

UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA NACIONAL

Regional Concepción del Uruguay

MAESTRÍA EN INGENIERÍA AMBIENTAL

Tesis

“Recuperación de sulfato de aluminio proveniente de los lodos de la planta potabilizadora de la ciudad de Concepción del Uruguay: su utilización para el tratamiento en aguas residuales”

Autor: Mg. Noir Jorge Omar

Directora: Dra. Emiliana Orcellet

-2022-

Dedicatoria

A todas las circunstancias de la vida, que me llevaron a realizar esta maestría, a desarrollar este trabajo final en esta temática y en este momento.

A mi familia que me apoyó en todas las diferentes instancias del proceso de formación, a quienes aportaron los vínculos necesarios para conseguir los insumos para el desarrollo de la tesis, como así también, a quienes colaboraron en la toma de muestra y las determinaciones analíticas en el laboratorio.

A todos los integrantes del área de posgrado de la facultad, a la directora de la tesis, quien estuvo presente en todo momento y a todos aquellos que de forma directa e indirecta motivaron a la culminación de esta tesis.

Índice de contenidos

Dedicatoria	2
Resumen	8
Introducción.....	10
Reconocimiento	12
- Objetivos.....	13
General.....	13
Específicos	13
Estado del arte	14
Marco teórico	15
Proceso de potabilización.....	15
Sobre la clarificación del agua	17
Partículas en suspensión	18
Partículas Coloidales.....	19
Teoría doble capa	20
Potencial Z.....	22
Coagulación.....	22
Floculación	24
Coagulantes floculantes y coadyuvantes.....	26
Los coagulantes/floculantes inorgánicos	26
Coagulantes y floculantes naturales	27
Coagulantes de origen animal:.....	27
Coagulantes de origen vegetal:	28
Coadyuvantes	30
Test de jarras o Jar test.....	30
Sedimentación.....	33
Sedimentación floculenta o tipo II	34
Sedimentación zonal o frenada o tipo III.....	35
La sedimentación estática.....	35
Química del sulfato de aluminio.....	38
Características de los barros de las plantas potabilizadoras.....	40

Recuperación de los barros	41
Tratamientos de barros.....	44
Sobre tratamiento de aguas residuales.....	45
Aguas residuales agrícolas.....	45
Las aguas residuales domesticas.....	46
Las aguas residuales industriales.....	47
El impacto de los efluentes en los cuerpos receptores	47
Algunos parámetros de control de vertidos a cuerpos receptores.....	49
Tratamiento de aguas residuales	54
Sistema de tratamiento de aguas residuales.....	54
Línea agua	55
Pre tratamiento	55
Tratamiento Primario	57
Tratamiento Secundario	57
Tratamiento Biológico.....	57
Tratamiento físico-químico (precipitación química)	58
Flotación por aire disuelto (FAD)	59
Tratamiento Terciario	61
Línea fangos:	63
Metodología	64
Sobre la planta potabilizadora de Concepción del Uruguay:	64
Primera etapa (recolección del barro).....	66
Segunda etapa (Recuperación del aluminio).....	69
Tercera etapa (recolección de agua residual):	74
Aguas residuales urbanas	75
Agua residual industrial de frigorífico.....	75
Agua residual industrial de fábrica de sub productos.....	75
Agua de lixiviado de residuos.....	75
Agua de un curso de agua superficial:.....	76
Cuarta etapa (determinación de eficiencia):.....	76
Determinación parámetros iniciales del agua	76
Quinta etapa: Comparativa con otros productos comerciales:.....	79
Preparación de productos	79

Determinación de las dosis de productos.....	81
Resultados y Discusión.....	83
Primera etapa: Características del barro	83
Segunda etapa: Recuperación del aluminio	83
Tercera etapa: Características de las aguas residuales.....	83
Cuarta etapa: Determinación de eficiencia.....	94
Quinta etapa: Comparativa de productos	100
Conclusión.....	103
Bibliografía	106
ANEXO	114

Índice de figuras

Figura 1: Esquema básico del proceso de potabilización.....	16
Figura 2: Tamaños de las partículas	20
Figura 3 Configuración esquemática de la doble capa eléctrica.....	21
Figura 4: Representación de los procesos coagulación y floculación.....	25
Figura 5: floculador (equipo de jar test).....	33
Figura 6: Esquema de sedimentación estática.....	36
Figura 7: zonas de un sedimentador	37
Figura 8: Relación Solubilidad y pH en equilibrio de $Al(OH)_3(s)$, $Fe(OH)_3(s)$	39
Figura 9: esquema del proceso de recuperación de sulfato de aluminio	44
Figura 10: concentración de H^+ que de OH^- según sustancias ácidas y básicas.....	50
Figura 11 Disolución de oxígeno en agua a diferentes temperaturas.....	52
Figura 12: DBO carbonosa, nitrogenada y total en función del tiempo	54
Figura 13: Esquema del proceso de precipitación química	58
Figura 14: Esquema de funcionamiento FAD	61
Figura 15: Sedimentador y cañerías de purga.....	67
Figura 16 : Purga del barro en diferentes momentos de la descarga	68
Figura 17: Recipiente contenedor del barro 500cc	68
Figura 18: Barro en agitador para su homogenización	70
Figura 19: Determinación de la densidad del barro	71
Figura 20: Espesamiento del barro con floculante.....	72
Figura 21: Sedimentación final y determinación del volumen de barro	72
Figura 22: Acidificación del barro.....	73
Figura 23: Separación final del aluminio y el residuo.....	74
Figura 24: Determinación de oxígeno disuelto	77
Figura 25: Diluciones para determinación de DBO_5	77
Figura 26: Turbidímetro utilizado.....	78
Figura 27: Productos utilizados para la clarificación	80
Figura 28: Inicio del Jar Test con agua residual	81
Figura 29: Comienzo de la etapa de sedimentación.	82
Figura 30: Fin de proceso de sedimentación	82
Figura 31: Variación de pH en las muestras de barro	84
Figura 32: Variación de la densidad en las muestras de barro	85
Figura 33: Relación entre la densidad y el pH de las muestras de barro	85
Figura 34: Relación de volumen inicial y barro espesado por muestra.....	87
Figura 35: Relación de volúmenes de barros y sulfato de aluminio	90
Figura 36: Agua residual industrial luego de 15 minutos de sedimentación	94
Figura 37: Agua residual frigorífico al luego de 15 minutos de sedimentación.....	95
Figura 38: Reducción de turbidez en cada tipo de agua.....	95
Figura 39: Muestra de lixiviado luego de 15 minutos de sedimentación.....	96
Figura 40: Reducción de la DBO_5 en cada tipo de agua.....	96
Figura 41: Agua residual cloacal luego de 15 minutos de sedimentación	97
Figura 42: Agua superficial luego de 15 minutos de sedimentación	98

Figura 43: Variación del pH en cada tipo de agua.....	98
---	----

Índice de tablas

Tabla 1 : Hidrolisis del sulfato de aluminio.....	39
Tabla 2: tipos de tratamiento de aguas residuales.....	62
Tabla 3: Características del barro	83
Tabla 4: Volumen de barro para recuperación.....	86
Tabla 5: Relación volumen de barro y volumen de H ₂ SO ₄	88
Tabla 6: Volumen de sulfato de aluminio recuperado por muestra	89
Tabla 7: Características del agua residual cloacal.....	91
Tabla 8: Características del agua residual frigorífico avícola.....	92
Tabla 9: Características del agua residual Planta subproductos cloacal	92
Tabla 10: Características del lixiviado	93
Tabla 11: Características agua del arroyo	93
Tabla 12: Eficiencia del producto recuperado para las diferentes aguas residuales.....	99
Tabla 13: Comparativa entre diferentes productos químicos y el sulfato de aluminio recuperado.....	101

Resumen

El presente estudio se basó en la recuperación de sulfato de aluminio proveniente de los lodos de la planta potabilizadora de la ciudad de Concepción del Uruguay, realizando ensayos de efectividad en la clarificación de diferentes tipos de aguas residuales.

Primeramente, se extrajo barro de los sedimentadores durante diferentes épocas del año y luego mediante un proceso de acidificación a un pH de 2,5 se realizó la recuperación del sulfato de aluminio. Posteriormente se determinó la efectividad del sulfato de aluminio recuperado, en la clarificación de aguas residuales, tomando como indicadores la dosis del producto, la turbidez, el pH el oxígeno disuelto y la DBO₅ final de la muestra de agua residual.

Las aguas residuales que se utilizaron fueron: urbana (cloacal), industrial (frigorífico avícola y fábrica de sub productos cárnicos), lixiviado (planta de tratamiento de residuos sólidos urbanos) y agua de un curso superficial (receptor de diferentes efluentes). Se realizó finalmente una comparación entre la efectividad de sulfato de aluminio recuperado y productos comerciales, cloruro férrico, policloruro de aluminio y sulfato de aluminio con el agregado de un polielectrolito.

La cantidad de sulfato de aluminio recuperado (volumen/volumen), varió según la muestra, promediando una recuperación de un 52,4%.

La eficiencia del producto recuperado, para un tiempo de retención hidráulica de 15 minutos de sedimentación, varió según el tipo de agua residual, para la turbidez fue de un 48% hasta un 95%, en tanto que en la eficiencia en la remoción de carga orgánica (DBO₅) varió de un 51% hasta un 92%.

El pH por su parte disminuyó en todos los casos, registrándose una muestra donde el valor medido fue 5, valor no permitido para vertido por la legislación provincial.

El oxígeno disuelto aumentó en todos los casos, seguramente por la incorporación de oxígeno atmosférico durante el proceso de agitación de la coagulación floculación.

La comparación con otros productos comerciales resultó efectiva, aunque en algunos casos, fue necesaria la incorporación de mayor volumen del sulfato de aluminio recuperado.

Introducción

El proceso de potabilización de aguas superficiales consta de diversas operaciones básicas unitarias para que, a través de ellas, se pueda brindar el servicio con los parámetros de calidad establecidos en el Capítulo 12 del Código Alimentario Argentino.

Dentro de estas operaciones, el proceso de coagulación- floculación utiliza productos químicos tales como: sulfato de aluminio $[Al_2(SO_4)_3]$, cloruro de aluminio $[AlCl_3]$, cloruro férrico $[FeCl_3]$, sulfato ferroso $[FeSO_4]$, sulfato férrico $[Fe_2(SO_4)_3]$ y policloruro de aluminio (PAC) (Barrenechea Martel 2004). Todas estas sustancias actúan como coagulantes floculantes, aunque en algunas circunstancias, es necesario el agregado de un polielectrolito para mejorar el proceso, siendo éstos del tipo aniónico o catiónico (Cárdenas 2000).

Todas las partículas contenidas en el agua son eliminadas en el sedimentador en donde se acumulan en forma de barro, este lodo presenta características variadas según la condición de la fuente de agua y de los productos químicos utilizados. La cantidad producida tiene relación directa con el tipo y cantidad de coagulante usado; éstos varían entre el 0.3 y 1% del volumen de agua tratada (Sandoval et al., 2008) (Torres et al., 2012).

Los barros obtenidos del tratamiento de las aguas superficiales, por medio de los procesos de coagulación-floculación-sedimentación y filtración, son eliminados y deben ser tratados en una planta de tratamiento de barros (Kielly, 1998). Cuando esta no existe, terminan descargándose directamente a cursos superficiales, sin considerar que las características físicas y químicas de éstos, a menudo transgreden las normas ambientales relativas a las descargas.

En el caso de que se utilice sulfato de aluminio como coagulante-floculante estos barros normalmente poseen un 90% de agua, hidróxidos de aluminio, partículas de arcilla o arena, coloides, plancton y materia orgánica, y microorganismos que pueden ser patógenos, mismos aspectos que se deben

tener en cuenta a la hora de su tratamiento y su disposición final (Espigares García y López, 1995).

El proceso de recuperación mediante acidificación con ácido sulfúrico, H_2SO_4 , remueve el mayor contaminante inorgánico (aluminio), mientras que minimiza el volumen de lodo y por consiguiente reduce el costo de la disposición final; Sumado a que reduce de problemas de disposición asociados con lodos de hidróxidos de aluminio que generan un riesgo ambiental asociado con la disposición de los residuos industriales. (Barba, Mesa y Rosero Moreano, 2000).

En la ciudad de Concepción del Uruguay, se utiliza la sal $Al_2(SO_4)_3$, como coagulante-floculante, éste se consume permanentemente durante el proceso, llegando a valores aproximados de 40.500 kg mensualmente, generando una gran cantidad de barros que contienen hidróxido de aluminio, que son eliminados al ambiente sin ningún tipo de tratamiento, generando las complicaciones antes descriptas.

El presente estudio tuvo por objeto determinar la eficiencia de clarificación en aguas residuales mediante la recuperación del sulfato de aluminio de los barros obtenidos del proceso de potabilización de la planta de la ciudad, para disminuir el volumen de los mismos y así también minimizar el impacto ambiental generado por este metal en las aguas del Río Uruguay, y su posterior utilización en otros procesos de tratamiento de aguas residuales.

Reconocimiento

A las diferentes personas pertenecientes a instituciones e industrias que posibilitaron la realización del presente trabajado, a la Facultad de Ciencias de la Salud (UNER) por haber permitido la utilización de las instalaciones del laboratorio de aguas para la realización del procedimiento de recuperación de sulfato de aluminio como también las pruebas para la determinación del rendimiento y la comparación entre los coagulantes - floculantes comerciales, y la determinación analítica correspondiente al estudio.

A las diferentes áreas de la municipalidad de Concepción del Uruguay que brindaron toda la información referida a la planta potabilizadora, facilitaron las diferentes muestras del barro de los sedimentadores, insumo indispensable para la realización del estudio, así también por facilitar el agua residual cloacal de la planta de tratamiento de efluentes cloacales de un sector de la ciudad y el líquido lixiviado proveniente del relleno sanitario de la ciudad.

A las diferentes empresas que facilitaron el agua residual proveniente de sus procesos productivos, para la realización de la determinación de la efectividad del producto recuperado en distintos efluentes.

- Objetivos

General

- ✓ Producir coagulante-floculante a partir de la recuperación de aluminio de los barros derivados del proceso de potabilización de agua de la ciudad de Concepción del Uruguay, evaluando su uso y eficiencia para el tratamiento de aguas residuales, en referencia a otros productos comerciales (sulfato de aluminio, cloruro férrico, policloruro de aluminio con y sin agregado de polielectrolito)

Específicos

- ✓ Extraer el aluminio de los barros mediante acidificación en función del pH, estableciendo la concentración de ácido a utilizar para la recuperación.
- ✓ Determinar la efectividad del sulfato de aluminio recuperado, para la clarificación de aguas residuales, comparando la eficiencia en relación a dosis de producto, turbidez y pH final de la muestra de agua residual.
- ✓ Comparar la efectividad del producto recuperado en relación a otros productos comerciales.

Estado del arte

En cuanto a estudios relacionados a la recuperación de sulfato de aluminio de los barros de plantas potabilizadoras, Barba, Mesa y Rosero Moreano (2000), recuperaron en muestras, un 60% del aluminio reduciendo el volumen del lodo un 30% aproximadamente.

Por su parte, Nuñez y Peña Castro (2011) en el estudio, efectuaron ensayos de jarras a diferentes valores de pH y tiempos de mezcla. Alcanzándose porcentajes de recuperación de aluminio de 60.5% en época de sequía y 71.5% en época de lluvia; a pH de 1.5 demostrando que es factible económicamente reutilizar el sulfato de aluminio.

En el estudio realizado por Gutiérrez-Rosero Álvaro, Ramírez-Fajardo, Rivas, Balmes Linares y Paredes (2014), sometieron lodos aluminosos a ensayos de recuperación de aluminio, adicionando H_2SO_4 , donde se recuperó el 60-70 % de la concentración inicial del aluminio en el lodo, con pH=1,5 y mezcla de 5-30 minutos.

Gamarra Román, y Romero Lanasque (2019) , trabajaron con dos variables independientes y se escogieron 3 niveles por variable, pH (2,0; 2,5; 3,0) y tiempo de mezcla (15 min; 30 min; 45 min), Después del estudio en los resultados obtuvieron porcentajes de recuperación de aluminio entre 75 y 99% y soluciones con concentraciones entre 199,63 y 235,4 mg Al/l Obteniendo la mayor recuperación de aluminio al 99,68% a las condiciones de pH con 2 unidades y un tiempo de mezcla de 45 minutos, concluyendo que el pH es uno de los factores más importantes ya que se alcanzan valores mayores al 99% de recuperación de aluminio y el tiempo de mezcla incide en la recuperación de aluminio con menor efecto.

Marco teórico

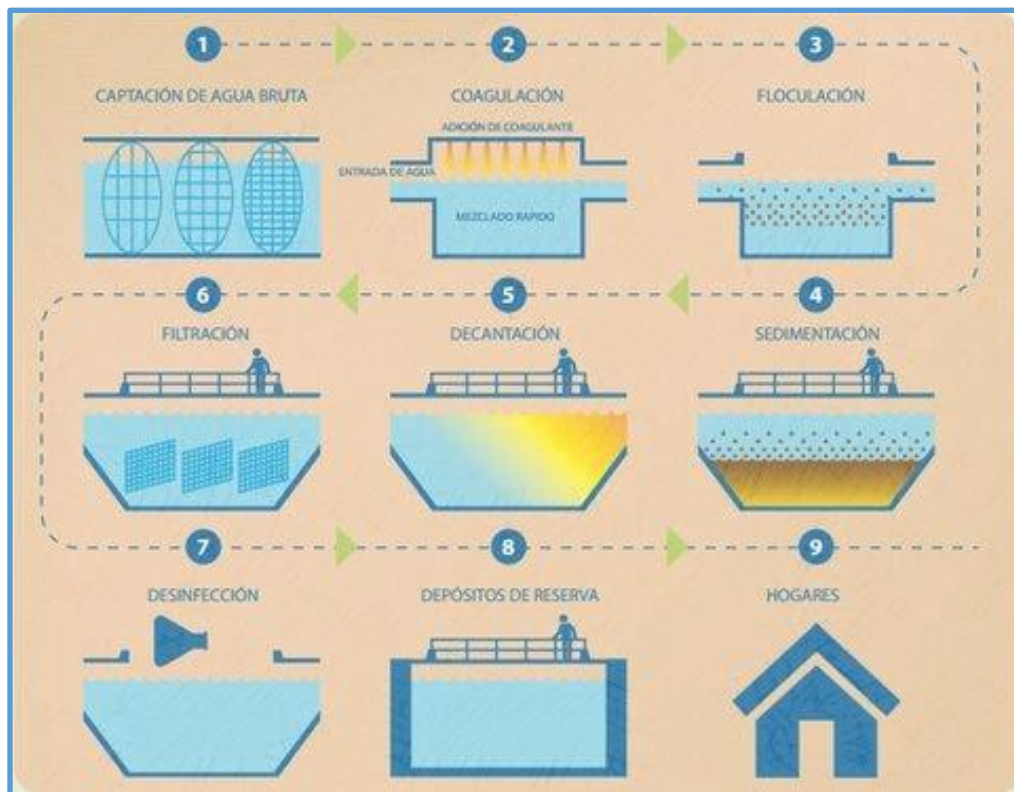
Proceso de potabilización

El proceso de potabilización de aguas superficiales, consta de muchas etapas denominadas operaciones básicas unitarias, cada una de estas permite que, a lo largo del proceso, el agua se encuentre en condiciones de ser utilizada para consumo humano considerándose segura.

Las diferentes partes componentes de estas operaciones básicas unitarias pueden ser físicas o químicas, necesitando, en este último caso, el uso de diversas sustancias que derivan en la generación de residuos durante el proceso.

Las principales operaciones que intervienen en el proceso de tratamiento de aguas superficiales son: tamizado, coagulación-floculación, sedimentación, filtración y desinfección. Estas operaciones tienen como objetivo fundamental la separación de sustancias particuladas (arena, arcilla, materia orgánica, algas), la extracción de sustancias disueltas (que causan color y dureza) y la eliminación o destrucción de bacterias y virus patógenos. La selección de los procesos de tratamiento depende del tipo de fuente de agua y de la calidad que se desea. (Henry y Heinke, 1999). Estos diferentes procesos garantizan la calidad del agua que será distribuida para consumo humano, de acuerdo a normas de agua potable, que establecen las condiciones generales para la aceptación del producto. Cuando el tratamiento de las aguas está bien controlado, se pueden obtener mejores resultados que los establecidos en las normas (OMS 1998).

Figura 1: Esquema básico del proceso de potabilización



Fuente: Sadapar (2016)

En la figura 1, se observan las diferentes etapas del proceso de potabilización. En la primera etapa corresponde a la captación o toma de agua esta puede presentar diferentes tipos de rejillas para impedir el ingreso de material sólido de tamaño considerable (ramas, troncos, peces, etc.). En la etapa dos se incorpora el producto que generará la precipitación del material sólido disuelto, mediante coagulación, ésta se realiza en un breve lapso de tiempo y mediante una agitación rápida del líquido a fin de que el producto se mezcle uniformemente con el agua y se comiencen a generar coágulos. Posteriormente una vez generados estos coágulos el agua atraviesa otro proceso (floculación) donde con o sin el agregado de otro producto (polielectrolito), el agua es agitada de forma muy lenta y por un período de tiempo mayor al anterior. Las dos

siguientes etapas de sedimentación y decantación, las cuales son similares por lo cual no se diferencian, se basa en disminuir la velocidad al agua y dejar que los flóculos generados precipiten logrando hasta aquí el proceso de clarificación del agua.

La cuarta etapa es la filtración rápida, la cual se realiza normalmente por medio de filtros de arena donde quedan retenidos algunos flóculos que no precipitan como así también el material flotante que no pudo ser retenido en etapas anteriores. Puede existir además otra etapa de filtración con carbón activado a fin de remover olores y o sabores que queden en el agua.

Finalmente se realiza el proceso de desinfección a través de la incorporación cloro líquido o gaseoso a la masa de agua que será retenida en un depósito de reserva para que el cloro pueda reaccionar un tiempo ideal, antes de ser enviado por la red de distribución a los hogares.

Sobre la clarificación del agua

El proceso de clarificación, tiene por objeto retirar los sólidos suspendidos, sólidos finamente divididos y materiales coloidales, convirtiéndolos en partículas más grandes que se pueden remover con mayor facilidad. Es un proceso utilizado tanto en sistemas de tratamiento de aguas municipales con el fin de obtener agua potable para consumo humano, como en sistemas de tratamiento de aguas industriales que comprenden el tratamiento individual del agua proveniente de acueductos municipales de acuerdo con su uso final, ya sea agua para elaboración de bebidas o alimentos, generación de vapor o circuitos de refrigeración, lavado de envases. La clarificación incluye los subprocesos de coagulación, floculación y sedimentación (Cogollo Flores 2011)

La efectividad de la clarificación dependerá de la turbiedad de agua, su color y su contenido de materia en suspensión o coloidales y de materias orgánicas. En la planta de la ciudad el proceso de clarificación se lleva a cabo

mediante: coagulación, floculación, decantación y filtración, quedando la mayor parte de las partículas en la etapa de decantación, en este último proceso, donde se acumula el barro y es eliminado con el objeto que éste no ocupe volumen útil del sedimentador o decantador. Además, una porción de lodo, es eliminando en del proceso de filtrado mediante el sistema de retro lavado. Este último no fue objeto de análisis en este estudio debido a la proporción es mucho menor.

