeno en los alrededores del medio y la permeabilidad de las paredes de la raíz.

El transporte de oxígeno en la zona de la raíz juega un rol importante en la descomposición aeróbica de la materia orgánica y el aumento de bacterias nitrificantes.

Las macrófitas ofrecen un soporte físico y un ambiente adecuado (aporte en oxígeno) para favorecer el crecimiento de microorganismos aeróbicos en la proximidad de sus rizomas y raíces.

Las macrófitas requieren nutrientes, es por eso que utilizan durante su desarrollo ciertas cantidades de nitrógeno y de fósforo y pueden en ciertos casos, *consumir y concentrar en sus tallos y hojas ciertos metales pesados*, de este modo contribuyen a la remoción de contaminantes en el agua residual.

Según Brix (13), las macrófitas tienen otras propiedades que influyen en el tratamiento de agua residual en pantanos artificiales como:

En sistemas de flujo superficial la vegetación reduce la velocidad cerca de la superficie de agua, con la cual crea mejores condiciones para la sedimentación de sólidos suspendidos, reduce los riesgos de remoción y

resuspensión, e incrementa el tiempo de contacto entre las áreas superficiales del agua y la planta. Sin embargo el intercambio de gas es disminuido por el movimiento lento del aire que puede ser indeseable desde el punto de vista del tratamiento de agua.

Asimismo la luz es atenuada, impidiendo la producción de algas.

Otro efecto importante de las plantas es la insolación que la cubierta provee durante el invierno. Cuando la capa de materia muerta de la planta es cubierta por nieve, suministra un efecto de insolación ayuda a mantener la cama libre de helada. Por otro lado esto mantiene al suelo mas fresco durante el verano.

Además la macrófitas tiene funciones adicionales que no están relacionadas con el tratamiento de agua residual pero que pueden ser significantes en lugares específicos: en sistemas grandes, la vegetación del pantano puede tolerar una vida silvestre, incluyendo pájaros, reptiles, etc.

Esto puede ser importante en donde el habitat de los pantanos naturales, ha sido destruido en alto grado.

Otro es el valor estético de las macrófitas en pequeños sistemas sirviendo en simples casas, hoteles, parques, etc.

Es posible seleccionar plantas de buena apariencia, y de esta manera hacer los sistemas de tratamiento estéticamente placenteros.

4.4.4. Mecanismos de depuración de los Pantanos Artificiales

Se describe a continuación los principales mecanismos de depuración que actúan en los pantanos artificiales y que contribuyen a eliminar los contaminantes del agua. (Quipuzco)(11)

a. Sólidos Suspendidos totales (SST).

Los sólidos en suspensión son mayormente removidos por sedimentación y filtración. Aunque algunos sistemas operan sin pretratamiento, se recomienda especialmente instalar un elemento de tratamiento primario que permita retirar elementos en suspensión. La puesta en marcha de un pozo séptico antes del tratamiento permitirá por una parte hasta el 60% de sólidos en suspensión y el 40% de la DBO₅, regularizando el caudal que llega al pantano y por otra parte disminuirá los riesgos de colmatación.

En los pantanos de flujo superficial, los sólidos suspendidos son removidos por sedimentación bajo el efecto de formación de paredes biológicas.

El crecimiento de algas puede disminuir los rendimientos de remoción de SST. Mantener una superficie sombreada con plantas emergentes o plantas flotantes, atenúa el crecimiento de algas y permite mantener buenos rendimientos en la remoción de SST (80 a 90%).

Los sistemas de flujo en el suelo, tanto horizontal como vertical, ofrecen muy buenos rendimientos de remoción de SST, los cuales pueden variar de 90 a 95%. Para los sistemas de flujo en el suelo la remoción de SST está condicionada principalmente por la granulometría del suelo. Una buena selección del medio filtrante asegura una buena filtración. La interacción entre las plantas y el suelo es importante para evitar la colmatación.

b. Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO).

La DBO es removida principalmente por biodegradación a partir de microorganismos aerobios y anaeróbicos. Significante proporción de DBO puede ser removida a nivel de pretratamiento o por filtración y sedimentación en los lechos de plantas. Las plantas y el suelo no tienen influencia directa en la remoción del DBO₅, pero en forma indirecta

favorecen el crecimiento de microorganismos; además las plantas suministran una proporción de oxígeno necesaria.

En los pantanos de flujo superficial, la parte superior normalmente está en condición aerobia. Existe una zona intermedia en condición anóxica y a menudo el fondo del estanque está en condiciones anaeróbicas. Por lo tanto la digestión puede efectuarse por los dos tipos de bacterias.

La digestión anaeróbica produce menos lodos que la digestión aerobia pero puede ocasionar problemas de olor debido a la liberación de metano y de H_2S .

En los pantanos de flujo horizontal bajo la superficie las aguas servidas atraviesan en principio zonas aerobias cerca de raíces y rizomas, y anaerobias en la zona del medio filtrante.

Cuando las condiciones hidráulicas del medio filtrante se mantienen la remoción de DBO es muy buena.

c. Microorganismos Patógenos

Los microorganismos patógenos en los pantanos artificiales son removidos durante el paso de agua residual a través del sistema, por sedimentación, filtración, absorción en partículas de arcilla, la toxicidad por antibióticos producidos por las raíces de las plantas, radiación ultravioleta en sistemas superficiales y, sobre todo, la acción depredadora de otros organismos (bacteriófagos, protozoos).

d. Metales Pesados.

El principal mecanismo de remoción de metales pesados es atribuido al fenómeno precipitación-absorción. Algunas plantas pueden absorber altas cantidades de ciertos metales pesados.

La implantación de bacterias especializadas en un pantano enfocado en la remoción de metales pesados puede ayudar a la precipitación del metal.

e. Nitrógeno.

El nitrógeno que entra a los pantanos artificiales se encuentra en forma de partícula de N, en forma de nitrógeno orgánico soluble y en forma inorgánica soluble (sales solubles que contienen iones de amonio $\text{NH}_4\text{-N}$ y nitrato $\text{NO}_3\text{-N}$). La proporción relativa de cada uno depende del tipo de agua residual y pretratamiento.

Las partículas de nitrógeno son removidas, por sedimentación, mientras las formas disueltas son reguladas por varias reacciones biogeoquímicas que funcionan en la columna del suelo y el agua.

Entre las transformaciones del nitrógeno en la columna del suelo y agua de los pantanos tenemos a la amonificación, que consiste en la descomposición por medio de microbios de residuos nitrogenados a iones inorgánicos de amonio $\text{NH}_4\text{-N}$.

La nitrificación, que consiste en la oxidación del amonio para convertirlo en nitrato $\text{NO}_3\text{-N}$. Parte del amonio $\text{NH}_4\text{-N}$ y nitrato $\text{NO}_3\text{-N}$ son asimilados por la vegetación y microorganismos.

La desnitrificación es la transformación del nitrato $\text{NO}_3\text{-N}$ a nitrógeno gaseoso N_2 por medio de bacterias u hongos en condiciones anaeróbicas.

En la fijación del nitrógeno atmosférico N_2 al suelo, microorganismos aeróbicos y anaeróbicos usan la atmósfera como fuente de nitrógeno para la síntesis de aminoácidos y después lo excretan en formas de compuestos inorgánicos, como las sales de amonio $\text{NH}_4^+\text{-N}$.

Otros fenómenos son la reducción de nitrato $\text{NO}_3\text{-N}$ a amonio $\text{NH}_4^+\text{-N}$ y la volatilización del amonio $\text{NH}_4^+\text{-N}$.

f. Fósforo.

Los principales procesos de remoción de fósforo en sistemas de pantanos artificiales son la absorción por el suelo y el consumo por las plantas.

El fósforo normalmente presente en la forma de ortofosfato, es absorbido por minerales arcillosos y determinadas fracciones orgánicas de la matriz del suelo.

La selección de sustratos y tamaños de granos llega a ser importante para maximizar la remoción del fósforo. La incorporación de arcilla en el medio filtrante puede favorecer a la absorción del fósforo, pero la presencia de arcilla debe dosificarse muy bien para evitar que no disminuya de manera muy importante la conductividad hidráulica del medio filtrante.

Está claro que el fenómeno de absorción solo puede encontrarse en los sistemas donde el paso de agua esta en el suelo.

Por otra parte, algunas plantas consumen una cantidad apreciable de fósforo durante su crecimiento. Pueden almacenarlo en las raíces, los rizomas, los tallos y las hojas.

4.4.5. Principales ventajas de la aplicación de los Pantanos Artificiales

Las principales ventajas son:

Los pantanos artificiales pueden ser eficaces en la remoción de contaminantes de cualquier vertido de agua residual de tipo doméstico, industrial, agrícola, o minero.

Bajo costo de construcción y especialmente de operatividad y mantenimiento ya que no se requiere de equipos ni materiales

sofisticados, se emplean frecuentemente materiales de la zona y no se requiere de personal calificado.

Los pantanos artificiales son más convenientes que las alternativas convencionales para las zonas rurales y las pequeñas comunidades siempre que se disponga de la superficie necesaria, los costos de los terrenos sean asequibles y ni haya que impermeabilizar grandes superficies.

En el **Cuadro N° 7** se exponen las principales diferencias entre los tratamientos convencionales y los pantanos artificiales.

Cuadro N° 7
Principales Diferencias entre los Tratamientos Convencionales y los Pantanos Artificiales

CARACTERÍSTICAS	TRATAMIENTO CONVENCIONAL	PANTANO ARTIFICIAL
Superficie	Baja	Media o Alta
Costo Proyecto	Medio o Prefabricado	Medio
Costo Construcción	Medio o Prefabricado	Medio
Costo Mantenimiento	Alto	Bajo
Funcionamiento	Personal Técnico	No personal Técnico
Producción de Fangos	Alta	No hay
Molestia – Ruidos	Puede Haber	No hay
Integración en el Medio	Baja	Alta
Educación ambiental	Poco útil	Muy útil

Fuente: Enrique Quipuzco (11)

En áreas rurales, los pantanos artificiales pueden estar integrados en sistemas de producción agrícola (irrigación de áreas de cultivo) y pesquera (piscicultura) donde los productos son usados y/o reciclados para beneficio óptimo. Asimismo, la obtención de la cosechas de las plantas de los pantanos artificiales, que pueden ser utilizadas o vendidas, incrementan los beneficios del sistema. Algunos de los usos incluyen forrajes, preparación de compost,

humus, insumo de biodigestores para la producción de metano, usos artesanales (construcción de balsas, canastas) etc.

Los pantanos artificiales constituyen un ecosistema que puede ser parte del paisaje natural del entorno.

4.4.6. Investigaciones realizadas sobre Pantanos Artificiales en el Perú y en otros países

Las primeras nociones científicas de uso de pantanos artificiales se remontan al año de 1946 con Seidel cuyo procedimiento desarrollado fue llamado "Max Plank Institute System". Asimismo desde 1964, Kuckuth desarrolló en Alemania un procedimiento de tratamiento de flujo horizontal bajo la superficie. El interés por este tipo de tratamiento se intensificó durante el periodo de 1980 a 1990 y diversas instalaciones aparecieron en partes de Europa y América del Norte. A continuación mencionamos una recopilación de las investigaciones acerca del uso de pantanos artificiales en diversas partes del mundo durante los últimos años:

En el Perú la CIA. De Minas Buenaventura S.A. ha propiciado el tratamiento pasivo de los efluentes de la Unidad de Producción Orcopampa en el departamento de Arequipa y de la unidad de producción Uchucchacua en el departamento de Lima, con el fin de remediar las aguas ácidas con elevadas concentraciones de Hierro y Manganeso respectivamente.

En el caso de las aguas ácidas del efluente de la Unidad de Producción Orcopampa se ha logrado reducir concentraciones de hierro de 230 ppm a 0,1 ppm, por medio de un proceso de neutralización con caliza, compost y agua neutra, seguido de un tratamiento pasivo aeróbico en pantano artificial con sustrato orgánico (compost), bacterias sulfato reductoras y plantas de *Juncus sp.* (totora) y en un tratamiento anaeróbico final (compost). Actualmente se sigue utilizando este sistema para proporcionar agua de riego a la

comunidad Tintaymarca. En la unidad de Producción Uchucchacua se ha logrado la mitigación de manganeso de 400 ppm a 0,1 ppm en las etapas de laboratorio y de balde, a través de un tratamiento pasivo constituido por los procesos de filtración en sustrato inorgánico, auto-oxidación en relave con óxido de manganeso, aireación en sustratos inerte y orgánicos (compost) y sedimentación en grava y arena. En el proceso de aireación se ha aislado bacterias con capacidad desmanganizante. (Beltrán y de la Cruz)(14)

En Hungría se han establecido tipo de pantanos artificiales para el tratamiento de aguas residuales en los últimos 30 años. Estos pantanos han sido construidos para el refinamiento de agua residual de la industria petroquímica. Desde los años 1970's, la industria petroquímica ha utilizado sistemas de tratamiento de aguas residuales consistiendo de pantanos con macrófitas emergentes y/o sumergidas que operan como sistemas de flujo superficial.

