

Comparativo de los diferentes tipos de humedales artificiales para el tratamiento de los drenajes ácidos de mina (DAM).

Orlando Moncada Cueto, Jhon Anderson Ortega

Trabajo de Grado para Optar el título de Especialista en Ingeniería ambiental

Directora

Alix Yusara Contreras Gómez

M. Sc Ingeniería Ambiental

Universidad Industrial de Santander
Facultad de Ingeniería Físicoquímicas
Escuela de Ingeniería Química
Especialización en Ingeniería Ambiental
Bucaramanga

2019

DEDICATORIA

Agradecemos a Dios por bendecirnos la vida, por guiarnos a lo largo de este último año, ser el apoyo y fortaleza en aquellos momentos de dificultad y de debilidad.

Gracias a nuestros padres, por ser los principales promotores de nuestros sueños, por confiar y creer en nuestras expectativas, por los consejos, valores y principios que nos han inculcado.

Agradecemos a nuestros docentes de la Especialización en Ingeniería Ambiental de la Universidad Industrial de Santander de Bucaramanga, por haber compartido sus conocimientos a lo largo de la preparación de nuestra profesión de manera especial.

Tabla de contenido

Introducción	13
1. Planteamiento del problema.....	16
2. Objetivos	19
2.1 General.....	19
2.2 Específicos.	19
3. Marco teórico	20
3.1 Drenajes ácidos de minas (dam)	20
3.1.1 Técnicas preventivas para el drenaje ácido de minas..	24
3.1.2 Plantas en línea.	25
3.1.3 Métodos activos.	26
3.1.4 Tratamiento pasivo.....	27
3.2 Humedales artificiales (ha).	30
3.2.1 Clasificación de humedales artificiales según el tipo de vegetación.	35
3. 3 Macrófitas	35
3.3.1 Plantas flotantes.	40
3.3.2 Plantas acuáticas emergentes o higrófitos terrestres.	42
3.3.3 Plantas acuáticas estrictas..	43
3.3.4 Plantas acuáticas sumergidas.	44
3.3.5 Plantas anfibias (emergentes).	47

3.4 Sistema de agua superficial libre (sasl).....	48
3.4.1 Sistema de flujo bajo la superficie (sfbs).....	49
3.4.2 Humedales de flujo vertical.	50
3.4.3 Humedales de flujo horizontal.	51
4. Marco legal	52
5. Análisis de alternativas de humedales superficiales para el tratamiento de un dam.	60
5.1 Humedales aerobios.	60
5.2 Humedales anaerobios.	68
6. Evaluación de alternativas de humedales superficiales para el tratamiento de un dam.....	83
7. Conclusiones	87
8. Recomendaciones	88
Referencias bibliográficas.....	89

Lista de Tablas

Tabla 1 Sustancias utilizadas como agentes oxidantes.	27
Tabla 2. Sustancias contaminantes que pueden almacenar las macrófitas (Res, 2008).....	38
Tabla 3 Límites permisibles en vertimientos de actividades en metales preciosos.	53
Tabla 4. Conjunto de macrófitas empleadas para la remoción de metales pesados, sulfatos y sulfuros, DQO.	76
Tabla 5. Otras especies de plantas importantes utilizados en la construcción de humedales artificiales.....	800

Lista de Figuras

Figura 1. Contenido de hierro en aguas contaminadas con drenajes ácidos. (Octavio & Posada, 1993).	22
Figura 2 Humedad artificial común (Consultorias., 2014).	32
Figura 3 Morfología de una macrófita (Martelo & Borrero, 2012).	37
Figura 4 Plantas acuáticas comunes utilizadas para diseño de humedales artificiales.	40
Figura 5 lenteja de agua (A), jacinto de agua (B), eichhornia crasippes(C), pistia stratiotes (D). 41	
Figura 6 Juncos-izquierda (Scirpus holoschoenus), derecha Littorella uniflora.....	42
Figura 7 Plantas acuáticas estrictas (Ranunculus aquatilis (a) Utricularia gibba (b), Potamogeton pectinatus (c), Ceratophyllum spp(d).....	44
Figura 8 Elodea sp, Vaselinearia sp.....	45
Figura 9 Plantas acuáticas sumergidas.....	46
Figura 10 Plantas anfibias. De izquierda a derecha totorales, Sesbania punicea, thypa latifolia. 48	
Figura 11 Sistema de Agua Superficial libre (SASL).....	49
Figura 12 Sistemas de flujo bajo la superficie (SFBS).	49
Figura 13 Corte de humedales contruidos de flujo subsuperficial vertical (VSS) y horizontal (HSS).....	52
Figura 14 Disposición de las celdas y circulación del agua en un humedal aerobio.	61
Figura 15 Variables que se consideran en el diseño de un humedal.....	62
Figura 16 Procesos de oxidación-reducción inducidos por la actividad bacteriana y las plantas en humedales.	63

Figura 17 Plantas hidrófilas emergentes del género Typha como las aneas, espadañas y amentos utilizadas en humedales (wetlands)..	64
Figura 18 Disposición de las capas en un humedal anaerobio.....	68
Figura 19 Disposición de las capas en un humedal anaerobio.....	70
Figura 20 Bacteria anaerobia sulfato-reductora que fomenta la precipitación de sulfuros a partir de la reducción de los sulfatos y los metales disueltos en el agua (habitan a $\text{pH} > 6$ a $\text{pH} < 5$ se inhiben). s.....	71
Figura 21 Solubilidad de hidróxidos metálicos en función al pH.....	72
Figura 22 Formaciones mineralógicas en los substratos de un humedal anaerobio.	76
Figura 23 Sistemas de tratamientos pasivos en función de las características del drenaje de mina..	85
Figura 24 Secuencia de tratamiento de aguas ácidas en función a contenido de alcalinidad y acidez.	86

RESUMEN

Título: COMPARATIVO DE LOS DIFERENTES TIPOS DE HUMEDALES ARTIFICIALES PARA EL TRATAMIENTO DE LOS DRENAJES ÁCIDOS DE MINA (DAM).¹

Autor: ORLANDO MONCADA CUETO, JHON ANDERSON ORTEGA **

Palabras clave: Mina, Drenaje Ácido, Contaminante, Humedal, Sustancia.

Descripción: La minería es una actividad con altos índices de alteración ambiental, una de estas **consecuencias negativas es la contaminación a las aguas superficiales**, en ocasiones, los materiales químicos que se utilizan o liberan durante las extracciones, no son tratados correctamente además con un alto contenido de metales pesados los cuales pueden filtrarse accidentalmente si no se maneja una disposición final adecuada, cayendo hacia las aguas superficiales y subterráneas, contaminándolos y ocasionando graves problemas para la fauna y flora que los rodea llevándola en ocasiones a su pérdida. Algunos animales en muchos casos al acercarse a una fuente superficial hídrica a hidratarse y toma agua, crea el fenómeno de biomagnificación. La **Contaminación de aguas superficiales**, en muchas ocasiones los desechos de las minas suelen ser lavados por el agua lluvia y a veces son llevados y filtrados hacia los yacimientos de agua subterránea.(Instituto Geológico y Minero de España IGME, 1984).

Teniendo en cuenta la peligrosidad que esto implica en la afectación ambiental se pretende con este proyecto crear una alternativa eficaz para el tratamiento de las aguas acidas o drenajes ácidos de mina que surgen a raíz de la actividad minera. Por tanto, se describirán algunas alternativas de tratamiento de estos drenajes. Teniendo en cuenta algunas tipologías constructivas de humedales artificiales, haciendo hincapié en sus ventajas y desventajas según aspectos económicos, técnicos y medioambientales.

¹ Trabajo de grado

** Facultad de Ingenierías Físicoquímicas. Escuela de Ingeniería Química. Especialización en Ingeniería Ambiental. Directora: Alix Estela Yusara Contreras Gómez.

ABSTRACT

Title: COMPARISON OF DIFFERENT TYPES OF ARTIFICIAL WETLANDS FOR THE TREATMENT OF ACID MINE DRAINAGE (AMD). *

Author: ORLANDO MONCADA CUETO, JHON ANDERSON ORTEGA **

Keywords: Mine, Acid drainage, contaminant, Wetland, Substance.

Description: Mining is an activity with high rates of environmental disturbance, one of these negative consequences is contamination of surface waters, sometimes the chemical materials that are used or released during extractions, are not treated correctly in addition with a high content of heavy metals which can be accidentally filtered if a suitable final arrangement is not handled, falling into surface and groundwater, polluting them and causing serious problems for the fauna and flora surrounding them, sometimes leading to their loss. Some animals in many cases when approaching a surface water source to hydrate and drink water, creates the phenomenon of biomagnification. Surface water pollution, in many cases the waste from mines is often washed away by rainwater and sometimes taken and filtered into groundwater deposits.(IGME Geological and Mining Institute of Spain, 1984).

Taking into account the danger this implies in the environmental impact, the aim of this project is to create an effective alternative for the treatment of acid water or acid drainage from mines arising from mining activity. Therefore, some treatment alternatives for these drains will be described. Taking into account some constructive typologies of artificial wetlands, emphasizing their advantages and disadvantages according to economic, technical and environmental aspects.

* Bachelor Thesis

** Facultad de Ingenierías Fisicoquímicas. Escuela de Ingeniería Química. Especialización en Ingeniería Ambiental. Directora: Alix Estela Yusara Contreras Gómez.

Introducción

Las minas son fuente de extracción de minerales que traen consigo problemas asociados a la explotación de estos entre ellos están la liberación de metales disueltos, sulfatos y iones de hidrogeno, estos llegan al agua y suelo ocasionando la degradación fácilmente aguas superficiales y acuíferos (Gray, 2013).

Los procesos de remediación están dirigidos a la eliminación de metales y neutralización de los ácidos que están encadenados dos factores importantes como la solubilidad(Gray, 2013).

En Colombia existen muchas minas en estado de abandono, resultado principalmente, de operaciones ilegales e informales, o producto de la falta de exigencia de las autoridades ambientales y mineras(Pamo & Barettino, 2002).

Una alternativa al tratamiento convencional de los drenajes ácidos de mina, sin importar su condición ya sea que las instalaciones se encuentran en operación o en abandono, lo albergan los métodos de tratamiento pasivo, debido a su bajo coste de construcción, fácil operación y mantenimiento, y buena eficiencia en el tratamiento de aguas ácidas. Los métodos de tratamiento pasivo más utilizados son los humedales artificiales (aerobios o anaerobios), los drenajes anóxicos calizos, los sistemas de producción de alcalinidad, y cuando el problema se manifiesta en aguas subterráneas, las barreras reactivas permeables(Pamo & Barettino, 2002).

En Colombia, al igual que muchas partes del mundo muchas minas son abandonadas sin un plan de cierre, por lo general es debido a la poca rigurosidad en la legislación generando problemas medioambientales(Hakkou, Benzaazoua, & Bussie, 2009).

En Colombia hay alrededor de cinco grandes regiones dedicadas a la explotación de minas de carbón, que están generando Drenaje Ácidos de Minas-DAM, y que al ser vertidos a las fuentes hídricas generan un alto grado de contaminación; por consiguiente se evidencia la necesidad de plantear una solución a este problema(G. A. Gelvez; H. Escalante; D. A. Laverde, 2008).

Los humedales anaeróbicos, las lagunas y los sistemas lime-stone, están catalogadas como tecnologías pasivas que se han venido utilizado para el tratamiento de los drenajes ácidos de mina. Dichas tecnologías requieren poca atención operacional y de mantenimiento, en comparación con las tradicionales, y actualmente han sido ampliamente desarrolladas(G. A. Gelvez; H. Escalante; D. A. Laverde, 2008).

Los problemas que pueden causar estas sustancias en el medio ambiente pueden contaminar los suelos y agua subterránea. Esta tecnología permite optimizar los mismos procesos que se encuentran en humedales naturales: filtración, sedimentación, inmovilización física y química, y descomposición química y biológica. Además, los humedales construidos proporcionan a un método efectivo y de bajo costo para remover agentes contaminadores del drenaje ácido de la mina. Aunque en algunos casos el tratamiento en humedales construidos no puede alcanzar el estándar de efluentes, centenares de estos sistemas son ahora usados para disminuir concentraciones de contaminantes de minas activas, reclamadas y abandonadas antes de que el agua sea liberada.

Por otra parte, el pH de la mayoría de las fuentes de agua natural fluctúa entre 6.5 y 8.5 unidades de pH, pero cuando las aguas residuales provenientes de actividades mineras entran en contacto con estos cuerpos, el pH baja de forma considerable. El pH es un criterio importante

de la calidad del agua, porque limita la posibilidad de vida acuática y muchos de los usos del agua (Andrea, Cano, Andrea, & Cano, 2015).

La efectividad de los humedales como sistemas de tratamiento de aguas residuales consiste en una serie de etapas físicas, químicas y biológicas complejas que a menudo se dan en paralelo entre el sustrato, las plantas y los microorganismos. Todavía cabe señalar, las aguas residuales fluyen hacia o debajo de la capa superficial del soporte, y las plantas incorporan aire para soportar microorganismos que degradan los compuestos en el agua a través de procesos que se desarrollan en serie contenidos en un solo sistema sin embargo se pueden clasificar según tres criterios importantes: hidrología (flujo superficial y subsuperficial), la forma en que crecen los macrófitos (follaje emergente, sumergido, flotante o flotante) y la trayectoria del flujo para humedales subsuperficiales (horizontal y vertical) (Zamora, 2018).

1. Planteamiento del problema

La minería como actividad económica posee una serie de características que la diferencian de las demás del tipo primario (extractivas), entre ellas se encuentra la limitación de su producción en el tiempo; es decir, al trabajar con recursos naturales no renovables su etapa productiva es finita. Esta particularidad le impone a la actividad minera un final del ciclo caracterizado por una disminución de los rendimientos económicos, acompañado de unos requerimientos financieros y ambientales por parte del plan de cierre de la mina y de las actividades de monitoreo post cierre.

En Colombia en los años ochenta salieron a luz las primeras leyes en torno a la minería no obstante hasta el año 2001 no había marco jurídico en lo que respecta al cierre de minas ese año la Ley 685 de 2001 dictada por la corte constitucional dio a conocer una serie de disposiciones legales acerca de la jurisprudencia necesaria para resolver tal anomalía(Contreras Gómez, 2018).

Desde el punto de vista técnico en la minería los procesos que conlleva un plan de cierre son tan variados como el tipo de minería que pudiere desarrollarse; a nivel general se dice que los planes propenden por asegurar la estabilidad química, física y el uso del territorio de las áreas minadas por el titular. Esto implícitamente quiere decir que los planes son adaptables en magnitud al tipo de minería que se desarrolle, sin embargo, Colombia se caracteriza por un alto nivel de informalidad lo cual se traslada también al ámbito del cierre; en la actualidad, por ejemplo, son muy pocas las explotaciones en las cuales se pueda evidenciar un manejo de relaves eficiente y sostenible con el medio.

A pesar de la grave afectación ambiental y social generada por la minería, en Colombia los títulos mineros se otorgan sin ningún tipo de rigor técnico, ni jurídico, basados en el principio

de que “quien es primero en el tiempo, es primero en el derecho”, es decir, que no existe una cualificación del explotador minero y, por consiguiente, no existe un proceso de selección del mejor postor. Esto, salvo lo concerniente a las denominadas áreas estratégicas mineras, donde, de acuerdo con el Código de Minas, para su adjudicación se debe surtir un proceso de selección objetiva, el cual aún no cuenta con suficiente desarrollo. (Contraloría General de la República, 2013)(Contreras Gómez, 2018).

Sin embargo, la Contraloría General de la Nación en el año 2013, informó que no existen mecanismos normativos directos que obliguen a los titulares mineros a responder por los daños causados, compensar el impacto y asumir sus responsabilidades a largo plazo. De tal manera, las minas en abandono e ilegales se convierten en una responsabilidad para el estado en materia de restauración ambiental.

En Colombia, la “Metodología General para la presentación de Estudios Ambientales”, desarrollada por el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (actualmente Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible), adoptada mediante la Resolución 1503 de 2010, establece en su numeral 2.8 los lineamientos para la proyección del “Plan de Abandono y Restauración Final (PARF)”. Este plan es conocido en otros países como “Plan de Cierre”. Con relación a este tema, en Colombia se debe cumplir con la Resolución 631 del 17 de marzo de 2015 emitida por el (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015), la cual establece los límites máximos permisibles de los contaminantes en el agua residual, para que pueda ser vertida en las fuentes hídricas naturales. En ese orden de ideas, se propone, en el marco de una monografía, discutir de manera preliminar las posibles soluciones a esta problemática ambiental, tomando como caso de análisis una fábrica de bocadillos llamada “Productos El Durazno”, la cual realiza el vertimiento de la mina de oro en california y vetas localizadas en el

departamento de Santander, lo que constituye una amenaza para el ecosistema y un riesgo para los seres vivos que habitan en la zona(Alexandra, Ariza, Augusto, & Jaimes, 2018).

2. Objetivos

2.1 General.

Estudiar comparativamente los diferentes tipos de humedales artificiales para el tratamiento de los drenajes ácidos de mina (DAM).

2.2 Específicos.

Analizar los diferentes procesos biológicos generados en un humedal residual para el tratamiento de drenajes ácidos de mina.

Evaluar los diferentes humedales residuales en el tratamiento de los drenajes ácidos de mina

Describir la formulación necesaria para la elaboración de un humedal residual.

Verificar la normativa colombiana sobre el tratamiento de los drenajes ácidos de mina.

3. Marco teórico

3.1 Drenajes ácidos de minas (DAM)

Los DAM se caracterizan por tener bajo pH, alta concentración de sulfatos y metales (Mn^{+2} , Fe^{+3} , Al^{+3} , Cd^{+2} , Cu^{+2} , Mo^{+2} , Ni^{+2} , Pb^{+2} y Zn^{+2}) en solución. Estos vertimientos provocan la alteración física, química y biológica de los hábitats acuáticos y del suelo irrumpiendo la cadena trófica (Investigaci, 2017).

Esto se debe a Durante la extracción de carbón, se generan grandes volúmenes de estériles o materiales de bajo valor económico. Estos son acumulados en escombreras al aire libre permitiendo que los minerales sulfurados (FeS_2) asociados otros de los sulfuros que también producen acidez, por ejemplo, calcopirita, arsenopirita, entre otros, queden expuestos al agua y al oxígeno dando origen a lixiviados conocidos como drenajes ácidos de mina (DAM) (Investigaci, 2017), (Andrea et al., 2015).

