SISTEMA DE TRATAMIENTO DE EFLUENTES LÍQUIDOS DE PROCESAMIENTO DE GEODAS

EN EL MARCO DEL

PROYECTO FINAL

INTEGRADOR PARA EL

TITULO DE INGENIERÍA

AMBIENTAL

UNIVERSIDAD NACIONAL

DE SAN MARTÍN

GERMÁN MERCADO

LEGAJO N°: CYT 5612

UNSAM

3iA

Instituto de Investigación
e Ingeniería Ambiental

Agradecimientos

A Carli, incondicional

A mis viejos y Merca por el apoyo

A mi familia y amigos

A mis tutoras, Sofía y Elsa por las respuestas, sábados y domingos

Al equipo de vinculación del 3IA, Griselda y Pamela por hacerme parte del proyecto

A los docentes, investigadores y toda la comunidad UNSAM

A la educación pública

Un fama anda por el bosque y aunque no necesita leña mira codiciosamente los árboles. Los árboles tienen un miedo terrible porque conocen las costumbres de los famas y temen lo peor. En medio de todos está un eucalipto hermoso, y el fama al verlo da un grito de alegría y baila tregua y baila catala en torno del perturbado eucalipto, diciendo así:

-Hojas antisépticas, invierno con salud, gran higiene.

Saca un hacha y golpea al eucalipto en el estómago, sin importársele nada. El eucalipto gime, herido de muerte, y los otros árboles oyen que dice entre suspiros:

-Pensar que este imbécil no tenía más que comprarse unas pastillas Valda.

Julio Cortázar, Historias de cronopios y de famas

Índice

RESUMEN **1**

INTRODUCCIÓN **2**

DIAGNÓSTICO **4**

2.1 Descripción del establecimiento y caracterización del sitio 5

2.2 Proceso productivo 7

2.3 Pre-caracterización del baño ácido 9

2.4 Normativa aplicable 16

2.5 Recomendaciones 22

CARACTERIZACIÓN INICIAL **23**

3.1 Materiales, métodos y muestras 24

3.2 Resultados 25

3.3 Consideraciones 27

ANÁLISIS DE ALTERNATIVAS **29**

4.1 Coagulación-floculación 30

4.2 Precipitación química 32

4.3 Sedimentación 39

4.4 Oxidación química 39

4.5 Tratamiento biológico aeróbico 46

4.6 Procesos de membrana 47

4.7 Intercambio iónico 49

4.8 Adsorción 50

4.9 Lodos 51

4.10 Consideraciones 52

ENSAYOS DE LABORATORIO 53

5.1 Coagulación-floculación 54

5.2 Oxidación química 54

5.3 Tratamiento biológico aeróbico 57

5.4 Precipitación química 58

5.5 Combinación de alternativas 67

5.6 Selección de sistemas de tratamiento 68

5.7 Conclusiones 72

MEMORIA DE CÁLCULO Y DISEÑO DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO 73

6.1 Corriente de baño ácido reutilizado 76

6.2 Corriente de efluente de enjuague 83

6.3 Suma de corrientes 85

6.4 Lodos 94

6.5 Sistema de conducción 96

6.6 Estimación de pérdida de carga 99

6.7 Sistema de bombeo y dosificación 102

6.8 Operación 104

CÓMPUTO Y PRESUPUESTO 107

7.1 Inversión inicial 108

7.2 Costo de operación y mantenimiento 112

7.3 Análisis de costos y financiamiento 115

EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL **117**

8.1 Objetivo y alcance 117

8.2 Descripción del proyecto 119

8.3 Marco legal 123

8.4 Línea de base ambiental 128

8.5 Identificación y descripción de impactos 139

8.6 Plan de Gestión Ambiental 144

8.7 Conclusiones 148

CONCLUSIONES **149**

PLANOS **151**

BIBLIOGRAFÍA **158**

RESUMEN

El presente proyecto aborda el tratamiento de los efluentes generados por una pequeña industria de procesamiento de geodas y rocas minerales, ubicada en el municipio de San Martín. El establecimiento se encuentra en proceso de radicación, por lo que no cuenta con planta de tratamiento para sus efluentes al momento de la solicitud.

Se realizaron entrevistas con el solicitante y se recorrió la planta para conocer las particularidades del proceso, las condiciones de trabajo, las concentraciones de reactivos y las corrientes de efluentes (efluente de baño ácido y efluente de enjuague).

Dada la particularidad del efluente de baño ácido y la falta de bibliografía para su tratamiento se realizó un análisis integral del mismo, caracterización en laboratorio y ensayos de tratabilidad. La caracterización del efluente arrojó como principales desviaciones a la norma alta demanda química de oxígeno y bajo pH. Además, se registraron sólidos sedimentables y concentraciones de metales fuera de los valores normados.

En base a los ensayos de tratabilidad se plantearon dos sistemas de tratamiento y se seleccionó el sistema más eficiente en cuanto a su costo y eficiencia. El sistema seleccionado trata las dos corrientes de efluentes por separado de forma discontinua para luego unirse y operar de forma continua. Por separado se produce una sedimentación del efluente de enjuague, y una sedimentación del efluente del baño ácido donde se realiza un ajuste de pH y precipitan los metales. El efluente de baño ácido continúa con una precipitación química para la remoción de citrato. Luego los efluentes se mezclan en la cámara de oxidación para la oxidación de sulfitos y la remoción de DQO remanente. Continúan con la precipitación química para la remoción de sulfatos previo a ser volcados al colector cloacal.

El proyecto finaliza con un análisis de la viabilidad presupuestaria, el dimensionamiento de las unidades, la evaluación de impacto ambiental de la planta de tratamiento y el plan de gestión ambiental asociado. Estos cuatro aspectos justifican la viabilidad técnica, económica y ambiental del proyecto.

Fue posible realizar el tratamiento del efluente generado por una industria minera de pequeña escala mediante procesos de sedimentación, precipitación y oxidación. Con los análisis obtenidos se pudo dimensionar la planta de tratamiento de efluentes. Desde el punto de vista técnico, económico y ambiental se verificó que este proyecto es altamente factible de concretarse.

INTRODUCCIÓN

A lo largo de la historia las actividades vinculadas a los procesos mineros y su relación con el uso del agua han generado procesos conflictivos tanto con las comunidades en donde se emplazan dichos proyectos, como con aquellas presentes en su área de influencia y con la población en general que se siente movilizada por la protección ambiental.

La actividad minera consta de 4 etapas: prospección, exploración, explotación (extracción, transporte y procesamiento) y cierre. En el abordaje de los proyectos deben tenerse en cuenta los impactos producidos por cada una de estas etapas, así como las medidas para que estos impactos desaparezcan y no se traduzcan en efectos o sean lo más leve posible.

Si bien los impactos ambientales en la actividad minera suelen estar asociados a la etapa de explotación, los más relevantes ocurren en eventos extraordinarios durante la extracción y en el transporte, como la ruptura de diques de cola, ruptura de caños conductores de soluciones o accidentes en yacimientos.

Durante el procesamiento se dan impactos menos numerosos, aunque no menos importantes, ya que los procesos pueden llegar a ser muy riesgosos debido al tipo de soluciones que se utilizan para limpiar los minerales e incrementar la pureza del material. Una externalidad intrínseca del procesamiento, debido a la utilización de agua e insumos líquidos, es la generación de efluentes que deben ser atendidos por una planta de tratamiento de efluentes.

De todos modos los impactos suelen diferir de acuerdo al tipo de yacimiento (superficial, a cielo abierto o subterráneo) y de acuerdo al tratamiento requerido para la obtención del compuesto a obtener.

El abordaje desde la ingeniería ambiental permite que estos procesos sean bien manejados y sus efectos controlados, pero otras veces los planes de contingencias fallan o sus medidas de mitigación se ven sobrepasadas. Es por eso que, desde nuestro rol de Ingenieros Ambientales, se debe velar por la fortaleza de los proyectos vinculados a los procesos productivos, para que sean lo suficientemente robustos y que los planes y medidas puedan dar respuesta.

Tan importante como lo anteriormente resaltado es la educación y la política ambiental. Teniendo en cuenta las recurrentes crisis económicas en el país que provocan el desfinanciamiento del sector de Ciencia y Tecnología y de las autoridades de control, es imperante la necesidad de educar a la población para que haga valer su derecho a un ambiente sano y haga cumplir su deber de preservarlo.

En este contexto y ante la inacción del Estado en la temática ambiental, los empresarios y la población juegan un rol clave en la preservación del medio ambiente siendo los actores más influyentes. De esta manera no primaría la bonanza económica, que relega al factor ambiental y lo deja relegado a una mera formalidad, justificándolo como un costo a asumir.

Este dilema ya se ha planteado anteriormente como una necesidad insoslayable ante los recurrentes casos de proyectos económicamente emancipadores, que terminan dejando pueblos abandonados – como el caso de Río Turbio (La Nación, 1998) – y pasivos ambientales colosales – pozos petroleros abandonados en Comodoro Rivadavia, de los cuales YPF posee más de la mitad (El Comodorense, 2012).

En este marco, el medio ambiente también se ve amenazado por el llamado *boom de los commodities* (Svampa y Viale, 2018), contexto en el cual las materias primas se comercializan a precios relativos muy altos, incentivando a los gobiernos a los gobiernos a pasar por alto el control ambiental en favor de la producción.

Esta realidad se encuentra desafiada en la actualidad po**r** baterías de propuestas planteadas por legisladores de partidos verdes, de izquierda u organizaciones ecologistas de todo el mundo, que abogan por un desarrollo sostenible.

Ante el cambio de paradigma, las empresas debieran adaptar su modelo de negocios para anticiparse a estos cambios adoptando políticas que se ocupen de manejar sus impactos ambientales más allá de lo que la legislación actual plantea.

De todas maneras resulta necesario resaltar la importancia de los elementos y minerales obtenidos a partir de la minería, cuyos incontables usos hacen que sea difícil de dimensionar el incremento en la calidad de vida resultante de la utilización de los mismos.

Por eso, se plantea el abordaje de un proyecto que tiene como objetivo darle una solución sustentable y económicamente rentable a una PyME radicada en San Martín procesadora de rocas minerales extraídas en Neuquén. La escala del proyecto es mucho menor a lo que se piensa cuando se habla de minería − una pequeña cantera de extracción de rocas en Neuquén − y se centra en la exportación de pequeños volúmenes de rocas minerales de exportación luego de un leve tratamiento sin necesidad de utilización de sustancias peligrosas para su extracción y procesamiento.

Considerando que actualmente el establecimiento no cuenta con planta de tratamiento para sus efluentes, el objetivo central del proyecto será el diseño de un sistema de tratamiento de los efluentes producidos del lavado de rocas minerales. El mismo debería dar cumplimiento con los parámetros de calidad de las descargas admisibles a colector cloacal por la Resolución 336/03 – Anexo II de la Autoridad del Agua de la Provincia de Buenos Aires y lo estipulado por Aguas y Saneamiento Argentinos (AySA) para el vertido en sus conductos cloacales.

También se plantean como objetivos la evaluación de impacto ambiental y plan de gestión ambiental asociados a la planta de tratamiento, así como un estudio de las corrientes de efluentes y emisiones gaseosas generadas a lo largo del proceso.

Entre las actividades programadas se contemplan ensayos de laboratorio para caracterizar el efluente y para la formulación de sistemas de tratamiento a fin de seleccionar las mejores alternativas. El proyecto se desarrollará a partir de la modalidad de tutorías con Dra. Elsa López Loveira e Ing. Sofía Fantoni.

DIAGNÓSTICO

2.1 Descripción del establecimiento y caracterización del sitio

El establecimiento considerado realiza como actividad productiva la exportación de rocas semipreciosas, como cristales de cuarzo y geodas minerales.

Para esto dispone de un yacimiento de extracción de rocas en el norte de la provincia de Neuquén y realiza el procesamiento de geodas de cuarzo rosa (Figura 2.1.1) en su planta del Municipio de General San Martín.

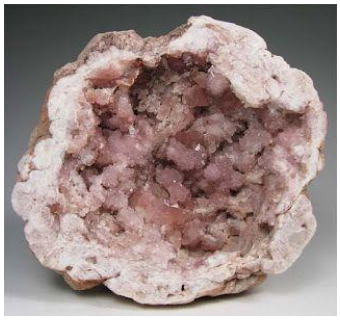


Figura 2.1.1: Geoda de cuarzo rosa
Fuente: Foro de Minerales

A fin de atender la problemática real se organizaron reuniones y visitas a la planta de General San Martín entre los meses Noviembre de 2019 y Marzo de 2020. Durante las charlas fue evidente el interés del solicitante en cumplir con la legislación, como también de contribuir al desarrollo sostenible previendo la necesidad de tratamiento de sus efluentes antes de poner en funcionamiento la planta de

procesamiento de rocas. La actitud fue de una predisposición total a la colaboración, en cuanto a la recolección de muestras y solicitud de información.

A partir de las visitas se procedió a la caracterización del establecimiento, el cual cuenta con un predio con una superficie 600m^2 en dos plantas, con 140m^2 de superficie descubierta en un primer piso, ubicación en la zona de Villa Maipú, Partido de General San Martin, Provincia de Buenos Aires, señalado en la Figura 2.1.2 y su vista aérea en la Figura 2.1.3.

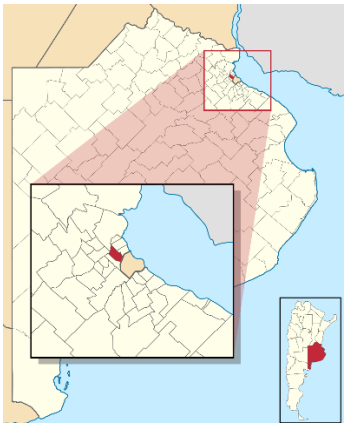


Figura 2.1.2: Municipio de General San Martín en mapa de la Provincia de Buenos Aires. Fuente: Wikipedia

Figura 2.1.3: Vista aérea del establecimiento (señalado en color celeste) Fuente: Google Earth

Según el Sistema de Información Geográfica para el ordenamiento urbano territorial de la Municipalidad de General San Martín (Ordenamiento urbano San Martín, 2020) la planta se encuentra radicada en una zona Industrial-Residencial. El establecimiento cuenta con servicios de luz, gas, agua y cloacas.

Actualmente, la empresa se encuentra en proceso de radicación, realizando obras de adecuación del predio para su instalación definitiva. Esto resulta conveniente ya que se dispone de tiempo para el diseño y construcción de la planta de tratamiento de efluentes, y por tanto, para la obtención de los certificados legales a presentar concernientes a la temática ambiental.

Teniendo en cuenta que en base a la información recopilada y a la categorización establecida según la Ley de Radicación Industrial de la Provincia de Buenos Aires – Ley n° 11.459 – la empresa se corresponde con un establecimiento de tercera categoría, según se detallará en el Capítulo 8.

En base a esto, la legislación provincial exige la presentación del Certificado de Aptitud Ambiental ante el organismo de control, en el que se incluya la Factibilidad Hidráulica de vuelco de los efluentes industriales y la Licencia de Emisiones Gaseosas a la Atmósfera.

2.2 Proceso productivo

La extracción del mineral en boca de mina se da en dos sectores de la cantera, uno en los que se obtienen minerales directamente desde la roca madre, y otro en el que los minerales obtenidos se encuentran cubiertos por restos de suelo y óxidos. Estos últimos requieren un tratamiento adicional para acondicionarlos.

El tratamiento consiste en un lavado ácido, sumergiendo las rocas en un baño en una solución con ácido cítrico, hidrosulfito de sodio y citrato de sodio disueltos. Al producirse la disolución del hidrosulfito de sodio se produce un incremento en la temperatura por la naturaleza exotérmica de la disolución, llegando a 60°C. Las rocas son puestas en contacto con el baño ácido para lavado una única vez para luego ser descartada como efluente.

El objetivo del lavado ácido es generar un entorno de pH entre 3 a 5 con cierta capacidad amortiguadora. De esa manera la solución actuará removiendo óxidos y depósitos de hierro, alúmina y de sílica. La formación de complejos entre ácido cítrico con el hierro, sumada al a capacidad reductora del hidrosulfito hacen que la remoción de estas capas sea total.

Posteriormente se trasladan las rocas hacia otra batea que contiene únicamente agua, en la cual se enjuaga las rocas. El proceso completo de tratamiento se muestra en la Figura 2.2.1.

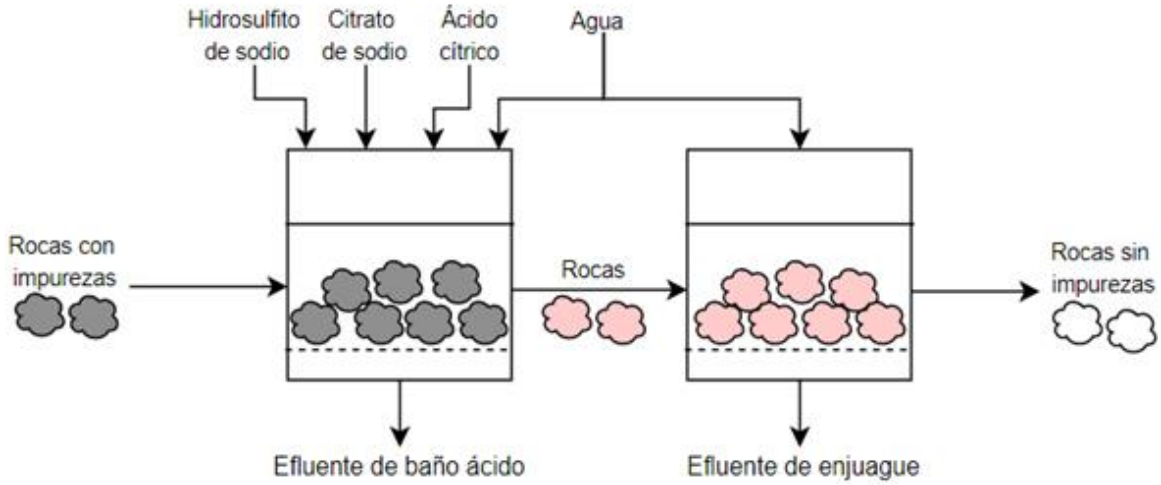


Figura 2.2.1: Diagrama de flujo del procesamiento de las rocas.
Fuente: Elaboración propia

El volumen resultante de este tratamiento resulta de 400L de la corriente de enjuague y de 400L para la corriente de baño ácido por cada tanda de rocas que se procede a limpiar, recolectados desde las bateas donde son sumergidas las rocas. El proceso es realizado tres veces por día.

2.3 Pre-caracterización del baño ácido

A partir de la descripción del proceso productivo, los insumos utilizados para los baños ácidos y sus altas concentraciones señaladas en la Tabla 2.3.1 se procede a realizar una caracterización de la función que cumple cada uno para analizar el comportamiento que tendrán en el efluente luego de ponerse en contacto con las rocas a tratar.

Tabla 2.3.1: Reactivos utilizados y concentraciones iniciales
Fuente: Elaboración propia

Reactivo	Conc. (g/L)	Fórmula	Masa molar (g/mol)	Conc. (mol/L)
Citrato de sodio	30	$C_6H_5Na_3O_7.2H_2O$	294,1	0,102
Hidrosulfito de sodio	22	$Na_2S_2O_4$	174,1	0,126
Ácido cítrico	15	$C_6H_8Na_3O_7$	192,1	0,078

2.3.1 Ácido cítrico

En el baño ácido, el ácido cítrico tiene una función corrosiva, leve por ser un ácido débil, es un insumo de bajo costo y es relativamente seguro para su manejo a pesar de su lenta acción con respecto a otros ácidos.

Además, resulta útil para acidificar el medio permitiendo disolver los carbonatos y limpiar ciertos óxidos. La disolución de los carbonatos está dada por la acidificación del medio y posterior hidrólisis, a partir del cual pueden desprenderse tres protones fácilmente disociables de sus tres grupos carboxilato y bajo ciertas condiciones (difícilmente) puede ser disociado el protón alcohólico (Konigsberger et al., 2000). En la Figura 2.3.1.1 se muestra la estructura del mismo.

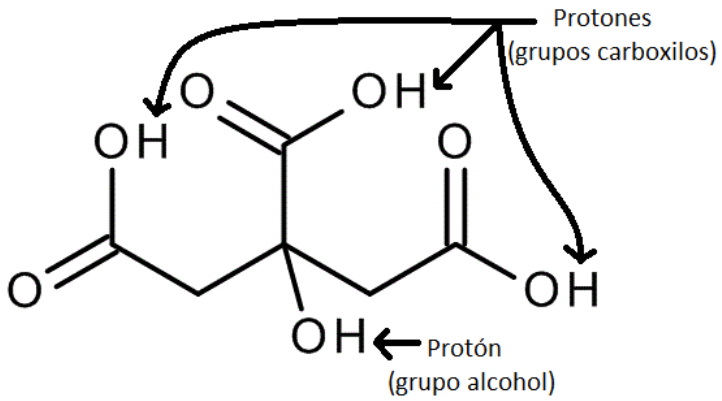


Figura 2.3.1.1: Estructura del ácido cítrico y sus protones susceptibles de liberación según grupo funcional. Fuente: Elaboración propia

La limpieza de óxidos está dada por la formación de complejos monoméricos y solubles con metales como el hierro (Abrahamson et al., 1994) formando, por ejemplo, complejos bidentados mononucleares con Fe (III) y complejos tridentados con Fe(II) (Francis and Dodge, 1993) como se muestra en la Figura 2.3.1.2. La literatura reporta también complejaciones con óxidos de otros metales (Pitluck et al., 1987).

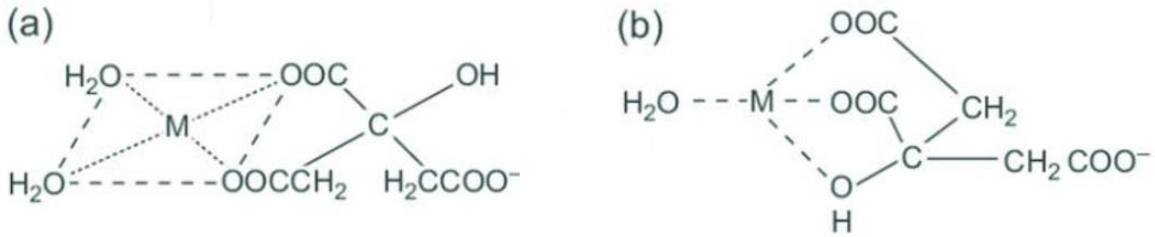


Figura 2.3.1.2: Estructura de complejos bidentado (a) y tridentado (b) entre ácido cítrico y metales. Fuente: Francis y Dodge, 2020

2.3.2 Citrato de sodio

El citrato en complemento del ácido cítrico como complejante para la remoción de manchas de hierro. Sin embargo, su principal función es llevar el baño a un sistema buffer y así mantener el pH ácido, tal que el ácido cítrico pueda seguir actuando y que el sistema no sufra variaciones de pH.

En la figura 2.3.2.1 se muestra el diagrama de disociación del ácido cítrico/citrato con sus pKa (pKa1=3,15; pKa2=4,77; pKa3=6,40).

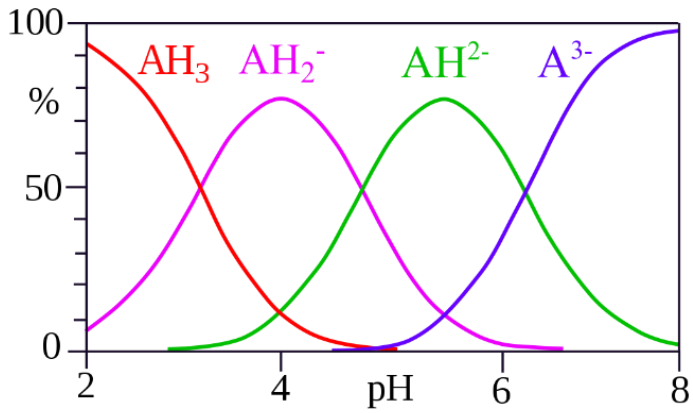


Figura 2.3.2.1: Diagrama de disociación de ácido cítrico para concentración 10mM ($A=Cit^{3-}$). Fuente: Wikipedia

Al realizar los balances de masas y cargas para calcular el pH esperado del sistema buffer con las concentraciones señaladas en la Tabla 2.3.4.1 y las constantes mencionadas previamente se obtiene un pH de 5,1.

2.3.3 Hidrosulfito de sodio

El hidrosulfito de sodio se adiciona a fin de eliminar manchas de óxido y remover el hierro. El mecanismo de descomposición del ditionito sódico en soluciones acuosas fue descripto por M.W. Lister y R. C. Garvie (1959).

En el mismo se señala que en primer lugar se liberan los iones sodio, para que el hidrosulfito se hidrolice dando lugar sulfito ácido (HSO_3^-) y al ion sulfoxilato (HSO_2^-) como se ve en la Ecuación 2.3.3.1.

$$S_2O_4{}^{2-} + H_2O \rightarrow HSO_3{}^- + HSO_2{}^- \qquad \text{Ecuación 2.3.3.1}$$

A su vez, la cantidad del ión hidrosulfito se mantiene en equilibrio con bajas concentraciones del radical SO_2^{*-} a partir de la dimerización del mismo (Rinker et al, 1959), la cual puede dar como producto también radicales O_2^{*-} e involucrar liberación de dióxido de azufre (Makarov et al, 2014) según las Ecuaciones 2.3.3.2 y 2.3.3.3.

$$S_2O_4{}^{2-} \leftrightarrow SO_2{}^{*-} \qquad \text{Ecuación 2.3.3.2}$$

$$SO_2{}^{*-} + O_2 \rightarrow SO_{2\,(g)} + O_2{}^{*-} \qquad \text{Ecuación 2.3.3.3}$$

El ión sulfoxilato es muy inestable e inmediatamente reacciona con el hidrosulfito que aún no haya reaccionado es aún más sulfito ácido dando lugar al ión tiosulfato ($S_2O_3^{2-}$) como se muestra en la Ecuación 2.3.3.4 (Lister y Garvie, 1959).

$$HSO_2{}^- + S_2O_4{}^{2-} \rightarrow HSO_3{}^- + S_2O_3{}^{2-} \qquad \text{Ecuación 2.3.3.4}$$

Por otra parte, el sulfito ácido es estable en soluciones acuosas levemente ácidas, con pH entre 3 y 6 (pKa_1=1,91; pKa_2=7,20), también es un potente reductor y al entrar en contacto con oxígeno tenderá a oxidarse para formar ácido sulfúrico (HSO_4^-) generando una disminución del pH, ya que en pH levemente ácidos el ácido sulfúrico perderá su último protón para pasar a sulfato (SO_4^{2-}) acidificando aún más la solución. Esto se muestra en la ecuación 2.3.3.5.

$$2HSO_3{}^- + O_2 \rightarrow 2SO_4{}^{2-} + 2H^+ \qquad \text{Ecuación 2.3.3.5}$$

El sulfito ácido, como agente reductor, actúa reduciendo metales como Fe(III) a Fe(II), el cual es más soluble, así como también sales de plata, cobre y mercurio para llevarlas al estado metálico.

El ión tiosulfato restante es inestable en medio ácido y se vuelve a descomponer lentamente en dióxido de azufre como emisión gaseosa (SO_2), azufre elemental (S) como coloide y trazas de otros compuestos azufrados (Ver Ecuación 2.3.3.6).

$$S_2O_3{}^{2-} + 2H^+ \rightarrow SO_{2\,(g)} + S_{(s)} + H_2O \qquad \text{Ecuación 2.3.3.6}$$

En función de la proporción de dióxido de azufre liberado, podría generarse una atmósfera peligrosa para los trabajadores presentes, dada su toxicidad respiratoria. Es por eso que deberán realizarse mediciones de dióxido de azufre al momento del procesamiento de los minerales, para evaluar la necesidad de realizar adecuaciones en el área de trabajo.

Las emisiones de dióxido de azufre también están legisladas y no pueden exceder valores límites. Es por eso que también deberá evaluarse su impacto en la calidad de aire y si resultase un problema, considerar la colocación de un sistema de tratamiento de la emisión gaseosa, tema que excede el alcance de este proyecto.

Sin embargo, antes de producirse la descomposición descripta en la Ecuación 2.3.3.6, el ión tiosulfato puede generar formas estables al unirse a metales presentes en la superficie de los minerales a tratar. Existe evidencia de formar complejos con muchos metales como Hierro y Cobre, además de su capacidad reductora (Trachevskii, et al, 2007), y de la formación de complejos entre Hierro y Zinc con sulfatos (Whiteker and Davidson, 1953).

Otros compuestos azufrados como iones tritionato ($S_3O_6^{2-}$) e iones pentationato ($S_5O_6^{2-}$) pueden estar presentes en solución dependientes del pH y la temperatura, productos de las reacciones entre el ión sulfoxilato con sulfitos (Wiberg, 2001).

2.3.4 Cálculo de DQO e índice de biodegradabilidad

La demanda química de oxígeno (DQO) teórica puede inferirse considerándose la suma de la DQO aportada por cada compuesto. El cálculo puede lograrse, debido a que el efluente se encuentra bien caracterizado, en cuanto a las materias primas que se utilizan. De todas maneras, el resultado a obtener será una aproximación ya que al realizarse el baño, el contacto con la materia orgánica contenida en las rocas y la descomposición de los insumos añadidos harán que el resultado final difiera.

El abordaje del cálculo de la DQO teórica puede realizarse a partir de los balances en las ecuaciones de oxidación producidas por el oxígeno. De esta manera se busca que el oxígeno oxide toda la materia orgánica a dióxido de carbono y agua, y todos los compuestos azufrados a sulfatos.

Por otro lado, las hojas de seguridad brindan información acerca de la DQO (y DBO) como gO_2/gCompuesto, de manera que posibilita la obtención del índice de biodegradabilidad como el cociente porcentual entre DBO/DQO.

Los resultados de los balances y el cálculo del índice de biodegradabilidad se presentan en la Tabla 2.3.4.1.

Tabla 2.3.4.1: Estimación de DQO del baño ácido e índice de biodegradabilidad en función de concentraciones, DQO y DBO. Fuente: Elaboración propia

Reactivo	**DQO (mg O_2/g)**	**DBO (mgO_2/g)**	**Conc (g/L)**	**Aporte DQO (mgO_2/L)**	**Índice de Biodegra-dabilidad**
Citrato de sodio	480	364	30	14.400	76%
Hidrosulfito de sodio	210	46	22	4.620	22%
Ácido cítrico	750	625	15	11.250	83%
Total estimado				**30.270**	**70%**

A partir de la información obtenida de la Tabla 2.3.4.1 se espera encontrar un efluente con una alta demanda química de oxígeno, producto de una alta carga orgánica y de presencia de especies reductoras en el medio.

A esto se sumará la carga orgánica proveniente del suelo, lo que incrementará la DQO. Aunque el aporte de la materia orgánica contenida en los suelos puede incrementar la DQO, se espera que este aumento sea despreciable. Esto se debe a que el suelo de la zona del yacimiento tiene muy poca materia orgánica según la Carta de Suelos de la Provincia de Neuquén (Weber, 2016). El valor informado para la unidad geográfica es de menos de 0,5%. Se espera que sea un efluente relativamente biodegradable a partir de su índice de biodegradabilidad.

2.3.5 Otros componentes presentes en el efluente de baño ácido

Además de las características anteriormente descriptas como un bajo pH y una alta DQO, también deberá tenerse en cuenta la posible presencia de sólidos y metales en el efluente.

Los sólidos serán componentes que posiblemente se encuentren en el efluente del baño ácido y posterior enjuague, producto del desprendimiento de las capas de óxidos que recubren a los minerales sumada a la precipitación de hidróxidos.

Por otro lado, se podrían detectar metales en el efluente de baño ácido debido a su presencia en el suelo asociado a las rocas. Las rocas presentes en la zona del yacimiento son mayoritariamente sedimentarias y los periódicos episodios de erupciones volcánicas provocan la deposición de partículas con contenido de metales en el suelo, a través de sus emisiones. Un episodio que afectó la zona particularmente fue la erupción del complejo volcánico Puyehue-Cordón Caulle en 2011. Este fenómeno afectó principalmente la zona circundante y los centros turísticos de San Carlos de Bariloche y Villa La Angostura, aunque sus efectos se registraron hasta la Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Al analizarse las cenizas provenientes de la emisión de 2011 se registraron altos niveles de antimonio, zinc y selenio (Ward, 2012); aunque otro análisis, correspondiente a la erupción del volcán Copahue en 2000 da cuenta de altas concentraciones de cobre y uranio (Gomez, et al, 2002).

2.4 Normativa aplicable

A continuación se procede a listar la legislación ambiental vigente en materia ambiental que concierne a la actividad productiva desarrollada y vinculada al proyecto.

2.4.1 Emisiones gaseosas

Respecto a las políticas en materia de calidad de aire la Constitución de la Provincia de Buenos Aires señala en el artículo 28 que la misma “asegurará políticas de conservación y recuperación de la calidad del (…) aire”. Puntualmente actúa a partir de la Ley 5.965 “Ley de protección a las fuentes de provisión y a los cursos y cuerpos receptores de agua y a la atmósfera” prohibiendo el envío de efluentes gaseosos a la atmósfera, tal que signifique una degradación del aire.

Particularmente sobre los efluentes gaseosos el Decreto 1074/18 regula su descarga, requiriendo que todo generador de emisiones gaseosas debe obtener una Licencia de Emisiones Gaseosas a la Atmósfera (LEGA) (con una vigencia de 4 años), previa presentación de una Declaración Jurada, obligando a los generadores a cumplir con las normas de calidad de aire y valores establecidos en el decreto.

Estos límites son variables en función del análisis adoptado para evaluar las emisiones en calidad de aire: Etapa I: análisis mediante sondeo simple, Etapa II: análisis mediante sondeo detallado y Etapa III: análisis mediante modelación detallada. El análisis mediante sondeo simple (Etapa I) es utilizado para determinar de manera aproximada las concentraciones de contaminantes en aire esperables en las condiciones más desfavorables y se evalúa que el resultado no sobrepase el 30% del valor correspondiente. En caso de que el valor obtenido sobrepase el valor límite se procede a realizar la Etapa I y evaluar su cumplimiento. El análisis mediante sondeo detallado (Etapa II) tiene los mismos objetivos que la Etapa I pero su metodología de cálculo es más compleja para obtener mayor exactitud y se evalúa que el resultado no sobrepase el 50% del valor correspondiente. Finalmente, la modelización detallada (Etapa III) se utiliza en caso de que ni la Etapa I ni la Etapa II cumplan con los valores límites, y se diferencia por ser una modelización que utiliza información meteorológica horaria como base de entrada de modelos detallados.

Para el caso del establecimiento, cuya actividad sólo involucra la emisión gaseosa de dióxido de azufre, el Anexo III del Decreto 1074/18 establece los límites señalados en la Tabla 2.4.1.1.

Tabla 2.4.1.1: Valores límites según tiempo transcurrido desde publicación del decreto. Fuente: Decreto 1074/18 OPDS

Parámetro	Símbolo	Tiempo Promedio	Valores Iniciales	1° Etapa ($\mu g/m^3$)	2°Etapa ($\mu g/m^3$)	3° Etapa ($\mu g/m^3$)	Observaciones
Dióxido de Azufre	SO_2	1 hora	--	250	230	196	Para no ser superado en más de una vez al año. Monitoreo continuo y automático: Percentil 99 de las concentraciones medias (1 hora continua) de un año en cada estación monitora no debe exceder el estándar
		24 hs	365	200*	160*	125*	Para no ser superado en más de una vez al año.

(Valores iniciales: 09-2018 a 09-2020; 1º Etapa: 09-2020 a 09-2021; 2º Etapa: 09-2021 a 09-2022; 3º Etapa: 09-2022 en adelante).

En este caso la autoridad de aplicación será el Organismo Provincial de Desarrollo Sostenible (OPDS) y se detalla en la Resolución 559/19 el procedimiento para obtención de la LEGA.

2.4.2 Efluentes líquidos

A partir del establecimiento del dominio originario de los recursos naturales correspondiente a las provincias, mediante la Constitución Nacional (Art. 124) queda en claro que las provincias deben asegurar que los recursos no sean degradados.

La Provincia de Buenos Aires se expide al respecto a través del artículo 28 de su Constitución Provincial. En el mismo aclara que “En materia ecológica deberá preservar, recuperar y conservar los recursos naturales, renovables y no renovables del territorio de la Provincia (…) controlar el impacto ambiental de todas las actividades que perjudiquen al ecosistema; promover acciones que eviten la contaminación del aire, agua y suelo. También, a través de la ley provincial N° 5965 (Ley de protección a las fuentes de provisión y a los cursos y cuerpos receptores de agua y a la atmósfera) se prohíbe “el envío de efluentes residuales sólidos, líquidos o gaseosos, de cualquier origen, a la atmósfera, a canalizaciones, acequias, arroyos, riachos, ríos y a toda otra

fuente, cursos o cuerpo receptor de agua, superficial o subterráneo, que signifique una degradación o desmedro del aire o de las aguas de la provincia, sin previo tratamiento de depuración o neutralización que los convierta en inocuos e inofensivos".

Para eso, la provincia actúa a través de la Autoridad del Agua (ADA), la cual ejerce poder de policía en materia de efluentes líquidos requiriendo certificaciones, autorizaciones, permisos, vigencia de los mismos, como también de las tasas a abonar.

La legislación al respecto se encuentra resumida en la resolución 333/17, en la cual la ADA exige la necesidad de obtener un certificado de prefactibilidad en base a un análisis de prefactibilidad Hidráulica, prefactibilidad de Explotación (Disponibilidad de agua), y prefactibilidad de Vuelco, con la finalidad de determinar cuál es el riesgo y la factibilidad técnica de que sea ejecutado el proyecto (o continúe en funcionamiento, si ya está implementado), desde el punto del impacto sobre el recurso hídrico y sus condiciones hidráulicas. Este certificado cuenta con una vigencia de un año y el análisis es realizado por la ADA.

El establecimiento en cuestión no tendría inconvenientes en la certificación de la prefactibilidad de vuelco en tanto se diseñe una planta de tratamiento. El efluente entraría en la categoría riesgo medio, ya que "el vuelco real exige instalar una planta de tratamiento, dado que los efluentes no son compatibles a efluentes cloacales y no satisfacen los estándares de calidad establecidos en la normativa vigente de acuerdo a los cuerpos receptores adoptados." La emisión del certificado de prefactibilidad permitirá luego la gestión de la autorización de la Aptitud tecnológica para vertidos.