Partículas en suspensión

Las partículas en suspensión que presenta un agua superficial, devienen normalmente de la propia exposición del agua a los agentes ambientales del lugar, pudiendo ser estas naturales debido a la erosión de suelos, arrastre de sustancias minerales y orgánicas, los aportes también pueden ser de carácter antropogénicos provenientes de descargas industriales, agrícolas, cloacales y entre otras. (Díaz Claros, 2014)

La forma de realizar la medición de estas sustancias puede ser mediante un análisis de turbidez del agua, si bien directamente turbiedad no resulta nociva para la salud, exceptuando que esta se deba a microorganismos patógenos. La eliminación de esta es mayormente desde un punto de vista estético. Si se eliminan estas sustancias genera menos colmatación en la etapa de filtración generando menos mantenimiento y mayor velocidad del proceso (Hololavsky, 2012).

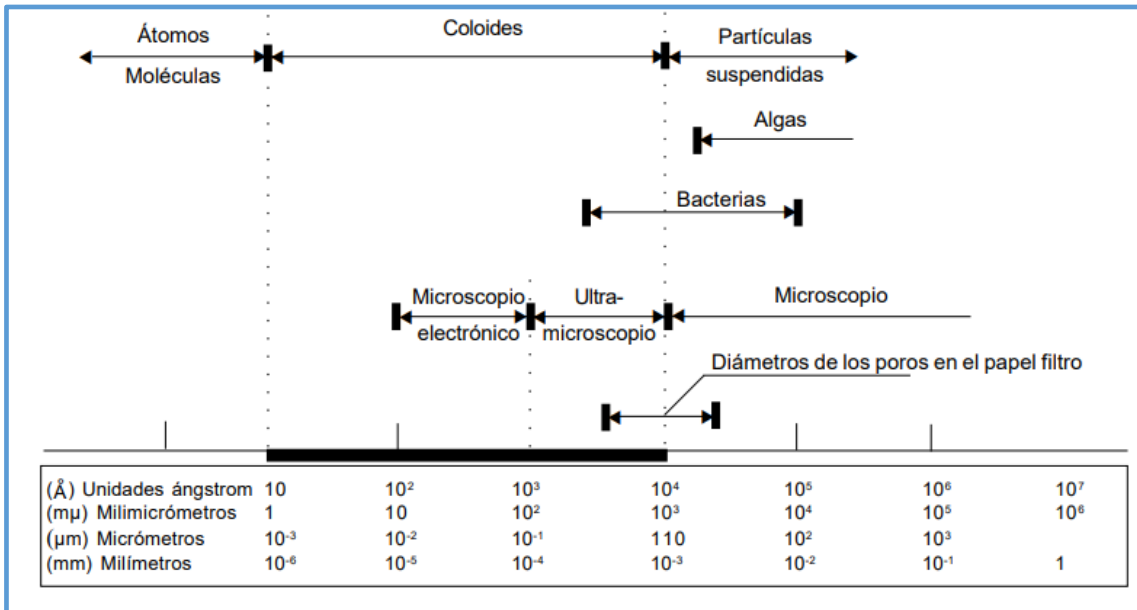
La turbiedad es una expresión de la propiedad óptica que hace que los rayos luminosos se dispersen y se absorban, en lugar de que se transmitan sin alteración a través de una muestra. No debe relacionarse la turbiedad con la concentración en peso de los sólidos en suspensión, pues el tamaño, la forma y el índice de refracción de las partículas, son factores que también afectan la dispersión de la luz. El método nefelométrico se basa en la comparación de la intensidad de la luz dispersada por la muestra en condiciones definidas, con la

intensidad de la luz dispersada por una solución patrón de referencia en idénticas condiciones. Cuanto mayor es la intensidad de la luz dispersada, más intensa es la turbiedad. El equipo empleado es un turbidímetro (nefelómetro), el cual ofrece la lectura directa de turbiedad en (UNT) unidades nefelométricas de turbiedad (Cierra 2013).

Partículas Coloidales

Dentro de las partículas en suspensión se encuentran la denominadas coloidales, éstas, según Hiemenz (1986): “Cualquier partícula cuyas dimensiones estén entre 10^{-9} m (10 Å o 1 nm) y 10^{-6} m (1 μ o 1000 nm) se considera un coloide”. (Aunque esos límites son arbitrarios, definen una región). Un sistema coloidal está conformado por dos o más fases claramente identificadas, normalmente una fluida (líquido) y otra dispersa en forma de partículas generalmente sólidas muy finas, de diámetro. Existe una clasificación relacionada a la forma de las partículas dado la forma que presentan, corpusculares, Laminares y Lineales, esas formas simples de las partículas primarias, pueden variar totalmente cuando se produce la agregación de las mismas. Cuando se encuentran en solución, la forma de las moléculas se altera (Meira, 2014).

Figura 2: Tamaños de las partículas



Fuente: Barrenechea Martel (2004)

Estas partículas se encuentran en menor proporción en una solución, por lo cual, para lograr la eliminación, es necesario modificar ciertas condiciones de estabilidad eléctrica que se dan alrededor de la partícula coloidal.

Teoría doble capa

Un sistema coloidal no se encuentra en equilibrio eléctrico dado que la carga de superficie de la partícula negativa, es balanceada con los iones de carga contraria presentes en el agua. Como la superficie de la partícula es negativa, hay un cúmulo de iones positivos en la región de interfaz (sólido-liquido) que forman, junto con la carga negativa de la partícula, la doble capa eléctrica, también denominada capa compacta. (Barrenechea Martel 2004). Los iones negativos y positivos se atraen entre sí, por lo que los negativos están próximos a la capa compacta y atraen iones positivos formando la denominada capa difusa, que engloba a la primera.

Se tiene, por tanto, una concentración elevada de iones positivos próximos a la superficie del coloide, también denominada capa de Stern. Se han

propuesto varios modelos para explicar la doble capa eléctrica. Quizás el modelo que explica mejor este fenómeno es el de doble capa difusa de Stern. (Funiber 2010).

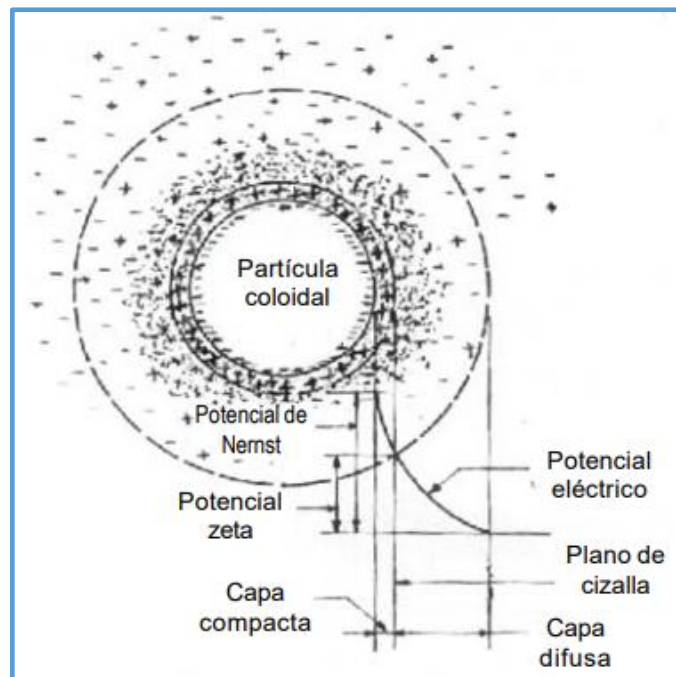
En este modelo hay tres potenciales de interés:

1) El potencial ψ_0 en la superficie coloidal. Es un potencial eléctrico creado por la presencia del coloide en el agua, que disminuye con la distancia, a partir de la superficie del mismo, donde es máximo. Se le denomina potencial de Nernst.

2) El potencial ψ_ϕ (Phi), en el interior de la superficie de la doble capa, donde comienza la capa difusa.

3) El potencial ψ_ζ (Zeta) en el plano de cizalla. (Barrenechea Martel 2004)

Figura 3: Configuración esquemática de la doble capa eléctrica



Fuente: Barrenechea Martel (2004)

Potencial Z

Las partículas coloidales están rodeadas de iones de carga opuesta formando una débil capa eléctrica, una parte de las zonas de disolución queda retenida en el sólido por fuerzas electrostáticas de absorción y las restantes forman parte de una capa difusa hasta alcanzar una distribución uniforme en el líquido. El potencial zeta entonces, es una medida de la magnitud de la repulsión o atracción electrostática (o de carga) entre las partículas, y es uno de los parámetros fundamentales que se sabe que afectan la estabilidad, es el potencial eléctrico en la doble capa interfacial; es decir que es el punto donde se unen la capa difusa y la de Stern (Batalla Mayoral, Moreno y San Martín Martínez, 2014).

La diferencia de potencial entre la capa difusa y el potencial Z es alrededor de entre 80 a 100 milivoltios (mV), por lo que para que el sistema se desestabilice, será necesario disminuir esta fuerza hasta 30 mV (Maroto 1967). Esta desestabilización del sistema puede permitir que las partículas de iguales cargas se aglomeren, crezcan en su tamaño y precipiten, este se denomina coagulación.

Coagulación

Coagular viene del latín "coagulare" que significa aglutinar. La coagulación comienza en el mismo instante en que se agregan los coagulantes al agua y dura solamente fracciones de segundo (Arboleda Valencia, 1992).

El objetivo principal de la coagulación es desestabilizar las partículas coloidales que se encuentran en suspensión, para favorecer su aglomeración; en consecuencia, se eliminan las materias en suspensión estables; la coagulación no solo elimina la turbiedad sino también la concentración de las materias orgánicas y los microorganismos (Cárdenas 2000)

La coagulación puede ser total o parcial. La coagulación total se realiza mediante la adicción de un coagulante al agua, que disminuye el potencial electro negativo de las partículas que contiene. Puede utilizarse una dosis que anule este potencial, se obtiene así la coagulación total de los coloides que permite conseguir una clarificación óptima, después de su floculación, decantación y filtración.

La coagulación parcial, se realiza inyectando una dosis pequeña de coagulante y efectuar una coagulación parcial de los coloides, formando flóculos muy finos (micro floculación) los cuales, con o sin adyuvante, se retienen por filtración. De esta forma no se consigue el valor mínimo de materias en suspensión, de color o de materias orgánicas, sin embargo, puede ser suficiente si el agua cruda no está muy contaminada. (Orellana, 2005)

Los coloides pueden adsorber Iones o productos de hidrólisis simples como el $Al(OH)_3$ o el $Fe(OH)_3$ con pesos moleculares entre 44 y 135 y tamaños menores de $1 \mu m$, que se forman al inicio de la coagulación. O bien polímeros formados poco más tarde, al continuar las reacciones hidrolíticas del coagulante con la alcalinidad y con el agua misma. Estas moléculas alcanzan pesos muy grandes, el tamaño de estos polímeros es alrededor de $0.1 \mu m$ y tienden a ser octaédricos y favorecen la rápida precipitación. (Arboleda Valencia 1992)

El proceso de coagulación en una planta potabilizadora, se lleva a cabo mediante una agitación rápida que se puede lograr mediante un régimen turbulento dentro de la propia cañería o bien mediante un agitador de paleta, esta etapa es sumamente breve y el lapso de tiempo oscila entre 30 segundos (Heinke, 1999) y 60 segundos (Kielly, 1998), inmediatamente a continuación de esta etapa se realiza la etapa de floculación.

Floculación

Flocular deviene de la palabra "floculare" que significa hacer un grumo o coágulo, la floculación es el fenómeno por el cual las partículas ya desestabilizadas chocan unas con otras para formar coágulos mayores (Arboleda Valencia, 1992). La floculación es el proceso que sigue a la coagulación, que consiste en la agitación de la masa coagulada que sirve para permitir el crecimiento y aglomeración de los flóculos recién formados con la finalidad de aumentar el tamaño y peso necesarios para sedimentar con facilidad. Estos flóculos inicialmente pequeños, crean al juntarse aglomerados mayores que son capaces de sedimentar (Cárdenas 2000). Esta etapa puede realizarse sin la necesidad de agregado de un producto ya que la propia aplicación del químico incorporado en la etapa anterior produce la aglomeración de los coágulos transformándolos en flóculos, en casos que se requiera se puede aplicar coadyuvante para garantizar mayor tamaño de flóculo y rapidez del proceso.

La floculación se da por dos formas diferentes y consecutivas, la floculación pericinética que se da por el movimiento natural de las moléculas del agua y esta inducida por la energía térmica, este movimiento es conocido como el movimiento browniano, y la floculación ortocinética que se basa en las colisiones de las partículas debido al movimiento del agua, el que es inducido por una energía exterior a la masa de agua y que puede ser de origen mecánico o hidráulico, se produce primero la floculación pericinética luego se produce la floculación ortocinética (Cárdenas 2000)

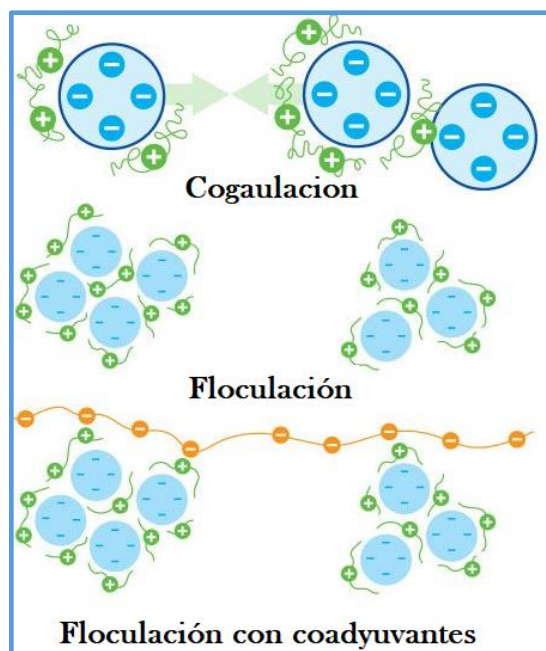
Los hidráulicos constan de canales con desviadores o tabiques, éstos son estructuras que obligan a la corriente de agua a cambios de dirección, ya sea vertical u horizontal, producen la agitación deseada. La experiencia indica que la velocidad óptima para la floculación en este tipo de dispositivos, varía de 0,30 a 0,40 m/seg. Los floculadores mecánicos deben diseñarse para velocidades tangenciales del orden 0,15 a 0,40 m/s en los extremos de las

paletas agitadoras. Lo ideal para la formación del flóculo es una agitación moderada continua decreciente, ya que el flóculo se hace más frágil a medida que crece. La coagulación entre otros factores, es función de la velocidad y del tiempo de agitación. Se estima que períodos de 10 a 45 minutos es un buen término medio. (Orellana, 2005).

Para acelerar el proceso en esta etapa se puede agregar un coadyuvante químico para favorecer la formación del flóculo, estos aditivos juntan de forma rápida mayores cantidades de coágulos haciendo que los flóculos sean más grandes y precipiten más rápido.

Los floculantes más empleados son agentes adsorbentes cuya misión es dar mayor peso a los flóculos ligeros. Entre ellos se destacan: la sílice activa, la cual presenta alta efectividad como auxiliar del tratamiento con sulfato de aluminio, los polielectrolitos que son polímeros de alto peso molecular, naturales o sintéticos con cargas o grupos ionizables (no iónicos, aniónicos o catiónicos) (Pérez de la Cruz-Urrea y Mallebrera 2012)

Figura 4: Representación de los procesos coagulación y floculación



Fuente: Adaptado de Mettler Toledo (2016)

Coagulantes floculantes y coadyuvantes

Las agentes que actúan como coagulantes - floculantes, pueden clasificarse como componentes químicos inorgánicos (polímeros orgánicos sintéticos) y productos naturales.

Los coagulantes/floculantes inorgánicos: son los que se utilizan con mayor frecuencia, tanto en plantas potabilizadoras como de tratamiento de aguas residuales. Entre ellos encontramos el sulfato de aluminio, sulfato férrico, sulfato ferroso, cloruro férrico y aluminato de sodio (Guzmán et al., 2013).

- ✓ Sulfato de aluminio: Es una sal de fórmula molecular $Al_2(SO_4)_3$ compuesta por aluminio, azufre y oxígeno. Es el compuesto más utilizado, sobre todo en plantas de potabilización de aguas. Presentando como dificultad que el agregado del producto genera la modificación del pH, acidificándolo generando la necesidad de una neutralización por ejemplo con hidróxido de calcio, la presentación comercial puede ser sólido en bolsas de 20-25 kilos o bien, líquido listo para aplicar.
- ✓ Sulfato férrico: Es un compuesto conformado por hierro, azufre y oxígeno, empleado en el tratamiento de aguas industriales. Es una sal sólida de color amarillo y soluble en agua a temperatura ambiente. Su fórmula química es $Fe_2(SO_4)_3$.
- ✓ Sulfato ferroso: Es una sal de color verde, cuya fórmula química es $(FeSO_4)$. En las plantas de purificación de aguas, se emplea como floculante y depurador de fosfatos y ortofosfatos.
- ✓ Cloruro férrico: Es un sólido muy volátil, que puede ser de color verde o rojo. Se emplea como coagulante para aguas residuales, principalmente

provenientes de la industria. Su fórmula química es FeCl_3 . Su principal desventaja se debe a que es una sustancia corrosiva, altera y aporta color al agua (Olivero-Verbel et al., 2014) y disminuye el pH.

- ✓ El policloruro de aluminio (PAC): es un polímero inorgánico empleado como coagulante primario en sistemas de potabilización de aguas superficiales o profundas y tratamiento de aguas residuales industriales, sin producir ningún tipo de modificación o interferencia. Se emplea en la potabilización de aguas superficiales y en el tratamiento de los efluentes líquidos residuales. Su función es la de coagular y acelerar la sedimentación de sólidos en suspensión modificando el potencial zeta de los líquidos a tratar, neutralizando las fuerzas de repulsión. La dosis correcta debe determinarse mediante adecuados ensayos previos de laboratorio. (Cogollo Floréz 2010)

Coagulantes y floculantes naturales: se obtienen de diferentes compuestos naturales derivados de plantas o animales propios de cada zona del planeta, producto de su metabolismo o de las reacciones bioquímicas que ellos se producen (Guzmán et al., 2013). Un aspecto importante es que presentan baja toxicidad y pueden ser empleados como agentes coagulantes y floculantes, debido a que aglutinan las partículas que se encuentran suspendidas en el agua, facilitando su sedimentación y posterior remoción.

Coagulantes de origen animal: dentro de los metabolitos procedentes de los animales, el quitosán, un producto derivado del exoesqueleto de caracoles y cangrejos, ha sido utilizado como coagulante y floculante. Según Ramírez-Arcila & Jaramillo-Peralta (2015), el quitosán se ha empleado ampliamente en aguas provenientes de la industria y en menor medida en el tratamiento de aguas para potabilización. El porcentaje de remoción de la turbidez que se ha

alcanzado con esta sustancia es del 98% en pruebas de laboratorio y a bajas concentraciones de turbidez (< 90 UNT).

Coagulantes de origen vegetal: se obtienen de los extractos vegetales que provienen, según el caso de las hojas, flores, semillas y raíces de las plantas (Ramírez-Arcila & Jaramillo-Peralta, 2015). Este tipo de sustancias varían en función de la biodiversidad de especies que habitan en diferentes lugares, pero se pueden citar como los más representativos a:

- ✓ Cactus o tuna (*Opuntia ficus-indica*): La tuna posee tallos planos, ovals y de color verde medio; el mucílago de la planta se ha empleado como clarificante de aguas residuales y crudas, siendo su comportamiento como coagulante similar al del sulfato de aluminio (Olivero-Verbel et al., 2014). Los metabolitos con actividad coagulante de la tuna se encuentran en los cladodios (tallo modificado) y para su preparación se requiere eliminar la corteza y las espinas de la planta. El porcentaje de reducción de la turbidez alcanzado con el mucílago de esta planta es del 83% mientras que con el sulfato de aluminio los valores de reducción son del 93% (Olivero-Verbel et al., 2014)
- ✓ La campanita (*Ipomoea incarnata*): es una planta perteneciente a la familia Convolvulaceae habita zonas tropicales de África y América. La especie es una enredadera herbácea que se cultiva con fines alimenticios debido a que sus raíces tienen un alto contenido energético. La planta también ha sido empleada como coagulante de aguas residuales provenientes de la industria (Cabrera, Simancas, & Hernández, 2018). El procedimiento para extraer el coagulante de la planta, consiste en recolectar las semillas, secarlas durante una hora a 105°C y triturarlas hasta obtener un polvo fino. Luego, se extrae el mucílago de la planta, adicionando n-hexano durante 24 horas en un extractor soxhlet. La

remoción de turbidez empleando esta planta es del 99% siendo similar al reportado por coagulantes inorgánicos como sulfato de aluminio y sulfato de cobre, sulfato de hierro (Cabrera et al., 2018).

- ✓ La moringa (Moringa oleífera): El árbol milagroso, es una especie originaria de los trópicos de la India, pero que se ha establecido en diversas partes del mundo (Arias-Hoyos et al., 2017). Ha sido empleada como coagulante natural por pobladores de la India, África y Centroamérica, debido a que posee las mismas propiedades que el sulfato de aluminio, pero no altera las propiedades químicas del agua, es amigable con el medio ambiente y no genera problemas de salud (Sandoval-Arreola & Laines-Canepa, 2015). La moringa debe su eficacia como coagulante a una proteína catiónica hidrosoluble que desestabiliza las partículas contenidas en el agua.

Otro tipo de floculante natural o bio floculante son los basados en el uso de extractos tánicos de diferentes géneros como el quebracho (*Schinopsis balansae*) (Sánchez et al. 2011)

- ✓ Taninos: Tradicionalmente, se han usado para el curtido de pieles, pero varios de ellos también se han empleado como floculantes. Su origen natural es como metabolitos secundarios de plantas, encontrándose en cortezas, en frutos y en hojas; las cortezas de la Acacia y la *Schinopsis* constituyen el principal recurso para la industria marroquinera, las de otros árboles no tropicales, como el *Quercus ilex*, *Quercus suber* y *Quercus robur*, el *Castanea* y el *Pinus* también son ricos en taninos (Beltrán et al. 2010). En este contexto, los taninos catiónicos pueden ser el recurso de nuevos agentes de coagulación. A escala experimental, se ha demostrado que es posible sintetizar coagulantes derivados de los taninos a partir de varias materias primas: *Acacia mearnsii*, Sch.

balansae, P. pinaster, C. sativa, a través de un procedimiento simple, que involucra la reacción de Mannish (Guzmán, et al., 2013).

Coadyuvantes

Son polímeros orgánicos sintéticos. Desarrollados a base de polielectrolitos y corresponden a sustancias orgánicas sintetizadas de la naturaleza. Una de sus principales características es su elevado peso molecular y carga eléctrica neta.

Los polímeros orgánicos pueden tener carga positiva, negativa o neutra y de acuerdo a estas cargas funcionan de manera diferente según el pH.