Algunos de estos estériles contienen un alto porcentaje de azufre pirítico ($FeS_2 > 1,5\%$) lo que favorece la formación de DAM con bajo pH (3,0 – 4,5), alta concentración de sulfatos ($> 2,500 \text{ mg L}^{-1}$) y metales disueltos como Fe^{2+} , Mn^{2+} y Zn^{2+} ($> 200, 35, 20 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente) (Investigaci, 2017).

Formación

El drenaje ácido de la mina ocurre cuando los minerales del sulfuro se ponen en contacto con el oxígeno y el agua, condiciones favorables para su oxidación química o a la oxidación rápida por bacterias tales como *Thiobacillus ferrooxidans*.

Algunos autotrophs de hierros oxidados tales como *Leptospirillum ferrooxidans*, *Thiobacillus thiooxidans* y *Sulfolobus brierleyii* se pueden asociar también a la oxidación mineral biológica. La gestión efectiva de DAM y la corrección de sus impactos solo pueden lograrse si

se conocen los procesos que influyen en la liberación y el transporte de metales traza, La mayoría de los procesos de oxidación que ocurren en ambientes naturales producen una modificación simultánea de las propiedades ácido-base del sistema, generalmente aumentando la acidez.

La alta acidez de DAM es causada a menudo por la oxidación de la pirita, la forma cristalina del sulfuro del hierro (FeS_2). Como resultado de esa oxidación, el ácido sulfúrico se generando condiciones ácidas a los efluentes de la mina. La pirita es comúnmente asociada tanto con las situaciones de minas de carbón como las minas de metal, pero el drenaje ácido de minas de metal presenta un problema más severo que la mayoría de drenajes de mina de carbón porque los agentes prioritarios de contaminación tal como As, Cd, Pb, Hg, Cu y Zn pueden estar presentes en peligrosas concentraciones (Teresa, Leal, & Québec-canadá, 2015). En otras palabras, el ácido se produce por la acción del aire y el agua sobre los compuestos de azufre, como lo es sulfuro de hierro, en el carbón o en las rocas adyacentes; el resultado es la formación de ácido sulfúrico y sulfatos de hierro, frecuentemente relacionados con los sulfatos de aluminio y manganeso. Algunas reacciones químicas, que dan como productos finales ácido sulfúrico libre y sulfatos básicos de hierro e hidróxido, han sido muy detalladas o estudiadas; sin embargo, pero hay muy poco conocimiento con respecto a las reacciones intermitentes y los factores, que incluyen la posible acción bacteriana, que gobiernan la velocidad de formación de ácido o su inhibición (Hoffert, 1947).

Debido a la alta cantidad de hierro oxidado, el drenaje ácido de la mina es a menudo rojizo coloreado. Las concentraciones medidas del drenaje de la mina de carbón se extienden a partir del 50 a 300 mg Fe/L, 20 a 30 mg Mn/L, 20 a 2000 mg SO_4^{2-} /L, y 3,0 a 5,5 unidades estándares del pH.

El DAM es bombeado hacia la superficie desde el interior de una mina subterránea. Este drenaje ácido termina entonces siendo vertido muchas veces en los cauces adyacentes a los sitios de explotación generando desequilibrio natural, atentando contra la flora y fauna silvestre en el sector. Otro factor a tener en cuenta es que también se pueden contaminar algunas cuencas hídricas de los ecosistemas de páramo donde las actividades mineras se desarrollan de forma ilegal (Octavio & Posada, 1993).



Figura 1. Contenido de hierro en aguas contaminadas con drenajes ácidos. (Octavio & Posada, 1993).

El hierro ferroso se oxida transformándose en hierro férrico, a su vez el medio ácido contribuye a la disolución de otros metales. Por debajo de un pH de 3.5 existe la tendencia formarse hidróxido férrico el cual forma un precipitado de color amarillo (Octavio & Posada, 1993).



Oxidación de la pirita, los sulfuros presentes en las rocas se oxidan y forman óxidos, adicionalmente forman un medio ácido.

El mineral más común de sulfuro se puede oxidar por mecanismos directos. Estos mecanismos han sido explicados por Silver (1989), y son ilustrados por la serie siguiente de ecuaciones:



Reacciones presentes en la formación del DAM.

El ácido lixiviará la roca mientras que la roca fuente este expuesta al aire y al agua. Este proceso continuara hasta que los sulfatos sean extraídos completamente; este es un proceso que puede durar cientos, o quizás miles de años. El ácido es transportado desde la mina por el agua, las lluvias o por corrientes superficiales, y posteriormente depositado en los estanques de agua, arroyos, ríos, lagos y mantos acuíferos cercanos. El DAM degrada severamente la calidad del agua y puede aniquilar la vida acuática, así como volver el agua prácticamente inservible (Teresa et al., 2015).

El sulfuro presente en el mineral en bruto reacciona continuamente con el aire y el agua para formar ácido sulfúrico que lixivía los metales pesados, especialmente el cobre.

Cubiertas Húmedas: las cubiertas húmedas tienen el mismo propósito que las secas, minimizar el ingreso de oxígeno atmosférico hacia los minerales sulfurados reactivos, esto se logra debido a que el oxígeno disuelto en el agua es inferior al contenido en el aire. Las cubiertas húmedas han venido siendo masificadas en los trabajos mineros a cielo abierto, ya que se conforman lagos meromíticos que permiten el desarrollo de vida acuática. Las cubiertas húmedas son muy utilizadas en minas cercanas al mar o a ríos acaudalados que facilitan el llenado de los tajos;

uno de los casos más exitosos de recuperación de un tajo a cielo abierto convertido en lago es la mina Island Copper Mine en Canadá (Teresa et al., 2015).

En la actualidad se cuenta con una gran variedad de técnicas para tratar los drenajes ácidos y neutros de mina, a manera general los sistemas de tratamiento para DAM se dividen en dos grandes grupos: activos y pasivos.

3.1.1 Técnicas preventivas para el drenaje ácido de minas. En áreas mineras con altas concentraciones de contaminantes, los costos de tratamiento de AMD pueden tener un alto costo económico, llegando incluso a comprometer la viabilidad del proyecto, por lo que debe evitarse la formación de este. Dichas técnicas están enfocadas principalmente a los tres elementos que son esenciales que provocan la formación de aguas ácidas: oxígeno, agua y bacterias *Thiobacillus ferrooxidans* (Pozo-antonio, Puente-luna, Lagüela-lópez, & Veiga-ríos, 2014).

Las siguientes subsecciones muestran las técnicas actualmente empleadas y algunas aún en desarrollo.

En estas plantas, la recuperación de agua tiene lugar en tres fases: neutralización, oxidación y precipitación, como se muestra a continuación en las siguientes reacciones (Pozo-antonio et al., 2014).

Neutralización del ácido con cal, (Ec. 4) piedra caliza (Ec. 5) u otras bases.



Oxidación de ferrosos a férricos en tanques de aireación (Ec. 6, 7), siendo este último más fácil de precipitar:



3.1.2 Plantas en línea. Su principio tiene una dinámica simple y de poco mantenimiento que neutraliza y airea el agua simultáneamente, utilizando aprovechando la energía del agua inducida por dos bombas de inyección paralelas junto con un mezclador estático(Pozo-antonio et al., 2014).

Estas bombas tienen la misión de aspirar el aire mientras recogen las aguas ácidas de la mina, generando la aireación del agua. Finalmente, al salir de la bomba, el agua sigue al mezclador estático que consiste en una serie de tubos de resina de propileno donde el líquido se mantiene en un régimen turbulento mediante el uso de una hélice que promueve la mezcla y la reactividad. El porcentaje de remoción al utilizar este método a la hora de tratar efluentes, algunos experimentos han demostrado que con un contenido de entrada de $200 \text{ mg l}^{-1} \text{ Fe}^{+2}$, que se redujeron a una concentración de salida de alrededor de 3 mg l^{-1} (Pozo-antonio et al., 2014).

3.1.3 Métodos Activos. Los métodos de tratamiento activos son aquellos que requieren de una supervisión constante del sistema de electricidad insumos químicos, remoción de subproductos, entre otros. La forma más generalizada para el tratamiento de un DAM consta de una fase previa de oxidación del hierro ferroso al estado férrico, a través de aireación natural o mecánica para disminuir la cantidad de insumos químicos a aplicar, posteriormente se adiciona un agente neutralizante como el carbonato de calcio, cal hidratada, soda caustica, entre otros, la adición de la base tiene una doble función ya que ajusta el pH a valores permisibles para descarga y precipita metales que se hacen insolubles a valores de pH neutros como el hierro, cobre, cadmio, plomo, entre otros, posteriormente se adiciona un agente floculante para remover los sólidos suspendidos remanentes en el agua, en la figura 2 detalla el procedimiento o ruta general de tratamiento de un DAM vegetación, y las sintéticas que están hechas a base de polímeros de alta densidad resistentes a los cambios climáticos del sitio donde se encuentran.

Las cubiertas secas constituyen uno de los principales desafíos de la minería y esta lleva un poco más de 3 décadas en desarrollo, su importancia radica en que estas permiten el control de la erosión, minimizan el ingreso de la humedad y el oxígeno atmosférico hacia los minerales reactivos, lo cual previene la formación de DAM y si se realizan y operan adecuadamente permiten la recuperación de algunas funciones ecosistémicas.

3.1.4 Tratamiento pasivo. Los sistemas de tratamiento pasivos constituyen una de las herramientas más atractivas para las empresas mineras, especialmente en la fase de abandono y desmonte ya que estos requieren un mínimo de intervención humana, rara vez requieren manejo de subproductos y no es necesario el uso de electricidad y reactivos químicos. Los tratamientos pasivos a su vez pueden dividirse en biológicos y químicos; el biológico se caracteriza por utilizar bacterias anaerobias, con el fin de generar cambios en los componentes químicos y poder degradarlos o extraerlos mediante las reacciones en sus actividades metabólicas (Romero Pérez, 2016).

Sin embargo, para que dichas bacterias puedan continuar activas en medio ácido, requiere de adaptaciones que dificultan la efectividad del método en otro contexto los tratamientos químicos, utilizados constan de reacciones de oxidación-reducción para modificar el estado de ciertos metales o compuestos (nitrogenados, sulfurados, cianuros, etc.) con el objeto de lograr una transformación química de los contaminantes mediante la adición de un agente oxidante con la finalidad de hacerlos insolubles o menos tóxicos (Romero Pérez, 2016). Los productos más comunes o reactivos que se utilizan para lograr esta labor se enumeran en la Tabla 1.

Tabla 1

Sustancias utilizadas como agentes oxidantes.

Sustancia	Particularidad o fin
Ozono	para tratar especies químicas que presentan oxígeno, nitrógeno, azufre o fósforo, donde la acción del oxidante

	incrementa o facilita la biodegradabilidad del contaminante
Peróxido de hidrogeno	los cuales contribuyen con la disminución de la carga orgánica y eliminación de olores causados por compuestos azufrados
	radica en la generación de una mayor concentración de radicales hidroxilos
Oxidación foto catalítica	que indican reacciones en cadena de forma tal que se promueve la descomposición de las especies contaminantes
	debido a la presencia de soda cáustica en
Hipoclorito de sodio	el hipoclorito de sodio, el valor del pH aumenta

Entre los sistemas más comunes e importantes se encuentra el uso de humedales, canales de caliza abiertos y cerrados, barreras reactivas permeables, entre otros. Por otro lado, los canales de caliza abiertos y cerrados están diseñados para efluentes con bajas concentraciones de hierro y metales, ya que la precipitación de costras de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ pueden cubrir la piedra caliza y disminuir su capacidad de neutralización.

Los tratamientos pasivos que se han desarrollado en estos últimos años no hacen sino emular de un modo explícito algunos de los procesos químicos, físicos y biológicos que ocurren en la

naturaleza. Por otro lado, contrariamente a lo que pasa con los métodos activos, no requieren el aporte de sustancias químicas destinadas a producir tal o cual reacción ni en general ningún tipo de elemento mecánico o atención específica durante el tratamiento salvo los mecanismos de control y monitoreo.

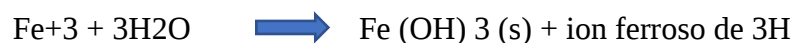
Entre los procesos básicos que luego se combinan de algún modo se mencionan: los humedales artificiales (HA), los drenajes anóxicos en calizas (DAC o ALD en inglés anóxic limestone drains), los productores Continuos de alcalinidad (PCA o SAPS en inglés successive alkalinity producing systems), las piletas de caliza (PC), los canales de caliza (CC o OLC en inglés open limestone channels), Barreras reactivas permeables (BRP o PRB en inglés Permeable Reactive Barriers) y el tratamiento de arena calcárea (TAC) Humedales artificiales Se caracterizan por suelos saturados en agua o sedimentos de lagunas someras con vegetación adaptada a condiciones reductoras en la zona de sus rizomas. Por ende, se construyen a los fines de imitar las condiciones de aquellos que cuyo éxito relativo se conoce.

Los procesos por los cuales se retienen metales en los humedales o pantanos son diversos y en orden de importancia se mencionan:

1. Formación y precipitación de hidróxidos metálicos
2. Formación de sulfuros metálicos
3. Reacciones de formación de complejos orgánicos
4. Intercambio con otros cationes de carga negativa
5. Toma directa de los metales por las plantas

El ion férrico formado puede entonces oxidar rápidamente el mineral según la ecuación

$2\text{FeS}_2 + 2\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_4 \longrightarrow 6\text{FeSO}_4 + 4\text{S}$ puede ser hidrolizado produciendo el hidróxido férrico como precipitado



El ión ferroso puede entonces ser oxidado biológicamente al ion férrico, y del sulfuro elemental al ácido sulfúrico.

3.2 Humedales artificiales (HA).

Los humedales artificiales consisten normalmente en un monocultivo o policultivo de plantas superiores (macrófitas) dispuestas en lagunas, tanques o canales poco profundos. Donde el efluente, por lo general después de recibir un pretratamiento, pasa a través del humedal durante el tiempo de retención, allí el efluente entra a una etapa de tratamiento a través de una serie de procesos fisicoquímicos y bacteriológicos. El oxígeno necesario para estos procesos es suministrado por las propias plantas, que forman por fotosíntesis o toman del aire e inyectan hasta la zona radicular. La transferencia de oxígeno hacia la zona radicular por parte de estas plantas acuáticas es un requisito para que la eliminación microbiana de algunos contaminantes se realice con eficacia, estimulando además la degradación de materia orgánica además de servir como medio de cultivo de crecimiento de bacterias nitrificantes. Los mecanismos que tienen un rol para la depuración de contaminantes ya que constituyen una variedad de procesos físicos, químicos y biológicos. Las plantas aportan un papel protagonista en estos sistemas siendo sus principales funciones (Fernandez González, 1970): los HA pueden ser principalmente aeróbico o principalmente anaeróbico.

El sustrato es el soporte para las plantas y un medio de fijación para los microorganismos en el sistema y funciona como conductor hidráulico. Por ende, los microorganismos hacen parte importante del funcionamiento de los HA, ya que de ellos depende la eficiencia en la remoción de los contaminantes haciendo la degradación de la materia orgánica y a la transformación de compuestos nitrogenados y de fósforo presentes en las aguas residuales, a compuestos más

simples. Por otra parte, Las diferentes especies de plantas acuáticas que se utilicen son primordiales, debido a que difieren en su capacidad de depuración del agua residual, en la remoción de nutrimentos específicos, de elementos traza y de compuestos potencialmente tóxicos como los metales pesados. Por ejemplo en México ha utilizado principalmente la especie *Phragmites australis* (comúnmente llamada carrizo)(Romero Aguilar, Mariana; Colin Cruz, 2009).

En forma general, un humedal artificial se construye haciendo una excavación de forma rectangular que es impermeabilizada con el empleo de geomembranas u otros sistemas que hagan impermeable al humedal, reduciendo la contaminación del subsuelo y de los mantos freáticos. Después se rellena con uno o varios materiales de empaque como arena, grava o tezontle, con la aplicación de cierta granulometría predefinida que funcionan como filtro para el agua y como soporte para las plantas que son sembradas en él. Este material funciona también como hábitat y soporte para la gran cantidad y diversidad de microorganismos que se desarrollan en el interior del reactor(Torres, 2012).

- Airear el sistema radicular y facilitar oxígeno a los microorganismos que viven en la rizosfera.

- Absorción de nutrientes (nitrógeno y fósforo)

- Eliminación de contaminantes asimilándolos directamente en sus tejidos

- Filtración de los sólidos a través del entramado que forma su sistema radicular

Otro punto importante cuando se selecciona esta medio de tratamiento es la selección de las especies vegetales ya que se debe efectuar de acuerdo a la adaptabilidad del clima local, capacidad de transportar oxígeno o fotosíntesis, tolerancia a concentraciones elevadas de contaminantes, su capacidad asimiladora de los mismos, su tolerancia a condiciones climáticas

diversas, su resistencia a insectos y enfermedades, plagas y su facilidad de manejo (Fernandez González, 1970).

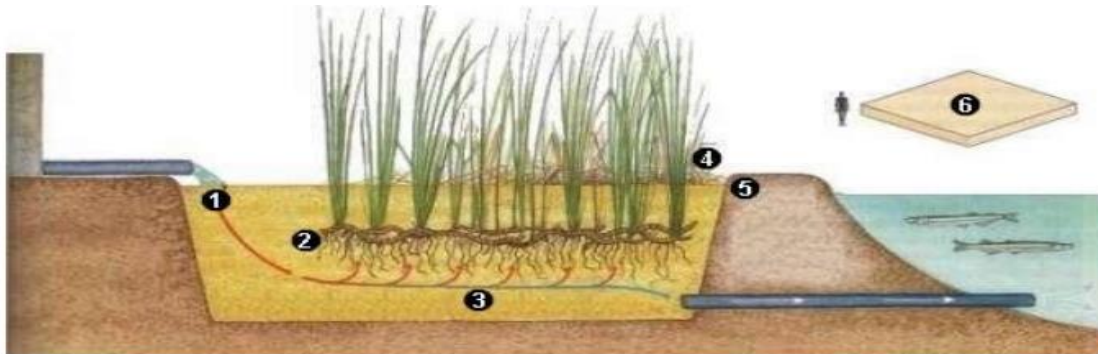


Figura 2 Humedad artificial común (Consultorias., 2014).

1. Los desechos cloacales desembocan en el humedal, que es una cava llena de arena y grava que funciona como aislante para que los olores no salgan a la superficie.