En los sistemas de tratamiento de agua residual de la planta petroquímica de Nyirbogdany, el promedio de eficiencia de remoción de DQO es del alrededor del 60%, mientras los pantanos con macrófitas sumergidas tienen una eficiencia de 25%. (Quipuzco)(11)

El río Pelenna, en el área de Tonmawr localizado en South Wales – Gran Bretaña, tiene 7 Km. de su longitud contaminado con elevadas concentraciones de hierro que son vertidos por numerosas minas de carbón.

Un proyecto de tratamiento ha sido establecido para restaurar el río usando métodos pasivos para remover metales de agua residuales de minas antes que esto alcance el río.

Hasta la fecha cinco sistemas de tratamiento de pantanos ha sido construido, y han alcanzado 80% de remoción de hierro en promedio durante los primeros 8 meses de operación. El sistema incluye

pantanos de flujo superficial que estimula procesos aeróbicos de remoción de hierro y pantanos de flujo subsuperficial que tiendo a favorecer procesos anaeróbicos tal como la reducción de sulfatos. (Edawars)(15)

La tecnología de tratamiento pasivo para la remoción de contaminantes radiactivos de drenajes de mina y efluentes de procesos no ha sido desarrollada, sin embargo hay fuerte evidencia de trabajos preliminares en Francia, Bulgaria y los Estados Unidos que el uranio puede ser removido en medio ambientes anaeróbicos de pantanos artificiales. (Hallett)(16)

Estudios en Norte América y Escandinavia muestran que el tratamiento de aguas residuales, usando pantanos artificiales puede ser viable también en regiones frías. Una reseña muestra que l numero de pantanos artificiales de diferentes tipos, tratando diferentes clases de aguas residuales, está ampliamente incrementándose en la mayor parte de regiones con temperatura fría. Pantanos de flujo subsuperficial pueden proveer mucho mas protección termal que pantanos de flujo superficial, debido al efecto de insolación de la capa superficial no saturada.

Los pantanos de flujo vertical pueden ser superiores a pantanos de flujo horizontal, debido a la mas alta disponibilidad de oxígeno en filtros verticales con carga intermitente. (Wittgren)(27)

Los pantanos artificiales han demostrado ser capaces de remover una amplia variedad de contaminantes, incluyendo bacterias. Los pantanos artificiales actúan como biofiltros a través e una combinación de factores físicos, químicos y biológicos que participan en la reducción del número de bacterias.

Cinco pantanos artificiales en la Republica Checa fueron estudiados durante 1994 y 1995 para determinar la remoción de bacterias

coliformes y enterobacterias. Asimismo poblaciones de bacterias del ciclo del nitrógeno fueron monitoreadas en raíces y rizomas de la *Glyceria* máxima en el sistema de Doksy. Los resultados revelaron que la retención de bacterias coliformes es muy alta y exceden a valores de retención habitual para sistemas convencionales. Las medidas además indicaron que las bacterias nitrificantes no estaban presentes en el agua residual, sin embargo; grandes números fueron hallados en la superficie de las raíces y rizomas de la *Glyceria*. (Ottová)(18)

Un sistema de dos etapas para tratar agua residual de un matadero esta siendo utilizado en Pachuca, México. El sistema consiste de un digester anaeróbico seguido por un pantano artificial que emplea flujo subsuperficial horizontal con *Phragmites australis*. Las principales metas de este estudio fue monitorear la eficiencia del tratamiento del sistema para los primeros 12 meses de operación y fijar la *conveniencia del efluente para propósito de irrigación*. Los resultados fueron generalmente bueno con eficiencia de remoción media de 88,5% para DBO₅, 87,4% DQO, 89% sólidos suspendidos, 73,6% nitrógeno orgánico y 99% coliformes fecales. El efluente esta siendo exitosamente usado para la irrigación de plantas ornamentales y terrenos recreacionales. (Rivera)(19)

4.5. Generalidades de la Concha de Abanico

La concha de abanico (*Argopecten purpuratus*) es uno de los recursos de mayor demanda en el litoral, y presenta una amplia distribución en las costas de Perú y Chile. En nuestro país, los bancos naturales más importantes de este recurso se encuentran en la Bahía Independencia, Bahía de Sechura, Isla Lobos de Tierra, Bahía de Samanco, Bahía de Paracas, Isla San Lorenzo, Isla El Frontón, Los Chimus, Isla Blanca, entre otros. (Instituto del Mar del Perú)(20)

Figura N° 4.5.A
Concha de Abanico



4.5.1 Antecedentes Biológicos Pesqueros

- **Nombre Científico**
Argopecten purpuratus
- **Nombre Común**
Concha de abanico, Vieira, Almeja Catarina, Ostrión
- **Nombre Inglés**
Peruvian scallops

Símbol de importancia internacional

Pecten maximus (Europa), Patinopecten yessoensis (Japón).

Distribución geográfica

Desde Paita (Perú) hasta Coquimbo (Chile).

Localización de la Pesquería en el Perú Parachique, Chimbote, Callao, Pisco.

4.5.2 Composición Química y Nutricional

a. Análisis Proximal

COMPONENTE	PROMEDIO (%)
Humedad	78,2
Grasa	1,8
Proteína	15,9
Sales Minerales	2,2
Calorías (100 g)	96

b. Componentes Minerales

MACROELEMENTO	PROMEDIO (%)
Sodio (mg/100g)	101,7
Potasio (mg/100g)	269,4
Calcio (mg/100g)	11,7
Magnesio (mg/100)	33,9

MICROELEMENTO	PROMEDIO (%)
Fierro (ppm)	2,9
Cobre (ppm)	0,2
Cadmio (ppm)	0,3
Plomo (ppm)	0,0

c. Perfil de Aminoácidos

En muestra de músculo conteniendo 0,9 g/mL de proteína y gravedad específica de 1,013 g/mL se tiene un contenido de aminoácidos en mg/100g de:

Acido Aspártico	<210	Glicocola	5151	Prolina	<210
Acido Glutámico	498	Histidina	<210	Serina	<210
Alanina	503	Isoleucina	<210	Taurina	3140
Arginina	722	Leucina	<210	Tirosina	<210
Cistina	421	Lisina	<210	Treonina	<210
Fenilalanina	<210	Metionina	<210	Triptofano	<210

4.5.3 Características Físicas y Rendimientos

a. Composición Física

COMPONENTE	PROMEDIO (%)
Valvas	67,2
Carne cocida	17,8
Parte comestible	14,8

b. Características Físico Organolépticas: Cuerpo

TEXTURA	FIRME
Peso cuerpo (rango, g)	1,5 - 40,0
Peso músculo abductor (rango, g)	1,0 - 28,0
Peso de coral (rango, g)	0,5 - 12,0

c. Densidad

PRODUCTO	DENSIDAD (Kg/ m ³)
Bivalvo entero	850
Producto sin congelar	918
Producto congelado	784

d. Rendimientos

PRODUCTO	%
Producto desvalvado	28-38
Producto eviscerado	11-15
Rendimiento por manojo	1,2 - 2,2 Kg/96pzaz

Cuadro N° 4.5.A.

Cosecha de la actividad de acuicultura marina según especie (TM)

Especie	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Langostino	3 667	4 620	4 836	5 258	6 080	3 462	4 312
C. de abanico	309	615	431	1 027	465	1 905	2 640
Ostras	0	0	0	0	14	8	7
Macroalgas	0	0	4	64	63	0	53

Especie	2000	2001	2002	2003	2004	2005
Langostino	615	731	2 592	3 328	5 073	8 324
C. de abanico	3 916	3 914	5 701	6 670	10 484	11 066
Ostras	5	11	9	11	6	3
Macroalgas	11	0	0	0	0	0

Fuente: Ministerio de Producción – Ministerio Pesquería

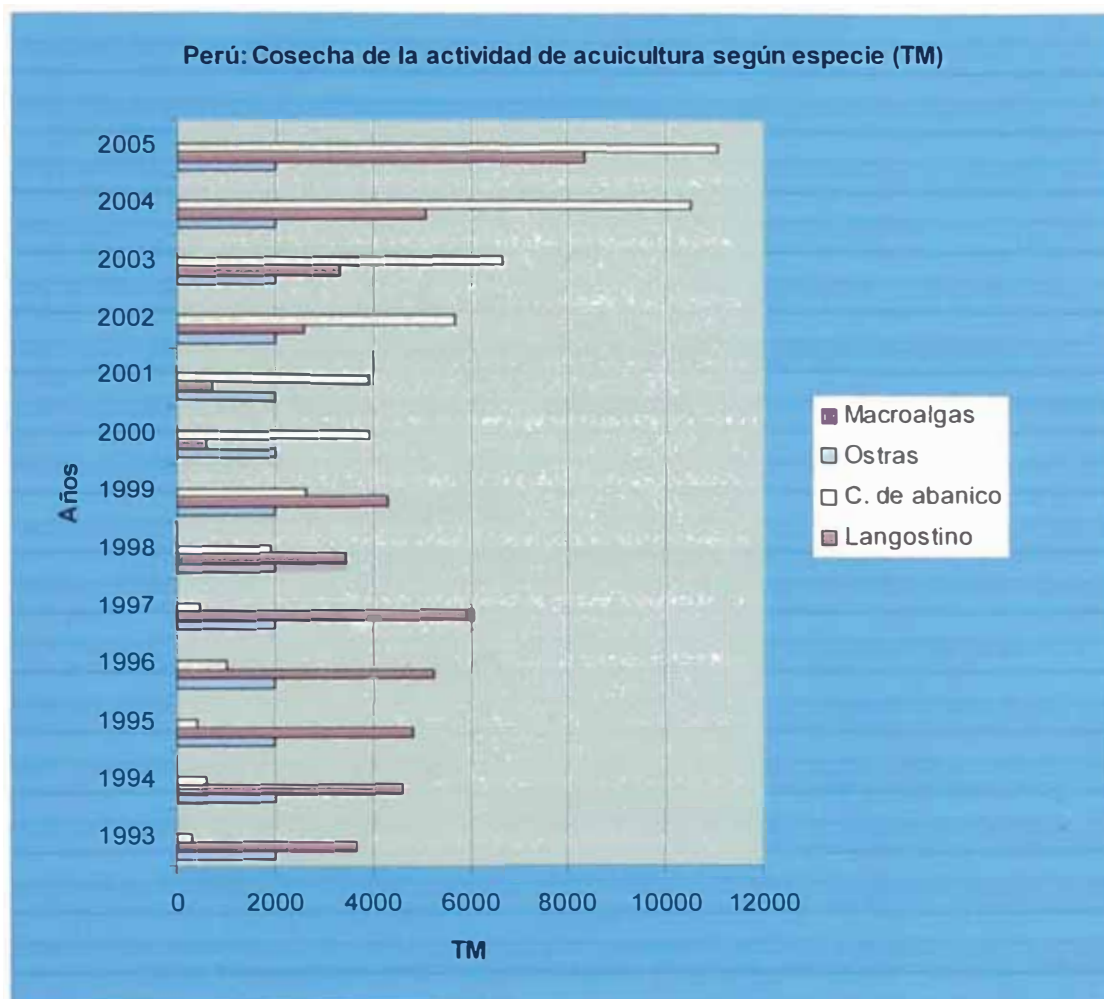
Cuadro N° 4.5.B.

Cálculo del volumen de coral de las conchas de abanico

Años	Conchas de abanico (TM)	Peso de una C. abanico (gramos)	Peso del coral de una C. abanico (gramos)	Peso tonal de coral de C abanico (TM)
1993	309	40	12	92,7
1994	615			184,5
1995	431			129,3
1996	1 027			308,1
1997	465			139,5
1998	1 905			571,5
1999	2 640			792
2000	3 916			1174,8
2001	3 914			1174,2
2002	5 701			1710,3
2003	6 670			2001
2004	10 484			3145,2
2005	11 066			3319,8

Gráfico N° 4.5.A.

