



Universidad de Concepción
Facultad de ingeniería
Departamento de ingeniería química



**Remoción química de fósforo en la planta de tratamiento de aguas
servidas de la localidad de Pucón**

POR

Álvaro Alejandro Canales Urra

Memoria de Título presentada a la Facultad de ingeniería de la Universidad de Concepción
para optar al título profesional de Ingeniero Civil Químico

Profesor Guía

Claudio Zaror Zaror

Profesional Supervisor

Michael Araneda Gavilán

Marcelo Muñoz Vargas

Mayo, 2023

Concepción (Chile)

©2023 Alvaro Alejandro Canales Urra

©2023 Alvaro Alejandro Canales Urra

Se autoriza la reproducción total o parcial, con fines académicos, por cualquier medio o procedimiento, incluyendo la cita bibliográfica del documento.

Dedicatoria y Agradecimientos

Quiero agradecer a los profesores y funcionarios de la facultad de Ingeniería Química de la Universidad de Concepción por el trabajo que realizan durante todo el año en la facultad. Agradecer de manera especial al profesor Claudio Zaror por brindarme su apoyo y conocimientos para la realización de esta memoria de título. Agradecer a mis amigos, Andrés y Manuel, nunca se olvidarán las jornadas de estudios y confección de informes que realizamos a lo largo de estos años de estudio.

Agradecer a la empresa Aguas Araucanía y sus trabajadores, de forma especial, a Michael Araneda por entregar parte de su tiempo y conocimientos para la confección de los análisis realizados y de la presente memoria.

Por último, dar las gracias a mi familia, en particular, a mis padres Víctor y Ruth por darme el apoyo incondicional y las facilidades para poder rendir de la mejor manera durante mis años de estudios en la Universidad de Concepción.

Resumen

Las descargas de fósforo en cuerpos lacustres de agua dulce pueden generar eutrofización, entre otros efectos ecológicos. En particular, el lago Villarrica (IX Región) recibe las aguas servidas de la ciudad de Pucón con un caudal a tratar superior 2 millones $\frac{m^3}{año}$ y una carga significativa de nutrientes. Dichos efluentes son tratados en la planta de tratamiento de aguas servidas (PTAS) de Pucón, que utiliza reactores biológicos secuenciales discontinuos complementados con precipitación química con cloruro férrico para remoción de fósforo. Desgraciadamente, durante algunos meses se supera el límite máximo de $1 \frac{mg}{L}$ para las descargas de fósforo establecido por la Resolución de Calificación Ambiental (RCA) aplicable.

En dicho contexto, esta memoria de título tiene como objetivo general mejorar la capacidad de remoción de fósforo de las PTAS de Pucón, para lograr el pleno cumplimiento normativo. Los objetivos específicos incluyen: evaluar los criterios empleados en la aplicación de cloruro férrico para la remoción de fósforo a partir de los registros históricos de operación; evaluar experimentalmente la efectividad del sulfato de aluminio como alternativa al cloruro férrico para la remoción de fósforo; proponer mejoras en la dosificación y los procedimientos operacionales para asegurar el cumplimiento normativo y estimar los costos asociados.

El análisis histórico de los registros operacionales de la PTAS de Pucón permite concluir que la mayor carga de fósforo ocurre en el periodo de verano y en oportunidades muy puntuales dentro del año. Los resultados demuestran que se puede lograr los niveles de fósforo requeridos, utilizando dosis de cloruro férrico en el rango $0 - 50 \frac{mg}{L}$ cuando la concentración de fósforo en el afluente crudo aumenta sobre los niveles promedio. La dosificación propuesta, implica un incremento del 4% en el costo total de tratamiento de aguas servidas de la PTAS de Pucón, con una contribución de $\$ 0,03 - 0,04 \frac{USD}{m^3 \text{ de agua tratada}}$, comparada con $\$ 0,01 \frac{USD}{m^3 \text{ de agua tratada}}$ en la actualidad. El incremento del costo de tratamiento se considera aceptable y necesario, ya que aseguraría el cumplimiento normativo durante los periodos de mayor carga de fósforo. Por otra parte, la aplicación alternativa de sulfato de aluminio no resultó en una mejora significativa de la capacidad de remoción de fósforo, en

comparación al uso de cloruro férrico, por lo que se recomienda mantener el uso de coagulante férrico.

Para mejorar la efectividad del proceso, se generó un protocolo basado en una planilla Excel, que permite a los operadores calcular la dosis de cloruro férrico en función de los niveles de fósforo en la alimentación. Se sugiere hacer un seguimiento del efecto de la dosificación propuesta en la eficiencia de remoción de fósforo, con vistas a ajustar con mayor precisión la dosis de cloruro férrico y registrar las tasas de generación de lodos, debido a la aplicación del coagulante.