2. El filtro del humedal consiste en una gran plantación, en este caso de un sistema hidropónico de plantas de vetiver con sus raíces dentro de la arena, que se alimentan del agua.

3. Los nutrientes del agua son absorbidos a través del sistema radicular de las plantas de VETIVER, que los atrapan en sus tejidos y los utilizan para su crecimiento.

4. Los nutrientes absorbidos se eliminan con el cambio de tallo del VETIVER. Esos restos forman una capa aislante.

5. El agua, ya libre de nutrientes y materiales pesados como Nitritos, Nitratos, N, Cu, Zn, As, N, P, Hg, Pb, Cd, y otros, desemboca desde el humedal hacia las fuentes de agua corriente con un porcentaje de descontaminación de más del 95% .

6. El tamaño del humedal: La superficie necesaria se calcula en base a la cantidad de habitantes de la ciudad que produce los desechos, según la siguiente relación: 1 personas = alrededor de 5 m² de remoción de desecho (Consultorias., 2014).

Los HA pueden alcanzar altas eficiencias de remoción de DBO, sólidos suspendidos y nitrógeno, así como niveles significativos de metales, trazas de compuestos orgánicos y patógenos. La relación entre la carga orgánica y la tasa de remoción de DBO sugiere la existencia de una correlación lineal; al menos hasta tasas de carga de 10 g/ (m². día), se alcanzan valores de remoción de DBO de hasta un 93 %. Existen múltiples tipologías constructivas de HA(Montalvan & Caparros, 2015).

Los humedales construidos para el tratamiento de aguas servidas se basan en la circulación y dirección del flujo de agua y el tipo de plantas que se utilizan para la remoción de contaminantes que por lo general son macrófitas (plantas) empleadas por cada tipo de humedal.

Humedales artificiales de flujo subsuperficial (HAFSS)

Humedales artificiales de flujo horizontal (HAFH)

Humedales de artificiales de flujo vertical (HAFV)

Humedales artificiales de flujo superficial de agua (HAFS)

Los humedales aerobios son estanques poco profundos (<30 cm), con o sin plantas de humedal, se utiliza principalmente para reducir la velocidad. Los deflectores que desvían el flujo a menudo se usan para ayudar a reducir las tasas de flujo. La piedra caliza se puede utilizar para facilitar la neutralización, pero los humedales aeróbicos se utilizan normalmente como el paso final del tratamiento de "pulido" antes de la descarga(Skousen, Ziemkiewicz, & Mcdonald, 2018).

En contraste, los humedales anaeróbicos, a veces llamados "biorreactores" tienen la particularidad que son relativamente profundo (> 30 cm) con sustratos de tierra, turba, gastados compost de hongos, aserrín, paja / estiércol, fardos de heno u otros orgánicos Materiales a base de carbono, a menudo subyacentes o mezclados con piedra caliza. El agua pasa a través de la

gruesa capa orgánica subsuperficial permeable y se vuelve anaeróbico debido a la alta demanda bioquímica de oxígeno. La falta de oxígeno promueve la reducción de sulfato bacteriano a sulfuros que luego forman precipitados metálicos insolubles (por ejemplo, FeS_2) (Skousen et al., 2018).

Sulfato microbiano La reducción también produce alcalinidad que conduce a la precipitación de metales como oxihidróxidos (Skousen et al., 2018). Otra posible remoción de metal. El mecanismo de AMD es la sorción sobre materiales orgánicos. Remoción de metal por sorción está limitada por la disponibilidad de funcional apropiada Grupos en el sustrato mientras que la remoción de metal por precipitación. Como los sulfuros o hidróxidos están limitados solo por la alcalinidad generada (piedra caliza Disolución o reducción de sulfato), disponibilidad de sulfato y una comunidad de bacterias reductoras de sulfato. El mecanismo de eliminación predominante (Skousen et al., 2018) es la precipitación de hidróxido, aunque este aspecto del sistema está menos estudiado. que para otros aspectos de los sistemas de tratamiento pasivo AMD. Mientras que típicamente más adecuado para flujos de AMD bajos, se ha logrado cierto éxito en el tratamiento logrado en $> 750 \text{ L min}^{-1}$ ($> 200 \text{ gpm}$) situaciones de flujo.

Los biorreactores reductores de sulfato son modificaciones de los humedales anaeróbicos. Todavía se pueden construir como estanques, pero a menudo se forman en Grandes contenedores o tanques. Los biorreactores generalmente son inoculados con poblaciones microbianas especializadas que fueron diseñadas para una determinada agua o puede incluir sustratos específicos. Los mecanismos para los tratamientos son similares a los de los humedales anaeróbicos, pero tienden a depender Más sobre el tratamiento microbiano para la neutralización de ácidos y la eliminación de metales.

Sistemas de tratamiento basados en macrófitas de hojas flotantes: principalmente angiospermas sobre suelos anegados. Los órganos reproductores son flotantes o aéreos.

3.2.1 Clasificación de Humedales Artificiales según el tipo de vegetación. Macrófitas fijas al sustrato (enraizadas) o macrófitas flotantes libres. Considerando la forma de vida de estas macrófitas, los humedales artificiales pueden ser, clasificados en:

Sistemas de tratamiento basados en macrófitas de hojas flotantes: principalmente angiospermas sobre suelos anegados. Los órganos reproductores son flotantes o aéreos. El jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) y la lenteja de agua (*Lemna* sp.) son las especies más utilizadas para este sistema(Vargas Torres, 2017).

Sistemas de tratamiento basados en macrófitas sumergidas: comprenden algunos helechos, numerosos musgos y carófitas y muchas angiospermas. Se encuentran en toda la zona fótica (a la cual llega la luz solar), aunque las angiospermas vasculares sólo viven hasta los 10 m de profundidad aproximadamente. Los órganos reproductores son aéreos, flotantes o sumergidos(Vargas Torres, 2017).

Sistemas de tratamiento basados en macrófitas enraizadas emergentes: en suelos anegados permanente o temporalmente; en general son plantas perennes, con órganos reproductores aéreos(Vargas Torres, 2017).

3. 3 Macrófitas

Se define como plantas macrófitas a todas aquellas visibles a simple vista, lo opuesto a micrófitas. También se les da el nombre de plantas macrofitas o macrofitos, a aquellas que pueden vivir en terrenos inundados durante toda su vida o encharcadas durante largos períodos de tiempo(Vargas Torres, 2017). En función del grado de adaptación que muestren las

macrofitas de los humedales, se distinguen dos grandes grupos: por una parte los hidrófitos, que son plantas acuáticas en sentido estricto, y por otra, los higrófitos terrestres, que son aquellas plantas de suelos más o menos permanentemente saturados en agua. Las macrófitas acuáticas se distribuyen en cuatro divisiones taxonómicas: Charophyta, Bryophyta, Pteridophyta y Spermatophyta (Boyacá-colombia, 2013). Las plantas acuáticas pueden clasificarse de acuerdo con el hábito de crecimiento, en cuatro grupos: sumergidas, flotantes enraizadas, emergentes y flotantes libres(Boyacá-colombia, 2013).

Propiedades de macrófitas en sistemas de tratamiento. Las plantas juegan un papel fundamental en estos sistemas siendo sus principales funciones:

Airear el sistema radicular y facilitar oxígeno a los microorganismos que viven en la rizosfera.

Absorción de nutrientes (nitrógeno y fósforo).

Eliminación de contaminantes asimilándolos directamente en sus tejidos

Filtración de los sólidos a través del entramado que forma su sistema radicular.

Las macrófitas flotantes comprenden un gran grupo de plantas, por ende, entre las que más sobresalen el jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*), la lechuga de agua (*Pistia stratiotes*), la salvinia (*Salvinia* Spp.), la redondita de agua (*Hydrocotyle ranunculoides*), u otras especies de lentejas de agua (*Lemna* Spp., *Spirodella* Spp.). Sin embargo, la morfología de las macrófitas flotantes varían según la especie. Por ejemplo, el jacinto de agua (especie predominante en los sistemas es una planta perenne de agua dulce, con desarrollo ascendente, de tallo vegetativo sumamente corto, hojas de color verde brillante y espigas de flores de lavanda. Los pecíolos de la planta son elongados y abultados de aire que contribuye a la flotabilidad de la planta, todas estas características enumeradas se pueden resaltar en la Figura 3(Martelo & Borrero, 2012).

La presencia de macrófitas en ecosistemas acuáticos está regulada por la duración del periodo de inundación, la turbidez del agua e intensidad de la radiación luminosa, la salinidad, la naturaleza del sustrato, concentración de nutrientes, temperatura del agua y la profundidad de la columna de agua(Gallego Maldonado, 2015).

La presencia de plantas acuáticas en distintos ecosistemas da un a conocer el estado de calidad ambiental que éste posea. La principal razón de la importancia ecológica de las macrófitas es que este tipo de vegetación constituye un hábitat para un gran número de especies. Adicionalmente, exhibe otros beneficios como la oxigenación de las aguas, la fijación del dióxido de carbono atmosférico, la absorción de nutrientes para servir como soporte trófico además sirve de alimento para los consumidores primarios junto con el transporte de sedimentos otra cualidad y uso que poseen es que sirven como barreras de protección al efecto erosivo de corrientes y flujos de agua(Gallego Maldonado, 2015).

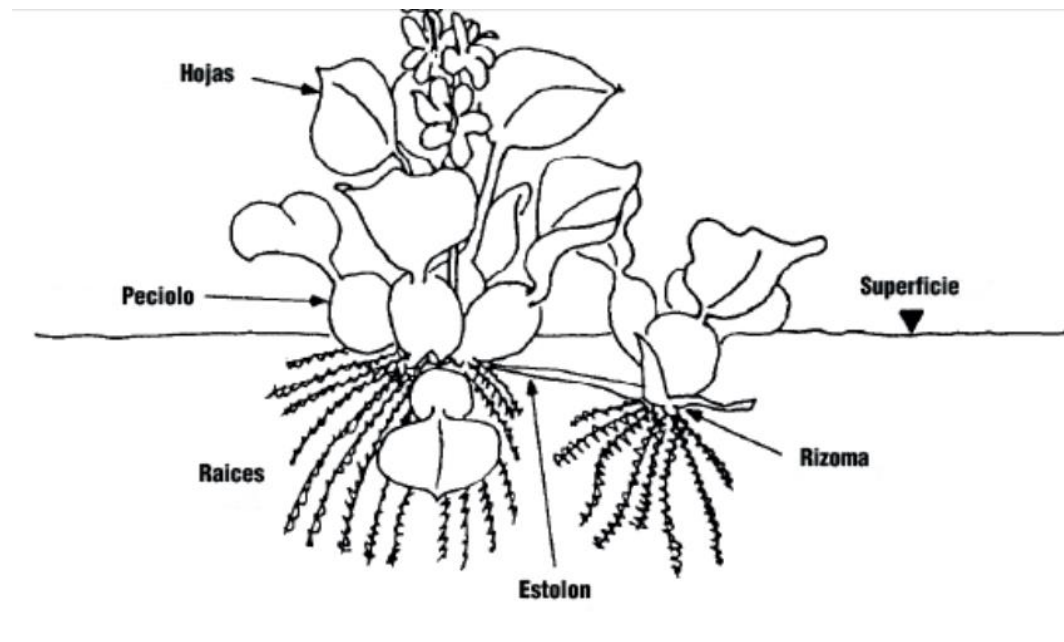


Figura 3 Morfología de una macrófita (Martelo & Borrero, 2012).

Tabla 2.

Sustancias contaminantes que pueden almacenar las macrófitas (Res, 2008)

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, selenio, zinc
	Las raíces de las plantas se usan para absorber, precipitar y concentrar metales pesados a partir de efluentes líquidos contaminados y degradar compuestos orgánicos	Cadmio, cobalto, cromo, níquel, mercurio, plomo, selenio, zinc isotopos radioactivos, compuestos fenólicos
Fitoestabilización	Las plantas tolerantes a metales se usan para reducir la movilidad de los mismos y evitar el paisaje a napas subterráneas o al arire	Lagunas de desecho de yacimientos mineros. Propuesto para fenólicos y compuestos clorados.

	Se usan los exudados	
	radiculares para	Hidrocarburos,
Fitoestimilización	promover el desarrollo de	poliaromáticos, benceno,
	microorganismos	tolueno, atrazina, etc.
	degradativos	
	Las plantas captan y	
	modifican metales	Mercurio, selenio y
	pesados o compuestos	solventes clorados (
Fitovolatilización	organicos y los liberan a	tetraclorometano y
	la atmosfera con la	triclorometano).
	transpiración.	
	Las plantas acuáticas y	
	terrestres captan,	Municiones (TNT, DNT,
	alamacenan y degradac	RDX, nitrobenceno,
	compuestos organicos	nitrotolueno), atrazina,
Fitodegradación	para dar subproductos	solventes clorados, DDT,
	menos tóxicos o no	pesticidas fosfatados,
	tóxicos	fenoles y nitrilos, etc.

El jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) y la lenteja de agua (*Lemna* sp.) son las especies más utilizadas para este sistema. Sistemas de tratamiento que están compuestos de macrófitas sumergidas: junto con helechos, numerosos musgos y carófitas y muchas angiospermas. Se encuentran en toda la zona fótica (a la cual llega la luz solar), aunque las angiospermas

vasculares sólo viven hasta los 10 m de profundidad aproximadamente(Delgadillo, Camacho, & Serie, n.d.).

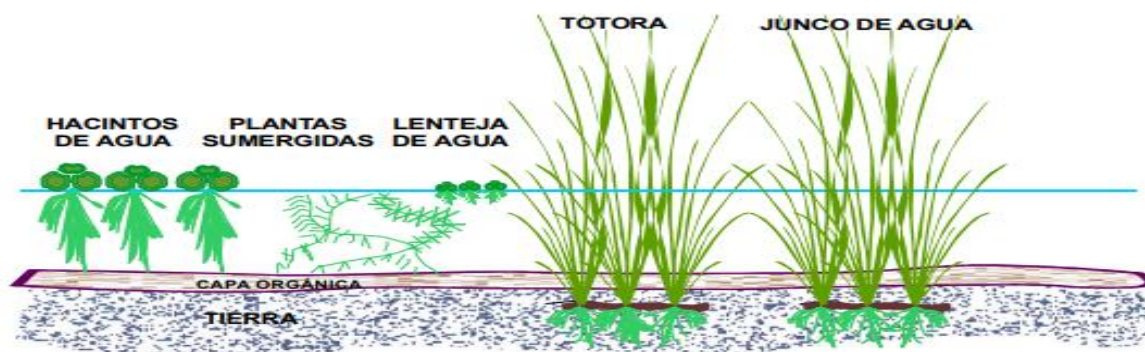


Figura 4 Plantas acuáticas comunes utilizadas para diseño de humedales artificiales.

Los órganos reproductores son aéreos, flotantes o sumergidos. Sistemas de tratamiento basados en macrófitas enraizadas emergentes: en suelos anegados permanente o temporalmente; en general son plantas perennes, con órganos reproductores aéreos.

Los humedales basados en macrófitas enraizadas emergentes pueden ser de dos tipos, de acuerdo a la circulación del agua que se emplee: 1) humedales de flujo superficial, si el agua circula en forma superficial por entre los tallos de las macrófitas y 2) humedales de flujo subsuperficial, si el agua circula por debajo de la superficie del estrato del humedal(Delgadillo et al., n.d.).

3.3.1 Plantas flotantes. Estas plantas tienen sus órganos asimiladores flotando en la superficie del agua. Aquellas que no se encuentran adheridas al sustrato (ej. Lenteja de agua), también están las plantas flotantes enraizadas, las cuales sus raíces se encuentran ancladas en el fango del humedal, pero sus hojas flotan en la lámina de agua (ej. Nenúfares)(Boyacá-colombia, 2013; Martinez, 1989).

La especie tropical utilizada principalmente ha sido el jacinto de agua, planta de zonas tropicales y subtropicales, en cambio en zonas frías su utilización se ve limitada por el cese de

actividades muriendo a a temperaturas de 0° C, llegando a ser especies invasivas, dificultando el funcionamiento del humedal cuando están en colonias, limitan la difusión de oxígeno desde la atmósfera y bloquear el paso de la luz para las plantas sumergidas (Martinez, 1989).

Su aplicación en los sistemas acuáticos de tratamiento de aguas, es alto, ya que la lenteja de agua (*Lemna minor*) tiene un tamaño pequeño, pero es muy prolífica por multiplicarse vegetativamente, en el caso del Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) tiene alta productividad.

La función principal de este tipo de plantas es proporcionar un sombreado con el fin de disminuir y dificultar el crecimiento de las algas y extraer nutrientes, otras especies como *Eichhornia crassipes* (camalote) o *Pistia stratiotes* (repollito de agua).