La autorización de Aptitud tecnológica (APTV) tiene como finalidad evaluar la aptitud tecnológica para ejecutar vertidos industriales de un proyecto u obra potencial, a los fines de emitir una autorización que habilita al desarrollo de esta, si se la considera apta cómo solución tecnológica de tratamiento de los vertidos, ya que estos se encuentran dentro de los parámetros de vuelco establecidos. Para la autorización de la misma se requerirá la presentación de:

1. planos de implantación general
2. planos de detalle de las unidades de tratamiento
3. memoria descriptiva
4. memoria técnica
5. cómputo y presupuesto
6. contrato de ingeniería celebrado por proyecto y dirección técnica de obra
7. cronograma de tareas

El presente proyecto busca cubrir el alcance de los puntos 2 a 5, quedando como restante la coordinación de la realización del proyecto a cargo del establecimiento. Esta autorización tendrá una vigencia estipulada por la ADA.

Finalmente podrá tramitarse el permiso de vuelco. Este permiso tiene como finalidad evaluar si un proyecto al cual se le otorgó la APTV, o bien una obra que ya se encuentra ejecutada, está adecuada desde el punto de vista tecnológico para tratar los vertidos industriales que están proyectados volcar sin afectar el cuerpo receptor fuera de los parámetros de calidad que están establecidos, y como tal se le emite una resolución de constancia de aptitud hidráulica.

La obtención del mismo requerirá, además de la gestión de la APTV y los requerimientos descriptos, los planos de detalle de las unidades de tratamiento según obra, el cronograma de tareas con el inicio de puesta en marcha y cuando está en régimen, la Aptitud Hidráulica para Obra (si requiriese), la Autorización de Ejecución de Obra para Explotación Superficial (si requiriese). El período de vigencia del mismo queda a definir por la ADA. Este permiso de vuelco debe corroborar que se logren los parámetros de vuelco establecidos en la Resolución 336/2003 de la ADA.

En complemento del requerimiento establecido por la ADA, la Concesionaria del servicio cloacal puede establecer condiciones y autorizaciones para el vertido de los efluentes en la red cloacal.

La ley provincial se expide sobre este tema a través del decreto 2009/60 reglamentario de la Ley Provincial 5.965 (Ley de protección a las fuentes de provisión y a los cursos y cuerpos receptores de agua y a la atmósfera) “No se admitirá ninguna sustancia orgánica o inorgánica que pudiera atacar u originar otras que dañen en una u otra forma el conducto o que puedan interferir en los procesos de depuración natural o artificial. Los entes operadores o prestatarios de sistemas cloacales que dispongan de instalaciones de depuración previo a la descarga podrán fijar los límites para cada caso”; y la Ley Provincial 11.820 “Los afluentes industriales sólo podrán ser vertidos a la red cloacal con consentimiento del Concesionario. Deberán ajustarse a las normas aplicables relativas a la calidad, concentración de sustancias y volumen, de acuerdo a las normas de calidad.”

Para el caso del establecimiento en cuestión, el prestador de servicio es AySA y su servicio se encuentra regulado por la Ley Nacional 26.221 señalando que “la Concesionaria podrá establecer limitaciones, imponer condiciones e incluso denegar autorizaciones para el vertido de aguas residuales cuando las mismas, por su composición, pudieran causar perjuicios a los cauces receptores, a otros usuarios, a instalaciones explotadas por la Concesionaria, a la salud pública o al medio ambiente”.

En la Tabla 2.4.2.1 se muestran los límites permisibles para vuelco cloacal de los parámetros más relevantes para este proyecto, según las normativas de ADA y AYSA.

Tabla 2.4.2.1: Parámetros de vuelco permitidos según ADA y AySA.
Fuente: Elaboración propia

Parámetro	Unidad	ADA	AYSA
Temperatura	°C	≤45	≤45
pH	upH	7,0 a 10,0	5,5 a 10,0
Sólidos sedimentables 10 min	ml/L	Ausente	-
Sólidos sedimentables 2 horas	ml/L	≤5	-
DBO	mg/L	≤200	≤200
DQO	mg/L	≤700	-
Detergentes (S.A.A.M.)	mg/L	≤10	-
Sulfatos	mg/L	≤1000	-
Cromo total	mg/L	≤2,0	-
Cromo hexavalente	mg/L	≤0,2	≤0,1
Cromo trivalente	mg/L	-	≤2
Hierro soluble	mg/L	≤10	-
Manganeso soluble	mg/L	≤1,0	-
Cadmio	mg/L	≤0,5	≤0,1
Plomo	mg/L	≤1,0	≤0,5
Mercurio	mg/L	≤0,02	≤0,005
Arsénico	mg/L	≤0,5	≤0,5
Cinc	mg/L	≤5,0	-
Níquel	mg/L	≤3,0	-
Cobre	mg/L	≤2,0	-
Aluminio	mg/L	≤5,0	-
Bario	mg/L	≤2,0	-
Boro	mg/L	≤2,0	-
Cobalto	mg/L	≤2,0	-
Selenio	mg/L	≤0,1	-

2.5 Recomendaciones

Como se mencionó anteriormente, la solución de baño ácido contiene alta concentración de reactivos y aumenta su temperatura al producirse la mezcla. Por este motivo se le sugirió al solicitante realizar pruebas de reutilización de la solución de baño ácido con control de temperatura para evaluar la vida útil de la solución.

En base a lo planteado, el solicitante se encargó de realizar los ensayos de reutilización de la solución de baño ácido e informó que fue posible reutilizar la solución sin desmedro de la eficacia hasta 3 veces. Esto fue realizado sin controlar la temperatura.

Se cree que la solución podría reutilizarse una mayor cantidad de veces si se mantuviese la temperatura inicial de la mezcla constante (60°C) mediante una fuente de calor externa.

CARACTERIZACIÓN INICIAL

La caracterización de las aguas residuales es la principal herramienta para evaluar la potencial contaminación que acarrea el vuelco de determinado líquido. Permite caracterizarla de acuerdo a sus constituyentes evaluando en qué grado aporta cada uno a la degradación de la calidad del agua en un supuesto vuelco, de manera que pueden individualizarse operaciones según el parámetro que se encuentre en concentraciones por fuera del valor normado.

La naturaleza del proceso productivo y la falta de bibliografía al respecto hacen imperiosa la caracterización de este tipo de efluente. La caracterización de los parámetros que se espera encontrar en concentraciones por fuera del valor normado brindará información sobre la calidad del agua residual, para luego seleccionar los ensayos que se practicarán como alternativas de sistemas de tratamiento.

Los parámetros a evaluar que conciernen al efluente según indica el ADA y AySA y se resumen en la Tabla 3.1.1, serán el pH, sólidos sedimentables (SS), DQO, sulfatos y metales. Sin embargo, también se muestran otros parámetros que son útiles e indican la composición química del efluente. Estos parámetros son: los sulfitos y el carbono orgánico total (COT). La DBO se estimará a partir del índice de biodegradabilidad.

3.1 Materiales, métodos y muestras

Para este trabajo se utilizaron tres muestras recolectadas en bidones plásticos de 10 L y enviadas por el solicitante. Las muestras se mantuvieron refrigeradas hasta el momento de su utilización. Estas muestras son:

- Efluente de baño ácido: baño ácido para el lavado de rocas utilizado una sola vez.
- Efluente de baño ácido reutilizado: baño ácido para el lavado de rocas reutilizado tres veces.
- Efluente de enjuague: líquido proveniente del enjuague de rocas con agua luego del baño ácido utilizado una sola vez.

A partir de bibliografía y de acuerdo al equipamiento disponible en laboratorio se definieron los métodos para mediciones. A continuación se detallan procedimientos y equipamiento utilizado, en la Tabla 3.1.1.

Tabla 3.1.1: Resumen de metodología utilizada para las mediciones.
Fuente: Elaboración propia

Parámetro	Tipo de método	Procedimiento	Equipamento
pH	Potenciométrico	SM 4500-H+B	Hanna HI2211
SS	Volumétrico	SM 2540-F	Cono Imhoff
DQO	Espectrofotométrico	SM 5220-D	Hach DR1900
TOC	Espectroscopía	SM 5310-B	TOC-L Shimadzu
Sulfatos	Turbidimétrico	Hach 8041	Hach DR1900
Sulfitos	Volumétrico	SM 4500-SO_3^{2-}	--
Metales	Espectrometría de masas	SM 3125-B	ICP MS Agilent 7500

3.2 Resultados

Los parámetros del efluente se contrastaron luego con los valores límite señalados en el Anexo II de la Resolución 336/2003 de la ADA para descarga en colector cloacal.

En primer lugar se analizaron aquellos parámetros de interés y necesarios para comparar con la normativa, estos se muestran en la Tabla 3.2.1.

Tabla 3.2.1: Resultados de caracterización inicial
Fuente: Elaboración propia

Parámetro	Unidad	Efluente de baño ácido original	Efluente de baño ácido reutilizado	Efluente de enjuague	Límite (ADA y Aysa)
pH	upH	4,3	4,4	6,1	**7,0 a 10,0**
SS 10 min.	ml/L	3,5	n.m.	Ausente	**Ausente**
SS 2 horas	ml/L	5,0	n.m.	<5,0	**≤5**
DQO	gO_2/L	43,9	50,3	0,9	**≤0,7**
TOC	gC/L	18,9	22,0	n.m.	**-----**
Sulfatos	g/L	5,0	4,0	0,3	**≤1,0**
Sulfitos	g/L	15,0	18,0	n.m.	**-----**

n.m.: no medido

Para el efluente de enjuague no se realizaron las determinaciones de sulfitos y COT, ya que estas variables se creen despreciables en relación al efluente de baño ácido y no se encuentran normadas por el ADA o AySA.

Luego se procedió a la determinación de metales presentes en la corriente de baño ácido y baño ácido reutilizado, donde se espera una mayor concentración de los mismos. Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 3.2.2.

Tabla 3.2.2: Determinación de metales por ICP-MS
Fuente: Élaboración propia

Parámetro	**Unidad**	**Efluente de baño ácido original**	**Efluente de baño ácido reutilizado**	**Límite (ADA y AySA)**
Cromo total	µg/L	24,7	58,3	**≤2000**
Hierro total	mg/L	**52,3**	**151,0**	**≤10,0**
Manganeso total	mg/L	**3,9**	**27,8**	**≤1,0**
Cadmio	µg/L	<1,0	<1,0	**≤100**
Plomo	µg/L	6,5	98,2	**≤500**
Mercurio	µg/L	≤0,2	n.m.	**≤5**
Arsénico	µg/L	7,9	91,5	**≤500**
Cinc	µg/L	45,1	109,0	**≤5000**
Níquel	µg/L	4,5	32,7	**≤3000**
Cobre	µg/L	252	227	**≤2000**
Aluminio	µg/L	**4570**	**12120**	**≤5000**
Bario	µg/L	228	**2020**	**≤2000**
Cobalto	µg/L	7,2	104,0	**≤2000**
Selenio	µg/L	0,4	22,3	**≤100**
Boro	µg/L	n.m	292	**≤2000**

n.m.: no medido

3.3 Consideraciones

A partir de los resultados detallados en las Tablas 3.2.1 y 3.2.2 se desprenden distintas deducciones, que se listarán a continuación.

El pH del efluente de baño ácido (4,3) se encuentra en valores por debajo de lo esperado para la solución de baño ácido. Esto puede deberse a la descomposición del hidrosulfito en diferentes formas, de sulfito-sulfato y como estas afectan el potencial hidrógeno por sus especiaciones. También puede ocurrir por el consumo de OH^- por parte del hierro para formar precipitados que se interpretan a partir de los sólidos sedimentables.

La demanda química de oxígeno en el efluente de baño ácido (43,9 g/L) se encuentra un 45% por encima de lo estimado para la solución de baño (30,1 g/L) y un 66% por encima para el baño ácido reutilizado (50,3 g/L). Aunque se esperaba que este valor se encuentre por encima del valor esperado para la solución pura – previa al tratamiento – es de notar el incremento sustancial del mismo, que puede deberse a una variabilidad por la dosificación de reactivos, a la falta de balanzas y equipos para dosificación, así como también a la falta de la correcta medición del volumen de agua utilizado y al aporte de las rocas que contienen restos de suelo.

La disminución de la DQO es el principal desafío del sistema de tratamiento, ya que estos valores se encuentran 62 (original) y 72 (reutilizado) veces por encima del límite admisible para la descarga (0,7 g/L), lo que implicaría llegar a un 99% de eficiencia de remoción para alcanzar los valores de vuelco.

El COT es la cantidad de carbono que contiene el efluente y se lo puede relacionar con las concentraciones de ácido cítrico y citrato presentes en el mismo, así como también del aporte de materia orgánica del suelo.

La estimación teórica arroja un valor de alrededor de 13 gC/L para la solución pura a partir de la cual se genera el baño ácido original, mientras que los resultados se encuentran un 45% por encima para el efluente de baño ácido (18,9 g/L) y un 69% para la solución de baño ácido reutilizado (22 g/L), respecto del valor para la solución de baño ácido. Es de esperar que esta diferencia en los valores sea debido a los mismos motivos listados para las diferencias encontradas en la DQO

Los sulfatos no se ajustan a los límites permisibles de descarga para el efluente de baño ácido original (5,0 g/L) ni para el reutilizado (4,0 g/L) con valores 5 y 4 veces por encima del límite (1,0 g/L) respectivamente.

Los sulfitos dan cuenta de la presencia de especies reductoras de azufre que consumen el oxígeno evidenciándose por su medición y además contribuyen a un aumento de la DQO, por lo cual deben ser removidos.

En términos generales, la mayoría de los metales se ajusta a los límites de descarga establecidos. Sin embargo, existen excepciones que deberán ser monitoreadas a lo largo de los ensayos para considerar tratamientos específicos si no se llegase a los valores normados. Es el caso del manganeso, hierro y aluminio que se encuentran por encima del valor límite para descarga. También deberá tenerse en consideración el bario por estar cercano al límite de descarga

El efluente de enjuague presenta características muy diferentes a los efluentes de baño ácido, con valores de DQO (0,9 g/L) un 30% por encima del límite establecido por la legislación y sulfatos (0,3 g/L) por debajo del límite, así como un pH mucho más cercano al requerido por ADA y AySA. Por ese motivo no se midieron metales en esta muestra ya que se consideró que los mismos serían despreciables. Debido a que los parámetros de este efluente están muy cercanos a los límites de vuelco, se decidió focalizar los ensayos de laboratorio en las muestras de baño ácido.

ANÁLISIS DE ALTERNATIVAS

Una vez definidos los objetivos específicos para el tratamiento del efluente y revisada la normativa a la cual deben ajustarse los parámetros de vuelco legislados, se seleccionan alternativas que abordan los problemas que fueron planteados en la caracterización inicial.

Las tecnologías que se describen a continuación se presentan como alternativas para el tratamiento y serán evaluadas mediante ensayos de laboratorio en el siguiente capítulo. Cada una de estas operaciones unitarias (físicas, químicas o biológicas) puede actuar sobre uno o más parámetros o indicadores que se quiera disminuir. El objetivo de este capítulo es presentar las técnicas, definiendo su alcance, para decidir su uso y establecer cuál es la combinación óptima para el caso en cuestión. Se tendrá en cuenta que el efluente proviene de una actividad productiva no convencional, de la cual no se cuenta con bibliografía disponible se abordarán diversas operaciones que puedan dar respuesta teniendo en cuenta los recursos disponibles y el factor económico.

Se evaluarán como alternativas para el tratamiento de la DQO (carga orgánica y compuestos azufrados): coagulación, floculación y sedimentación, tratamiento biológico, precipitación química, oxidación, filtración y adsorción, mientras que para la remoción del sulfato se utilizará la filtración y distintos métodos de precipitación química.

4.1 Coagulación-floculación

La coagulación-floculación consiste en un proceso fisicoquímico de dos etapas que busca aglutinar sustancias coloidales y sólidos en suspensión para facilitar su sedimentación posteriormente. Los coloides (partículas de entre 1nm a 0,1nm) son especialmente susceptibles al tratamiento de coagulación-floculación, ya que no pueden ser removidos en procesos físicos convencionales como la precipitación. Los mismos pueden ser de naturaleza hidrofóbica, los cuales no poseen afinidad por el medio líquido y pierden estabilidad en presencia de electrolitos; o de naturaleza hidrofílica, los cuales presentan marcada afinidad por el agua, hacen que se retarde la floculación y puedan requerir tratamientos adicionales para alcanzar una floculación efectiva.

De acuerdo a las características del efluente y a ensayos a escala piloto debe definirse si es necesario el tratamiento por coagulación-floculación previo a la sedimentación (o filtración) o si es conveniente sólo el proceso de sedimentación.

4.1.1 Coagulación

La coagulación es la primera etapa, actúa desestabilizando (neutralizando) las partículas coloidales. Estas presentan cargas eléctricas superficiales, que generan una fuerza repulsiva y las mantiene estables impidiendo su aglomeración. El coagulante agregado se compone de iones que estabilizan las cargas formando una doble capa eléctrica − una compacta en la superficie y una difusa alrededor − disminuyendo la diferencia de potencial generada entre la superficie cargada del coloide y el seno del líquido hasta niveles por debajo de las fuerzas de van der Waals, lo que permite la formación de microflóculos. La secuencia para una efectiva coagulación (Riddick, 1964) se compone de un incremento de la alcalinidad − si esta fuera baja, en forma de bicarbonato − y el agregado de sales de cationes con alta valencia en un entorno de mezcla rápida, para garantizar que el coagulante entre en contacto rápidamente con un gran número de partículas coloidales, con breve tiempo de contacto (1 a 3 minutos).

Entre los coagulantes comúnmente utilizados se encuentran las sales de Al^{3+} o Fe^{3+}. Es de amplia utilización también el polímero del hidroxicloruro de aluminio (PAC), debida a su alta eficiencia, aunque resulta más costoso. Al agregar sales de aluminio a agua en presencia de alcalinidad sigue la siguiente reacción:

$$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O + 3\ Ca(OH)_2 \rightarrow 3\ CaSO_4 + 2\ Al(OH)_3 + 18\ H_2O \quad \text{Ecuación 4.1.1.1}$$

4.1.2 Floculación

La floculación es la etapa que continúa a la coagulación, se caracteriza por formar los agregados de partículas descargadas (flóculos) a partir de las fuerzas de atracción de las mismas. Se utilizan polielectrolitos, los cuales son polímeros de alto peso molecular con grupos capaces de adsorber partículas, formar puentes entre partículas y flóculos cargados.

El resultado son grandes flóculos (0,3 a 1 mm) creados a partir de pequeñas dosis de polielectrolitos (1 a 5 mg/L). En esta etapa, la mezcla debe ser lenta para promover el contacto y la formación de flóculos, sin que estos se deshagan.

Existen distintos tipos de polielectrolitos: los catiónicos, que adsorben (y se adsorben) a coloides cargados negativamente o partículas floculentas; aniónicos, que reemplazan los grupos aniónicos en partículas coloidales y permiten la creación de puentes de hidrógeno entre el coloide y el polímero; y los no iónicos, que adsorben y floculan por puentes hidrógeno entre las superficies de los coloides y los grupos polares del polímero. Su formulación no suele ser explícita, ya que cada fabricante elabora la misma.

4.2 Precipitación química

La precipitación química consiste en el agregado de una sal de alta solubilidad, cuyos iones presentan cierta afinidad por iones o moléculas presentes en el efluente. Esta afinidad se traduce en baja solubilidad (baja Kps o mayor pKps) para la sal formada entre el ión que se busca precipitar y el que se agrega para favorecer la precipitación. El proceso se ve afectado por el pH, que favorece la presencia de los iones en determinado estado según el pH y la temperatura al que se encuentre

Mediante este proceso se busca remover del líquido mediante una separación líquido-sólido aquellos cationes metálicos en solución, compuestos difíciles de remover (como SO_4^{2-}), disminuir la DQO o DBO.

La precipitación expresada en términos de Kps lleva las expresiones enumeradas en las ecuaciones 4.2.1, 4.2.2 y 4.2.3:

- $m\ C^{n+} + n\ A^{m-} \leftrightarrow C_mA_n$ Ecuación 4.2.1
- $Kps = [C^{n+}]^m\ [A^{m-}]^n$ Ecuación 4.2.2
- $pKps=-\log(Kps)$ Ecuación 4.2.3

Los procesos de precipitación a pequeña escala suelen operar de forma discontinua, para aprovechar el horario no laboral como tiempo para la sedimentación. Es por eso que para estimar los tiempos de vaciado de tanques es necesario plantear como varía idealmente el caudal evacuado con la altura del pelo de agua en el tanque. El desarrollo de esta expresión lleva a integrar la altura, quedando el tiempo de vaciado (t_{VAC}) expresado en la ecuación 4.2.4

$$t_{VAC} = \frac{-2\left(\frac{At}{Aj}\right)\left(\sqrt{h_2}-\sqrt{h_1}\right)}{\sqrt{2g}} \qquad \text{Ecuación 4.2.4}$$

donde: *At*: área del tanque (m^2)

Aj: área del tubo de salida (m^2)

h_2: altura final del pelo de agua (m)

h_1: altura inicial del pelo de agua (m)

g: constante de gravitación universal (m/s^2)

Por otra parte, también será necesario dimensionar el sistema de mezcla, el cual se estimará en función de la velocidad de rotación y el tipo de mezcla. Los sistemas de mezcla mecánicos pueden ser de flujo axial o radial según como hagan mover el líquido dentro del tanque, pudiendo ser paralelamente al eje del agitador o perpendicularmente al eje respectivamente. Es conveniente instalar deflectores en la zona lateral del tanque para evitar la generación de condiciones de vórtice que hagan mermar la eficiencia del mezclado. En la Figura 4.2.1 se ilustran los dos tipos de movimiento.

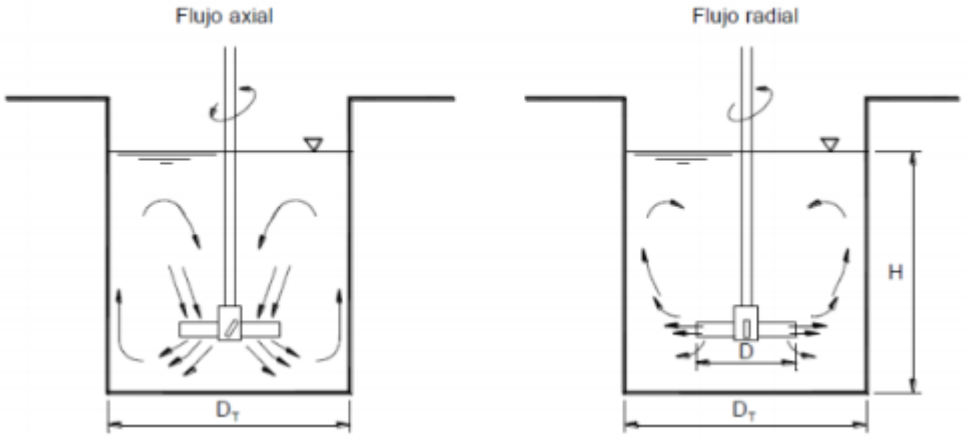


Figura 4.2.1: Sistema de mezcla según flujo axial o radial.
Fuente: ENOHSA.

.Para el dimensionamiento de paletas y deflectores se utilizarán los rangos y relaciones recomendadas por ENOHSA. Estos rangos se muestran para las turbinas de tipo 1 en la Figura 4.2.2, y para turbinas de tipo 4 en la Figura 4.2.3.

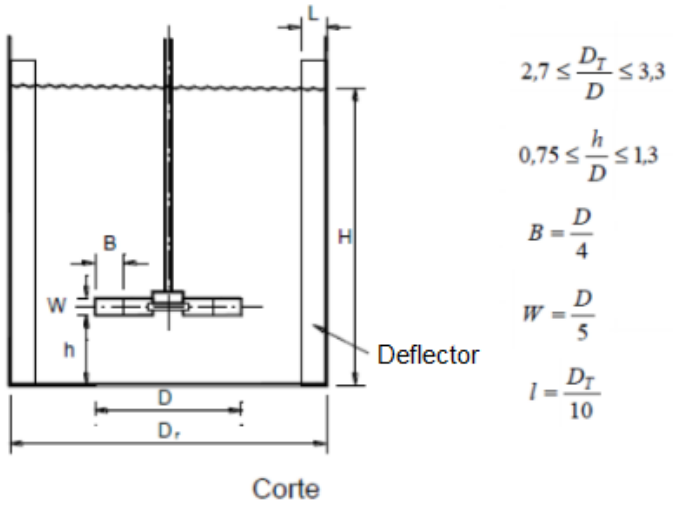


Figura 4.2.2: Relaciones y recomendaciones para cámara de mezcla y turbina de tipo 1. Fuente: ENOHSA.

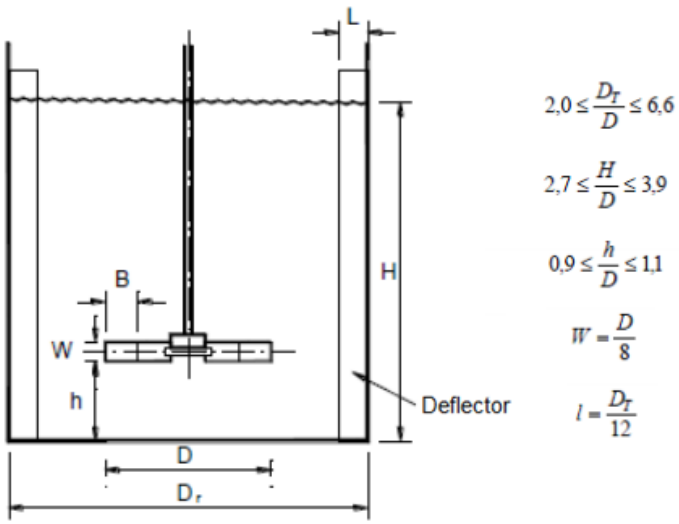


Figura 4.2.3: Relaciones y recomendaciones para cámara de mezcla y turbina de tipo 4. Fuente: ENOHSA.

Utilizando la profundidad útil (H) y diámetro del tanque (D_T) se obtienen los valores de diámetro de turbina (D), distancia entre paletas y profundidad útil (h), radio de paletas (B), ancho de paletas y ancho de deflectores (L).

Una vez que se dimensiona la turbina y tanque, queda definir la potencia disipada y verificar el cumplimiento del gradiente de velocidad. La potencia disipada (P) se obtiene a partir de la relación propuesta en la ecuación 4.2.5 (Uhl y Gray, 1966)

$$P = K\rho n^3 D^5$$ Ecuación 4.2.5

donde:

K = número de potencia

ρ = densidad del agua (kg/m^3)

n = número de rotaciones por segundo (rps)

D = diámetro de la turbina (m)

Por otro lado, el gradiente de velocidad (*G*) se calcula en función de la potencia disipada, el volumen del tanque (*V*) y la viscosidad (μ) con la ecuación 4.2.6.

$$G = \sqrt{\frac{P}{\mu V}}$$ Ecuación 4.2.6

4.2.1 Precipitación de sulfato como sulfato de calcio ($CaSO_4$) a partir de $CaCl_2$

La precipitación de sulfato de calcio a partir del agregado de cloruro de calcio resulta efectiva a altas concentraciones de sulfato, ya que su solubilidad es baja pero no lo suficiente (de 2.100 a 2.400 mg/L en agua pura, pKps=4). Este valor se traduce en concentraciones de sulfato remanente de 1.400 mg/L, lo cual se encontraría por encima de la normativa exigida.

Sin embargo, cabe la posibilidad de considerar este método como continuo a un proceso de intercambio iónico o de ósmosis inversa, en el cual se concentre la solución de sulfato en un permeado, se favorezca la precipitación y se vuelva a inyectar el sulfato remanente al proceso de remoción.

En cuanto a las propiedades del sulfato de calcio, es un sólido color blanco, su disolución es exotérmica lo que hace que su solubilidad aumente a temperaturas más bajas. El pH afecta de acuerdo a la especiación de los cationes, favoreciendo la presencia de sulfato como HSO_4^- a pH menores a 2, y la precipitación de calcio como $Ca(OH)_2$ a pH mayores a 10.

Es necesario agregar también, que para el proyecto en cuestión, es necesario primero oxidar el azufre en solución para removerlo como sulfato si quiere quitarse los compuestos azufrados, ya que sólo un 20% del azufre se encuentra presente como sulfato en el efluente del baño ácido.

4.2.2 Precipitación de sulfito como sulfito de calcio ($CaSO_3$) a partir de $CaCl_2$

La precipitación del sulfito de calcio resulta una alternativa para aprovechar la presencia de sulfitos en el efluente crudo (75% del azufre inicial). Precipita como un sólido blanco, cuyos valores de solubilidad reportados en bibliografía varían entre 10 a 400 mg/L para soluciones de agua pura (Masson et al. 2013). Este rango de valores da concentraciones residuales de sulfato equivalentes de 8 a 320 mg/L de SO_4^{2-}. La solubilidad informada varía en función del pH de la solución principalmente, encontrando un mínimo de solubilidad a pH 8,5 (60 mg/L) (Sano, 1974 y Masson et al. 2013) e incrementándose por fuera del rango de 7,5 a 10,5. La solubilidad también se ve afectada por la presencia de SO_2 en solución, que con poca concentración puede causar gran aumento en la solubilidad. Aumentos en la temperatura provocan caídas en la solubilidad. Pequeñas cantidades de ácidos, como acético, cítrico y lignosulfónico hacen aumentar mucho la solubilidad (Wurz y Swoboda, 1948).

4.2.3 Precipitación de sulfato como sulfato de bario ($BaSO_4$) a partir de $BaCl_2$

La precipitación como sulfato de bario resulta atractiva por ser el compuesto que llega a niveles más bajos de solubilidad, alcanzando los 2,5 mg/L de $BaSO_4$ a temperatura ambiente (1,0 mg/L de SO_4^{2-} y 1,4 mg/L de Ba^{2+}). Presenta un color blanco, la solubilidad es dependiente de la temperatura aumentando a medida que esta aumenta, y su solubilidad es relativamente constante entre pH 3 a 13. Debe tenerse en cuenta que el bario también favorece la precipitación de carbonato de bario, el cual presenta una solubilidad similar al sulfato de bario.

El proceso de remoción de sulfato por precipitación con bario requiere el monitoreo de las concentraciones de bario, ya que las mismas no pueden alcanzar los 2mg/L. Una alternativa podría ser tratar la mitad del caudal reduciendo las concentraciones de sulfato prácticamente a cero en la mitad tratada, y mezclar los caudales, para que la concentración de Ba^{2+} al unificar los caudales sea la mitad de la que fuera tratando todo el caudal. De esa manera, la concentración de sulfato después de unificar los caudales sería la mitad de la registrada previamente.

Los lodos que se generen a partir de esta metodología tendrán un carácter de residuo peligroso y deberán manejarse de acuerdo a lo dispuesto en el Decreto 831/93.

4.2.4 Precipitación de sulfato como Ettringita a partir de CaO, $CaCl_2$ y $Al(OH)_3$

La remoción de sulfato como precipitado en Ettringita fue muy estudiada y se encuentra incluida en el proceso Walhalla, SAVMIN y el proceso CESR (Remoción de sulfato costo-efectivo). Resulta de especial efectividad para la remoción de sulfatos, cuando estos se encuentran en concentraciones del orden de los 2.000mg/L, que es la concentración a la cual el sulfato de calcio deja de precipitar, llevándolo a niveles menores a 50 mg/L de SO_4^2. Entre sus ventajas se encuentran, que llega a niveles muy bajos de sulfatos sin tener que usar productos tóxicos como el Ba^{2+}. Se lleva a cabo precipitando los sulfatos como Ettringita (sulfoaluminato de calcio), agregando calcio (II), óxido de calcio e hidróxido de aluminio (o gibbsita), a pH entre 11,5 y 12,0 (Usinowicz y Monzyk, 2006). El tiempo de reacción resulta de entre 1 y 6 horas y sigue la ecuación 4.2.4.1

$$3\ CaO + 3\ Ca^{2+} + 3\ SO_4^{2-} + 2\ Al(OH)_{3\,(S)} + 28\ H_2O \rightarrow [3\ CaO \bullet 3\ CaSO_4 \bullet Al_2O_{3\,(S)} \bullet 31\ H_2O]$$

Ecuación 4.2.4.1

En la práctica se utilizan las relaciones ajustadas por la ecuación anteriormente mencionada con un exceso de 20% de hidróxido de aluminio para incrementar la cinética y llegar a niveles más bajos de sulfato residual. El pH suele ajustarse con hidróxido de calcio.

4.2.5 Precipitación de citrato como citrato de calcio ($Ca_3(C_6H_5O_7)_2$) a partir de $CaCl_2$ y PO_4^{3-}

A pesar de ser el citrato y el ácido cítrico altamente biodegradable, un método alternativo al tratamiento biológico - y con una cinética mucho mayor - para remover la carga orgánica (DQO y DBO) aportada por estos es la precipitación como citrato de calcio.

El citrato de calcio puede precipitar como citrato de calcio tetrahidratado o hexahidratado. Las solubilidades son similares y rondan los 0,25 g/L a 2,5 g/L según bibliografía (Partheil y Hubuer, 1903; Chatterjee y Dhar, 1924). La solubilidad es afectada por la fuerza iónica (μ) y según bibliografía (Boulet y Marier, 1960) sigue una relación pKps=17,63-10,84 ($\mu^{0,5}$). Sigue una relación de aumento de solubilidad a medida que aumenta la temperatura. La solubilidad no se ve afectada por el pH para valores de pH de 6,0 a (Goss et al, 2007) a 11,5, donde son estables las especies Cit^{3-} y Ca^{2+}. La solubilidad también se ve afectada por la complejación de citrato y ácido cítrico con metales: Fe^{3+} y Mg^{2+} (Al-Khaldi et al, 2003).

Efecto del fosfato (PO_4^{3-})

Si bien la bibliografía no es concluyente respecto al efecto del fosfato en la precipitación del citrato de calcio, existen estudios que indican que pequeños agregados de sales de fosfato (3mmoles/L) incrementan el pKps del citrato de calcio, favoreciendo la precipitación (Boulet y Marier, 1960). Esto puede estar relacionado con la formación de complejos Ca-Citrato-PO_4, cuya solubilidad es menor que la del citrato (Williams et al., 2008)

4.3 Sedimentación

La sedimentación consiste en la operación física de separación, por acción de la gravedad, de partículas suspendidas cuyo peso específico es mayor que la del agua. Puede encontrarse como el proceso inmediato al tratamiento por coagulación-floculación, o bien puede optarse por utilizarlo sin la necesidad de una coagulación-floculación. La sedimentación puede operar de forma continua o forma discontinua. En el caso de ser continua, debe estudiarse la distribución de tamaños de partículas, para así definir una velocidad apropiada que asegure la sedimentación de la mayor parte de las mismas. En el caso de operarse de forma discontinua, es necesario asegurar que el tiempo sea el suficiente que asegure que se separen los lodos del sobrenadante.

4.4 Oxidación química

La oxidación química consiste en la utilización de un agente oxidante para quitarle electrones a un compuesto más reducido y así pasar a un estado más oxidado. Se puede oxidar materia orgánica no biodegradable, tóxica o inhibidora del crecimiento de microorganismos. Se utilizan diferentes compuestos como peróxido de hidrógeno, oxígeno, aire (O_2 21%) o hipoclorito de sodio; solos o en combinación con catalizadores (metales de transición en general), cambios de pH o enzimas. La oxidación no es selectiva y se oxidará en primer lugar a los compuestos más fácilmente oxidables hasta que se agote el oxidante.

Resulta de especial interés en los casos en los que el efluente presente compuestos reducidos, que agoten el oxígeno e impiden la respiración aeróbica como es el caso de los sulfitos.

Para los cálculos estequiométricos se suele expresar cada oxidante en términos del oxígeno libre reactivo (O*) derivado del uso del mismo. A partir de él es posible prever la cantidad de moles de oxidante son necesarios para oxidar la materia orgánica o las sustancias inorgánicas reducidas para el efluente en análisis según las relaciones estequiométricas mencionadas en las ecuaciones 4.4.1 y 4.4.2.

- $C_6H_8O_7 + 9\ O^* \rightarrow 6\ CO_2 + 4\ H_2O$ Ecuación 4.4.1
- $SO_3^{2-} + 2\ O^* \rightarrow SO_4^{2-}$ Ecuación 4.4.2

Para efluentes en los que no se conozca exactamente las cantidades presentes de cada compuesto se presenta otra forma de estimar la demanda de oxidante, con la siguiente ecuación (Eckenfelder, 2008)

Demanda de oxidante (mg/L) = (2/n) (MW/32) DQO Ecuación 4.4.3

donde: n= moles O por mol de oxidante
MW= peso molecular del oxidante (g/mol)
DQO= demanda química de oxígeno (mg O_2/L)

4.4.1 Oxígeno (O_2)

Se utiliza por ser extremadamente económico, a partir del burbujeo de aire. La desventaja es su baja cinética para oxidar, aunque el método puede ser compensado si se usa para volúmenes pequeños en sistemas no continuos. Para el caso del oxígeno, la demanda oxidante sería igual a la DQO, aunque esto no es así para sistemas abiertos, lo cual implica que el burbujeo debiera ser mucho mayor.

4.4.2 Hipoclorito de sodio (NaOCl)

Utilizado históricamente como oxidante y desinfectante, es un poderoso oxidante que actúa exitosamente removiendo color. Es de bajo costo y fácil manejo, pero una de sus desventajas es la generación de subproductos como trihalometanos como el cloroformo, difíciles de degradar.

Actúa según la reacción: $ClO^- \rightarrow O^* + Cl^-$ generando un mol de oxígeno libre reactivo por cada mol de hipoclorito agregado. Así la demanda de oxidante necesaria queda definida por: 3,21*DQO.

4.4.3 Peróxido de hidrógeno (H_2O_2)

El peróxido de hidrógeno, o agua oxigenada, es un potente oxidante, utilizado históricamente para oxidación de sulfitos en los desagües, y más recientemente se incorpora aplicado en plantas de tratamiento para oxidación de compuestos tóxicos y orgánicos refractarios.

Las reacciones del H_2O_2 solo son lentas y en general suelen utilizarse catalizadores para acelerar la cinética de oxidación. Entre ellos se listan, el uso de alto pH (mayor a 9, catálisis alcalina), luz ultravioleta, $Fe(SO_4)$ (reactivo Fenton) a pH 3,5 y concentración 10:1, u otros metales de transición como Cu o Mn.