Los polielectrolitos con carga eléctrica positiva o también llamados cationes remueven partículas con carga eléctrica negativa, pero a pH bajo; aquellos con carga eléctrica negativa o aniones remueven partículas con carga positiva y a pH alto; los polímeros orgánicos sintéticos con carga neutra pueden remover partículas con carga positiva o negativa y a diferentes rangos de pH, pero requieren dosis más altas que con polímeros catiónicos o aniónicos. (Guzmán et al., 2013).

En la ciudad de Concepción del Uruguay en la planta potabilizadora se utiliza el sulfato de aluminio sólido que luego es diluido en agua e incorporado para su uso mediante bombas dosificadoras en la canaleta Parshall, no se utiliza el agregado de coadyuvantes.

Test de jarras o Jar test

El denominado test de jarras o Jar-test, es un ensayo estandarizado para establecer la dosis ideal del producto químico coagulante-floculante a utilizar.

Mediante el ensayo se busca la eliminación del contenido de sólidos disueltos, sólidos en suspensión, materias coloidales y otras materias no

sedimentables, mediante coagulación-floculación y posterior decantación por gravedad.

Con este ensayo se puede evaluar a escala de laboratorio la reducción de color, turbidez y dureza del agua bruta investigada. Entre las condiciones cabe reseñar el pH óptimo de tratamiento, la temperatura del agua y el orden de adición de reactivos. Es interesante señalar que la correcta ejecución de un jar-test permite la comparación y evaluación de la efectividad de una serie de coagulantes y floculantes, y por extensión oxidantes, alcalinizantes, etc, aplicados a un agua concreta (a potabilizar o a depurar) y en unas condiciones experimentales dadas y perfectamente acotadas.

Las interferencias al método y que pueden dificultar la determinación de las condiciones óptimas del ensayo son:

(a) Cambios en la temperatura del agua a lo largo de la ejecución del jar-test, lo cual podría provocar corrientes de convección que interferirían en la normal sedimentación de los flóculos.

(b) Intercambio gaseoso, es decir, formación de burbujas debido a agitación mecánica, cambios de temperatura o a consecuencia de reacciones químicas, lo cual podría dar lugar a la flotación de los flóculos. Respecto a esto, en ocasiones esta formación de burbujas se aprecia cuando el agua bruta que se ensaya está sobresaturada en aire.

(c) Período transcurrido entre la toma de muestras y el ensayo, puesto que tanto la actividad biológica desarrollada en el agua, como otras reacciones físico-químicas, podrían afectar la coagulación-floculación y posterior sedimentación del agua, así como la oxidación de las sustancias presentes en ella.

El equipo cuenta con una plataforma a la que se adhieren una serie de paletas agitadas mecánicamente, las cuales se introducen en una serie de vasos de precipitado transparentes de 1 a 1,5 litros de capacidad (en algún ensayo se prefieren de superior capacidad, como se verá después); las paletas o agitadores

deben tener regulación de la velocidad de giro, la cual debe oscilar entre 20 y 150 rpm.

Es importante que todos los agitadores operen a la misma velocidad y que tengan la misma forma geométrica y tamaño. La base del floculador debe hallarse bien iluminada a fin de que se perciba más nítidamente la dinámica de la formación, evolución y sedimentación de los flóculos generados en el ensayo. Por último, todas las paletas deben estar sincrónicamente conectadas para que sus secuencias de inicio y fin de la agitación sean simultáneas.

En relación a los reactivos químicos a emplear en un jar-test, pueden ser:

- (1) Coagulantes primarios: alúmina, sales aluminosas, sales férricas.
- (2) Ayudantes de coagulación o floculantes: sílice activada y polielectrólitos no iónicos, aniónicos o catiónicos.
- (3) Agentes oxidantes: Cl_2 y sus derivados, KMnO_4 , etc.
- (4) Agentes alcalinos: CaCO_3 , dolomita, Ca(OH)_2 , Mg, carbonato sódico y NaOH.
- (5) Agentes que incrementen el peso de los flóculos: bentonita, caolín, arcillas.
- (6) Otros reactivos: carbón activado en polvo.

Secuencia del procedimiento

- A) Mezcla rápida durante 1 minuto a 120 rpm (coagulación)
- B) Mezcla lenta durante unos 20 minutos (floculación) sin especificar velocidad, sino aquella que permita la homogenización de la suspensión de partículas formada tras la adición de los reactivos.
- C) Sedimentación, esperar unos 15 minutos para proceder a las determinaciones de pH final, color, turbidez y otros análisis de interés al efecto sobre el agua ensayada.

Ha de indicarse también que tanto los tiempos de agitación-espera como las velocidades de agitación son orientativos. Esto da lugar a que existan

variaciones prácticas a la técnica. De este modo, son usuales velocidades de mezcla rápida de 100-150 rpm y tiempos de 30 s a 2 minutos, velocidades de mezcla lenta de 20-40 rpm y tiempos de 5 a 10 minutos, así como tiempos de sedimentación final de 5 a 20 minutos. En concreto, para los ensayos de test-cloro se suelen esperar entre 30 minutos y 4 horas antes de proceder a la medida del cloro residual libre, y en los de ozonización del orden de 5 a 10 minutos antes de medir el ozono libre. (Galvín, 1988)

Figura 5: Floculador (equipo de jar test)



Fuente: Aqualabo (2021)

Sedimentación

El proceso de sedimentación se da cuando las partículas que presenta el líquido comienzan a precipitar por acción de la gravedad, para que esto se produzca es necesario que las partículas a precipitar presenten mayor peso específico que el fluido en el que se encuentran.

La sedimentación es, en esencia, un fenómeno netamente físico y constituye uno de los procesos utilizados en el tratamiento del agua para conseguir su clarificación. Está relacionada exclusivamente con las propiedades de caída de las partículas en el agua. Cuando se produce sedimentación de una suspensión de partículas, el resultado final será siempre un fluido clarificado y una suspensión más concentrada. A menudo se utilizan para designar la sedimentación los términos de clarificación y espesamiento. Las partículas en suspensión sedimentan en diferente forma, dependiendo de sus características y concentración; es así que podemos referirnos a la sedimentación de partículas discretas, sedimentación de partículas floculentas y sedimentación de partículas por caída libre e interferida. (Yactayo, 2004).

Sedimentación libre o discreta (Tipo I): tiene lugar en suspensiones cuyas partículas no pueden flocular debido a su baja concentración, depositándose sin interacciones significativas entre ellas. Una partícula granular en suspensión en medio líquido está sometida a una fuerza descendente FD , debida a la gravedad, y a una fuerza resistente FR , debida al rozamiento con el fluido, que es la resultante de las fuerzas de viscosidad y de inercia. En un decantador vertical se retendrán las partículas cuya velocidad de sedimentación sea superior a la velocidad ascendente del líquido. (Espigares García y Pérez López, 2005).

En este caso, la sedimentación es solamente una función de las propiedades del fluido y las características de las partículas según se demuestra a continuación. Una partícula sumergida en el agua, estará sometida a dos fuerzas, fuerza de flotación (FF), que es igual al peso del volumen del líquido desplazado por la partícula, y fuerza gravitacional (FG). (Yactayo, 2004)

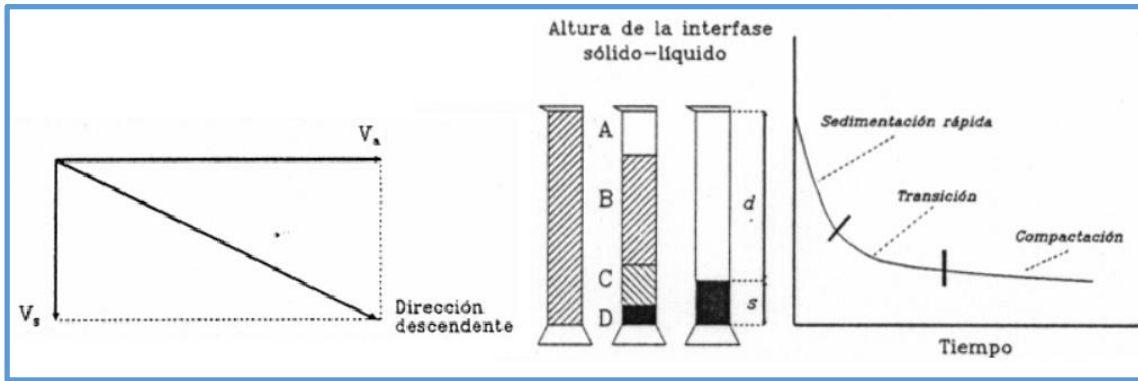
Sedimentación floculenta (tipo II): este tipo de sedimentación tiene lugar con partículas muy pequeñas y de muy bajo peso específico, por lo cual se hallan dispersas en la masa de agua y demandan un tiempo excesivo para su

decantación, requiriendo de la incorporación de sustancias coagulantes y fluctuantes, para que se aglomeren, aumenten su tamaño y por ende su peso para precipitar (Metcalf and Eddy, 1995).

Sedimentación zonal o frenada o tipo III: cuando existen bajas concentraciones de partículas, éstas sedimentan o decantan libremente; en cambio, con una alta concentración de partículas floculentas, superiores a 500 mg/l (Maldonado, 2004), dada las pequeñas distancias entre una y otra, precipitan en bloque de forma masiva rápidamente.

En la planta potabilizadora de la ciudad de Concepción de Uruguay el proceso de clarificación se da mediante decantación de flujo laminar, el comportamiento de las partículas sedimentables, cuando el agua circula con un flujo continuo y laminar, es similar a un sistema estático.

La sedimentación estática: el comportamiento de las partículas sedimentables, cuando el agua circula con un flujo continuo y laminar (no turbulento), es similar a un sistema estático (sedimentación o decantación estática) como el de una probeta, y el movimiento descendente de las partículas (figura 6), está representado por la resultante de la suma de los vectores correspondientes a la velocidad horizontal del agua V_a y la descendente de la partícula V_s , en el caso de un decantador de flujo horizontal (García Lopez, 1995).

Figura 6: Esquema de sedimentación estática

Fuente: Espigares García-López (1995)

Los decantadores pueden ser clasificados según el flujo en: horizontal, vertical, inclinado o ascendente

1) Movimiento del fluido con velocidad horizontal constante: la partícula cae con velocidad (v) constante en trayectoria parabólica que resulta de la descomposición del vector en sus componentes horizontal (v_h) y vertical (v_s) o de sedimentación.

2) Movimiento del fluido con velocidad vertical constante: si $v_s > v_v$ la partícula se mueve hacia abajo, pero si $v_s < v_v$ la partícula es arrastrada. Si $v_s = v_v$ la partícula permanece en suspensión. Cuando las partículas están relativamente juntas se forma un manto de lodos y v_v en la velocidad intersticial a través de la porosidad (p) del manto (v_a/p) donde v_a es la velocidad de aproximación

3) Movimiento del fluido de manera oblicua: dentro de las placas o celdas el flujo puede ser ascendente o descendente. En ambos casos la partícula se mueve con una velocidad constante en trayectoria parabólica con sistema de referencia inclinado.

Según su forma pueden clasificarse en: circulares, rectangulares o cuadrados, y estos pueden ser: de placas planas, de tubos, o de flujo ascensional

para aumentar la superficie de contacto y con ello la carga hidráulica. (Moros 2019)

Los decantadores - sedimentadores poseen cuatro partes claramente identificadas:

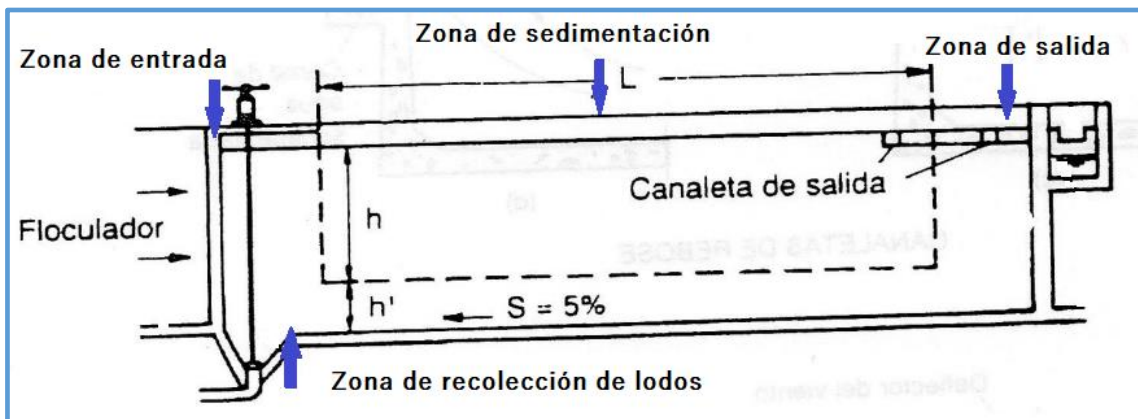
a) Zona de entrada: estructura hidráulica de transición, que permite una distribución uniforme del flujo dentro del sedimentador.

b) Zona de sedimentación: consta de un canal rectangular con volumen, longitud y condiciones de flujo adecuados para que sedimenten las partículas. La dirección del flujo es horizontal y la velocidad es la misma en todos los puntos, flujo pistón.

c) Zona de salida: constituida por un vertedero, canaletas o tubos con perforaciones que tienen la finalidad de recolectar el efluente sin perturbar la sedimentación de las partículas depositadas.

d) Zona de recolección de lodos: constituida por una tolva con capacidad para depositar los lodos sedimentados, y una tubería y válvula para su evacuación periódica. (OPS 2005)

Figura 7: zonas de un sedimentador



Fuente: adaptado de Moros (2017)

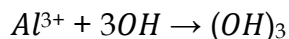
Química del sulfato de aluminio

Dentro de todas las variedades de coagulantes-floculantes existentes, los más utilizados a nivel comercial son las sales de hierro o aluminio, siendo este último el principal.

Cuando estos coagulantes se añaden por debajo del producto de solubilidad de sus correspondientes hidróxidos, además del ión libre agua-metal se forman monómeros, dímeros y pequeños complejos hidroxometálicos. Cuando se añaden cantidades por encima del producto de solubilidad, también se forma el precipitado de hidróxido, el de hidróxido complejos simples y polímeros coloidales hidróxidos metálicos. Debido a este es que es necesario dosificar correctamente al agua con la cantidad justa de coagulante-floculante, para que el proceso de clarificación sea efectivo.

La sal de sulfato de aluminio o alumbre; cuya fórmula es $Al_2(SO_4)_3 + 18H_2O$, posee una masa molecular de 666,4 g/mol. El sulfato de aluminio al incorporarse al agua se disocia en Al^{3+} y SO_4^{2-} .

El Al^{3+} puede combinarse con coloides de carga negativa para neutralizar parte de la carga de la partícula coloidal, (Villegas & Castaño, 2005). El Al^{3+} puede combinarse de igual forma con los OH^- del agua para formar hidróxido de aluminio



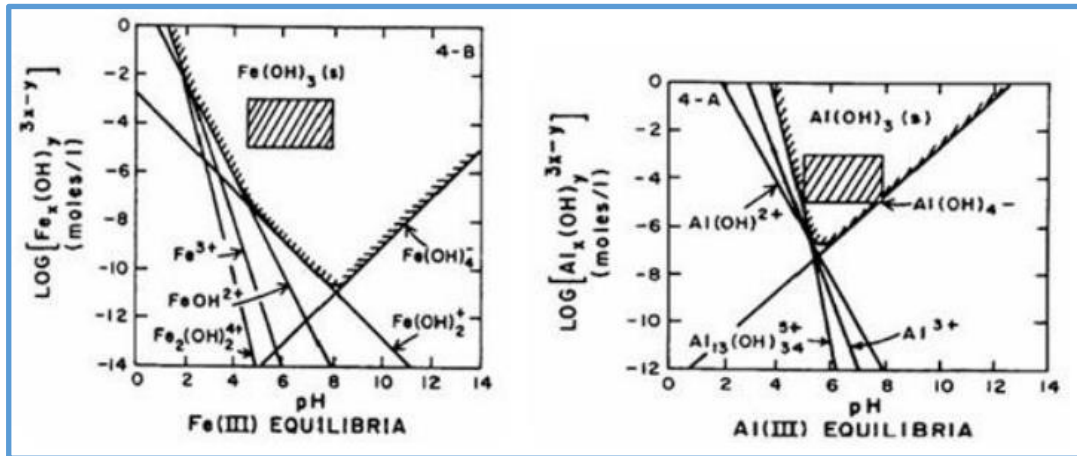
Dependiendo del pH del medio acuoso y de las constantes de equilibrio involucradas, puede ocurrir una gran variedad de reacciones de hidrólisis, conforme lo muestra el esquema de la tabla 1, donde es evidente el carácter ácido del ion aluminio en solución acuosa.

Tabla 1 : Hidrolisis del sulfato de aluminio

Reacción	log (k)
$Al^{3+} + H_2O \leftrightarrow [AlOH]^{2+} + H^+$	- 5.03
$2Al^{3+} + 2H_2O \leftrightarrow [Al_2(OH)_2]^{4+} + 2H^+$	- 6.27
$Al^{3+} + 3H_2O \leftrightarrow Al(OH)_3(s) + 3H^+$	- 9.1
$Al(OH)_3(s) + H_2O \leftrightarrow [Al(OH)_4]^- (s) + H^+$	- 12.74
$8Al^{3+} + 20H_2O \leftrightarrow [Al_8(OH)_{20}]^{4+} + 20H^+$	- 68.7
$6Al^{3+} + 15H_2O \leftrightarrow [Al_6(OH)_{15}]^{3+} + 15H^+$	- 47
$Al(OH)_3(s) \leftrightarrow Al^{3+} + 3OH^-$	- 32.3

Fuente: Nuñez Zarur - Peña Castro (2011)

Figura 8: Relación Solubilidad y pH en equilibrio de $Al(OH)_3(s)$, $Fe(OH)_3(s)$



Fuente: Silalat Navarro (2012)

Características de los barros de las plantas potabilizadoras

El proceso de clarificación de agua es ampliamente difundido en la remoción de turbiedad y color del agua e implica la utilización de coagulantes o polielectrolitos (Orellana, 2005). Estos provocan que las finas partículas que determinan la turbiedad se agrupen, formando flóculos cuya precipitación y remoción son mucho más simples; Este proceso genera una gran cantidad de barros que se caracterizan, generalmente por una carga orgánica fuerte y una proporción no despreciable de hidróxidos metálicos, Los tratamientos para estos barros pueden ser:

- Espesamiento y vertido sobre lechos (eras) de secado
- Concentración y congelación
- Espesamiento y paso a través de filtros-prensa, filtros de vacío o centrifugadoras
- Recuperación del coagulante por acidificación y tratamiento de los fangos neutralizados en filtros de vacío, filtros prensa o centrifugadoras.

Para determinar el tratamiento de fangos más conveniente, debe efectuarse, en cada caso particular, un estudio técnico y económico. (Ramírez 2008)

Las características de los lodos que provienen del proceso de potabilización de agua, es variable en función de la fuente de agua de donde se abastece y del propio proceso de potabilización de cada planta, a su vez el agua presenta diferentes características en función de las estaciones del año y épocas de lluvia.

Cuando se utiliza sulfato de aluminio, los lodos de alúmina son un fluido no Newtoniano (Fluido que no cumple con la ley de Newton de la viscosidad), esencialmente pastas, suspensiones y polímeros de elevado peso molecular, voluminoso, de aspecto gelatinoso, compuesto principalmente por agua (más del 90%), hidróxido de aluminio, partículas inorgánicas (arcilla o arena), coloides, residuos de reactivos, y las diferentes sustancias químicas añadidas

durante el proceso de tratamiento, plancton, y otra materia orgánica e inorgánica removida del agua. (Berón, 1997).

De todas maneras, es factible generalizar que estos lodos son 0.3% al 1% del agua tratada, y estos pueden considerarse mayormente como fangos de hidróxidos (el hidróxido de aluminio es uno de sus componentes principales).

Los procedentes de las purgas de sedimentadores pueden contener un valor promedio de materia seca del orden del 0.5% (5 g/l). Los lodos procedentes del agua de lavado de filtros son menos concentrados aun, del orden de 0.2 a 0.3 g/l. (Sandoval, 2006).

La concentración de sólidos en los lodos, se encuentra en el rango de 3.000 a 15.000 mg/l. Los sólidos suspendidos son del 75 al 90% de los sólidos totales (ST), con una cantidad de sólidos volátiles del 20 al 35% de los ST. La demanda bioquímica de oxígeno (DBO), generalmente es de 30 a 100 mg/l. El pH del lodo está en un rango de 5 a 7. (Sandoval, 2006).

Recuperación de los barros

La alúmina de los fangos extraídos de los decantadores puede recuperarse mediante acidificación a pH 3.3 - 3.4 con ácido sulfúrico concentrado, para usarla de nuevo en el tratamiento. Esta recuperación puede alcanzar un 54 % del peso de sulfato de aluminio comercial empleado (Degrémont, 1979).

Si bien no es novedosa la idea de la recuperación del sulfato de aluminio proveniente de los barros de las plantas potabilizadoras, no hay registro en el país donde éstos se recuperen, sí existe en la provincia de Córdoba, una planta que separa el barro y se lo deja secar al sol en lechos de secado, este es luego transportado a un enterramiento sanitario.

La sal de $Al_2(SO_4)_3$ se forma mediante una base débil (hidróxido de aluminio) y de un ácido fuerte (ácido sulfúrico), por lo que sus soluciones acuosas comerciales son muy ácidas; su pH varía entre 2 y 3.8, según la relación

molar sulfato/alúmina. El objeto principal de la disolución de lodo es liberar el aluminio como ion soluble (Al^{+3}). El aluminio es anfótero, (puede actuar como base o ácido según la sustancia con que reacciona), y exhibe solubilidad en soluciones ácidas y alcalinas, pero se mantiene relativamente insoluble en un medio neutro.

Estudios varios han establecido que el rango de pH de máxima recuperación se encuentra entre los valores de 1.0-3.5.

El proceso de disolución de lodo con ácido sulfúrico, aunque ampliamente utilizado, no es bien entendido. Entender las propiedades químicas del sobrenadante es esencial para el uso efectivo y la implementación de procesos posteriores. La optimización del proceso de extracción del lodo es también una característica importante que necesita ser investigada para una operación eficiente del proceso de recuperación. Es necesario tener en cuenta esta tendencia ácida para la preparación de las soluciones y para su reutilización como coagulante (Roberts And Roddy, 1960).

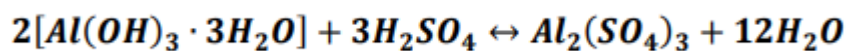
Es factible además de la incorporación de ácido sulfúrico, utilizar otros compuestos químicos ya sean ácidos o bases, como ácido clorhídrico e hidróxido de sodio y de calcio. Varios métodos se proponen para la recuperación de coagulantes. La recuperación de aluminio y hierro se logra mediante la adición de ácido sulfúrico para solubilizar el metal de la sal iónica debido al carácter anfótero del aluminio (Chu, 1999; Westerhoff, 1973).

Se estima que aproximadamente a un pH de 2 puede esperarse una recuperación de alumbre del 80%. El aluminio disuelto se separa de los residuos sólidos mediante un separador por gravedad y se retorna a la mezcla rápida mientras que el lodo residual se descarga a un relleno sanitario después de que se ajuste el pH (Rosero, 1998).