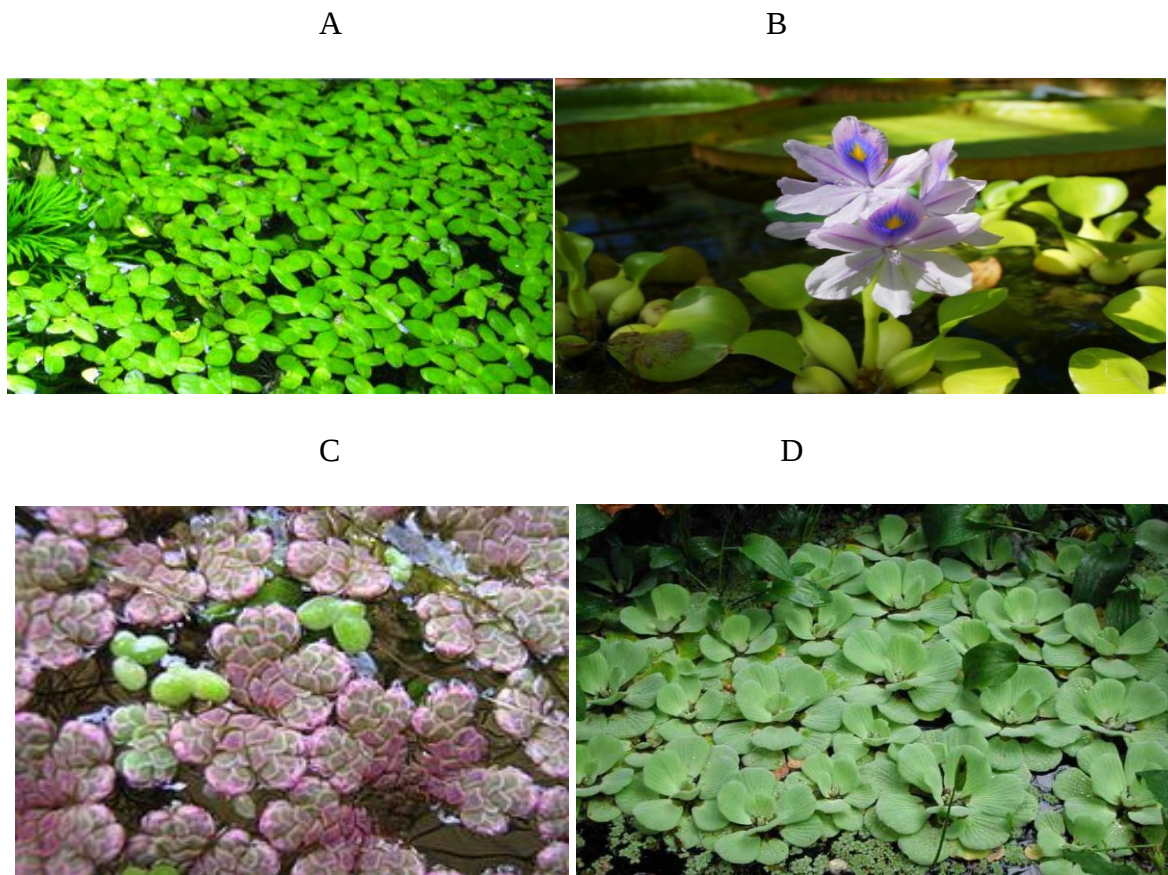


Figura 5 lenteja de agua (A), jacinto de agua (B), eichhornia crassipes(C), pistia stratiotes (D).

3.3.2 Plantas acuáticas emergentes o Higrófitos terrestres. Se llaman así a las plantas que viven en ambientes húmedos. Se desarrollan en suelos saturados de agua. Son plantas que a pesar de que no son acuáticas, manifiestan un cierto grado de adaptación morfológica y fisiológica en condiciones de saturación de agua en el suelo. Además, pueden soportar condiciones de humedad inferior a la saturación por cierto tiempo, pero no sobreviven en ambientes secos. También, algunas especies son tolerantes a la contaminación de agua y pueden emplearse en humedales artificiales, como lo son los juncos (*Scirpus holoschoenus* y otros *Ruellia* spp) y tienen como función principal contribuir a los procesos físicos de separación del agua, operando a modo de filtro. Presentan estructuras que favorecen la transpiración: limbos foliares grandes, delgados, tiernos, jugosos y muchas presentan hidátodos, estructuras para eliminar agua activamente por un fenómeno llamado gutación (Arbo Mercedes, María; Gonzalez, 2003).



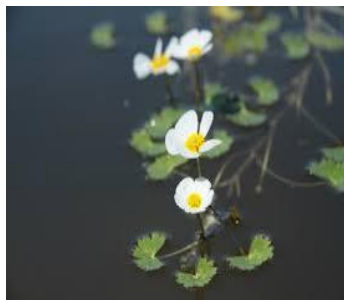
Figura 6 Juncos-izquierda (*Scirpus holoschoenus*), derecha *Littorella uniflora*.

3.3.3 Plantas acuáticas estrictas. Se llaman hidrófitos a las plantas que manifiestan un alto grado de adaptación a las condiciones de vida acuática. La diferencia con las plantas terrestres, es que ellas se encuentran arraigadas en suelos más o menos aireados llamada “atmósfera del suelo”, cuya composición es próxima a la del aire(Rial B., 2003). ; con sus estructuras vegetativas inmersas completamente en el agua; sus órganos reproductores pueden estar sumergidos o emerger y quedar por encima de la superficie del agua(Ventura Ramos, Leandro J; Novelo Retana, 1993).

En comparación con las plantas terrestres, las acuáticas tienen epidermis muy delgadas, con el objetivo de disminuir la resistencia al paso de gases, agua y nutrientes; y sus tejidos han desarrollado grandes espacios intercelulares formando una red de conductos huecos en los cuales se almacena y circula aire con oxígeno, facilitando la difusión de los gases en los distintos órganos de la planta y transfiriendo el oxígeno desde el aire y órganos fotosintéticos, hacia las raíces, y de allí a la rizosfera, actuando como mecanismo oxigenador del agua del humedal(Rial B., 2003).

Algunas especies acuáticas desprecian del sistema radicular (ej. *Ceratophyllum* spp.) tomando un aspecto similar al de las algas. Otras desarrollan heterofilia, que trata de una diferenciación morfológica entre hojas sumergidas y emergidas (ej. *Ranunculus aquatilis*); donde las hojas sumergidas son delgadas y filiformes.

A



B



C





D

Figura 7 Plantas acuáticas estrictas (*Ranunculus aquatilis* (a) *Utricularia gibba* (b), *Potamogeton pectinatus* (c), *Ceratophyllum* spp(d).

3.3.4 Plantas acuáticas sumergidas. Plantas con órganos que crecen sumergidos en el agua que se mantienen en forma de yemas o brotes sumergidos durante la estación desfavorable, bien adheridos a un rizoma o libres en el espejo de agua. Son importantes en los humedales naturales, ya que causan un efecto oxigenador en la columna de agua; al tener sus órganos asimiladores sumergidos, el oxígeno expulsado por la fotosíntesis pasa inmediatamente al agua. En este grupo se encuentran las especies más comunes de los humedales naturales como lo son: la *Ranunculus aquatilis* (ranúnculo de agua) y *Potamogeton* spp. y otras usadas continuamente en estanques ornamentales por su capacidad oxigenadora, como son *Ceratophyllum demersum* o *Myriophyllum verticillatum*. Pero algunas especies sumergidas emergen sólo para florecer, como es la *Lobelia dortmanna* (Lobelia de agua)(S., Meco Molina, A., García Murillo, P. & Chirino Argenta, 2014)(Plantas jardín, 2019). La *elodea* sp es una excelente oxigenadora del agua, ideal para mantener en condiciones óptimas el estanque. La *Elodea* vive completamente sumergida y es una inquilina habitual de los acuarios. Se trata de una planta muy rústica y conviene controlar su crecimiento excesivo. Se debe tener cuidado de que no invada ríos y lagos.



Figura 8 Elodea sp, Vaseinaria sp

(Vallisneriaspp.) Bella planta sumergida, muy resistente y de buena capacidad oxigenante. Es también muy común en los acuarios. En los estanques puede cultivarse con éxito incluso en fondos bastante profundos. Resulta comestible para algunos peces. Prefiere las zonas de penumbra; el excesivo sol directo le resulta perjudicial.

Se ha comprobado que son capaces de absorber nitrógeno amoniacal a través de sus hojas, de esta manera reducen el nivel de amoníaco que puede ser perjudicial para peces y anfibios en altas concentraciones. También producen y liberan oxígeno al agua durante el día como resultado de la fotosíntesis. Esto las hace muy beneficiosas para los peces y anfibios, además de servirles de refugio y lugar de desove.



Figura 9 Plantas acuáticas sumergidas.

Myriophyllum aquaticum *Potamogeton gayi* *Myriophyllum verticillatum*

El género *Myriophyllum* L. Plantas herbáceas en la base, enraizadas, con flores masculinas y femeninas en la misma planta (monoicas) o con flores unisexuales y hermafroditas en el mismo pie. Tallos cilíndricos, verdes, marrones, rojizos o amarillentos. Hojas sumergidas y emergidas, dispuestas en los nudos a lo largo del tallo formando grupitos que nacen de un mismo nivel (verticiladas), verdes o rojizas; las sumergidas profundamente divididas, con segmentos lineares muy estrechos; las emergentes, más pequeñas también profundamente divididas o lanceolado-serradas (S., Meco Molina, A., García Murillo, P. & Chirino Argenta, 2014).

3.3.5 Plantas anfibias (emergentes). Son las plantas que viven en las riveras de los espejos de agua y de los ríos, en pajonales y juncuales y adicionalmente en las marismas, donde las crecidas o mareas tienen una acción importante cubriendo periódicamente el terreno. Dichas plantas son una transición entre las plantas acuáticas y las mesófitas (Arbo Mercedes, María; Gonzalez, 2003). Son los hidrofitos más especializados; ya que las raíces y rizomas que están bajo el agua están bien desarrollados; el factor limitante es la disponibilidad de oxígeno, por eso presentan aerénquima bien desarrollada además poseen órganos vegetativos sumergidos, a veces flotantes o parcialmente emergentes, que depositan en el fondo, traspasando con su tallo la masa acuática, y despliegan sus láminas foliares, flores y frutos en el medio aéreo (Arbo Mercedes, María; Gonzalez, 2003).

Astrocaryum jauari es una palmera amazónica propia de selva inundable (selva sujeta a los desbordes de los grandes ríos durante varios meses al año). Esta palmera, cubierta por más de un metro de agua, no se pudre ni pierde las hojas, solo disminuye la cantidad de clorofila. Las raíces y el tallo presentan adaptaciones que le permiten una buena aireación, y evitan su colapso.

Copernicia alba, palmera propia de nuestros ambientes inundables, probablemente presenta adaptaciones del mismo tipo. Otras plantas que se encuentran dentro de este grupo son *Erythrina crista-gallí* (ceibo), *Salix humboldtiana* (sauce criollo), *Sesbania punicea* (acacia de bañado).

Los ambientes habitados por plantas palustres están inundados permanente o temporalmente, los esteros y las cañadas están permanentemente anegados y presentan escasa superficie de agua libre; en los esteros la circulación del agua es muy lenta, casi imperceptible, mientras en las cañadas el agua corre. Presentan extensas comunidades con predominancia de una o pocas especies: pajonales, pirizales, juncuales, totorales y pegujosales (Arbo, Maria M; López, 2014)



Figura 10 Plantas anfibas. De izquierda a derecha totorales, Sesbania punicea, thypa latifolia. (Arbo, Maria M; López, 2014)

3.4 Sistema de agua superficial libre (SASL).

Estos sistemas consisten típicamente de estanques o canales, con alguna clase de barrera subterránea para prevenir la filtración, suelo u otro medio conveniente a fin de soportar la vegetación emergente, y agua en una profundidad relativamente baja (0,1 a 0,6 m) que atraviesa la unidad. La profundidad baja del agua, la velocidad baja del flujo, y la presencia de tallos de planta y basura regulan el flujo del agua. Se aplica agua residual pretratada a estos sistemas, y el tratamiento ocurre cuando el flujo de Sistemas de flujo bajo la superficie (SFBS)(Alberto & Chafloque, 2006).

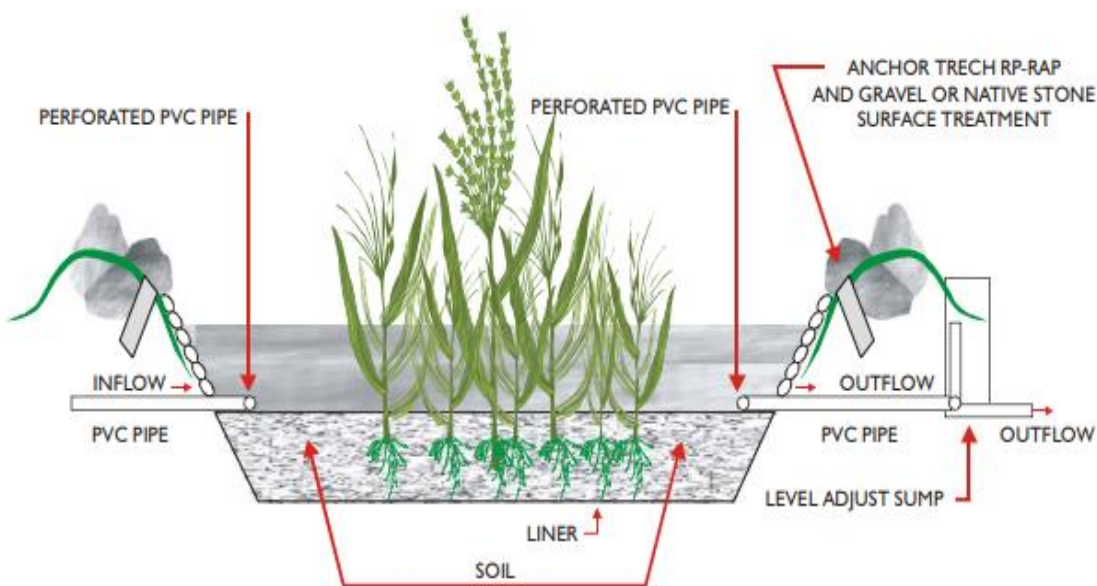


Figura 11 Sistema de Agua Superficial libre (SASL)(Alberto & Chafloque, 2006)

3.4.1 Sistema de flujo bajo la superficie (SFBS). Estos sistemas son similares a los filtros horizontales por goteo en las plantas de tratamiento convencionales. Se caracterizan por el crecimiento de plantas emergentes usando el suelo, grava o piedras como sustrato de crecimiento en el lecho del canal. Dentro del lecho los microbios facultativos atacan al medio y las raíces de las plantas, contactando de este modo el agua residual que fluye horizontalmente a través del lecho; mientras que el sobrante baja a la superficie del medio. Estos sistemas de flujo bajo superficie son diseñados con el propósito de obtener niveles de tratamiento secundarios, son llamados «la zona de raíces» o «filtros de piedras de junco y caña» desarrollado en Alemania Oriental (ver Fig 6)(Alberto & Chafloque, 2006).

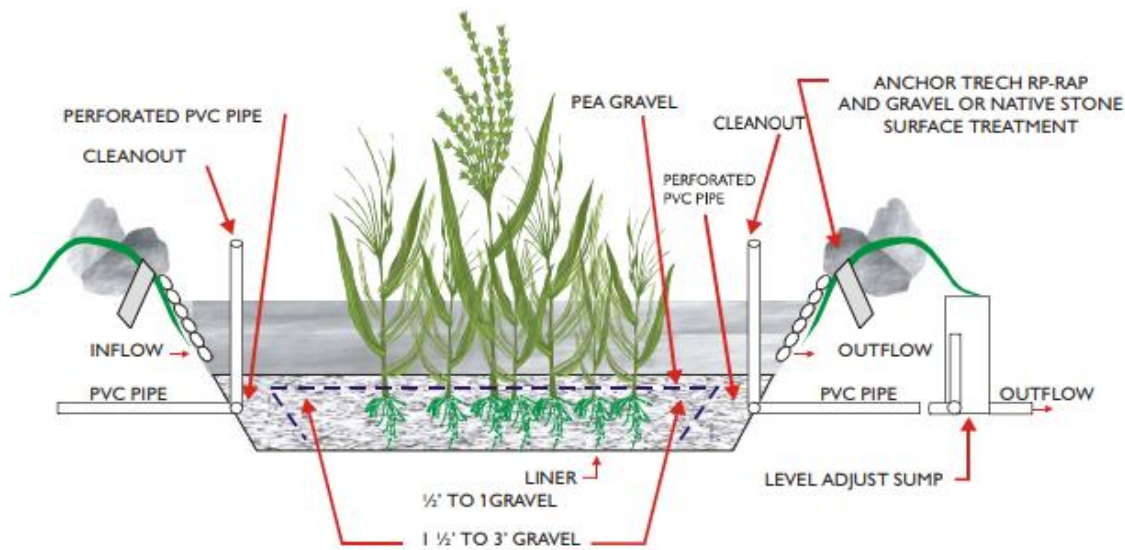


Figura 12 Sistemas de flujo bajo la superficie (SFBS) (Alberto & Chafloque, 2006).

3.4.2 Humedales de flujo vertical. También conocidos como filtros intermitentes, este tipo de humedales reciben las aguas residuales de arriba hacia abajo, a través de un sistema de tuberías de aplicación de agua. Estos sistemas se cargan intermitentemente, de tal forma que las condiciones de saturación con agua en la cama matriz son seguidas por períodos de insaturación, estimulando el suministro de oxígeno. Este proceso sirve para preservar y estimular al máximo las condiciones aerobias. Para la distribución del agua sobre la superficie de filtración se recurre tanto al empleo de tuberías perforadas, que descansan sobre el lecho filtrante, como al empleo de tuberías de mayor sección que se apoyan en pivotes repartidos por toda la 103 superficie. Las aguas circulan verticalmente a través de un sustrato filtrante de arena, gravilla-grava, de 0,5- 0,8 m de espesor, en el que se fija la vegetación. En el fondo de los humedales una red de drenaje permite la recogida de los efluentes depurados. A esta red de drenaje se conecta un conjunto de conductos, que sobresalen de la capa de áridos, al objeto de incrementar la oxigenación del sustrato filtrante por ventilación natural (efecto chimenea). Las aguas infiltran verticalmente a través de un sustrato inerte (arenas, gravas), se recogen en una red de drenaje situada en el fondo del humedal y la vegetación emergente se planta también en este medio granular. A diferencia del humedal subsuperficial de flujo horizontal, el sustrato está constituido por varias capas, encontrándose las más finas en la parte superior, aumentando el diámetro de la grava hacia abajo(Morales & Daniela; Vera Ismael; Vidal, 2013).

3.4.3 Humedales de flujo horizontal. En este tipo de humedal de flujo subsuperficial están conformados por lechos de grava o roca con un tamaño de grano de aproximadamente 10 a 20 mm, sellados por una capa impermeable y plantados con vegetación de humedales, el agua ingresa en forma permanente. Ésta entra por la parte superior de un extremo y es recogida por un tubo de drenaje en la parte opuesta inferior. El agua residual se trata a medida que fluye lateralmente a través de un medio poroso (flujo pistón), que funciona en condiciones anaerobias. Cabe mencionar que en los lechos de filtración, la contaminación se elimina por medio de la degradación microbiana junto con procesos químicos y físicos en una especie de red de zonas aeróbicas, anóxicas y anaeróbicas, donde la concentración de oxígeno disuelto en los lechos de filtración es muy escasa (Vymazal, 2010). La profundidad del lecho varía entre 0,45 m a 1 m y tiene una pendiente de entre 0,5% a 1%. El agua residual no ingresa directamente al medio granular principal (cuerpo), sino que existe una zona de amortiguación generalmente formada por grava de mayor tamaño. El diseño de este sistema consiste en una cama, de tierra o arena y grava, plantada con macrófitas acuáticas. Toda la cama es recubierta por una membrana impermeable para evitar filtraciones en el suelo. La alimentación se efectúa de forma continua, aunque también pueden funcionar de forma intermitente, si fuese necesario bombear las aguas residuales (Morales & Daniela; Vera Ismael; Vidal, 2013).