Producción anual de Conchas de Abanico en el Perú



4.5.4 Reacciones involucradas en el incremento del pH

Para la presente investigación nos dedicaremos al tratamiento alternativo del agua ácida (simulada) y de una forma pasiva, es decir sin la utilización de sistemas complejos que requieran de maquinarias y además sean de bajos costos, para ello se escogió como fuente de Cal a las Conchas de Abanico, que contienen como parte de su estructura a los carbonatos de calcio, siendo estas conchas muy fáciles de conseguir sin costo alguno, toda vez que estos son desechos de las actividades pesqueras.

Reacciones de neutralización entre ácidos y bases



Características de los ácidos

Tienen sabor ácido.

Enrojecen el papel de tornasol.

Producen efervescencia sobre el mármol (carbonato de calcio),

Muchos ácidos, cuando reaccionan con metales, desprenden hidrógeno.

Decoloran la fenolftaleína.

Son ácidos frecuentes: HCl, H₂SO₄, HNO₃, CH₃COOH.

Características de las bases

Tienen sabor amargo.

Tienen tacto jabonoso y alto poder limpiador.

Azulean el tornasol.

Con fenolftaleína dan color violeta rosáceo.

Son bases frecuentes: NaOH, KOH, Ca(OH)₂, NH₄OH.

Sustancias que no son ni ácidos ni bases

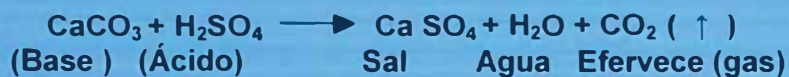
No reaccionan con cinc.

Algunas conducen la corriente eléctrica.

No reaccionan con el mármol.

Como ejemplos podemos citar: H₂O y las disoluciones acuosas de: NaCl, KNO₃.

Reacciones químicas entre los carbonatos presentes en las conchas de abanico y el ácido Sulfúrico utilizada en la simulación de la muestra del agua ácida.



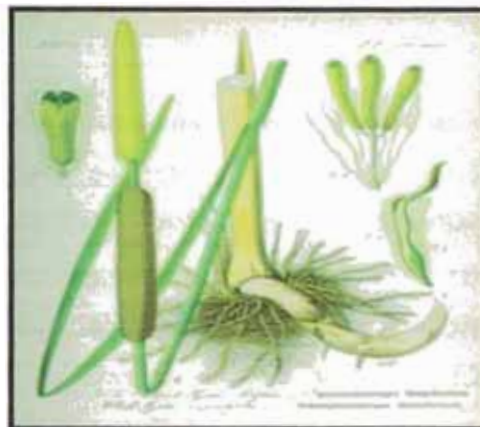
Fuente: Metcalf & Hedy, Inc. (1995), Ingeniería de Aguas residuales, tratamiento, vertido y reutilización.

4.6. Generalidades de las plantas involucradas en la evaluación

4.6.1. Typha

Clasificación científica:

Reino	: Plantae
División	: Magnoliophyta
Clase	: Liliopsida
Orden	: Poales
Familia	: Typhaceae
Genero	: Typha



Las totoras o espadañas (*Typha* spp.) son un género de unas pocas especies de plantas herbáceas acuáticas oriundas del hemisferio norte, y hoy distribuidas en buena parte del mundo. Son frecuentes en pantanos y humedales, formando densas colonias a veces impenetrables. Las colonias de totoras son muchas veces un paso importante en la desecación de lagunas y pantanos, formando una capa de denso tejido orgánico sobre la cual se deposita la tierra.

Características

Las especies de *Typha* son hierbas anuales o perennes, de 1 a 3 m de altura, salvo en *T. minima*, que no supera el metro. Muestran hojas

lineares o subuladas, alternas, en la base de un único tallo floral desnudo; presentan rizomas superficiales que echan zarcillos, constituyendo éste su principal forma de propagación.

Las plantas son monoicas, anemófilas, con floras aclamídeos que forman racimos en forma de espiga al cabo del tallo floral. La flor masculina aparece *exactamente en la punta*, y se reduce a 2 a 5 estámenes desnudos; por debajo de ésta se forma la densa inflorescencia femenina, de entre 10 y 40 cm de longitud y 1 a 4 de diámetro. Las flores femeninas tienen el ovario unilocular. El fruto es aqueniforme; las semillas tienen alrededor de 0,2 mm de largo, y se dispersan por anemocoria gracias a un vilano flexible y piloso.

Hábitat

Las espadañas aparecen en los márgenes lacustres, pantanos y humedales, siendo una de las primeras especies en colonizarlos. *T. latifolia* se encuentra en todas las regiones templadas del hemisferio norte; *T. angustifolia*, también cosmopolita, soporta peor el frío y se extiende por ello menos hacia el norte. Las restantes especies tienen distribuciones más limitadas, siendo *T. domingensis* nativa del sur de los Estados Unidos y Centroamérica, mientras que *T. laxmannii*, *T. minima* y *T. shuttleworthii* crecen en el sur de Europa y partes de Asia.

Función ecológica y usos

El denso sistema rizomático favorece la fijación del suelo, previniendo la erosión; en su interior se alojan numerosos insectos, y proporciona cobijo a *batracios* y *aves lacustres*. Otras aves emplean los restos de la inflorescencia para tapizar sus nidos. Sin embargo, la facilidad de su aparición hace que se las considere malas hierbas en algunos entornos controlados.

El rizoma se aprovecha como verdura, con un alto contenido en almidón; se cosecha entre el otoño y el invierno. Los brotes tiernos se consumen a veces cocidos, y el polen se emplea como suplemento alimenticio mezclado con harina.

4.6.2. Cyperus

Clasificación científica:

Reino	: Plantae
División	: Magnoliophyta
Clase	: Liliopsida
Orden	: Poales
Familia	: Cyperaceae
Genero	: Cyperus



El género Cyperus, establecido por Linneo en 1753, perteneciente a la familia de las ciperáceas está compuesto por unas 600 especies distribuidas por todos los continentes, tanto en regiones tropicales como templadas.

Características

Son plantas anuales o perennes acuáticas que crecen en aguas tranquilas de hasta 0,5 m de profundidad. Las especies varían mucho en tamaño, desde las pequeñas de tan sólo 5 cm hasta las que alcanzan 5 m de alto. Los tallos pueden ser circulares, con cortes transversales en algunas, triangulares en otras y normalmente sin hojas en prácticamente toda la longitud del tallo, con hojas basales y enteras en la zona basal de la planta y en espiral en el ápice de los tallos florales. Las flores son verdosas y nacen arracimadas entre las hojas apicales. La semilla es un pequeño grano que es diseminado por el viento para su polinización.

Cyperus alternifolius, planta herbácea perenne, cespitosa, con los tallos de sección triangular, generalmente de poco más de medio metro de altura, pero a veces lo rebasan ampliamente. En el extremo llevan una umbela de hojas de forma oblongo-lanceolada y de consistencia cartilaginosa. Flores de escaso interés, de color blanquecino y reunidas en panículo. Originaria de Madagascar.

Hábitat

Propia de márgenes de ríos y cursos de agua, utilizada con frecuencia en jardinería para acompañar estanques, y que se usa también en decoración interior. En los estanques son magníficos asociados con Nenúfar y Pontederia. Al aire libre prefiere sol o semisombra; si se la cultiva en interior debe mantenerse el ejemplar en posición muy iluminada, pero no al sol.

Temperaturas: preferentemente en zonas cálidas, donde las temperaturas invernales no sean demasiado extremas y durante el día, en la estación fría no baje de 8°C. En invierno, si no se ha protegido convenientemente de las inclemencias del tiempo, la planta amarillará y se marchitará. Evite esta situación pasándola al interior si es posible.

Función ecológica y usos

Su cultivo de interior no presenta problemas siempre que se atienda la elevada necesidad hídrica que requieren, resultando, gracias a su enorme transpiración, ideales para humidificar el ambiente de cualquier estancia.

No tiene plagas ni enfermedades. Necesitará una poda severa si ha tenido un ataque de frío. Para lograr un aspecto compacto, se poda a finales de invierno cada 2 años.

La multiplicación es mediante división de las macollas; si se lleva a cabo por esqueje se corta la parte superior de un tallo de forma que se deje la umbela con cinco centímetros de tallo. Se cogen esquejes de 10 a 12 cm. Se colocan directamente en el agua hasta que rebrote luego replante en tierra.

4.7. Tipos de biorremediación y Mecanismos fisiológicos de respuesta al estrés por exceso de metales

4.7.1. Tipos de biorremediación

En los procesos de biorremediación generalmente se emplean mezclas de ciertos microorganismos o plantas capaces de degradar o acumular sustancias contaminantes tales como metales pesados y compuestos orgánicos derivados de petróleo o sintéticos.



Básicamente, los procesos de biorremediación pueden ser de tres tipos:

4.7.1.1. Degradación enzimática

Este tipo de degradación consiste en el empleo de enzimas en el sitio contaminado con el fin de degradar las sustancias nocivas. Estas enzimas se obtienen en cantidades industriales por bacterias que las

producen naturalmente, o por bacterias modificadas genéticamente que son comercializadas por las empresas biotecnológicas.

Por ejemplo, existe un amplio número de industrias de procesamiento de alimentos que producen residuos que necesariamente deben ser posteriormente tratados.

En estos casos, se aplican grupos de enzimas que hidrolizan (rompen) polímeros complejos para luego terminar de degradarlos con el uso de microorganismos (ver en la próxima sección). Un ejemplo lo constituyen las enzimas lipasas (que degradan lípidos) que se usan junto a cultivos bacterianos para eliminar los depósitos de grasa procedentes de las paredes de las tuberías que transportan los efluentes.

Otras enzimas que rompen polímeros utilizados de forma similar son las celulasas, proteinasas y amilasas, que degradan celulosa, proteínas y almidón, respectivamente.

Además de hidrolizar estos polímeros, existen enzimas capaces de degradar compuestos altamente tóxicos. Estas enzimas son utilizadas en *tratamientos en donde los microorganismos no pueden desarrollarse* debido a la alta toxicidad de los contaminantes. Por ejemplo, se emplea la enzima peroxidasa para iniciar la degradación de fenoles y aminas aromáticas presentes en aguas residuales de muchas industrias.

4.7.1.2. Remediación microbiana

En este tipo de remediación se usan microorganismos directamente en el foco de la contaminación. Los microorganismos utilizados en *biorremediación pueden ser los ya existentes (autóctonos) en el sitio contaminado* o pueden provenir de otros ecosistemas, en cuyo caso deben ser agregados o inoculados.

La descontaminación se produce debido a la capacidad natural que tienen ciertos organismos de transformar moléculas orgánicas en *sustancias más pequeñas, que resultan menos tóxicas*. El hombre ha aprendido a aprovechar estos procesos metabólicos de los microorganismos. De esta forma, los microorganismos que pueden degradar compuestos tóxicos para el ambiente y convertirlos en compuestos inocuos o menos tóxicos, se aprovechan en el proceso de biorremediación. De esta forma, reducen la polución de los sistemas acuáticos y terrestres.

La gran diversidad de microorganismos existente ofrece muchos recursos para limpiar el medio ambiente y, en la actualidad, esta área está siendo objeto de intensa investigación.

Existen, por ejemplo, bacterias y hongos que pueden degradar con relativa facilidad petróleo y sus derivados, benceno, tolueno, acetona, pesticidas, herbicidas, éteres, alcoholes simples, entre otros. Los metales pesados como uranio, cadmio y mercurio no son biodegradables, pero las bacterias pueden concentrarlos de tal manera de aislarlos para que sean eliminados más fácilmente.