Abstract

Phosphorus discharges in freshwater lake bodies can generate eutrophication, among other ecological effects. Lake Villarrica (IX Region) receives sewage from the city of Pucón with a flow to be treated of more than 2 million $\frac{m^3}{year}$, and a significant load of nutrients. These effluents are treated at the Pucón wastewater treatment plant (PTAS, by its acronym in spanish), which uses discontinuous sequential biological reactors complemented by chemical precipitation with ferric chloride to remove phosphorus. Unfortunately, for some months the maximum limit of $1 \frac{mg}{L}$ for phosphorus discharges established by the applicable Environmental Qualification Resolution (RCA, by its acronym in spanish) is exceeded.

In this context, this title report has the general objective of improving the phosphorus removal capacity of the PTAS Pucón, in order to achieve full regulatory compliance. The specific objectives include evaluating the criteria used in the application of ferric chloride for the removal of phosphorus from the historical records of operation; experimentally evaluate the effectiveness of aluminum sulfate as an alternative to ferric chloride for phosphorus removal; propose improvements in dosage and operational procedures to ensure regulatory compliance and estimate associated costs.

The historical analysis of the operational records of the PTAS Pucón allows us to conclude that the highest phosphorus load occurs in the summer period and on very specific occasions within the year. The results demonstrate that the required phosphorus levels can be achieved using ferric chloride doses in the range $0 - 50 \frac{mg}{L}$ when the phosphorus concentration in the crude influent increases above average levels. The proposed dosage implies a 4% increase in the total cost of wastewater treatment for the PTAS Pucón, with a contribution of $\$ 0.03 - 0.04 \frac{USD}{m^3 \text{ of treated water}}$, compared to $\$ 0.01 \frac{USD}{m^3 \text{ of treated water}}$ at present. The increase in the cost of treatment is considered acceptable and necessary, since it would ensure regulatory compliance during the periods of greatest phosphorus load. On the other hand, the alternative application of aluminum sulfate did not result in a significant improvement in the phosphorus removal capacity, compared to the use of ferric chloride, so it is recommended to maintain the use of ferric coagulant.

To improve the effectiveness of the process, a protocol based on an Excel spreadsheet was generated, which allows operators to calculate the dose of ferric chloride based on the phosphorus levels in the feed. It is suggested to monitor the effect of the proposed dosage on the phosphorus removal efficiency, with a view to more precisely adjusting the dose of ferric chloride and recording the sludge generation rates due to the application of the coagulant.

Índice

1	Introducción.....	1
2	Revisión de Literatura	3
2.1	Remoción de fósforo en aguas residuales utilizando reactores biológicos secuenciales discontinuos (SBR).....	3
2.2	Precipitación química del fósforo	4
2.2.1	Optimización del proceso de precipitación química con cloruro férrico para la remoción de fósforo.....	5
2.2.2	Inhibición de la eliminación biológica de fósforo y nitrógeno debido a la dosificación química.....	5
2.2.3	Estrategias de dosificación de hierro para la remoción química de fósforo	6
2.2.4	Efecto de la remoción de fósforo por precipitación química en la digestión y deshidratación de los lodos.....	7
2.2.5	Precipitación química como pretratamiento para la remoción de fósforo.....	7
2.2.6	Efecto de las condiciones de operación en la remoción química de fósforo utilizando cloruro férrico	8
3	Hipótesis de Trabajo y Objetivos	10
4	Metodología.....	11
4.1	Actividades	11
4.2	Normativas de muestreo	14
4.3	Ensayos de laboratorio.....	14
4.3.1	Test de jarras.....	15
4.3.2	Análisis químicos	16
4.3.3	Análisis colorimétrico	20
5	Resultados y discusión	22
5.1	Análisis de datos históricos de operación	22

5.2	Comparación de datos de diseño y condiciones actuales de operación	26
5.3	Resultados experimentales de aplicación de coagulantes en diferentes puntos del proceso.....	31
5.4	Efecto de la dosificación de coagulantes sobre la concentración de solidos suspendidos y turbidez	39
5.5	Protocolo de dosificación de cloruro férrico.....	43
5.6	Costos operacionales.....	44
5.7	Generación adicional de lodos	46
6	Conclusiones.....	48
7	Bibliografía.....	50
	Anexo A: Datos utilizados para la confección de gráficos.....	53
	Anexo B: Calculo volúmenes de coagulante adicionados al agua residual, costos y generación de lodos	64
	Anexo C: Herramienta Excel.....	67
	Anexo D: Antecedentes del fósforo y eutrofización.	69
	Anexo E: Métodos alternativos de remoción de fósforo.	71