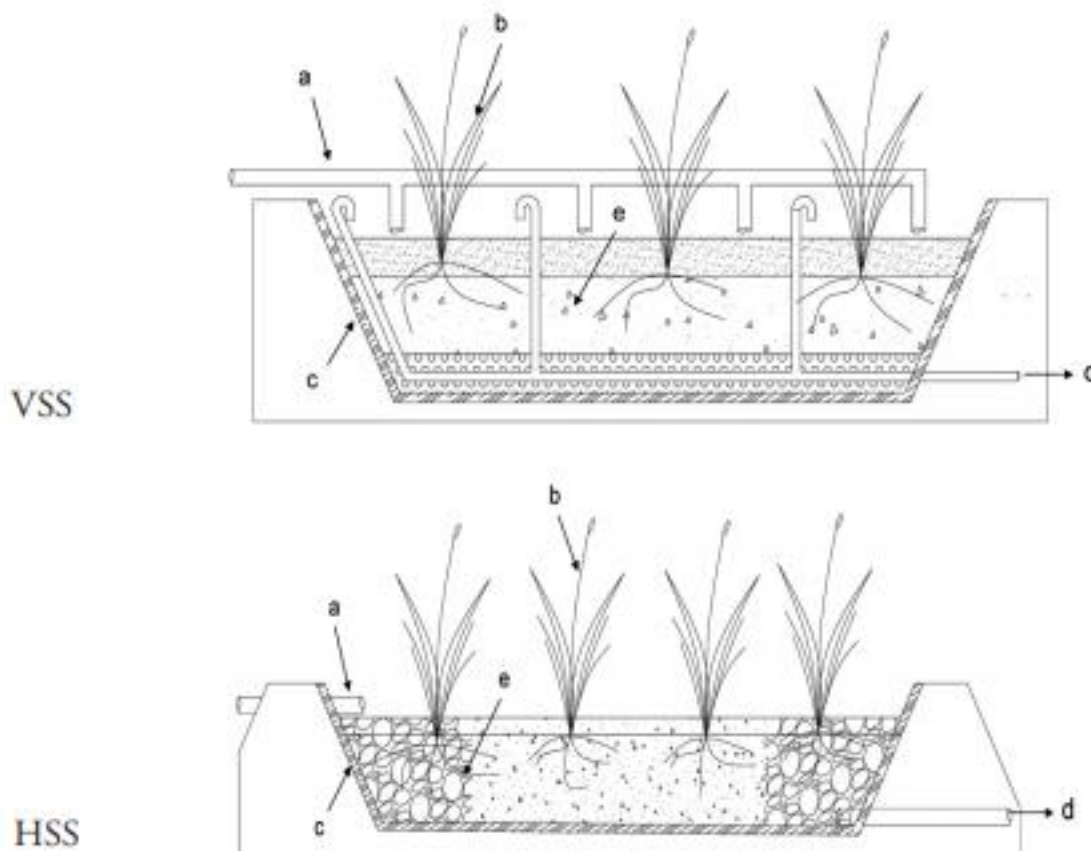


Figura 13 Corte de humedales construidos de flujo subsuperficial vertical (VSS) y horizontal (HSS)(Morales & Daniela; Vera Ismael; Vidal, 2013)

a) Estructuras de entrada, b) Vegetación emergente c) Impermeabilización, d) Estructuras de salida, e) Medio granular.

4. Marco legal

A continuación, se dará a conocer las diferentes normatividades y decretos con respecto a los vertimientos en actividades relacionadas con extracción de metales preciosos.

Según la Resolución 631 de 2015, frente al tratamiento de los DAM en los referentes permisos de vertimientos, la Tabla 3 presenta los parámetros y sus límites permisibles con respecto a los metales preciosos.

Tabla 3

Límites permisibles en vertimientos de actividades en metales preciosos.

		EXTRACCIÓN DE ORO
PARÁMETRO	UNIDADES	Y OTROS METALES PRECIOSOS
Generales		
pH	Unidades de pH	6,00 a 9,00
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/L O2	150,00
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5)	mg/L O2	50,00
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	mg/L	50,00
Sólidos Sedimentables (SSED)	ml/L	2,00
Grasas y Aceites	mg/L	10,00
Fenoles	mg/L	0,20
Sustancias Activas al Azul de Metileno (SAAM)	mg/L	Análisis y Reporte
Hidrocarburos		

Hidrocarburos Totales	mg/L	10,00
(HTP)		
Hidrocarburos Aromáticos	Análisis y Reporte	
Policíclicos (HAP)		
BTEX (Benceno, Tolueno,	Análisis y Reporte	
Etilbenceno y Xileno)		
Compuestos Orgánicos		
Halogenados Adsorbibles	Análisis y Reporte	
(AOX)		
Compuestos de Fósforo		
Ortofosfatos (P-PO43-)	mg/L	Análisis y Reporte
Fósforo Total (P)	mg/L	Análisis y Reporte
Compuesto de nitrógeno		
Nitratos (N-NO3-)	mg/L	Análisis y Reporte
Nitritos (N-NO2-)	mg/L	Análisis y Reporte
Nitrógeno Amoniacal (N-NH3)	mg/L	Análisis y Reporte
Nitrógeno Total (N)	mg/L	Análisis y Reporte
Iones		
Cianuro Total (CN-)	mg/L	1,0
Cloruros (Cl-)	mg/mL	250,00
Sulfatos (SO42-)	mg/mL	1.200,00
Sulfuros (S2-)	mg/mL	1,00

Metales y Metaloides

Arsénico (As)	mg/mL	0,10
Cadmio (Cd)	mg/mL	0,05
Cinc (Zn)	mg/mL	3,00
Cobre (Cu)	mg/mL	1,00
Cromo (Cr)	mg/mL	0,50
Hierro (Fe)	mg/mL	2,00
Mercurio (Hg)	mg/mL	0,002
Níquel (Ni)	mg/mL	0,50
Plomo (Pb)	mg/mL	0,20

Otros Parámetros para Análisis y Reporte

Acidez Total	mg/mL CaCO ₃	Análisis y Reporte
Alcalinidad Total	mg/mL CaCO ₃	Análisis y Reporte
Dureza Cálcica	mg/mL CaCO ₃	Análisis y Reporte
Dureza Total	mg/mL CaCO ₃	Análisis y Reporte
Color Real (Medidas de absorbancia a las siguientes longitudes de onda: 436, 525 y 620 nm)	m-1	Análisis y Reporte

Según el decreto 050 de 2018, en relación con los consejos ambientales regionales de Macrocuencas (CARMAC), el ordenamiento del Recurso hídrico y vertimientos y se dictan otras disposiciones.

Según el artículo 2.2.3.3.4.9, las entidades o personas interesadas en obtener permiso de vertimiento al suelo, debe presentar a la siguiente información en la solicitud ante la autoridad ambiental.

En el caso de aguas residuales no domésticas tratadas, la línea base del suelo, se hará una caracterización y la autoridad ambiental tendrá en cuenta las siguientes:

Físicas: estructura, color, humedad, permeabilidad, consistencia, plasticidad, macro y microporosidad, compactación, conductividad hidráulica, densidad real, textura, retención de humedad, profundidad efectiva, infiltración, temperatura y densidad aparente.

Químicas: Nitrógeno, fósforo y potasio disponible, pH, contenido de materia orgánica, conductividad eléctrica, capacidad de intercambio catiónico, potencial de óxido reducción, sodio y aluminio intercambiable, saturación de aluminio, saturación de bases, carbono orgánico, grasas y aceites, hierro, arsénico, selenio, bario, cadmio, mercurio, plomo, cromo.

Biológicas: cuantificación de microorganismos fijadores de nitrógeno, solubilizadores de fosfato, bacterias y actinomicetos, hongos y celulíticos aerobios; cuantificación de microorganismos del ciclo de nitrógeno: nitrificantes, amonificantes (oxidantes de amonio y oxidantes de nitrito), fijadores de nitrógeno y denitrificantes, evaluación de poblaciones de biota del suelo, incluye: determinación taxonómica a orden, índices de diversidad; detección y cuantificación de coliformes totales, fecales, salmonella; respiración bacial, nitrógeno potencialmente mineralizable, fracción ligera de la materia orgánica.

Respecto al sistema de disposición de los vertimientos, su diseño, manual de operación y mantenimiento del sistema de disposición de aguas residuales tratadas al suelo deben incluir los siguientes análisis:

Modelación numérica del flujo y transporte de solutos en el suelo, en base a las condiciones geomorfológicas, hidrogeológicas, meteorológicas y climáticas, con identificación del avance del vertimiento en el suelo.

Análisis hidrológico, con caracterización de los periodos secos y húmedos en la cuenca hidrográfica de la solicitud del vertimiento. Teniendo en cuenta estos resultados y los de modelación numérica, se determinará el área en el cual se va a realizar el vertimiento, caudal y su capacidad de infiltración y almacenamiento del suelo y las frecuencias de descargas en las diferentes épocas del año.

Descripción del sistema y equipos para el manejo de la disposición al suelo del agua residual tratada.

Determinación de la variación del nivel freático o potenciométrico basado a la información recolectada en campo.

Determinación y mapeo a escala 1:10.000 o de mayor detalle la vulnerabilidad intrínseca de los acuíferos a la contaminación.

En el caso de aguas residuales domésticas tratadas se deben tener en cuenta los siguientes análisis para la autoridad ambiental:

Infiltración: Los resultados y datos de campo de pruebas de infiltración calculando la tasa de infiltración.

Sistema de disposición de los vertimientos. Diseño, manual de operación y mantenimiento del sistema de disposición de aguas residuales tratadas al suelo, incluyendo el mecanismo de descarga y sus elementos estructurantes que permiten el vertimiento al suelo.

Área de disposición del vertimiento. Se llevará la identificación del área donde se realizará la disposición en plano topográfico con coordenadas magna sirgas, indicando como mínimo:

dimensión requerida, los usos de los suelos en las áreas colindantes y el uso actual y potencial del suelo donde se realizará el vertimiento del agua residual doméstica tratada, conforme al Plan de Ordenación y Manejo de Cuenca Hidrográfica y los instrumentos de ordenamiento territorial vigentes.

Plan de cierre y abandono del área de disposición del vertimiento. Se elaborará un plan que definirá el uso que se le dará al área que se utilizó como disposición de vertimiento. Garantizando las condiciones físicas, químicas y biológicas del suelo y que permitan el uso potencial de los instrumentos de ordenamiento territorial vigentes y sin alguna afectación a la salud pública.

Según el artículo 7 del presente decreto se genera un Plan de Contingencia para el Manejo de Derrames Hidrocarburos o Sustancias Nocivas. Los usuarios que exploren exploten, manufacturen, refinén, transformen, procesen, transporten o almacenen hidrocarburos o sustancias nocivas para la salud y para los recursos hidrobiológicos, deberán estar provistos de un plan de contingencia para el manejo de derrames.

El Plan de contingencia del presente artículo, deberá ser entregado a las autoridades ambientales en donde se realicen las actividades no sujetas a licenciamiento ambiental, con al menos 30 días calendario de anticipación al inicio de actividades, con el fin de que éstas lo conozcan y realicen el seguimiento respectivo a la atención, ejecución e implementación de las medidas determinadas por los usuarios en dichos planes.

Las empresas que estén operando deberán entregar el Plan de Contingencia a las autoridades ambientales correspondientes, dentro de los 30 días calendario contados a partir de la expedición de la presente. Las autoridades ambientales en donde se presente dicho Plan de contingencia podrán solicitar ajustes adicionales teniendo en cuenta los términos de referencia

que expida el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible para la atención de la contingencia en las zonas de su jurisdicción, mediante acto administrativo debidamente motivado.

Así mismo, las autoridades ambientales en donde se materialice una contingencia, podrán en el marco del seguimiento de dichas situaciones, imponer medidas adicionales para el manejo o atención en su jurisdicción, mediante acto administrativo debidamente motivado.

El Artículo 11. Contenido del permiso de vertimiento. la resolución por medio de la cual se otorga el permiso de vertimiento deberá contener por lo menos los siguientes aspectos:"

Fuente de abastecimiento de agua indicando la cuenca hidrográfica, o unidad ambiental costera u oceánica, a la cual pertenece."F. A-DOC-04 Versión 217/01/2014 Decreto No. 3930 O 5 O del Hoja No.

Area en m2 o por Ha, delimitada con coordenadas Magna Sirgas definiendo el polígono de vertimiento".

Según el Decreto 1076 de 2015, artículo 2.2.3.3.5.4. Plan de gestión del riesgo para el manejo de vertimientos. Las personas naturales o jurídicas de derecho público o privado que desarrollen actividades industriales, comerciales y de servicios que generen vertimientos a un cuerpo de agua o al suelo deberán elaborar un Plan de Gestión del Riesgo para el Manejo de Vertimientos en situaciones que limiten o impidan el tratamiento del vertimiento. Dicho plan debe incluir el análisis del riesgo, medidas de prevención y mitigación, protocolos de emergencia y contingencia y programa de rehabilitación y recuperación.

Parágrafo. El Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible mediante acto administrativo, adoptará los términos de referencia para la elaboración de este plan.
(Decreto 3930 de 2010, art. 44).

5. Análisis de alternativas de humedales superficiales para el tratamiento de un DAM.

El objetivo principal es la supresión de la acidez, la precipitación de los metales pesados y la eliminación de sustancias contaminantes.

5.1 Humedales aerobios.

En los humedales aerobios artificiales se pretende reproducir los fenómenos y procesos de los humedales naturales (pantanos, etc.), creando un ambiente propicio para el desarrollo de ciertas plantas, comunidades de organismos (algas, protozoos y bacterias) y musgos (*Sphagnum*), los cuales participan en la depuración del agua (Kadlec y Knight, 1996). Estos humedales ocupan una gran superficie y tienen una lámina de agua que inunda el substrato sobre el que se desarrolla la vegetación. El lento fluir del agua en el humedal permite alcanzar el tiempo de retención necesario para que tengan lugar los lentos procesos depuradores del agua.

Estos sistemas favorecen el contacto entre el agua contaminada y el aire atmosférico mediante el empleo de plantas acuáticas, al liberar éstas oxígeno por sus raíces y rizomas; para que la vegetación emergente actúe de este modo el espesor de la lámina de agua no debe superar los 30 cm. El substrato oxigenado del humedal propicia la formación de un hábitat para que se desarrollen ciertas colonias de bacterias que actúan como catalizadoras en la reacción de oxidación de los contaminantes presentes en el humedal, transformando en el caso del hierro el Fe^{2+} a Fe^{3+} , el cual finalmente precipita en forma de hidróxido.

Un sistema aerobio suele consistir en una o varias celdas conectadas por las que circula el agua lentamente por gravedad, estableciéndose un flujo horizontal superficial (Fig. 7). Para favorecer la oxigenación del agua y mejorar la eficiencia en el tratamiento se diseñan sistemas que incluyan cascadas, lechos serpenteantes y balsas de grandes superficies con poca

profundidad en donde se implante entramados de plantas hidrófitas que cubran cerca del 40% de la superficie del humedal (Fig.8).

Las plantas emergentes que se emplean en los humedales pueden transferir hasta unos 45 g $O_2/m^2/día$ a través de sus raíces y crear una zona aerobia en el substrato del humedal en donde se produce la oxidación y precipitación de metales.

La densidad de plantas (Typha) en un humedal suele ser de 10 plantas/ m^2 , para mantener esta población es conveniente fertilizantes en el humedal ya que las aguas de mina no llevan los nutrientes necesarios.

El crecimiento natural de algas en los humedales favorece la bioacumulación de metales pesados, especialmente Fe y Mn que son utilizados como macronutrientes.

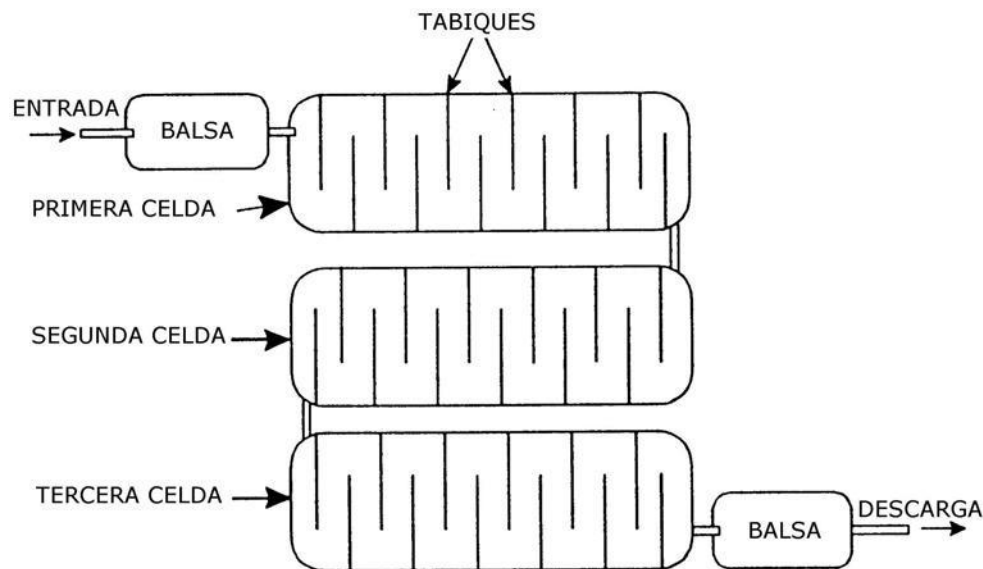


Figura 14 Disposición de las celdas y circulación del agua en un humedal aerobio. (Instituto Geológico y Minero de España IGME, 1984)

Entre los numerosos procesos que se dan en un humedal aerobio, tenemos: la oxidación de metales, precipitación y coprecipitación, además de la filtración de la materia en suspensión, la

adsorción de metales e intercambio iónico en los materiales del sustrato, la bioacumulación de metales en las raíces y partes emergentes de las plantas

Las bacterias presentes en la columna de agua, sustrato y rizósfera (zona de raíces) pueden catalizar la oxidación de metales, particularmente la oxidación de Fe^{2+} a Fe^{3+} y en menor medida el Mn, según las siguientes reacciones:

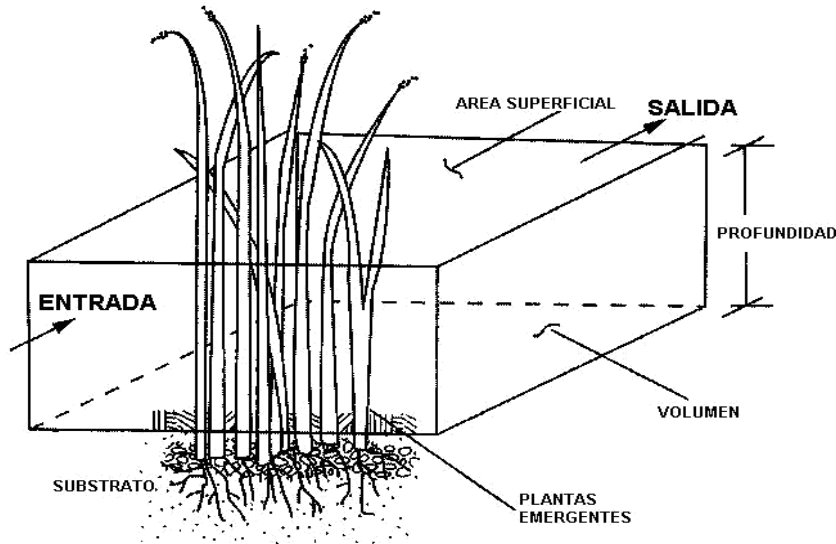
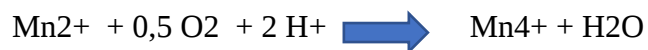
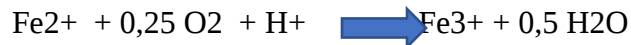


Figura 15 Variables que se consideran en el diseño de un humedal. (Pamo & Baretino, 2002)

En los humedales aerobios las reacciones de oxidación son los mecanismos dominantes en la remoción de metales, que precipitan como óxidos, hidróxidos y oxihidróxidos debido a la hidrólisis de Fe^{3+} , Al^{3+} y Mn^{4+} principalmente, aunque estas reacciones también generan acidez y se desarrollan a pH bajos. (Fig. 13).