Las actividades microbianas en el proceso de biorremediación se pueden resumir en el siguiente esquema:

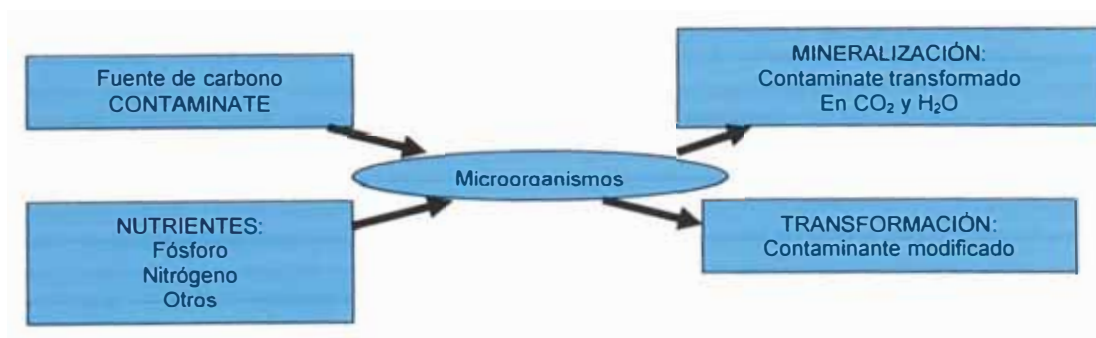


Figura 4.7.A : "METABOLISMO MICROBIANO". Los microorganismos ingieren contaminantes como fuente de carbono y algunos nutrientes como fósforo y nitrógeno. La digestión de estos compuesto en sustancias más simples como parte del metabolismo del

microorganismo, puede resultar en la degradación del compuesto en forma parcial (transformación) o total a dióxido de carbono (CO₂) y agua (H₂O).

4.7.1.3. Remediación con plantas (fitorremediación)

La fitorremediación es el uso de plantas para limpiar ambientes contaminados. Aunque se encuentra en desarrollo, constituye una estrategia muy interesante, debido a la capacidad que tienen algunas especies vegetales de absorber, acumular y/o tolerar altas concentraciones de contaminantes como metales pesados, compuestos orgánicos y radioactivos. La fitorremediación ofrece algunas ventajas y desventajas frente a los otros tipos de biorremediación:

Ventajas:

1. Las plantas pueden ser utilizadas como bombas extractoras de bajo costo para depurar suelos y aguas contaminadas
2. *Algunos procesos degradativos ocurren en forma más rápida con plantas que con microorganismos.*
3. Es un método apropiado para descontaminar superficies grandes o para finalizar la descontaminación de áreas restringidas en plazos largos.

Limitaciones:

1. El proceso se limita a la profundidad de penetración de las raíces o aguas poco profundas.
2. Los tiempos del proceso pueden ser muy prolongados.
3. La biodisponibilidad de los compuestos o metales es un factor limitante de la captación.

Las plantas pueden incorporar las sustancias contaminantes mediante distintos procesos que se representan en la siguiente ilustración y se explican en la tabla que continúa:

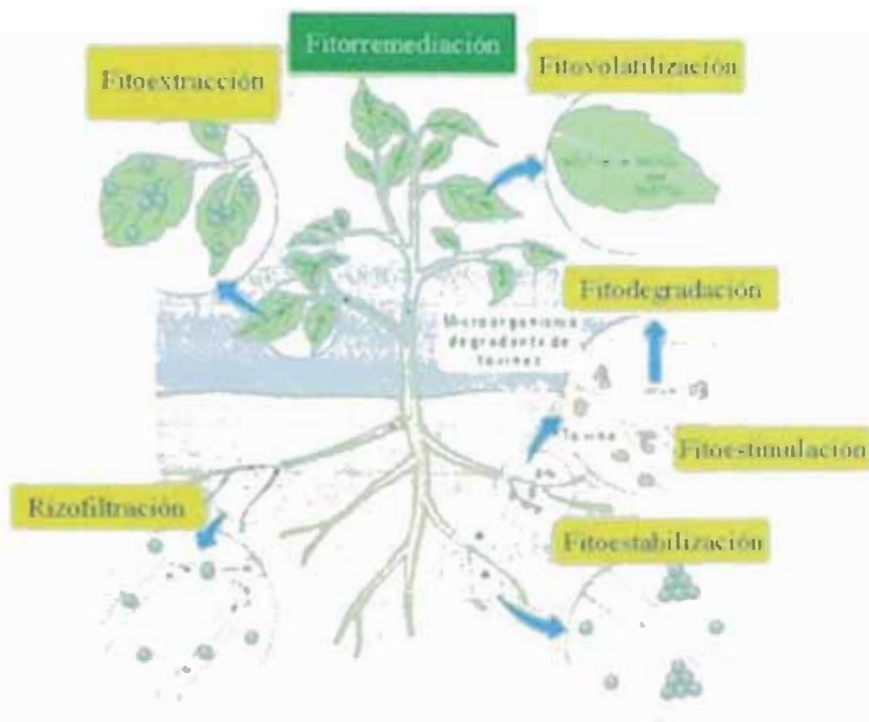


Figura 4.7.B : Ilustración de tipos de fitorremediación

Tipos de fitorremediación, donde se indica la zona de la planta en donde ocurre el proceso.

Tipo	Proceso Involucrado	Contaminación Tratada
Fitoextracción	Las plantas se usan para concentrar metales en las partes cosechables (hojas y raíces)	Cadmio, cobalto, cromo, níquel, mercurio, plomo, plomo selenio, zinc
Rizofiltración	Las raíces de las plantas se usan para absorber, precipitar y concentrar metales pesados a partir de efluentes líquidos	Cadmio, cobalto, cromo, níquel, mercurio, plomo, plomo selenio, zinc isótopos radioactivos, compuestos

	contaminados y degradar compuestos orgánicos	fenólicos
Fitoestabilización	Las plantas tolerantes a metales se usan para reducir la movilidad de los mismos y evitar el pasaje a napas subterráneas o al aire.	Lagunas de deshecho de yacimientos mineros. Propuesto para fenólicos y compuestos clorados.
Fitoestimulación	Se usan los exudados radiculares para promover el desarrollo de microorganismos degradativos (bacterias y hongos)	Hidrocarburos derivados del petróleo y poliaromáticos, benceno, tolueno, atrazina, etc
Fitovolatilización	Las plantas captan y modifican metales pesados o compuestos orgánicos y los liberan a la atmósfera con la transpiración.	Mercurio, selenio y solventes clorados (tetraclorometano y triclorometano)
Fitodegradación	Las plantas acuáticas y terrestres captan, almacenan y degradan compuestos orgánicos para dar subproductos menos tóxicos o no tóxicos.	Municiones (TNT, DNT, RDX, nitrobenzono, nitrotolueno), atrazina, solventes clorados, DDT, pesticidas fosfatados, fenoles y nitrilos, etc.

Fuente : <http://www.porquebiotecnología.com.ar/educación>.

Se conocen alrededor de 400 especies de plantas con capacidad para hiperacumular selectivamente alguna sustancia. En la mayoría de los casos, no se trata de especies raras, sino de cultivos conocidos. Así, el girasol (*Heliantus annuus*) es capaz de absorber en grandes cantidades el uranio depositado en el suelo. Los álamos (género *Populus*) absorben selectivamente níquel, cadmio y zinc. También la pequeña planta *Arabidopsis thaliana* de gran utilidad para los biólogos es capaz de

hiperacumular cobre y zinc. Otras plantas comunes que se han ensayado con éxito como posibles especies fitorremediadoras en el futuro inmediato son el girasol, la alfalfa, la mostaza, el tomate, la calabaza, el esparto, el sauce y el bambú. Incluso existen especies vegetales capaces de eliminar la alta salinidad del suelo, gracias a su capacidad para acumular el cloruro de sodio.

En general, hay plantas que convierten los productos que extraen del suelo a componentes inocuos, o volátiles. Pero cuando se plantea realizar un esquema de fitorremediación de un cuerpo de agua o un área de tierra contaminados, se siembra la planta con capacidad (natural o adquirida por ingeniería genética) de extraer el contaminante particular, y luego del período de tiempo determinado, se cosecha la biomasa y se incinera o se le da otro curso dependiendo del contaminante. De esta forma, los contaminantes acumulados en las plantas no se transmiten a través de las redes alimentarias a otros organismos.

4.7.2. Mecanismos fisiológicos de respuesta al estrés por exceso de metales

Para que las raíces puedan absorber los metales del suelo, primero es preciso solubilizarlos o, lo que es lo mismo, liberarlos de los componentes orgánicos e *inorgánicos del suelo a los que están unidos*. Esto podría conseguirse mediante secreción radicular de moléculas quelantes. Una vez solubilizados, los iones metálicos pueden entrar en las raíces a través de la vía apoplástica y de la simplástica, queriendo generalmente esta última la presencia de un canal iónico o un proteína transportadora en la membrana plasmática de las células de la raíz. Una vez que los iones metálicos alcanzan la raíz, pueden almacenarse en vacuolas en la misma raíz, o a menudo en forma quelada, estos quelantes de metales son producidos por las propias plantas como por ejemplo, ácidos orgánicos y aminoácidos, fitina, melato-tioneinas (clase I y III), proteínas y péptidos secuestradores de metales. (Manuel J. Reigosa, Nuria Pedrol y Adela Sánchez)(28)

4.7.2.1. Fitoquelatinas

Bajo el nombre de fitoquelatinas (PC) se conoce a una serie de polipéptidos presentes en las plantas y algunas levaduras, las cuales presentan la estructura general $(\gamma\text{-Glu-Cys})_n\text{-Gly}$, en donde $n=2-11$. La nomenclatura de estas moléculas aun no ha sido unificada, recibiendo una grana variedad de nombres, tales como: fitoquelatinas, cadistinas, peptidos γ -glutamil, poli-(γ -glutamil cisteina)-glicinas, etc; de entre todos ellos el nombre de fitoquelatinas es uno de los mas usados. (Vicente Espinoza)(29)

Se ha determinado que las fitoquelatinas se encuentran mayormente ubicadas en las vacuolas. Estudios con protoplastos provenientes de hojas de tabaco expuestas a bajas concentraciones de Cd han revelado que todo el Cd intracelular y las fitoquelatinas se hallan en las vacuolas. Se presume que la biosíntesis de estos polipéptidos se localizaría en el citoplasma trasladándose al interior de las vacuolas en su forma quelante. Esta hipótesis se apoya además en el descubrimiento de una proteína localizada en la membrana de las vacuolas, responsable de transportar tanto el complejo PC-Cd como las fitoquelatinas libres, en levaduras mutantes que se volvieron sensibles al Cd, estas proteínas vacuolares restauraban su hipertolerancia al mismo. (Vicente Espinoza)(29).

Sin embargo resta aun por comprobar si es que las fitoquelatinas realmente capturan a los iones metálicos. Según Wagner (1994) solo en el caso del Cd y el Cu se ha demostrado la unión PC y ello so el forma preliminar. Steffens (1991) menciona también al Pb como uno de los elementos en los cuales la unión con las fitoquelatinas ha sido comprobada.

4.7.2.2. Captura de los metales en las vacuolas

Se considera que los metales capturados en el citosol por uno u otro de los compuestos podrían ser transportados a la vacuolas en forma iónica o

compleja. Como evidencia de ello se ha encontrado que la gran mayoría del cadmio y de las fitoquelatinas han sido encontrados en las vacuolas, tanto en estudios con cultivos celulares, como con sistemas vivos (Wagner, 1993). Waisel (1996) menciona que las plantas tolerantes al zinc mayormente lo acumulan en las vacuolas en las formas de malato soluble o complejos de oxalato. Sin embargo en forma general no hay evidencia de que la formación de complejos faciliten el transporte de los metales hacia las vacuolas (Wagner, 1993).

4.7.2.3. Captura de los metales en la pared celular

Se ha encontrado que los compuestos pécticos y hemicelulósicos de la pared pueden unirse a los metales. En varios estudios se ha identificado que elementos como el cobre son inmovilizados al ser retenidos en las paredes de las células de las raíces, lo cual evita su transporte a la parte aérea de la planta. (Vicente Espinoza)(29)

Garzón (2003), plantea la hipótesis que el catión se acumula tanto en la pared celular como en la membrana celular. El grado con que el aluminio se une depende de la capacidad de intercambio catiónico (CIC) de la raíz, resultante de las cargas negativas de las pectinas, proteínas y fosfolípidos de la pared celular y de la membrana plasmática. Estas cargas crean un gradiente de potencial eléctrico que determina la unión y la distribución iónica en el apoplasto.