Combinación con Fe

El más utilizado es el reactivo Fenton, el cual puede ser utilizado en diferentes formas y se listan en orden decreciente de actividad catalítica: $FeSO_4$ > $FeCl_2$ > $Fe_2(SO_4)_3$ > $FeCl_3$ (Ocampo-Gaspar et al, 2018). La actividad catalítica del reactivo Fenton desencadena reacciones en cadena que llevan a la generación de radicales libres *OH y HO_2* y regeneración de Fe (II) según las ecuaciones 4.4.3.1 y 4.4.3.2

- $Fe^{2+} + H_2O_2 \rightarrow Fe^{3+} + OH^+ + *OH$ Ecuación 4.4.3.1
- $Fe^{3+} + H_2O_2 \rightarrow Fe^{2+} + HO_2* + H^+$ Ecuación 4.4.3.2

Los radicales hidroxilo actúan oxidando las moléculas orgánicas o compuestos inorgánicos según se muestra en las ecuaciones 4.4.3.3, 4.4.3.4 y 4.4.3.5

- $RH + *OH \rightarrow R* + H_2O$ Ecuación 4.4.3.3
- $R* + O_2 \rightarrow ROO*$ Ecuación 4.4.3.4
- $ROO* + RH \rightarrow ROOH + R*$ Ecuación 4.4.3.5

Teniendo en cuenta que cada mol de H_2O_2 genera 1 mol de oxígeno libre reactivo (O*) se obtiene que la demanda de oxidante necesario será: 2,13*DQO. En el proceso se generan lodos con alto contenido de $Fe(OH)_3$. En caso de no ser reciclados, los mismos deben disponerse como residuos peligrosos según Decreto 831/93.

Combinación con luz UV

La luz ultravioleta actúa induciendo la descomposición del peróxido de hidrógeno y generando una reacción en cadena (USEPA, 1998), las cuales son una secuencia de reacciones iniciadas que siguen la forma listada en las ecuaciones 4.4.3.6, 4.4.3.7 y 4.4.3.8.

$$H_2O_2 \xrightarrow{h\nu} 2\,{}^{\bullet}OH \qquad \text{Ecuación 4.4.3.6}$$

$$H_2O_2 + {}^{\bullet}OH \rightarrow H_2O + HO_2^{\bullet} \qquad \text{Ecuación 4.4.3.7}$$

$$HO_2^{\bullet} + H_2O_2 \rightarrow H_2O + O_2 + {}^{\bullet}OH \qquad \text{Ecuación 4.4.3.8}$$

En ausencia de componentes susceptibles de oxidación la reacción comienza en su etapa de terminación por la interacción entre los radicales hidroxilo para dar oxígeno y agua.

Los reactores difieren en tipo según si operan en forma continua, semicontinua o discontinua (batch). El tipo de reactor se elige principalmente en función del caudal de diseño, el porcentaje de remoción del compuesto y el volumen. A su vez, en relación al flujo, se utilizan diferentes modelos para estudiar el comportamiento asumiendo reactores ideales. Los más utilizados se muestran en la Figura 4.4.3.1

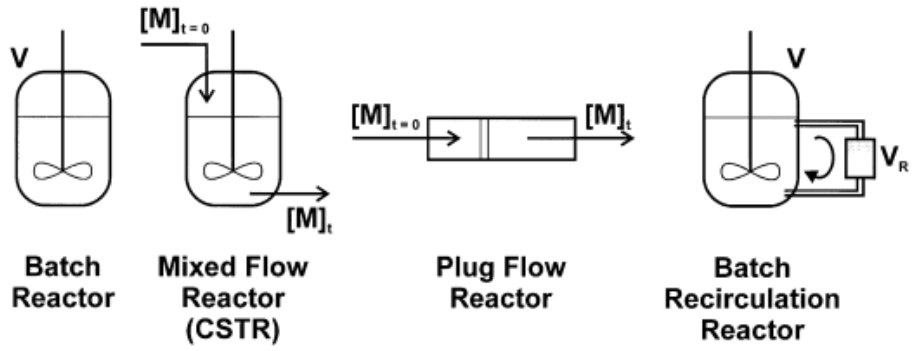


Figura 4.4.3.1: Tipos de reactores ideales. Fuente: Levenspiel, 1996

Entre los reactores ideales de flujo continuo se encuentran los reactores de mezcla completa (CSTR) y reactores de flujo pistón. La diferencia se basa en el flujo del líquido dentro del tanque, el cual resulta homogéneo en todo el volumen para el reactor CSTR, mientras que en el reactor de flujo pistón se considera que el sentido de la mezcla es unidireccional sin producirse mezcla transversalemente. De esa manera, considerar una conexión en serie de infinitos reactores CSTR sería asimilable a considerar flujo pistón. En función del tipo de reactor seleccionado se obtienen sistemas de ecuaciones distintos.

En particular, para este proyecto se adoptará un sistema de flujo continuo que trabajará en mezcla completa. En la Figura 4.4.3.2 se ve un ejemplo de un reactor CSTR UV.

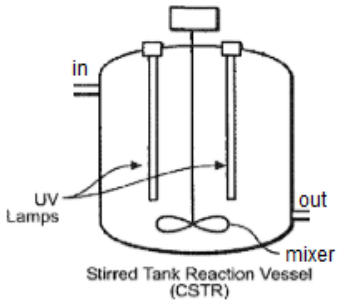


Figura 4.4.3.2: Reactor CSTR UV. Fuente: Sitkiewitz et al, 2014

Para el dimensionamiento de reactores H_2O_2/UV se utilizarán los lineamientos descriptos por Mierzwa et al., 2018. Para eso se parte del balance de sustrato para el reactor CSTR según la ecuación 4.4.3.9.

$$V \cdot \frac{dS}{dt} = Q \cdot S_o - Q \cdot S - V \cdot S \cdot k \qquad \text{Ecuación 4.4.3.9}$$

Teniendo en cuenta el funcionamiento de modo continuo en estado estacionario, el diferencial de la variación del sustrato (dS) en el tiempo (dt) se hace igual a cero. De esta manera se obtiene que para un caudal continuo, la concentración alcanzada (S) es función de la concentración inicial (So), el volumen (V) y la constante de reacción (k) según la ecuación 4.4.3.10.

$$S = \frac{S_o}{1 + \frac{V}{Q}.\ k} \qquad \text{Ecuación 4.4.3.10}$$

Considerando que puede tomarse como una variable del sistema al tiempo de retención hidráulico (θ) como la relación entre el volumen y el caudal de la forma listada en la ecuación 4.4.3.11.

$$\theta = \frac{V}{Q} \qquad \text{Ecuación 4.4.3.11}$$

Entonces reemplazando, se define nuevamente a la concentración de sustrato alcanzada con la ecuación 4.4.3.12.

$$S = \frac{S_o}{1 + \theta .\ k} \qquad \text{Ecuación 4.4.3.12}$$

El siguiente paso es realizar ensayos a escala laboratorio a diferentes dosajes para diferentes tiempos de retención. Eso permitiría encontrar el dosaje adecuado (*D*) y despejar la constante de degradación (*k*). Con la constante de degradación se obtiene el tiempo de retención del reactor, y con el tiempo de retención se obtiene el volumen del reactor.

El valor resultante del cociente entre el dosaje y el tiempo de retención se lo denomina irradiancia efectiva (*Ieff*). Sin embargo, un valor más útil para el dimensionamiento es la irradiancia aplicada (*Iapp*) que resulta de restarle el efecto producto de la transmitacia a través de la funda de cuarzo ($\%T_{qs}$), la transmitacia a través del efluente ($\%T_{eff}$) y la pérdida de eficiencia en la lámpara UV ($\%UV_{el}$). La relación se muestra en la ecuación 4.4.3.13.

$$I_{app} = \frac{I_{eff}}{\%T_{qs}.\%T_{eff}.(100-\%UV_{el})} = \frac{D}{\theta.\%T_{qs}.\%T_{eff}.(100-\%UV_{el})} \qquad \text{Ecuación 4.4.3.13}$$

Para el dimensionamiento de las lámparas se suele definir el parámetro de longitud equivalente (*Leq*), el cual es función del volumen del reactor, el diámetro de las fundas de cuarzo que recubrirán las lámparas (d_{qs}) y el paso óptico (*OP*). Esta relación se muestra en la ecuación 4.4.3.14.

$$Leq = \frac{V}{\pi.(d_{qs} . OP).OP^2}$$ Ecuación 4.4.3.14

En función de la longitud equivalente se obtiene la superficie expuesta (S_{exp}) según la ecuación 4.4.3.15.

$$S_{exp} = L_{eq}. \pi . (d_{qs} . 2 OP)$$ Ecuación 4.4.3.15

Con la superficie expuesta y la irradiancia aplicada se obtiene la potencia UV a aplicar (UV_{app}) para llegar a ese valor con la ecuación 4.4.3.16.

$$UV_{app} = I_{eff} . S_{exp}$$ Ecuación 4.4.3.16

Con la cantidad de potencia a aplicar se puede calcular el número de lámparas (N_{lamp}) que será el mismo número de fundas de cuarzo (N_{qs}) a partir de la potencia UV a aplicar y la potencia que aporta cada lámpara (UV_{lamp}). La cantidad de lámparas se calcula con la ecuación 4.4.3.17.

$$N_{lamp} = N_{qs} = \frac{UV_{app}}{UV_{lamp}}$$ Ecuación 4.4.3.17

A partir de este dato se recalcula el volumen del reactor agregando el volumen aportado por cada lámpara con su funda con la ecuación 4.4.3.18.

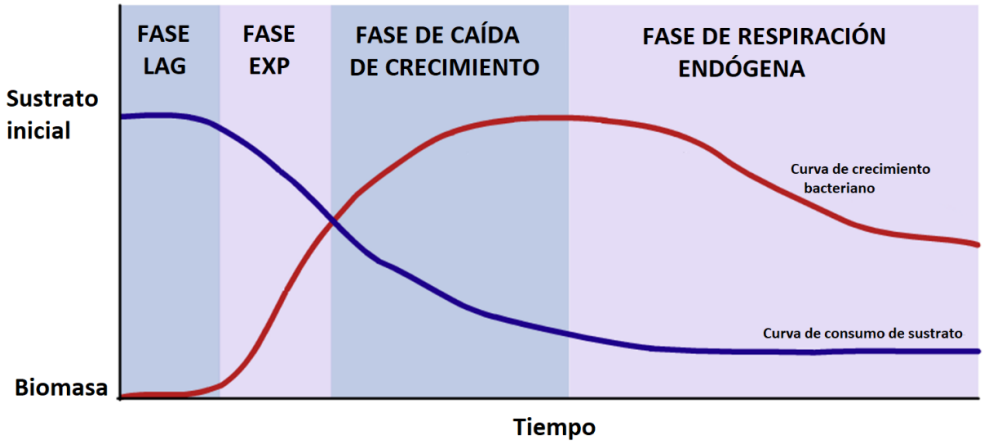
$$V_{total} = V + \frac{N_{qs} .\pi . {d_{qs}}^2 . N_{lamp}}{4}$$ Ecuación 4.4.3.18

4.5 Tratamiento biológico aeróbico

Típicamente, el tratamiento de efluentes mediante sistemas biológicos resulta el método con mayor relación costo-beneficio. El principio consiste en utilizar biomasa paraoxidar aquellos contaminantes orgánicos biodegradables utilizándolos como sustrato para su crecimiento, proveyéndoles de oxígeno y otros nutrientes, si fuera necesario. El burbujeo con aire además, favorece la mezcla y la permanencia de los microorganismos en suspensión, aunque el crecimiento de los mismos hace que sea necesario la remoción del lodo que los contiene periódicamente, generalmente en un sedimentador secundario. El tratamiento de los efluentes puede operar en estado estacionario de forma continua para grandes caudales o en forma discontinua o secuencial (SBR) para pequeños volúmenes.

Los principios de oxidación biológica, suponiendo que no hay generación secundaria de productos, predicen que tras el inóculo habrá una fase lag de adaptación de los microorganismos al entorno, para luego pasar a una fase exponencial de crecimiento de los mismos, con una caída exponencial del sustrato, y un aplanamiento de la curva de crecimiento a medida que el sustrato empieza a escasear (fase de caída de crecimiento) hasta que el mismo se agota y empieza el consumo de la misma biomasa (fase de respiración endógena) como se ilustra en la Figura 4.5.1.

Figura 4.5.1: Fases de crecimiento bacteriano (rojo) y consumo de sustrato (azul).
Fuente: Elaboración propia



Para el caso de este proyecto se trabaja con pequeños volúmenes buscando disminuir la DQO mediante la oxidación de la materia orgánica.

Existe la posibilidad que las especies azufradas, en forma de sulfito o hidrosulfito sean oxidadas a sulfato por bacterias oxidantes del azufre (BOA) – *Beggiatoa sp., Sulfobacillus sp., o Thioalkalivibrio sp.* por ejemplo – algunas de las cuales presentan un buen metabolismo en condiciones ácidas, mientras que otras se desarrollan mejor a pH alcalino. Si bien la oxidación del azufre por BOA es una alternativa, resulta una posibilidad remota la de alentar el desarrollo de las mismas en un sistema de tratamiento biológico aerobio convencional, ya que cada tipo de bacteria oxidante del azufre presenta requerimientos específicos para su crecimiento óptimo, como lo son pH altos o bajos, concentraciones de sales, altas temperaturas y presentan bajas velocidades de crecimiento (Sorokin et al, 2012 y Norris et al, 1996).

Considerando la pobre oxidación de las especies azufradas, deberá contemplarse el efecto inhibidor de los sulfitos y especies reducidas sobre el crecimiento de microorganismos. Los sulfitos y especies azufradas reducidas consumirán el oxígeno en lugar de dejarlo disponible para los microorganismos, por lo que debe considerarse un pretratamiento previo para luego ingresarse al tratamiento biológico.

4.6 Procesos de membrana

Los procesos de membrana incluyen un amplio rango de procesos de separación, desde microfiltración hasta ósmosis inversa. La eficiencia en el tipo de separación dependerá de la diferencia en el tamaño de poro y el tamaño de partículas que quieren ser removidas. En general suele colocarse membranas de microfiltración previa a la utilización de otras tecnologías de membrana más sensibles para preservar la vida útil de las que operen a continuación. La ósmosis inversa, a diferencia del resto de membranas, genera un rechazo (líquido con contaminantes concentrados) que debe ser tratado previo a su vuelco; mientras que el resto de membranas deben ser lavadas periódicamente y tratar la solución concentrada de lavado. El líquido previo al ingreso debe ser pretratado, considerando que algunos constituyentes pueden ser peligrosos y

acortar mucho la vida útil de las mismas. Los hongos, bacterias, fenoles, altas temperaturas o altos y bajos valores de pH pueden afectarlas severamente. En términos generales las membranas tienen una vida útil de 1 a 2 años sin perder eficiencia.

En la Tabla 4.6.1 se muestran valores orientativos de los diferentes procesos de membrana y sus características.

Tabla 4.6.1: Comparación entre procesos de separación por membrana.
Fuente: Eckefelder, 2008

Característica	**Micro-filtración**	**Ultra-filtración**	**Nano-filtración**	**Ósmosis inversa**
Remoción de sólidos suspendidos	Excelente	Impracticable	Impracticable	Impracticable
Remoción de materia orgánica disuelta	N/A	Excelente (función de peso molec.)	Excelente (función de peso molec.)	Excelente (función de peso molec.)
Remoción de com-puestos inorgánicos disueltos	N/A	N/A	Buena (en función de cada sal)	Muy bueno (90-99% remoción)
Energía requerida	1-3 bar	3-7 bar	5-10 bar	15-70 bar
Costos de capital (US$/Ld)	0,6-5,7	0,6-7	0,6-5,7	0,6-5,7
Costos operativos (US$/(1000L FR))	0,6-4,2	0,6-3	0,8-3	0,9-3

Fuente: Eckenfelder, 2008
Ld: Litros por día
FR: Tasa de alimentación

Para el caso en análisis es posible aplicar los procesos de membrana para la remoción de los sulfatos, sulfitos, otros compuestos azufrados y materia orgánica residual. La eliminación del sulfito y estos compuestos azufrados traería acompañada una disminución de la DQO.

Este mecanismo puede resultar satisfactorio para tratar aquellos compuestos con mayor peso molecular, como materia orgánica residual, polisulfuros o polisulfatos y así reducir la DQO del efluente.

Para el tratamiento de sulfatos existe bibliografía sobre las necesidades para remoción de estos con procesos de membrana (Preuß et al., 2007). Se sugiere el uso de membranas de nanofiltración luego de una precipitación con $Ca(OH)_2$ para llevar los niveles de sulfato al orden de los 2 g/L. Luego se opera a presiones de 10 bar con velocidades de flujo tangencial de filtrado (cross flow velocity) de 0,25m/s, obteniendo retención de sulfato de entre 90 a 95%.

4.7 Intercambio iónico

El proceso de intercambio iónico involucra la remoción de cationes o aniones indeseables. Se compone de una resina que contiene típicamente iones (cationes como sodio e hidrógeno o aniones como hidroxilos) que son intercambiados por los iones de interés a ser removidos, iones que son específicos para cada resina por la cual tienen afinidad. Una vez que se agota la capacidad de remoción de la resina, la misma debe ser regenerada previa a su uso.

Las resinas para remoción de sulfatos se usan resinas aniónicas de bases débiles (WBA), en las cuales el grado de ionización está fuertemente influenciado por el pH y sigue una estequiometría según la ecuación 4.7.1.

$$SO_4^{2-} + R \bullet (OH)_2 \leftrightarrow R \bullet SO_4 + 2\ OH^- \qquad \text{Ecuación 4.7.1}$$

La regeneración de la resina se da con el lavado de soluciones de entre 5 a 10% de la forma favoreciendo el equilibrio hacia el inicio. El grado de intercambio entre iones se verá afectado por ciertos factores, como el tamaño y la carga del ión que se intercambia, la concentración del ión en el efluente, la naturaleza (física y química) del ión y la temperatura.

La bibliografía indica que resinas poliacrílicas como Amberlita (IRA458) tienen una capacidad de carga de hasta 70 mg SO_4^{2-}/ml de resina para pH=2 con una constante cinética de pseudo-primer orden igual a k=0,072min^{-1} utilizando lecho fijo operado de forma continua, y de hasta 43 mg SO_4^{2-}/ml de resina en batch (Guimarães y Leão, 2011).

Otros estudios indican que también es posible trabajar a pH cercanos a la neutralidad, pero podría generar problemas por la precipitación de sales de sulfato (sulfato de calcio) por lo que deberían funcionar en paralelo con un proceso de colección de lodos.

4.8 Adsorción

Se utiliza para constituyentes del efluente con alta dificultad para remover por tratamientos biológicos convencionales o materia orgánica refractaria, la adsorción con carbón activado, tierra de diatomeas entre otros. En el adsorbente es posible retener muchos químicos orgánicos, como inorgánicos hasta metales pesados.

El adsorbato tiende a adsorberse de forma química generando una capa mono-molecular en la superficie a través de fuerzas producto de la atracción electrostática entre cargas según la valencia. También se adsorbe de forma física, a través de la condensación molecular en los capilares del sólido, por lo cual compuestos de mayor peso molecular quedan adsorbidos más fácilmente. La cinética suele estar gobernada por una tasa de adsorción, que hace caer a la concentración de adsorbato como una raíz cuadrada en función del tiempo de contacto. Esta tasa de adsorción es influenciada por la temperatura (aumentando para mayores temperaturas), por la concentración de soluto, por el peso molecular del soluto (decreciendo para solutos de mayor peso molecular) y por el diámetro de las partículas de sólido (Morris y Weber, 1964).

Existe bibliografía respecto de adsorción tanto de sulfatos (Salman, 2009), como de otros compuestos azufrados (Park et al., 2010) y materia orgánica en carbón activado, por lo que se presume que el método podría ser exitoso para la remoción de compuestos azufrados reducidos que aumenten en gran medida la DQO.

4.9 Lodos

En las etapas de precipitación, sedimentación y tratamiento biológico se producen lodos que pueden constituir una materia prima para un nuevo uso, un residuo industrial o un residuo peligroso según sus características. Se deben evaluar en términos generales las propiedades de los lodos para poder definir un tratamiento específico o el tipo de disposición.

El manejo de lodos suele requerir una etapa de deshidratación, ya que en general suelen ser voluminosos, con alto contenido de humedad y una correcta gestión de los mismos requiere reducir su volumen y por tanto su peso.

Como alternativas para la deshidratación se listan: el uso de filtros a presión, como filtro prensa; el uso de la fuerza de gravedad mediante filtros banda; o la centrifugación de los mismos.

Se debe analizar el uso de cada una de las alternativas de acuerdo a las concentraciones de entrada %v/v definidos en la Tabla 4.9.1 y al factor económico.

Tabla 4.9.1: Operaciones de espesamiento según eficiencias y concentraciones de entrada. Fuente: SUBDERE, 2017

Tipo de lodo	Centrifuga		Filtro de vacio		Filtro de banda		Filtro Prensa	
	%entrada	%Salida	%entrada	%Salida	%entrada	%Salida	%entrada	%Salida
Primario	5-8	25-36	3-7	25-30	3-7	28-44	5-10	45

Para los tanques que acumulen lodos se debe instalar una tolva con una tubería de descarga de lodos. A partir de la misma, mediante una válvula de compuerta, se extraen manualmente los lodos del sedimentador. La sección de la tubería está dada por la ecuación 4.9.1.

$$S_D = \left(\frac{A_S}{4850\ t_D}\right)\sqrt{H_S} \qquad \text{Ecuación 4.9.1}$$

donde:

S_D: sección de descarga [m^2]

A_S: área superficial del sedimentador [m^2]

t_D: tiempo de descarga [h]

H_S: altura del nivel del agua [m]

4.10 Consideraciones

En base a los procesos anteriormente descriptos se procede a listar aquellos tratamientos más auspiciosos para realizar los ensayos de laboratorio.

En principio se incorporará como pretratamiento un desbaste y una ecualización con ajuste del pH. Luego se evaluará el tratamiento primario, donde se realizará una sedimentación o un proceso de coagulación-floculación previo a la sedimentación.

A continuación se necesitará un sistema de oxidación previo al tratamiento biológico para acondicionar el efluente y permitir el crecimiento de microorganismos. También se evaluará la posibilidad de realizar el tratamiento de la DQO por precipitación química y oxidación.

La última etapa consistirá en el tratamiento del sulfato. Esta etapa se abordará por distintos tipos de precipitación en principio, aunque se contrastará con otros métodos para su remoción.

ENSAYOS DE LABORATORIO

Una vez que se caracterizaron las corrientes reales de efluentes se procedió a realizar los ensayos en el laboratorio. Los mismos se llevaron a cabo en el Laboratorio de Análisis Ambientales del Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental perteneciente a la Universidad Nacional de San Martín.

En este capítulo se presentan ensayos para los mecanismos de coagulación-floculación, sedimentación, precipitación química, oxidación química y tratamiento biológico, para el efluente de baño ácido original y reutilizado. Los procesos de membrana, intercambio iónico y adsorción se abordaron de manera teórica de acuerdo a la bibliografía disponible. Estos ensayos de tratabilidad, si bien informan resultados exactos para el sistema a pequeña escala, pueden escalarse a sistemas más grandes simulando las condiciones y predecir resultados.

5.1 Coagulación-floculación

Se realizaron ensayos preliminares utilizando cloruro férrico y policloruro de aluminio (PAC) como coagulantes, y floculante comercial. Estos reactivos fueron dosificados en distintas concentraciones, a lo largo del rango de pH de 7 a 10 y para distintas velocidades de agitación

En ningún caso se observó formación de flóculos y se obtuvo el mismo volumen de sólidos que el generado por la sedimentación.

5.2 Oxidación química

La presencia de compuestos reducidos con contenido de azufre, tales como sulfito, hidrosulfito y otros ya mencionados, son un problema por su contribución a la DQO del sistema. Sin embargo, estas especies también resultan un potencial problema para un probable tratamiento biológico, porque consumen el oxígeno necesario para el crecimiento de microorganismos. Se diseñaron alternativas para la oxidación de los compuestos reducidos de azufre a sulfato (estado más oxidado).

Se realizaron ensayos de oxidación química evaluando 5 alternativas de tratamiento. En primer lugar se utilizaron sales de cobre y hierro (Fe^{3+} y Cu^{2+}), los cuales actúan como catalizadores del proceso oxidativo. También se utilizaron oxidantes directos, como el oxígeno (burbujeado como aire ambiente) y el peróxido de hidrógeno. Finalmente se ensayó el uso de un oxidante directo con un catalizador (Fe^{3+} y H_2O_2) para evaluar la eficiencia de su uso combinado. En el caso de la oxidación utilizando oxidantes directos, se dosificaron concentraciones tales que satisfagan la DQO de las especies. Por otro lado, la dosificación de los catalizadores fue realizada según antecedentes bibliográficos. Estos tratamientos se desarrollaron durante 24 horas para las muestras de baño ácido (original y reutilizado). Se midieron sulfatos y sulfitos antes y después del tratamiento. Los resultados para estos ensayos se listan en la Tabla 5.2.1 y se explicitan como porcentajes de remoción de sulfito en la Tabla 5.2.2

Tabla 5.2.1: Tratamiento de oxidación para cada ensayo respecto a inicial del efluente de baño ácido. Fuente: Elaboración propia

Reactivo	**Conc. o Caudal**	**Unidad**	**Efluente Original**		**Efluente Reutilizado**	
			SO_3^{2-} (g/L)	**SO_4^{2-} (g/L)**	**SO_3^{2-} (g/L)**	**SO_4^{2-} (g/L)**
Inicial	-	-	15,0	5,0	18,0	4,0
Burbujeo	250	L/h	8,0	7,3	6,0	2,5
$FeCl_3$	0,015	mol/L	14,0	4,0	9,0	2,2
$CuSO_4$	0,016	mol/L	13,0	8,5	7,0	5,5
H_2O_2	0,19	mol/L	2,0	17,0	0,1	9,2
$FeCl_3$ y H_2O_2	0,015 0,19	mol/L mol/L	2,2	20,0	0,1	13,0

Tabla 5.2.2: Porcentajes de oxidación de sulfito para cada ensayo Fuente: Elaboración propia

Efluente	**Burbujeo**	**$FeCl_3$**	**$CuSO_4$**	**H_2O_2**	**$FeCl_3$ + H_2O_2**
Original	47%	7%	13%	87%	85%
Reutilizado	38%	6%	27%	99%	99%

A partir de los porcentajes de remoción se observa que opción más eficiente para oxidación de sulfitos es el tratamiento con peróxido de hidrógeno. El uso combinado de H_2O_2 y Fe tuvo la misma eficiencia que el uso de H_2O_2 solo. Se observa un alto porcentaje de oxidación de sulfitos para el caso del burbujeo, el cual podría incrementarse si las condiciones de burbujeo fueran por ejemplo burbujeo de oxígeno puro o mayor caudal de burbujeo.

Según lo detallado en el capítulo 2, el efluente de baño ácido presenta un alto índice de biodegradabilidad (cercano al 70%) que se se corresponde en su totalidad con el ácido cítrico y el citrato. El resto de la DQO es de carácter inorgánico, producto del hidrosulfito y otras especies azufradas reducidas, compuestos que consumen oxígeno. Por eso, tomando el ensayo realizado para la oxidación de los compuestos azufrados listado en las Tablas 5.2.1 y 5.2.2, se procedió a medir la diferencia en el TOC como referencia de la DQO aportada por los compuestos orgánicos al efluente para el efluente de baño ácido. Los resultados se encuentran listados en la Tabla 5.2.3

Tabla 5.2.3: Porcentajes de remoción de TOC en función de reactivo utilizado
Fuente: Elaboración propia

Reactivo	**Remoción de TOC**
Burbujeo	0%
$FeCl_3$	4%
$CuSO_4$	4%
H_2O_2	5%
$FeCl_3$ y H_2O_2	8%

Los resultados indican que en todos los casos la disminución del COT es muy baja, lo que indica que es muy baja la mineralización de la materia orgánica. Además, debido a su costo, se realizaron ensayos con hipoclorito de sodio como oxidante. Los mismos no arrojaron resultados positivos.

Se estudió la remoción de la DQO para la oxidación con peróxido de hidrógeno, ya que fue el caso más eficiente de oxidación de sulfitos. La caída en la DQO resultó de un 8%, la cual es mayor en términos proporcionales que la caída en el COT. Esto muestra que además de oxidarse los sulfitos, se oxida una pequeña parte de la materia orgánica.

Teniendo en cuenta el costo que representaría oxidar tanta materia orgánica con peróxido de hidrógeno, no se consideró la oxidación como único método, sino que se evaluará su combinación con otro método para remoción de carga orgánica en el apartado 5 de este capítulo.

5.3 Tratamiento biológico aeróbico

Partiendo del efluente de baño ácido previamente oxidado (sin presencia de sulfitos) se procedió a diseñar un tratamiento biológico aeróbico que sea capaz de crecer utilizando como sustrato el carbono contenido en el efluente.

Se prepararon cultivos a partir de un inóculo provisto por el Laboratorio del 3IA en erlenmeyers de 100ml. Se le agregó cloruro de amonio (NH_4Cl) en concentración 9,3 g/L, fosfato dipotásico (K_2HPO_4) en concentración 1 g/L, sulfato de magnesio ($MgSO_4$) en concentración 0,1 g/L y micronutrientes para asegurar el crecimiento. Se reguló el pH a 7 con un controlador automático. Se dejó en agitación constante para promover el intercambio gaseoso con el oxígeno del aire y favorecer la respiración aeróbica. Se cuantificó el COT en la Figura 5.3.1.

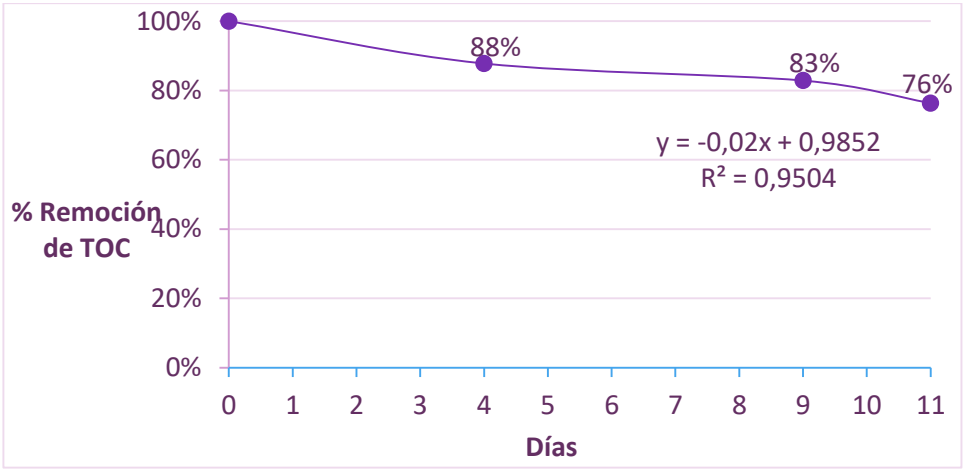


Figura 5.3.1: Porcentajes de COT del cultivo biológico en función del tiempo. Fuente: Elaboración propia

Si bien hubo descenso del COT en el tiempo, lo que indica que la biomasa está utilizando la carga orgánica del efluente como fuente de carbono y energía, el descenso resulta muy lento en el tiempo. Se ajustaron los datos de la curva a una ecuación lineal de orden cero, cuya constante de degradación fue k=0,02 día^{-1}. Es por eso que se considerará al tratamiento biológico como una alternativa secundaria.

5.4 Precipitación química

5.4.1 Precipitación de sulfato como sulfato de calcio ($CaSO_4$) con $CaCl_2$

Tras la oxidación del sulfito y especies reducidas asociadas se procedió a la precipitación de sulfato agregando cloruro de calcio. Se realizaron ensayos en volúmenes de 100ml agregando 29,4 g/L de $CaCl_2.2(H_2O)$ cantidad necesaria de calcio para que todo el sulfato precipite. Se dejó en reposo durante 24 horas y se observaron los resultados. En primera instancia no se observó precipitado, por lo que se llevó a pH 7 con NaOH. A pH neutro el sulfato de calcio es menos soluble. El pH no debe aumentar demasiado para evitar la precipitación de hidróxido de calcio. Los resultados se observan en la Tabla 5.4.1.1.

Tabla 5.4.1.1: Resultados para el análisis de sulfatos tras el tratamiento por precipitación, posterior a la oxidación de sulfitos. Fuente: Elaboración propia

Efluente	**SO_4^{2-} inicial (g/L)**	**SO_4^{2-} final (g/L)**	**Remoción de SO_4^{2-}**
Original	17,0	14,8	13%
Reutilizado	18,5	16,5	11%

Al incrementar el pH se comenzó a observar un precipitado inmediatamente, y luego de 24 horas a pH neutro se observó un sólido voluminoso. Sin embargo, los resultados indican que las concentraciones de sulfatos sólo presentan una leve caída de un 12% en promedio, lo que señala que el precipitado corresponde a otra sal. Se presume que la precipitación correspondería al citrato como citrato de calcio, ya que el citrato de calcio es una sal poco soluble. Esto luego se verificó mediante la medición del COT remanente

Debido a que la solubilidad del sulfato de calcio disminuye con la temperatura, se removió el sólido y se incrementó la temperatura del sobrenadante hasta una temperatura de 50°C durante una hora. Sin embargo, no se observó formación de precipitados en las condiciones ensayadas.

Posiblemente la precipitación de sulfato como sulfato de calcio haya sido inhibida por las concentraciones remanentes de citrato (Rabizadeh et al., 2014 y Prisciandaro et al., 2003) las cuales afectan los centros de nucleación por la formación de complejos o por la ocupación de sitios activos en los cristales que inhiben el crecimiento de las diferentes formas de $CaSO_4$ (yeso, anhidrita y basanita)

5.4.2 Precipitación de sulfito como sulfito de calcio ($CaSO_3$) con $CaCl_2$

Previo al tratamiento por oxidación se analizó la posibilidad de precipitar el sulfito como sulfito de calcio a partir de cloruro de calcio. Se añadieron concentraciones de 29,4 g/L de $CaCl_2.(H_2O)_2$ y se dejó reposar durante 24 horas, al igual que el caso del sulfato. No se observó precipitado, por lo que se aumentó el pH con hidróxido de sodio y se observó el mismo efecto que el producido en el apartado previo.

El fenómeno podría estar relacionado con lo reportado por bibliografía (Wurz y Swoboda, 1948 y Masson et al., 2013), donde pequeñas concentraciones de ácidos como ácido clorhídrico, fosfórico, lignosulfónico y cítrico, así como también lo hacen sales de sodio, hacen incrementar en gran medida la solubilidad del sulfito de calcio. Otro fenómeno que podría estar ocurriendo es la presencia de dióxido de azufre en solución, el cual es bastante soluble, y cuya presencia incrementa la solubilidad del sulfito de calcio, incluso para bajas concentraciones de dióxido de azufre (Masson et al., 2013).

5.4.3 Precipitación de citrato como citrato de calcio ($Ca_3(C_6H_5O_7)_2$) con $CaCl_2$

Como se ha descrito en el capítulo 4, pequeñas adiciones de calcio en condiciones de pH mayores a 5 producen la precipitación de citrato de calcio según:

$$C_6H_5O_7 + CaCl2 \rightarrow Ca_3(C_6H_5O_7)_2 \qquad \text{Ecuación 5.4.3}$$

Se realizaron ensayos en volúmenes de 100 mL de efluente de baño ácido original y reutilizado. En primer lugar se realizaron ensayos sin haber oxidado químicamente el efluente, agregando 73,3 g/L de $CaCl_2$, necesario para precipitar todo el citrato presente en el efluente y dejándolo reposar durante 24 horas. Se trabajó a dos pH, uno cercano a 5 a partir del cual comienza a precipitar el citrato de calcio, y el otro mayor cercano a 10, para evitar que se produzca la precipitación de hidróxido de calcio.

En la Tabla 5.4.3.1 se muestran los resultados obtenidos para ambas muestras, baño ácido original y reutilizado.

Tabla 5.4.3.1: Resultados de la precipitación de citrato de calcio en los efluentes de baño ácido original y reutilizado. Elaboración propia

Efluente	$CaCl_2$ (g/L)	pH	COT (gC/L)	Remoción TOC	DQO (gO_2/L)	Remoción DQO
Original	0	4,3	18,9	--	43,9	--
	73,3	8,9	3,4	82%	n.m.	n.m.
	73,3	5,0	2,3	88%	n.m.	n.m.
	146,6	7,5	0,4	98%	6,5	85%
	146,6	5,0	0,6	96%	n.m.	n.m.
Reutilizado	0	4,4	22,0	--	50,3	--
	73,3	8,7	3,4	85%	n.m.	n.m.
	73,3	5,0	0,6	97%	n.m.	n.m.
	146,6	7,6	0,7	97%	8,0	84%
	146,6	5,0	0,4	98%	9,8	80%

n.m.: no medido

El análisis de resultados demuestra que el precipitado es una especie carbonosa debido a la caída en el COT, la cual se corresponde con el citrato proveniente tanto del ácido cítrico como del citrato de sodio. A su vez, el descenso en el COT por la precipitación del citrato hace evidenciar una reducción de la DQO, al eliminar el carbono del efluente la DQO disminuyó en un 83% en promedio. Las mediciones de COT marcaron una abrupta caída por la remoción del citrato en solución. La remoción resulta aún mayor en las soluciones levemente ácidas en contraste con las levemente básicas.

En la Figura 5.4.3.1 se observan distintos tipos de sólidos obtenidos según el pH de trabajo y la cantidad cloruro de calcio adicionada.

Figura 5.4.3.1: Precipitados según pH y calcio adicionado. De izquierda a derecha muestras A, B, C, D. Fuente: Elaboración propia

Las muestras A y B se corresponden con efluente de baño ácido reutilizado, luego de precipitar el citrato de calcio. La muestra B fue oxidada con peróxido de hidrógeno previamente. Por otro lado, las muestras C y D son efluentes de baño ácido, luego de precipitar el citrato de calcio a pH, siendo la muestra D oxidada previamente con peróxido de hidrógeno.

A partir de los ensayos se observa que el precipitado de color blanco obtenido para pH más bajo − cercano a 5 − resulta más compacto en contraste con las precipitaciones a pH elevados, los cuales resultan más espesos y voluminosos.

Precipitación en serie

Se analizó el comportamiento de la solución mediante el agregado en forma de dosis del cloruro de calcio. Entre cada dosificación se esperó 2 horas. Se midió COT para determinar la eficiencia de remoción del citrato. De esta manera, también se pudo obtener una medida más aproximada del cloruro de calcio necesario para precipitar el citrato. Los resultados para este ensayo se muestran en la Figura 5.4.3.2.