La solución de aluminio bajo condiciones ácidas o alcalinas disminuye el contenido de hidróxido $Al(OH)_3 \cdot 3H_2O$ precipitado y mejora la deshidratación del lodo reduciendo su masa y volumen (Sandoval, et al., 1997). La

recuperación en condiciones alcalinas tiene la ventaja de disolver una cantidad apreciable de hidróxido de aluminio y no hacer lo mismo con los demás metales presentes, pero el carbón orgánico disuelto aumenta considerablemente por esta vía, lo que limita las posibilidades de reutilizar el aluminio recuperado como coagulante (Westerhoff, 1973)

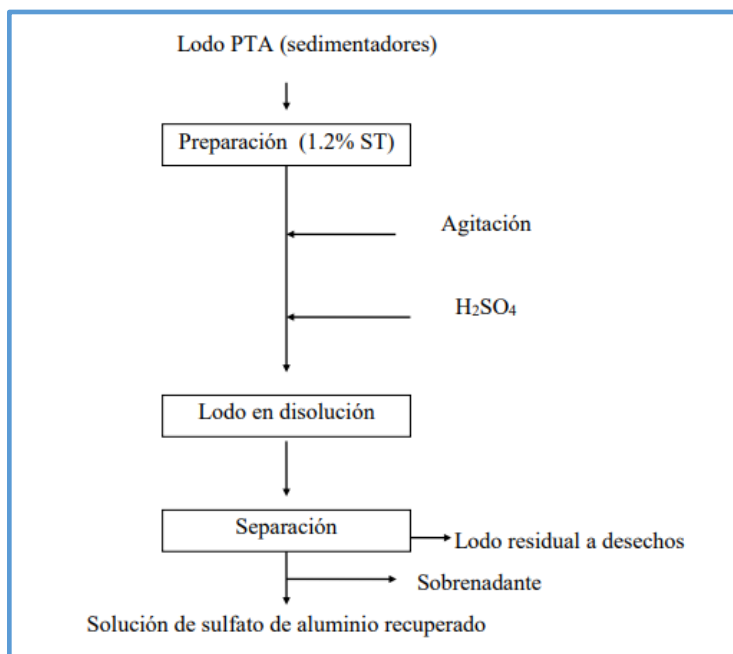
Estequiométricamente, el proceso de recuperación química del aluminio mediante ácido sulfúrico se expresa en la siguiente ecuación.



Es el ácido sulfúrico el utilizado para la recuperación dado que éste presenta costo relativamente bajo y posee además, la propiedad para extraer coagulantes primarios.

Según la formula antes descripta, para lograr la disociación del hidróxido de aluminio y el agua ($Al(OH)_3 \cdot 3H_2O$) para convertirlo en aluminio (Al^{+3}) se requerirán 1.5 moles de ácido por cada mol de $Al(OH)_3 \cdot 3H_2O$ o 1.11 Kg de ácido por kilogramo de $Al(OH)_3 \cdot 3H_2O$ o 5.45 Kg. de ácido por kilogramo de Aluminio (Nuñez Zarur- Castro Peña 2011) aunque esta disolución llega a ser completa debido a otras sustancias que demandan parte del ácido y será necesario considerar la presencia de otras sustancias de reacción alcalina, como los bicarbonatos y carbonatos, que demandan ácido, por lo que es necesario emplear un exceso con respecto al equivalente estequiométrico del $Al(OH)_3 \cdot 3H_2O$ presente (Chen, et al., 1976). Entonces se deberá considerar que para la recuperación de alumbre (sulfato de aluminio), la demanda de ácido se determina en el laboratorio por titulación de la muestra con H_2SO_4 (25%). Sin embargo, se notará que la disolución de aluminio depende del tiempo, y por lo tanto son necesarios mínimo cerca de 15 minutos de mezcla para lograr que la reacción se complete (Letterman & Driscoll, 1982)

Figura 9: esquema del proceso de recuperación de sulfato de aluminio



Fuente: Barba, Mesa y Rosero Moreano (2000)

El sulfato de aluminio recuperado posee una efectividad similar a la del sulfato comercial luego de 10 ciclos de extracción, aunque el rendimiento de clarificación es menor, dado que el 10 mg/l de alúmina comercial remueve el 90% del color del agua cruda, mientras que una dosis de aluminio recuperado remueve solamente entre el 70 y 80%. (Nuñez Zarur-Peña Castro-2011)

Tratamientos de barros

El barro que se genera durante el proceso de clarificación de aguas en las plantas potabilizadoras, son procedentes mayormente de las extracciones o purgas efectuadas en la decantación y del lavado de los filtros.

La composición de estos es mayormente plancton, materiales minerales y órganos floculados, hidróxidos metálicos (hierro y manganeso), y las materias añadidas para su tratamiento: hidróxidos metálicos procedentes del coagulante y eventualmente, carbón activo en polvo. Cuando los fangos proceden solo de

una filtración, su concentración de 200 a 1.000 g/m³, sobrepasando, por tanto, los límites admitidos normalmente para el vertido a un río. (Orellana 2005)

El acondicionamiento antes de la deshidratación implica un tratamiento químico y físico del lodo para lograr la remoción del agua y mejorar la captura de sólidos.

El espesamiento que se realiza para la recuperación del sulfato de aluminio, genera un sólido más concentrado que el barro que se genera normalmente en una planta potabilizadora por lo que se pueden disponer finalmente de manera sanitaria luego del proceso de deshidratación y secado, lo que se puede realizar de varias formas

- Vertido sobre lechos de secado.
- Paso a través de filtros prensa, filtros al vacío, filtros de barrera o centrifugadores.

Una vez realizado este paso, el sólido final podrá ser dispuesto finalmente, siendo utilizado como material de cobertura en rellenos sanitarios.

Sobre tratamiento de aguas residuales

Las aguas residuales, son aquellas que han sido utilizadas para alguna actividad y en ese proceso se les ha alterado alguna característica, ya sea química física o biológica.

Los orígenes de este tipo de aguas pueden ser domiciliarias, agrícolas o industriales y presentan diferentes tipos de contaminantes que afectan al cuerpo receptor y a todo el entorno.

Aguas residuales agrícolas

Estas normalmente son de vertidos difusos en su mayoría, pueden existir concentraciones de líquidos residuales de grandes volúmenes, en los lugares donde se realiza engorde de ganado (feed lot) o en las zonas donde se lleva a

cabo el ordeño (tambo). Las características de estas aguas son una elevada concentración de materia orgánica. (FUNIBER- 2010) además las aguas procedentes de las labores agrícolas pueden presentar concentraciones de fertilizantes los que aportan compuestos químicos tales como nitratos, fosfatos y compuestos de amoníaco pueden contaminar ríos, lagos y mares, alterando el equilibrio de las especies acuáticas. Así también estos líquidos pueden presentar concentraciones de agroquímicos como plaguicidas, herbicidas, fungicidas y pesticidas generando toxicidad en el ambiente (Espigares García-1995)

Las aguas residuales domesticas

Las aguas residuales se dividen en aguas negras o fecales: procedentes de orina y excretas de los seres humanos y contienen gran cantidad de microorganismos tanto aerobios como anaerobios como también materia orgánica. Aguas blancas o de lavado: provienen tanto de la cocina, donde pueden existir restos de materia orgánica y productos químicos de limpieza, como también agua de lavado tanto de ropa como de la ducha, esta se caracteriza por poseer gran cantidad de productos como shampoo, jabones detergentes suavizantes, (Metcalf y Eddy 1995)

Las características generales de las aguas residuales domiciliarias son similares, para la zona y en función del consumo de agua se estima que la carga orgánica promedio expresada en DBO es de 300 mg/L.

Este se obtiene del aporte de 60g/p/día establecido como constante y la dilución con el consumo de agua en la ciudad 200 l/p/día considerando coeficiente de pérdida que no ingresa a la red cloacal de un valor aproximado de 20%.

Las aguas residuales industriales

Son las aguas residuales provenientes de los procesos de producción propios de cada industria, su característica es variable según el tipo de industria y dentro de un mismo estilo de industria, también afecta la tecnología de elaboración del producto.

Las industrias a modo general, pueden categorizarse según el tipo procesos productivos que poseen cada una de ellos, a saber: Curtidos y pieles, pasteras y papeleras, alimenticia, textil, química entre otras. (Funiber, 2010). En la zona prevalecen las industrias del tipo alimenticias las que predominan en mayor cantidad, principalmente frigoríficos avícolas.

El impacto de los efluentes en los cuerpos receptores

Los cursos de agua superficiales se convierten normalmente en cuerpos receptores de todo tipo de aguas residuales; un curso de agua superficial posee un poder de autodepuración degradando muchos de los contaminantes que lo impactan, este proceso se lleva a cabo por una serie de procesos de tipo físico, químico y biológico que se encuentran estrechamente relacionados entre sí y en mutua dependencia.

Los procesos físicos más característicos en la autodepuración son la sedimentación de las partículas, eliminación de microorganismos y aireación mediante el crecimiento de algas debido a la radiación solar (Molero Fernández et. al 2006). La capacidad de auto regeneración de un río dependerá de los siguientes tres aspectos: el caudal, que permitirá diluir el vertido y facilitar su posterior degradación, la turbulencia del agua, que aportará oxígeno diluido al medio, favoreciendo la actividad microbiana y, la naturaleza y tamaño del vertido que se haya producido a lo largo de su curso. En los mecanismos

naturales de autodepuración de un río se distinguen cuatro zonas según su contaminación y fase de depuración.

a) Zona de degradación: es la zona inmediata a la incorporación de las aguas contaminadas al río. Es el área de mayores concentraciones de contaminantes.

b) Zona de descomposición activa: el oxígeno desciende a los niveles mínimos, pudiendo llegar a cero.

c) Zona de recuperación: aumento de oxígeno disuelto, agua más clara, reaparición de la vida acuática macroscópica, disminución de hongos y aparición de algas.

d) Zona de agua limpia: condiciones de corriente natural. El oxígeno disuelto está cerca de la saturación. Quedan bacterias patógenas y compuestos metálicos no alterados por procesos bioquímicos existentes. (Suarez, 2008)

Los efectos de los contaminantes pueden ser diferentes en el espacio y en el tiempo, dependiendo del tipo de contaminante. Así, se pueden distinguir:

- Contaminantes de efecto inmediato. Se correspondería con los fenómenos clásicos que aparecen después de que el agua residual es vertida al medio y acompaña a los fenómenos de mezcla y dilución. Superada una concentración umbral se produce el efecto negativo. Este es el caso de la toxicidad aguda.

- Contaminantes de efecto diferido en el espacio. Los efectos de un determinado vertido se ven aguas abajo en el río, lejos del lugar en el que se produjo. Un ejemplo de este tipo de contaminantes es la materia orgánica provocando un descenso de los niveles de oxígeno disuelto (OD) aguas abajo.

- Contaminantes de efecto diferido en el tiempo. El efecto no se produce de forma inmediata, sino que está sujeto a fenómenos de acumulación y a la aparición de ciertas condiciones en el medio acuático, que pueden ser interanuales. Un ejemplo de este tipo de contaminantes son los nutrientes, que en determinados tipos de masas de agua pueden llegar a producir fenómenos

de eutrofización. Otro ejemplo es el fenómeno de toxicidad crónica, que puede llevar asociados fenómenos de bioacumulación. (Suarez 2008)

Algunos parámetros de control de vertidos a cuerpos receptores

Si bien existen un sin número de parámetros físicos, químicos y biológicos que presentan los efluentes, se describen a continuación los cuatro que se consideran más relevantes para este estudio, donde la reutilización de sulfato de aluminio actúa de forma directa a saber: la turbidez, el oxígeno disuelto (OD), la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y el pH final de efluente a verter al cuerpo receptor.

Turbidez

La turbidez del agua es un parámetro que se basa en la propiedad óptica que provoca que la luz se disperse y absorba, en lugar de ser transmitida. La dispersión de la luz que atraviesa un líquido es provocada principalmente por los sólidos suspendidos. A mayor turbidez, mayor será la luz dispersa, por ende, a mayor cantidad de partículas existentes en el agua mayor será el valor de la turbidez. La unidad de medición utilizada en América son las NTU (Unidades Nefelométricas de Turbidez) (Hanna Instrument, 2019).

La medición de este parámetro es útil tanto para agua potable como también para aguas residuales, si bien para agua potable está contemplado el valor máximo, tanto en el Código Alimentario Argentino como en el Decreto Provincial N° 2235/02, de la Secretaria de Estado de Obras y Servicios Públicos; para aguas residuales no existe éste parámetro, en el Anexo 1) decreto reglamentario N° 5837/91 de la ley provincial N° 6260/78 "Ley de prevención de la contaminación por parte de las industrias", como tampoco en el decreto N° 2235/02 que hace referencia a efluentes cloacales.

Potencial hidrógeno (pH)

El pH, indica la acidez o basicidad del agua, dado que ésta es un compuesto que presenta la capacidad de disociarse en iones hidronios e hidroxilos, (Funiber 2008), el pH es el logaritmo negativo en base 10 de la actividad del ion hidronio solvatado (H_3O^+), pero a menudo (aunque algo imprecisa) el pH se expresa como la medida de la concentración de iones hidronio en una solución (Contreras-Rojas Pérez -2016)

En química, un cologaritmo decimal se indica mediante la letra p. Este uso se originó con la cantidad de pH, definido como $-\log_{10} [H_3O^+]$. Basado en esta suposición del pH, la cantidad se define como $-\log_{10} K_a$

pH se define como el recíproco del logaritmo decimal (base 10) de la actividad del ion Hidrógeno (αH^+), en una solución.

Figura 10: concentración de H^+ que de OH^- según sustancias ácidas y básicas

	$[H] = 10^{pH}$	pH = -log [H]	pOH = 14 - pH	$[OH] = 10^{pOH}$	
ÁCIDAS	1	0	14	10000000000000	ÁCIDAS
	10	1	13	1000000000000	
	100	2	12	100000000000	
	1000	3	11	10000000000	
	10000	4	10	1000000000	
	100000	5	9	100000000	
	1000000	6	8	10000000	
NEUTRA	1000000	7	7	1000000	NEUTRA
BÁSICAS	10000000	8	6	100000	BÁSICAS
	100000000	9	5	10000	
	1000000000	10	4	1000	
	10000000000	11	3	100	
	100000000000	12	2	10	
	1000000000000	13	1	1	
	10000000000000	14	0	1	

Fuente Contreras-Rojas Pérez (2016)

Se entiende entonces que para una solución neutra a 25 °C en donde la concentración de iones Hidrógeno es de 1.0×10^{-7} M el pH se calcula como:

$$pH = \log \frac{1}{1.0 \times 10^{-7}}$$

$$pH = -\log(1.0 \times 10^{-7})$$

$$pH = -\log 1 + \log 10^7$$

$$pH = 0 + 7 = 7$$

De acuerdo a la definición de Sören Sørensen y tomando en cuenta los valores del producto iónico del agua: $pH + pOH = 14$, una solución que tiene un pH de 7.0, el pOH es también 7.

Oxígeno disuelto

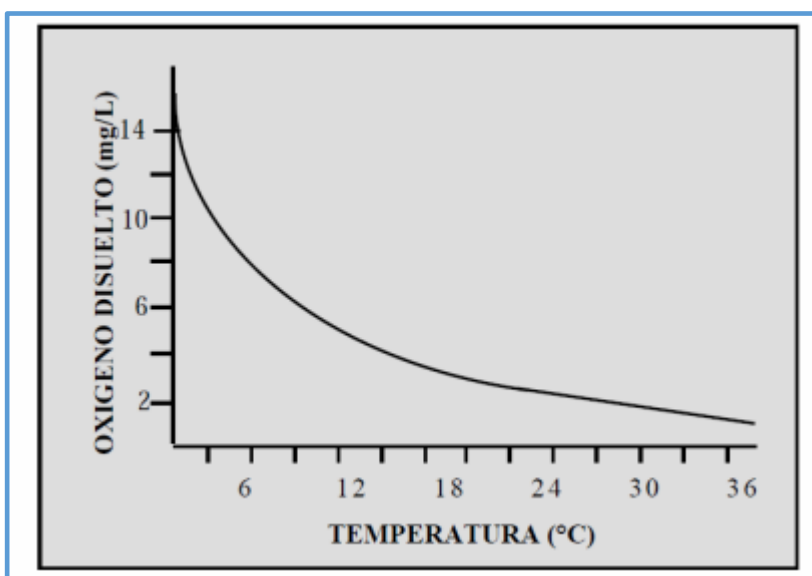
El oxígeno disuelto (OD) es la cantidad de oxígeno gaseoso que esta disuelto en el agua. La cantidad del elemento o su concentración, se debe a que el oxígeno que entra en el sistema y el que se consume por los organismos vivos, donde el que ingresa al agua se da mayormente mediante intercambio con el oxígeno absorbido de la atmósfera. Este oxígeno se disuelve con facilidad hasta que el agua se satura. Una vez disuelto, se difunde lentamente y su distribución depende del movimiento del agua. Este proceso es natural y continuo, de modo que continuamente existe intercambio de oxígeno entre el agua y el aire, a mayor turbulencia del cuerpo de agua mayor incorporación de oxígeno. (Waterboards 2018).

Las plantas acuáticas juegan un papel de relevancia en el proceso dado que durante el día captan dióxido de carbono y lo devuelven en forma de oxígeno.

El oxígeno disuelto en una masa de agua, se establece como la concentración de oxígeno que puede tener el agua a una temperatura

determinada, se conoce también como el porcentaje de saturación. La unidad es miligramos por litro (mg/l) aunque también se expresa en partes por millón (ppm). Al aumentar la temperatura, disminuye la cantidad de oxígeno disuelto en el agua. Cuando el agua contiene todo el oxígeno disuelto a una temperatura dada, se dice que está 100 por cien saturada de oxígeno. Arroyo Correa et al (2012)

Figura 11: Disolución de oxígeno en agua a diferentes temperaturas



Fuente: Arroyo Correa et al (2012)

Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

La DBO es uno de los parámetros más utilizados en la caracterización de los contaminantes orgánicos. Esta determinación brinda un estimado del oxígeno disuelto requerido por los microorganismos en la degradación de los compuestos biodegradables, es decir es una medida indirecta, a través del oxígeno consumido, de la cantidad de materia orgánica biodegradable que posee el agua. (Menéndez Gutiérrez-Pérez Olmo, Procesos 2007).

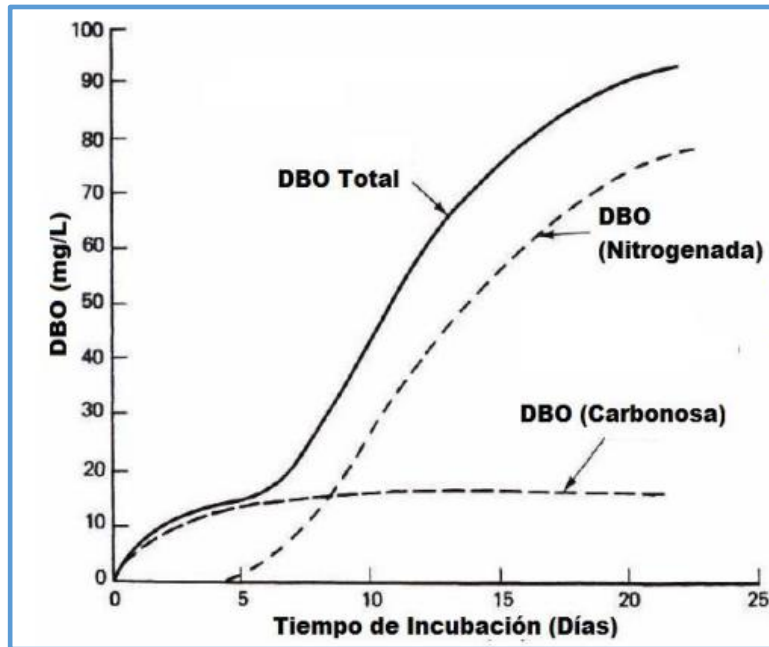
Si bien el proceso de degradación de la materia orgánica biodegradables es en un periodo de 20 días, a los fines de la realización de análisis de laboratorio y dado que en los primeros días se genera la mayor parte de la degradación, la DBO se determina y se expresa en los primeros 5 días (DBO_5)

Por lo tanto, la DBO_5 representa únicamente la medida de la contaminación orgánica o carbonada. Si en el agua tratada ha comenzado ya un proceso de nitrificación, una cierta cantidad de las bacterias nitrificantes presentes continuará la nitrificación durante los 5 días de incubación, facilitada además por: - una baja concentración de la contaminación orgánica, generalmente de 5 a 10 mg/l de DBO_5 soluble. - una temperatura favorable de 20° C. DBO_5 rápida y lentamente degradable.

Las aguas residuales urbanas contienen dos grupos de componentes químicos degradables fundamentalmente diferentes:

- El primero está compuesto esencialmente por ácidos volátiles y azúcares. Su velocidad de degradación es muy rápida. Queda representada por la DBO rápidamente biodegradable o DBO rápida.

- El segundo, que está compuesto por el resto de la materia orgánica degradable, corresponde, en su mayor parte, a partículas y coloides. Su degradabilidad tiene una cinética del orden de diez veces menor que la anterior. Es la DBO lentamente degradable o DBO lenta, representada por DBO_{5r} y la DBO_5 lentamente degradable por DBO_{5l} . (Ronzano y Dapena-1995).

Figura 12: DBO carbonosa, nitrogenada y total en función del tiempo

Fuente: Metcalf y Eddy (1998)

Tratamiento de aguas residuales

Sistemas de tratamiento de aguas residuales

Los sistemas de tratamientos son los encargados de reducir las cargas contaminantes presentes en las aguas residuales, mediante la aplicación de métodos artificiales que buscan imitar el proceso de autodepuración natural de las aguas, para evitar contaminación en el cuerpo receptor.

De esta manera, los contaminantes de las aguas residuales pueden ser eliminados o reducidos mediante la aplicación de uno o más fenómenos de tipo:

- Físico (operaciones unitarias de separación física)
- Químico (procesos unitarios de transformación química)
- Biológico (procesos unitarios de transformación bioquímica) (R. Rivas

2012)

Debido a que el agua residual posee normalmente sólidos que deben ser degradados, es común que se realice el tratamiento en dos líneas diferentes

Línea agua

Normalmente se compone de varios sistemas combinados, donde en cada uno de ellos se va eliminando la carga contaminante mayormente orgánica y puede reducir la DBO hasta un 85-95% como también de material en suspensión (Rodríguez García 2014)

Los sistemas de tratamientos se clasifican de la siguiente manera:

Pre tratamiento

Es la etapa previa al tratamiento primario, aquí se trata de eliminar sólidos que puedan dañar las bombas o generar interferencias en las siguientes etapas de tratamiento. La eliminación de cuerpos voluminosos, trapos, palos, hojas, arenas, grasas y materiales similares, que llegan flotando o en suspensión a la planta deben ser eliminados diferentes etapas, pudiendo ser: desbaste y desengrasado, homogenización de pH cargas orgánicas o caudales, cámara de rejillas y desordenadores. (Metcalf y Eddie 1998)

Cribas o rejillas

Estas se clasifican según su forma de limpieza: manual o mecánica, por el tamaño entre los barrotes: fina entre 0,5 y 1,5 cm, media entre 1,5 y 5,0 cm y gruesa mayor a 5,0 cm y por su inclinación: verticales 90° respecto de la horizontal o inclinadas: entre 60° y 80° respecto de la horizontal.