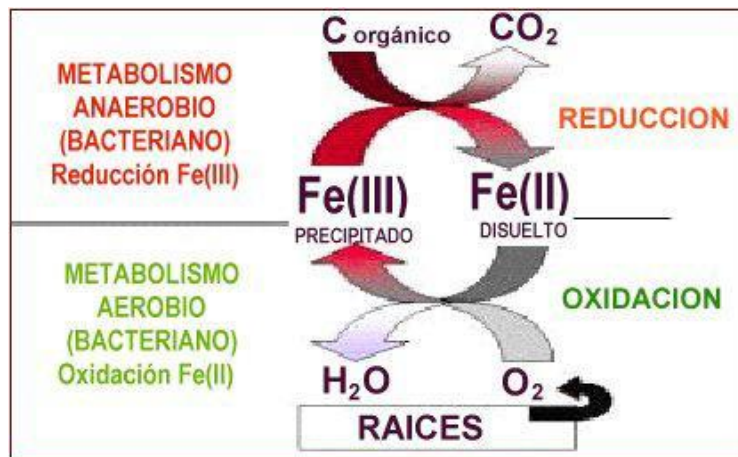


Figura 16 Procesos de oxidación-reducción inducidos por la actividad bacteriana y las plantas en humedales. (Teresa et al., 2015)

En el diseño se tienen en cuenta el espesor de la lámina de agua, el tiempo de retención en el sistema, la composición del substrato y el área superficial o superficie de oxidación del humedal; también se consideran los aportes de agua al sistema (precipitaciones, escorrentías, etc.) y las descargas (infiltración, evapotranspiración, etc.). Además, el tipo de plantas (Fig. 10) se selecciona en función de las concentraciones y variedad de metales presentes en el influente. En algunos casos la mayor limitación de estos humedales es el requerimiento de grandes superficies de terreno, para lograr el mayor tiempo de retención del agua en el sistema y permitir la adsorción y el intercambio iónico, así como la oxidación y precipitación de los metales.



Figura 17 Plantas hidrófilas emergentes del género *Typha* como las aneas, espadañas y amentos utilizadas en humedales (wetlands). (Instituto Geológico y Minero de España IGME, 1984).

Debido a que estos humedales incrementan muy poco el pH del agua, generalmente, se suele hacer un tratamiento previo en un canal óxico calizo (OLC) o un ALD para añadir alcalinidad al agua de mina que ingresa al humedal.

Para el dimensionado de un humedal aerobio la principal variable a tener en cuenta es la carga metálica (q) que lleva el agua de mina a tratar, se puede determinar mediante la siguiente expresión:

$$q \text{ (g/día)} = Q \text{ (l/min)} \times C_m \text{ (mg/l)} \times \left(\frac{1 \text{ g}}{10^3 \text{ mg}} \right) \left(\frac{1440 \text{ min}}{1 \text{ día}} \right) = 1,44 \times Q \times C_m$$

Ejemplo: Calcular la carga de entrada en el humedal, para tratar un agua de mina cuyo caudal es 10 l/min y sus concentraciones son: Fe =40 mg/l y Mn =8mg/l.

$$\text{Carga Fe} = 10 \text{ L/min} \times 40 \text{ mg/L} \times \left(\frac{1 \text{ g}}{10^3 \text{ mg}} \right) + \left(\frac{1440 \text{ Min}}{1 \text{ día}} \right) = 115,2 \text{ g} \frac{\text{Mn}}{\text{día}} = 576 \text{ Fe/día}$$

$$\text{Carga Mn} = 10 \text{ L/min} \times 8 \text{ mg/L} \times \left(\frac{1 \text{ g}}{10^3 \text{ mg}} \right) + \left(\frac{1440 \text{ Min}}{1 \text{ día}} \right) = 115,2 \text{ g Mn/día}$$

El criterio más utilizado para determinar la superficie mínima de un humedal aerobio se determina en función a la eliminación de hierro y manganeso por unidad de superficie y día (Skousen et al., 1994; Hedin et al., 1994; Hyman et al., 1995; Watzlaf, 1997).

Eliminación de hierro: 10 a 20 g/m². día

Eliminación de manganeso: 0,5 a 1,0 g/m². día

Para eliminar el Mn se necesita una superficie mucho mayor que para eliminar el Fe, ya que la velocidad de oxidación e hidrólisis del Mn es de entre 20 y 40 veces más lenta que la del Fe. Además, la eliminación de estos dos metales en los humedales se produce de forma secuencial y no simultánea, si el humedal se construye con el objetivo de eliminar Fe y Mn, para que sea efectiva su superficie total, ésta debe ser igual a la suma de las superficies parciales necesarias para eliminar cada uno de ellos.

Superficie (m²) = (g Fe/día) / 10 a 20 g/m².día + (g Mn/día) / 0,5 a 1,0 g/m².día

Ejemplo: Estimar el área que debe tener el humedal aerobio para los datos anteriores.

$$\text{SUPERFICIE (M2)} = \frac{576 \text{ g Fe/día}}{10 \text{ m}^2/\text{g/día}} + \frac{115,2 \text{ g Mn/día}}{0,5 \text{ m}^2/\text{g/día}} = 228$$

Tarutis et al. (1999) para tratar aguas de mina propone dimensionar el humedal teniendo en cuenta un modelo que sigue una cinética de primer orden.

$$A = Q \cdot \ln (C_{in}/C_{out}) / k_1$$

donde:

A = Área superficial del humedal (m²).

Q = Caudal a través del humedal (m³/día)

k₁ = Constante de eliminación área l (m/día), basado en la velocidad de sedimentación de cada elemento contaminante.

C_{in} = Concentración química en la entrada (mg/l)

C_{out} = Concentración química en la salida (mg/l)

El tiempo de retención teórico (t) de permanencia o de tratamiento en el humedal (Crites et al.,1997; Tarutis et al.,1999), se define como:

$$t = V/Q = (A \cdot h \cdot p) / Q$$

Donde Q es el caudal medio que pasa a través del humedal ($Q_{in}+Q_{out}/2$) y V es el volumen efectivo del humedal, que a su vez vendrá definido por, la superficie del humedal (A), la altura de la lámina de agua (h) y la porosidad del medio (p).

Otro concepto que se utiliza es la carga hidráulica en el humedal (q) en m/día, definida como el cociente entre el caudal medio (Q) que se expresa en m³/día y su superficie (A) en m². Por tanto: $q = Q/A$.

Para medir el rendimiento de un humedal Hedin y Nairn (1993) después de hacer el seguimiento durante un período de 10 años en 11 humedales aerobios que trataban drenajes ácidos de una mina de carbón en Pennsylvania, consideran que es necesario tener en cuenta posibles diluciones en el sistema. Establecen un factor de dilución (DF) como el cociente M_{gout}/M_{gin} ; eligen este elemento al ser conservativo química y biológicamente en el sistema.

La reducción de la concentración del Fe corregida por efectos de dilución vendría dada por $\Delta Fe = Fe_{in} - (Fe_{out}/DF)$, y el rendimiento del humedal expresado como gramos de Fe retenidos por metro cuadrado y día, se calcula mediante la siguiente expresión:

$$Ferem = (\Delta Fe \times Q_{in} \times 1,44) / A$$

donde:

$Ferem$ = Rendimiento del humedal (g/m²día)

A = Area del humedal (m²)

Q_{in} = Caudal en el influente (l/min)

1,44 = Factor de conversión de minutos a día y de miligramos a gramos.

Ejemplo: Calcular el rendimiento de un humedal aerobio de 3000 m² en el que trata 20 L/min de un agua de mina, los de datos en la entrada y salida del humedal son los siguientes:

Mg 125 de Entrada, Salida 105

Fe 250 de Entrada, Salida 20

Mn 20 de Entrada, Salida 15

Primero se calcula la dilución tomando como elemento de referencia el magnesio:

$$DF = \frac{Mg_{out}}{Mg_{in}} = \frac{105 \text{ mg/l}}{125 \text{ mg/l}} = 0.84$$

Ajustamos las concentraciones de Fe y Mn en función del factor de dilución y las concentraciones de entrada y salida del humedal:

$$Fe = Fe_{in} - \frac{Fe_{out}}{DF}$$

$$Fe_{DA} = 250 \text{ mg/L} - \frac{20 \text{ mg/L}}{0.84} = 226 \text{ mg/L Fe}$$

$$Mn_{DA} = 20 \text{ mg/L} - \frac{Fe_{out}}{DF} = 2 \text{ mg/L Mn}$$

Luego, calculamos el rendimiento del humedal teniendo en cuenta su superficie y el caudal tratado:

$$Ferem = \left(\frac{Fe_{DA} \times Q_{in} \times 1,44}{Area \text{ Humedal}} \right) = 720 \text{ g/día}$$

$$Ferem = \frac{226 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \times 20 \text{ L/min}}{3000 \text{ M}^2} \times \left(\frac{1 \text{ g}}{1000 \text{ mg}} \right) \left(\frac{1440 \text{ min}}{1 \text{ día}} \right) = 2,2 \text{ g/día}$$

$$Mnrem = \frac{2 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \times 20 \text{ L/min}}{3000 \text{ m}^2} \times \left(\frac{1 \text{ g}}{1000 \text{ mg}} \right) \left(\frac{1440 \text{ min}}{1 \text{ día}} \right) = 0,02 \frac{\text{g}}{\text{día}}$$

5.2 Humedales anaerobios.

En este tipo de humedal el agua de mina fluye por gravedad y el incremento del pH hasta niveles cercanos al neutro se debe a la alcalinidad de los bicarbonatos que se generan en el sistema a partir de la reducción anaerobia del sulfato y la disolución de la caliza (CaCO_3), para evitar que se produzcan procesos aerobios que desencadenen la generación de acidez metálica a través de la hidrólisis de algunos metales se recurre al pretratamiento del agua ácida con caliza en condiciones atmosféricas.

Para favorecer las condiciones anóxicas que se requieren para su correcto funcionamiento, la altura de la lámina de agua ha de superar los 30 cm. Esta lámina cubre un substrato permeable de un espesor de 30-60 cm formado mayoritariamente por material orgánico (70-90% de estiércol, compost, turba, heno, aserrín, etc.), que está entremezclado o bien dispuesto sobre una capa de caliza (Fig. 15). La finalidad del substrato orgánico es eliminar el oxígeno disuelto, reducir el Fe^{3+} a Fe^{2+} , y generar alcalinidad mediante procesos químicos o con intervención de microorganismos. Sobre el conjunto de este substrato se desarrolla la vegetación emergente característica de los humedales, la cual ayuda a estabilizar el substrato además de aportar materia orgánica adicional.

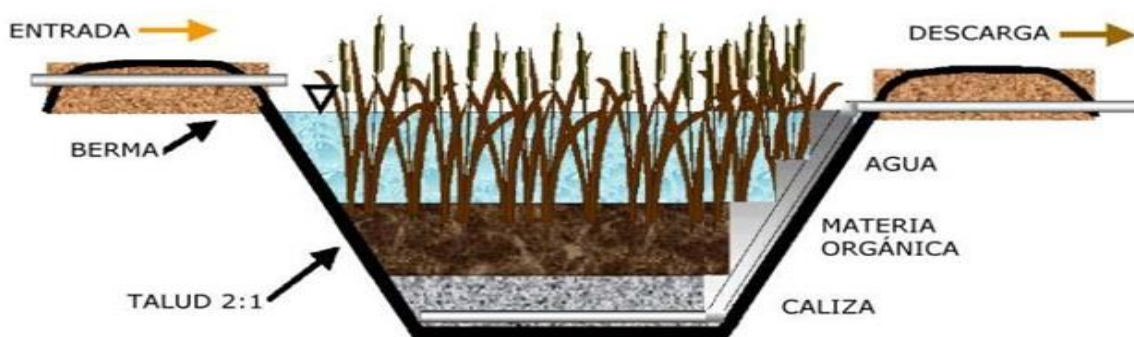


Figura 18 Disposición de las capas en un humedal anaerobio. (G. A. Gelvez; H. Escalante; D. A. Laverde, 2008).

Los elementos principales de un humedal anaerobio son:

Vegetación emergente de alta productividad para reponer la materia orgánica consumida. La planta en el humedal ayuda a precipitar y filtrar elementos en suspensión, transfieren oxígeno a través de sus raíces a la zona anaerobia del substrato (rizosfera) para oxidar metales tóxicos como el Pb que precipitan dentro del substrato y evitar su adsorción por las plantas, facilitar reacciones microbianas que incluyen oxigenación y nitrificación/desnitrificaciones indispensables para la vida de las plantas (Fig. 12).

Sustrato rico en materia orgánica descompuesta (compost, turba, estiércol, otros) para iniciar y mantener los procesos de reducción del sulfato y eliminar el oxígeno disuelto en el agua. Además, la materia orgánica es una importante fuente de energía para el metabolismo microbiano.

Altura de agua y régimen de caudales necesarios para mantener las condiciones anaerobias y facilitar el hábitat de las bacterias sulfato-reductoras (Fig. 16).

Disponer de un substrato en el lecho de humedal que aporte alcalinidad al medio (caliza machacada) y ayude a neutralizar el pH.

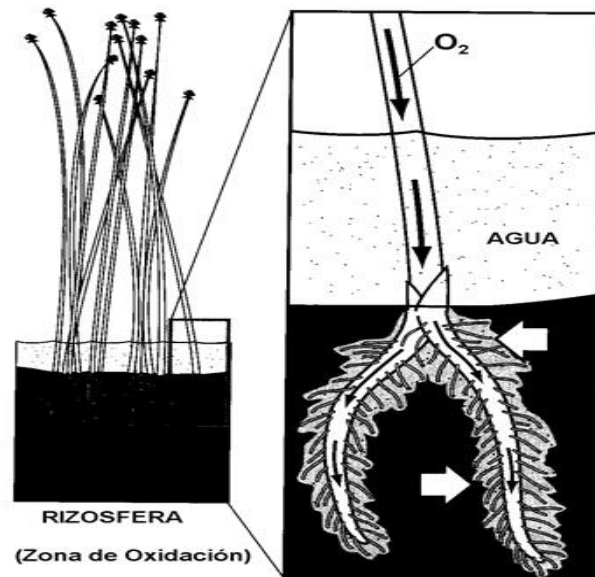
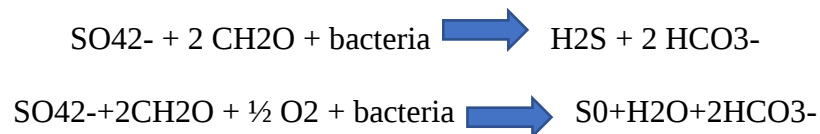


Figura 19 Disposición de las capas en un humedal anaerobio. (G. A. Gelvez; H. Escalante; D. A. Laverde, 2008).

Estos sistemas operan en permanente inundación, el agua fluye a través del sustrato orgánico. En éste, se desarrollan bacterias anaerobias sulfo-reductoras (*Desulfovibrio* y *Desulfomaculum*) capaces de utilizar su reacción con la materia orgánica del sustrato (CH_2O) y el sulfato disuelto en el agua intersticial como fuente de energía para su metabolismo.

Esta reducción bacteriana del sulfato genera ácido sulfhídrico, o azufre elemental, y alcalinidad mediante las siguientes reacciones (donde CH_2O es la representación genérica de la materia orgánica) (Skousen et al., 1998; Hedin, 1997).



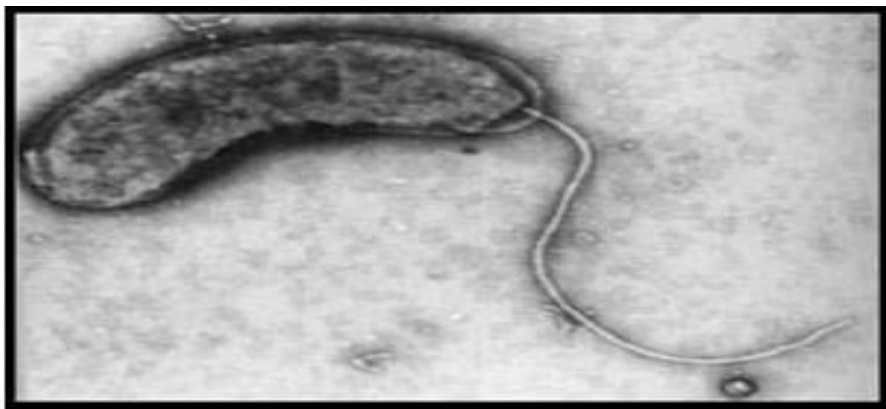


Figura 20 Bacteria anaerobia sulfato-reductora que fomenta la precipitación de sulfuros a partir de la reducción de los sulfatos y los metales disueltos en el agua (habitan a $\text{pH} > 6$ a $\text{pH} < 5$ se inhiben). En el proceso de reducción bacteriana del sulfato en ambiente anóxico también se reduce la acidez mineral potencial debida al hierro y otros metales al precipitar como sulfuros. (Romero Aguilar, Mariana; Colin Cruz, 2009)



Otra fuente de alcalinidad, también generada en el sustrato, es la disolución de la caliza al reaccionar con la acidez del influente.