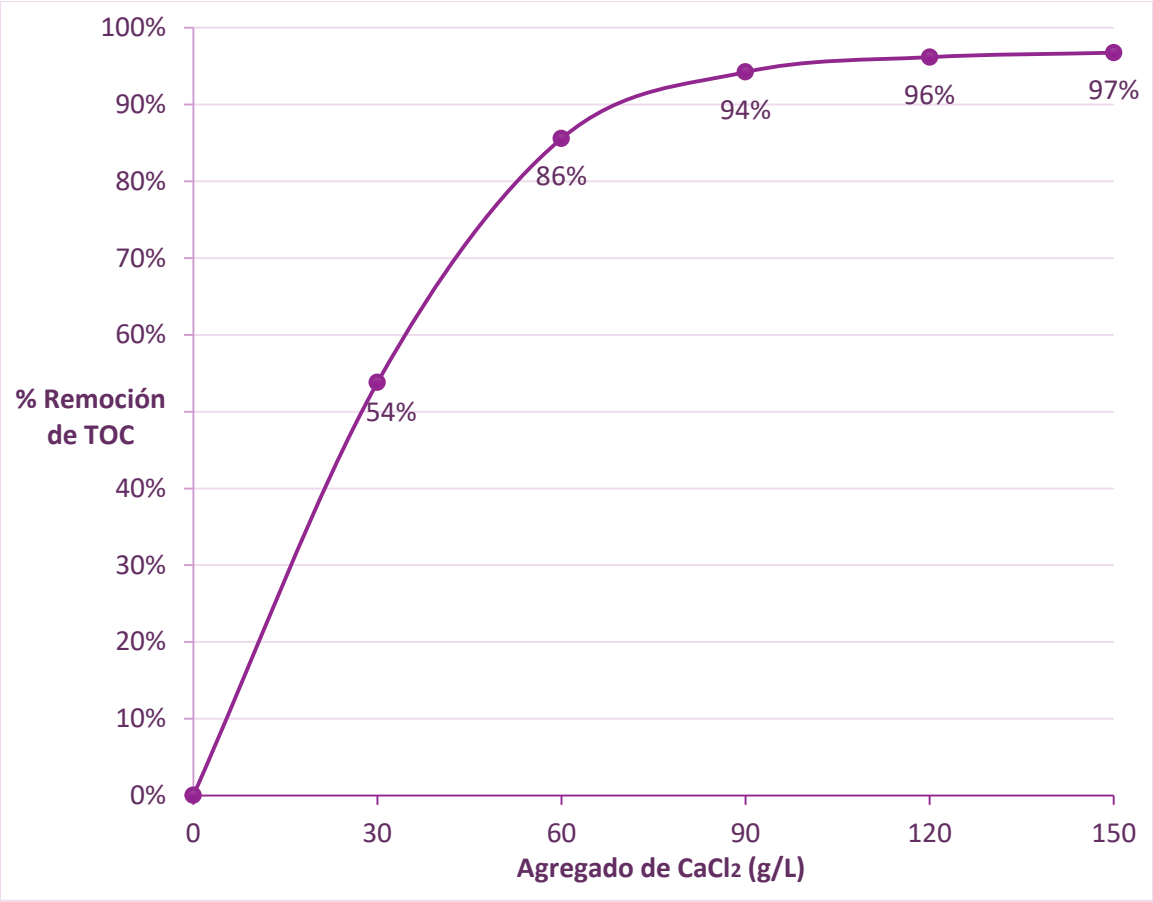


Figura 5.4.3.2: Remoción de COT en función del agregado de cloruro de calcio.
Fuente: Elaboración propia

A partir de la Figura 5.4.3.2 se puede observar que, si bien por encima de los 90 g/L la eficiencia de remoción supera el 90%, el objetivo del proyecto implica una remoción en términos de COT − o DQO según la normativa – del 99% para alcanzar los límites de descarga establecidos. Es por eso que debe considerarse trabajar en el rango de concentraciones de $CaCl_2$ entre 90 a 150 g/L. La precipitación en serie, mostró resultados similares a la precipitación en una etapa.

Efecto del fosfato (PO_4^{3-})

Al agregar pequeñas cantidades (1g/L) de fosfato y dejar actuar por 1 hora se observó una disminución en la solubilidad del citrato de calcio y se obtuvo una remoción de COT de 60%.

En la Figura 5.4.3.3 se observa la imagen de la solución con sales precipitadas luego de agregarle fosfato. Con el agregado de fosfato se formó un precipitado más compacto.

Figura 5.4.3.3: Efluente de baño ácido luego de precipitación con cloruro de calcio.
Fuente: Elaboración propia

Por otro lado, en la Figura 5.4.3.4 se observa el precipitado luego de filtrado. En las mismas se puede observar el pequeño volumen que ocupan las sales luego de la filtración en contraste con el volumen ocupado luego de la precipitación.

Figuras 5.4.3.4: Sólido filtrado luego de tratamiento por precipitación.
Fuente: Elaboración propia.

Empleo de distintas bases para ajustar el pH

Teniendo en cuenta que es necesario aumentar el pH para lograr la precipitación se evaluaron distintos compuestos para el ajuste de pH. Estas alternativas difieren en cuanto a costo, volumen de disposición de lodos y volumen o peso necesario para alcanzar el pH necesario.

Los compuestos evaluados fueron hidróxido de sodio (NaOH), hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$) y cal de obra. El hidróxido de calcio cuenta con la ventaja de proveer calcio para precipitar el citrato. En la Figura 5.4.3.5 se muestran los ensayos para cada base.

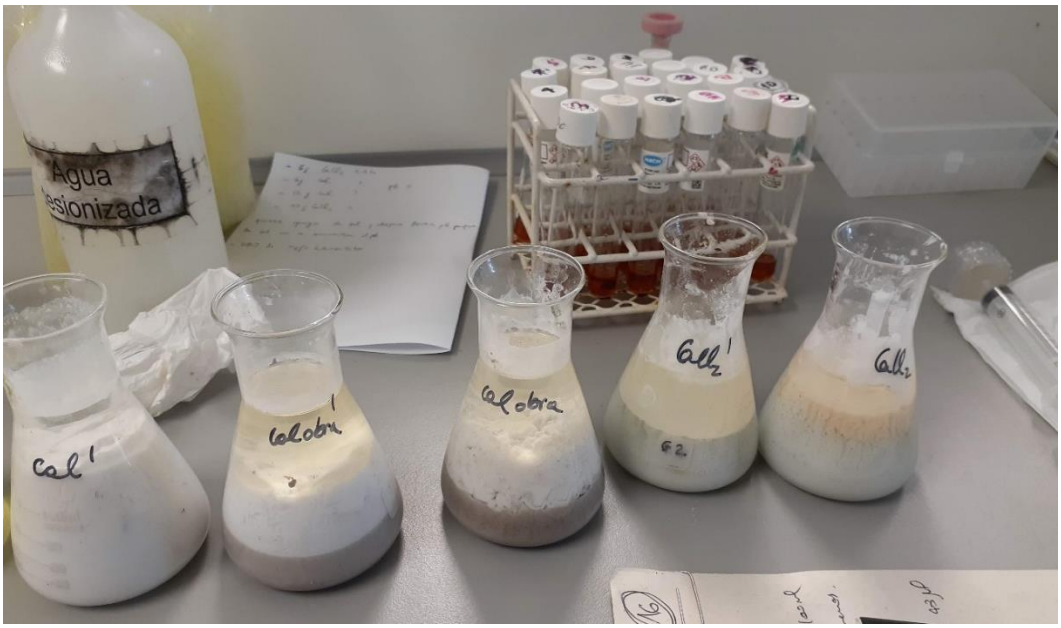


Figura 5.4.3.5: Ensayo de neutralización con distintas bases.
Fuente: Elaboración propia.

En el caso de la cal de obra, se observó que el precipitado presentaba un color grisáceo. Esto se asocia a las impurezas presentes en el material, lo cual llevaría a un mayor volumen de disposición de lodos.

En cuanto a la utilización de hidróxido de calcio e hidróxido de sodio los resultados obtenidos fueron similares. Sin embargo, al añadir la cantidad necesaria de calcio para precipitar el citrato, el pH aumentaba demasiado, lo que podría provocar la precipitación del calcio como hidróxido de calcio. Por lo tanto se decidió utilizar el hidróxido de sodio como base.

5.5 Combinación de alternativas

Se ensayaron las alternativas más auspiciosas en cuanto a eficiencias, cinética y costos. Las mismas fueron la precipitación del citrato como citrato de calcio con cloruro de calcio y fosfato de sodio, llevando a pH con hidróxido de sodio, y la oxidación con peróxido de hidrógeno. Los resultados para estos ensayos se muestran en la Tabla 5.5.1.

Tabla 5.5.1: Resultados de la combinación entre precipitación química y oxidación química para el efluente reutilizado.
Fuente: Elaboración propia

Etapa	COT (gC/L)	DQO (gO_2/L)	Sulfito (g/L)	Sulfato (g/L)
Inicial	22,0	50,3	18,0	5,0
Precipitación química	0,5	9,0	8,7	n.m.
Oxidación química	<0,2	5,0	n.d.	23,0

Los resultados obtenidos muestran una alta remoción de la materia orgánica y una oxidación total del sulfito presente en el efluente. La remoción máxima de DQO por oxidación química se obtuvo para concentraciones de 0,2mol/L de peróxido de hidrógeno.

Sin embargo queda una alta concentración de DQO, la cual se atribuye a hidrosulfito remanente, o a otros compuestos azufrados reducidos que se hayan generado con el uso del baño ácido.

5.6 Selección de sistemas de tratamiento

Con los resultados de los ensayos de laboratorio, se evaluaron los posibles sistemas de tratamiento integrando las alternativas ensayadas y en base a la búsqueda bibliográfica.

Según lo observado experimentalmente destacan como principales alternativas la precipitación del citrato como citrato de calcio para disminuir el COT y la DQO orgánica rápidamente.

El uso de una oxidación química con H_2O_2 utilizando hierro como catalizador o luz UV podría su eficiencia. De esta forma también se oxidan los sulfitos presentes en el efluente a sulfatos, para removerlos en una siguiente etapa de tratamiento.

La oxidación biológica podría ser una alternativa, aunque la cinética de degradación resulta algo lenta y requiere un tratamiento previo oxidativo que permita oxidar aquellos compuestos que inhiben el crecimiento de los microorganismos aerobios.

A continuación se presentan dos sistemas de tratamiento, los cuales varían en cuanto a su inversión inicial, el costo de mantenimiento, operación y aprovechamiento de residuos. Dadas las características de las operaciones unitarias seleccionadas, los tratamientos podrán operar de manera continua o discontinua.

5.6.1 Sistema de tratamiento con recuperación de citrato de calcio, oxidación avanzada y precipitación de sulfatos

Siguiendo los lineamientos descriptos en el capítulo previo se propone realizar el tratamiento de las dos corrientes del efluente por separado, aprovechando la alta concentración de citratos en el efluente de baño ácido. Esto permitirá recuperar una porción del citrato como citrato de calcio y luego se realizará la mezcla para continuar el tratamiento por oxidación y remoción de sulfatos.

Por la operación manual de una única persona no se espera el ingreso de materiales que interfieran en el tratamiento del efluente generado y hagan requerir de un sistema de desbaste.

El tratamiento del efluente de baño ácido comienza con un ajuste de pH hasta alcanzar un valor de 5 y la llegada al sedimentador para decantar los sólidos sedimentables e hidróxidos metálicos.

A continuación se produce la precipitación del citrato presente en el efluente como citrato de calcio en el tanque de precipitación. Mediante la adición de cloruro de calcio y fosfato de calcio. En esta etapa se reduce la DQO un 82%.

Por otro lado, la corriente de enjuague sólo pasará por un proceso de sedimentación donde se removerán los sólidos suspendidos.

La siguiente etapa consiste en la oxidación de sulfito y la DQO remanente no biodegradable del conjunto de las dos corrientes. Para eso se dispone de un tratamiento con peróxido de hidrógeno utilizando luz ultravioleta para favorecer la formación de radicales libres y así el proceso oxidativo. El proceso ocurrirá de modo continuo utilizando un sistema de mezcla que asegure condiciones de mezcla completa. En contraste del proceso oxidativo realizado en los ensayos de laboratorio que arrojaba eficiencias de remoción de un 45% sólo con la utilización de peróxido de hidrógeno, en este caso se espera llegar a eficiencias de remoción de entre un 70% y 80%.

Una vez oxidado el efluente, se tendrá un líquido de bajo pH con alto contenido de sulfatos. Se procederá a la eliminación del sulfato separándolo en una fase sólida, como cristales de Ettringita, a partir del agregado de hidróxido de calcio, óxido de calcio e hidróxido de aluminio, llevándolo a pH 11,5.

Finalmente, previo a la salida se realizará el ajuste de pH para asegurar que el mismo se encuentre dentro del rango 7 a 10 y ser volcados en la cámara de toma de muestra y medición de caudal. En la Figura 5.6.1.1 se muestra el esquema del sistema de tratamiento.

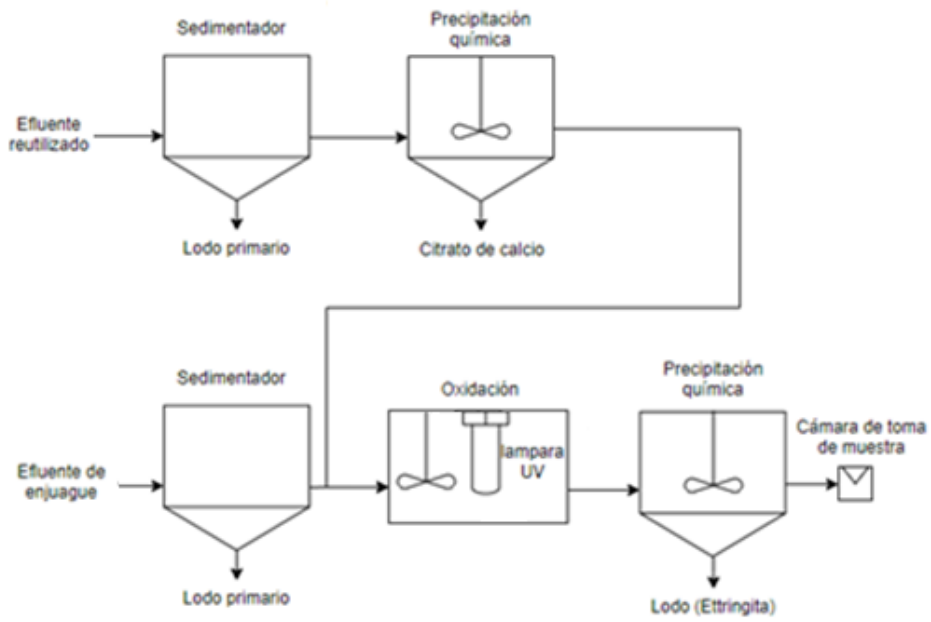


Figura 5.6.1.1: Esquema del sistema de tratamiento con recuperación de citrato de calcio, oxidación avanzada y precipitación de sulfatos.
Fuente: Elaboración propia.

5.6.2 Sistema de tratamiento con oxidación biológica, oxidación avanzada y procesos de membrana

A continuación se presenta como alternativa un segundo sistema de tratamiento cuya diferencia fundamental es la oxidación biológica del efluente mediante un tratamiento de los efluentes en su conjunto desde el inicio.

Para eso se contempla instalar una cámara de homogeneización al ingreso, a partir de la cual se alimente de caudal continuo en función de los caudales puntuales que ingresan. En la misma se buscará hacer un pretratamiento del efluente oxidando los sulfitos con peróxido de hidrógeno para que el reactor biológico pueda operar correctamente.

A continuación se instalará un sedimentador que operará en modo continuo. Previo al ingreso del sedimentador se dosificará hidróxido de sodio para que precipiten sólidos suspendidos e hidróxidos para formar un lodo primario.

En el reactor biológico ocurrirá la oxidación de la materia orgánica biodegradable. El mismo se plantea como un sistema de lodos activos con reciclado de lodos. Se deberá contar con tiempos de residencia lo suficientemente altos que permitan que la baja cinética sea suficiente para degradar la mayor parte de la materia orgánica.

Seguido al sedimentador secundario se oxidará la DQO remanente en una cámara de oxidación, previa dosificación de peróxido de hidrógeno y/o Fe(II). La oxidación se producirá en conjunto con la operación de una lámpara UV.

Se ajustará el pH en caso de que fuera necesario a la salida, para preservar las membranas de los procesos siguientes y asegurar que se encuentre por encima de 7. Estas membranas de microfiltración y ultrafiltración tienen como objetivo remover los sulfatos y aquella DQO inorgánica que pueda haber quedado en el efluente.

A la salida se instalará la cámara de toma de muestra. En la Figura 5.6.2.1 se muestra el esquema del sistema de tratamiento.

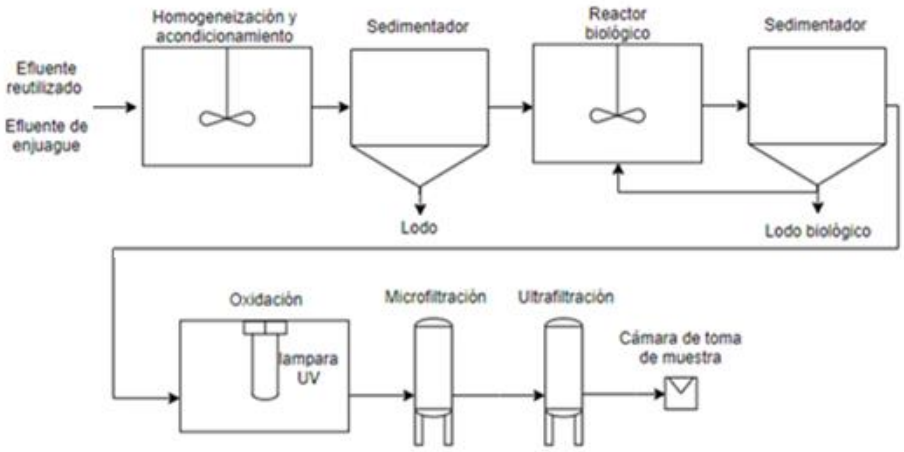


Figura 5.6.2.1: Esquema del sistema de tratamiento con oxidación biológica, oxidación avanzada y procesos de membrana. Fuente: Elaboración propia.

5.7 Conclusiones

Considerando los sistemas de tratamiento disponibles, las eficiencias de sus operaciones, la simplicidad y rapidez, destaca como mejor alternativa el sistema de tratamiento con recuperación de citrato de calcio y oxidación avanzada, seguido de una precipitación química para remover los sulfatos.

Resulta de esta manera, ya que en el caso del sistema de tratamiento biológico la cinética de remoción es demasiado baja. Esto podría generar inconvenientes de adoptarse un tiempo de retención celular demasiado alto que genere un lodo “viejo” con alta proporción de rotíferos y baja sedimentabilidad. Esto generaría complicaciones por su alta voluminosidad y dificultad para concentrar el sólido. Se descarta entonces el uso del sistema de tratamiento con oxidación biológica. Sin embargo si se incrementasen los caudales podría reconsiderarse su adopción teniendo en cuenta que los costes por insumos incrementarán en función del caudal para el primer caso.

Además, resulta difícil estimar los costos de desgaste, lavado y reposición de filtros de microfiltración y ultrafiltración, ya que los ensayos no pudieron realizarse en el laboratorio.

MEMORIA DE CÁLCULO Y DISEÑO DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

En este capítulo se darán los lineamientos sobre el dimensionamiento de la planta de tratamiento, justificando su diseño en base a cálculos realizados.

Se tomará como guía para la realización del dimensionamiento el parámetro DQO, cuyo límite legal para la descarga es de 0,70 g/L. Se planteará como objetivo que el vuelco se encuentre un 20% por debajo de ese valor (0,56 g/L) como margen de seguridad.

Para el dimensionamiento de los equipos se parte de una hipótesis que plantea reutilizar el baño ácido hasta 8 veces, con un régimen semanal de reutilización del efluente de baño ácido de 2 (800L/semana) por cada 15 enjuagues (6000L/semana) para poder alcanzar valores de DQO de entre 0,40 y 0,60 g/L.

La reutilización del baño ácido hasta 8 veces resulta el mínimo necesario de reúsos para que el efluente llegue a los parámetros de vuelco normados. Las altas concentraciones de los reactivos permitirían que se llegue a esa cantidad de reutilizaciones. Se cree que la disminución en la temperatura de trabajo de la solución (desde 60°C a temperatura ambiente) es un factor clave para lograr una limpieza exitosa, por lo que se plantea aplicar una fuente de calor externa para la reutilización del baño ácido.

La mezcla de las corrientes permite un dimensionamiento en continuo de la cámara de oxidación y la cámara de mezcla. El caudal de diseño para la suma de las dos corrientes será de 1360 L/día, el cual volcará en las 8 horas que dura la jornada laboral para así considerar un caudal horario de 170 L/h. De todas maneras, algunas operaciones trabajarán de forma discontinua, por lo que el caudal de diseño descripto será utilizado a partir de la cámara de oxidación en adelante. En la Figura 6.1 se muestra el esquema del sistema de tratamiento adoptado.

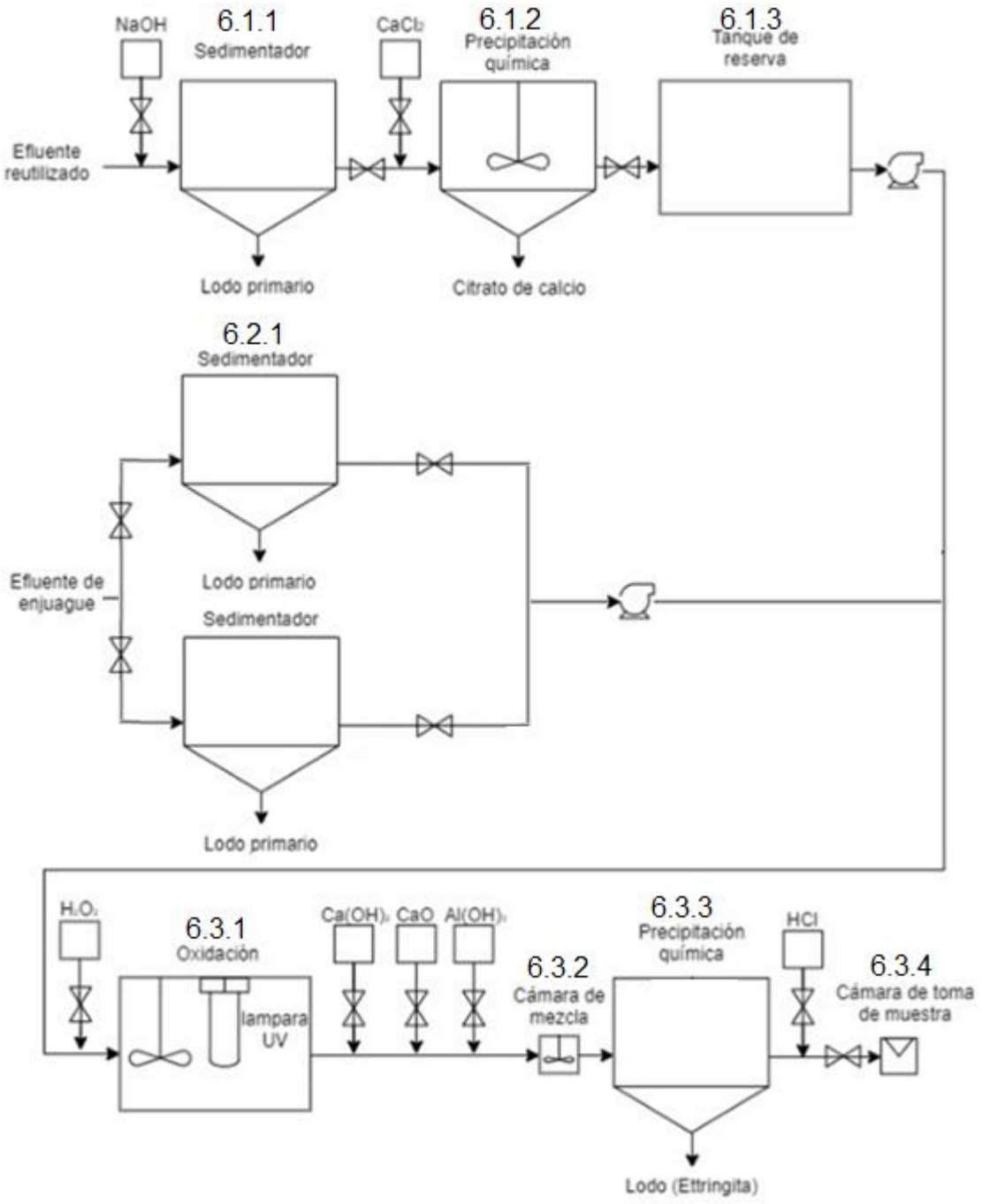


Figura 6.1: Sistema de tratamiento adoptado con referencia a números de sección.

Fuente: Elaboración propia

6.1 Corriente de baño ácido reutilizado

Como se mencionó previamente, el vuelco de este efluente será puntual de 400L generados dos veces por semana. De esta manera se totaliza un caudal de 800L/semana.

6.1.1 Sedimentador de efluente de baño ácido

Esta operación tiene como objetivo remover las partículas suspendidas y sedimentables presentes en el efluente e hidróxidos metálicos en una operación física de separación líquido-sólido.

Los sedimentadores pueden ser de tipo rectangular o circular según el dimensionamiento y el tipo de construcción de los mismos. Los sedimentadores circulares tienen mejores rendimientos (Eckenfeler, 2008), mientras que los rectangulares son construidos en casos en los que el espacio sea limitado y se requieran construir tanques en serie.

Como complemento a esta operación, se elevará el pH del efluente hasta un valor de 5, de manera de acondicionarlo para el siguiente paso y facilitar también la precipitación de hidróxidos metálicos.

La entrada al sedimentador se producirá a partir de un tubo de entrada, cuyo diámetro seguirá la relación típica con el diámetro del tanque de 0,2 (Metcalf y Eddy, 2003) obteniendo un diámetro de tubo de entrada de 125mm. Contará con una tolva en el fondo para recolección de lodos y una válvula para extracción de los mismos.

Dada el poco caudal con que se trabaja en la corriente de efluente de baño ácido y que la descarga se produce de manera puntual, 400 litros descargados 2 veces por semana, se decidió que el proceso funcione de manera discontinua, con un tiempo de permanencia mínimo de 2 horas. Al recibir descargas puntuales, el volumen del sedimentador deberá ser suficiente para poder abastecer el volumen de generación de efluente y el tiempo de residencia ser menor al tiempo entre cada descarga. Es por eso que se adoptó un volumen útil de 450 litros, con una profundidad útil de sedimentación de 1,49 m. y un diámetro de 0,62m.

Descarga de lodos

Los lodos se acumularán en la tolva presente en el fondo del sedimentador, cuya pendiente se adoptó a fines de destinar el 10% del volumen del sedimentador a la acumulación de lodos. De esta manera, con una pendiente de 56° y las dimensiones previamente señaladas se alcanza completar un volumen que destina un 10% de su capacidad al almacenamiento de lodos. Para lo cual, adoptando un tiempo de descarga de descarga de 1 minuto, utilizando la Ecuación 4.9.1 se obtiene un diámetro interno de la tubería de descarga de 125mm.

Ajuste de pH

Se dosificará soda cáustica en la entrada del sedimentador con el fin de aumentar el pH hasta un valor de 5,0. Para esto se instalará una bomba dosificadora que acompañe el ingreso del efluente con el agregado base.

Salida

Debido a que el efluente se genera 2 veces cada 5 días y que el proceso tiene un tiempo de residencia de dos horas, se propone separar cada generación puntual de efluente de 400L en dos tandas de 200L. Esto permitirá reducir el volumen del tanque de la siguiente operación, así como las dimensiones de su sistema de mezcla. El tubo de salida se encontrará a 1,49m de la entrada del sedimentador y contará con un diámetro de 75 mm. En la Tabla 6.1.1.1 se muestran las medidas e insumos.

Al ser una operación discontinua, se requiere saber el tiempo de llenado y vaciado del tanque. Para eso, utilizando la ecuación 4.2.4, el tiempo de vaciado es de 1 minuto para 400L y de 0,5 minutos para 200L. Este tiempo es despreciable en comparación de los tiempos de sedimentación.

Tabla 6.1.1.1: Resumen de medidas e insumos para sedimentador.
Fuente: Elaboración propia

Unidad	Parámetro	Unidad	Valor
Operación	Caudal	m^3/operación	0,4
	Periodicidad	operación/semana	2
Sedimentador	Diámetro	m	0,62
	Área superficial	m^2	0,30
	Profundidad útil	m	1,49
	Volumen útil	L	450
Tolva y lodos	Pendiente de tolva	°	56
	Altura de tolva	m	0,46
	Volumen tolva	L	46
	Tubería de descarga	mm	125
Dosificación	NaOH (50%)	L/operación	2,8
Ingreso	Diámetro tubo de entrada	mm	125
Salida	Diámetro de tubo de salida	mm	75
Volumen total		**L**	**496**

6.1.2 Tanque de precipitación primario

Debido a que el citrato precipita como citrato de calcio al agregarse calcio se busca aprovechar esta particularidad para generar un precipitado que remueva la carga orgánica y luego recuperar la sal para su reutilización o venta.

Si bien los ensayos realizados en el laboratorio fueron realizados con un tiempo de sedimentación de 24 horas, en base a la bibliografía, este tiempo podría ser menor, incluso de hasta 6 horas. Es por eso que se adoptará un tiempo de sedimentación de 15 horas, lo cual hará que los lodos se recojan al día siguiente.

El caudal que ingresa al sedimentador se separará en 2 partes que se tratarán por separado en el tanque de precipitación, lo que permitirá hacer que el volumen del tanque sea mucho menor. Considerando que el vuelco puntual de los 400 Litros del efluente de baño ácido se genera cada 2,5 días, en el caso de tratarse todo el volumen en un día se generaría un tiempo de inactividad de 1,5 días, por lo que el tratamiento en dos etapas resulta una mejor alternativa. Así, se adoptará un volumen de 230L para el tanque de precipitación, con un diámetro de 0,62m y una profundidad útil de 0,77m, trabajando con un caudal operacional de 200L/operación.

Descarga de lodos

En este caso, para el almacenamiento de los lodos también se adoptará una pendiente de 56°, aunque representará el 17% del volumen del sedimentador. Esto es de gran utilidad ya que, en base a ensayos previos se espera que el volumen de lodos ocupe hasta un 20% del volumen total. Para la tubería de descarga se adoptará un diámetro interno de 125mm, lo que resulta en un tiempo de descarga de menos de un minuto utilizando la ecuación 4.2.4.

Dosificación de $CaCl_2$

La dosificación de cloruro de calcio se realizará manualmente en la boca superior del sedimentador. Adoptando una concentración de 90g/L que resultó ser efectiva para los ensayos de laboratorio se obtiene una masa de 18kg/operación.

Sistema de mezcla

Con el fin de disolver el cloruro de calcio al inicio del proceso se instalará un sistema de mezcla. El mismo se dimensionará según lo detallado en la sección 4.2. El sistema a adoptar será una turbina de tipo 1 de flujo radial, de manera de disipar la mayor cantidad de potencia, con un número de potencia K igual a 5. Contará con seis paletas conectadas a un único eje. Así se obtiene una potencia disipada de 115W con un gradiente de velocidad de $653s^{-1}$. Además, en base a los ensayos de laboratorio se adoptará un tiempo de mezcla de 15 minutos, suficiente para permitir la disolución y homogeinización.

Salida

La salida se producirá a partir de una tubería ubicada a 0,77m. del ingreso del efluente y cuyo diámetro será de 75mm. En la Tabla 6.1.2.1 se resumen las medidas e insumos requeridos para el tanque de precipitación.

Tabla 6.1.2.1: Resumen de medidas e insumos para el tanque de precipitación.
Fuente: Elaboración propia

Unidad	Parámetro	Unidad	Valor
Operación	Caudal	m^3/operación	0,2
	Periodicidad	operación/semana	4
Sedimentador	Diámetro	m	0,62
	Área superficial	m^2	0,30
	Profundidad útil	m	0,77
	Volumen útil	L	232
Tolva y lodos	Pendiente de tolva	°	56
	Altura de tolva	m	0,46
	Volumen tolva	L	46
	Tubería de descarga	mm	125
Dosificación	$CaCl_2$	kg/operación	18
Ingreso	Diámetro tubo de entrada	mm	75
Salida	Diámetro de tubo de salida	mm	75
Sistema de mezcla	Diámetro de turbina	m	0,20
	Distancia entre paletas y profundidad útil	m	0,20
	Radio de paletas	mm	50
	Ancho de paletas	mm	40
	Ancho de deflectores	mm	60
Volumen total		**L**	**278**

6.1.3 Tanque de reserva

La operación de precipitación alimenta al tanque de reserva con 4 vuelcos puntuales de 200L por semana. La función de este tanque es generar un caudal constante que alimente la siguiente etapa.

Teniendo en cuenta que al mismo tiempo se encontrará recibiendo un caudal puntual y descargando un caudal constante, el volumen del tanque se dimensiona a partir de la curva de volúmenes horarios acumulados promedio y los volúmenes horarios acumulados reales. Las diferencias máximas negativas y positivas entre ambas curvas sumadas a un factor de seguridad informan el volumen requerido para abastecer los volúmenes generados. En la Figura 6.1.3.1 se muestra la curva de volúmenes.

A partir de la curva de volúmenes se obtiene entonces un volumen de 350L utilizando un factor de seguridad de 20% para el tanque de reserva. Para eso, adoptando un diámetro de 0,94m se tiene una altura de 0,50m.

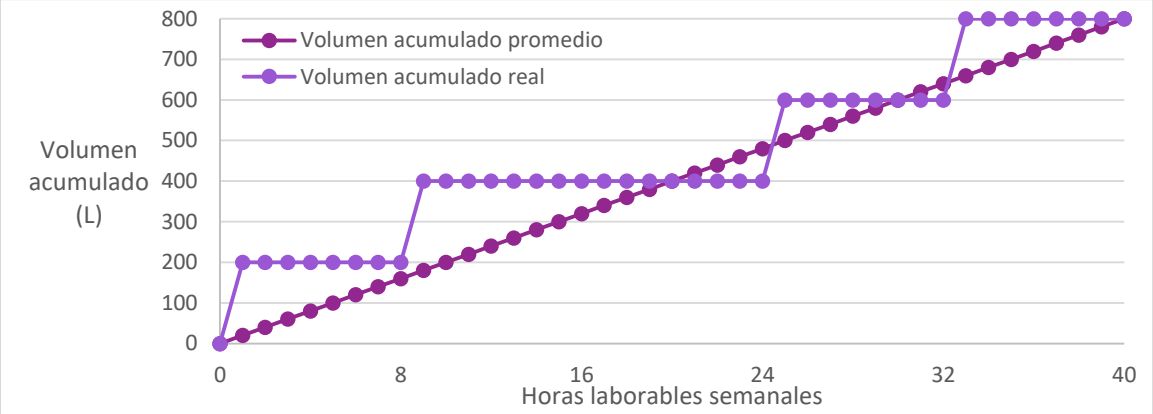


Figura 6.1.3.1: Curva de volúmenes para determinación del volumen de tanque de reserva. Fuente: Elaboración propia

A partir de este tanque se alimentará la cámara de oxidación en conjunto con el efluente de enjuague. Para bombear en forma constante se utilizará una bomba de bajo caudal que trabaje a 20L/h.

6.2 Corriente de efluente de enjuague

Para este efluente se realizará una sedimentación distribuida en dos sedimentadores para realizar un proceso continuo luego de esta operación. Se trabajará con volúmenes puntuales de 400L por operación generadas 3 veces por día, totalizando un caudal de 1200L/día o 6000L/semana.

6.2.1 Sedimentador de efluente de enjuague

Aunque no se espera que una gran cantidad de sólidos se encuentren presentes en el efluente de enjuague, es necesario realizar la operación de sedimentación para remover la turbidez que pueda ocasionar que el proceso oxidativo que le sigue sea deficiente.

Este proceso operará de forma discontinua, considerando que no se llega a caudales que justifiquen la adopción de un sistema continuo y que los sólidos precipitan en tiempos de retención cortos. Teniendo en cuenta que el proceso que le sigue es un proceso continuo, es necesario abastecer al mismo a caudal constante, pero al mismo tiempo no interferir en la sedimentación que está teniendo curso. Para eso se utilizarán dos sedimentadores que operarán en paralelo para que mientras se produce la operación en uno de los sedimentadores, el otro se encuentre descargando el efluente a caudal constante. Se utilizarán dos sedimentadores cilíndricos con alimentación lateral. Para el dimensionamiento se considerarán los volúmenes puntuales de descarga, de 400L. La salida se producirá a partir de una bomba de bajo caudal que opere a 150L/h. Considerando la poca variabilidad en los volúmenes puntuales generados se adoptará un margen de seguridad de un 10% para el volumen del tanque que, con una altura de 1,95m y un ancho de 0,62m se llega a una capacidad de 450L, las mismas medidas que para el sedimentador del efluente de baño ácido.

Descarga de lodos

Los lodos se almacenarán en la tolva de pendiente de 56°, lo que representa aproximadamente un 10% del volumen del tanque. Para la tubería de descarga se adoptará un diámetro interno de 125mm, lo que arroja un valor de tiempo de descarga de 1 minuto. En la Tabla 6.2.1.1 se detallan las medidas.

Tabla 6.2.1.1: Resumen de medidas para el tanque de sedimentación.
Fuente: Elaboración propia.

Unidad	Parámetro	Unidad	Valor
Operación	Caudal	m^3/operación	0,4
	Periodicidad	operación/semana	15
Sedimentador	Diámetro	m	0,62
	Área superficial	m^2	0,30
	Profundidad útil	m	1,49
	Volumen útil	L	450
Tolva y lodos	Pendiente de tolva	°	56
	Altura de tolva	m	0,46
	Volumen de tolva	L	46
	Tubería de descarga	mm	125
Ingreso	Diámetro tubo de entrada	mm	125
Salida	Caudal de salida	m3/h	0,15
Volumen total		**L**	**496**

6.3 Suma de corrientes

6.3.1 Cámara de oxidación

Considerando que una porción importante de la DQO, casi en su totalidad inorgánica permanece en el líquido se procede al tratamiento de la misma en esta operación. En la cámara de oxidación se producirá la unión de las dos corrientes de efluentes, por lo que el caudal que se manejará será de 0,17m^3/h o 1,36m^3/dia.