Con respecto a la pared celular se indican que más del 95% del aluminio asociado a las raíces de las plantas se encuentran en la pared celular y que las paredes celulares contienen una gran variedad de lugares cargados negativamente, de los cuales el más importante es ácido galacturónico que forma cadenas lineales altamente ramificados dando lugar a las pectinas. (Garzón)(33)

Sin embargo existe también datos contradictorios. Resultados de centrifugaciones de células vegetales que, por ejemplo en el caso del

cadmio, la mayor parte ingresa a la célula. A ello se suma, el hecho que se a detectado el ingreso en forma rápida de este metal al interior de las células. (Wagner)(30)

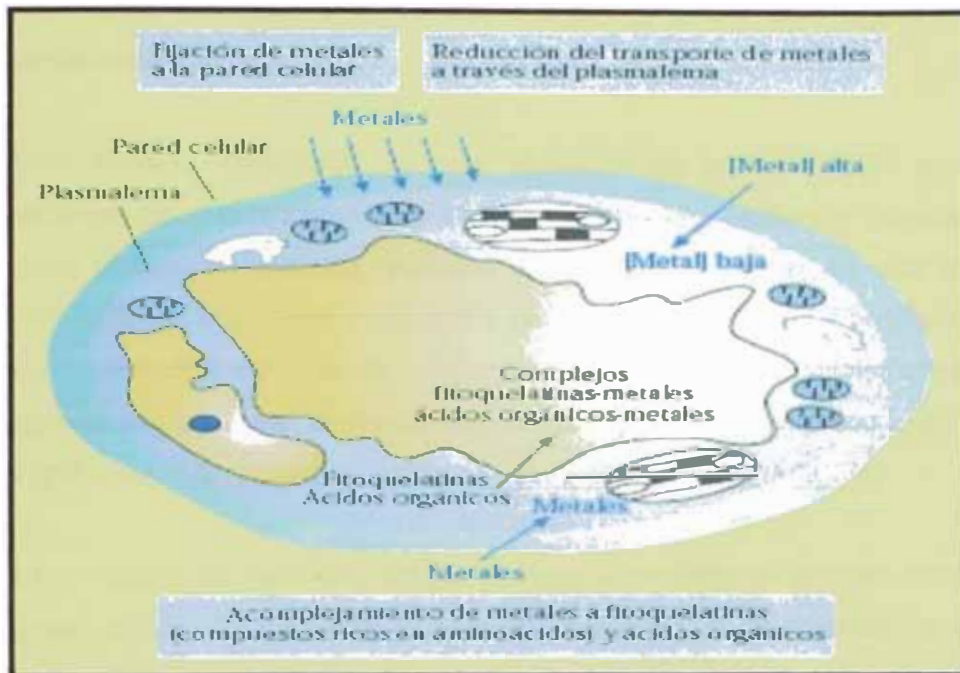


Figura 4.7C : Mecanismos fisiológicos de tolerancia a los metales en las plantas.

4.7.2.4. Simbiosis micorrizica

Se refiere a la asociación o simbiosis entre plantas y hongos como “un estado de interdependencia fisiológica equilibrada de dos o mas organismos en el que no se estimulan permanentemente los mecanismos de reacción defensiva”, la relación hongo-suelo es la simbiosis del suelo mas común y las respuestas principales ante la presencia de la inoculación es en nutrientes o en humedad. La simbiosis micorrizica incrementa la efectividad en la absorción de nutrientes mejorando el crecimiento o aumento de la biomasa en las plantas. (Pineda)(34)

Los hongos micorrizicos arbusculares (HMA) son importantes en la recuperación de suelos contaminados debido a que juegan un papel vital en la tolerancia y en la acumulación de metales por la plantas. El micelio

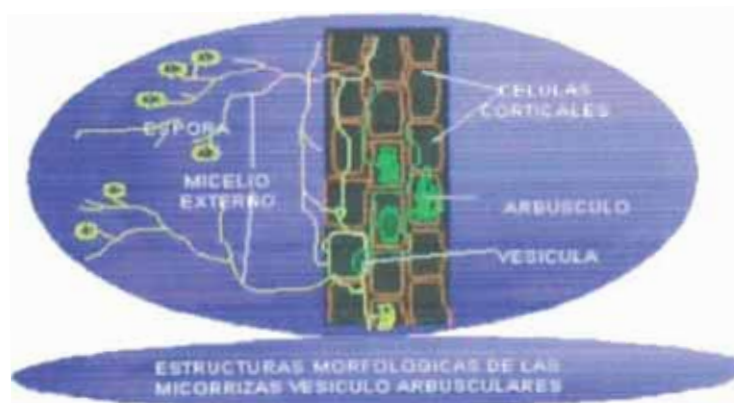
externo de los HMA explora un amplio volumen de metales pesados presentes en la rizósfera. Una alta cantidad de metales pesados también pueden almacenarse en las estructuras micorrizadas de raíces y en las esporas, por ejemplo concentraciones de 1200 mg/kg de Zinc has sido reportados en tejido de *Glomus mosseae* y sobre 600 mg/kg en *G* vermiforme. (Pineda)(34)

Otro aspecto importante de esta simbiosis es que los HMA pueden incrementar el establecimiento y el crecimiento de plantas sin importar los altos niveles de metales pesados en el suelo. Además de una mejor obtención de nutrientes del suelo, disponibilidad de agua y propiedades de agregación de suelos, disponibilidad de agua y propiedades de agregación de suelo aspectos asociados con la simbiosis. Los HMA son significativos en la mejora ecológica de la rizosfera. (Pineda)(34)

La simbiosis de los HMA con las plantas acumuladoras puedan proteger a esta de los efectos de las altas concentraciones de los metales pesados y se ha reportado la disminución de la toxicidad de zinc y cadmio en suelos contaminados. Varios mecanismos biológicos y físicos han sido propuestos para explicar la contribución de los HMA a la tolerancia al metal de las plantas hospedadoras. La inmovilización del metal en la biomasa de los hongos es uno de los mecanismos involucrados. (Pineda)(34)

Figura 4.7.D

Representación de la estructura morfológica de la micorriza vesículo arbuscular



V. DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

5.1. Ubicación y antecedentes de los Módulos de Tratamiento de Pantanos Artificiales

Los módulos piloto del sistema de tratamiento de pantanos artificiales tienen un área de aproximadamente $0,6 \text{ m}^2$, ubicado dentro del campus de la Universidad Nacional Agraria la Molina-Lima, en el laboratorio de biorremediación.

Los módulos instalados en el laboratorio antes mencionado fueron construidos en año 2005 a base de vidrio cuyo espesor en todas las caras laterales es de 6mm; el primer módulo esta compuesto por tres compartimentos de $30 \times 50 \text{ cm}$ en cada base e interconectadas entre si (Figura N° 13), el primer compartimiento esta compuesto por conchas de abanico; El segundo compartimiento esta compuesto por compost; El tercer compartimiento esta compuesto por tres estratos tales como la grava en diámetros de 1/16, 1/8, 1/4 pulgadas, compost y las plantas cuyo nombre científico son: *Typha*, *Cyperus*. El segundo módulo consta de un solo compartimiento que tiene como estratos las gravas, compost, y plantas macrófitas acuáticas denominadas *Typha* y *Cyperus*.

Figura N° 13

Módulo N° 01-Conchas de Abanico – Compost – Humedal – Typha-Cyperus

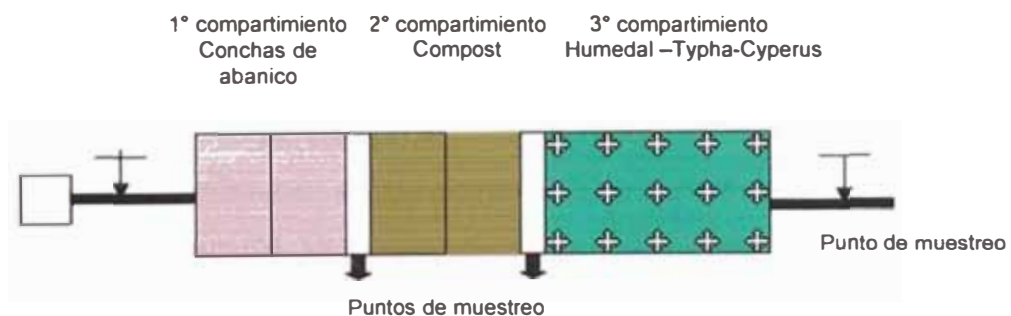


Figura N° 14
Módulo N° 02-Humedal artificial – Typha – Cyperus



En algunos países la utilización de humedales artificiales (Constructed Wetlands) para la recepción de aguas contaminadas se remonta a mediados del siglo pasado, sin embargo en nuestro país la aplicación de este sistema sigue siendo una práctica no común. Los humedales artificiales pueden ser eficaces en la remoción de contaminantes de cualquier vertido de agua residual de tipo doméstico, industrial, agrícola o minero, cuya característica en último vertido es por el alto pH y por la elevada concentración de metales pesados.

Los humedales son medios semiterrestres con un elevado grado de humedad y una profusa vegetación, que reúnen ciertas características biológicas, físicas y químicas, que les confieren un elevado potencial autodepurador. El humedal puede considerarse como un reactor biológico tipo "proceso biopelícula sumergida", con aireación natural, en el que las plantas emergentes toman oxígeno de su parte aérea para introducirlo en la sumergida a través de los rizomas. Se crea un mosaico de zonas aerobias y anaerobias próximas entre sí, que favorecen los procesos de descomposición de la materia orgánica, nitrificación, desnitrificación, precipitación de fosfatos y muerte de patógenos.

Para implantar un humedal artificial, con el nivel actual de conocimientos, es muy conveniente realizar un estudio propio. En este sentido los humedales artificiales experimentales a pequeña escala son una herramienta muy útil, ya que permiten un mayor grado de control sobre las condiciones de estudio.

5.2. Descripción del sistema de Pantanos Artificiales

La presente investigación se centro en evaluar el tratamiento de aguas ácidas con contenido de plomo, las cuales han sido simuladas en laboratorio; usando dos módulos de pantanos artificiales, el primer módulo con un sistema de humedal de flujo vertical ascendente, el segundo módulo con un sistema de humedal de flujo horizontal subsuperficial, sembrados con las plantas Typha-Cyperus y bajo un sistema de alimentación estacionaria.

Este sistema de flujo estacionario consiste en alimentar en un volumen de 24 litros de ácido con un contenido de 10 ppm de plomo y un pH que varia entre 1,5-2,5 , conducidos a través de un sistema de distribución en cada módulo, el período de retención del agua ácida simulada es ambos módulos es de tres días (03), asimismo, el período de ensayo de los módulos pilotos es de quince días (15).

5.2.1. Modulo I

El módulo I esta compuesto por tres (03) compartimientos:

Las dimensiones de los tres (03) compartimiento son de 30x50x30 cm (ver figura N° 03), y están compuestas por conchas de abanico, compost y el humedal las cuales contienen seis (06) plantas, tres (03)Typha y tres (03) Chi pus que fueron distribuidos en forma homogénea a lo largo de tercer (03) compartimiento del módulo N° 1; Las conchas de abanico fueron extraídos de las playas de Chilca tal como se aprecia en la (ver Figura N° 13), posteriormente las conchas de abanico pasan por un proceso de limpieza y lavado, finalmente son trituradas y colocadas en el primer compartimiento. A fin de determinar el volumen de agua ácida que circulara por el primer compartimiento, se calcula la porosidad de las conchas de abanico. (Ver Anexo 2)

5.2.1.1. Cálculo de la porosidad de las conchas de abanico:

En un vaso precipitado de un volumen de 900m tal como se hace referencia en la Figura N° 18, se coloca las conchas de abanico en forma triturada, posteriormente se añade un volumen de agua, paso siguiente se procede a medir el volumen de los vacíos.

$$V \text{ conchas de abanico} = 900 \text{ mL}$$

$$V \text{ agua} = 670 \text{ mL}$$

$$\text{Porosidad} = n = (670/900) \times 100\% = 74\%$$

El segundo compartimiento, el cual cuenta con un punto de muestreo a través de una válvula de $\varnothing \frac{1}{2}$ " (Ver Figura N° 13) ; este compartimiento tiene como estrato compost y arena cuarzosa de $\varnothing 1 \frac{1}{16}$, mezclados en forma homogénea y cuya porosidad de la mezcla se determina a continuación: (Ver Anexo 2)