Índice de tablas

Tabla 1. Dosis cloruro férrico. (Dobles & Páez, 2020))	12
Tabla 2. Dosis sulfato de aluminio. (Dobles & Páez, 2020).....	12
Tabla 3. Dosis cloruro férrico y puntos a analizar.....	16
Tabla 4. Dosis sulfato de aluminio y puntos a analizar.....	16
Tabla 5. Concentración de fósforo y absorbancia.....	17
Tabla 6. Concentración de fósforo y absorbancia.....	18
Tabla 7. Concentración de fósforo y absorbancia.....	19
Tabla 8. Características espectrofotómetro.....	20
Tabla 9. Comparación entre criterio de diseño y operación real planta de Pucón, para la aplicación de cloruro férrico.....	31
Tabla 10. Cantidad de cloruro férrico requerida para las dosificaciones propuestas, considerando una descarga veraniega promedio de 7.026 m ³ día.....	44
Tabla 11. Costos asociados a la aplicación de cloruro férrico y otros insumos químicos en el tratamiento de residuos líquidos en PTAS Pucón	45
Tabla 12. Costo asociado a la dosificación de cloruro férrico propuesta.....	45
Tabla 13. Generación de lodos asociado a la aplicación propuesta de cloruro férrico.	46
Tabla 14. Datos utilizados para la confección de figura 8.....	53
Tabla 15. Datos utilizados para la confección de figura 9.....	53
Tabla 16. Datos utilizados para la confección de figura 10.....	54
Tabla 17. Datos utilizados para la confección de figura 10.....	55
Tabla 18. Datos utilizados para la confección de figura 11.....	56
Tabla 19. Datos utilizados para la confección de figura 11.....	56
Tabla 20. Datos utilizados para la confección de figura 11.....	57
Tabla 21. Datos utilizados para la confección de figura 11.....	57
Tabla 22. Datos utilizados para la confección de figura 12.....	58
Tabla 23. Datos utilizados para la confección de figura 13.....	58
Tabla 24. Datos utilizados para la confección de figura 14.....	59
Tabla 25. Datos utilizados para la confección de figura 15.....	59
Tabla 26. Datos utilizados para la confección de tablas 27 y 28.....	59
Tabla 27. Datos utilizados para la confección de figuras 16, 17 y 18.....	60

Tabla 28. Datos utilizados para la confección de figuras 16, 17 y 18.....	60
Tabla 29. Datos utilizados para la confección de tablas 30 y 31.	60
Tabla 30. Datos utilizados para la confección de figuras 19, 20 y 21.....	60
Tabla 31. Datos utilizados para la confección de figuras 19, 20 y 21.....	60
Tabla 32. Datos utilizados para la confección de tabla 33.	61
Tabla 33. Datos utilizados para la confección de tabla 34.	61
Tabla 34. Datos utilizados para la confección de figura 22.....	61
Tabla 35. Datos utilizados para la confección tabla 36.	62
Tabla 36. Datos utilizados para la confección de figura 23.....	62
Tabla 37. Datos utilizados para la confección de tabla 38.	62
Tabla 38. Datos utilizados para la confección de tabla 39.	63
Tabla 39. Datos utilizados para la confección de figura 24.....	63
Tabla 40. Datos utilizados para la confección de tabla 41.	63
Tabla 41. Datos utilizados para la confección de figura 25.....	63
Tabla 42. Volúmenes adicionados al agua residual para alcanzar las dosis requeridas....	64
Tabla 43. Volúmenes adicionados al agua residual para alcanzar las dosis requeridas....	65
Tabla 44. Valores calculados para las dosis seleccionadas como optimas.....	66

Índice de figuras

Figura 1. Diagrama de bloques, operación sistema SBR PTAS Pucón, _____	11
Figura 2. Test de jarras _____	15
Figura 3. Curva calibración fósforo rango bajo _____	18
Figura 4. Curva calibración fósforo rango medio _____	19
Figura 5. Curva calibración fósforo rango alto. _____	20
Figura 6. Turbidímetro portátil _____	20
Figura 7. Espectrofotómetro DR. 3900. _____	21
Figura 8. Concentración promedio de fósforo en afluente y efluente, entre el periodo 2012 a 2022. _____	23
Figura 9. Remoción de fósforo y estacionalidad. _____	24
Figura 10. Concentración cloruro férrico adicionada al reactor biológico y cómo afecta a la remoción de fósforo. _____	25
Figura 11. Concentración de fósforo en efluente y cómo influye en la remoción de fósforo. _____	26
Figura 12. Comparación carga de diseño (2020) y carga real de nitrógeno PTAS Pucón (2021). _____	27
Figura 13. Comparación carga de diseño (2020) y carga real de fósforo PTAS Pucón (2021). _____	28
Figura 14. Comparación carga de diseño (2020) y carga real de solidos suspendidos totales (SST) PTAS Pucón (2021). _____	29
Figura 15. Comparación carga de diseño (2020) y carga real de DBO PTAS Pucón (2021). _____	30
Figura 16. Efecto de la dosis de cloruro férrico en la tasa de remoción de fósforo y su concentración final de fósforo en el afluente. _____	32
Figura 17. Efecto de la dosis de cloruro férrico en la tasa de remoción de fósforo y concentración final de fósforo en la reacción. _____	33
Figura 18. Efecto de la dosis de cloruro férrico en la tasa de remoción de fósforo y concentración final de fósforo en el efluente. _____	34
Figura 19. Efecto de la dosis de sulfato de aluminio en la tasa de remoción de fósforo y concentración final de fósforo en el afluente. _____	35