La operación se llevará a cabo mediante el agregado de peróxido de hidrógeno en presencia de luz ultravioleta para generar radicales hidroxilos, los cuales resultan potentes oxidantes. Para el dimensionamiento de la cámara de oxidación se utilizaron las ecuaciones 4.4.3.9 a 4.4.3.18, detalladas en la sección 4.4.3.

Como en este caso no se cuenta con información sobre ensayos de laboratorio, se adoptará un tiempo de retención y una constante de degradación conservadora tal que satisfaga una remoción teórica del 90% de la DQO. Para eso se trabajará a un dosaje lo suficientemente alto para llegar a satisfacer esa remoción teórica de acuerdo a ensayos sobre otros efluentes (Kim et al, 2009), (Cédat et al., 2016), (Chang et al., 2010). Estos valores se presentan en la Tabla 6.3.1.1.

Tabla 6.3.1.1: Valores adoptados y obtenidos para el dimensionamiento del reactor. Fuente: Elaboración propia.

Parámetro	Unidad	Valor
Caudal	m^3/hora	0,17
Tiempo de retención	Horas	0,25
Volumen	m^3	0,043
Constante de degradación	s^{-1}	0,01
Dosaje UV	J/m^2	10000
Transmitancia en efluente	%	70
Irradiancia efectiva	W/m^2	11,11

De acuerdo a estos valores se seleccionan la lámpara y fundas de cuarzo tales que permitan llegar al dosaje definido y definir las dimensiones del reactor. Para eso se realizan iteraciones con diferentes tipos de lámparas y fundas o variando el tiempo de residencia para definir la combinación más adecuada (Mierzwa et al., 2018). Se definió la utilización de una combinación de las características descriptas en la Tabla 6.3.1.2.

Tabla 6.3.1.2: Características de la lámpara, funda y reactor en función de las iteraciones. Fuente: Elaboración propia

Parámetro	**Unidad**	**Valor**
Transmitancia en funda	%	90
Diámetro de la funda	m.	0,03
Paso óptico	m.	0,01
Potencia UV de la lámpara	W	29
Largo de la lámpara	m.	0,767
Potencia aplicada	W	117
Número de lámparas	**-**	**4**
Diámetro de reactor	**m**	**0,272**
Volumen total	**m^3**	**0,045**

Para un reactor cilíndrico, el diámetro queda definido por el volumen total y el largo de las lámparas, las cuales se posicionarán en sentido vertical. La ubicación de las mismas será tal que queden dispuestas de forma equidistante, cubriendo la mayor cantidad posible del reactor y favoreciendo las condiciones de mezcla completa. La lámpara que se adoptó en función de los cálculos fue el modelo GHO846T5L de la firma LightTech. Las fundas de cuarzo adoptadas son el modelo NHI®-1100 Fused quartz de 30mm de diámetro de la firma Helios Quartz Group S.A.

Dosificación

Se trabajará con las concentraciones definidas previamente de 0,2mol/L de peróxido de hidrógeno, utilizando 272mol/día. En caso de utilizarse agua oxigenada al 60% (245 vol.) se necesitarán 1,4 L por día dosificando a 0,175L(H_2O_2)/hora.

Sistema de mezcla

Para proporcionar las condiciones de mezcla completa propias de un reactor CSTR es necesario instalar un sistema de mezcla, de acuerdo a las ecuaciones detalladas en la sección 4.2. El mismo se corresponderá en este caso con un sistema de flujo axial, para el cual se adoptará una turbina de tipo 4 para el diseño con 4 paletas y K de 0,75. La potencial calculada resulta de 5,2W para 100rpm y el gradiente de velocidad obtenido es de 339s^{-1}.

Tabla 6.3.1.3: Resumen de medidas del sistema de mezcla.
Fuente: Elaboración propia

Parámetro	Unidad	Valor
Diámetro de turbina	m	0,16
Distancia entre paletas y profundidad útil	m	0,15
Radio de paletas	m	0,04
Ancho de paletas	m	0,02

Aspectos constructivos

Los reactores fotocatalíticos pueden diseñarse de distintos materiales. Si bien el material ideal resulta el cuarzo por su alta transmitancia (Figura 6.3.1.1), también el costo de un reactor de cuarzo hace que sea prácticamente imposible llevar a la práctica. Es por eso que comúnmente se utilizan reactores de vidrio o vidrio borosilicatado (Pyrex).

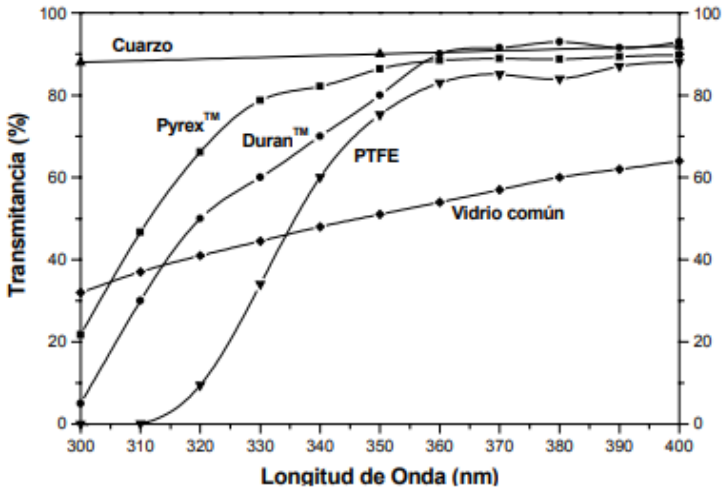


Figura 6.3.1.1: Transmitancia de diversos materiales usados para la construcción de reactores fotocatalíticos. Fuente: Blanco Galvez, 2005

El reactor vidriado se recubre con un material reflectante, que permite aprovechar más los fotones UV generados y otorgan una protección de la luz UV que pueda llegar a escapar del reactor. Entre los materiales utilizados (Figura 6.3.1.2) destaca el aluminio, por ser el que más reflectancia presenta en la longitud de onda ultravioleta (0,1 a 0,4 nm) y por su bajo costo.

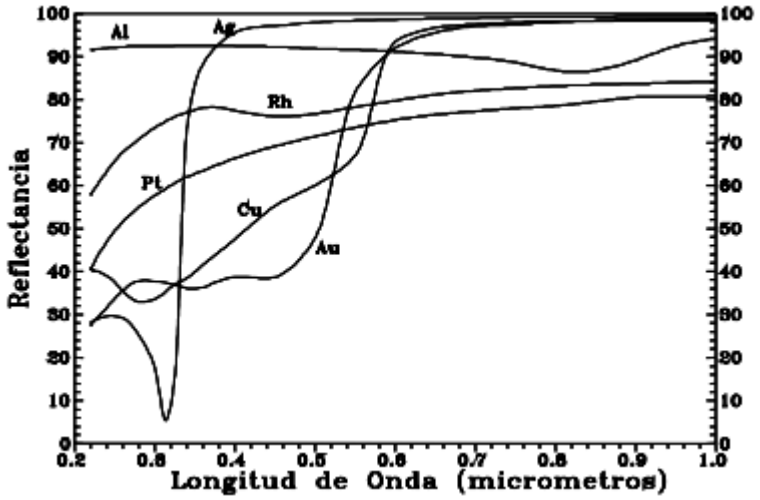


Figura 6.3.1.2: Reflectancia de distintas superficies reflectantes en función de la longitud de onda. Fuente: Blanco Gálvez, 2005

6.3.2 Cámara de mezcla

Las condiciones del proceso siguiente hacen necesaria la instalación de una cámara de mezcla previa que permita ingresar los reactivos al sistema y solubilizarlos en un pequeño volumen, para así disminuir volumen de reactor y costos de equipamiento. La cámara trabajará al caudal de diseño, a partir de la cual sólo se adoptará un tiempo de residencia para definir su volumen. Por eso, adoptando un tiempo de residencia de 13 minutos se tiene un volumen 36 Litros. Se listan las dimensiones de la misma en la Tabla 6.3.2.1.

Sistema de mezcla

Siguiendo los lineamientos mencionados en el apartado 4.2 se definen las dimensiones del sistema de mezcla mecánico. Se utilizará una turbina tipo 1 con un K igual a 5 con flujo radial. En la Tabla 6.3.2.1 se resumen las dimensiones del sistema de mezclado. Para una velocidad de giro de 300 rpm, la potencia disipada será de 6,25W y el gradiente de velocidad de $416 s^{-1}$.

Dosificación

Dentro de la cámara se añadirán los reactivos que promuevan la precipitación de los sulfatos como Ettringita en la siguiente etapa. Para eso se añadirán cantidades de reactivos tales que satisfagan la cantidad de sulfato presente para precipitar todo como Ettringita, según la ecuación 6.3.2.1

$$3\ CaO + 3\ Ca^{2+} + 3\ SO_4^{2-} + 2\ Al(OH)_{3\,(S)} + 28\ H_2O \rightarrow [3\ CaO \bullet 3\ CaSO_4 \bullet Al_2O_{3\,(S)} \bullet 31\ H_2O]$$

Ecuación 6.3.2.1

Por cada litro de efluente a tratar se deben remover 0,047 moles de SO_4^{2-}. Entonces la cantidad de reactivo a agregar queda definido como 0,047molCaO/L, $0{,}047 molCa^{2+}$/L y $0{,}03 molAl(OH)_3$/L.

Como es necesario incrementar el pH de la solución hasta llegar a 11,5, el calcio se añadirá como hidróxido de calcio. Una de las formas en las que suele utilizarse el hidróxido de calcio es como suspensión en agua (lechada de cal) en concentraciones de 16%p/v. Sin embargo, presenta un problema para el bombeo debido a su abrasividad, corrosividad y viscosidad. Es por eso que se dosificará en polvo hasta llegar a concentraciones de 3,5g/L en el tanque de precipitación. El óxido de calcio y el

hidróxido de aluminio también se dosificarán en polvo debido a su alta reactividad con agua y su insolubilidad a pH neutro respectivamente. El óxido de calcio se dosificará a concentraciones de 2,6g/L, mientras que el hidróxido de aluminio se hará a concentraciones de 2,2g/L.

Tabla 6.3.2.1: Medidas e insumos de la cámara de mezcla y sistema de mezcla.
Fuente: Elaboración propia

Unidad	Parámetro	Unidad	Valor
Reactor	Alto	M	0,4
	Ancho	M	0,3
	Largo	M	0,3
Sistema de mezcla	Diámetro de turbina	M	0,1
	Distancia entre paletas y profundidad útil	M	0,1
	Radio de paletas	M	0,025
	Ancho de paletas	M	0,02
	Ancho de deflectores	M	0,03
Dosificación	$CaOH_2$	kg/día	4,76
	CaO	kg/día	3,54
	$Al(OH)_3$	kg/día	3,00

6.3.3 Tanque de precipitación secundario

En esta etapa se procederá a la remoción de los sulfatos, que se encontrará en concentraciones de 4,5 g/L y deberá disminuir a menos de 1g/L.

En base a lo descripto previamente en el análisis de alternativas, es necesario contemplar un tiempo de entre 1 a 6 horas para asegurar la precipitación de la Ettringita. Es por eso que, de la misma manera que para el sedimentador de efluente de enjuague, se pasará a una operación discontinua con un tanque de precipitación que durante el horario laboral se cargarán, y la precipitación tendrá lugar por fuera del horario laboral y se descargará al día siguiente.

El tanque se dimensionará de acuerdo al volumen diario a tratar de 1,36m^3, con un volumen de 1670L adoptando un 20% de margen de seguridad. Los lodos se acumularán en una tolva, con un tubo de salida a partir del que se producirá la descarga.

Descarga de lodos

Para la tolva de acumulación de lodos se adoptará una pendiente de 45°, que representará el 10% del volumen normal de operación. Para la tubería de descarga se adoptará un diámetro interno de 125mm, lo que resulta en un tiempo de descarga de menos de 3 minutos según la ecuación 4.2.4.

Salida

La salida se producirá a partir de una tubería ubicada a 1,75m de la boca del tanque y cuyo diámetro será de 75mm. El detalle de dimensiones del tanque se encuentra en la Tabla 6.3.3.1

Tabla 6.3.3.1: Resumen de medidas para el tanque de precipitación secundario. Fuente: Elaboración propia

Unidad	Parámetro	Unidad	Valor
Operación	Caudal	m^3/h	0,17
Sedimentador	Diámetro	m	1,00
	Área superficial	m^2	0,79
	Profundidad útil	m	1,76
	Volumen útil	L	1669
Tolva y lodos	Pendiente de tolva	°	45
	Altura de tolva	m	0,5
	Volumen de tolva	L	131
	Tubería de descarga	mm	125
Ingreso	Diámetro tubo de entrada	mm	75
Salida	Diámetro de tubo de salida	mm	75
Volumen total		**L**	**1800**

6.3.4 Cámara de toma de muestra y medición de caudal

La descarga del efluente se producirá en la cámara de toma de muestra, la cual se dimensionará a partir de los lineamientos descriptos en la Resolución N° 607/2012 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MAyDS) para caudales menores a $25m^5/h$. La misma cuenta con una placa delgada cortada en forma de vertedero triangular que permite la descarga del efluente y relacionar la altura del pelo de agua desde el corte de la placa delgada con el caudal que se está descargando.

Es de importante consideración ubicar la cámara de toma de muestra en un sitio de fácil acceso, ya que es el punto de evaluación de la calidad de vuelco y requerirá monitoreos periódicos con mayor asiduidad que la descarga de las operaciones previas. En las Figuras 6.3.4.1, 6.3.4.2 y 6.3.4.3 se muestran los cortes con las dimensiones requeridas por el MAyDS.

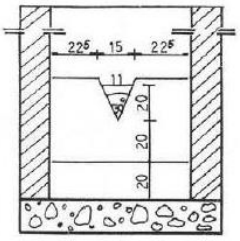


Figura 6.3.4.1: Corte transversal de cámara de toma de muestra. Fuente: MAyDS

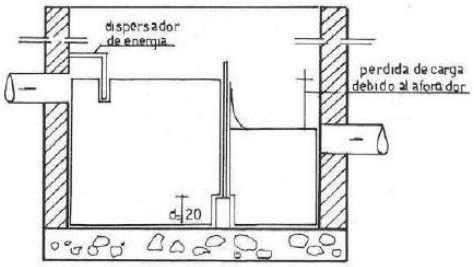


Figura 6.3.4.2: Corte longitudinal de cámara de toma de muestra. Fuente: MAyDS

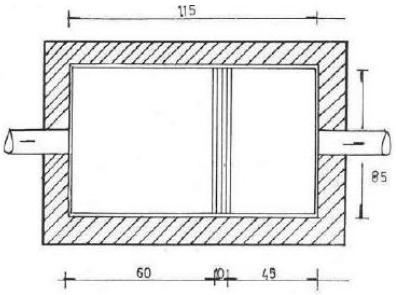


Figura 6.3.4.3: Vista de planta de cámara de toma de muestra. Fuente: MAyDS

6.4 Lodos

Teniendo en cuenta que diversas operaciones del sistema de tratamiento generarán lodos de distinto tipo, en este apartado se estimará la generación de los mismos, así como los lineamientos de algunas operaciones que disminuyan su volumen. Los lodos se acumularán en barriles de 200L para su disposición transitoria. En todos los casos serán impulsados desde la tolva hacia afuera por la diferencia de presión generada por la columna de agua del efluente que esté por encima. En caso de que la presión generada no sea suficiente se instalarán plateas para elevar la altura de los tanques.

6.4.1 Lodo de sedimentador

El lodo de sedimentador es aquél proveniente de las operaciones de sedimentación de las partículas más pesadas que trae el efluente. Se corresponderá con una alta densidad y un bajo porcentaje de humedad porque se considera que serán restos de roca mezclada con materia orgánica, y que se encontrarán a un bajo pH.

La purga de lodos del sedimentador se realizará en forma discontinua y el volumen estimado de lodos a disponer es de 4 L/operación para el sedimentador de efluente de baño ácido, lo que llevaría a una purga cada diez operaciones aproximadamente, o una purga cada 5 semanas.

Para el sedimentador del efluente de enjuague la cantidad de sólidos será menor, aunque su caudal de generación es mayor que en el caso anterior. Se dispondrán 0,5L/operación, con una purga cada ochenta operaciones por sedimentador, o una purga cada 10 semanas.

Como se estima que la producción no será muy voluminosa, por lo que puede considerarse el almacenamiento de los mismos para disponer 0,8 m^3/año como residuo especial en tambores de 200L en caso de no espesarse.

6.4.2 Lodo de precipitación química asimilable a citrato de calcio

A partir de los ensayos realizados, se espera que la cantidad de lodos generados ocupe la totalidad de la tolva completando 46L/operación, requiriendo una remoción diaria de lodos.

Mediante el balance entre los componentes, se llega a una concentración de fango de 11%v/v. La concentración de los lodos informa sobre una gran proporción de agua, por lo que serán susceptibles de espesamiento para disminuir los costos de traslado o disposición. El volumen en caso de disponerlos sin espesarlos es de alrededor de 9,5m^3/año. Considerando que además, el citrato de calcio tiene valor comercial, se analizarán alternativas para disminuir el contenido de agua a partir de lo presentado en la sección 4.9.

De acuerdo a la concentración de entrada sería recomendable adoptar un sistema de filtro prensa, aunque se optará por una centrifugación. Mientras que una centrífuga puede operar independientemente, aunque a mayor coste de inversión, el filtro prensa requiere de un operario especializado que controle el proceso cada vez que se realice. Es por eso que se recomienda la adopción de espesamiento por centrífuga para disminuir el volumen de lodos. Se espera que el volumen se reduzca por el espesamiento por centrifugación hasta un volumen de 2,9m^3/año, lo que se corresponde con una reducción de 3,3 veces el volumen inicial.

6.4.3 Lodo de precipitación química asimilable a Ettringita

Otro tipo de lodo obtenido en el tanque de precipitación secundario es el obtenido por la precipitación de los sulfatos con calcio, óxido de calcio e hidróxido de aluminio. El resultado es el mineral Ettringita, el cual posee poco valor comercial, y aunque puede considerarse su comercialización, también puede disponerse como residuo industrial.

Al no haberse realizado ensayos de laboratorio no se cuenta con información para calcular el volumen de generación de los lodos. Sin embargo, adoptando un ratio de volumen de ettringita por volumen de lodos (%v/v) se puede estimar las cantidades de lodos generados en función de la cantidad de sulfato a remover y los reactivos añadidos. Un ratio conservador, de un 6% por ejemplo, arroja un volumen de lodos a remover por operación de 130L de lodos diarios. Si bien este número es relativamente alto, podrán adoptarse nuevamente opciones que permitan el espesamiento del lodo. En el caso de no realizarse espesamiento, el volumen a disponer anual sería de 32,5m^3/año, mientras que si se realizara espesamiento por centrifugación el volumen de lodos a disponer por día disminuiría hasta 21L, llegando a valores anuales de 5,0m^3/año.

6.5 Sistema de conducción

Los sistemas de conducción se diseñan de manera tal de minimizar la pérdida de carga entre las operaciones haciendo al proceso más productivo y evitando costos innecesarios en cuanto a material y energía. Se diferencian principalmente en cuanto a su fuerza impulsora, pudiendo ser bombeados a presión o impulsados por la fuerza gravitatoria. En el caso de bombeo a presión, la velocidad vendrá dada por la diferencia de presión generada por la bomba y la sección de la tubería (para una misma altura), mientras que en la impulsión por gravedad, vendrá dada por el diámetro de la tubería y la diferencia de alturas, a la cual puede agregarse una pendiente en la tubería. Esta pendiente suele adoptarse como el 3% para la conducción de aguas residuales (ENOHSA, 1993). Se los caracteriza en función de su diámetro y espesor de pared, siendo el PVC el material por excelencia para conducciones de agua residual (McCabe et al., 2007). Las tuberías de PVC son comercializadas según su diámetro nominal (DN) que corresponde con su diámetro externo. El diámetro interno (Di) resulta de la resta entre el DN y el espesor del mismo. El sistema de conducción se diseña en paralelo al cálculo de la pérdida de carga y el dimensionamiento del sistema de impulsión. Esto es así, ya que el diámetro de tubería vendrá dado por el diámetro de impulsión de la bomba,

lo que modificará las conducciones, la pérdida de carga y hará necesario reveer si la bomba es adecuada para ese sistema.

En base a múltiples iteraciones y a los resultados mostrados en los próximos capítulos, se definieron como diámetros internos 4mm para el bombeo del líquido procedente del tanque de reserva, mientras que para el bombeo del líquido procedente del sedimentador de efluente de enjuague, se requiere un diámetro interno máximo de 18mm. Considerando que las tuberías de PVC suelen comercializarse con DN mínimos de 20mm − Di entre 17mm y 19mm – el no llegar a estos valores implica la adopción de otro sistema de conducción. En base a esto se propone la utilización de mangueras de PVC cristal para la impulsión del efluente con Di de 4mm para el líquido procedente del tanque de reserva y tubo de PVC de ¾" clase 10 para el bombeo del efluente de enjuague.

Por otro lado, para el dimensionamiento de las tuberías de conducción por gravedad puede presentar velocidades menores que el flujo por impulsión. Para determinar el diámetro de sección en escurrimientos a gravedad se pueden utilizar las fórmulas de Chezy-Manning, Ganguillet y Kutter (AySA, 2010). En este caso se utilizará la metodología descripta por Chezy Manning. La misma relaciona la velocidad con el radio hidráulico para una pendiente dada de la forma:

$$v = \frac{1}{n} {R_h}^{0,66} I^{0,5}$$

donde: v: velocidad [m/s]

n: coeficiente de Manning

R_h: radio hidráulico [m]

I: pendiente

Para este caso se adoptará como pendiente un 3‰ según lo recomendado para conductos menores a 200mm (AySA, 2010). El coeficiente de Manning para el PVC es de 0,011 y el radio hidráulico se calculará como:

$$R_h = \frac{A}{P_m}$$

donde: A: área mojada [m^2]

P_m: perímetro mojado [m]

A su vez, el área mojada y perímetro mojado para una tubería cilíndrica se calculan en función del ángulo proyectado desde el centro del cilindro hasta el comienzo de la lámina de agua (Figura 6.5.1) según:

$$A = \frac{1}{\phi}\,(\phi - \sin(\phi))D^2$$

$$P_m = \frac{1}{2}\,\phi\,D$$

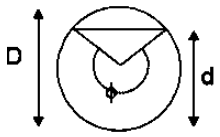


Figura 6.5.1: Diámetro y ángulo ϕ para tuberías. Fuente: Google imágenes

Entonces, adoptando un cociente entre el diámetro del tubo (D) y la altura de la lámina de agua (d) igual a 0,6, se obtiene un radio hidráulico igual a 0,2776 D y un área mojada de 0,492 D^2. El diámetro interno de tubería obtenido es de 30mm y la velocidad de escurrimiento igual a 0,133 m/s.

En base a esto se adoptará una tubería de DN de 32mm clase 10 para las conducciones por gravedad que operen en continuo, como la salida de la cámara de oxidación y la salida de los tanques de precipitación secundarios.

Para las conducciones por gravedad previas al paso a continuo del proceso se utilizarán tuberías de DN de 75mm clase 10 para soportar los cambios bruscos de presión. Para el ingreso del efluente al proceso y la descarga de lodos se utilizarán tuberías de DN igual a 125mm clase 10.

6.6 Estimación de pérdida de carga

La rugosidad intrínseca de las tuberías utilizadas, así como los cambios de dirección, velocidad, diámetro de tubería o tanque y alturas generarán una fuerza de fricción que hará más difícil al líquido atravesar requerirá de una mayor potencia para impulsar el fluido. Es por eso que en este apartado se analizará el aporte de cada unidad a la caída de presión en el sistema para definir el sistema de bombeo y la altura de tanques y cámaras.

La forma más usual de expresar la pérdida de carga o pérdida de presión es hacerlo en función de las distintas alturas equivalentes a pérdidas por fricción (h_f), calculadas a partir de los aportes individuales de las tuberías y distintas operaciones. Las pérdidas de carga producto de cambios de sección, velocidad o sentido para accesorios y tanques se calcula como según la Ecuación 6.6.1

$$h_{f-Acc} = \frac{K_{acc}\, v^2}{2\, g} \qquad \text{Ecuación 6.6.1}$$

donde: *Kacc*: constante propia del accesorio
v: velocidad del fluido [m/s]

Las constantes propias de los accesorios varían según cuán restrictivas son al flujo. Las mismas se listan en la Tabla 6.6.1

Tabla 6.6.1: Constantes propia de accesorios para el cálculo de pérdida de carga. Fuente: Elaboración propia

Accesorio	Kacc
Válvula de compuerta, totalmente abierta	0,15
Codo a 90º de radio corto	0,9
Expansión brusca	$(1 - d^2 / D^2)^2$
Compresión brusca	$0,5\ (1 - d^2/ D^2)$
Empalme en T	1,8

d: diámetro menor; D: diámetro mayor o diámetro equivalente

Por otro lado, la fórmula más utilizada para obtener la altura de fricción en tuberías es la ecuación de Darcy-Weisbach (Ecuación 6.6.2)

$$h_{f-Tub} = \frac{8\, f\, L\, Q^2}{g\, \pi^2\, D^5} \qquad \text{Ecuación 6.6.2}$$

donde: *f*: factor de fricción de Darcy
L: longitud de cañería [m]
D: diámetro de la tubería [m]
Q: caudal de diseño [m^3/s]

El factor de fricción de Darcy es un número adimensional que varía en función de la rugosidad relativa de la tubería y del número de Reynolds según el diagrama de Moody en la Figura 6.6.1.

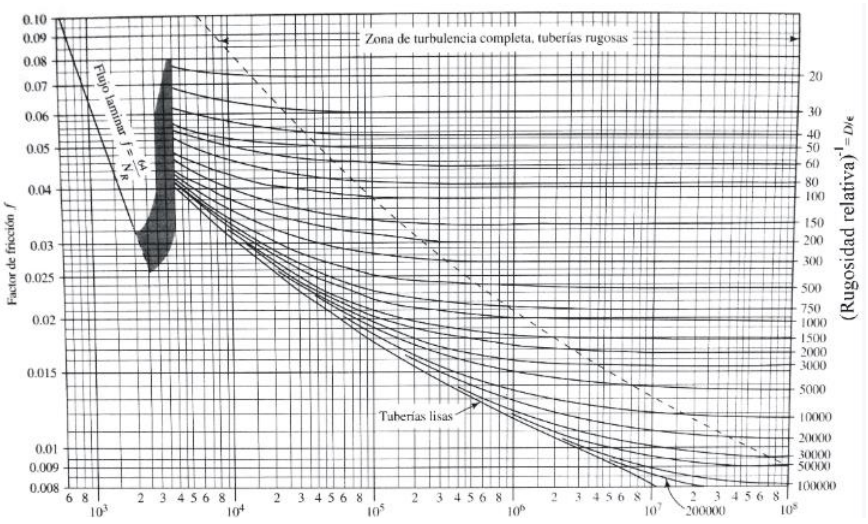


Figura 6.6.1: Diagrama de Moody. Fuente: Pao, 1961

A su vez, el número de Reynolds (*Re*) es un número adimensional compuesto por el cociente entre las fuerzas inerciales según la Ecuación 6.6.3

$$Re = \frac{\rho\, D\, v}{\mu} \qquad \text{Ecuación 6.6.3}$$

donde: *ρ*: densidad del fluido [kg/m^3]
D: diámetro de la cañería [m]
v: velocidad del fluido [m/s]
μ: viscosidad dinámica del fluido [kg/(m.s)]

Como debe realizarse la sumatoria de cada uno de los aportes individuales, se descompondrá el sistema en secciones y se realizará la sumatoria de las mismas. En la Figura 6.6.2 se indican las secciones señaladas en negrita como 1-A, 1-B, 2 y 3.

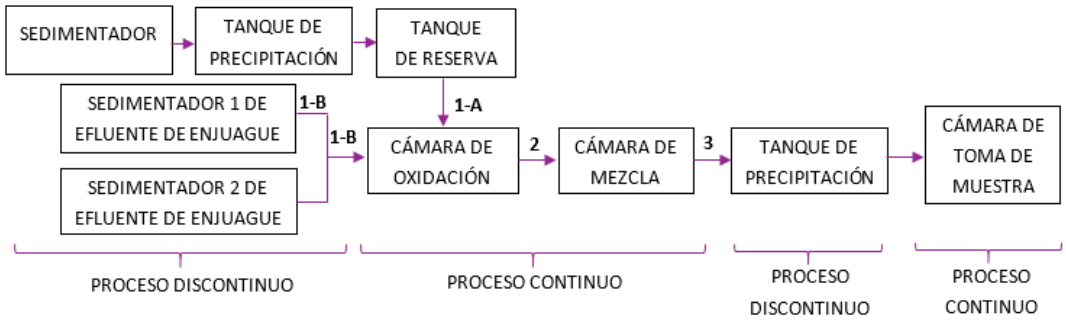


Figura 6.6.2: Esquema del proceso y secciones de cañería según pérdida de carga

La pérdida de carga en la sección 1-A estará compuesta por la compresión brusca producto del cambio de sección, sumada a los 2 codos que direccionarán el fluido hasta la próxima operación y la expansión brusca al volcar en la siguiente etapa.

La sección 1-B tendrá también una compresión brusca, seguida de un codo, una unión T y otros tres codos para terminar en una expansión brusca. Las secciones 2 y 3 sólo se corresponden con tramos de tubería que aportarán a la pérdida de carga. En la Tabla 6.6.2 se muestran los aportes al h_f producto de cada sección

Tabla 6.6.2: Aporte a la pérdida de carga de cada sección.
Fuente: Elaboración propia

Sección	Longitud (m)	Diámetro (mm)	ΣKacc	*f*	Velocidad (m/s)	h_f (m)
1-A	1,2	4	3,3	0,034	0,44	0,14
1-B	2,4	18	6,0	0,034	0,21	0,02
2	0,2	30	0	0,040	0,13	<0,01
3	0,2	30	0	0,040	0,13	<0,01

6.7 Sistema de bombeo y dosificación

La necesidad de entregar energía mecánica al sistema hace requerir de un sistema de bombeo que eleve la altura del fluido y luego fluya por gravedad generando un caudal constante. Se requerirán dos sistemas de bombeo, uno para la sección 1-A y otro para la sección 1-B, para que luego se produzca la unión de las corrientes. Para definir los sistemas de bombeo, los mismos quedarán definidos por la diferencia de altura a vencer sumada a la caída de presión producto de la fricción entre tubería y accesorios. Para eso se plantea la curva de resistencia del sistema o altura de diseño, la cual indica la altura manométrica obtenida en función del caudal. La altura de diseño (H_{dis}) se plantea en función de la diferencia de alturas (Δz) sumada a la pérdida de fricción entre los dos tanques expresada en función del caudal, de la forma:

$$H_{dis} = \Delta z + h_{f-Tub} + h_{f-Acc} \qquad \text{Ecuaciòn 6.7.1}$$

Entonces, se debe buscar una bomba con una curva desarrollada que asegure que se llega a la altura necesaria a vencer para el caudal buscado. Para eso se interseca la curva desarrollada de la bomba con la curva de resistencia del sistema para obtener el caudal operativo, como se muestra en la Figura 6.7.1

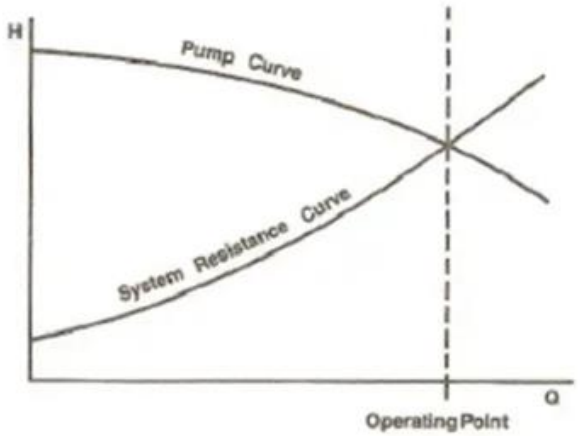


Figura 6.7.1: Obtención del caudal operativo, curva desarrollada y curva del sistema.
Fuente: Ingeniería química, Universidad Nacional de La Plata

Para la sección 1-B se calculó la curva del sistema y se intersectó con la curva desarrollada a distintas velocidades de operación de la electrobomba Rowa 4/1 en la Figura 6.7.2

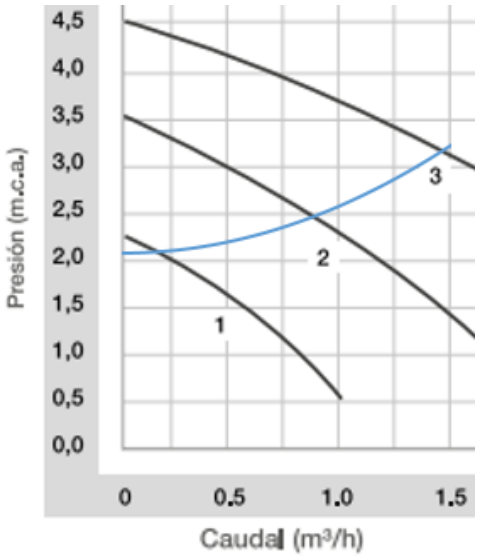


Figura 6.7.2: Altura de diseño (azul) para diferentes velocidades de la bomba Rowa 4/1. Fuente: Elaboración propia, en base a Catálogo técnico bomba ROWA

La intersección de la altura de diseño con la bomba Rowa 4/1 genera un caudal operativo de 150L/h que coincide con el caudal de diseño. A su vez, la altura manométrica obtenida permite elevar el líquido hasta 2 metros trabajando a 150L/h.

Para la impulsión en la sección 1-A se utilizará una bomba dosificadora, debido al bajo caudal de operación de 20L/h. La bomba deberá ser tal, que permita el trabajo a ese caudal a presiones suficientes para elevar el líquido un mínimo de 2m. Se propone la utilización de la bomba dosificadora de diafragma de la marca BDA serie ML modelo 20/04. En la Figura 6.7.3 se muestra la curva de operación de la bomba, la cual indica que puede operar a caudales mayores para la presión deseada, pero que la misma también es regulable para poder seleccionar puntualmente el caudal deseado.

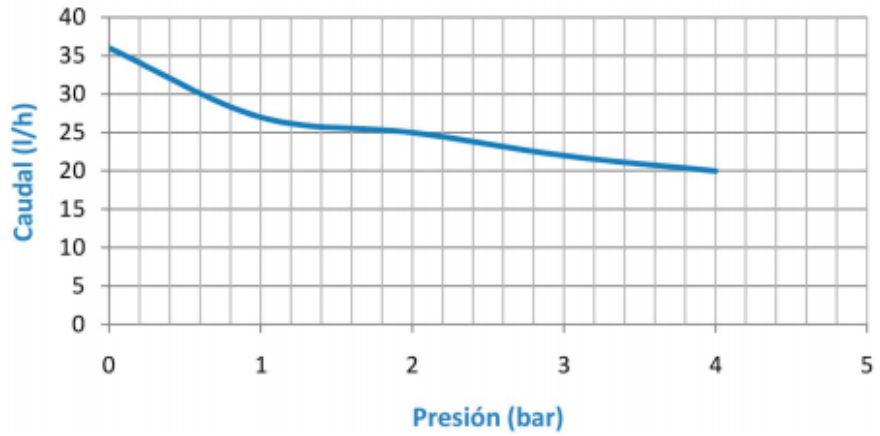


Figura 6.7.3: Curva desarrollada de la bomba para bomba BDA ML 20/04

Fuente: Manual de instalación y mantenimiento BDA serie ML

Para la dosificación de insumos se utilizarán bombas dosificadoras de diafragma que inyecten volúmenes secuenciales al sistema. Las mismas se abastecerán de tanques plásticos de 200L con las soluciones preparadas.

En caso de dosificarse sólidos en polvo como cloruro de calcio, se utilizarán dosificadores de polvos sólidos que podrán dosificar varios productos en simultáneo de ser químicamente internes entre sí.

6.8 Operación

La operación de la planta de tratamiento tal como se la encuentra descripta reúne una serie de operaciones continuas, discontinuas y semicontinuas. En este apartado se buscará dar mayores precisiones de la operación de la planta con una descripción más detallada, diagramas y figuras.

El motivo de la adopción de este conjunto de operaciones trabajando de distinto modo permite la adopción de volúmenes de reactor más pequeños para aquellas operaciones que trabajan en continuo como la oxidación por H_2O_2/UV y reducir el número de lámparas a utilizar en el proceso. Por otro lado, las operaciones que operan en discontinuo o semicontinuo tienen la ventaja de poder realizarse manualmente en caso de no querer afrontar la inversión de automatizar el proceso y de funcionar mejor para bajos caudales.

Corriente de baño ácido

La corriente de baño ácido entrará al sistema y la primera etapa es la decantación de los sólidos en un sedimentador. Dicho sedimentador tendrá un volumen de 496L, el necesario para contener el vuelco puntual del afluente que se produce dos veces cada cinco días.

Considerando este régimen de afluencia y teniendo en cuenta que la sedimentación sólo requiere 2 horas para operar y que el siguiente paso de precipitación química requiere de un tiempo de 6 horas al menos, se propone dosificar la entrada de efluente al siguiente paso.

Para esto, la operación de sedimentación se realizará en cuanto se genere el baño ácido, y pasadas las 2 horas de operación se volcará la mitad del efluente a la etapa de precipitación. La etapa de precipitación ocupará todo el tiempo no operativo de la planta para ser descargado el día siguiente y poder recibir la otra parte del baño ácido luego de la precipitación. De esta manera, se reduce el volumen diario que trata el tanque de precipitación de citrato de calcio a 200L distribuyéndolo en 4 días, en lugar de realizarse en 2 días con un volumen de 400L. Finalmente, luego de la operación de precipitación se ingresa al tanque de reserva especialmente diseñado para recibir el líquido y contenerlo volcando un caudal constante.

Corriente de enjuague

A diferencia de la corriente de baño ácido, esta corriente se genera de manera diaria con 3 vuelcos puntuales de 400L cada uno. Considerando tiempos de operación de 2,5 horas para los tanques de sedimentación, es posible operar diariamente según se muestra en la Figura 6.8.1.

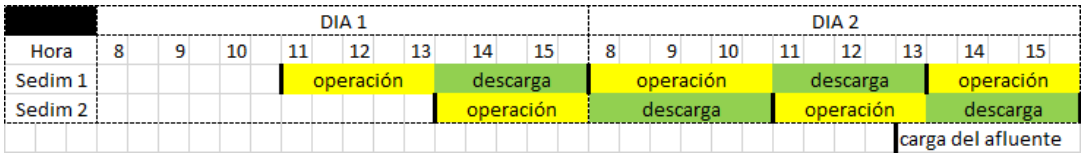


Figura 6.8.1: Diagrama de operación de corriente de enjuague para los tanques de sedimentación. Fuente: Elaboración propia.