Desarenador

Tiene por objeto separar del agua cruda, la arena y partículas en suspensión gruesa, con el fin de evitar que se produzcan depósitos en las obras de conducción, proteger las bombas de la abrasión y evitar sobrecargas en los

procesos posteriores de tratamiento. El desarenado se refiere normalmente a la remoción de las partículas superiores a 0,2 mm. Poseen un tiempo de residencia hidráulica de 3 minutos aproximadamente.

Desengrasador

Normalmente ubicado al final de la estructura del desarenador, el objeto de la operación de desengrasado es eliminar las grasas, aceites, espumas y demás materias flotantes más ligeras que el agua, que de otra forma podrían distorsionar los procesos de tratamiento posteriores. El desengrasado se realiza por gravedad o se realiza mediante insuflación de aire, para des emulsionar las grasas y conseguir mejor flotación de estas de forma más rápida. (Fernández 2016)

Homogenización

La homogeneización de caudales, se emplea para que los sistemas de tratamiento posteriores funcionen de forma constante regulando el caudal, de la misma forma, el homogeneizador, también se utiliza para amortiguar las variaciones de cargas que puede presentar un proceso productivo de una industria.

Como ventajas de esta etapa, se encuentran: la mejora del tratamiento biológico, ya que eliminan o reducen las cargas de choque, se diluyen las sustancias inhibitoras, y se consigue estabilizar el pH, mejora de la calidad del efluente y del rendimiento de los tanques de sedimentación secundaria al trabajar con cargas de sólidos constantes, en el tratamiento químico, el amortiguamiento de las cargas aplicadas mejora el control de la dosificación de los reactivos y la fiabilidad del proceso. (Kelly, 1998).

Tratamiento Primario

En esta fase se eliminan fundamentalmente los sólidos en suspensión y algo de materia orgánica por impregnación. Se logra sedimentar los materiales suspendidos usando tratamientos físicos o físico-químicos, en algunos casos dejando, simplemente, que las aguas residuales estén un tiempo determinado en grandes tanques o, en el caso de los tratamientos primarios mejorados, añadiendo al agua contenida en estos grandes tanques, sustancias químicas quelantes (hacen más rápida y eficaz la sedimentación). Las operaciones que puede incluir son: desbaste de sólidos, decantación primaria y lagunaje anaerobio. El pre tratamiento y el tratamiento primario son comunes a todos los sistemas de depuración, sólo varía en los niveles de automatización que incorpora. (Peñas Alguacil 2009)

Tratamiento Secundario

Su finalidad es la reducción de la materia orgánica presente en las aguas residuales, una vez superadas las fases de pretratamiento y tratamiento primario. El tratamiento secundario puede ser físico-químico o biológico.

Tratamiento Biológico

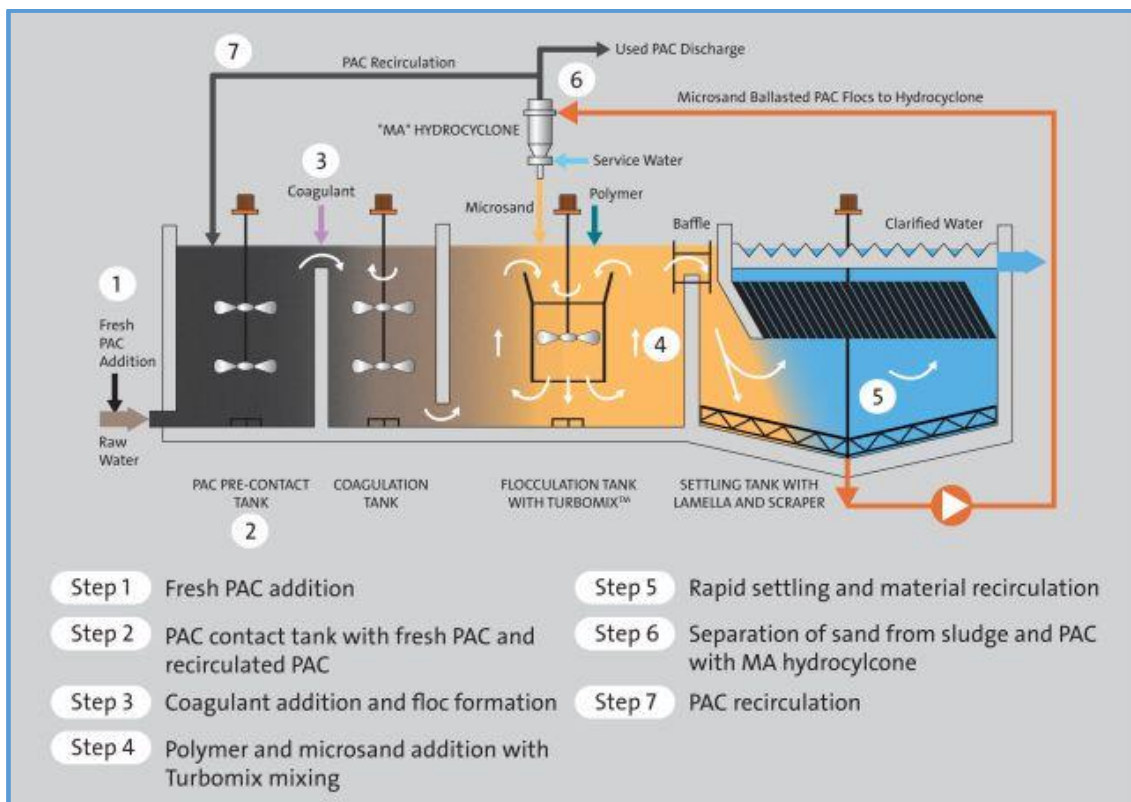
El tratamiento secundario biológico, empleado para las aguas residuales puede ser anaerobio, facultativo o aireado, y puede presentar un proceso de decantación secundaria. El proceso biológico puede llevarse a cabo por distintos procedimientos. Los más usuales son los procesos denominados fangos activados y lechos bacterianos o percoladores. Existen otros procesos de depuración aerobia de aguas residuales tales como: filtros verdes, lechos de turba, contactores biológicos rotativos y sistemas de lagunaje, siendo estos últimos los más utilizados en la zona ya sea para el tratamiento de aguas

residuales urbanas como industriales con elevada carga orgánica. (Rodríguez García 2014)

Tratamiento físico-químico (precipitación química)

Sistema de tratamiento convencional: Es un tratamiento secundario que consiste al igual que en el proceso de potabilización, de la incorporación de sustancias coagulantes floculantes para que precipiten la mayor cantidad de partículas en sedimentadores secundarios, posteriormente estos solidos que precipitan deberán ser tratados en la línea de barros. (Metcalf y Eddy 1888).

Figura 13: esquema del proceso de precipitación química



Fuente: Aigues.net

Flotación por aire disuelto (FAD)

El proceso de flotación por aire disuelto (FAD), es un proceso utilizado en muchas industrias, consta de una de separación por fases que remueve grasas, aceites, sólidos suspendidos y DBO, logrando de esta forma la clarificación del agua.

El agua residual es bombeada a un recipiente, previo el proceso de coagulación que se da mediante una tubería en zigzag dispuesta a un costado del sistema, el resultado es la separación de los sólidos del agua para formar microflocs que generalmente tienen una carga eléctrica positiva. Seguidamente se inyecta un floculante dentro de la tubería, justo antes del segundo mezclador estático. La floculación es la aglomeración de microflocs que aumentan el tamaño del floc (macroflocs), haciendo posible la flotación al inyectarle aire disuelto.

La flotación se da mediante la introducción de burbujas de aire para la separación y concentración de fangos, estas pequeñas burbujas de aire logran que las partículas formen un conjunto de densidad menor que la del agua y floten.

Se trata entonces de saturar una corriente de agua (reciclo) con aire bajo presión y hacerlo pasar por un proceso de expansión a través de una boquilla o una válvula de aguja.

Así se producen burbujas muy finas del orden de 50-100 μm que dan al líquido un aspecto lechoso, estas burbujas suben lentamente. Existen varios aparatos y procesos de dilución y expansión (Forero et al 1999). Cuando a la flotación por aire disuelto se le agrega un tratamiento de coagulación - floculación, el rendimiento en la separación de la materia sólida en suspensión es mucho mayor. Este sistema de tratamiento de aguas puede alcanzar una eficiencia de hasta el 99% dependiendo del líquido a tratar. (Chávez Vera, 2017)

La flotación será de al menos 5 veces más rápida que una decantación convencional (de 2 a 2,5 horas). El sistema además permite que se formen aglomerados de partículas de gas que, como racimos, forman conjuntos que duplican la velocidad ascensional inicial. El resultado es una rápida eliminación de la carga de sólidos.

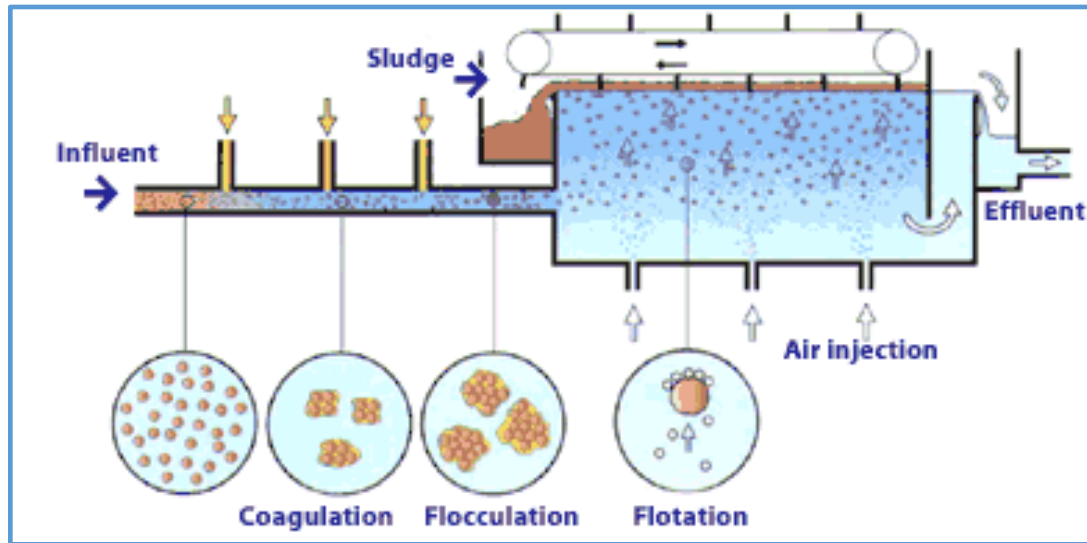
Los aglomerados de aire y partículas suben hacia la superficie del flotador donde tiene lugar una continua deshidratación, antes de ser descargados por el rascador superficial al interior del colector.

El rascador está accionado por un motor variador. Las partículas pesadas, como arenas, quedan en el compartimento de sedimentación, construido en el fondo. Una válvula accionada neumáticamente retira el fango formado que a través de una tubería vuelve a la homogenización a la cabeza de planta.

La retirada de fangos flotados puede hacerse por simple gravedad, mediante la salida de fangos, y siempre que se necesite puede elevarse el flotador mediante zapatas para poder retirar dichos fangos sin necesidad de bombeo. (Ecopreneur 2017)

Las partes que componen el proceso son:

- ✓ Generación y distribución de microburbujas en el agua por tratar
- ✓ Colisión entre las microburbujas y las partículas suspendidas en el agua
- ✓ Contacto interfacial del sistema partícula/burbuja
- ✓ Arrastre de otras partículas que se encuentran en la trayectoria de los aglomerados que ya se han formado
- ✓ Ascenso del aglomerado a la superficie donde debe removerse.

Figura 14: esquema de funcionamiento FAD

Fuente: Partner SA (2018)

Tratamiento Terciario

El tratamiento terciario es el procedimiento más completo para tratar el contenido de las aguas residuales, pero no ha sido ampliamente adoptado por ser muy caro. Este tratamiento consiste en un proceso físico-químico que utiliza la precipitación, la filtración y/o la cloración para reducir drásticamente los niveles de nutrientes inorgánicos, especialmente los fosfatos y nitratos del efluente final. El agua residual que recibe un tratamiento terciario adecuado no permite un considerable desarrollo microbiano. Algunos de estos tratamientos son los siguientes: adsorción, cambio iónico, procesos de separación por membranas, nitrificación, desnitrificación. (Traconis, 2010)

Tabla 2: tipos de tratamiento de aguas residuales

Línea agua: etapas de tratamiento de aguas residuales				
Etapa	Objetivo	Unidades representativas	Fenómenos principales	eficiencia
Pretratamiento	Remover sólidos gruesos para evitar atascos, abrasión y daños a tuberías, bomba equipos y a otros elementos de la depuradora	<ul style="list-style-type: none"> • Pozo de gruesos • Rejillas • Desarenador • Desengrasador • Tanque de homogenización • Tanque de neutralización 	Físicos. Químicos (neutralización)	No se considera que se logren remociones significativas en DBO y SST
Tratamiento Primario	Remover la mayor parte de la materia orgánica suspendida decantable	<ul style="list-style-type: none"> • Decantadores primarios (por gravedad o asistidos químicamente) • DAF (unidades de flotación por aire disuelto. Usadas para efluentes industriales, especialmente) • Tamices 	Físicos. Químicos (decantación asistida).	DBO: hasta 50% (hasta 80% con decantación asistida) SST: hasta 70% (hasta 85% con decantación asistida)
Tratamiento secundario	Remover materia orgánica soluble y suspendida. Eliminar patógenos y otros elementos contaminantes.	<ul style="list-style-type: none"> • Reactores biológicos aerobios (lodos activados, filtros percoladores, biodiscos, humedales, lagunas) • Reactores biológicos anaerobios (UASB, RAP, EGSB) 	Biológicos	DBO: hasta un 92% SST: hasta un 90 %
Tratamiento terciario	pulimento en la reducción de la materia orgánica. Eliminación de contaminantes específicos	<ul style="list-style-type: none"> • Coagulación-floculación • Adsorción • Intercambio iónico • Filtración • Lagunas • Desinfección. 	Químicos. Biológicos	Eficiencias variables de remoción, dependiendo del tipo de contaminante

Fuente: adaptado de Lozano-Rivas (2012)

Línea fangos

Es la parte del proceso que mayor variantes admite, siendo lo más frecuente encontrar estaciones depuradoras de aguas residuales (E.D.A.R.) con un espesamiento independiente de los fangos primarios y fangos en exceso, posteriormente los fangos, una vez concentrados, se envían a una instalación de digestión anaerobia en dos etapas: la primera calentada y la segunda sin calentamiento. Los fangos digeridos se acondicionan químicamente, enviándose a una instalación de secado mecánico mediante filtros prensa, filtros banda o centrifugación. El gas metano producido en el reactor anaerobio es almacenado en un gasómetro, para reutilizarlo en el calentamiento del digester primario. El exceso se quema en una antorcha, se recupera en un motor-generator, para producir energía eléctrica o se utiliza como elemento combustible de calefacción de los edificios y tratamientos de la E.D.A. R. (Rodríguez García 2014)

Metodología

Sobre la planta potabilizadora de Concepción del Uruguay

La planta potabilizadora de la ciudad de Concepción de Uruguay se encuentra dividida en dos sectores, el sector viejo, que comenzó a funcionar a finales de la década del 1930, con un diseño que permitía la provisión de agua para 50.000 habitantes, actualmente este sector procesa caudales máximos horarios de aproximadamente entre 800 m³/hora a 850 m³/hora. Debido a que la cantidad de agua generada no alcanzaba a abastecer al total de la población actual, se construyó, mediante el plan maestro de aguas, una ampliación para aumentar la capacidad de producción (sector nuevo).

El sector nuevo procesa aproximadamente un total de 600 m³/hora sumando entre los dos sectores un total aproximado de 1450 m³/hora, debido al funcionamiento, operación y limpieza de las etapas el total diario máximo cercanos a los 22.000 m³/día en épocas de verano (plan maestro de agua).

Debido a las condiciones de calidad agua del Río Uruguay, el valor de la dosificación del coagulante-floculante utilizado (sulfato de aluminio), puede establecerse como un promedio de 30 mg/l, esa dosificación se determina en el laboratorio mediante la prueba del Jar Test, donde se incorporan 3 ml de la solución de $Al_2(SO_4)_3$ al 1% y luego es trasladada a planta, donde la concentración de 7,5% ya que se prepara en cubas donde se incorporan 9 bolsas de 25 kilogramos en 3 m³ de agua. Por lo que la cantidad de sal de sulfato de aluminio consumido es de aproximadamente de entre 7900 kg y 8500 kg de producto, promediando unas 300 bolsas de 25 kg semanales.

A su vez para neutralizar el pH del agua, que es bajo debido a la acción del sulfato de aluminio, se utilizan unas 100 bolsas de 20 kg de cal semanalmente.

El barro que se va acumulando en los sedimentadores varía en función de la calidad del agua y en función de la metodología de limpieza de cada sector, el sector nuevo y el sector viejo.

En el sector viejo, el lodo se va acumulando a lo largo de los tres sedimentadores que son lavados de forma manual al cabo de 20 días aproximadamente, realizándose esta de forma discontinua, un decantador por día, a fin de no dejar de brindar el servicio.

En el sector nuevo, el sedimentador está dividido en dos compartimentos donde el barro acumulado, es desagotado automáticamente mediante 10 válvulas que se accionan de a una válvula por vez y la frecuencia de apertura es cada 5 minutos durante un periodo aproximado de 30 segundos.

Esquema de trabajo

Para llevar adelante el proceso de recuperación y determinación de eficiencia de la sal de sulfato de aluminio reciclado proveniente de la planta potabilizadora de la ciudad, se estableció como primera instancia la realización de una división de las tareas a desarrollar a fin de contar con un esquema organizacional que quedó establecido en el desarrollo de cuatro etapas diferentes, para dar cumplimiento a los tres objetivos específicos a saber.

Para el objetivo primero: extraer el aluminio de los barros mediante acidificación en función del pH, estableciendo la concentración de ácido a utilizar para la recuperación, se subdividió en dos etapas

- Primera etapa: Recolección del barro
- Segunda etapa: Recuperación del aluminio

Para llevar adelante el segundo objetivo: determinar la efectividad del sulfato de aluminio recuperado, para la clarificación de aguas residuales,

comparando la eficiencia en relación a dosis de producto, turbidez y pH final de la muestra de agua residual se subdividió en:

- Tercera etapa: Recolección de agua residual
- Cuarta etapa: Determinación de eficiencia

Para realizar el análisis comparativo del producto recuperado, en relación a otros productos comerciales se estableció la última etapa

- Quinta etapa: Comparativa con otros productos comerciales

Primera etapa (Recolección del barro)

La primera etapa se basó en la recolección del barro de los decantadores, se decidió, que debido a que el sector nuevo de la planta posee descarga automática de los mismos, se recogieron los barro únicamente de ese sector, dado que tanto la calidad como la cantidad en relación a la parte más antigua de la planta son proporcionalmente similares.

La fuente de agua de la planta potabilizadora, (Río Uruguay) sufre cambios en la calidad del agua a lo largo del año debido principalmente al aumento drástico de caudal en épocas de crecientes, variabilidad de la calidad debido a las escorrentías superficiales por lluvias intensas, como así también en momentos de bajas considerables. Estos cambios generan una modificación en la dosificación de sulfato de aluminio, en relación a la cantidad de sólidos que se deban precipitar, variando de esta forma la calidad y la cantidad de barro generado en los sedimentadores.

Dada la condición anterior y a fin de poseer un valor más representativo se decidió realizar muestras bimestrales, a fin de cubrir un año calendario contemplando la variabilidad estacional, los meses seleccionados fueron febrero, abril, junio, agosto, octubre y noviembre de 2021.

La metodología para la extracción de los barros del sedimentador (figura 15), se estableció in- situ en función de varias pruebas en el campo.

Figura 15: Sedimentador y cañerías de purga



Para la recolección del barro se esperaba el momento en que la válvula automática dejara caer el lodo por gravedad impulsado por el peso del agua contenida en el decantador (figura 16), dada la fuerza con la que caía, la recolección de forma directa sea muy difícil. Además de esto, la calidad y cantidad del barro que se escurre en el proceso de purga, no es la misma durante el tiempo que dura el proceso de descarga de cada válvula (30 segundos).

En primera instancia el barro se observa más denso y oscuro, mientras en el final de la descarga está compuesto mayoritariamente por agua del decantador.

Figura 16 : Purga del barro en diferentes momentos de la descarga



En relación a lo anterior y a fin de que el proceso de recolección sea seguro y más representativo de los diversos momentos de descarga, se definió como punto de muestreo el final del canal donde el barro es conducido hacia a la cañería que lo lleva a disposición final (cuerpo receptor).

Al momento que el barro circulaba en ese punto se recolectaba con balde plástico y de allí se completaban recipientes de 500 ml (figura 17) los cuales eran llevados para su posterior análisis en el laboratorio.

Figura 17: Recipiente contenedor del barro



Segunda etapa (Recuperación del aluminio)

La recuperación del aluminio se llevó a cabo en el laboratorio de aguas la Facultad de Ciencias de la Salud (UNER), donde se disponía del instrumental y reactivos necesarios para realizar las determinaciones y reacciones necesarias para el proceso.

Al momento que se recolectaban las muestras, éstas eran llevadas al laboratorio; a fin de estructurar el proceso se realizó un esquema que contenía una secuencia de actividades, que fue ajustada en pruebas previas a la fecha del presente estudio.

Se realizaron pruebas durante los últimos meses del año 2020 cuando el ASPO (Aislamiento Social Preventivo y Obligatorio) comenzó a flexibilizarse y se pudo concurrir de forma presencial al laboratorio, a fin de ajustar detalles al momento de la realización de la tesis.

Esquema para la recuperación del aluminio

1. Medición de pH del barro
2. Medición Densidad del barro
3. Incorporación polielectrolito
4. Reposar 10 minutos sedimentación
5. Medición de la cantidad de sólido sedimentado
6. Descarte de líquido sobrenadante
7. Acidificación hasta pH 2,5
8. Medición nuevamente el barro que quedó, descartar el barro usar el líquido
9. Dejar reposar durante 24 horas

Medición de pH del barro

Para la determinación del pH se utilizó Peachímetro de mesa marca Adwa Modelo AD1000 / AD1020. El contenido del barro (500 ml), se dispuso en un vaso de precipitado de vidrio agitándolo para homogenización (figura 18) luego

se introdujo el electrodo hasta que indique una medición estable, una vez realizado este paso, se incorporó el valor en una planilla diseñada para tal fin.

Figura 18: Barro en agitador para su homogenización



Medición densidad del barro

Una vez determinado el pH se colocó el vaso de precipitado en un agitador magnético a fin de mezclar y homogenizar el barro, una vez realizado esto, se extrajo, mediante una pipeta aforada, 50 ml del barro y fueron incorporados a un recipiente plástico previamente tarado en una balanza analítica marca Denver Instrument Modelo MXX-412, (figura19), con el dato de la masa y el volumen se determinó la densidad del barro. Una vez realizadas las mediciones se determina la densidad y se la incorpora en la planilla.