5.2.1.2. Cálculo de la porosidad del compost

$$V \text{ compost} = 500 \text{ mL}$$

$$V \text{ H}_2\text{O añadido} = 210 \text{ mL}$$

$$\text{Porosidad} = n = (210/500) \times 100\% = 42\%$$

El tercer compartimiento, esta compuesto por tres (03) estratos y una toma de muestra al final del compartimiento con una válvula de $\varnothing \frac{3}{4}$ " a una altura de 25 cm de la base. El primer estrato esta compuesto de cuarzo de $\varnothing \frac{1}{4}$ " a una altura de 7 cm desde la base, el segundo estrato esta compuesto por cuarzo de $\varnothing \frac{1}{8}$ " a una altura de 5 cm desde la superficie del primer estrato, el tercer estrato esta compuesta por compost a una altura de 15 cm desde la superficie del segundo estrato, en este último estrato se ha realizado la siembra de las seis (06) plantas, entre ellas tenemos a la Typha y Cyperus distribuidas en forma homogénea. (Ver Anexo 2)

5.2.1.3. Cálculo de la porosidad de los tres (03) estratos

Compost

V compost = 500 mL

V H₂O añadido = 210 mL

Porosidad = $n = (210/500) \times 100\% = 42\%$

Cuarzo de Ø 1/4"

V volumen de cuarzo = 500 mL

V volumen de agua = 230 mL

Porosidad = $n = (230/500) \times 100\% = 46\%$

Cuarzo de Ø 1/8"

V volumen de cuarzo = 500 mL

V volumen de agua = 240 mL

Porosidad = $n = (240/500) \times 100\% = 48\%$

5.2.2. Modulo II

El segundo módulo esta compuesta solo por un compartimiento cuyas dimensiones son de 1,2x0,5x0,5 m, adicionalmente cuenta con válvulas de ingreso y salida, ambos de diámetros de Ø 3/4", la primera válvula de ingreso se encuentra ubicada de 5 cm de la base y la válvula de salida a 25 cm de la base, este módulo presenta los mismos estratos que el tercer compartimiento del primer módulo, con la diferencia que en el módulo II cuenta con doce (12) plantas entre Typha y Cyperus distribuidas en forma homogénea. (Ver Anexo 2)

5.3. Funcionamiento del sistema

El sistema de los módulos pilotos I y II fueron utilizados, a fin de realizar un comparativo en la eficiencia del tratamiento entre ambos sistemas. A continuación se describe el funcionamiento de ambos sistemas.

Para ambos sistemas de ha generado agua ácida con un pH que varia de 1,5-2,5 y una concentración promedio de Plomo de 9,48 ppm, el volumen de agua ácida que *circulara por ambos sistemas será en función a las porosidades (Ver Ítem 4.2.1) y los volúmenes que ocupan cada estrato en cada compartimiento (Ver Anexo 2)*

El volumen de agua ácida que circulara para ambos módulos, será un flujo estacionario el cual tendrá un tiempo de retención de tres (03) días, con una duración experimental piloto en laboratorio por quince (15) días para cada sistema.

Una vez preparada el agua ácida simulada a pH 1,5 – 2,5 con un contenido de 9,48 ppm de Plomo en promedio para el módulo I y módulo II, se empezara a *abrir la válvula de ingreso*, a fin de que el flujo de agua ácida se desplace a través de todos los compartimientos de ambos sistemas.

5.3.1. Primer compartimiento

Las conchas de abanico contenidos en el primer compartimiento cuentan dentro de su estructura al carbonato de calcio, el cual será utilizado como neutralizante del agua ácida (Ver Ítem N° 6.3), posteriormente será aforado en el punto de muestreo mediante el método volumétrico.(Ver Anexo 2)

Los resultados esperados en el primer compartimiento es elevar el pH de las aguas ácidas a niveles cercanos de neutralidad.

5.3.2. Segundo compartimiento

El compost es la encargada de incrementar el componente orgánico y estas a su vez incrementar la biomasa microbiana la cual incluyen bacterias, levaduras, hongos y protozoarios. Las bacterias

sulfatorreductoras presentes en este compartimiento han sido utilizados para la eliminación del sulfato y el plomo presentes en el agua ácida.

Los resultados esperados en el segundo compartimiento son:

Transformar las sustancias orgánicas e inorgánicas en sustancias inocuas o insolubles.

Incrementar el número de bacterias sulfatorreductoras con el fin de retener los metales pesados presentes en el agua ácida debido a su alta capacidad de intercambio iónico.

5.3.3. Tercer compartimiento

El agua ácida con contenido de 9,48 ppm de plomo en promedio circulara a través de las zonas aerobias y anaerobias del humedal, las raíces de las Typha y Cyperus tienen la función de absorber, concentrar y/o precipitar los metales pesados al final del compartimiento se realizara el aforo a través de la válvula de muestreo mediante método volumétrico.

El funcionamiento del módulo II, es similar a la del comportamiento tres (03) del módulo I, con la diferencia que en este módulo tienen dimensiones mas grandes y cuenta con un (01) punto de aforo, a la salida del efluente tratado. (Ver Anexo 2)

Los análisis realizados en cada aforo de ambos sistemas son:

pH	----- Insitu
Conductividad eléctrica	----- Insitu
Temperatura	----- Insitu
Concentración de plomo	----- Laboratorio

5.4. Aspectos Meteorológicos

Durante los meses de investigación se tomaron los datos meteorológicos del observatorio A.v. Humbolt de la Universidad Agraria la Molina – UNALM.

Los promedios mensuales de los valores de temperatura mínima y máxima, temperatura media, precipitación, humedad relativa, evaporación y velocidad del viento se muestran en el cuadro siguiente

Cuadro N° 08

Datos Meteorológicos durante el proceso de investigación

Año - 2005 Meses	Temp. Min (°C)	Temp. Max (°C)	Temp media (°C)	Precip. (mm)	Humedad Relativa (%)	Evaporación (mm/mes)	Velocidad Del viento (Km/h)
Agosto	14,3	18,9	15,9	1,7	93	88,5	1,3
Septiembre	13,8	19,6	16,3	0,4	91	99,9	2,6
Octubre	14,6	21,7	18,1	TZ	88	121,9	1,7
Noviembre	14,3	23,1	18,7	0,3	86	139,0	1,9
Diciembre	17,3	25,0	20,4	TZ	83	136,7	1,6

Fuente: Datos obtenidos del observatorio Av. Humbolt de la UNALM

Figura N° 17

Origen y cálculo de la porosidad de las conchas de abanico
Conchas de abanico en las playas de Chilca



Figura N° 18

Molido y cálculo de porosidad de las conchas de abanico en el laboratorio de biorremediación de la Universidad Agraria –La Molina



VI. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1. Análisis del Agua Ácida Simulada

Se realizaron mediciones de los siguientes parámetros: pH, temperatura (°C), conductividad eléctrica (C.E) y concentración de Plomo (ppm), con el fin de evaluar el comportamiento del agua ácida antes y al final de ambos sistemas de tratamiento. Asimismo, se determinó la eficiencia del sistema de tratamiento.

6.1.1. pH, Conductividad eléctrica y temperatura

Las muestras se analizaron en el lugar de muestreo (insitu). Se utilizó un peachímetro digital marca WTW modelo pH 330 con medidas de temperatura incorporada.

Para la determinación de conductividad eléctrica se utilizó un conductímetro marca WTW modelo LF 320/SET.

La temperatura se registro en grados centígrados (°C) con un grado de aproximación de 0.01°C.

La conductividad eléctrica se midió en ms

6.1.2. Plomo

Las muestraran fueron recolectadas en frascos de plásticos de 500 mL de capacidad y trasladadas al laboratorio de análisis de suelos, plantas, aguas y fertilizantes de la Universidad Agraria la Molina – UNALM. Se utilizó el método de Método de absorción atómica, los valores registrados fueron expresados en partes por millón – ppm. (Ver Anexo 3)

6.2. Procedimiento de muestreo

Se realizó un análisis preliminar de la muestra del agua ácida simulada en el laboratorio en los puntos de ingreso del tanque de distribución de ambos módulos (Ver Anexo 2), a fin de caracterizar la concentración de plomo inicial de la muestra.

Se realizó los análisis de concentración de plomo en cada uno de los estratos de cada compartimiento del módulo N° 1 y del módulo N° 2 (Ver Cuadro N° 9)

Con los datos obtenidos, se determinó la concentración promedio de Plomo (9,48 ppm) de la muestra inicial y de cada estrato de los compartimientos de ambos módulos, asimismo, se determinó la hora y día de cada recolección de muestras en cada uno de los puntos de aforo.

Cuadro N° 9

Número de Muestras iniciales tomadas para la caracterización en el módulo N° 1

Muestras	Número de muestreos por Parámetros			N° Total de muestras Analizadas
	Plomo	pH	Ce.	
Agua ácida	1	1	1	5
Compartimiento N° 1 Conchas de abanico	1	-	-	1
Compartimiento N° 2 Compost	1	-	-	1
Compartimiento N° 3 Cuarzo Ø ¼" Cuarzo Ø 1/8" Typha (*) Cyperus (*)	1 1 1 1	- - - -	- - - -	4

(*): Análisis de Plomo en raíces

Cuadro N° 10
Número de Muestras iniciales tomadas para la caracterización en el
módulo N° 2

Muestras	Número de muestreos por Parámetros			N° Total de muestras Analizadas
	Plomo	pH(**)	Ce (**)	
Agua ácida	1	1	1	5
Compost	1	-	-	1
Cuarzo Ø ¼"	1	-	-	1
Cuarzo Ø 1/8"	1	-	-	1
Typha (*)	1	-	-	1
Cyperus (*)	1	-	-	1

(*): Análisis de Plomo en raíces

(**): Análisis insitu

Cuadro N° 11
Número de Muestras realizados en cada punto de afora - módulo
N° 1

Puntos de Afora	Número de muestreos por Parámetros			N° Total de muestras Analizadas
	Plomo (*)	pH (**)	Ce (**)	
Entre el compartimiento N° 1 – 2	1	1	1	5
Entre el compartimiento N° 2 – 3	1	1	1	5
Salida del compartimiento N° 3	1	1	1	5

(*): Análisis de Plomo en laboratorio

(**): Análisis insitu

Cuadro N° 12
Número de Muestras realizados en cada punto de afora módulo
N° 2

Puntos de Afora	Número de muestreos por Parámetros			N° Total de muestras Analizas
	Plomo (*)	pH (**)	Ce (**)	
Salida del módulo N° 2	1	1	1	5

(*): Análisis de Plomo en laboratorio

(**): Análisis insitu

Cuadro N° 13
Número de Muestras tomadas para la caracterización final de los estratos del módulo N° 1

Muestras	Número de muestreos por Parámetros			N° Total de muestras
	Plomo	pH	Ce.	
Compartimiento N° 1 Conchas de abanico	1	-	-	1
Compartimiento N° 2 Compost	1	-	-	1
Compartimiento N° 3 Cuarzo Ø ¼" Cuarzo Ø 1/8" Typha (*) Cyperus (*)	1 1 1 1	- - - -	- - - -	4

(*): Análisis de Plomo en raíces

Cuadro N° 14
Número de Muestras tomadas para la caracterización final de los estratos del módulo N° 1

Muestras	Número de muestreos por Parámetros			N° Total de muestras
	Plomo	pH	Ce.	
Compost	1	-	-	1
Cuarzo Ø ¼"	1	-	-	1
Cuarzo Ø 1/8"	1	-	-	1
Typha (*)	1	-	-	1
Cyperus (*)	1	-	-	1

(*): Análisis de Plomo en raíces

Las muestras se tomaron con una frecuencia de tres (03) días, durante un periodo de quince (15) días para cada sistema, resultando un total de cincuenta y dos (52) muestras en ambos módulos, los resultados obtenidos se muestran en los Cuadros N° 22 al 31.