De esta manera, los sedimentadores operarán intermitentemente, mientras uno opera, el otro descargará el efluente a caudal constante para abastecer a la siguiente operación.

Suma de corrientes

La suma de corrientes resultará en un caudal constante que ingresará a la cámara de oxidación. La misma operará con el caudal y tiempo de residencia definidos anteriormente, aunque posterior a la misma ocurrirá nuevamente un proceso discontinuo de precipitación.

El tanque de precipitación de ettringita operará de forma intermitente, realizándose la precipitación fuera del horario laboral y pudiendo llegar así a los tiempos de residencia que garanticen la separación del sólido, cargándose dentro del horario laboral y descargándose al inicio del día siguiente.

Queda a criterio del cliente adoptar la automatización de las operaciones afrontando una alta inversión inicial que permitirá salvar costos de operación futuros, o bien decidirse por una operación manual que ahorre el costo de la inversión inicial.

CÓMPUTO Y PRESUPUESTO

Uno de los puntos fundamentales en la formulación de proyectos es la viabilidad presupuestaria del proyecto en cuestión. Resulta una herramienta integradora que se expresa en términos financieros, respecto a las operaciones y recursos que forman parte de un proyecto para un período determinado con el fin de lograr los objetivos fijados. El análisis contemplará una inversión inicial única y costes de operación y mantenimiento periódicos que permitan el correcto funcionamiento del proyecto. Se estudiarán las distintas alternativas si no se adoptase el presente proyecto y se las contrastará buscando entender si resulta la herramienta más efectiva para dar respuesta a la problemática a afrontar.

7.1 Inversión inicial

La inversión inicial será el monto de capital que el solicitante del proyecto deberá disponer para la puesta a punto del proyecto. Involucra los costos asociados a la formulación y diseño del proyecto, a la ingeniería y construcción, y a la compra de equipamiento y su instalación.

La inversión inicial suele requerir financiamiento externo. Este financiamiento será recuperado a partir de los beneficios (por la venta o reutilización de los lodos) y/o por la minimización de costos producido por el proyecto (por volcar agua tratada y no disponer el agua como residuo peligroso).

A la hora de calcular el costo total se tendrá en consideración el factor AIU (Administración, imprevistos y utilidad). El mismo sirve para valorar costos directos e indirectos del proyecto, así como posibles sobrecostos.

Dada la pequeña escala del establecimiento, no se considerará adquirir equipamiento de laboratorio para el monitoreo. Esto es debido al alto coste del mismo, que implicaría adquirir los equipos necesarios para medición de DQO y sulfatos, como espectrofotómetro, placa calefactora para DQO y los insumos para la realización de los ensayos.

En la Tabla 7.1.1 se listan los costos unitarios, cantidades e importe total según componente y discriminado en las distintas categorías que componen la inversión inicial del proyecto. El costo total de la inversión inicial es de un total de $ 1.217.616 o U$D 16.053 a tipo de cambio oficial del día 16/09/2020. Se tendrán en consideración los aspectos constructivos, los sistemas de conducción, las unidades y accesorios, la instalación eléctrica y el servicio profesional.

Tabla 7.1.1: Cómputo y presupuesto para inversión inicial.

Fuente: Elaboración propia

Item	Unidad	Cantidad	Precio unitario		Importe total		Incidencia sobre total
			$	US$	$	US$	
Aspectos constructivos							
Alquiler martillo excavación para conducciones y unidades	horas	40	250		10.000	-	0,82%
Ladrillo hueco 12x18x33 - Plateas, plataformas y escaleras	m3	2	4.896		9.792	-	0,80%
Hormigonado - Plateas, plataformas y escaleras	m3	2	5.747		11.494	-	0,94%
Impermeabilizante - Plateas, plataformas y escaleras	m2	10	312		3.120	-	0,26%
Paredes durlock	m2	10	775		7.750	-	0,64%
Puerta	unidad	1	4.720		4.720	-	0,39%
Ventanas	unidad	2	4.850		9.700	-	0,80%
Sistema de conducción							
Cañeria PVC DN 20mm	m	5	180		900	-	0,07%
Cañería PVC DN 32mm	m	5	332		1.660	-	0,14%
Cañería PVC DN 75mm	m	5	1235		6.175	-	0,51%
Cañería PVC DN 125mm	m	5	3612		18.060	-	1,48%
Caño corrugado PVC DN 125mm	m	10	1468		14.680	-	1,21%
Manguera PVC cristal 4x7	rollo 50m	1	700		700	-	0,06%
Union Te PVC DN 20mm	unidad	1	76		76	-	0,01%
Union Te PVC DN 75mm	unidad	1	500		500	-	0,04%
Valvula de compuerta DN 125mm	unidad	5	11345		56.725	-	4,66%
Valvula de compuerta DN 75mm	unidad	3	1000		3.000	-	0,25%
Valvula de compuerta DN 20mm	unidad	2	250		500	-	0,04%
Codo 90º DN 125mm	unidad	3	6000		18.000	-	1,48%
Codo 90º DN 75mm	unidad	1	2000		2.000	-	0,16%
Codo 90º DN 20mm	unidad	2	50		100	-	0,01%

Tabla 7.1.1: Cómputo y presupuesto para inversión inicial (continuación)

Item	Unidad	Cantidad	Precio unitario		Importe total		Incidencia sobre total
			$	US$	$	US$	
Unidades y accesorios							
Tanque de sedimentación - 496L	unidad	3	15.000		45.000	-	3,70%
Tanque de precipitación - 278L	unidad	1	9.000		9.000	-	0,74%
Tanque de reserva - 350L	unidad	1	5.500		5.500	-	0,45%
Tanque de precipitación secundario - 1800L	unidad	2	34000		68.000	-	5,58%
Cámara de oxidación Pyrex Figmay - 45L	unidad	1	20000		20.000	-	1,64%
Lámpara UV LightTech GHO846T5L	unidad	5		100	-	500	3,11%
Fundas de cuarzo NHI-1100 Helios Quartz Group	unidad	5		70	-	350	2,18%
Ladrillo hueco - Cámara de mezcla (36L)	m3	1	4.896		4.896	-	0,40%
Hormigonado - Cámara de mezcla	m3	1	5.747		5.747	-	0,47%
Impermeabilizante - Cámara de mezcla	m2	0,5	312		156	-	0,01%
Ladrillo hueco - Cámara de toma de muestra	m3	1	4.896		4.896	-	0,40%
Hormigonado - Cámara de toma de muestra	m3	1	5.747		5.747	-	0,47%
Impermeabilizante - Cámara de toma de muestra	m2	2	312		624	-	0,05%
Turbina de mezcla Tipo 1 de 6 paletas 115W	unidad	1	20.000		20.000	-	1,64%
Turbina de mezcla Tipo 4 de 4 paletas 5,2W 100rpm	unidad	1	4000		4.000	-	0,33%
Turbina de mezcla Tipo 1 de 6 paletas 6,25W 300 rpm	unidad	1	6000		6.000	-	0,49%
Bomba de diafragma BDA ML 20/04	unidad	1	15.000		15.000	-	1,23%
Bomba Rowa 4/1 1/10 HP	unidad	1	11975		11.975	-	0,98%
Bomba dosificadora	unidad	3	12400		37.200	-	3,06%
Dosificador de polvos sólidos Flowtec	unidad	1	75.000		75.000	-	6,16%
Tambor plástico 200L para almac. de lodos e insumos	unidad	20	1200		24.000	-	1,97%
Centrífuga decantadora de lodos KN-S1200	unidad	1		3.000	-	3.000	18,69%

Tabla 7.1.1: Cómputo y presupuesto para inversión inicial (continuación)

Item	Unidad	Cantidad	Precio unitario		Importe total		Incidencia sobre total
			$	US$	$	US$	
Instalación eléctrica							
Tablero eléctrico	unidad	1	200		200	-	0,02%
Tendido eléctrico e instalación	m	20	1000		20.000	-	1,64%
Servicio profesional							
Diseño ingenieril de planta de tratamiento	unidad	1	80.000		80.000	-	6,57%
Supervisión de montaje de unidades	horas	100	700		70.000	-	5,75%
Puesta en marcha, revisión y ajuste	horas	20	700		14.000	-	1,15%
Capacitación de operarios	horas	10	700		7.000	-	0,57%
Mano de obra albañilería, traslado de materiales	horas	480	400		192.000	-	15,77%
Total					925.593	3.850	100%
Total según tipo de cambio					1.217.616	16.053	100%

7.2 Costo de operación y mantenimiento

Se considerarán los costos operativos y de mantenimiento que aseguren el correcto funcionamiento de la planta de tratamiento. El costo final anual surgirá de la sumatoria de los costos individuales anuales, los cuales constantes y periódicos durante el total de la vida útil del proyecto. El costo de operación y mantenimiento se compone de los insumos químicos a utilizar, la energía eléctrica que consume anualmente, el servicio profesional asociado, el costo de disponer los lodos, las tasas y permisos que se detallan en la Tabla 7.2.1.

El costo total tentativo por operación y mantenimiento resulta de $ 992.535 anual, el cual genera un costo de $2.800 por cada m^3 de efluente tratado. Este número queda sujeto a análisis a realizar por parte del establecimiento que permitan disponer el lodo como residuo no peligroso. Si bien es un costo elevado, el mismo se sustenta en la cantidad de DQO y sulfatos a remover, siendo los reactivos necesarios para su remoción los principales componentes del coste de operación anual. Una forma de disminuir los costos podría ser utilizando dosis más bajas de reactivos en la limpieza de las geodas con el de baño ácido, comprobando que la eficiencia en la limpieza se mantenga. Además, en contraste con el costo de disposición del efluente como residuo peligroso, el mismo sería 16 veces mayor.

7.2.1 Insumos químicos

Los insumos químicos se contabilizarán de acuerdo a la forma a adquirirse, los cuales podrán luego ser diluidos o llevados de estado sólido a líquido por su interacción con agua. El hidróxido de calcio puntualmente se producirá a partir del apagado del óxido de calcio con agua, por lo que se contabilizará para el costo la cantidad de óxido de calcio necesario para realizarlo.

7.2.2 Energía eléctrica

La energía eléctrica se contabilizará como el costo variable que se sumará al que actualmente tiene contratado el establecimiento. El mismo se extrajo del cuadro tarifario presentado por el ENRE (Ente Nacional Regulador de la Electricidad) para EDENOR (Empresa Distribuidora y Comercializadora Norte S.A.) para tarifas 1-G3 a partir del 1º de marzo de 2019.

7.2.3 Servicios profesionales

Los servicios profesionales se asocian al asesoramiento profesional que garantice el correcto funcionamiento de la planta contabilizado como horas anuales de asesoramiento.

7.2.4 Disposición de lodos

La disposición de lodos se considerará por el total, teniendo en cuenta que los mismos podrán ser dispuestos como barros industriales no especiales de tipo inorgánico. Estimar el costo de su gestión presenta la dificultad de requerir un análisis para determinar su correcta disposición. Al no contar con esta información se hizo un repaso sobre la bibliografía existente para dar certeza sobre los costos aproximados de la disposición. De esta revisión surgen valores muy disímiles entre sí dada la variabilidad en la composición de los lodos – entre 1$/kg y 100$/kg (Agency of Natural Resources USA, 2016) (Higgins et al, 2004). El valor se adoptará en función de la última disposición de residuos peligrosos realizada por la universidad, la cual tendría un costo a valor de octubre de 2020 de 46$/kg.

De todos modos, podrá solicitarse un análisis para determinar el contenido de metales y definir si serán susceptibles de ser tratadas por un tratamiento fisicoquímico para residuos no especiales o aceptados en un relleno sanitario, lo que haría disminuir su costo por debajo de 1$/kg. Lo mismo ocurre si se logra una reutilización de los lodos como insumos o si se lograse incorporar como insumo para otro proceso productivo.

Tabla 7.2.1: Cómputo y presupuesto para costos de operación y mantenimiento.

Fuente: Elaboración propia

Item	Unidad	Cantidad	Precio unitario $	Importe $	Incidencia sobre total
Hidróxido de sodio (NaOH) en perlas	kg	59	330	19.470	1,96%
Cloruro de calcio (CaCl2) 99%	kg	100	172	17.200	1,73%
Agua oxigenada (H2O2) 60% - 250 volúmenes	lt	365	420	153.300	15,45%
Óxido de calcio (CaO)	kg	1.382	70	96.725	9,75%
Hidróxido de aluminio (Al(OH)3)	kg	782	210	164.250	16,55%
Ácido clorhídrico (HCl) al 19%	lt	120	80	9.600	0,97%
Energía eléctrica	kWh	3.000	5,25	15.750	1,59%
Servicio profesional de asesoramiento	horas	60	600	36.000	3,63%
Disposición de lodos	kg	10440	46	480.240	48,39%
Total				**992.535**	**100%**

7.3 Análisis de costos y financiamiento

Si bien desde el punto de vista productivo del establecimiento el costo de construcción de la planta y operación pueden ser gastos infructuosos, es preciso dejar ver que esto no es así. En primer lugar es necesario dejar en claro que la adopción del sistema de tratamiento, si bien puede generar subproductos valiosos a partir de las operaciones de precipitación, no tiene como objetivo la obtención de beneficios. El beneficio producido será indirecto, contribuirá al buen funcionamiento de los servicios ecosistémicos y le permitirá al establecimiento cumplir con el deber de preservar el medio ambiente, dictaminado en la Constitución Nacional. La adopción y correcta operación del sistema de tratamiento descripto también le permitiría al establecimiento estar en regla con lo dispuesto por las leyes nacionales 24.051 y 25.675, la ley provincial 12.257 y el Código Civil y Comercial. No está de más aclarar que el cumplimiento de las normas señaladas le ahorrará al establecimiento montos económicos por infringirlas o eventuales clausuras, pudiendo llegar a penas de prisión de acuerdo a la gravedad.

Considerando todos estos puntos, la alternativa a la no adopción de la planta de tratamiento sería la disposición del efluente sin tratar mediante un tercero, lo cual ahorrará la inversión inicial pero incrementará sustancialmente los costos periódicos haciendo inviable la adopción de esta alternativa.

Una de las alternativas contempladas por la Autoridad del Agua para facilitar la adopción de sistemas de tratamiento, que permitan a las pequeñas industrias afrontar este costo inicial y reducir el abono de tasas, es el Programa de Reconversión Tecnológica para Vertidos Industriales, detallado en la Resolución 146/17. Mediante el mismo, el establecimiento también recibirá asesoramiento sobre operaciones para el tratamiento para su efluente.

Otra de las ventajas de la adopción del sistema de tratamiento descripto es posicionar la marca como vanguardista en el cuidado del medio ambiente en relación a los competidores. El compromiso ambiental aporta una buena imagen al establecimiento pudiendo certificar normas internacionales y abrir sus productos a mercados más exigentes.

Finalmente, se debe resaltar nuevamente que el coste anual informado es función de la dosificación de reactivos utilizados para el proceso productivo. De este análisis se desprenden diversas alternativas a plantear que harían disminuir la DQO inicial del efluente, así como su contenido de sulfatos, haciendo que el mismo pueda ser tratado a un costo mucho menor.

Una de estas alternativas es continuar reutilizando el efluente de baño ácido y verificar que la eficacia se mantenga si la temperatura se mantiene por arriba de 60°C. Otra opción sería continuar utilizándolo y adicionarle aquel insumo que haga perder eficacia al baño con el correr de los ensayos. Otra de las alternativas es trabajar a dosis más bajas de ácido cítrico, citrato de calcio e hidrosulfito de sodio. Disminuir las concentraciones haría bajar la DQO y la concentración de sulfitos, así la operación de la planta de tratamiento requeriría de menos reactivos para su operación.

Otra alternativa podría ser la reutilización de los lodos – citrato de calcio y ettringita – como insumos para el proceso productivo o como insumo para otro proceso productivo.

EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL

8.1 Objetivo y alcance

En el presente apartado se presenta el estudio de impacto ambiental asociado a la construcción, instalación y operación de la planta de tratamiento de efluentes.

De esta manera se busca cumplimentar lo regulado en la Ley Integral del Medio Ambiente y los Recursos Naturales (Ley n° 11.723) de la Provincia de Buenos Aires. La misma señala la necesidad de obtención de una Declaración de Impacto Ambiental (DIA) expedida por la Autoridad Ambiental Provincial o Municipal a partir de la presentación de una Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) en función de la categorización industrial de la misma. La DIA es un requerimiento necesario para la expedición del Certificado de Aptitud Ambiental (CAA).

El término de categorización industrial se establece en la Ley n° 11.459 y se explicita su forma de jerarquización a través del cálculo del Nivel de Complejidad Ambiental (NCA) en el Decreto 531/19. Este índice se obtiene a partir de una fórmula en la que se suman los componentes pertenecientes a ciertas variables que tienden a hacer más alto el valor para industrias con mayor potencial de degradación sobre el medio ambiente, y cercano a cero para industrias inocuas. En la Tabla 8.1.1 se muestra cada valor asignado a cada componente y el resultado.

Tabla 8.1.1: Cálculo del nivel de complejidad ambiental.
Fuente: Elaboración propia

Componente	**Característica**	**NCA**
Rubro	Producción de piedras semipreciosas (Rubro 2)	15
Localización	Otra zona	2
Dimensionamiento	Potencia instalada<100HP	0
Dimensionamiento	$500m^2$ > Superficie > $2000m^2$	1
Residuos	Generación de residuos especiales	3
Efluentes	Efluentes con necesidad de tratamiento	3
Emisiones	Asimilables a gases de combustión (SO_2)	1
Sustancias peligrosas	Manipula ácidos, sustancias nocivas y oxidantes	3
Resultado	**Tercera categoría**	**28**

Del resultado obtenido a partir de la Tabla 8.1.1 se evidencia que el establecimiento es de tercera categoría, clasificado como peligroso que significa que su funcionamiento constituye un riesgo para la seguridad, salubridad e higiene de la población u ocasiona daños graves a los bienes y al medio ambiente.

A su vez, esto implica que la declaración de impacto ambiental deberá ser expedida por la Autoridad Ambiental Provincial, el Organismo Provincial para Desarrollo Sostenible (OPDS).

Los lineamientos sobre contenido obligatorio de la EIA se encuentran en el Anexo II de la Resolución 492/19 del OPDS. Entre los contenidos que debe tener la EIA se encuentran la memoria descriptiva del proyecto, la caracterización del ambiente (medio fisicoquímico, biológico, socioeconómico, áreas de influencia, y descripción de impactos), plan de gestión ambiental y marco legal. La ley 11.459 también alude a los requisitos mínimos, requiriendo además información relacionada a la seguridad e higiene del personal.

Se utilizará como herramienta también, la Guía para la elaboración de estudios de impacto ambiental provista por la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación en su resolución 337/19.

8.2 Descripción del proyecto

El proyecto, contempla la instalación de una planta de tratamiento para los efluentes líquidos en una industria procesadora de rocas minerales en el municipio de General San Martín, provincia de Buenos Aires. A los fines prácticos se desglosó el proyecto en tres etapas: construcción, operación y cierre.

8.2.1 Descripción por etapas

Durante la etapa de construcción se llevarán a cabo las operaciones de desmonte y limpieza del terreno, nivelación, instalación de infraestructura y construcción propia, así como la instalación de los equipos necesarios para el funcionamiento operativo de la planta. Se estima que la duración de esta etapa será de 3 meses.

En la etapa de operación se producirán las distintas actividades que consisten en pasar del efluente crudo producto del procesamiento de las rocas a un efluente con parámetros admisibles para la descarga en conducto cloacal. Involucra diversas etapas de tratamiento en las cuales se utilizan insumos para neutralizar el potencial contaminante del efluente.

La etapa de cierre podría contemplar un cambio en el uso de la superficie destinada para la misma por la adopción de por ejemplo otra tecnología que en el futuro sea más eficiente para el mismo proceso.

8.2.2 Residuos, efluentes, emisiones y ruidos

Pueden caracterizarse tanto residuos sólidos, como semisólidos, efluentes líquidos, gaseosos y emisiones sonoras a lo largo de todas las etapas impactando sobre el medio ambiente y la población cercana.

Mientras que en la construcción se extraerá agua para usos consuntivos, como la cementación o el lavado de equipos, se tratará de minimizar la utilización de la misma que pueda llegar a generar efluentes, y aquellos que no cumplan con los parámetros de vuelco establecidos por AySA serán almacenados en bidones y se dispondrán con un prestador de servicios autorizados para su tratamiento.

Se producirán residuos sólidos a lo largo de todas las etapas, de carácter urbano (propios de los desechos de comida por ejemplo), y eventualmente de carácter peligroso (como producto de derrame de combustible) que se contemplarán dentro de un plan de gestión integral para su disposición final.

Emisiones gaseosas se producirán en forma SO_2 por los conductos de evacuación durante la etapa de operación. También deben contemplarse las emisiones móviles de gases de combustión y material particulado producto del traslado de equipos e insumos, tanto para la construcción, como para la operación de la planta de tratamiento.

Los barros provenientes de la planta de tratamiento serán deshidratados para llevarlos a una forma más condensada y dispuestos como residuos especiales o residuos industriales no especiales según corresponda.

Los ruidos se producirán en esencia en la etapa de construcción, mientras que en la etapa de operación no se espera generación de los mismos.

8.2.3 Caracterización del área de influencia

El área de influencia está caracterizada por la distribución de direcciones y velocidades de viento en la zona del proyecto. Como se menciona en el siguiente apartado (Línea de base fisicoquímica) la dirección de viento predominante resulta Noreste-NorNoreste, por lo que el área de influencia directa se verá afectada por esta condición.

Por otro lado, el tránsito del efluente por el colector cloacal discurre a través de la cloaca máxima atravesando toda la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, pasando por la estación elevadora de Wilde hasta pasar por la Planta del Bicentenario en Berazategui y finalmente ser volcado en el Río de la Plata. Si bien no se producirá un impacto directo sobre el mismo, debido al ínfimo caudal, en comparación al caudal que maneja la planta depuradora, es relevante destacarlo al menos como área de influencia indirecta.

Lo mismo ocurre con la generación de residuos sólidos, tanto asimilables a residuos sólidos urbanos (RSU) como residuos industriales no especiales y residuos industriales especiales. Se contemplarán sus rutas hasta las plantas de tratamiento o disposición final, para la caracterización del área de influencia de olores, por la liberación de olores, la generación de ruidos, la emisión de gases o por las contingencias (como derrames) que puedan llegar a ocurrir producto de accidentes. Lo mismo se tendrá en cuenta para el traslado de insumos.

Finalmente, es necesario destacar que formarán parte del área de influencia directa los comerciantes locales, y proveedores de servicios, que producto de un incremento en su actividad comercial se verán afectados positivamente.

En base a las características anteriormente descriptas se señala al Partido de General San Martín en relación a su ubicación en la provincia de Buenos Aires en la Figura 8.2.3.1 y se procede a caracterizar áreas de influencia directa e indirecta en la Figura 8.2.3.2 y 8.2.3.3.

Figura 8.2.3.1: Ubicación del Partido de General San Martín en relación a la Provincia de Buenos Aires. Fuente: Google Maps.

Figura 8.2.3.2: Caracterización del área de influencia (gris) y ubicación del establecimiento (marcador) en relación al Partido de General San Martín. Fuente: Google Maps

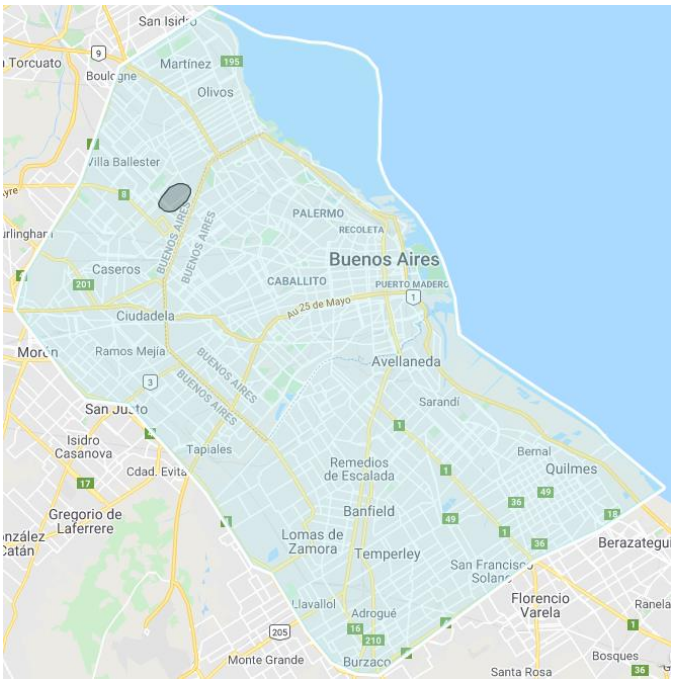


Figura 8.2.3.3: Área de influencia indirecta en relación al área de influencia directa.
Fuente: Elaboración propia

8.3 Marco legal

A continuación se procede a listar en forma de matriz toda legislación relativa al proyecto en cuestión, para legislación nacional y supranacional (Tabla 8.3.1), provincial y municipal (Tabla 8.3.2). Para legislación nacional y supranacional, se lista a continuación el orden jurídico actual en orden jerárquico establecido por la Constitución Nacional:

-Constitución Nacional y Tratados Internacionales con Jerarquía Constitucional
-Tratados de integración
-Otros tratados internacionales
-Leyes de la Nación
-Decretos del Poder Ejecutivo Nacional
-Resoluciones Ministeriales
-Resoluciones y Disposiciones de Órganos Inferiores

Tabla 8.3.1: Legislación nacional y supranacional aplicable al EIA vinculado al proyecto. Fuente: Elaboración propia

Norma	Año	Art.	Descripción
Constitución Nacional	1994	41	Derecho al ambiente sano, equilibrado, apto para el desarrollo humano, y para que las actividades productivas satisfagan las necesidades presentes sin comprometer las de las generaciones futuras; y tienen el deber de preservarlo. El daño ambiental generará prioritariamente la obligación de recomponer, según lo establezca la ley.
Declaración de Río	1992	17	Deberá emprenderse una evaluación del impacto ambiental, en calidad de instrumento nacional, respecto de cualquier actividad propuesta que probablemente haya de producir un impacto negativo considerable en el medio ambiente y sujeta a autoridad nacional
Objetivos de Desarrollo Sostenible	2015	6	Garantizar la disponibilidad de agua, su gestión sostenible y el saneamiento para todos
		8	Promover el crecimiento económico sostenido, inclusivo y sostenible, el empleo pleno y productivo y el trabajo decente para todos
Codigo Civil y Comercial Ley 26.994	2015	14	La ley no ampara el ejercicio abusivo de los derechos cuando puedan afectar al ambiente
		240	El ejercicio de los derechos individuales (…) no debe afectar el funcionamiento ni la sustentabilidad de los ecosistemas de la flora, la fauna, la biodiversidad, el agua.
		2618	Las molestias que ocasionen el humo, calor, olores u otras emanaciones gaseosas, efluentes líquidos, radiaciones, luminosidad, ruidos, vibraciones o daños similares por el ejercicio de actividades en inmuebles vecinos, no deben exceder la normal tolerancia ni alterar la calidad de vida de la vecindad
Ley General del Ambiente Ley 25.675	2002	4	La interpretación y aplicación de la presente ley, y de toda otra norma a través de la cual se ejecute la política Ambiental, estarán sujetas al cumplimiento de los siguientes principios: precautorio, de equidad intergeneracional, de progresividad, de responsabilidad, de subsidiareidad, de sustentabilidad, de solidaridad y de cooperación
		11	Toda obra o actividad que, en el territorio de la Nación, sea susceptible de degradar el ambiente (…) estará sujeta a un procedimiento de EIA, previo a su ejecución.
		12	Las personas físicas o jurídicas darán inicio al procedimiento con la presentación de una declaración jurada, en la que se manifieste si las obras o actividades afectarán el ambiente. Las autoridades competentes determinarán la presentación de un estudio de impacto ambiental, (…) y, en consecuencia, deberán realizar una EIA y emitir una DIA en la que se manifieste la aprobación o rechazo de los estudios presentados.
		13	Los estudios de impacto ambiental deberán contener, como mínimo, una descripción detallada del proyecto de la obra o actividad, la identificación de las consecuencias sobre el ambiente, y las acciones destinadas a mitigar los efectos negativos.
		28	El que cause el daño ambiental será objetivamente responsable de su restablecimiento al estado anterior a su producción. En caso de que no sea técnicamente factible, la indemnización sustitutiva (…) sin perjuicio de otras acciones judiciales.
		29	La exención de responsabilidad sólo se producirá acreditando que, a pesar de haberse adoptado todas las medidas destinadas a (…) los daños se produjeron por culpa exclusiva de la víctima o de un tercero por quien no debe responder.

Ley de Residuos Peligrosos Ley 24.051	1992	55	Será reprimido con las penas establecidas en el artículo 200 del Código Penal, el que, utilizando los residuos a que se refiere la presente ley, envenenare, o contaminare de modo peligroso para la salud, el suelo, el agua, la atmósfera o el ambiente. Si el hecho fuere seguido de la muerte de alguna persona, la pena será de 10 a 25 años
		56	Cuando alguno de los hechos previstos en el artículo anterior fuere cometido por imprudencia o negligencia o por impericia en el propio arte o profesión o por inobservancia de los reglamentos u ordenanzas, se impondrá prisión de un 1 a 2 años. Si resultare enfermedad o muerte de alguna persona, la pena será de 6 meses a 3 años.
		57	Cuando alguno de los hechos previstos en los dos artículos anteriores se hubiesen producido por decisión de una persona jurídica, la pena se aplicará a los directores, gerentes, (…) o, representantes de la misma que hubiesen intervenido en el hecho punible, sin perjuicio de las demás responsabilidades penales que pudiesen existir.
Prevención situaciones de contami-nación atmosférica Ley 20.284	1973	6	La autoridad sanitaria nacional queda facultada para fijar las normas de calidad de aire y las concentraciones de contaminantes correspondientes a los estados del plan de prevención de situaciones críticas de contaminación atmosférica
		7	Es atribución de las autoridades sanitarias locales fijar los niveles máximos de emisión de los distintos tipos de fuentes fijas, declarar la existencia y fiscalizar
		11 Ane-xo II	Límites máximos calidad de aire: SO_2:0,070 mg/m^3 (promedio mensual) SO_2:0,780 mg/m^3 (8 horas) (Alerta) SO_2:2,620 mg/m^3 (1 hora) (Alerta)
Ley de gestión integral de residuos industriales y de actividades de servicios Ley 25.612 *	2002	2	Se entiende por residuo industrial a cualquier elemento, sustancia u objeto en estado sólido, semisólido, líquido o gaseoso, obtenido como resultado de un proceso industrial, (…) del cual su poseedor productor o generador no pueda utilizarlo, se desprenda o tenga la obligación legal de hacerlo.
		40	Se presume, que todo residuo definido según el artículo 2º, es cosa riesgosa
		52	Será reprimido con prisión de 3 a 10 años, el que, utilizando residuos industriales y de act. de servicio, contaminare el agua, el suelo, la atmósfera. Si el hecho fuere seguido de la muerte o extinción de una especie, la pena será de 10 a 25 años de prisión.
		53	Cuando alguno de los hechos previstos en el artículo anterior fuere cometido por imprudencia o negligencia o por impericia en la profesión o por inobservancia de ordenanzas, se impondrá prisión de 1 mes a 2 años. Si resultare enfermedad, lesión o muerte de alguna persona o especie, la pena será de 6 meses a 5 años.
		54	Cuando alguno de los hechos previstos en los artículos anteriores se hubiesen producido por decisión de una persona jurídica, la pena se aplicará a los directores, gerentes, (…) o representantes de la misma que hubiesen intervenido en el hecho punible, sin perjuicio de las demás responsabilidades penales que pudiesen existir
Decreto 831	1993	Ane-xo V	Límites establecidos (parámetros físicos) de los barros para su aceptación en rellenos sanitarios con residuos sólidos domésticos
		Ane-xo VI	Límites establecidos (parámetros químicos) de los barros para su aceptación en rellenos sanitarios con residuos sólidos domésticos

*La ley 25.612 en su artículo 60 deroga la ley 24.051, pero en la práctica las dos coexisten, utilizándose la ley 24.051 para residuos peligrosos y la ley 25.612 para residuos industriales

Las normas de los ordenamientos provinciales se enmarcan en el orden jerárquico establecido en el Artículo 31 de la Constitución Nacional. A continuación se listan los mismos, su orden jerárquico y se incorpora la legislación municipal (Ordenanzas):

-Constitución Provincial

-Leyes Provinciales

-Decretos del Poder Ejecutivo Provincial (PEP)

-Resoluciones y Disposiciones De Órganos Inferiores del PEP

Tabla 8.3.2: Legislación provincial y municipal aplicable al EIA vinculado al proyecto. Fuente: Elaboración propia.

Norma	Año	Art.	Descripción
Constitución Provincial	1994	28	Los habitantes de la provincia tienen el derecho de gozar de un ambiente sano y el deber de conservarlo y protegerlo en su provecho y en el de las generaciones futuras. La provincia ejerce el dominio eminente sobre el ambiente y los recursos naturales de su territorio. En materia ecológica deberá preservar, recuperar y conservar los recursos naturales, (…) controlar el impacto ambiental de todas las actividades que perjudiquen el ecosistema. Toda persona (…) cuya acción u omisión pueda degradar el ambiente está obligada a tomar las precauciones para evitarlo.
Ley Integral del Medio Ambiente y los Recursos Naturales Ley 11.723	1995	10	Todos los proyectos consistentes en la realización de obras o actividades que produzcan o sean susceptibles de producir algún efecto negativo al ambiente de la Provincia de Buenos Aires y/o sus recursos naturales, deberán obtener una DECLARACION DE IMPACTO AMBIENTAL expedida por la autoridad ambiental provincial o municipal según las categorías que establezca la reglamentación de acuerdo a la enumeración enunciativa incorporada en el anexo II de la presente ley
		11	Toda persona (…) titular de un proyecto de los alcanzados por el artículo anterior está obligada a presentar conjuntamente con el proyecto, una EVALUACION DE IMPACTO AMBIENTAL
		12	La autoridad competente remitirá el expediente a la autoridad ambiental provincial o municipal con las observaciones que crea oportunas a fin de que aquella expida la DECLARACION DE IMPACTO AMBIENTAL.
		Anexo II	PROYECTOS DE OBRAS O ACTIVIDADES SOMETIDAS AL PROCESO DE EVALUACION DE IMPACTO AMBIENTAL POR LA AUTORIDAD AMBIENTAL PROVINCIAL: Instalación de establecimientos industriales de tercera categoría de acuerdo a las disposiciones de la ley 11.459.

Ley de Radicación Industrial Ley 11.459	1993	3	Todos los establecimientos industriales deberán contar con el pertinente Certificado de Aptitud Ambiental como requisito indispensable
		7	Requisitos para la Evaluación de Impacto Ambiental: -Memoria descriptiva -Proyecto de planta -Adecuado tratamiento y destino de los residuos, efluentes y gases -Informe de factibilidad de provisión de agua potable, gas y energía -Elementos e instalaciones para seguridad e higiene del personal
		15	A los fines previstos en los artículos precedentes y de acuerdo a la índole del material que manipulen, elaboren o almacenen, a la calidad o cantidad de sus efluentes, al medio ambiente circundante y a las características de su funcionamiento e instalaciones, los establecimientos industriales se clasificarán en tres (3) categorías: b) Tercera categoría, que incluirá aquellos establecimientos que se consideran peligrosos porque su funcionamiento constituye un riesgo para la seguridad, salubridad e higiene de la población u ocasiona daños graves a los bienes y al medio ambiente.
		17	Todo incumplimiento o trasgresión de la presente ley, hará pasible a sus responsables de la aplicación de las siguientes sanciones en orden: a) Apercibimiento. B) Multas c) Clausura.
Decreto 531	2019	Ane-xo II	Cálculo del Nivel de Complejidad Ambiental (NCA) Hasta 15 puntos PRIMERA CATEGORÌA >15 < = 25 puntos SEGUNDA CATEGORÌA > 25 puntos TERCERA CATEGORÌA NCA = Rubro + Localización + Dimensionamiento + Efluentes + Residuos + Emisiones + Sustancias peligrosas
Resolución 492	2019	Ane-xo II	Requisitos mínimos para EIA: Memoria descriptiva: Tipo de obra, medio receptor, componentes y acciones, descripción por etapas, énfasis en acciones impactantes Caracterización del Ambiente: Línea de base del sitio, identificación de impactos que generen cambios sobre medio físico, biológico y socioeconómico en cada etapa. Impactos positivos, negativos y efectos Plan de gestión ambiental: Indicaciones con procedimientos y medidas de mitigación, programa de seguimiento, monitoreo y contingencias Marco legal en soporte matriz
Ordenanza 2971	1986	Código de Ordenamiento Urbano de la Municipalidad de General San Martín	
Ordenanza 3866	1990	Prohibición de Ruidos Molestos que perturben la tranquilidad de la población	

8.4 Línea de base ambiental

8.4.1 Línea de base socioeconómica ambiental

Resulta útil empezar este subcapítulo por la línea de base socio-ambiental, ya que el proyecto a emplazar se ubica en una región densamente poblada, que en caso de verse afectada una pequeña porción de la misma, generará impacto sobre una gran proporción de la población. Es por eso que en este apartado se abordarán cuestiones de índole socioeconómica.

Población

El municipio cuenta con una población de 425.265 habitantes, según estimaciones de la Provincia de Buenos Aires y basados en el último Censo realizado en 2010 por el Instituto Nacional de Estadística y Censo (INDEC) y con un crecimiento intercensal de 2,8%, mucho menor que en el resto del conurbano que registró un aumento porcentual de 14,2%. Se estima que la población del municipio de San Martín llegue a 428.283 para 2025. Los habitantes se encuentran distribuidos en una superficie de 56 km2 generando una densidad poblacional de 7.600 hab/km^2, mucho mayor que la densidad poblacional de la Provincia (54 hab/km^2) aunque la mitad que la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (15.070 hab/km^2) y siendo el cuarto distrito más densamente poblado del Gran Buenos Aires después de Lanús, Vicente López y Tres de Febrero. La población se encuentra formada mayoritariamente por jóvenes entre 20 y 40 años, notando una marcada caída en los grupos poblacionales a partir de los 40 años y una mayor población femenina, como se muestra en la Figura 8.4.1.1.