El bicarbonato generado por la disolución de la caliza y/o la reducción bacteriana del sulfato neutraliza la acidez protónica dentro del humedal mediante la siguiente reacción:



La remoción de metales en humedales anaerobios se debe a una combinación de procesos físicos, químicos y biológicos que incluyen la dilución, dispersión, oxidación/reducción, precipitación/co-precipitación, adsorción e intercambio iónico, que tienen lugar entre los sedimentos en suspensión y el sustrato del humedal en donde conviven microorganismos, algas y la vegetación. De estos procesos, la precipitación de óxidos, hidróxidos u oxihidróxidos metálicos remueve metales de la columna de agua y los incorpora y acumula en los sedimentos

del humedal. La mayoría de estos oxihidróxidos tienen baja solubilidad a pH 6 y 10 (Fig. 18), pero, la redisolución de los metales contenidos en los precipitados está controlada por el contenido de oxígeno disuelto y el potencial redox.

En la zona superficial del humedal se puede producir la oxidación de Fe^{2+} a Fe^{3+} y en menor medida el Mn^{2+} a Mn^{4+} , como en los humedales aerobios, luego el Fe^{3+} (Fe oxidado) precipita como hidróxido a pH 3,5 mientras que el Fe^{2+} (Fe reducido) no precipita a pH inferiores a 6,5; esto es importante ya que en el tratamiento de aguas ácidas con estos humedales pocas veces se supera el pH 6,5.

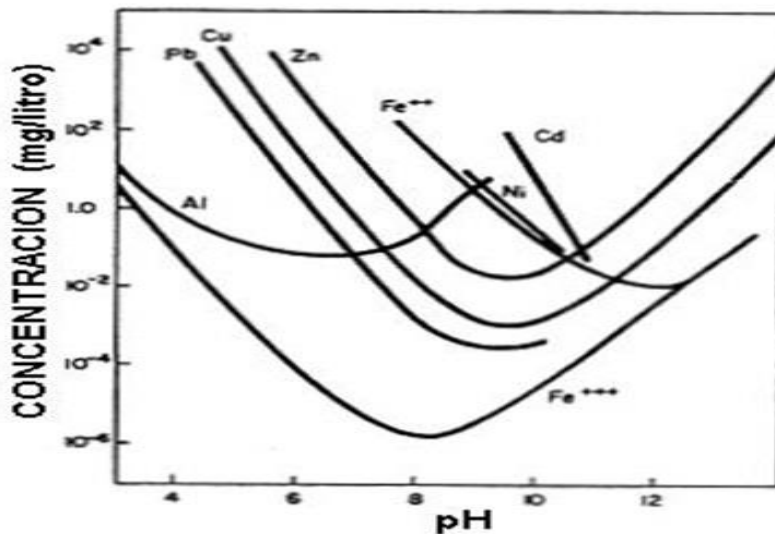


Figura 21 Solubilidad de hidróxidos metálicos en función al pH.(Instituto Geológico y Minero de España IGME, 1984).

Las principales reacciones de precipitación de metales en los humedales anaerobios son la hidrólisis y la precipitación de sulfuros, la hidrólisis produce óxidos, hidróxidos y oxihidróxidos y libera acidez y, entre los cationes que pueden ser removidos mediante

hidrólisis tenemos Fe^{3+} , Mn^{4+} , y Al^{3+} .





La reducción bacteriana del sulfato en el humedal es otro importante proceso que produce la precipitación de metales y la neutralización de la acidez del medio, esto ocurre en la interfase agua-substrato y bajo condiciones anóxicas, en esta capa también se puede producir la disolución del Fe^{3+} y, los hidróxidos y oxihidróxidos precipitados pueden ser reducidos a Fe^{2+} mediante las siguientes reacciones:



Además, en humedales anaerobios el Fe ferroso (Fe^{2+}) puede precipitar como sulfuro metálico o como carbonato:



En cuanto al intercambio iónico dentro del humedal, existe cierta preferencia en la adsorción de cationes metálicos respecto a los cationes no-metálicos como Na y Ca. El intercambio iónico y la adsorción ocurren en el substrato y/o en la interface agua/substrato, son promovidos fundamentalmente por la materia orgánica y las arcillas y se constituyen como los principales mecanismos de remoción de metales.

En menor medida la remoción de metales en humedales anaerobios, también se puede producir mediante complejos mecanismos de quelación entre iones metálicos y la materia orgánica, así como por bioacumulación por bacterias, algas y plantas. Algunos

microorganismos y algas tienen la habilidad de tomar metales y lo incorporan en su estructura celular. En cuanto a las plantas más empleadas destacan la Typha y el Sphagnum, aunque son algo ineficaces en la acumulación de metales si tienen alta tolerancia a vivir en medios ácidos, en el caso del Sphagnum la acumulación de Fe a niveles tóxicos le puede causar la muerte.

En el diseño de una balsa orgánica, desde el punto de vista químico, se puede considerar una eliminación de la acidez por unidad de superficie y día (Hedin et al., 1994; Watzlaf, 1997).

Eliminación de acidez: 3,5 a 8 g/m²día.

Ejemplo: Estimar el área de un humedal anaerobio que tratará un drenaje de mina de 10 l/min y una acidez de 50 mg/l.

$$\text{Carga Acidez} = 10 \text{ L/min} \times 50 \text{ mg/L} \times \left(\frac{1 \text{ g}}{10 \text{ mg}} \right) \left(\frac{1440 \text{ min}}{1 \text{ día}} \right) = 720 \text{ g/día}$$

$$\text{Superficie(m}^2\text{)} = \frac{\text{Acidez g/día}}{7 \text{ m}^2/\text{g/ día}} = \frac{720 \text{ g acid/día}}{7 \text{ m}^2/\text{g/ día}} = 102,9$$

La dilución y el rendimiento se pueden calcular de forma similar al de los humedales aerobios. Como ejemplo vamos a asumir que se están tratando 20 l/min de agua ácida en un humedal de 3000 m², los contenidos de acidez en la entrada y salida son 75 y 25 mg/l respectivamente y los del Mn 125 y 105 mg/l.

$$\text{DF} = \left(\frac{\text{Mgout}}{\text{Mgin}} \right) = \left(\frac{105 \text{ mg/l}}{125 \text{ mg/l}} \right) = 0.84$$

$$\text{Acidez DA} = 75 \text{ mg/L} - \left(\frac{25 \text{ mg/l}}{0.84} \right) = 45 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \text{ Acidez}$$

$$\text{Acidez rem} = \frac{45 \frac{\text{mg}}{\text{L}} * 20 \text{ L/min}}{3000 \text{ m}^2} \left(\frac{1 \text{ g}}{1000 \text{ mg}} \right) \left(\frac{25 \text{ mg/l}}{0.84} \right) = 45 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \text{ Acidez}$$

Otra forma de dimensionar un humedal anaerobio (Crites et al., 1997; Davis et al., 1999; EPA, 1988 y 1999), sería calculando el tiempo de residencia para un determinado caudal, en el

que se tiene en cuenta el caudal efectivo que discurre a través del humedal (caudal de entrada y salida, precipitación, evapotranspiración, escorrentía, evaporación, infiltración, etc.). Así, el balance hídrico del mismo vendría expresado por:

$$dV/dt = (Q_i + P + E_s) - (Q_s + E + E_t + I_f)$$

donde: V = Volumen de agua en el humedal; t = Tiempo de retención; Q_i = Caudal de entrada; P = Precipitación; E_s = Escorrentía; Q_s = Caudal de salida; E = Evaporación; E_t = Evapotranspiración; I_f = Infiltración.

Si el régimen de flujo en el humedal es plenamente subsuperficial, el caudal máximo que puede fluir por el seno del substrato poroso vendrá dado por la ley de Darcy. Considerando un flujo laminar y un comportamiento isótropo del substrato en relación con el fluir del agua en su seno, el caudal viene dado por la siguiente expresión.

$$Q = K_s \cdot S \cdot a = K_s \cdot (H/L) \cdot a$$

Donde: Q = Caudal de agua que pasa por el humedal (m³/día); K_s = Conductividad hidráulica; H/L = Gradiente hidráulico en el sistema (profundidad/longitud); a = Área transversal del humedal (m²).

Por tanto, el tiempo de retención (t) puede calcularse en función a la porosidad (n), el volumen del humedal (V) y el caudal (Q) o la conductividad hidráulica (K_s), la pendiente (pe) y la longitud (L).

$$t = (V \times n) / Q = L / (K_s \times pe)$$

En la figura 22 se muestra una columna representativa de la disposición de los substratos en un humedal anaerobio compuesto por una capa de caliza y otra de materia orgánica, en contacto entre el substrato y la capa de agua se acumulan los precipitados ocre-marrones que

corresponden a oxihidroxisulfatos de Fe y Al formados en la neutralización de las aguas ácida que se tratan en el humedal.

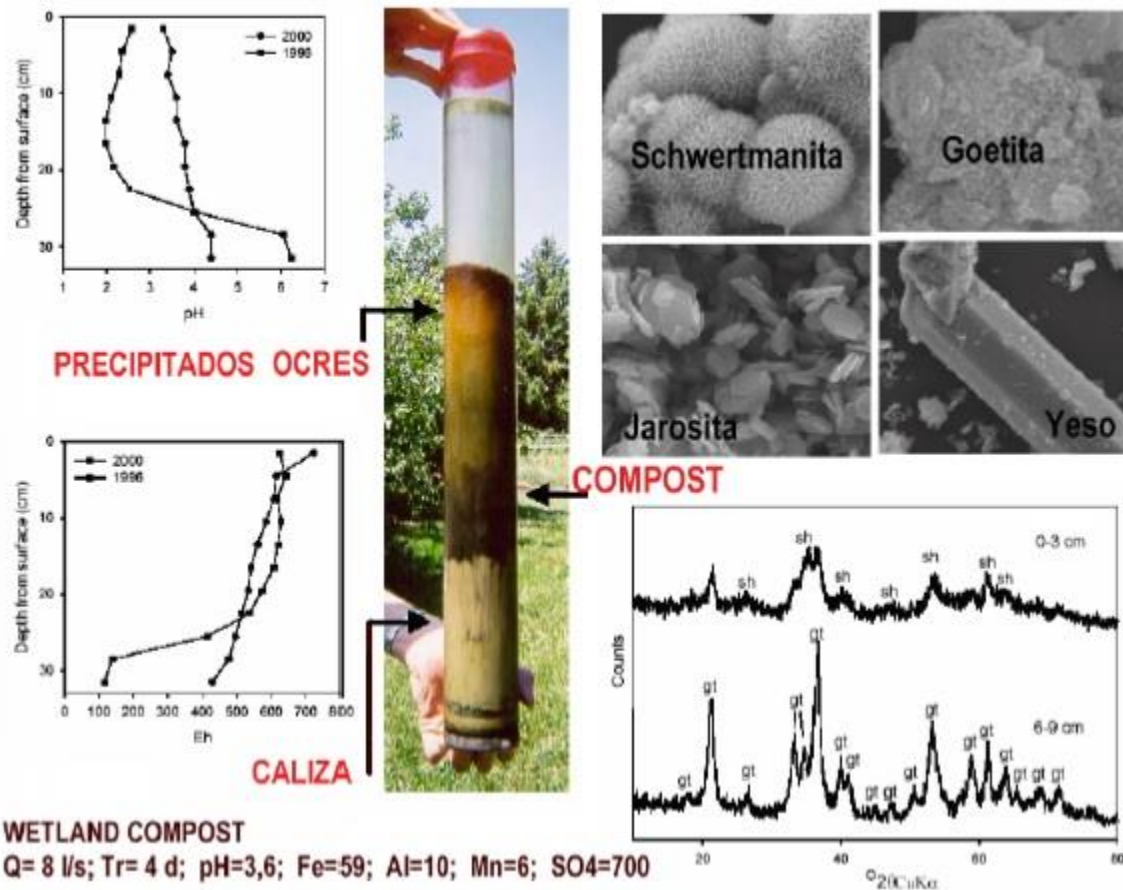


Figura 22 Formaciones mineralógicas en los substratos de un humedal anaerobio. (G. A. Gelvez; H. Escalante; D. A. Laverde, 2008).

Tabla 4.

Conjunto de macrófitas empleadas para la remoción de metales pesados, sulfatos y sulfuros, DQO.

Planta)	Porcentaje de remoción	Metales que remueven y elementos traza	Imagen
---------	------------------------	--	--------

			(Rodriguez R,
			Luis francisco;
		Mercurio, Cd	Ortiz Muñoz,
Pistia stratiotes,	30 %	(II), Cr (VI), Cu	Yoldi Dalila;
Salvinia rotundifoli		(II), Ni (II), Se	Hernandez
		(VI)	Montaña, Vilma;
			Espinosa García,
			2006)
Lema Minor (lenteja			
de agua)	22 %	Arsénico	(Schierano, M.C.;
Eichhornia crassipes	29%	Fluor	Laorden, F.;
(Jacinto de agua)			Aimo, 2013)
Salvinia herzogii			
Espadañas (Typhas)			
y junco	79 %	Cromo	(Cabezas &
(Juncuseffususscirpus)			Cedeño, 2015)
Canna indica, Typha			
latifolia, Phragmites	79 %		
australis,	99 %	DQO	(Jorge & Lozano,
Stenotaphrum		Cromo	2014)
secundatum	Reactores batch		
Iris pseudacorus			

				(Salazar Jaramillo,
				Marco Tulio,
				Buitragro Escobar,
Eichhornia crassipes				
Salvinia auriculata				Diana Patricia;
Pistia stratiotes	86%	Cianuro		Henao Vasco,
				Sonia Marcela;
				García Galvis,
				2016)
Eleocharis				(Valles Aragón,
macrostachya	y 76 %			Marta cecilia;
Schoenoplectus	66%	Arsénico		Alarcón Herrera,
americanus				2014)
				(Benítez Bolaños,
Egeria densa		DQO		Sandra Viviana,
Pistia stratiotes	94,3%	Nitrógeno		Casas Zapata, Juan
	99,2%	amoniacal		Carlos; Aguirre
				Ramírez, 2008)
				Sulfuros
				(Correa-torres,
				Nitrógeno
Phragmites australis	13%	amoniacal		Gamarra, Salazar,
	60-90%	fosforo		& Pitta, 2015)
Anea, Junco, Carrizo y	36%	Nitrógeno		(Ruiz, O.; Acero,
Esparganios)	28-40%	Fosforo		A.; Lorén, J.;

	66-73%	DBO	Russo, Lapuente, 2019)
	el 90 % del cromo retenido en el tejido es liberado		
Lemna gibba, Salvinia minima Azolla filiculoides Zantedeschia Aethiopica	al medio y solo un 10 % del mismo queda retenido en el material refractario.	Cromo, cadmio, cobre	(Gomez, 2017)
Hedichun montana con vermiculita	58,7%		(Arias Martínez, Sergio Adrian;
Hedichun montana con arena	58,1%		Betancur Toro,
BMA-Brachiaria mutica con arena)	58,7%	PO4, Nitrogeno fosforo	Ferney Mauricio; Gómez Rojas, Gonzalo; Salazar Giraldo, Juan Pablo;Hernandez Ángel, 2010)
BMV- Brachiaria mutica con vermiculita	57,1%		(Mera Ponce, 2016)
Eichhornia crassipes Lemna spp	78 %	plomo	

Salvinia	herzogii,			
Pistia	stratiotes,			(Idalgo, Unod,
Hydromistia	70%	Cadmio	Arco, & Strada,	
stolonifera	y		2005)	
Eichhornia	crassipes			
Typha latifolia,	Juncus			
effusus, y Scirpus	45%	Mn, Zn, Cu, Ni,	(Idalgo et al.,	
cypericus		B, y Cr.	2005)	
Cyperus Alternifolius,	50%	Sulfatos y	(Botrán Morillo,	
		sulfuros	2015)	

Tabla 5.

Otras especies de plantas importantes utilizados en la construcción de humedales artificiales. (Arias Martínez, Sergio Adrián; Betancur Toro, Ferney Mauricio; Gómez Rojas, Gonzalo; Salazar Giraldo, Juan Pablo; Hernández Ángel, 2010).

Genero	especie	imagen
Hedychim	Montana	

Brachiaria

Mutica



Erioporum

shcechzeri



Cyperus

Rotundus



Taraxacum

Officinale



Heteranthera

Sp



Eichhornia Sp



Cyperus Alternifolius



Peñigonum Sp



Heterantera Sp



Phragmites Australis



6. Evaluación de alternativas de humedales superficiales para el tratamiento de un DAM.

Por lo general, el tratamiento de aguas ácidas de mina de flujo superficial se basa en procesos físicos, químicos y biológicos que tienen lugar en los humedales o ciénagas naturales (Wetlands), en donde se promueve la formación de especies insolubles que precipiten como oxihidróxidos y se favorece la neutralización del agua. Para ello, se recurre al uso de material alcalino para neutralizar la acidez, al empleo plantas (*Typha*) que promueven el intercambio iónico y la captura de metales como nutrientes, y, de bacterias para catalizar las reacciones y acelerar los procesos que forman precipitados.

A partir principalmente de las propuestas de Skousen et al. (1994 y 1998), Watzlaf e Hyman (1995) y Hedin (1997), se ha elaborado un diagrama de flujo (Fig. 23) que permite seleccionar el tipo y/o la secuencia de tratamientos pasivos más adecuados en función de las características químicas del drenaje de mina a tratar.

En la práctica existe cierto solapamiento de los rangos de aplicación de cada tratamiento pasivo y generalmente se requiere el empleo combinado de dos o más métodos para tratar un determinado tipo de agua.