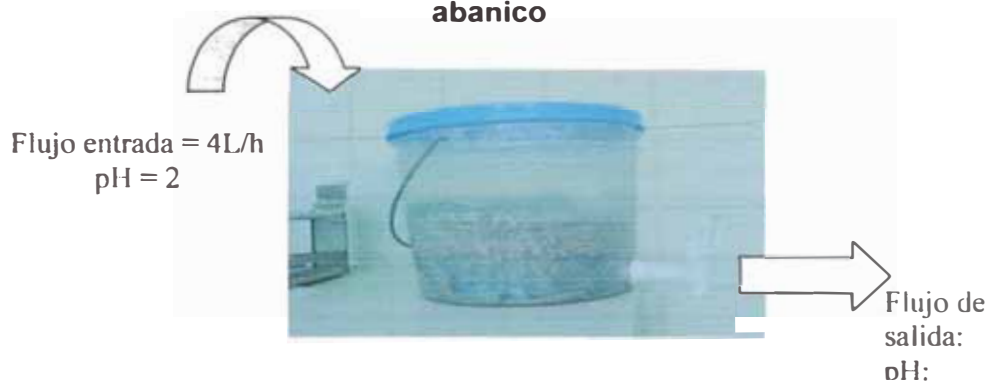
6.3. Procedimiento para la determinación de la Capacidad Alcalinizante de las Conchas de Abanico

Para evaluar el poder de alcalinización de las conchas de abanico, se utilizará las conchas en forma triturada y/o fraccionada en un volumen de 2 dm³. Paralelamente a partir de 10 L de agua de caño, se prepara

agua ácida con ácido sulfúrico (H_2SO_4 concentración del 99,9%) hasta un pH cercano a 2. a un flujo de 4L/h. En la válvula de salida se colectaran fracciones de un litro con una frecuencia de 15 minutos y se medirá el pH y conductividad, finalmente a partir de estos resultados se calculara el poder alcalinizante expresado en $\Delta\text{pH}/\text{dm}^3$.

Figura N° 19

Determinación de la capacidad alcalinizante de las conchas de abanico



6.4. Evaluación de los Plantas involucradas en el Tratamiento

Para la evaluación de la adaptación y crecimiento de las plantas Typha y Cyperus, que han sido utilizadas en ambos sistemas de tratamiento; se determinó su *comportamiento frente al agua ácida con plomo*, para ello se evaluó la velocidad de crecimiento y la facilidad de adaptación de las plantas, así como los aspectos físicos de estas: color, fortaleza, tamaño y la existencia de microorganismo en el medio. (Ver Anexo 2)

6.4.1. Evaluación de la Typha

Durante el periodo de muestreo se observa un crecimiento ascendente de las tres (03) Typhas, existiendo presencia de gusanos de diferentes tamaños, mosquitos alrededor de los tallos, y crecimiento de plantas (grama) diferentes a la Typha y Cyperus durante los días 24 y 27 de Agosto, posteriormente en la fecha 30 de Agosto se advierte el crecimiento acelerado de las Typhas respecto a los Cyperus, finalmente entre las dos (02) últimas fechas de muestreo se evidencia un

decaimiento en el crecimiento de las Typhas, de las tres (03) plantas una queda totalmente debilitada y otra muerta, sobreviviendo finalmente una sola. (Ver Cuadro N° 15)

Cuadro N° 15

Comportamiento del crecimiento de las Typhas del módulo N ° 1, durante el período de muestreo

Fecha de muestreo	Tipo de planta	Altura promedio	observaciones
24.Agosto.2005	Typha	9,33 cm	• Crecimiento de las tres plantas
27.Agosto.2205	Typha	19 cm	• Presencia de gusanos de diferentes tamaños, mosquitos y otras especies de plantas
30.Agosto.2005	Typha	24 cm	• Se observa un crecimiento acelerado de la Typha, respecto al Cyperus. • Incremento de gusanos y crecimiento de grama.
02.Septiembre.2205	Typha	23,8 cm	• Dos plantas Typha debilitadas
05.Septiembre.2205	Typha	24,8 cm	• Gusanos de mayor tamaño, un Typha muerta y una debilitada.

Con respecto al crecimiento de las Typhas en el módulo N ° 2 se puede mencionar que, *al tener contacto directo con el agua ácida, estas tienen un período corto de adaptación, sin embargo, durante toda la etapa de muestreo se observa que las Typhas decrecen y finalmente mueren* (Ver Anexo 2). Por otro lado, se evidencia la existencia de biota en todo el humedal. (Ver Cuadro N° 16)

Cuadro N° 16

Comportamiento del crecimiento de las Typhas del módulo N ° 2, durante el período de muestreo

Fecha de muestreo	Tipo de planta	Altura promedio	Observaciones
10.Noviembre.2005	Typha	6 cm	• Acondicionamiento del sistema
13.Noviembre.2005	Typha	8,5 cm	• Crecimiento de notable de tres plantas Typhas respecto a los Cyperus.

			<ul style="list-style-type: none"> • Presencia de lombrices
16.Noviembre.2005	Typha	10 cm	<ul style="list-style-type: none"> • Se observa un crecimiento acelerado de la Typha, respecto al Cyperus. • Incremento de gusanos y otras plantas (grama). • <i>Formación de nata color amarillento en la parte superficial y en las paredes del humedal</i>
19.Noviembre.2005	Typha	11 cm	<ul style="list-style-type: none"> • Crecimiento lento y se empieza a marchitar las plantas Typha. • Incremento de gusanos, moscas y crecimiento de grama. • <i>Formación de nata color amarillento en la parte superficial y en las paredes del humedal</i>
22.Noviembre.2005	Typha	6,3 cm	<ul style="list-style-type: none"> • Se observó que las plantas se han marchitado en su mayoría y en algunas muertas totalmente. • <i>Formación de nata color amarillento en la parte superficial y en las paredes del humedal</i>

6.4.2. Evaluación del Cyperus

Durante las fechas de muestreo se observó que las tres plantas del tipo Cyperus del módulo I tienen un crecimiento lento pero estable en toda su estructura, en general tiene mejor adaptación en contacto con el agua ácida en toda la etapa de muestreo, asimismo, se evidenció la presencia de gusanos y mosquitos en todo el compartimiento compuesto por el humedal (Ver Cuadro N° 17), situación que refleja como un indicador del buen funcionamiento del sistema de tratamiento. (Ver Anexo 2)

Cuadro N° 17
Comportamiento del crecimiento de los Cyperus del módulo N ° 1,
durante el período de muestreo

Fecha de muestreo	Tipo de planta	Altura promedio	observaciones
10.Noviembre.2005	Cyperus	5 cm	<ul style="list-style-type: none"> • Crecimiento de las tres plantas
13.Noviembre.2005	Cyperus	10 cm	<ul style="list-style-type: none"> • Presencia de gusanos de diferentes tamaños, mosquitos y otras especies de plantas
16.Noviembre.2005	Cyperus	11,5 cm	<ul style="list-style-type: none"> • Se observa un crecimiento lento del Cyperus, respecto a la Typha. • Incremento de gusanos y crecimiento de grama.
19.Noviembre.2005	Cyperus	17,5 cm	<ul style="list-style-type: none"> • Crecimiento continuo y homogéneo en toda su estructura
22.Noviembre.2005	Cyperus	22,5 cm	<ul style="list-style-type: none"> • Crecimiento continuo y homogéneo en toda su estructura

Con respecto al crecimiento de las plantas Cyperus del módulo N ° 2, se puede mencionar que tiene mejor adaptación al contacto del ácido, y tiene un crecimiento lento pero continuo y estable en toda su estructura. (Ver Anexo 2)

Cuadro N° 18
Comportamiento del crecimiento de las Cyperus del módulo N ° 2,
durante el período de muestreo

Fecha de muestreo	Tipo de planta	Altura promedio	observaciones
10.Noviembre.2005	Cyperus	0,83 cm	<ul style="list-style-type: none"> • Crecimiento lento de plantas. • Presencia de gusanos y mosquitos en las hojas y tallos de la planta.
13.Noviembre.2005	Cyperus	3,16 cm	<ul style="list-style-type: none"> • Crecimiento lento respecto a las Typhas • Presencia de gusanos de diferentes tamaños, mosquitos y otras especies de plantas (gramas).
16.Noviembre.2005	Cyperus	5,33 cm	<ul style="list-style-type: none"> • Se observa una buena adaptación y

			<p>crecimiento de todas las plantas.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Incremento de gusanos y crecimiento de grama.
19.Noviembre.2005	Cyperus	7,17 cm	<ul style="list-style-type: none"> • Crecimiento continuo y homogéneo en toda su estructura. • Presencia de gusanos de diferentes tamaños, mosquitos y otras especies de plantas (gramas).
22.Noviembre.2005	Cyperus	6,67 cm	<ul style="list-style-type: none"> • Crecimiento continuo y homogéneo en toda su estructura. • Presencia de gusanos de diferentes tamaños, mosquitos y otras especies de plantas (gramas).

6.4.3. Evaluación de las conchas de abanico

La evaluación de las conchas de abanico se determinó en función del poder de alcalización expresado en $\Delta\text{pH}/\text{dm}^3$, dicha variación de pH fue calculada con el promedio de las once (11) variaciones de las muestras representativas (Ver Cuadro N° 32), obteniéndose como resultado el valor de 0,47 ΔpH en un volumen de 2 dm^3 de conchas de abanico, posteriormente el poder alcalinizante resultante fue calculada con el cociente entre la variación de pH promedio y el volumen de conchas de abanico, resultando un valor de 0,235 $\Delta\text{pH}/\text{dm}^3$.

VII. RESULTADOS Y DISCUSIONES

7.1. Caracterización del Agua Ácida Simulada

El agua ácida simulada que será utilizada para el tratamiento, a través del sistema del módulo N° 1, tiene una concentración promedio inicial de 9,48 ppm de plomo y un pH promedio igual a 2,3, las características iniciales del contenido de plomo de las conchas de abanico, compost, y las raíces de las plantas involucradas se detallan en el Cuadro N° 19, las mismas que serán utilizadas como datos iniciales de los estratos utilizados en el modulo N° 2.

7.2. Caracterización del Agua Ácida Tratada

7.2.1 pH- en el módulo N° 1

El comportamiento del pH en cada compartimiento tiene un incremento de aproximadamente cuatro (04) unidades logarítmicas (Ver Cuadros N° 22 al 26), es importante mencionar que en el primer compartimiento (conchas de abanico) es donde se evidencia un incremento representativo de pH, aproximadamente en tres (03) unidades logarítmicas. El resultado como sistema de tratamiento, respecto al pH muestra valores óptimos (Ver Gráfico N° 9), que se encuentra dentro de lo establecido en la normativa peruana (Ver Cuadro N° 1) e internacional.

7.2.2 pH- en el módulo N° 2

El comportamiento del pH en el módulo N° 2 tiene un incremento de aproximadamente cinco (05) unidades logarítmicas respecto al agua ácida simulada inicialmente (Ver Cuadros N° 27 al 31). El funcionamiento como sistema de tratamiento arroja valores óptimos (Ver Gráfico N° 20), que encuentra dentro de lo establecido en la normativa peruana (Ver Cuadro N° 1) e internacional.

7.2.3 Plomo en el módulo N° 1

El sistema de tratamiento es efectivo en reducción de concentración de Plomo; *el rendimiento global del sistema varia de una concentración promedio inicial de 9,48 ppm en el afluente a una concentración promedio final de 0,294 ppm en el efluente (Ver Cuadros N° 22 al 26), resultando una eficiencia en el sistema de tratamiento de 96,94%. (Ver Cuadro N° 33)*

7.2.4 Plomo en el módulo N° 2

La remoción del Plomo fue más efectivo respecto al sistema de tratamiento *del módulo N° 1; el rendimiento global del sistema de tratamiento redujo de una concentración inicial promedio de Plomo de 9,48 ppm a un concentración final de 0,22 ppm (Ver Cuadros N° 27 al 31), siendo la eficiencia de tratamiento 97,67%, resultando ser más eficiente respecto al módulo N° 1. (Ver Cuadro N° 34)*

7.3. Adaptación y Crecimiento de las Plantas

Luego del ensayo experimental en ambos módulos, se puede concluir que; las plantas *Cyperus* tienen mejor adaptación que las *Typha* en el medio ácido, sin embargo, se observa mejores resultados de adaptación y crecimiento, cuando las plantas entran en contacto a un medio menos ácido.

7.3.1. Typha

Del Gráfico N° 22, se puede observar que las *Typhas* del módulo N° 1, durante los nueve (09) primeros días del ensayo *piloto* tuvieron un crecimiento continuo, sin embargo, al iniciar el doceavo (12) día hasta el día quince (15), las plantas empiezan a sufrir un decaimiento, debilitación en los tallos, muriéndose finalmente una *Typha*. Es importante mencionar que las *Typhas* no se adaptan fácilmente al medio ácido, prueba de ello se evidencia en el decaimiento de las plantas e incluso la muerte total de ellas.