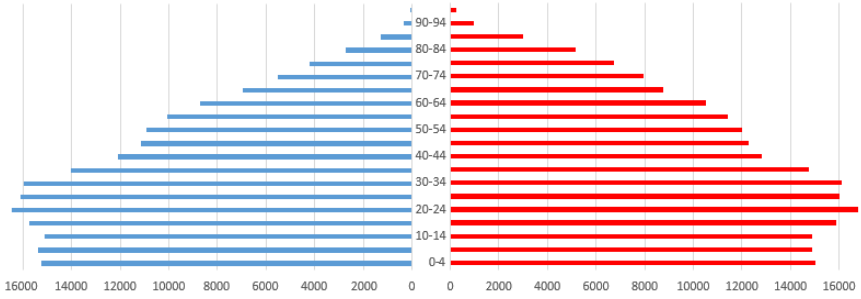


Figura 8.4.1.1: Pirámide poblacional para el partido de San Martin. Azul para Varones, Rojo para mujeres. Fuente: Elaboración propia en base a Censo 2010, INDEC.

La cantidad de establecimientos educativos de educación inicial alcanza a 286, contándose también con la presencia de una Universidad Nacional (UNSAM). El analfabetismo se encuentra en niveles marginales: 0,99%, por debajo de la media provincial, de 1,4%. Un índice para evaluar la accesibilidad de la población a la información es la presencia de computadoras por vivienda, resultando el mismo de 53% para el Censo del año 2010.

Por otro lado, a la hora de evaluar la pobreza se recurre al índice de necesidades básicas insatisfechas, el cual permite la de grupos de pobreza estructural enfocando la pobreza como el resultado de un cúmulo de privaciones materiales esenciales. El mismo agrupó al 11,0% de la población en 2001 y 6,7% en 2010.

No se cuenta con datos de desempleo actualizados para el municipio, pero si se asimilase el mismo al índice de desempleo del conurbano el mismo resulta de 12,7% para el tercer trimestre de 2019.

La salud en el municipio destaca por la presencia de 4 hospitales, 1 policlínico y 19 centros de salud, aunque con deficiencia en la atención.

Infraestructura

El proyecto se localiza a 2 km del centro de San Martín y a 20 km del centro de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Se encuentra a escasas cuadras de la Avenida General Paz, con conexión inmediata al resto del área metropolitana de Buenos Aires y a partir de ahí hacia el resto del país. También es atravesado por la línea ferroviaria Mitre que conecta el norte del a Ciudad Autónoma de Buenos Aires y Zárate.

Se cuenta con servicio de gas provisto por MetroGas, energía eléctrica provisto por Edenor, recolección de residuos sólidos urbanos por el municipio, agua potable y cloacas provistos por AySA. Estos servicios se encuentran ampliamente distribuidos por el municipio, con un abastecimiento de agua potable del 99,5%, conexión a gas de red del 78,7%.

Economía

La actividad productiva por excelencia es la industrial, a partir de la cual se explican dos terceras partes de su producto bruto geográfico, como se muestra en la Figura 8.4.1.2. Si bien es un único sector, su matriz de producción se encuentra altamente diversificada debido a la gran cantidad de pequeñas y medianas empresas, especialmente de rubros plásticos, textiles, autopartistas y metalmecánicas que conviven con grandes empresas.

Figura 8.4.1.2: Participación por sector económico en el valor agregado bruto del partido de General San Martín para el año 2010. Fuente: Cabello et al, 2012

8.4.2 Línea de base fisicoquímica-biológica

Meteorología

El clima del sector nor-noreste de la Provincia de Buenos Aires se caracteriza por la influencia de diferentes factores. Mientras que la latitud influye generando un gradiente estacional muy amplio entre verano e invierno, la interacción con el Río de la Plata contribuye a una moderada a alta humedad que genera un gradiente térmico diario. Los calurosos veranos, sumados a la interacción con la ciudad, el efecto isla de calor y la alta humedad pueden generar temperaturas muy altas con sensación térmica por arriba de los 40ºC. El anticiclón de Santa Elena trae vientos húmedos desde el noreste que al encontrarse con los frentes fríos de invierno concluyen en precipitaciones. También se genera un sistema de baja presión de origen tèrmico sobre el noroeste argentino, que ocasiona vientos desde el este durante el verano, que sumados a la interacción del Río de la Plata genera precipitaciones significativas. Este tipo de clima subtropical húmedo, también llamado pampeano y se lo exhibe mediante un diagrama ombrotérmico en la Figura 8.4.2.1.

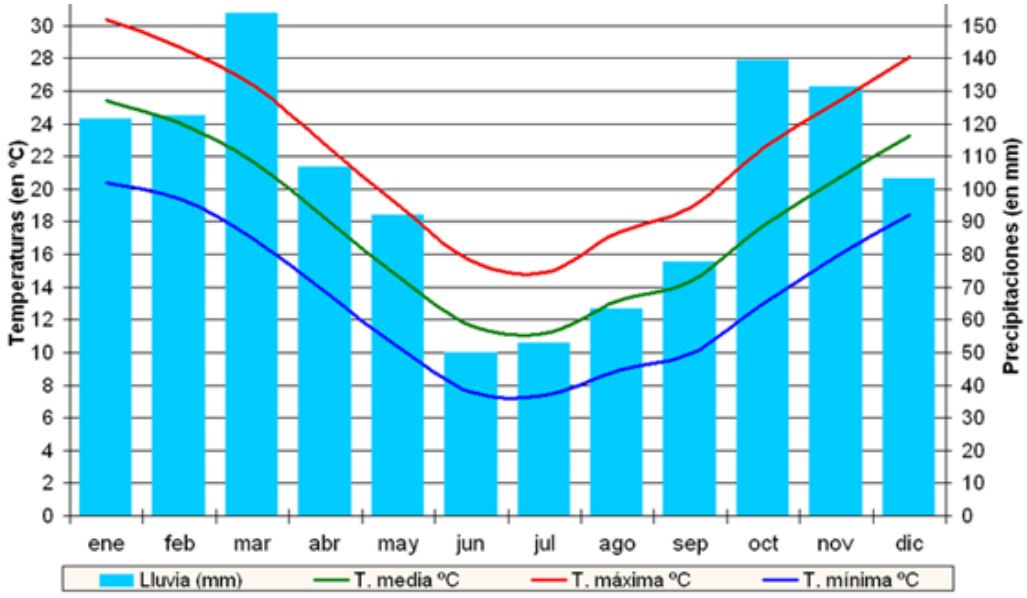


Figura 8.4.2.1: Climograma de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires.
Fuente: Elaboración propia

Calidad de aire

Al ser el municipio una zona plenamente urbanizada, rodeada de otros municipios urbanizados y nucleada de industrias, los contaminantes encontrados en el aire urbano serán principalmente de origen antropogénico. Este problema se agudiza al tener en cuenta el congestionamiento vehicular y la creciente proporción de la población que tiende a habitar ciudades en lugar de zonas rurales. Los contaminantes antropogénicos provendrán de fuentes móviles, automóviles y camiones, en forma de gases de combustión (CO, CO_2, NOx y SO_2) y material particulado, como de fuentes fijas, chimeneas, conductos de evacuación y emisiones difusas de industrias, en forma de gases de combustión, material particulado y otros contaminantes propios de cada rubro, compuestos orgánicos volátiles, metales pesados o nieblas ácidas por ejemplo. Las altas concentraciones de contaminantes provenientes de emisiones móviles se harán más evidentes en las zonas de mayor concentración vehicular: rutas, avenidas y estaciones de tren, distritos residenciales de alta densidad o comerciales principales; mientras que las provenientes de emisiones fijas serán más altas en las zonas categorizadas como distritos industriales, mixtos y parques industriales. Por otro lado, también pueden registrarse eventos puntuales de altas concentraciones de contaminantes provenientes de origen natural, pero se relacionan a episodios infrecuentes producidos en otros sitios y dependientes de las condiciones atmosféricas para que estos se evidencien en el municipio. Algunos de estos episodios tienen que ver con eventuales incendios o las cenizas volcánicas que procedentes de la zona cordillerana (La Nación, 2015).

Las emisiones y los efectos que produzcan se verán afectadas por los factores meteorológicos horarios de la zona. Entre ellos se encuentran la radiación solar, impulsará reacciones fotoquímicas de degradación o transformación de contaminantes, la humedad relativa que afecta los procesos de absorción en el cuerpo, y principalmente el viento − velocidad y dirección − que afecta la dispersión de los contaminantes. En la Figura 8.4.2.2 se muestra como resulta la dispersión de los vientos para el norte de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires.

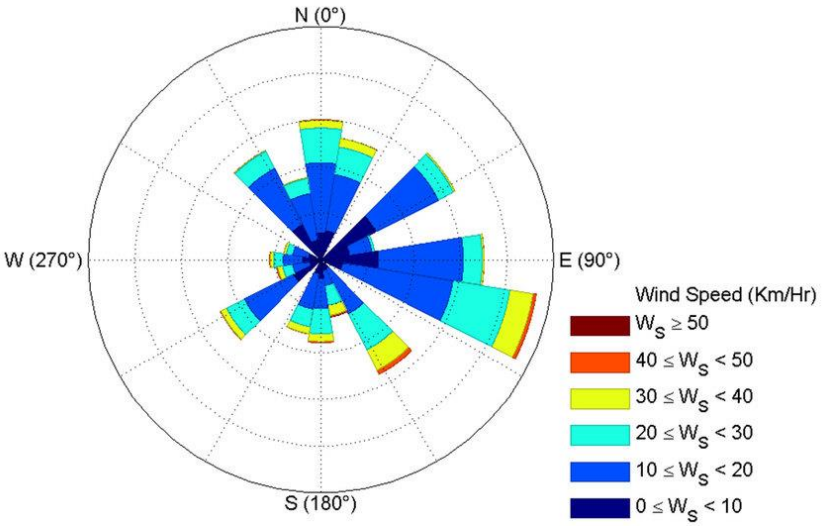


Figura 8.4.2.2: Rosa de vientos para estación meteorológica Aeroparque para 2003 a 2013 en base a datos del SMN. Fuente: Della Ceca, Micheletti y Piacentini, 2017

En el municipio de General San Martín se realizaron estudios para evaluar la calidad del aire en distintos puntos representativos del partido. El estudio fue realizado por el municipio con el fin de avanzar en el delineamiento de la línea de base ambiental evaluando contaminantes como ozono y gases de combustión: monóxido de carbono, óxidos de nitrógeno y dióxido de azufre. (Dirección General de Política Ambiental del Municipio de General San Martín, 2019). Se mapearon puntos estratégicos para evaluar la calidad del aire, dos de los cuales se encuentran cercanos al establecimiento concerniente de este proyecto: Plaza San Martín (localidad de San Martín), ubicada en el centro urbano del municipio, altamente urbanizada y por cuyas calles laterales circulan vastas líneas de colectivo, y Plazoleta William Morris − localidad de Villa Maipú − ubicada en una zona categorizada como industrial principal. Los resultados obtenidos para los distintos contaminantes se muestran en la Tabla 8.4.2.1, notando que todos se encuentran muy por debajo de los valores norma, en su mayoría un orden de magnitud por debajo.

Tabla 8.4.2.1: Concentración de contaminantes en calidad de aire contrastados con valores de referencia. Fuente: Municipio de San Martín, 2019

PARÁMETRO	UNIDAD	PLAZA SAN MARTÍN	PLAZOLETA W. MORRIS	Valor de referencia utilizado: Ley 5965 Decreto 1074/18
Monóxido de Carbono (CO)	mg/m3	0.8	0.9	40
Dióxido de Nitrógeno (NO2)	mg/m3	0.06	0.01	0.367
Ozono (O3)	mg/m3	0.006	0.01	0.235
Dióxido de Azufre (SO2)	mg/m3	< 0.001	< 0.001	1.3
Temperatura Mínima		17 °C	19 °C	-
Temperatura Máxima		19 °C	20 °C	-
Humedad		88%	82%	-
Velocidad del Viento (máx.)		18 Km/h	22 Km/h	-

Ruido

De la misma forma que para la calidad del aire, el Municipio de General San Martín realizó una medición de los niveles sonoros en distintos puntos del municipio. El punto más cercano al establecimiento, corresponde a la esquina entre Estrada y Villegas, a 200m del establecimiento. En el mismo se registraron niveles sonoros continuos debido al tránsito constante de vehículos y colectivos, con niveles de ruido de 70,2 dB por la mañana, 71,1 dB por la tarde y 55 dB por la noche. El promedio de estas mediciones se encuentran por debajo de la media para el resto de los 21 puntos medidos por el municipio. Además, todos estos valores se encuentran por debajo del máximo recomendado por la Organización Mundial de la Salud de 85 dB.

Geología y estratigrafía

Si bien no se esperan producirse grandes afectaciones sobre el subsuelo, es necesario comprender la estructura del mismo y sus componentes a fin de establecer la línea de base. Para eso se listarán a continuación las formaciones aflorantes en la zona de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires y zonas aledañas. En la Figura 8.4.2.3 se muestra el corte estratigráfico de las mismas.

En primer lugar se encuentra la formación bonaerense, de origen eólico, formada por limos castañosos, arenosos y permeables, gran cantidad de plagioclasas mesosilícicas, básicas y feldespatos potásicos alterados (Auge y Castilla, 2006). Seguidamente se desarrolla la formación Ensenadense, más antigua, menos permeable y más resistente por mayor concentración de tosca, compuesta de limos de tonalidad castaña y también presenta abundantes plagioclasas mesosilícicas, básicas y feldespatos potásicos. Las dos formaciones pertenecen al recurso hidrogeológico Pampeano. A continuación se desarrolla la formación Puelches, compuesta de arenas cuarzosas sueltas, finas y de tamaño mediano. De origen fluvial y el tamaño de sus granos aumenta hacia su base. Le sigue la formación Paraná de origen marino, de arcillas con tonalidades verdes, intercaladas con arenas blanquecinas a grisáceas. Finalmente se desarolla la formación Olivos de tonalidad tendiente a rojo, de origen eólico y/o palustre, aunque con arenas de grano mediano y grueso que señalan acción fluvial; y la formación Martín García, que es el basamento cristalino formado por rocas metamórficas.

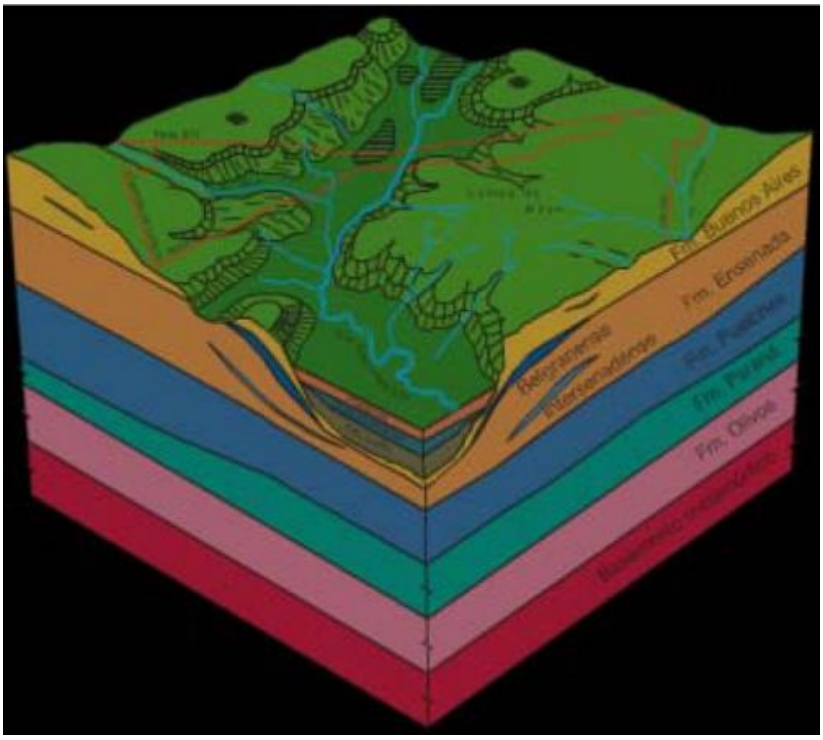


Figura 8.4.2.3: Columna estratigráfica para CABA y zonas aledañas. Fuente: Subsecretaría de Proyectos, Urbanismo, Arquitectura e Infraestructura CABA, 2013

Hidrología superficial

Debido a la creciente urbanización en del Municipio de San Martín y CABA, ya no quedan arroyos ni sus afluentes a cielo abierto, los mismos pasaron a ser parte del sistema de drenaje y los arroyos fueron entubados.

Es el caso del Arroyo Medrano (Figura 8.4.2.4) , el cual tiene su nacimiento en el municipio de San Martín, y cuya cuenca hidrográfica hace parte a los municipios de Tres de Febrero, Vicente López atravesando la Ciudad Autónoma de Buenos Aires y desaguar en el Río de la Plata. A su vez, el arroyo Medrano recibe la red de desagüe de los municipios de San Martín y Tres de Febrero, para discurrir luego a través de un doble conducto bajo la Avenida Illia − a 200m del establecimiento − y un conducto aliviador sobre la calle Estrada − calle lindante al establecimiento. El recorrido continúa bajo tierra para llegar a la Avenida de los Constituyentes recibiendo el aporte de distintos aliviadores, luego ingresar a CABA y seguir su curso hasta el Río de la Plata.

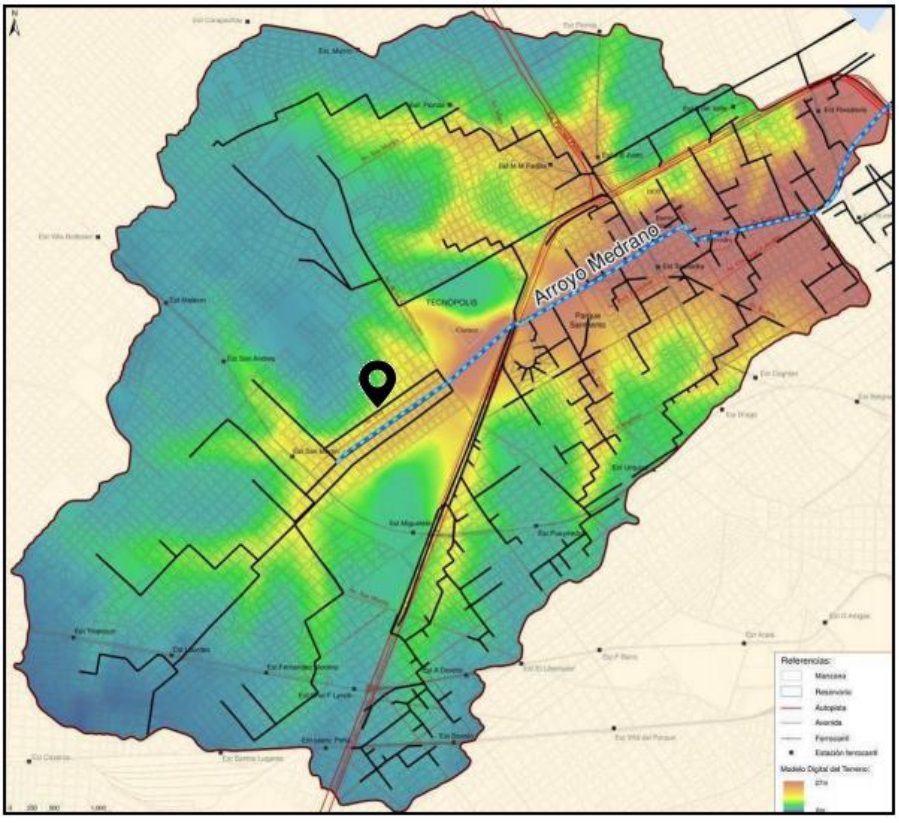


Figura 8.4.2.4: Cuenca hidrográfica del Arroyo Medrano, cauce y ubicación del establecimiento. Fuente: Hallcrow, 2013

Otro río de gran importancia por su caudal y parte del municipio de San Martín es el Río Reconquista. Su cuenca ocupa aproximadamente el 70% de la superficie del municipio, pero la distancia existente entre el establecimiento y los límites hasta el comienzo de su cuenca hacen que el impacto que pudiese llegar a generarse sobre el mismo sea mínimo y muy poco probable.

Hidrología subterránea

En el subsuelo, debido a la urbanización existen problemas desde mediados de la década del ’90 en cuanto a elevación progresiva de la napa freática, producto del desbalance de los acuíferos. Esto impacta sobre el capital físico-estructural inundando sótanos, provocando pérdida de forestación, problemas de fundación en infraestructura, deterioro de pavimentos y desvalorización de las propiedades. Actualmente este problema se ha abordado mediante la intervención del Estado en obras de infraestructura, aunque a medida que se siga avanzando sobre los pocos espacios verdes que quedan, el problema sigue latente.

El primer acuífero que se encuentra en el subsuelo es el Pampeano que se desarrolla hasta los 35 m de profundidad. Se recarga por infiltración directa de agua precipitada, la cual se encuentra muy limitada por el alto grado de impermeabilización del suelo por infraestructura, quedando la misma restringida a espacios verdes. Se encuentra contaminado en muchos sectores del área metropolitana de Buenos Aires por la cercanía de su nivel con pozos sépticos.

Èste nivel varía principalmente en la altura sobre el nivel del mar, encontrándose en zonas costeras a pocos metros de profundidad, generando la necesidad de deprimirlo al momento de realizarse excavaciones por infraestructura. En la mayoría de los sectores del Gran Buenos Aires su salinidad es baja (<1 g/L), aunque a medida que se acerca a zonas costeras de CABA se relaciona con el acuífero Post Pampeano, cuya salinidad es elevada (27 g/L).

El acuífero que se encuentra por debajo es el perteneciente a la formación Puelches, siendo el acuífero más explotado del país y llegando hasta los 70m de profundidad según la zona. Su agua es apta para la mayoría de los usos, con una salinidad baja (<1 g/L) excepto en cercanías del Río de la Plata donde presenta agua salobre, y en zonas donde se relaciona con el acuífero Pampeano, donde se produce

la migración de NO_3^- hacia el Puelches. El flujo subterráneo principal es de SO a NE descargando en el Río de la Plata. En la Figura 8.4.2.5 se señala la ubicación de ambos acuíferos.

Figura 8.4.2.5: Perfil de los primeros acuíferos, de acuerdo a profundidad, de la Provincia de Buenos aires. Fuente: INA

Finalmente, tras los dos principales acuíferos, se suceden otros dos acuíferos en el siguiente orden: Paraná, de aguas salobres y con profundidad entre 65 y 160 m, Olivos, desde los 160 a 410 m de profundidad con aguas sulfatadas y elevada salinidad, y Martín García con base impermeable que pone fin al sistema de aguas subterráneas.

Línea de base biológica

Debido a la alta intervención de la población en el ambiente ya casi no quedan restos de vegetación nativa en la zona. El medio natural representativo fue reemplazado por infraestructura y los nichos que quedaron fueron ocupados por especies exóticas, roedores e insectos. La vegetación original de la zona es la estepa o pseudo estepa de gramíneas. Los matorrales ribereños y la vegetación boscosa marginal de los ríos y arroyos son actualmente inexistentes, habiendo sido reemplazados por árboles y arbustos urbanos, en su mayoría especies exóticas (AySA, 2012). No se cuenta con zonas protegidas de importancia ecológica en el área de influencia del proyecto.

8.5 Identificación y descripción de impactos

En este apartado se busca evaluar los impactos probables sobre los factores ambientales, mediante una matriz de identificación de impacto. La misma se compone de las etapas del proyecto, sus actividades y su relación positiva o negativa con los factores ambientales, según medio, y se muestra en las Tablas 8.5.1 y 8.5.2. En las Tablas se explicitan los impactos negativos en color naranja y los impactos positivos en color verde. La matriz de impacto ambiental se complementa con la descripción de impactos ambientales según etapa.

8.5.1 Etapa de construcción

La etapa de construcción será crítica por ser la que mayor número de actividades tiene, de distintos tipos de intervenciones y por ser la potencialmente más dañina para el medio ambiente. Aunque en términos generales, el impacto será de carácter temporario y el área sobre la que influirá será más acotado que la operación, sobre el ambiente próximo y asimilable a obras de edificación.

El medio fisicoquímico sufrirá afectaciones en sus tres factores: agua, aire y suelo. El agua se verá afectada en su calidad superficial por la disposición transitoria de los residuos, la interacción con el viento, lluvias, vandalaje por mascotas o animales perdidos, o recupero de materiales por recicladores pueden interferir con esta acción generando obstrucciones en la red de alcantarillado o que líquidos y lixiviados llegan a cursos de agua. Del mismo modo se verá afectada el agua subterránea, si algún líquido se percolara hasta la primera napa. El recurso hídrico se verá afectado en la medida que se necesite agua como insumo. Esto ocurrirá en las actividades de movimiento de suelo y escombros, y construcción de obras y fundaciones.

El resultado sobre el aire fue evaluado según la degradación de su calidad por la presencia de contaminantes, la generación de olores o la persistencia de ruidos y vibraciones. La calidad será afectada por el movimiento de suelo y escombros que generen material particulado en suspensión; el traslado de equipos que generará tanto material particulado, como gases de combustión producto de la utilización de vehículos;

y la construcción de bases e instalaciones que liberen material particulado o se generen humos de soldadura producto de los trabajos. Los olores se generarán por inconvenientes en el manejo y disposición transitoria de los residuos, mientras que se generarán ruidos y vibraciones en diversas actividades de la etapa de construcción y afectarán sobre la calidad de vida de la población colindante.

El factor suelo se evaluó en cuanto a su calidad e impermeabilización. Se espera que el manejo y disposición transitoria de residuos pueda generar un impacto sobre el mismo, de la misma manera que pueda afectar la calidad del agua subterránea, y la impermeabilización se producirá en tanto se ocupen espacios verdes o se cimente sobre suelo cubierto aumentando la capa de impermeabilización.

Si bien el medio biológico parece reducido teniendo en cuenta la amplia urbanización del territorio, pueden llegar a generarse afectaciones indirectas sobre los mismos a través de una degradación de la calidad del agua o del suelo. De igual manera, se tiene en cuenta que el manejo de residuos podría generar un impacto sobre el medio biológico.

Tabla 8.5.1.1: Matriz de identificación de impactos para la etapa de construcción. Fuente: Elaboración propia

Factor ambiental / Etapa y actividades principales			Etapa de construcción					
			Movimiento de suelo y escombros	Acopio de materiales	Disposición transitoria y manejo de residuos	Traslado de equipos	Construc-ción de bases y fundaciones	Montaje
Medio físico-químico	Agua	Calidad superficial						
		Calidad subterránea						
		Disponibilidad de recurso	X				X	
	Aire	Calidad	X			X	X	
		Olores			X			
		Ruido y vibraciones	X			X	X	X
	Suelo	Calidad			X			
		Impermeabilización					X	
Medio biológico	Flora				X			
	Fauna				X			
Medio socio-económico	Calidad de vida							
	Seguridad e higiene de personal		X	X		X		
	Afectaciones a la salud pública		X		X	X	X	
	Generación de empleo e impacto en el comercio		X		X	X	X	X

Finalmente, al evaluar el medio socioeconómico se entiende que ninguna actividad intervendrá sobre la calidad de vida de la población, entendiendo la etapa de construcción de carácter breve y sus actividades de períodos reducidos.

Sin embargo, algunas acciones son susceptibles de generar afectaciones sobre la seguridad e higiene del personal y en la salud de la población, por las que deberán tomarse medidas. Estas afectaciones son, la liberación de material particulado al ambiente laboral o a las inmediaciones del establecimiento, por ejemplo.

En términos globales puede verse que el empleo y el comercio serán factores del medio socioeconómico que se verán beneficiados por la realización del proyecto. Se generará un impacto positivo sobre los mismos a expensas de la necesidad de mano de obra directa e indirecta, a partir de contrataciones que puedan darse dentro del mismo municipio.

8.5.2 Etapa de operación

Al evaluar esta etapa se tiene en cuenta que la mayoría de las actividades a desarrollarse perdurarán hasta el cierre de la misma.

Sobre la calidad de agua impactarán la mayoría de las acciones. La gestión de residuos ahora se concentra en el manejo de residuos sólidos urbanos sumada al manejo de residuos peligrosos y residuos industriales. La operación generará un efluente que si bien, estará ajustado para entrar en la normativa provincial, tendrá una carga de baja contaminación que no puede despreciarse por su carácter. La limpieza y el mantenimiento se caracterizarán también por ser actividades con uso intensivo del agua de red.

El aire en esta etapa se verá degradado por las emisiones generadas en operación normal de los conductos de evacuación, mientras que los olores se producirán en el manejo de residuos. Se esperan ruidos para diversas acciones, aunque leves en este caso. De igual manera que para la construcción, el manejo de residuos es una actividad proclive a generar impacto sobre el medio biológico.

Se valoran como impactos positivos, que la planta de tratamiento y conductos contribuyen a un tratamiento de los efluentes y a una mejor dispersión de los gases, generando así un beneficio para la calidad de la vida de la población, mientras que el mantenimiento evitará problemas relacionados con la seguridad de los empleados y la limpieza evitará inconvenientes relacionados a enfermedades laborales. La generación de empleo surgirá como una necesidad del proyecto.

Se debe tener en cuenta también la operación anormal o contingencias que puedan afectar el funcionamiento normal de la planta. Según la falla en la operación o el grado de afectación producto de una contingencia se valorará el impacto, que será neutro para algunos casos, o negativo en su mayoría, afectando la salud pública y calidad de vida, y en menor medida la seguridad e higiene del personal.

Tabla 8.5.2.1: Matriz de identificación de impactos para la etapa de operación.
Fuente: Elaboración propia.

Etapa y actividades principales / Factor ambiental			Etapa de operación				
			Puesta en marcha	Operación	Mantenimiento de equipos y limpieza	Gestión de residuos	Operación anormal y contingencias
Medio físico-químico	Agua	Calidad superficial					X
		Calidad subterránea					X
		Disponibilidad de recurso		X	X		X
	Aire	Calidad		X			X
		Olores				X	
		Ruido y vibraciones	X	X			X
	Suelo	Calidad				X	X
		Impermeabilización					
Medio biológico	Flora					X	X
	Fauna			X		X	X
Medio socio-económico	Calidad de vida			X			X
	Seguridad e higiene de personal				X		X
	Afectaciones a la salud pública					X	X
	Generación de empleo e impacto en el comercio			X	X	X	

8.5.3 Etapa de cierre

Finalmente, el cierre del proyecto no contempla un abandono, sino la reconversión de la planta de tratamiento en un espacio útil para los futuros usos que se le den al terreno. No se contempla el abandono ni pasivos ambientales asociados al cierre del proyecto en tanto se sigan las recomendaciones establecidas en el Plan de Gestión Ambiental (Capítulo 8.6)

8.6 Plan de Gestión Ambiental

El Plan de Gestión Ambiental recopila todas las medidas adoptadas en función de los impactos detectados, para coordinar acciones de prevención, de mitigación, monitoreo y para contingencias.

8.6.1 Programa de prevención

El mismo centra su foco en evitar que se produzcan los impactos ambientales. Se puede llevar a cabo a través de cambios tecnológicos, escala o ubicación del proyecto, o alguno de sus componentes o actividades. Este tipo de medidas se implementan en fases tempranas del ciclo del proyecto, y las correspondientes al proyecto en cuestión se listan en la Tabla 8.6.1.

Tabla 8.6.1.1: Medidas preventivas correspondientes

Fuente: Elaboración propia.

Factor	Medida
Agua	Mantenimiento de vehículos, revisión periódica de depósito de aceite, líquido de frenos, líquido refrigerante y tanque de combustible para evitar fugas
	Consumo responsable del agua, utilización de válvulas en mangueras para evitar usos improductivos
	Bateas de contención para evitar derrames
	Promover la reutilización y la reducción en el consumo
	Disponer de un área con tanques acondicionados para disposición transitoria de líquidos peligrosos
	Realizar una correcta gestión de los residuos, mediante la utilización de contenedores
	Promover una reducción en la generación de residuos, incluyendo la separación en origen
Aire	Realizar el correcto mantenimiento de los vehículos, chequeando el funcionamiento del catalizador
	Evitar la acumulación de polvo mediante el barrido constante en las zonas de mayor acumulación y humedeciendo zonas secas
	Evitar la generación de olores mediante una correcta gestión de los residuos
	Cumplimiento de normativa sobre ruido
Seguri-dad e higiene	Proveer los EPP adecuados para cada tarea
	Mantener el orden e higiene
	Correcta señalización de riesgos
	Contar con un programa de seguridad e higiene
Calidad de vida	Disminuir la generación de ruidos al mínimo estrictamente necesario
	Respetar los horarios duración e intensidad de ruidos molestos al vecindario, así como sus vibraciones

8.6.2 Programa de seguimiento ambiental

Describirá las medidas de mitigación propuestas para cada fase del proyecto. Las mismas deberán estar confrontadas con los impactos ambientales más significativos, indicando de qué manera se implementarán, para así reducir impactos negativos que no pudieran ser evitados, tanto en su duración, magnitud o alcance. También pueden ser abordados desde los cambios tecnológicos, ubicación o escala del proyecto, y son listadas a continuación:

- Contar con un kit antiderrame que neutralice impacto del vuelco de productos químicos
- Diseñar un plan de emergencias ante estas eventualidades
- Contar con un sistema de recolección para derrames en el área de manejo de insumos para la planta de tratamiento, como también en el depósito transitorio de residuos peligrosos

8.6.3 Programa de monitoreo

En él se busca generar datos que permitan alertar sobre un indicador de impacto. Este programa puede incluir un desarrollo de forma participativa con la comunidad local e integrarlo a un programa de responsabilidad social empresarial. Los indicadores a medir se listan a continuación.

- Medición de nivel de ruido, tanto en ambiente laboral, como ruidos molestos al vecindario
- Medición de caudal de vuelco de la planta de tratamiento
- Medición de parámetros in situ de parámetros representativos a la calidad del efluente (Temperatura, pH)
- Medición de parámetros en laboratorio representativos de la calidad del efluente (sulfatos, DQO, metales)

8.6.4 Programa de contingencias

El plan de contingencias busca dar respuestas planificadas ante un incidente, accidente o emergencia, a fin de restaurar, compensar o mitigar. Funciona como una herramienta en la toma de decisiones y favorece el proceso de resolución de problemas evitando acciones apresuradas que puedan llegar a causar otro daño. Las medidas a tomar se listan a continuación:

- Contar con un equipo con tareas asignadas ante una contingencia, equipamiento y elementos de protección personal adecuados, así como botiquín de primeros auxilios.
- Diseñar un sistema de alerta temprana ante contingencias en donde se dé aviso al responsable
- Formular un procedimiento de respuesta ante emergencias que actúen tendientes a detener, reducir o evitar su expansión.
- Contar con un sistema de capacitaciones hacia el personal que incluya simulacros periódicos

8.7 Conclusiones

El impacto positivo producido por la utilización de una planta de tratamiento de efluentes que elimina la peligrosidad de los líquidos volcados beneficia al medio fisicoquímico y biológico. El aprovechamiento de los lodos generados en el tratamiento como insumos para procesos productivos disminuye la cantidad de residuos y favorece el crecimiento de la economía circular. El tratamiento del efluente in situ disminuye la probabilidad de contingencias por el manejo del mismo.

El proyecto también impacta positivamente sobre el medio socioeconómico potenciando el comercio y generando directo e indirectamente empleo.

El solicitante se verá beneficiado por el rédito económico a largo plazo que genera la operación de la planta, en contraste con la disposición del vuelco como residuo peligroso. La responsabilidad social empresaria de la firma se verá fortalecida, así como su vínculo con la comunidad.

Los impactos negativos identificados son relativamente leves y se dan principalmente en la etapa de construcción, cuyo tiempo es acotado. El plan de gestión ambiental atenderá en caso de contingencias.

Habiendo evaluado las potenciales afectaciones a los distintos medios para todas las actividades de cada etapa, identificando los efectos y sus probables impactos se concluye que el proyecto es ambientalmente viable.

CONCLUSIONES

Mediante la caracterización del efluente de baño ácido se definieron los parámetros que se encontraban por fuera de la norma para la descarga a colector cloacal. Los parámetros que requerían algún tipo de tratamiento para llegar a los valores normados fueron: DQO, sulfitos y especies azufradas, sulfatos, pH, metales y sólidos suspendidos.

Los ensayos de tratabilidad aportaron certeza sobre el sistema de tratamiento a adoptar. Mediante los ensayos se descartó la coagulación-floculación, así como el tratamiento biológico por su baja constante cinética. Se definió el sistema de tratamiento como una combinación de operaciones continuas y discontinuas, tales que aseguren la sedimentación de sólidos suspendidos, la precipitación de metales, la remoción de DQO orgánica a través de la precipitación, la oxidación de sulfitos y remoción de DQO inorgánica utilizando luz ultravioleta y peróxido de hidrógeno, la eliminación de sulfatos mediante precipitación y el ajuste del pH.

El sistema de tratamiento adoptado asegura el cumplimiento de los parámetros de descarga establecidos por la ADA y AySA. Se considera que esta opción es la más favorable en términos operativos y presupuestarios para una pequeña industria. La planta de tratamiento diseñada responde al pedido del solicitante. Su operación es simple y aunque trabaje a bajo caudal resulta capaz de adaptarse a las futuras necesidades del establecimiento, dada su robustez y versatilidad.

La memoria de cálculo y el cómputo y presupuesto justifican la viabilidad técnica y económica del proyecto. La instalación de la planta de tratamiento de efluentes permite al solicitante minimizar los costos de disposición de efluentes a largo plazo. Además, la mayoría de los equipos utilizados son de industria nacional, lo que facilita su adquisición y mantenimiento.

Mediante la evaluación de impacto ambiental se observa que la instalación de la planta de tratamiento de efluentes impacta positivamente sobre el medio socioeconómico. La oportunidad de reutilización de los lodos como insumos para el proceso o venta es otro aspecto positivo del uso de la planta. El cumplimiento del plan de gestión ambiental asegura el correcto funcionamiento del proyecto mediante los programas de prevención, seguimiento, monitoreo y contingencias. La evaluación de impacto ambiental y el plan de gestión ambiental justifican la viabilidad ambiental del proyecto.