Figura 19: Determinación de la densidad del barro



Incorporación polielectrolito

Con el objeto de espesar aún más el barro y que este proceso se realice de forma rápida, se incorporó a los 500 ml de barro 5 ml de polielectrolito como floculante, se utilizó un floculante aniónico.

El producto se incorporó mientras la muestra de barro se removía de forma lenta mediante el agitador magnético, durante unos 5 minutos, para que se formen y crezcan los flóculos y luego comiencen a precipitar una vez detenido el agitador, dejándolo reposar por 10 minutos aproximadamente. (Figura 20)

Figura 20: Espesamiento del barro con floculante



Una vez sedimentado el lodo, se extrajo la mayor parte del líquido y se colocó el resto junto con el barro en una probeta (figura 21) y se dejó nuevamente sedimentar, se descartó el líquido restante para determinar el volumen real de barro a acidificar, de la muestra de 500 ml, posteriormente se comenzó el proceso de acidificación.

Figura 21: Sedimentación final y determinación del volumen de barro



Acidificación hasta pH 2,5

Con el barro espesado se procedió a incorporarlo en un vaso de precipitado, a fin de comenzar con la acidificación hasta un de pH 2,5, que según bibliografía es el valor que mejor resultados alcanza en relación a la cantidad de ácido sulfúrico a incorporar.

Para la realización de la acidificación, se preparó en una probeta de 100 ml, una solución de ácido sulfúrico al 25% v/v, representando 25 ml de ácido sulfúrico (H_2SO_4) y 75 ml de agua destilada, debido a la reacción exotérmica que se genera, se eleva demasiado la temperatura por lo que se creyó conveniente utilizar una solución de 2,5%v/v, representando 2,5 ml de ácido sulfúrico (H_2SO_4) como soluto y 97,5 ml como solvente generando 100 ml de solución.

El barro se incorporó a un vaso de precipitado y mediante el agitador magnético de forma lenta, se mantenía en movimiento permanente, la solución de ácido sulfúrico, se comenzó a incorporar al barro con una bureta graduada, a fin de realizar la lectura del volumen de ácido incorporado al momento en que el pH llega al valor de 2,5. (Figura 22)

Figura 22: Acidificación del barro



Una vez que el pH llegó al valor 2,5 se colocó el contenido en una probeta y se dejó nuevamente precipitar el lodo durante unos 10 minutos, luego se vertió el líquido sobrenadante, que es el sulfato de aluminio recuperado, y se lo incorporó a otra probeta para realizar la mensura del volumen y el lodo restante también fue mensurado y luego se descartó (Figura 23). El líquido final posee una tonalidad ámbar y se dejó en un envase plástico donde se etiquetó la fecha del proceso.

Figura 23: Separación final del aluminio y el residuo



Tercera etapa (Recolección de agua residual)

Para la determinación de la eficiencia del sulfato de aluminio recuperado y la comparativa entre otros productos comerciales, se recogió agua residual de diferentes fuentes a fin de poder conocer la posible aplicabilidad del producto.

En algunos casos no fue posible conseguir el agua residual en las condiciones esperables, (las empresas no permitieron que se extrajera agua residual solo con un pre tratamiento o un tratamiento primario), de todas

formas, en función del proceso que haya atravesado el agua, se realizaron las determinaciones de la carga contaminante expresada en DBO.

Los efluentes líquidos que fueron utilizados para la realización de las distintas determinaciones fueron:

Aguas residuales urbanas

Provenientes de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Cloacales, que abarca un sector de la ciudad, recogiendo el líquido luego de que éste atravesara el proceso de pretratamiento, el cual consta de una cámara de rejillas, un depósito de bombeo, un desarenador y un desengrasador.

Agua residual industrial de frigorífico

Obtenida de un frigorífico avícola luego de un tratamiento secundario, compuesto por un sistema de lagunas de estabilización en serie, una anaeróbica y otra facultativa.

Agua residual industrial de fábrica de sub productos

Procedente de una fábrica de subproductos derivados de pollo luego de un proceso de tratamiento secundario (DAF sin incorporación de químicos y una laguna de decantación).

Agua de lixiviado de residuos

El agua residual del relleno sanitario de la ciudad, se obtuvo con autorización del encargado de la planta. Debido a que no había llovido de forma considerable desde hace ya tiempo, se previó la posibilidad de encontrar poca cantidad en la cámara de aforo, el líquido residual normalmente llega a la cámara de aforo y es re bombeado nuevamente al relleno a fin de que ese proceso lo vaya degradando y además no se generen grandes cantidades de lixiviado a tratar. Sobre todo en este relleno que se encuentra próximo su etapa

de clausura, a fin de comenzar a verter en el relleno nuevo que está en construcción.

Agua de un curso de agua superficial:

Se extrajo de un curso de agua (Arroyo El Curro), en un punto donde éste se ve fuertemente impactado con diversos efluentes, tanto cloacales como industriales.

De cada una de las muestras, se obtuvo un volumen de 20 litros, a fin de poder realizar el ensayo del Jar test, además inicialmente se les determinó turbidez, pH, oxígeno disuelto y DBO.

Cuarta etapa (Determinación de eficiencia)

Para la determinación de la eficiencia del producto recuperado, se realizó una comparativa de la calidad de las aguas residuales al momento inicial y se luego de la incorporación del producto reciclado a fin de establecer el nivel de eficiencia según los parámetros estudiados mediante análisis en el laboratorio.

Determinación parámetros iniciales del agua

Oxígeno disuelto

Una vez con el agua residual en el laboratorio se comenzó a la realización de las determinaciones de la calidad inicial del agua a estudiar, en primera instancia se utilizaron 300 ml de la muestra para realizar la determinación del oxígeno disuelto en el agua, se realizó por titulometría mediante el método de Winkler, utilizando tiosulfato de sodio como titulante.(Figura 24) Una vez establecido el valor se anotó en la planilla diseñada para tal fin.

Figura 24: Determinación de oxígeno disuelto



Carga orgánica

Dado que, durante el proceso de clarificación realizado, decanta gran parte de la materia orgánica presente en la muestra de agua, se realizó, el análisis de demanda bioquímica de oxígeno en cinco días (DBO_5), para lo cual se realizaron diluciones con agua destilada, de la muestras problema en la proporción 25%,10%, 5% y 1% (para las aguas con alto contenido orgánico se reemplazó la dilución al 25% por la de 0,5%) estas fueron conservadas en reactor a 20°C, para luego durante un período de 5 días volver a medir el oxígeno consumido y poder establecer el valor de la DBO_5 . (Figura 25)

Figura 25: Diluciones para determinación de DBO_5



Determinación del pH

Para la determinación del pH se utilizó un Peachímetro de mesa marca Adwa Modelo AD1000 /AD1020. La medición se efectuó en cada una de las muestras de agua, antes y después del proceso de coagulación, a fin de poder establecer la variación del pH dada la incorporación de los diferentes coagulantes - floculantes.

Determinación de la turbidez

La medición del valor de turbidez de las muestras de agua se determinó, antes y después de la clarificación y en cada una de las cuatro cubas del Jar-Test. Mediante el valor inicial y el final se establece la eficiencia de remoción de partículas en la masa de agua por parte de los productos utilizados. Se utilizó un turbidímetro marca Lutron TU 2016 (figura 26).

Figura 26: Turbidímetro utilizado



Posteriormente de la incorporación del Sulfato de aluminio recuperado y el floculante, se volvieron a realizar cada uno de los análisis antes descriptos, para poder determinar la eficiencia de remoción de contaminantes y la acidez que genera la incorporación del producto.

Quinta etapa: Comparativa con otros productos comerciales

Para este proceso, se determinaron en El Jar test, las dosis ideales de los diferentes productos químicos a comparar, la preparación de los cuales se detalla a continuación.

Preparación de productos

Se describen a continuación la preparación y diluciones de los diferentes productos comerciales utilizados para la clarificación de las aguas estudiadas, los mismos fueron sulfato de aluminio, policloruro de aluminio, cloruro férrico como coagulante- floculante y como coadyuvante poliacrilamida aniónica.

Sulfato de aluminio

Sulfato de aluminio al 18% $[Al_2(SO_4)_3]$, la presentación que se utilizó fue sólida, se presenta envasada en bolsas de 25 kg, la marca comercial es Induquímica, la misma se prepara al 1%p/v, para lo cual se pesaron 10gramos de la sal y se los disolvió en 1000 ml de agua destilada dejándolo reposar 24 horas en un frasco color caramelo. Implica que cada ml de la solución contiene 1,8 mg de aluminio expresado en óxido de aluminio Al_2O_3 .

Cloruro Férrico

El cloruro férrico ($FeCl_3$) utilizado en la preparación fue el de uso analítico con una pureza aproximada del 98%, en estado sólido, por lo que se preparó una solución al 5% donde se pesó 5 gramos y se los disolvió en 1000 ml de agua destilada, dejándolo reposar 24 horas en un frasco color caramelo. Implica que cada 1 ml de la solución contiene 10 mg cloruro férrico.

Policloruro de aluminio

La fórmula química es $Al_n(OH)_mCl_{(3n-m)}$ para $0 < m < 3n$, la marca comercial utilizada fue Mac Power Floc 18 PWG, la presentación de éste es de forma

líquida de color ámbar, muy viscoso. Dado que ya viene líquido y la concentración es muy elevada, para realizar las determinaciones fue necesario diluir el producto, para lo cual se incorporaron 8 ml del producto y se completó hasta llegar a los 1000 ml de solución al quedando una solución de 0,8% v/v.

Solución de sulfato de aluminio recuperado

La solución de sulfato de aluminio recuperado, se utilizó de forma directa sin ninguna dilución, una vez obtenida se guardó en un frasco color caramelo hasta el momento en que fue utilizado.

Solución de polielectrolito

El coadyuvante utilizado fue una poliacrilamida granulada de grado agua potable, el nombre comercial es Mak Power Floc (AN 923 PWG). Es un producto sólido de color blanco que cuando se diluye en agua genera una consistencia viscosa, la preparación se realiza en una proporción de 0,03 % es decir 0,3 g/l, una vez realizada la solución se incorpora de forma directa en la etapa de floculación.

Figura 27: Productos utilizados para la clarificación



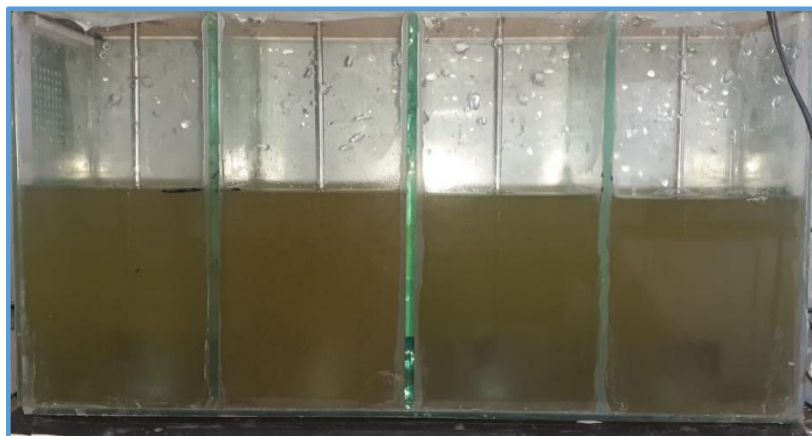
Determinación de las dosis de productos

Determinación de la dosis de coagulante-floculante

Para la determinación de la dosis de cada uno de los productos a comparar, se realizaron varios ensayos de Jar -Test para cada uno de los coagulantes-floculantes, sulfato de aluminio, policloruro de aluminio, cloruro férrico y sulfato de aluminio, como así también para establecer la dosis ideal de floculante (polielectrolito) a incorporar. Para cada determinación fue necesaria alrededor de 40 litros de agua problema.

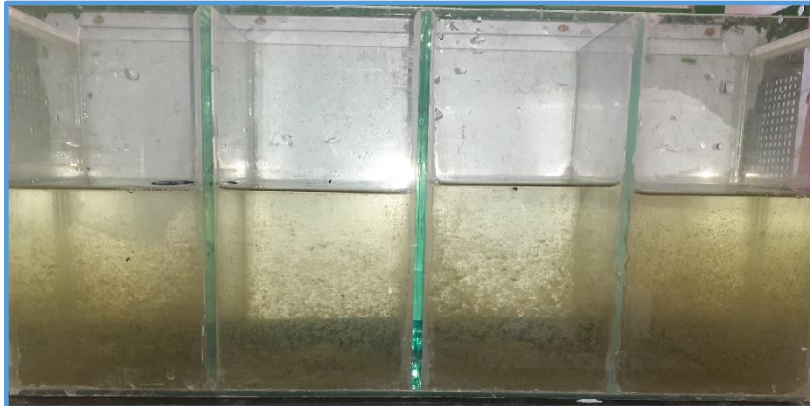
Para la realización de cada ensayo se utilizó 1 litro de agua problema en cada uno de los 4 recipientes del equipo. (Figura 28)

Figura 28: Inicio del Jar test con agua residual



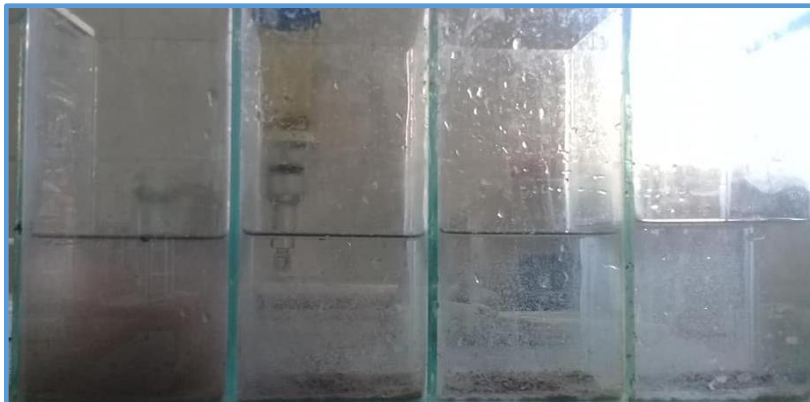
Seguidamente se incorporaron a cada uno de es las diferentes dosis del coagulante - floculante agitándolo de forma rápida a 120 rpm, durante un minuto, a fin de garantizar que el producto entre en contacto con la totalidad de la masa de agua y de esta forma comiencen a formarse coágulos, posteriormente se disminuyó la velocidad a 30 rpm durante 10 minutos para favorecer la formación de flóculos. (Figura 29)

Figura 29: Comienzo de la etapa de sedimentación



Luego de dejarlo sedimentar por otros 15 minutos, se determinó la cantidad de producto coagulante floculante ideal a utilizar (Figura 30)

Figura 30: Fin de proceso de sedimentación



Una vez determinada la dosis ideal de cada coagulante -floculante y del coadyuvante, se registraron los valores en una tabla diseñada para tal fin. Este procedimiento se repitió con cada uno de los productos y con las diferentes aguas residuales que se utilizaron para el estudio.

Resultados y Discusión

Al igual que la metodología, los resultados obtenidos se registraron en función del desarrollo de cada una de las etapas antes descritas, generándose algunas pequeñas modificaciones a saber:

- Primera etapa: Características del barro
- Segunda etapa: Recuperación del aluminio
- Tercera etapa: Características de las aguas residuales
- Cuarta etapa: Determinación de eficiencia
- Quinta etapa: Comparativa con otros productos comerciales

A continuación, se realiza una descripción detallada de los resultados obtenidos de cada una de las etapas.

Primera etapa: características del barro

Se recolectaron seis muestras de barro de los sedimentadores, en diferentes épocas del año 2021, (febrero, abril, junio, agosto, octubre y noviembre), las características fisicoquímicas de cada muestra fueron variando tal como se observa en la Tabla 3.

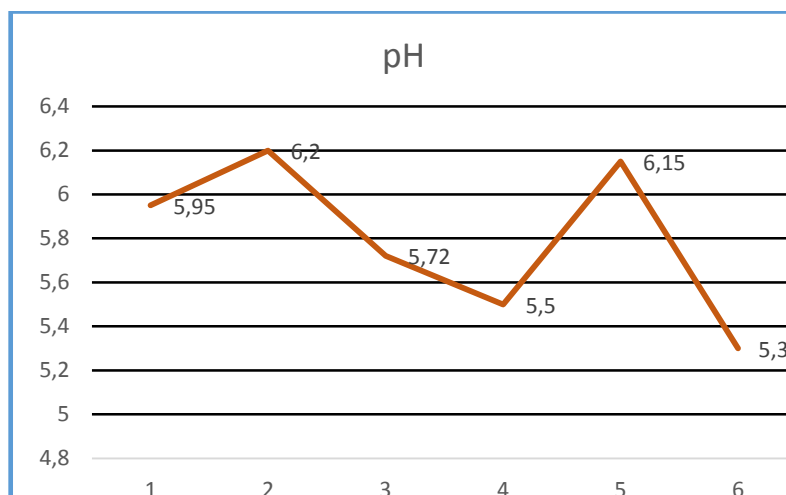
Tabla 3: Características del barro

<i>Características del barro</i>			
Fecha	Cantidad	pH	Densidad
17/02/2021	500 ml	5,95	1,007 g/ml
03/04/2021	500 ml	6,20	1,003 g/ml
18/06/2021	500 ml	5,72	0,986 g/ml
27/08/2021	500 ml	5,50	0,972 g/ml
15/10/2021	500 ml	6,15	1,032 g/ml
01/11/2021	500 ml	5,30	0,990 g/ml

Las muestras de barro recolectadas, fueron debidamente identificadas registrándose lugar, el mes y el día, por cada día de muestreo se tomaron dos alícuotas, éstas fueron llevadas desde la planta potabilizadora al laboratorio en sendos recipientes plásticos de 500 ml cada uno, la cantidad de barro total por muestra que se recolectó fue de 1000 ml, utilizándose un volumen de 500 ml para las determinaciones y otro se reservó por si surgía algún inconveniente.

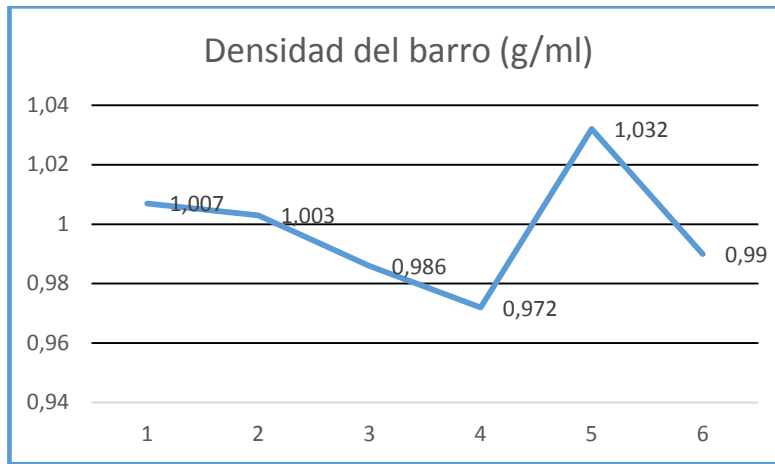
Las características del barro fueron variables de acuerdo a la calidad estacional del agua del río, esta situación genera que las cantidades de sulfato de aluminio utilizadas para la clarificación no sean constantes, influyendo directamente en el pH del barro que precipita. (Figura 31)

Figura 31: Variación de pH en las muestras de barro



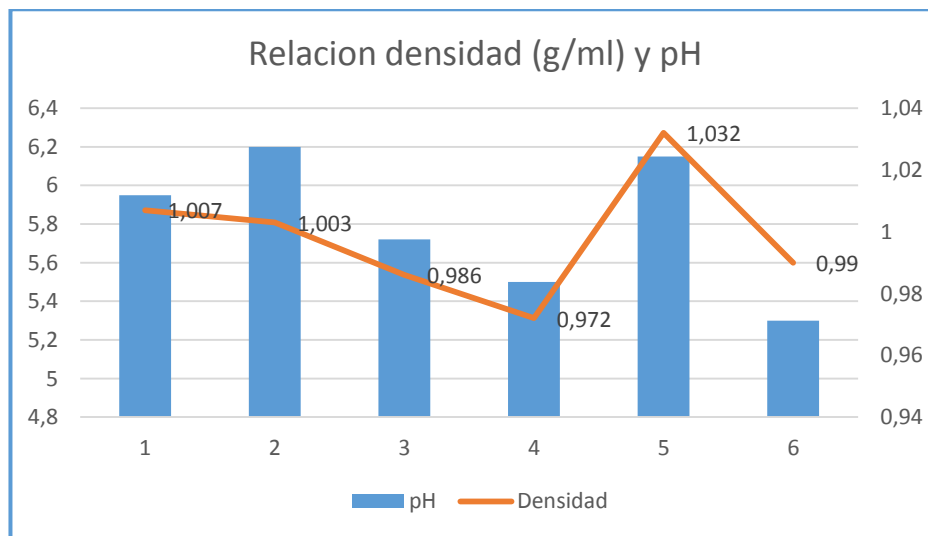
Se puede observar (figura 31), que el pH no fue siempre el mismo en las diferentes muestras analizadas a lo largo del año. Al igual que el pH se observó una variación en la densidad del barro mismo (figura32), debido a las condiciones variantes del río en las diferentes épocas del año y las condiciones meteorológicas.

Figura 32: Variación de la densidad en las muestras de barro



Se observa que existe una relación directa entre el pH y la densidad dado que cuanto más bajo (ácido) es el pH, la densidad del barro es menor. (Figura 33) Esta relación puede deberse a que el precipitado de barro presenta concentraciones de materia orgánica que es de menor peso específico que el agua, y el hidróxido de aluminio precipitado al ser una base débil, generando entonces que, a mayor cantidad de barro, este sea más alcalino generando valores mayores de pH, como se observa en la gráfica.

Figura 33: Relación entre la densidad y el pH de las muestras de barro



Segunda etapa: Recuperación del aluminio

El procedimiento para la recuperación del barro siempre fue el mismo descrito en la metodología, a fin de especificar de forma clara los resultados, éstos se presentan en diferentes partes

Espesamiento del barro

Primeramente, para lograr el espesamiento del barro, se utilizaron iguales cantidades de polielectrolito como floculante 2 ml/l, al igual que el tiempo que se destinó para la floculación 5 minutos y la sedimentación 10 minutos.