Del Gráfico N° 23 se puede observar que, de las seis (06) Typhas del módulo N° 2, tres (03) de ellos no han incrementado su tamaño durante la etapa de muestreo, sin embargo, las otras tres (03) Typhas han tenido un crecimiento continuo y ascendente durante los 12 días de muestreo, para el quinceavo (15) día las últimas tres (03) plantas empieza a decaer. Es importante mencionar que las primeras plantas que no han sufrido crecimiento durante los doce días (12) de muestreo, tal como se observa (Ver Gráfico N° 23), son aquellas que ha tenido mayor contacto con el ácido, toda vez que estas se encontraban distribuidas a pocos centímetros del la válvula de ingreso del agua ácida. (Ver Anexo 2)

Luego de culminar el ensayo experimental para ambos sistemas de tratamiento, tanto en el módulo I y II, se puede mencionar que las Typhas tienen *mejor adaptación y crecimiento en el módulo N° 1*; es importante precisar que el agua ácida antes de entrar en contacto con las Typhas, ha circulado a través de las conchas de abanico y el compost mediante un flujo vertical, las cuales han sido condiciones previas que han generado una buena adaptación de las plantas.

7.3.2. Cyperus

Luego de culminado el ensayo experimental, se puede concluir que las plantas *Cyperus* en el módulo N° 1 tienen un crecimiento ascendente y una buena adaptación en contacto con el agua ácida, durante toda la etapa de muestreo (Ver Gráfico N° 24); es importante mencionar que la adaptación de las plantas en mención se deben por el crecimiento de las nuevas hojas y tallos, que hacen que las plantas tengan una estructura consistente. (Ver Anexo 2)

Las plantas *Cyperus* del módulo N° 2 tienen un crecimiento continuo hasta el doceavo (12) día (Ver gráfico N° 25) de la etapa de muestreo, pero en menos magnitud que el módulo N° 1, sin embargo en el día quince (15) de la etapa de muestreo se evidencia que las plantas sufren un retardo en el crecimiento, pero aún se mantiene vivas y en buenas condiciones, con respecto a las Typhas. (Ver Anexo 2)

7.4. Determinación del poder alcalinizante de las conchas de abanico

Se logró un alcalinización hasta pH 7; La capacidad alcalinizante, medida en términos del ΔpH promedio en 2dm^3 de conchas resultó: 0,235 unidades $\Delta\text{pH}/\text{dm}^3$ de conchas de abanico.

Respecto a la conductividad, esta medida es útil en este ensayo para indicarnos como va bajando la cantidad de iones y sales disueltas, como se observa en el Cuadro N° 32 la conductividad disminuye drásticamente desde 23,6 ms/cm en la fracción cero hasta 6,5 ms/cm en la fracción diez. Este comportamiento va de la mano con el descenso del pH observado.

7.5. Eficiencia del Sistema

Los módulos N° 1 y 2, como sistema de tratamiento han demostrado tener una buena capacidad para la retención de Plomo y para incrementar el pH ácido a valores cercanos a la neutralidad. Sin embargo, la eficiencia en remoción del Plomo es mayor en el módulo N° 2. (Ver Cuadros N° 33 y 34)

La eficiencia en la neutralización del agua ácida para el primer compartimiento del módulo N° 1 y el sistema de tratamiento del módulo N° 2, arroja valores óptimos de pH (Ver Gráficos N° 9 y 19), tomando en consideración que el área utilizada del primer compartimiento es mucho menor que el área del sistema de tratamiento del módulo N° 2.

VIII. CONCLUSIONES

Al analizar las eficiencias de remoción del Plomo en ambos módulos se puede concluir que el modulo N° 2 es mas eficiente.

El nivel de remoción de plomo para el módulo N° 1 varia de una concentración inicial de 9,48 ppm de Plomo a una concentración final de 0,29 ppm de plomo, representando una eficiencia de remoción del 96,94%.

El nivel de remoción de plomo para el módulo N° 2 varia de una concentración inicial promedio de 9,48 ppm de plomo a una concentración final de 0,22 ppm de plomo, representando una eficiencia de remoción de 97,67%.

Ambos sistemas de tratamiento elevan el pH a valores óptimos de acuerdo a la normatividad vigente peruana e internacional.

El nivel de tratamiento del agua ácida del módulo N° 1, varia de un pH promedio inicial de 2,3 a un pH promedio final de 7,31.

El nivel de tratamiento del agua ácida del módulo N° 2, varia de un pH promedio inicial de 2,1 a un pH promedio final de 7,43.

Con el primer compartimiento del módulo N° 1, compuesto por conchas de abanico, se puede obtener valores óptimos de pH, ocupando menor área, respecto al área que ocupa el sistema de tratamiento del módulo N° 2.

Las plantas que han presentado mejor adaptación, crecimiento y propagación durante la etapa de investigación, al medio ácido son los Cyperus, lo que califica como una especie de planta adecuada para

poder ser usada en el tratamiento de aguas ácidas en valores de pH bajos.

Las raíces de las plantas *Cyperus* tienen mayor capacidad de acumulación del plomo, en comparación con las raíces de las *Typhas*.

La capacidad alcalinizante, medida en términos de la variación de pH (ΔpH) promedio en 2dm^3 de conchas de abanico resultó 0,235 unidades $\Delta\text{pH}/\text{dm}^3$.

Durante la etapa de ensayo en ambos módulos del sistema de tratamiento, se evidencia la existencia de organismos presentes, entre ellos tenemos a las lombrices de tierra de diferentes tamaños, lo cual nos lleva a concluir que existe biota viva que se adecua al medio ácido.

IX. RECOMENDACIONES

Fomentar el uso de humedales artificiales en el tratamiento de las aguas ácidas de mina, como una alternativa económica y ecológicamente viable para las compañías mineras del País.

Continuar las investigaciones con el uso de humedales utilizando *Cyperus* como planta depuradora y conchas de abanico como factor de *neutralización del agua ácida, para determinara periodos de vida útil y colmatación de los medios.*

Continuar las investigaciones, utilizando diferentes tipos de metales pesados, a fin de determinar el comportamiento y la adaptación de las plantas en el sistema de tratamiento.

Realizar ensayos incrementado la concentración de Plomo, a fin de determinar la capacidad de saturación de las raíces de las plantas depuradoras utilizadas en el sistema de tratamiento.

Realizar un estudio técnico económico del costo beneficio para el uso a gran escala de las conchas de abanico, como insumo para la neutralización del agua ácida en el sistema de tratamiento.

Realizar investigaciones que permitan identificar los mecanismos de acumulación de metales pesados en las plantas.

X. FUENTES DE INFORMACIÓN

1. Reigosa, M., Pedrol, N., Sánchez, A. La Ecofisiología Vegetal una Ciencia de Síntesis. España, 2004. Pág. 1077.
2. Wildeman, T.R., y Landon, L.S. Uso De los Wetlands para el Tratamiento de Problemas en Minas. Editors De Lewis. Boca Raton (Florida), 1989.
3. Calle Hernandez, J.L. Proyecto de Una Planta de Neutralización de Aguas Ácidas. Lima-Perú, 1999.
4. Lopez Pamo, E., Aduvire, O., Baretino, D. Tratamientos Pasivos de Drenajes Ácidos de Mina: Estado Actual y Perspectivas del Futuro. Madrid, 2002.
5. Skousen, J.G, and Ziemkiewicz, P.F. Acid Drainage: Control and Tratament: Morgantwn, West Virginia, West Virginia University and the National Mine Land Reclamati3n Center, 1996.
6. Fonseca Ortiz, O. Desarrollo de un Analizador Automatico para La determinaci3n del Ion Plomo en Muestras Medioambientales. Bellaterra – Barcelona, 2003.
7. More, J.W. Inorganic Contaminants of Surface Water, New York, 1991.
8. Harte, J., Holdren, C., Scheneider, R., Shirley, C. Guia de las Sustancias Contaminantes. Grijalbo – Mexico, 1995.
9. Auve, B., Zinck, J. Lime Treatment of Acid Mine Drainage in Canada. Brazil – Canadá Seminar on Mine Rehabilitation. Florian3polis, Brazil, 2003.

10. Amaya Mostacero, D.A. Tratamiento de las Aguas Ácidas de la Mina San Cristóbal. Lima-Perú, 2000.
11. Quipuzco, L.E. Evaluación del Comportamiento de Dos Pantanos Artificiales Instalados en Serie con *Phragmites australis* para el Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas. Lima – Perú, 2002.
12. Brix, H. Wasterwater Treatment in Constructed Wetlands: Systemes Desing, Renoval Processes and Treatment Performance, En Constructed Wetlands for Water Quality Improvement. USA, 1993
13. Brix, H. Functions of Macrophytes in Constructed Wetlands, En Wetland Systemes for Water Pollution Control. Great Britain, 1997.
14. Beltran y De la Cruz. Tratamiento Pasivo (Wetland) en Aguas de Mina de la CIA. Buenaventura S.A. (Ciclo de conferencias sobre el día Mundial de la Tierra). Universidad Nacional de San Marcos, 2001.
15. Edwards, P.J. The River Pelenna Minewater treatment Project, En Minerwater Treatment Using Wetlands. USA, 1997.
16. Hallett, C.J. The Potential use of Passive Treatment Technology for the Removal of Uranium from Minewaters, En Minewaters Treatment Using Wetlands. USA, 1997.
17. Wittgren, H. Wastewater Treatment in Cold Climates, En Wetland Systems for Water Pollution Control. Great Britain, 1997.
18. Ottova, V. Mocabial Characteristics of Constructed Wetlands, En Wetland Systems for Water Pollution Control. Great Britain, 1997.
19. Rivera, F. The Application of the Root Zone Method for the treatment and Reuse of High – Strength Abattoir Waste in Mexico, En Wetland Systems for Water Pollution Control, Great Britain, 1997.

20. Instituto del Mar del Perú. Investigación de Invertebrados Marinos. <http://www.imarpe.gob.pe/invertebrados/indice.html#concha>, 2005
21. Seoáñez, M. Aguas Residuales: Tratamiento por Humedales Artificiales, Fundamentos Científicos, Tecnologías, Diseño. España. 1999.
22. Palomino Cevallos, J.E. Utilización de Constructed Wetland en el Manejo de Relaves. Lima – Perú, 2004.
23. Metcalf & Hedí. Ingeniería de Aguas Residuales: Tratamiento, vertido y reutilización, Volumen 2. McGraw-Hill. España, 1998.
24. Wikipedia. La enciclopedia Libre. <http://es.wikipedia.org/wiki/Typha>.
25. Wikipedia. La enciclopedia Libre. <http://es.wikipedia.org/wiki/Cyperus>.
26. Infojardin. <http://www.infojardin.com/fichas/acuaticas/cyperus-alternifolius-planta-paraguas-cipero-planta-sombrilla.htm>
27. Porqué Biotecnología. Biorremediación: Organismos que limpian el ambiente. <http://www.porquebiotecnologia.com.ar/educación>.
28. Reigosa, M., Pedrol, N., Sánchez, A. La Ecofisiología Vegetal una Ciencia de Síntesis. España, 2004. Pág. 1077.
29. Vicente Espinoza Villanueva. Tolerancia a la Toxicidad de Zinc, Cobre y Plomo en Plantas Silvestres Asociadas a Suelos Contaminados por la Actividad Minera. Universidad Agraria la Molina. Lima-Perú.
30. Wagner, Geoge J. Accumulation of cadmiun in crop plants and its consequences to human health. Advances in Agronomy. Academic Press. Clifornia-USA, 1993.

31. Steffens, J.C. The heavy metal-binding peptides of plants. Annual Review of Plant Physiology. Annual Reviews Inc. California-USA, 1991.
32. Waisel, Y., A. Eshel y U. Kafkafi. Plant Roots. The Hidden Half. Ed. Marcel Decker, Inc. New York-USA, 1996.
33. Garzon López T. Tesis de doctorado: Estudio del Comportamiento Celular en Plantas Modelo Sometidas a Estrés por Aluminio. Universidad Autónoma de Barcelona. Barcelona-España, 2003.
34. Pineda Hernández R. Tesis de doctorado: Presencia de Hongos Micorrízicos Arbusculares y Contribución de *Glomus Intraradices* en la Absorción y Translocación de Zinc y Cobre en Girasol (*Helianthus annuus* L.) crecido en un suelo Contaminado con Residuos de Mina. Universidad de Colima. Tecomán, Colima, 2004.