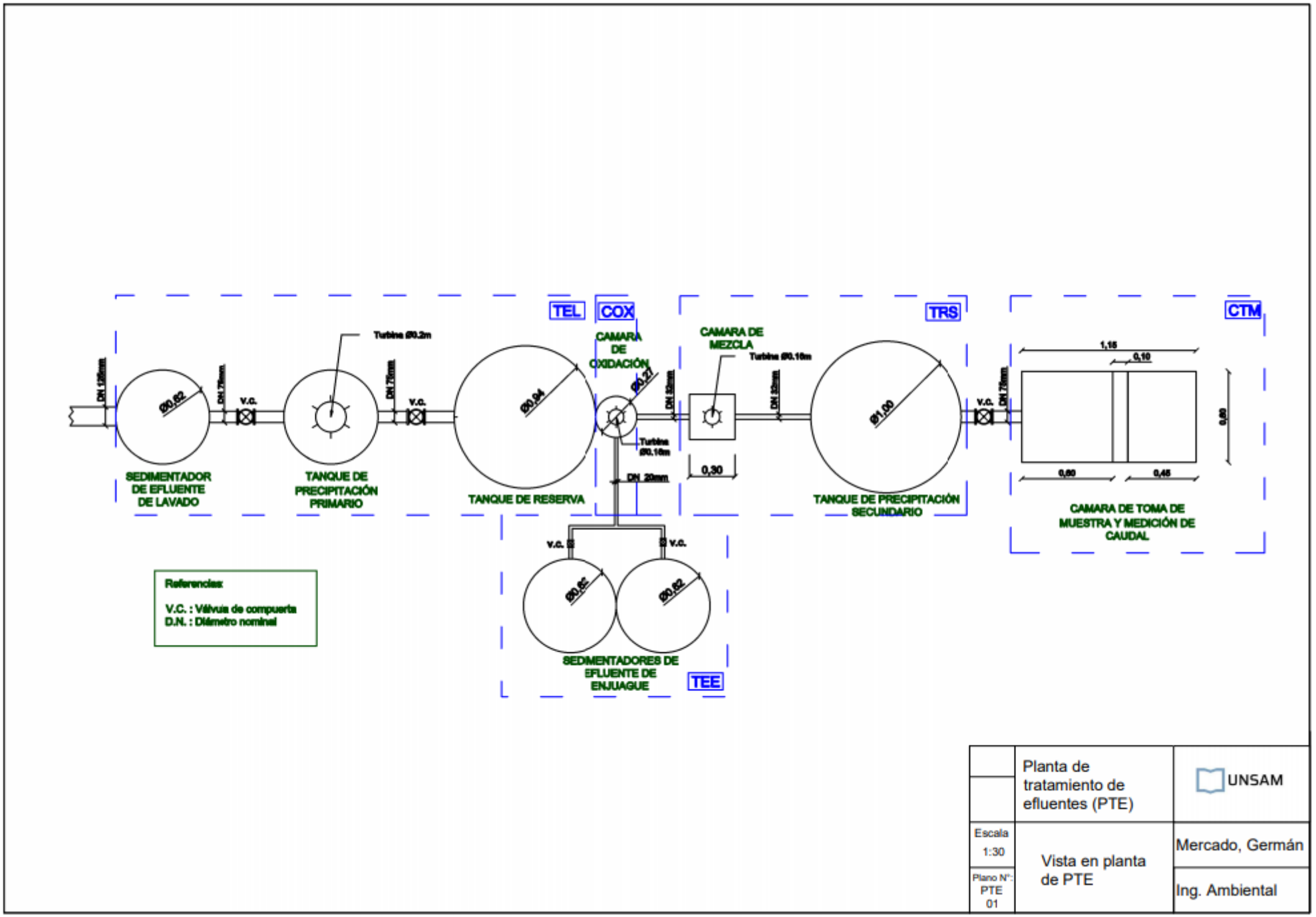
PLANOS

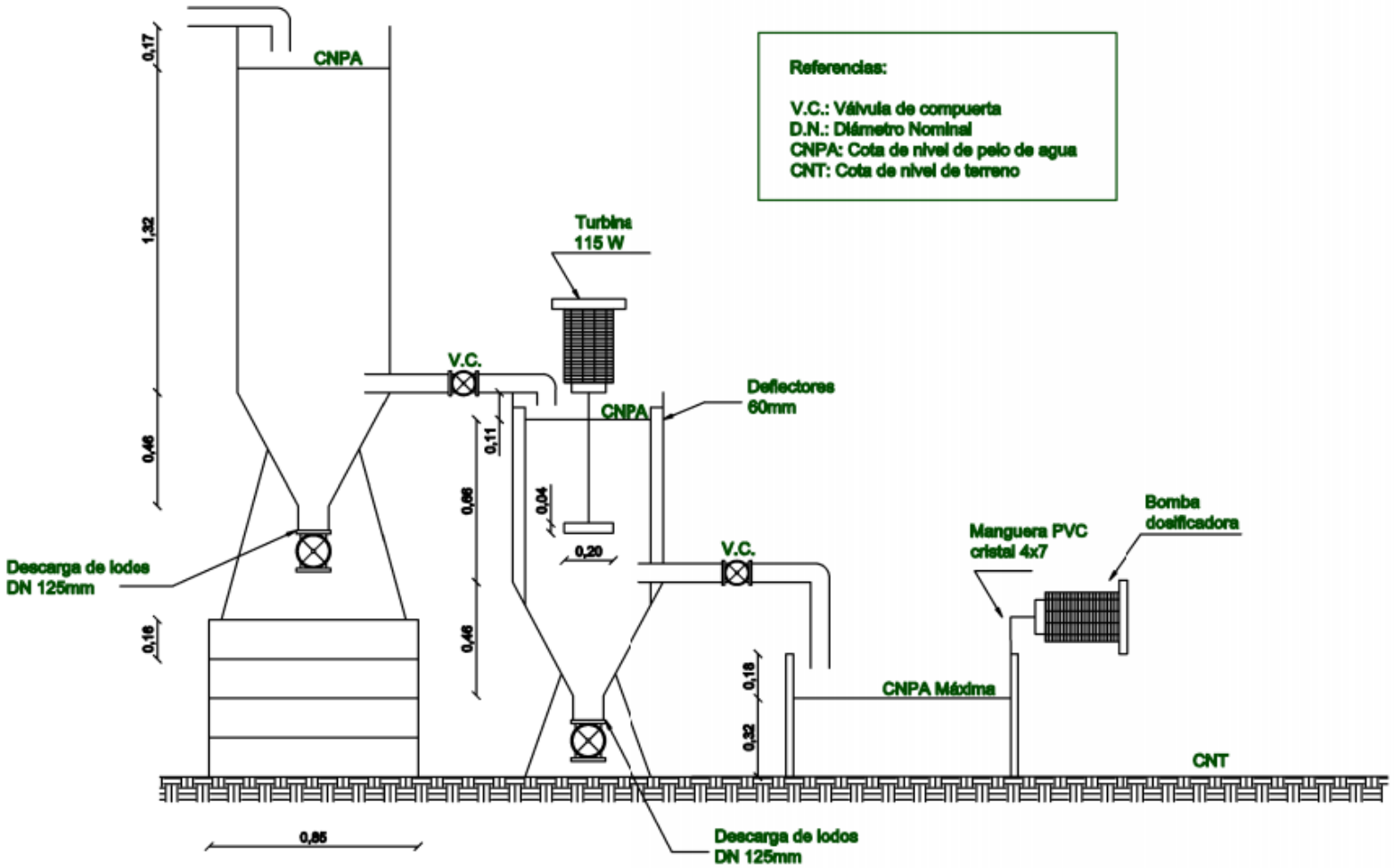
En el presente capítulo se detallarán las dimensiones y especificaciones constructivas del sistema de tratamiento propuesto. Los planos tienen su base en lo detallado en la memoria de cálculo, aunque se encuentran sujetos a cambios de acuerdo al cálculo estructural de las unidades que excede el alcance de este proyecto.

Los planos se encuentran descriptos a partir de un plano base de la planta de tratamiento y su vista de planta (Plano PTE), el cual se encuentra segmentado en las distintas secciones que mostrarán con mayor detalle en los siguientes planos (Planos TEL, TEE, COX, TRS y CTM)

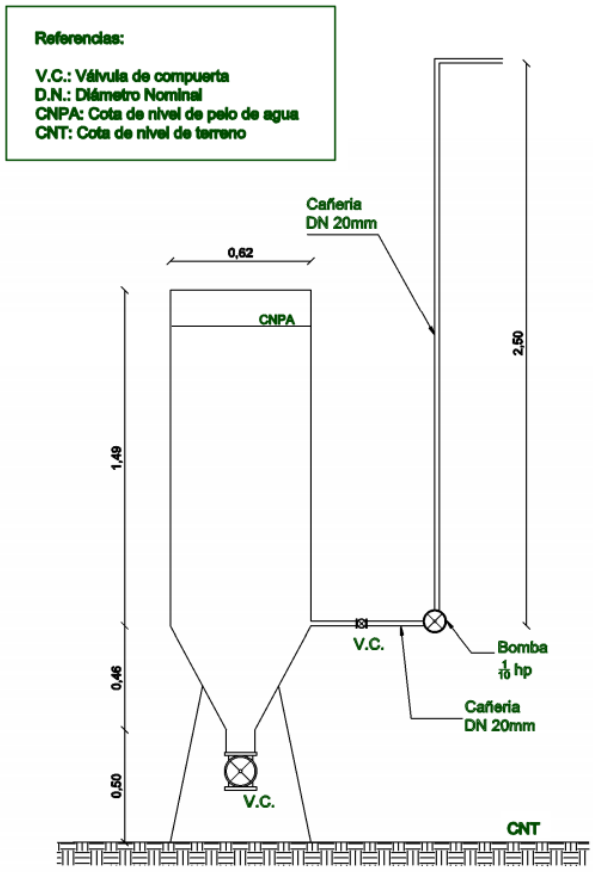
Se presentan a continuación los planos, los cuales corresponden a:

- PTE: Planta de tratamiento de efluentes seccionada de acuerdo a las unidades que se detallarán en los siguientes planos (vista de planta).
- TEL: Sección tratamiento de efluente de lavado (vista lateral)
- TEE: Sección tratamiento de efluente de enjuague (vista lateral y frontal)
- COX: Sección cámara de oxidación (vista lateral, de planta y 3D)
- TRS: Sección tratamiento de remoción de sulfatos (vista lateral)
- CTM: Cámara de toma de muestra (vista lateral y frontal)

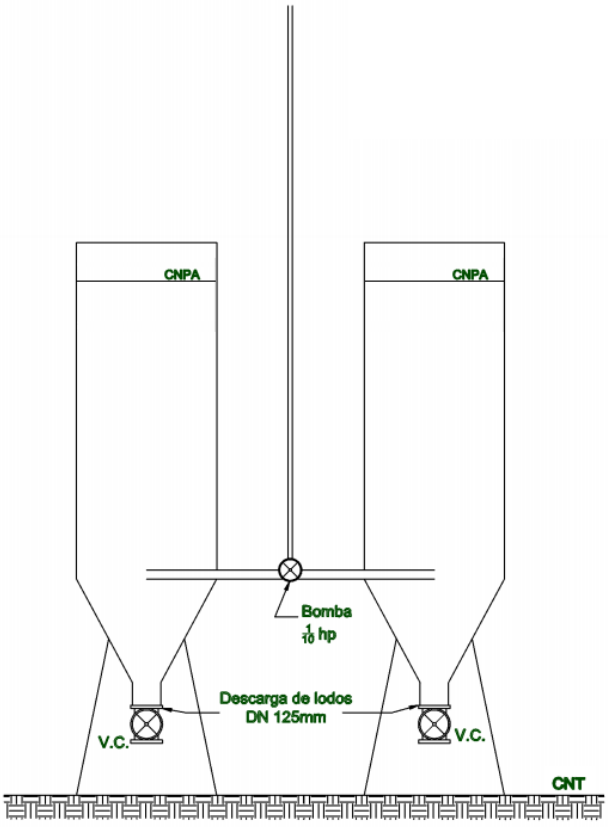

TEL
COX
TRS
CTM
TEE
SEDIMENTADOR DE EFLUENTE DE LAVADO
TANQUE DE PRECIPITACIÓN PRIMARIO
TANQUE DE RESERVA
CAMARA DE OXIDACIÓN
CAMARA DE MEZCLA
TANQUE DE PRECIPITACIÓN SECUNDARIO
CAMARA DE TOMA DE MUESTRA Y MEDICIÓN DE CAUDAL
SEDIMENTADORES DE EFLUENTE DE ENJUAGUE
V.C.
Turbina Ø0.2m
Turbina Ø0.15m
Turbina Ø0.15m
DN 20mm
0,30
1,15
0,10
0,60
0,45
0,60
Referencias:
V.C. : Válvula de compuerta
D.N. : Diámetro nominal
Planta de tratamiento de efluentes (PTE)
UNSAM
Escala 1:30
Vista en planta de PTE
Mercado, Germán
Plano N°: PTE 01
Ing. Ambiental



	Sección tratamiento de efluente de lavado (TEL)	UNSAM
Escala 1:25	Vista lateral TEL	Mercado, Germán
Plano N°: TEL 03		Ing. Ambiental

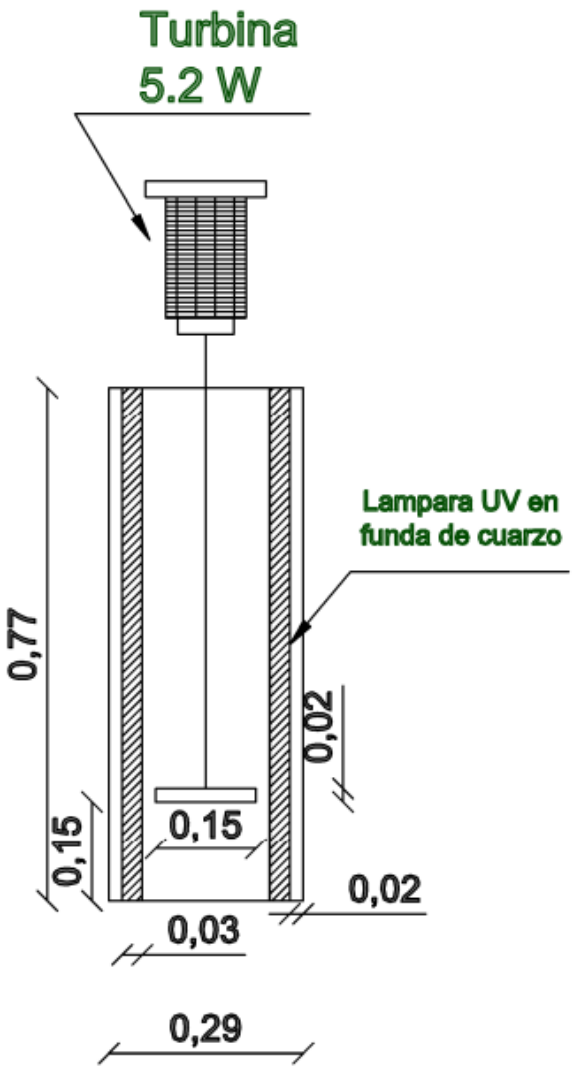


VISTA LATERAL

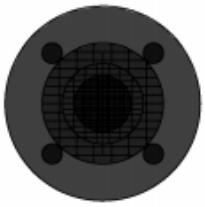


VISTA FRONTAL

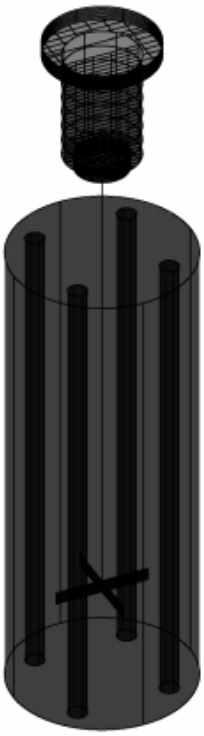
	Sección tratamiento de efluente de enjuague (TEE)	UNSAM
Escala 1:30	Vista lateral y frontal de TEE	Mercado, Germán
Plano N°: TEE 04		Ing. Ambiental



VISTA LATERAL

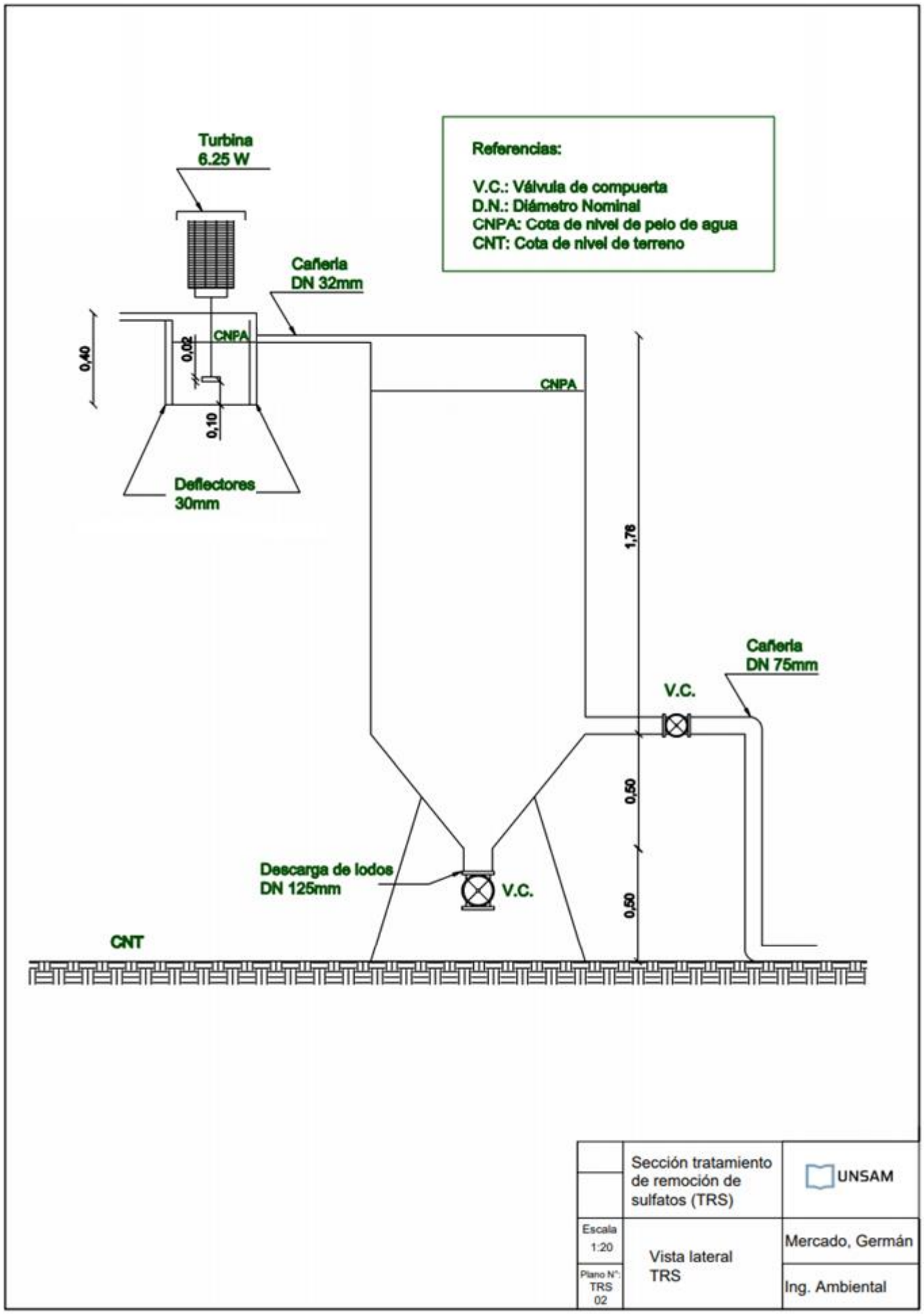


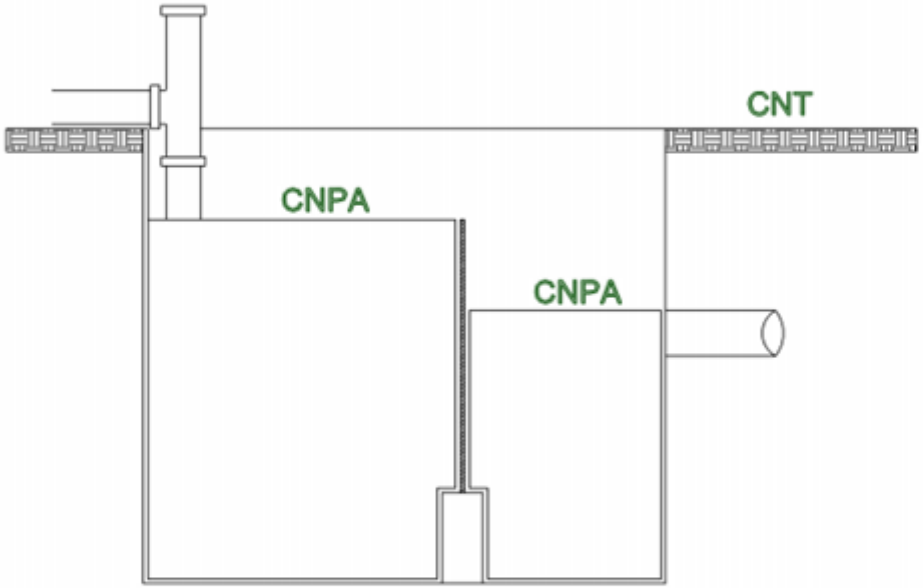
VISTA SUPERIOR



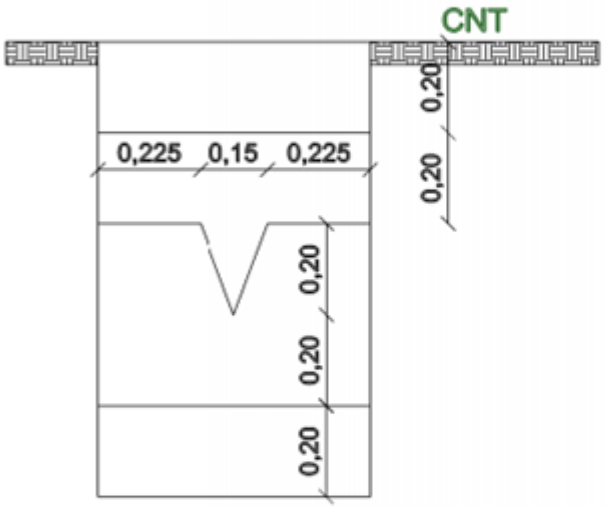
VISTA ISOMETRICA

	Sección cámara de oxidación (COX)	UNSAM
Escala 1:10	Vista lateral, en plata e isométrica de COX	Mercado, Germán
Plano N°: COX 05		Ing. Ambiental


Referencias:
V.C.: Válvula de compuerta
D.N.: Diámetro Nominal
CNPA: Cota de nivel de pelo de agua
CNT: Cota de nivel de terreno
Turbina
6.25 W
Cañeria
DN 32mm
CNPA
0,40
0,02
0,10
CNPA
Deflectores
30mm
1,76
Cañeria
DN 75mm
V.C.
0,50
0,50
Descarga de lodos
DN 125mm
V.C.
CNT
Sección tratamiento de remoción de sulfatos (TRS)
UNSAM
Escala
1:20
Vista lateral
TRS
Mercado, Germán
Plano N°:
TRS
02
Ing. Ambiental



VISTA LATERAL



VISTA FRONTAL

Referencias:

CNT: Cota de nivel de terreno
CNPA: Cota de nivel de pelo de agua

	Sección cámara de toma de muestra (CTM)	UNSAM
Escala 1:15	Vista lateral y frontal de CTM	Mercado, Germán
Plano N°: CTM 06		Ing. Ambiental

BIBLIOGRAFÍA

Abrahamson H. B., Rezvani A. B. y Brushmiller J. G.. (1994) “Photochemical and spectroscopic studies of complexes, of iron(III) with citric acid and other carboxylic acids”. Inorganica Chimica Acta. 226, (1-2): 117-127.

Agency of Natural Resources USA. (2016). Report on the management of wastewater treatment sludge and septage in Vermont: An analyisis of the current status and alternatives to land application. Agency of Natural Resources. Department of Environmental Conservation. Vermont, Estados Unidos.

Al-Khaldi, M.H., Nasr-El-Din H.A., Blauch M.E. y Funkhouser G.P. (2003). “New Findings on Damage Potential, Geochemical Reaction Mechanisms, and Production Enhancement Applications for Citric Acid”. Society of Petroleum Engineers Journal. 10.

American Water Works Association (2011) “Operational Control of Coagulation and Filtration Processes”

Ames Jr., R.S. (1976) “The effect of certain anions of the coagulations of kaolin clay with aluminum sulfate”. MS thesis. Illinois Institute of Technology. Chicago.

Auge, M. y A. Castilla, (2002). Hidrogeología de la Ciudad de BuenosAires. XV Congreso Geológico Argentino, Actas 3: 477-483.Calafate

AySA (2010) Documentos varios. Recuperado de: https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/aysa.pdf

AySA. (2012). Estudio de Impacto Ambiental - Obras Básicas del Plan Director de AySA en la CMR. Recuperado de: http://www.aysa.com.ar/Media/archivos/549/8_EIA165_Impulsión_Colector_Industrial_ACUBA_Wilde.pdf

BDA. Manual de instalación y mantenimiento BDA serie ML. Recuperado de: https://bombasdosificadoras.com.ar/manuales/ML.pdf

Becker, A. (2018). Tratamiento de efluentes líquidos industriales para una industria gráfica con sistema de impresión offset. Universidad Nacional de San Martín. Recuperado de: https://ri.unsam.edu.ar/handle/123456789/518

Blanco Gálvez, J. (2005). El reactor solar fotocatalítico. En: Solar safe water project. pp 277-301

Boulet, M. y Marier, J. R. (1960). “Solubility of Tricalcium Citrate in Solutions of Variable Ionic Strength and in Milk Ultrafiltrates”. Journal of Dairy Science, 43(2), 155–164.

Cabello A., Lifschitz E., Barcia V., Salto L. y Salama A. (2012) Análisis comparativo de las estructuras económicas del Partido de General San Martín, Provincia de Buenos Aires y República Argentina. Centro de Economía Regional, Escuela de Economía y Negocios, Universidad Nacional de San Martín. Documento n° 15. Recuperado de: http://www.unsam.edu.ar/escuelas/economia/economia_regional/Estructura%20Econ%C3%B3mica%20de%20General%20San%20Mart%C3%ADn.pdf

Cédat, B., de Brauer, C., Métivier, H., Dumont, N. y Tutundjan, R. (2016). Are UV photolysis and UV/H_2O_2 process efficient to treat estrogens in water? Chemical and biological assessment at pilot scale. Water Res. 100, 357-366

Chang, M.W., Chung, C.C., Chern, J.M. y Chen, T.S. (2010). Dye decomposition kinetics by UV/H_2O_2: initial rate analysis by effective kinetic modelling methodology. Chem Eng Sci. 100, 135-140

Della Ceca L., Micheletti M. y Piacentini, R. (2017). Atmospheric Particulate Matter Variability during 2014 at Buenos Aires City (Argentina) Comparing Ground-Based Measurements and Satellite Data. Multidisciplinary Digital Publishing Institute. ; Proceedings; 1; 5; 7-2017; 1-13

Dirección General de Política Ambiental del Municipio de General San Martín (2019). Informe de monitoreo de calidad de aire en el partido de General San Martín Recuperado de: http://www.sanmartin.gov.ar/uploads/1569528701-Informe%20de%20Calidad%20de%20Aire.pdf

Dirección General de Política Ambiental del Municipio de General San Martín (2019). Informe de monitoreo de ruido ambiental en el partido de General San Martín. Recuperado de:http://www.sanmartin.gov.ar/uploads/1569528709-Informe%20de%20Ruido%20Ambiental.pdf

Eckenfelder, W. W., Ford, D. L., Englande, A. J. (2009). Industrial Water Quality, Fourth Edition, The McGraw-Hill Companies.

ENOHSA (1993) Fundamentación de Normas Vol 1 a 5.

Francis A. J. y Dodge C. J. (1993) “Influence of complex structure on the biodegradation of iron-citrate complexes. Applied and environmental microbiology” 1 (59): 109-113.

Gómez D, Smichowski P, Polla G, Ledesma A, Resnizky S. y Rosa S. (2002) “Fractionation of elements by particle size of ashes ejected from Copahue Volcano”, Argentina. J Environ Monit; 4: 972 – 977.

Goss, S. L., Lemons, K. A., Kerstetter, J. E., y Bogner, R. H. (2007). “Determination of calcium salt solubility with changes in pH and PCO2, simulating varying gastrointestinal environments”. Journal of Pharmacy and Pharmacology, 59(11), 1485–1492.

Guimarães, D. y Leão, V.A. (2011). “Studies of sulfate ions removal by the polyacrylic anion exchange resin Amberlite IRA458: batch and fixed-bed column studies”. IMWA Congress 2011. 337-342.

Hallcrow (2013). Análisis hidráulico de la Cuenca del Arroyo Medrano. Recuperado de: http://www.asambleasaavedra.com.ar/wp-content/uploads/Analisis_hidra%CC%81ulico_Cuenca_Arroyo_Medrano_Hallcrow.pdf

Higgins, M., Sobeck, D., Owens, S. y Szabo, L. (2004). Case Study II: Application of the Divalent Cation Bridging Theory to Improve Biofloc Properties and Industrial Activated Sludge System Performance—Using Alternatives to Sodium-Based Chemicals. Water environment research: a research publication of the Water Environment Federation. 76. 353-9. 10.2175/106143004X141942.

iProfesional, (15 de Julio de 2014). “La mina Veladero ya representa casi el 35% del PBI de San Juan”. iProfesional. Recuperado de:https://www.iprofesional.com/notas/191763-La-mina-Veladero-ya-representa-casi-el-35-del-PBI-de-San-Juan

Kawamura, S. (1996) “Optimization of basic water-treatment processes- design and operation: Sedimentation and filtration”. Aqua, Journal the International Water Association, 45 (3), 130-142

Kim, I., Yamashita, N. y Tanaka, H. (2009) Performance of UV and UV/H_2O_2 processes for the removal of pharmaceuticall detected in secondary effluent of a sewage treatment plant in Japan. J. Hazard Mater. 166, 1134-1140

Klug, L. (2018). Proyecto final: Diseño de planta de tratamiento de efluentes para una industria productora de conservas en el partido de San Miguel. UNSAM

Konigsberger, L. (2000). “Complexation of iron (III) and iron (II) by citrate. Implications for iron speciation in blood plasma”. J. of Inorg. Biochem. (78) : 175-184.

La nación (2015). Las cenizas del volcán Calbuco llegaron a la Capital y a la provincia de Buenos Aires. Recuperado de: https://www.lanacion.com.ar/sociedad/cuales-son-las-zonas-de-la-argentina-afectadas-por-las-cenizas-nid1787278

La Nación. (1998). “Los pueblos fantasma de la Patagonia”. Diario La Nación on-line. Recuperado de: https://www.lanacion.com.ar/turismo/viajes/los-pueblos-fantasma-de-la-patagonia-nid206200

Levenspiel O (1996) The Chemical Reactor Omnibook, OSU Book Stores, Corvallis, Oregon, USA

Lister M. W. y Garvie R. C. (1959). “Sodium Dithionite, Decomposition in Aqueous Solution and in the Solid State”, Can. J. Chem. 37, pp. 1567–1574.

Makarov, S. V., Makarova, A. S y Silaghi-Dumitrescu R. (2014). "Sulfoxylic and thiosulfurous acids and their dialkoxy derivatives". Patai's Chemistry of Functional Groups. John Wiley & Sons. pp. 266–273.

Masson, M.R., Lutz H.D. y Engelen B. (2013). “Sulfites, Selenites & Tellurite, Solubility Data Series” Vol. 26, 187-192

Mierzwa, J.C., Rodriguez, R. y Teixeira A.C.S.C (2018) Chapter 2 – UV-hydrogen peroxide processes, en Ameta, S.C. y Ameta, R., Advanced Oxidation Processes for Waste Water Treatment. Academic Press, pp. 13-48

Morris, J. C. y Weber, W. J. (1964). “Adsorption of Biochemically Resistant Materials from Solution,” Environmental Health Series AWTR-9.

Neil I. y Ward, N.I. (2002). “Contaminación del Canal Grande, Río Negro”. University of Surrey (UK).

Norris, P. R., Clark, D. A., Owen, J. P. y Waterhouse, S. (1996). "Characteristics of Sulfobacillus acidophilus sp. nov. and other moderately thermophilic mineral-sulphide-oxidizing bacteria". Microbiology. 142 (4): 775–783

Ocampo-Gaspar, M., Cano-Guzman, C.F., Payan-Martinez, L.F., Gonzalez-Reyes, L., Hernandez-Perez, I., Garibay-Febles, V., Perez-Orozco, J.P., Cabrera-Lara, L.I., Ramon-Garcia, M.L., Galicia-Luis, L. y Suarez-Parra, R. (2018) “Sizing the Fenton's catalyst”. Journal of Photochem. Photobiol. A-Chem., 353. 527-535.

Ordenamiento urbano San Martín. (2020). “Visualizador cartográfico del Código de Ordenamiento Urbano del municipio de General San Martín”. Recuperado de: http://gis.sanmartin.gov.ar/gsmPlanExpress/

Pao, R. H. F. (1961). Fluid Mechanics. Nueva York. John Wiley e hijos. P. 284.

Park, J., Jung, S., Ryu, C., Park, C., Kim, J. y Kim, J. (2010). “The Removal of Sulfur Compounds Using Activated Carbon-Based Sorbents Impregnated with Alkali or Alkaline Earth Metal”. Journal of Nanoelectronics and Optoelectronics. 5. 222-226.

Pitluck M. R., Pollard B. D. y Haworth D. T. (1987) “Determination of stability constants of a copper/citric acid complex by ion-exchange chromatography and atomic absorption spectrometry”. Anal Chim Acta 197:339–342

Preuß, V., Koch, T., Schöpke, R., Koch, R., y Rolland, W. (2007). “Weitergehende Grubenwasserreinigung - Sulfatentfernung mittels Nanofiltration”. Institut Für Geologie, 35, 19-25

Prisciandaro, M., Lancia, A., Musmarra, D. (2003). The retarding effect of citric acid on calcium sulfate nucleation kinetics. Ind. Eng. Chem. Res. 2003, 42, 25, 6647–6652

Rabizadeh, T., Peacock, C. L. y Benning, L. G. (2014): Carboxylic acids: effective inhibitors for calcium sulfate precipitation. - Mineralogical Magazine, 78, 6, p. 1465-1472.

Riddick, T. M. (1964). “Role of Zeta Potential in Coagulation Involving Hydrous Oxides.” TAPPI, 47, 17A

Rinker, R. G., Gordon T. P., Mason D. M., y Corcoran W. H. (1959). “The Presence of SOz- Radical Ion in Aqueous Solution of Sodium Dithionite.” J. Phys. Chem., 63, 302.

ROWA. Catálogo técnico ROWA. Recuperado de: https://rowa.com.ar/files/descargas/src/catalogo-arg-tecnico.pdf

Salman, Mohammed. (2009). “Removal of Sulfate from Waste Water by Activated Carbon”. Al-Khawarizmi Engineering Journal. 5. 72-76.

Sano, H. (1974) Osaka Kogyo Gijutsu Shikensho Kiho, 25, 179-82

Sitkiewitz, S.D., Carmignani, G.M., Frederick, L.W. (2014). EE.UU. Patente Nº. 0144821A1.

Sorokin, D. Y., Muntyan, M. S., Panteleeva, A. N. y Muyzer, G. (2012). "Thioalkalivibrio sulfidiphilus sp. nov., a haloalkaliphilic, sulfur-oxidizing gammaproteobacterium from alkaline habitats". International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology. 62 (Pt 8): 1884–9

Subsecretaría de Desarrollo Regional (SUBDERE) (2017). Guía diagnostic de plantas de tratamiento de aguas servidas en base a lodos activados en el sector rural. Chile.

Subsecretaría de Proyectos, Urbanismo, Arquitectura e Infraestructura de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (2013). Plan Director de Gestión de Agua Subterránea. Recuperado de: http://www.cohife.org/advf/CABA/GCABA_F013.pdf

Svampa, M. y Viale, E. (2018). “Continuidad y radicalización del neoextractivismo en la Argentina.” Voces en el Fénix. Vol. 60. Recuperado de: https://www.vocesenelfenix.com/content/continuidad-y-radicalizaci%C3%B3n-del-neoextractivismo-en-la-argentina

Tiempo de San Juan (28 de febrero de 2018). “Barrick pagó la multa por Veladero: a qué se destinará el dinero”. Tiempo de San Juan. Recuperado de: https://www.tiempodesanjuan.com/politica/2018/2/28/barrick-pag-multa-veladero-destinar-dinero-207668.html

Trachevskii V. V., Zimina S. V., y Rodina E. P. (2007). “Thiosulfate Metal Complexes”. Russian Journal of Coordination Chemistry, 2008, Vol. 34, No. 9, pp. 664–669.

Uhl V.W. y Gray J.B. (1966) Mixing: theory and practice. Vol. 1. Academic Press, New York, USA.

United States Environmental Protection Agency (USEPA). (1998). Advanced Photochemical Oxidation Processes – Handbook. Office of Research and Development, Washington, DC.

Usinowicz, P. J., Monzyk B. y Carlton L. (2006) “Technical and economic evaluation and selection of sulfate ion removal technologies for recovery of water from mineral concentrate transport slurry”. Water Environment Foundation, 139-153

Weber, M. (2016). “Indice de calidad de suelos de la provincia de Neuquén”. Universidad Nacional del Comahue.

Whiteker, R. A., y Davidson, N. (1953). “Ion exchange and spectrophotometric investigation of iron (III) sulfate complex ion”: Jour. Chem. Soc. v 75 pp. 3081-3085

Wiberg E. y Wiberg N. (2001). “Inorganic Chemistry”. Academic Press.

Williams, M.D, Bjornstad, B.N., Fritz, B.G., Mackley, R.D., Mendoza, D.P., Newcomer, D.R., Rockhold, M.L., Szecsody, J.E., Thorne, P.D., Vermeul, V.R. y Xie, Y. (2008). “100-NR-2 Apatite Treatability Test: Low-Concentration Calcium-CitratePhosphate Solution Injection for In Situ Strontium-90 Immobilization”. Pacific Northwest

Wurz, O. y Swoboda, O. (1948) Textil- Rundschau, 3, 201

Zelenin, O. Y. (2007). “Interaction of the Ni 2+ ion with citric acid in an aqueous solution. Russian Journal of Coordination Chemistry”, 33 (5), 346-350.

Francis, A. & Dodge, Cleveland. (2020). Microbial Transformations of Actinides and Other Radionuclides.