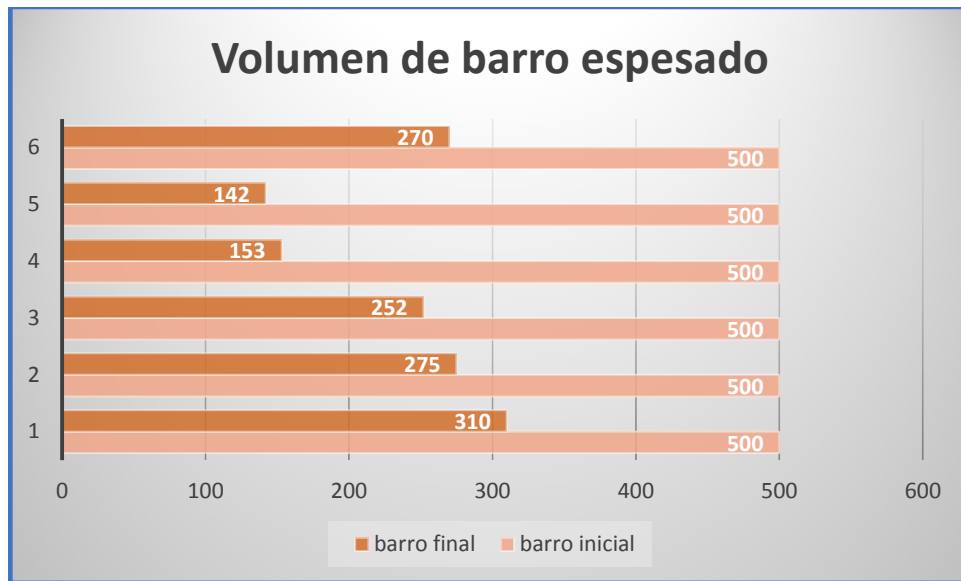
De aquí se determinó la cantidad de barro concentrado a utilizar para la recuperación de aluminio en cada muestra.

Tabla 4: Volumen de barro para recuperación

<i>Volumen final de barro a acidificar por muestra</i>						
Fecha	Volumen inicial barro	Volumen polielectrolito	Volumen sobrenadante eliminado	Tiempo de floculación	Volumen final barro	Tiempo de sedimentación
17/02/2021	500 ml	2ml	190	5 min	310 ml	10 min
03/04/2021	500 ml	2ml	225	5 min	275 ml	10 min
18/06/2021	500 ml	2ml	248	5 min	252 ml	10 min
27/08/2021	500 ml	2ml	347	5 min	153 ml	10 min
15/10/2021	500 ml	2ml	358	5 min	142ml	10 min
01/11/2021	500 ml	2ml	230	5 min	270 ml	10 min

Se observa en la tabla 4 la variabilidad existente entre el volumen de barro espesado por muestra. En este aspecto se destaca que, en la muestra perteneciente al mes de febrero, se obtuvo el mayor volumen (310 ml) en tanto que en la del mes de octubre se obtuvo el menor (142 ml). En la figura 34 se observa la relación entre volumen de barro inicial y volumen de barro final obtenido luego del espesamiento.

Figura 34: Relación de volumen inicial y barro espesado por muestra



La variabilidad del volumen de barro puede ser condicionada por la calidad de la fuente de suministro de agua, y por ende la dosificación de sulfato de aluminio requerida para la clarificación, lo cual influye directamente no solo en la cantidad del barro obtenida en los diferentes muestreos, sino principalmente en la calidad para la recuperación del coagulante-floculante.

Así también el propio proceso de recolección de alícuota de barro pudo presentar diferencias de recolección en relación a los momentos de funcionamiento de la bomba, dado que la cantidad de barro y calidad no es la misma durante todo el proceso de bombeo.

Acidificación de las muestras

Los diferentes volúmenes de barro espesado, que fueron acidificados se incorporaron a una tabla, a fin de establecer la cantidad de producto a incorporar y la cantidad de producto final recuperado por cada una de las muestras analizadas.

Tabla 5: Relación volumen de barro y volumen de H₂SO₄

<i>Volumen de ácido por muestra utilizado</i>					
Fecha	Cantidad de barro	pH inicial	pH final	Volumen de ácido	% volumen de ácido
17/02/2021	310 ml	5,95	2,5	41ml	13,23
03/04/2021	275 ml	6,20	2,5	30 ml	10,91
18/06/2021	252 ml	5,72	2,5	20ml	7,94
27/08/2021	153 ml	5,50	2,5	12 ml	7,84
15/10/2021	142 ml	6,15	2,5	2,6 ml	1,83
01/11/2021	270 ml	5,30	2,5	6,0 ml	2,22

Se observa en la tabla 5 que, si bien las cantidades de ácido fueron diferentes en cada muestra, se debió en principio a las diferencias en los volúmenes iniciales de cada muestra, por lo cual se estableció una relación porcentual cuyos valores oscilan entre el mayor porcentaje de 13,23% a un valor muy bajo de 1,83% de ácido.

Si bien existe variación en la calidad y cantidad del barro, se pudo establecer valores medios en función de las variaciones propias que pueda presentar la fuente de agua a lo largo del año, siendo entonces la media de 7,50% de ácido, representado esto un estimado de 75 ml de solución de ácido al 2,5% por cada litro de barro o bien 0,19 ml de ácido sulfúrico por cada litro de barro espesado a recuperar.

Volumen de aluminio a recuperar

Luego de la acidificación se volvió a dejar decantar el sólido, que posteriormente fue descartado y solo se utilizó el líquido sobrenadante, la relación existente entre el barro espesado y el sobrenadante de sulfato de aluminio recuperado se observa en la siguiente tabla.

Tabla 6: Volumen de sulfato de aluminio recuperado por muestra

<i>Volumen de $Al_2(SO_4)_3$ recuperado</i>				
Fecha	Cantidad de barro	Volumen recuperado	Porcentaje recuperado	Relación volumen rec. y volumen ácido
17/02/2021	310 ml	255 ml	82,3 %	16,08
03/04/2021	275 ml	174 ml	63,3 %	17,24
18/06/2021	252 ml	111ml	44,0 %	18,02
27/08/2021	153 ml	100 ml	65,4 %	12,00
15/10/2021	142 ml	53 ml	37,3 %	4,91
01/11/2021	270 ml	60 ml	22,2 %	10,00
Promedio	233,6	125,5	52,46	13,04

Se observa en la Tabla 6 la relación existente entre la cantidad de ácido utilizado, el volumen inicial de barro y el sulfato de aluminio recuperado en cada muestra, destacándose la muestra de febrero con un porcentaje de 82,3% de recuperación y como el valor más bajo el de noviembre con un valor de 22,2 %, promediando un 52,46% de recuperación del volumen total de lodo espesado.

En función de los datos, se destaca que por cada 500 ml de barro que normalmente es vertido a un cuerpo receptor, se reduce en promedio entre el 89% y el 58% de volumen de barro, que impacta de forma directa a la fuente de agua, dado que el barro no recibe ningún tipo de tratamiento. En la figura 35 se observan los valores iniciales y finales de barro como así también la cantidad de sulfato de aluminio recuperado.

Figura 35: Relación de volúmenes de barros y sulfato de aluminio

Para lograr la disociación del hidróxido de aluminio y el agua ($Al(OH)_3 - 3H_2O$) para convertirlo en aluminio (Al^{+3}) se requerirán 1,11 Kg de ácido por kilogramo de $Al(OH)_3 - 3H_2O$ o 5,45 Kg. de ácido por kilogramo de Aluminio (Nuñez Zarur- Castro Peña 2011). Se estima que aproximadamente a un pH de 2 puede esperarse una recuperación de alumbre del 80%. (Rosero, 1998).

Asumiendo una recuperación mínima a pH 2,5 sea de un 60%, sabiendo que la planta potabilizadora de la ciudad, consume una cantidad de sal de sulfato de aluminio aproximada de 300 bolsas de 25 kg semanales y el porcentaje de aluminio presente en la sal de sulfato aluminio $Al_2(SO_4)_3$ es de 18%, Se puede estimar una recuperación de 810 kg de aluminio semanales, los que dejarían de ser vertidos al Rio Uruguay. Para lo cual se requerirían 4,400 kg de ácido, lo que en volumen serían aproximadamente 2400 litros de H_2SO_4 al 98%, de densidad aproximada de 1,83 g/ml.

Tercera etapa: Características de las aguas residuales

Las diferentes aguas residuales a estudiar fueron sometidas a análisis de turbidez, pH, oxígeno disuelto y materia orgánica biodegradable a través de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), estas determinaciones fueron tomadas como indicadores para luego realizar la comparativa de calidad con el agua resultante de la decantación generada por el sulfato de aluminio recuperado.

Aguas residuales urbanas

El agua fue extraída de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Cloacales fue puesta en bidones y llevada inmediatamente al laboratorio para la realización de las determinaciones, arrojando los siguientes valores

Tabla 7: Características del agua residual cloacal

<i>Características del agua residual cloacal</i>			
Oxígeno disuelto	pH	Turbidez	DBO₅
0,28 mg/l	6,83	90	295

Se aprecia una escasa cantidad de oxígeno disuelto en la masa de agua, el pH, la turbidez y la DBO₅ presentan valores característicos de un agua residual urbana. (Tabla 7)

Agua residual industrial de frigorífico

El agua residual de la industria frigorífica, a pesar de haber varios en la ciudad, resultó imposible conseguir autorización para la recolección directa dentro de algún predio, por lo que se optó por la recolección en un punto de vertido antes de impactar la cañada que actúa como cuerpo receptor, los parámetros registrados fueron:

Tabla 8: Características del agua residual frigorífico avícola

<i>Características del agua residual frigorífico avícola</i>			
Oxígeno disuelto	pH inicial	Turbidez	DBO₅
1,12 mg/l	8,00	78	47

Se aprecian valores de vertido al cuerpo receptor luego de tratamiento primario y secundario, de ahí los valores bajos de DBO₅, no obstante, el oxígeno disuelto es bajo, se observa un pH alcalino y un valor de la turbidez considerable.(Tabla 8)

Agua residual industrial de fábrica de sub productos

Se obtuvo el líquido, previa autorización para la recolección del mismo dentro del predio, se pudo recolectar el efluente luego del tratamiento primario, DAF sin incorporación de químicos y posterior a una laguna de decantación. Los valores registrados fueron los siguientes

Tabla 9: Características del agua residual Planta subproductos cloacal

<i>Características del agua residual planta de subproductos</i>			
Oxígeno disuelto	pH inicial	Turbidez	DBO₅
0 mg/l	8,20	319	180

Se observa un claro déficit de oxígeno en el agua, una turbidez alta como así también una DBO₅ no apta para el vertido a cuerpos receptores internos, el pH alcalino.(Tabla 9)

Agua de lixiviado de residuos

Obtenida del relleno sanitario de la ciudad, no se pudo extraer directamente de la cámara de aforo, dado que no se observó presencia de líquido, pero se obtuvo en un sector donde quedó acumulado lixiviado

mezclado con agua de escorrentía de una lluvia anterior. Los parámetros registrados fueron los siguientes

Tabla 10: Características del lixiviado

<i>Características del agua residual relleno sanitario (lixiviado)</i>			
Oxígeno disuelto	pH inicial	Turbidez	DBO ₅
5,9 mg/l	9,00	209	119

Se observa un agua residual con un pH alcalino en exceso, una DBO₅ relativamente baja para un lixiviado, se estima que se debió a la dilución con agua de lluvia como también a causa del proceso de recirculación que evidentemente disminuye la carga orgánica y también genera aporte de oxígeno en la masa de agua.(Tabla 10)

Agua de un curso de agua superficial

Se la extrajo de un curso de agua (Arroyo El Curro), en un punto donde éste se ve fuertemente impactado con diversos efluentes, tanto cloacales como industriales.

Tabla 11: Características agua del arroyo

<i>Características del agua de arroyo</i>			
Oxígeno disuelto	pH inicial	Turbidez	DBO ₅
0,58 mg/l	6,83	90	84

Se observa que debido a la escasa cantidad de oxígeno disuelto y la elevada DBO₅, que el cuerpo de agua analizado, valores que suponen una contaminación, dado que los valores antes mencionados no concuerdan con la normalidad de un curso de agua superficial.

Cuarta etapa: Determinación de eficiencia

El tiempo de sedimentación que se estudió fue de 15 minutos, estimado para el caso más desfavorable, un sistema de tratamiento con escaso tiempo de residencia hidráulica (TRH), específicamente para un sistema de flotación por aire disuelto DAF, cuyo TRH varía según autores de 10 a 20 minutos (Eckenfelder, 1997), 20 - 40 (Universidade da Coruña), de 16,5 a 33 minutos (Zenir Technologies), de 7,1 min a 25 min.(Dassey, 2011).

Figura 36: Agua residual fábrica de sub productos, luego de 15 minutos de sedimentación



Se observa en la figura 36, el resultado antes y luego de la aplicación del sulfato de aluminio recuperado, la coagulación y floculación en el Jar test y luego de la espera de los 15 minutos de sedimentación, para el agua de la fábrica de sub productos avícolas.

Turbidez

El porcentaje de eficiencia de remoción del parámetro turbidez, en general varió entre un 90% en el caso más favorable a 48% en el caso de menor reducción, destacándose en el caso último que el efluente poseía una gran

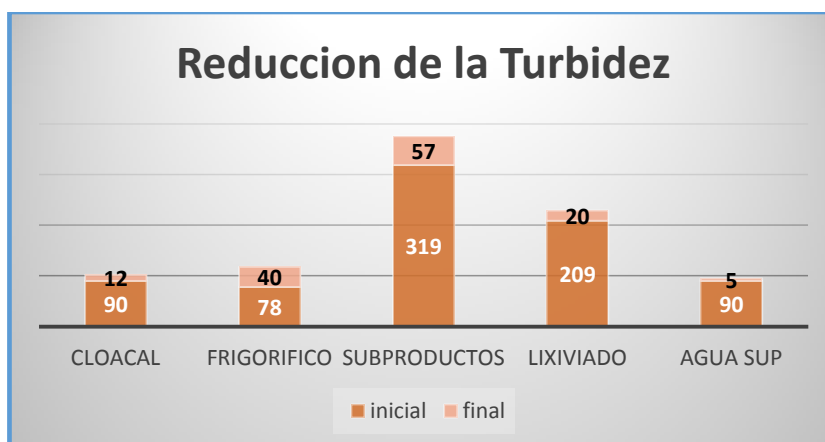
cantidad de algas verdes que en ocasiones resulta difícil de eliminar solo con el proceso de precipitación química.

Figura 37: Agua residual frigorífico al luego de 15 minutos de sedimentación



Se observa en la figura 37 que, a pesar de sedimentar gran cantidad de sólido, el agua continuó con una tonalidad verdosa debido a las algas presentes en ella.

Figura 38: Reducción de turbidez en cada tipo de agua



Se observa en la figura 38, la comparativa de reducción del parámetro turbidez, expresado en UNT para los diferentes tipos de agua estudiada.

Materia orgánica

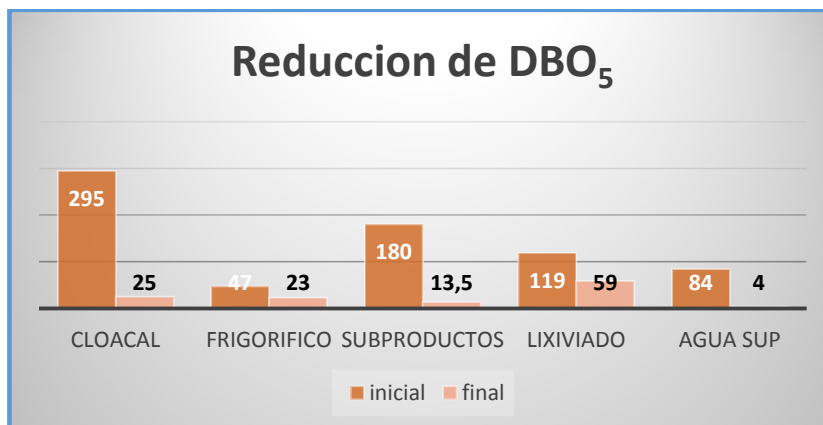
En cuanto a la eficiencia de reducción de materia orgánica expresada en DBO₅ la variación fue del 51 % en el caso menos favorable a un valor de 92%. A su vez el agua que resultó con el valor final más elevado, fue la proveniente del lixiviado del relleno sanitario, la cual presentó un valor final de 59 mg/l, siendo este un valor que excede al parámetro estipulado en el decreto reglamentario de la Ley Provincial 6260 que estipula un valor de 50 mg/l en cuerpos de agua interiores, es decir que no sean vertidos de forma directa al Río Paraná o al Río Uruguay.

Figura 39: Muestra de lixiviado luego de 15 minutos de sedimentación



Se observa en la Figura 39, el agua residual del relleno sanitario antes y después del proceso de precipitación del sólido en suspensión.

Figura 40: Reducción de la DBO₅ en cada tipo de agua



Se observó, además, una incorporación de oxígeno en todos los casos, posiblemente debido al proceso de agitación rápida y lenta que genere intercambio gaseoso de la masa de agua con el oxígeno atmosférico.

Figura 41: Agua residual cloacal luego de 15 minutos de sedimentación



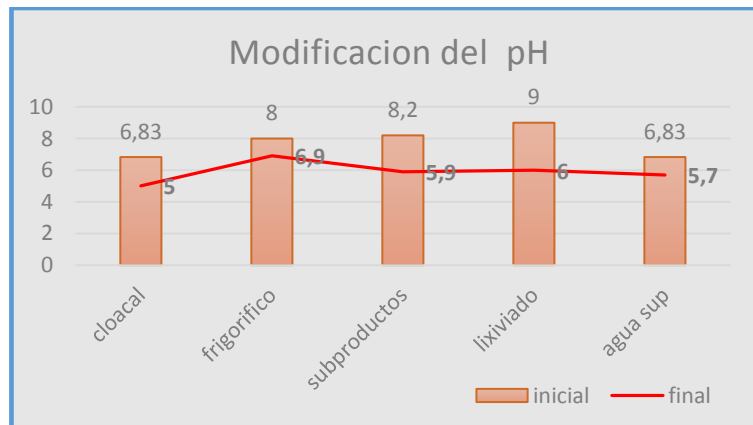
Se observa en la figura 41, el agua residual cloacal, la cual resultó con la mayor incorporación de oxígeno durante el proceso, se destaca también una gran cantidad de sólidos precipitados en el fondo.

pH

Como aspecto negativo a destacar es que el pH desciende de forma considerable, llegando en un caso (agua residual cloacal) a presentar valores excedidos a los expresados en el decreto 2235 de Secretaría de Estado de Obras y Servicios Públicos, el que hace referencia a los parámetros de vertido de aguas residuales urbanas a cuerpo receptor, lo que generaría la necesidad de neutralizarlo con solución de hidróxido de calcio $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Como contrapunto a lo anterior el agua que presenta menor variación de pH es el agua extraída de un curso superficial.

Figura 42: Agua superficial luego de 15 minutos de sedimentación

Se observa en la figura 42, la comparativa del curso de agua impactado con efluentes de diversos tipos, sin la incorporación del sulfato de aluminio recuperado y luego de la incorporación y la sedimentación de 15 minutos, resultando éste, el de menor variación de pH.

Figura 43: Variación del pH en cada tipo de agua

Se muestra en la figura 43, la variación del pH para cada agua estudiada.

Tabla 12: Eficiencia del producto recuperado para las diferentes aguas residuales

<i>Eficiencia en agua residual cloacal</i>							
Oxígeno disuelto inicial	Oxígeno disuelto final	pH inicial	pH final	Turbidez inicial	Turbidez Final	DBO ₅ Inicial	DBO ₅ Final
0,28 mg/l	2,5 mg/l	6,83	5,00	90 (UNT)	12 (UNT)	295 mg/l	25 mg/l
Aumento 2,78mg/l		No apto decreto 2235		Eficiencia 86%		Eficiencia 92%	
<i>Eficiencia en agua residual frigorífico avícola</i>							
Oxígeno disuelto inicial	Oxígeno disuelto final	pH inicial	pH final	Turbidez inicial	Turbidez Final	DBO ₅ Inicial	DBO ₅ final
1,12 mg/l	1,87 mg/l	8,00	6,90	78 (UNT)	40 (UNT)	47 mg/l	23 mg/l
Aumento 0,75 mg/l		Apto según ley 6260		Eficiencia 48%		Eficiencia 51%	
<i>Eficiencia en residual fabrica subproductos</i>							
Oxígeno disuelto inicial	Oxígeno disuelto final	pH inicial	pH final	Turbidez inicial	Turbidez final	DBO ₅ Inicial	DBO ₅ final
0 mg/l	0,5 mg/l	8,20	5,9	319 (UNT)	57(UNT)	180 mg/l	13,5 mg/l
Aumento 0,5 mg/l		Apto según ley 6260		Eficiencia 82%		92,5 %	
<i>Eficiencia en agua residual lixiviado relleno sanitario</i>							
Oxígeno disuelto inicial	Oxígeno disuelto final	pH inicial	pH final	Turbidez inicial	Turbidez final	DBO ₅ Inicial	DBO ₅ final
5,9 mg/l	6,00 mg/l	9,00	6,00	209 (UNT)	20 (UNT)	119 mg/l	59 mg/l No apto ley 6260
Aumento 0,1 mg/l		Apto según ley 6260		Eficiencia 90%		51%	
<i>Eficiencia en agua superficial</i>							
Oxígeno disuelto inicial	Oxígeno disuelto final	pH inicial	pH final	Turbidez inicial	Turbidez Final	DBO ₅ Inicial	DBO ₅ final
0,58 mg/l	2,00 mg/l	6,83	5,7	90	5	84 mg/l	4 mg/l
Aumento 1,48 mg/l		Apto según ley 6260		Eficiencia 95%		95%	

Quinta etapa: Comparativa de productos

De cada una de las muestras, se obtuvo un volumen de 20 litros, a fin de poder realizar el ensayo del Jar test, para establecer la dosis óptima de los diferentes productos químicos, se realizó una aproximación general y para ajustar la dosis de sulfato de aluminio comercial y con ese valor se tomó como referencia para los demás productos coagulantes floculantes los cuales fueron ajustados cada 5 ml o 10 ml según la carga contaminante que se observó según cada caso.

Finalizado el proceso para las diferentes aguas estudiadas y de cada tipo de reactivo utilizado, se dejó reposar 15 minutos y se registraron los valores.

En la tabla 8, se detallan de forma clara, la comparativa entre el producto reciclado y los productos comerciales, en relación al tipo de agua, los valores de pH, turbidez, dosis de coagulante - floculante, y dosis de polielectrolito como coadyuvante.

Se observa en todos los casos un descenso de pH en el agua donde se incorporó el producto recuperado, también se observa que fue necesaria una mayor dosificación en relación a los demás, para llegar a la dosis óptima de clarificación. En cuanto a la disminución de la turbidez siempre estuvo dentro de los rangos aceptables en comparación con los demás productos e incluso en un caso fue la muestra clarificada con el producto recuperado la que generó la calidad más favorable en relación a la turbidez.

Tabla 13: Comparativa entre diferentes productos químicos y el sulfato de aluminio recuperado

Dosificación de productos para los diferentes tipos de agua y su resultado																				
Producto	Agua residual cloacal				Agua curso superficial				Agua residual fabrica subproductos				Agua residual relleno sanitario(lixiviado)				Agua residual frigorífico avícola			
	pH	Dosis (ml)	floc (ml)	Turbi dez (UNT)	pH	Dosis (ml)	floc (ml)	Turbi dez (UNT)	pH	Dosis (ml)	floc (ml)	Turbi dez (UNT)	pH	Dosis (ml)	floc (ml)	Turbi dez (UNT)	pH	Dosis (ml)	floc (ml)	Turbi dez (UNT)
Al ₂ (SO ₄) ₃ (1%)	6,1	10	10	2	6,3	20	10	2	6,2	60	20	47	7,2	25	20	42	7,37	30	10	43
FeCl ₃ (5%)	5,9	10	10	23	6,3	20	15	10	6,3	50	20	53	8,8	20	20	47	7,42	30	10	51
Al ₂ (SO ₄) ₃ Recuperado	5	25	10	12	5,7	25	15	5	5,9	70	20	57	6	35	35	20	6,92	35	10	46
Policloruro de Al (2%)	5,9	10	10	2	6	20	15	2	6	70	20	60	7,1	25	20	31	7,09	30	10	32
Ponderación	x	>	=	Σ	x	>	=	Σ	X	>	=	Σ	x	>	>	<	x	>	=	Σ

X: mayor acidificación; >: Mayor; <: menor; Σ: Aceptable; = Igual o aproximado Negativo Favorable Muy favorable

Es importante mencionar que el tiempo de residencia hidráulica del líquido en todos los casos solo fue de 15 minutos, sabiendo que en decantadores secundarios este tiempo puede llegar hasta las 2,5 horas, lo que reduciría aún más la cantidad de sólidos en suspensión expresados en menores niveles de turbidez.