En general los humedales aerobios pueden tratar aguas con alcalinidad neta, los drenajes anóxicos calizos tratan aguas con bajo contenido en Al, Fe^{3+} y oxígeno disuelto, y los humedales anaerobios (balsas orgánicas) y SAPS pueden tratar aguas con acidez neta y elevadas concentraciones de Al, Fe^{3+} y oxígeno disuelto.

Los drenajes de mina tipificados como netamente alcalinos se tratan directamente en un humedal aerobio al no ser necesario incrementar su alcalinidad. Las aguas netamente ácidas

con oxígeno disuelto alto (>5 mg/l) y contenido en Fe^{3+} y Al superiores a 1 mg/l se tratan directamente en una balsa orgánica o en un SAPS seguido de un humedal aerobio.

Las aguas netamente ácidas con oxígeno disuelto por debajo de 2 mg/l, bajos contenidos de Fe^{3+} y Al (< 1 mg/l) y con cantidades de Fe^{3+} inferiores al 10% del hierro total, se tratan en primer lugar en un drenaje anóxico calizo (ALD), seguido a continuación, en función de su acidez, con un humedal aerobio si ésta es baja (<300 mg/l), o con una balsa orgánica si su acidez supera los 300 mg/l.

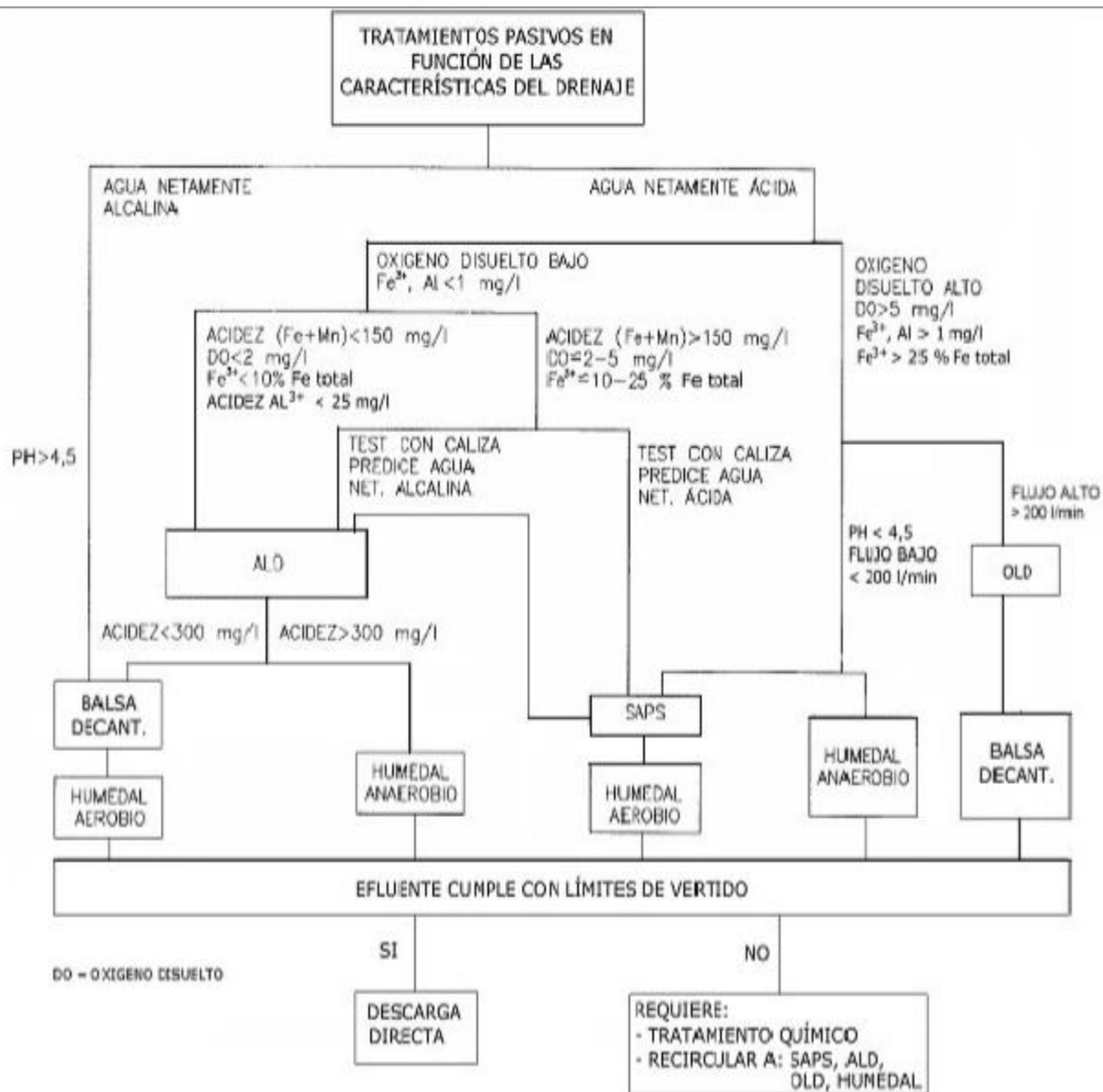


Figura 23 Sistemas de tratamientos pasivos en función de las características del drenaje de mina. (Pamo & Baretino, 2002).

En la figura 24 se presentan otras secuencias metodológicas para la selección de los dispositivos de tratamiento pasivo.



Figura 24 Secuencia de tratamiento de aguas ácidas en función a contenido de alcalinidad y acidez. (Instituto Geológico y Minero de España IGME, 1984; Teresa et al., 2015).

7. Conclusiones

El drenaje ácido de minas (DAM) influye en gran medida en la calidad del agua y tiene un alto impacto ambiental y ecológico. Por lo tanto, es necesario resolver este problema de manera rápida. Existen varias técnicas preventivas para evitar la generación del DAM, cada una de ellas efectiva para una situación diferente.

Una de ellas son las cubiertas secas y las cubiertas con lodo son las que en materia las más generales, aplicables a la mayoría de las situaciones. Debido a que en la mayoría de los casos la prevención del DAM, no se logra, se requiere técnicas correctivas para erradicar la contaminación del agua. La más común son las plantas de sistemas en línea siendo una buena solución, ya sea en aspectos económicos como de porcentaje de recuperación, en comparación con otras técnicas altamente efectivas pero costosas como las plantas de tratamiento por intercambio iónico, por ósmosis inversa, etc.

Teniendo en cuenta las características específicas de varios efluentes industriales con pH alto o bajo, deben seleccionarse materiales del suelo con capacidad de neutralización, pero de bajo costo para el uso potencial en proyectos completos. Por ejemplo, la piedra caliza se usa como sustrato en las armas biológicas para tratar los efluentes de las industrias de drenaje de minas, café y drenaje ácido (Torres, 2012).

Además del tratamiento, los humedales construidos no solo tienen la función de bajar o erradicar la carga orgánica de las aguas, sino que también tiene otra finalidad y por ello a menudo se diseñan como ecosistemas de uso múltiple o multipropósito ya que pueden proporcionar servicios de otros ecosistemas, como control de inundaciones, secuestro de carbono o hábitat de vida silvestre.

Las plantas que se seleccionan para los humedales artificiales deben estar acordes con el clima y las características fisicoquímicas y microbiológicas de las aguas que se van a tratar debido a la presencia de componentes que hacen difícil la sobrevivencia de las plantas y del sistema de filtro biogeoquímico.

8. Recomendaciones

Se recomienda que los proyectos de investigación con macrófitas, se den en condiciones controladas ya que estas atraen a los insectos para hospedarse y por lo tanto estos pueden traer consigo enfermedades que pueden afectar la salud pública.

Se recomienda a las minas optar por la fitorremediación para las aguas residuales domésticas, ya que son de bajo costo en comparación con los tratamientos químicos.

Los filtros de flujo vertical deben alimentarse por sistema de olas.

Para los filtros de flujo horizontal, existe un riesgo de obstrucción si el agua que entra contiene demasiadas impurezas sólidas.

Si el mantenimiento es deficiente o nulo, puede propagar enfermedades, plagas y generar malos olores. Por lo tanto, a pesar de su reducido mantenimiento es muy importante llevar a cabo una gestión adecuada de la instalación.

Referencias bibliográficas

- Alberto, W., & Chafloque, L. (2006). Diseño de humedales artificiales para el tratamiento de aguas artificiales en la UNMSM. *Instituto de Investigaciones FIGMMG*, 15(1561-0888), 85–96.
- Alexandra, A., Ariza, A., Augusto, C., & Jaimes, Q. (2018). *Alternativa para el Tratamiento de las Aguas Residuales de la Agroindustria del Bocado, en la Fábrica “Productos El Durazno” del Municipio de Vélez – Santander*(Monografía de especialista). Universidad Industrial de Santander. Bucaramanga, Colombia .
- Andrea, J., Cano, M., Andrea, J., & Cano, M. (2015). *Identificación de drenajes ácidos de mina con sensores remotos*.(Tesis de maestría) Universidad Nacional de Colombia. Medellín, Colombia.
- Arbo, Maria M; López, M.. (2014). Plantas palustres del Macrosistema Iberá Plantas palustres. *Instituto de Botánica Del Nordeste*, (June).
- Arbo Mercedes, María; Gonzalez, A. M. (2003). Morfología de plantas Vasculares.
- Arias Martínez, Sergio Adrian; Betancur Toro, Ferney Mauricio; Gómez Rojas, Gonzalo; Salazar Giraldo, Juan Pablo;Hernandez Ángel, M. lucia. (2010). Fitorremediación con humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales porcinas. *Informador Tecnico (Colombia)*, 74, 12–22.
- Benítez Bolaños, Sandra Viviana, Casas Zapata, Juan Carlos; Aguirre Ramírez, N. J. (2008). Análisis comparativo de la remoción de un sustrato orgánico por la pistia stratiotes y eregia densa en un sistema batch. *Gestión y Ambiente*, 11(2), 39–48.
- Botrán Morillo, M. C. (2015). *Recuperación de aguas ácidas de minería de sulfuros por métodos*

naturales. Universidad de Sevilla.

Boyacá-colombia, R. P. (2013). Caracterización de la comunidad de Macrófitas acuáticas en lagunas del Páramo de La Rusia. *Ciencia En Desarrollo*, 4(2), 73–82.

Cabezas, L. M. V., & Cedeño, F. G. (2015). Eliminación de cromo utilizando humedales de flujo sub-superficial horizontal. *AFINIDAD LXXII*, 571, 213–214.

Consultorias., V. servicios y. (2014). Tratamiento de aguas residuales mediante filtros e hidrosistemas naturales con pasto vetiver.

Contreras Gómez, A. E. Y. (2018). *Propuesta para el cierre de un drenaje ácido de una mina abandonada, ubicada en el municipio de california, departamanet Santander, Colombia*. Universidad Industrial de Santander.

Correa-torres, S. N., Gamarra, Y., Salazar, A. A., & Pitta, N. M. (2015). Evaluación de la Remoción de Nitrógeno , Fósforo y Sulfuros en Agua Residual Doméstica , Utilizando Phragmites australis en Bioreactores Evaluation of Nitrogen , Phosphorus and Sulphur Removal in Domestic Wastewater , using Phragmites australis in bioreac. *Información Tecnológica*, 26(6), 89–98. <https://doi.org/10.4067/S0718-07642015000600011>

Delgadillo, O., Camacho, A., & Serie, M. A. (n.d.). *Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales*.

Fernandez González, J. (1970). Humedales artificiales para depuración.

G. A. Gelvez; H. Escalante; D. A. Laverde. (2008). Remoción de metales pesados de drenajes ácidos de minas de carbón usando bacterias sulfato reductoras. *Revista ION*, 21(1), 71–78.

Gallego Maldonado, D. B. (2015). *Caracterización de las macrofitas del humedal meandro del say como insumo de las herrameintas de conservación*. Santo tomas.

Gomez, B. M. (2017). *Fitorremediación de cromo con plantas acuáticas flotantes : lineamientos*

para su implementación en la rehabilitación de cuerpos de agua. Universidad de Buenos Aires.

Gray, T. A. H. N. F. (2013). Removal of Metals and Acidity from Acid Mine Drainage Using Municipal Wastewater and Activated Sludge. <https://doi.org/10.1007/s10230-013-0218-8>

Hakkou, R., Benzaazoua, A. M., & Bussie, B. (2009). Laboratory Evaluation of the Use of Alkaline Phosphate Wastes for the Control of Acidic Mine Drainage, 206–218.

<https://doi.org/10.1007/s10230-009-0081-9>

Hoffert, J. R. (1947). Acid mine drainage. *Pennsylvania Department of Health, Hamisburg, Pa.*, 39(5), 641–646.

Idalgo, J. O. S. E. C. E. H., Unod, J. U. J., Arco, M. O. Y. M., & Strada, S. A. E. (2005).

Recientes aplicaciones de la depuración de las aguas residuales con plantas acuaticas, 14(1), 17–25.

Instituto Geologico y Minero de España IGME. (1984). Drenaje Acido de Mina. Generación y Tratamiento, 140.

Investigaci, C. D. E. (2017). Prevención de drenajes ácidos de mina utilizando compost de champiñón como enmienda orgánica Acid mine drainage prevention using mushroom compost as organic amendment, (1), 92–100.

Jorge, U., & Lozano, T. (2014). Tratamiento de agua residual procedente de la industria de curtiembres mediante humedales subsuperficiales usando. *AVANCES Investigación En Ingeniería*, 11(1), 121–126.

Martelo, J., & Borrero, J. A. L. (2012). Macrófitas flotantes en el tratamiento de aguas residuales : una revisión del estado. *Ingenieria y Ciencia, Universidad EAFIT*, 8(1794–9165), 223–234.

- Martinez, I. M. (1989). *Depuración de aguas con plantas emergentes*. (Cuesta de San Vicente, Ed.) (Ministerio). Madrid-España: Ricadeneyra.
- Mera Ponce, S. R. (2016). *Evaluación de la biocentración de dos especies de macrofitas acuáticas (Eichhornia crassipes y Lemna spp) en fitoremediación de un medio contaminado con plomo*. Escuela superior Politécnica de Chimborazo.
- Montalvan, A., & Caparros, Y. (2015). Humedales artificiales : una alternativa para el tratamiento de residuales líquidos en la comunidad, (July).
<https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4333.2967>
- Morales, G. L., & Daniela; Vera Ismael; Vidal, G. (2013). Humedales construidos con plantas ornamentales para el tratamiento de materia orgánica y nutrientes contenidos en aguas servidas. *Theoria*, 22(1), 33–46.
- Octavio, B., & Posada, A. (1993). BIBLIOTECA OCTAVIO ARIZMENDI POSADA
UNIVERSIDAD DE LA SABANA Chía - Cundinamarca.
- Pamo, E. L., & Baretino, O. A. D. (2002). Tratamientos pasivos de drenajes ácidos de mina : estado actual y perspectivas de futuro, 113(1), 3–21.
- Plantas jardin. (2019). Plantas Acuáticas.
- Pozo-antonio, S., Puente-luna, I., Lagüela-lópez, S., & Veiga-ríos, M. (2014). Techniques to correct and prevent acid mine drainage : A review Técnicas correctoras y preventivas de las aguas ácidas de mina : Una revisión, 81(184), 73–80.
- Rial B., A. (2003, January). El concepto de planta acuática en un humedal de los Llanos de Venezuela. *Memoria de La Fundación La Salle de Ciencias Naturales*, 119–132.
- Rodriguez R, Luis francisco; Ortiz Muñoz, Yoldi Dalila; Hernandez Montaña, Vilma; Espinosa García, H. (2006). Ensayos de eficiencia con macrófitas para la remoción de carga

contaminante en aguas residuales de hatos lecheros para un subsector de la Laguna de Fúquene. *Medio Ambiente y Recursos Naturales*, 8, 131–156.

Romero Aguilar, Mariana; Colin Cruz, A. (2009). Tratamiento de aguas residuales por un sistema piloto de humedales artificiales: evaluación de la remoción de la carga organica. *Contaminación Ambiental*, 25(3), 157–167.

Romero Pérez, J. (2016). *Evaluación de la oxidación en el tratameinto del drenaje ácido producto de la actividad minera carbonífera*. Libre de Bogota.

Ruiz, O.; Acero, A.; Lorén, J.; Russo, Lapuente, M. (2019). Planta Piloto para el análisis del rendimiento de la depuración de aguas fecales mediante macrofitas.

S., Meco Molina, A., García Murillo, P. & Chirino Argenta, M. (2014). *Flora acuática Española*. (B. R. Jardín, Ed.) (Cirujano B). Madrid-España: CSIC.

Salazar Jaramillo, Marco Tulio, Buitrago Escobar, Diana Praticia; Henao Vasco, Sonia Marcela; García Galvis, J. H. (2016). Manejo de macrófitas acuáticas en la acumulación y transformación de cianuro producto del beneficio de oro en la mina coqueta. *Boletín Científico de Centro Museos de Historia Natural*, 20(2462–8190), 64–77.

Schierano, M.C.; Laorden, F.; Aimo, C. (2013). *Uso de plantas acuaticas para el tratamiento de aguas subterráneas*. Santa Fe. Argentina.

Skousen, G., Ziemkiewicz, P. F., & McDonald, L. M. (2018). The Extractive Industries and Society Acid mine drainage formation , control and treatment : Approaches and strategies, (September). <https://doi.org/10.1016/j.exis.2018.09.008>

Teresa, L., Leal, C., & Québec-canadá, M. U. (2015). Drenajes Ácidos de Mina Formación y Manejo, 1, 53–57.

Torres, E. (2012). Optimización del humedal atificial para el tratamiento de agaus residuales.

Ingenio Libre, 1, 29–38.

Valles Aragón, Marta cecilia; Alarcón Herrera, M. T. (2014). Retención de arsénico en humedales construidos con. *Int. Contam.*, 30(2), 143–148.

Vargas Torres, K. lizeth. (2017). *Evaluación de Eichhornia crassipes y Lemna minor en la remoción de parámetros de las aguas residuales domésticas de la quebrada Azungue de la ciudad de Moyobamba, 2015*. Universidad Nacional San Martín-Tarapoto.

Ventura Ramos, Leandro J; Novelo Retana, A. (1993). Vegetacion y flora acuaticas de la laguna de yuriria, guanajuato, mexico l. *Acta Botánica Mexicana*, 25, 61–79.

Vymazal, J. (2010). *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. *Water*.
<https://doi.org/10.3390/w2030530>

Zamora, P. M. (2018). Evaluation of detergent removal in arti fi cial wetlands (biofilters).
Ecological Engineering, 122(0925-8574), 135–142.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.07.036>