Conclusión

Del presente estudio se destaca que el proceso de recuperación de sulfato de aluminio proveniente de los barros de la planta potabilizadora de la ciudad de Concepción del Uruguay es factible de realizar, lo que generaría una minimización del impacto que estos ocasionan al cuerpo receptor donde se descargan los barros sin ningún tipo de tratamiento.

Si bien para la recuperación, se requiere como insumo permanente el ácido sulfúrico lo cual representaría un costo para el proceso, es de interés considerar el costo ambiental que se genera actualmente con la incorporación diaria de aluminio a la fuente de agua.

El sulfato de aluminio recuperado mediante acidificación, resultó ser eficiente, tanto para aguas residuales urbanas como industriales, en relación a la disminución de los parámetros de DBO_5 y turbidez.

La comparación con otros productos comerciales resultó efectiva, aunque en algunos casos, fue necesaria la incorporación de un mayor volumen del producto, en comparación a los demás productos comerciales, posiblemente sea debido a que la relación entre el volumen y el porcentaje de aluminio, presente en el producto sea menor.

La necesidad de incorporar mayor cantidad volumen del producto generó en todos los casos un descenso del pH, siendo este un factor a considerar en función de los parámetros de vertidos de efluentes a cursos de agua, lo que puede generar en algunos casos, la necesidad de incorporación de agentes neutralizantes.

Surge del estudio la necesidad de complementarlo con futuras investigaciones relacionadas con:

Un análisis económico del proceso, considerando la necesidad permanente del ácido sulfúrico como insumo, generando un costo, pero a su vez el producto recuperado podrá comercializarse en industrias de la zona, para sus respectivos sistemas de tratamiento de efluentes líquidos.

Establecer una relación entre cantidad y calidad del barro desechado, ya sea desde el comienzo hasta la finalización de funcionamiento de las bombas automáticas de los sedimentadores, para fin de establecer así el volumen total diario generado, realizar una caracterización de la calidad del barro durante todo el período de tiempo que funciona la bomba, mediante la extracción de alícuotas en diferentes momentos, y replicarlo en diferentes épocas del año.

Se hace necesario también realizar estudios en aguas residuales con mayor carga contaminante y establecer dosis, efectividad del producto, y la modificación del pH del agua. Establecer eficiencias de clarificación del producto, en función de diferentes tiempos de sedimentación en períodos que varíen de los 15 minutos hasta 2,5 TRH para decantador convencionales (Kielly 1998).

Determinar los métodos más efectivos y de menor impacto para el desecado y la disposición final del barro eliminado de la recuperación, como así también establecer potencial re- recuperación del barro reutilizado y los ciclos de recuperación posibles.

Establecer un diseño para la recuperación del barro a escala real, considerando variables económicas, de disponibilidad de productos, tamaño de

la planta, esquema de recuperación, recursos humanos, almacenamiento del producto y distribución, entre otros aspectos de relevancia.

Finalmente es necesario destacar que el propio hecho de poner a discusión, la necesidad de recuperar el aluminio del barro proveniente de la planta potabilizadora y a su vez proponer una aplicación práctica para el producto, es un inicio para la toma de conciencia sobre la importancia de no arrojar el residuo del proceso de potabilización de forma directa al curso de agua, como así también brindar un tratamiento final a los barros se descartan del proceso de recuperación.

Será relevante la aplicación no solo en la ciudad, sino lograr hacerlo extensivo a otras localidades y de esta forma llevar al territorio aplicaciones prácticas desde las universidades hacia la comunidad en general en post de la protección del ambiente.

Bibliografía

1. Arboleda Valencia, J., (1992) Teoría y práctica de la Purificación del agua. Tomo I, Editorial Acodal, Colombia, Disponible en: <https://cidta.usal.es/cursos/etap/modulos/libros/teoria.pdf>
2. Arroyo Correa, M., Millán Barrera, C., Laurel Castillo, A., Aguilar Chávez (2012) Acoplamiento de mecanismos de DBO en un modelo CFD para cuerpos de agua, Instituto Mexicano de Tecnología del agua Coordinación de Hidráulica, México. Disponible en: <http://repositorio.imta.mx/bitstream/handle/20.500.12013/1499/HC-1209.1.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
3. Arundel, J., (2000) Tratamientos de aguas negras y efluentes industriales, Ed. Acribia SA - España.
4. Barba, L. Mesa E. y Rosero Moreano M., (2000). Recuperación de sulfato de aluminio de lodos generados durante el proceso de potabilización del agua. Gaceta Ambiental. 13. 5-11. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/260183405_recuperacion_de_sulfato_de_aluminio_de_lodos_generados_durante_el_proceso_de_potabilizacion_de_l_agua
5. Barraque. Ch., y otros (1979) Manual Técnico Del Agua, Cuarta Edición, Degremont, España, disponible en: <https://es.scribd.com/document/479451768/Manual-tecnico-del-Agua-Degremont-1979-pdf>
6. Barrenechea Martel, A., (2004), Tratamiento de agua para consumo humano Plantas de filtración rápida Manual I: Teoría Tomo I Capítulo 4 Coagulación OPS/CEPIS Lima, disponible en: https://www.academia.edu/36681500/CAP%C3%8dtulo_1_aspectos_fisicoqu%C3%8dnicos_de_la_calidad_del_agua
7. Batalla Mayoral. L, Cuadros Moreno, A., San Martín Martínez (2014) Potencial zeta en la determinación de carga superficial de liposomas. Latin-American Journal of Physics Education, ISSN-e 1870-9095, Vol. 8, N°. 4, DOI

- 10.13140/2.1.4019.5521 disponible en: https://www.researchgate.net/figure/Figura-12-Potencial-zeta-de-una-particula_fig3_263180788
8. Cárdenas, Y., (2000) Evaluación de Platas y Desarrollo Tecnológico. Tratamiento del agua: Coagulación floculación, SEDAPAL, Lima, disponible en: <https://www.passeidireto.com/arquivo/41953707/sedapal-tratamiento-del-agua/5>
 9. Cebrera, Nancy Cristina ; Simancas Vasquez, Edenia Del Pilar, Hernandez Julio, Ariel Rafael (2018) . Ensayo de coagulantes naturales extraídos de Ipomoea incarnata y Moringa oleífera en la depuración de aguas residuales industriales en Cartagena de Indias. Perspectiva., vol.16, n.2, pp.94-99. ISSN 1692-8261. DOI. 10.15665/rp.v16i2.1434, disponible en: <http://ojs.uac.edu.co/index.php/prospectiva/article/view/1434>
 10. Chávez Vera, I. (2017) Projeto e implementação de um sistema de tratamento de águas residuais. Ingeniera Industrial, Revista dominio de las ciencias, Universidad Laica Eloy Alfaro de Manabí, Manabí, Ecuador. Vol. 3, núm. 1, marzo, disponible en: <https://dominiodelasciencias.com/ojs/index.php/es/article/download/615/pdf>.
 11. Closed Electric Circuits Varios, (2019) (BCEC) disponible en: <https://seryactuar.files.wordpress.com/2018/05/a-3-el-potencial-zeta-y-la-que3admica-coloidal.pdf>
 12. Cogollo Flórez, J.M., (2011) Clarificación de aguas usando coagulantes polimerizados: caso del hidroxiclورو de aluminio Dyna, vol. 78, núm. 165, febrero-marzo, pp. 18-27 Universidad Nacional de Colombia Medellín, Colombia disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=49622372002>
 13. Decreto N° 2235/2002,S.E.O.y S.P. Expediente Unico N° 353.294. Paraná 12 de julio de 2002,disponible en https://www.entrierios.gov.ar/oser/leyes/Decreto_provincial_NRO_2235_02.pdf

14. Decreto Reglamentario N° 5837/ 1991, M.B.S.C.y E. Boletín Oficial. Diciembre de 1991. disponible en: http://www.entrierios.gov.ar/ambiente/ambiente_flujograma/descargas/Ley_6260.pdf
15. Depuración de agua residuales en pequeñas comunidades. (1992) Colegio de ingenieros caminos y puertos. España.
16. Días L y Carrasco, J., (1997) Depuración de Aguas Residuales". Centro de Publicaciones- Ministerio de Obras Públicas y Transporte, España.
17. Díaz Claros, J.N.(2016),Coagulantes-floculantes orgánicos e inorgánicos elaborados de plantas y del reciclaje de la chatarra, para el tratamiento de aguas contaminadas, Biblioteca Virtual Miguel de Cervantes, Universidad Pedagógica Nacional Francisco Morazán ,Honduras, disponible en: <http://www.cervantesvirtual.com/obra/coagulantes-floculantes-organicos-e-inorganicos-elaborados-de-plantas-y-del-reciclaje-de-la-chatarrapara-el-tratamiento-de-aguas-contaminadas/>
18. Espigares García, M., Pérez López J.A. (1995), Estudio sanitario del agua, Universidad de Granada. Granada España.
19. Fernández R., (2016), Pre tratamientos de agua AMAGUA, escuela de organización industrial. disponible en: https://static.eoi.es/savia/documents/pretratamientos_magua_2016_rfd_rev0.pdf
20. Forero, E., Blandón, R.,(1999) Diseño de un nuevo sistema de flotación para tratamiento de aguas industriales j, instituto colombiano del petróleo, revista ct&f - ciencia, tecnología y futuro - vol. 1 núm., disponible en: <http://www.scielo.org.co/pdf/ctyf/v1n5/v1n5a06.pdf>
21. Gamarra Román L. G., Romero Lanasque J. C., (2019) Evaluación de la recuperación de aluminio En medio acido de los lodos generados en Una planta de tratamiento de agua potable, Facultad de Ingeniería Química. Huancayo Disponible en: https://repositorio.uncp.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12894/5409/T010_72259047_T.pdf?sequence=1&isAllowed=y

22. García Hololavsky, R., (2012) Manual de Prácticas de Laboratorio de Sanitaria, Universidad Autónoma de Chihuahua. Facultad de Ingeniería. disponible en: http://fing.uach.mx/licenciaturas/ic/2012/01/26/manual_laboratorio_de_sanitaria.pdf
23. Guía para el diseño de desarenadores y sedimentadores,(2005) OPS-Lima, disponible en: https://sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/ops%202005b.%20gu%c3%ada%20des_arenadores%20y%20sedimentadores.pdf
24. Guías para la calidad del agua potable. (1998) Organización Mundial de la Salud, Disponible en: https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3_es_full_lowres.pdf
25. Guzmán, L.; Villabona, Á.; Tejada, C.; García, (2013) Reducción de la turbidez del agua usando coagulantes naturales: una revisión, Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica, disponible en: <https://revistas.udca.edu.co/index.php/ruadc/article/view/881/1035>
26. Heller, L (1993) Saneamiento y salud. O.P.S./ O.M.S.
27. Henry- Heinke (1999), Ingeniería Ambiental, 2da Edición. Ed Prentice Hall Hispano Americano., disponible en: https://www.u-cursos.cl/usuario/037b375d320373e6531ad8e4ad86968c/mi_blog/r/ingenieria-ambiental_glynn.pdf
28. Hernández, D., Villegas, J. D., Castaño, J.M., Paredes, D., (2006) Aprovechamiento de lodos aluminosos generados en sistemas de potabilización, mediante su incorporación como agregado en materiales de construcción Revista Ingenierías Universidad de Medellín, Colombia, disponible en: https://www.researchgate.net/publication/237039850_Aprovechamiento_de_lodos_aluminosos_generados_en_sistemas_de_potabilizacion_mediante_su_incorporacion_como_agregado_en_materiales_de_construccion
29. Hiemenz P.C., Rajagopalan R., (1997). Principios de química coloidal y de superficies, revisado y ampliado, CRC Press, Disponible en:

<https://www.routledge.com/Principles-of-Colloid-and-Surface-Chemistry-Rev-se-d-and-Expanded/Hiemenz-Rajagopalan/p/book/9780824793975>

30. Kielly G. (1998), Ingeniería Ambiental, fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión. Ed. McGraw Hill.
31. Kremer F, Mc. Callón, J., (1989) Nalco Manual del Agua, su naturaleza tratamiento y aplicaciones, 2 Ed. Mc Graw Hill.
32. Ley 6260 de 1978. Prevención y control de la Contaminación Ambiental, por parte de las industrias. 9 de noviembre de 1978. Paraná Entre Ríos. Disponible en: http://www.entrerios.gov.ar/ambiente/ambiente_flujograma/descargas/Ley_6260.pdf
33. Lozano Rivas, W.A., (2012) Fundamentos de Diseño de Plantas Depuradoras de Aguas Residuales, Bogotá Colombia. Disponible en: <https://docplayer.es/49401557-Curso-fundamentos-de-diseno-de-plantas-depuradoras-de-aguas-residuales-autor-ing-william-antonio-lozano-rivas-m-sc-phd.html>
34. Maldonado, Y.V., (2004), Tratamiento de agua para consumo humano Plantas de filtración rápida Manual I: Teoría Tomo I, Capítulo 7, sedimentación OPS/CEPIS Lima, disponible en: <https://www.yumpu.com/es/document/read/13667949/tratamiento-de-agua-para-consumo-humano-plantas-de-filtración->
35. Meira, G., (2014) Manual de capacitación sobre polímeros, Grupo polímeros CONICET Santa fe., disponible en: <http://www.gp.santafe-conicet.gov.ar/cursos/a/a.22.pdf>
36. Menéndez Gutiérrez, C, Pérez Olmo, J. M. (2007) Procesos para el Tratamiento de Aguas Residuales ,Editorial Universitaria, Cuba, disponible en: <https://docer.com.ar/doc/nx8cse8>
37. Metcalf & Eddy, (1995) "Ingeniería de las Aguas Residuales" Tercera edición, Vol I, Ed. Mc Graw-Hill.

38. Módulo Especialización en Ingeniería Sanitaria: aguas residuales industriales Varios, (2010) capítulo N° 4, FUNIBER (Universidad de León) - España.
39. Moros, M. (2017) Sedimentadores, Universidad Nacional Experimental del Táchira (UNET), Venezuela. disponible en: https://sistemamid.com/panel/uploads/biblioteca/2017-01-27_09-43-13139731.pdf
40. Moulden Andrew, (2008) El potencial Zeta y la química coloidal- International Association for Biologically.
41. Murillo Montoya, S. D., Galvis, G.M., Pacheco Gonzáles S.I., (2020), Manual técnico para la elaboración de coagulantes/floculantes a partir de productos naturales, SENA La Dorada Caldas, Colombia., disponible en [https://repositorio.sena.edu.co/bitstream/handle/11404/6813/manual_coagulantes_floculantes.pdfSolubilidad%20en%20equilibrio%20de%20Al\(OH\)3\(s\),%20Fe\(OH\)3\(s\)?sequence=1&isAllowed=y](https://repositorio.sena.edu.co/bitstream/handle/11404/6813/manual_coagulantes_floculantes.pdfSolubilidad%20en%20equilibrio%20de%20Al(OH)3(s),%20Fe(OH)3(s)?sequence=1&isAllowed=y)
42. Nuñez J. R., Peña Castro, Z., (2011), Recuperación de sulfato de aluminio a partir de lodos generados en la planta de potabilización de la empresa aguas de Cartagena S.A.E.S.P y estudio de la viabilidad económica de su reutilización como coagulante, Universidad de Cartagena Facultad de Ingeniería, disponible en: <https://repositorio.unicartagena.edu.co/handle/11227/125>
43. Orellana, J. A., (2005) Calidad de Aguas Unidad Temática N° 6 tratamiento de las aguas - Ingeniería Sanitaria- UTN - FRRO-, Disponible en: https://www.frro.utn.edu.ar/repositorio/catedras/civil/ing_sanitaria/Ingenieria_Sanitaria_A4_Capitulo_06_Tratamiento_de_Aguas.pdf
44. Peñas Alguacil, A.M. (2009) Diseño de una estación depuradora de aguas residuales, disponible en: https://e-archivo.uc3m.es/bitstream/handle/10016/7872/PFC_Ana_Penas_Alguacil.pdf
45. Pérez Cruz F., Urrea Malleavrrera M. (2012), Potabilización de agua, coagulación - floculación, Universidad politécnica de Cartagena España., disponible en:

https://ocw.bib.upct.es/pluginfile.php/6019/mod_resource/content/1/Tema_06_Coagulacion_y_floculacion.pdf

46. Ramírez F. (2008), Lodos producidos en el tratamiento del agua potable. Revista Técnica Industrial, disponible en: https://www.sistemamid.com/panel/uploads/biblioteca/2015-03-20_10-41-40117483.pdf
47. Rodríguez García J. A., (2012), Sistemas de tratamiento de aguas residuales, CIDTA. Universidad de Salamanca, disponible en: <https://cidta.usal.es/cursos/etap/modulos/libros/sistemas.PDF>
48. Sandoval, L.Y., Martín, A.D., Piña, M. S., Montellano, L. P. (2006) Estudio piloto para reducir el volumen de lodos de plantas potabilizadoras Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México. disponible en: https://www.researchgate.net/profile/Alejandra-Martin-5/publication/267849271Estudio_piloto_para_reducir_el_volumen_de_lodos_de_plantas_potabilizadoras/links/551c5b680cf20d5fbde53f0f/estudio-piloto-para-reducir-el-volumen-de-lodos-de-plantas-potabilizadoras.pdf
49. Seoanez Calvo (1999), Aguas residuales urbanas- tratamientos naturales de bajo costo y aprovechamiento. Ed. Mundi-Prensa.
50. Severiche Sierra, C.A., Castillo Bertel, M.E., (2013) Manual de Métodos Analíticos para la Determinación de Parámetros Físicoquímicos Básicos en Aguas Cartagena de Indias, Colombia, Disponible en: <http://www.eumed.net/libros-gratis/2013a/1326/index.htm>
51. Sigalat Navarro, M. (2012) Estudio del tratamiento físicoquímico de las aguas residuales de una industria de procesado y congelado de verduras universidad politécnica de Valencia, disponible en: <https://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/30140/TFM.pdf?sequence=1>
52. Silva,V. (1997), Manual para el Curso de Ingeniería Sanitaria. Clase I, II, III y IV. Facultad De Bioingeniería. U.N.E.R.

53. Suárez, J. (2008) Material catedra Modelos de Calidad de Agua; master en ingeniería del agua, Universidades da Coruña, Disponible en: <https://es.scribd.com/document/240490419/Mca-Tema-5-Modelos-de-Calidad-de-Aguas-en-Rios>
54. Torres, P., Hernández D., Paredes, D. (2012) Uso productivo de lodos de plantas de tratamiento de agua potable en la fabricación de ladrillos cerámicos. Revista Ingeniería de Construcción Vol. 27 N°3, Universidad del Valle. Colombia disponible en: https://scielo.conicyt.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0718-50732012000300003
55. Tratamiento de las aguas y líquidos cloacales, (1978), libro II, Obras sanitarias de la nación (O.S.N), Bs. As.
56. Troconis A. (2010), Tratamiento de Aguas Residuales ,Belzona Inc. Primera Edición, disponible en: https://www.belzona.com/es/solution_maps/wastewater/money_map.pdf
57. Varios Autores (2012), Manual asignatura Tratamiento de Aguas Industriales, Especialización en Ingeniería Ambiental, Universidad de León, España.
58. Vázquez Contreras E., Rojas Pérez, T.G., (2016) pH: Teoría y 232 problemas, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Cuajimalpa. Tlalpan, México D.F. Primera edición, disponible en: <http://www.cua.uam.mx/pdfs/conoce/libroselec/17pHTeoriayproblemas.pdf>

ANEXO

Imagen del sitio de recolección de lixiviado



*Imagen del sitio de recolección del efluente industrial fábrica de sub
subproductos avícolas.*



Imagen del sitio de recolección de la muestra del cuerpo de agua superficial



Imagen del sitio de recolección de agua cloacal

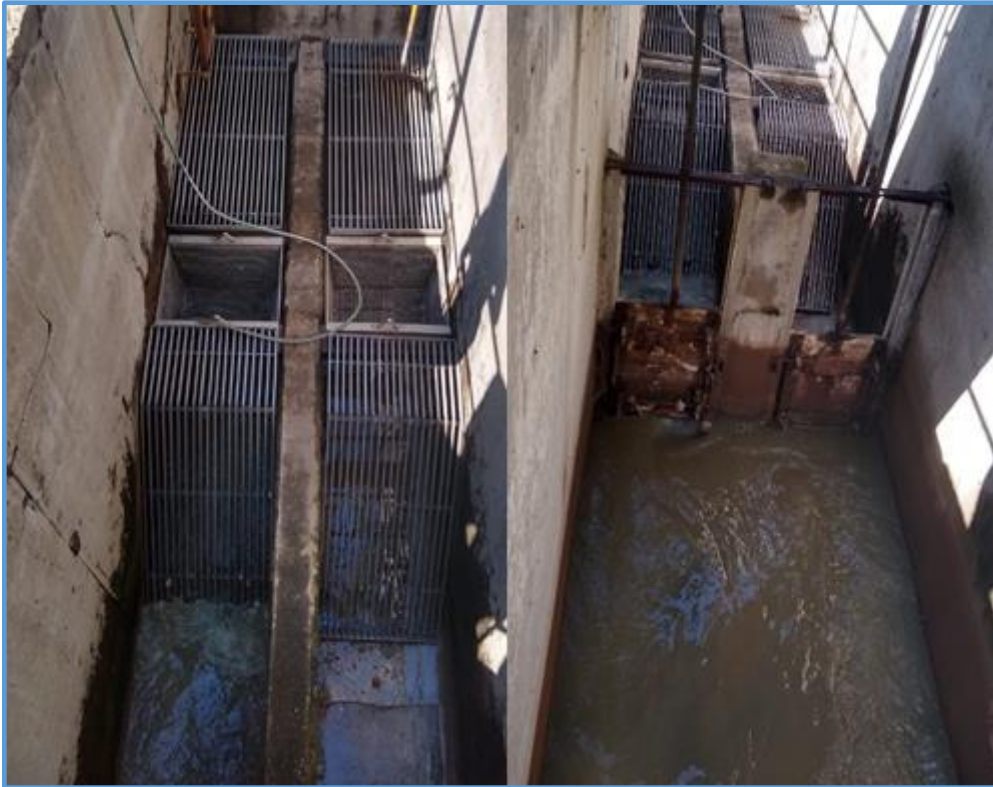


Imagen del sitio de recolección de agua residual del frigorífico avícola