Figura 20. Efecto de la dosis de sulfato de aluminio en la tasa de remoción de fósforo y concentración final de fósforo en la reacción. _____	35
Figura 21. Efecto de la dosis de sulfato de aluminio en la tasa de remoción de fósforo y concentración final de fósforo en el efluente. _____	36
Figura 22. Efecto de la dosificación del cloruro férrico en los sólidos suspendidos totales (SST). _____	39
Figura 23. Efecto de la dosificación del cloruro férrico en la turbidez. _____	40
Figura 24. Efecto de la dosificación del sulfato de aluminio en los sólidos suspendidos totales (SST). _____	40
Figura 25. Efecto de la dosificación del sulfato de aluminio en la turbidez. _____	41
Figura 26. Diagrama de flujo herramienta Excel. _____	43
Figura 27. Herramienta Excel. _____	67
Figura 28. Base de datos herramienta Excel. _____	67
Figura 29. Representación esquemática de las etapas operativas de SBR. (condiciones operativas que contribuyen a la formación de los gránulos aerobios) y de los mecanismos involucrados en el proceso de granulación aeróbica, adaptado de (Duarte Castro, 2022)	71
Figura 30. Diagrama de un proceso de ultrafiltración mejorada con micelas. (Camarillo et al., 2008) _____	74

1 Introducción

La eutrofización de los cuerpos de agua lacustre representa un problema ambiental de creciente relevancia, debido al incremento de las descargas de efluentes domésticos e industriales en dichos ecosistemas. En particular, el fósforo y el nitrógeno presentes en los efluentes son nutrientes esenciales para la actividad biológica y su presencia excesiva provoca un incremento desmedido de la cantidad de microalgas que afectan la vida acuática, generando fluctuaciones en el pH del ecosistema acuático. Por tal motivo, existe un marco normativo estricto que regula las descargas de nutrientes a los cuerpos de agua para evitar su eutrofización.

En este contexto, el lago Villarrica ubicado en la Región de la Araucanía recibe las descargas de efluentes provenientes de la ciudad de Pucón con un caudal anual de $2.422.124 \frac{m^3}{año}$. Previo a su vertido, estos efluentes son tratados en la planta de tratamiento de aguas servidas (PTAS) de Pucón, utilizando un sistema de 4 reactores biológicos secuenciales discontinuos (conocidos como SBR, debido a sus siglas en inglés) que funcionan en paralelo. Estos sistemas de tratamiento biológico son bastante efectivos en escalas intermedias de operación y sus principios básicos son similares al de un sistema convencional de lodos activados. La diferencia radica en que el modo de operación es discontinuo, con operaciones secuenciales de llenado, aireación, anoxia, sedimentación y vaciado, utilizando un mismo estanque. La eliminación de nutrientes y materia orgánica se obtiene gracias a la combinación de los procesos de reacción aeróbica y anoxia (Muñoz Paredes & Ramos Ramos, 2014).

El marco normativo aplicable a la PTAS de Pucón incluye 3 cuerpos legales que regulan la calidad del agua del lago Villarrica (Decreto Supremo 19-2013 del Ministerio del Medio Ambiente que establece Normas Secundarias de Calidad Ambiental para la Protección de las aguas Superficiales del Lago Villarrica) y las descargas de efluentes a dicho lago (Decreto Supremo 90-2000 Min. SEGPRES y la Resolución de Calificación Ambiental RCA 154/98). En estos cuerpos legales se establecen límites permisibles para los diferentes parámetros fisicoquímicos relevantes.

En la PTAS de Pucón, de manera biológica se alcanzan remociones de fósforo en el rango de 55% - 65%, con lo que no se alcanza a cumplir con los parámetros establecidos para las

descargas de fósforo indicados por el DS 90-2000 del Ministerio Secretaria General de la Presidencia ni con la Resolución de Calificación Ambiental RCA 154/98. Es por esto, que se hace necesaria la remoción de fósforo en las aguas servidas domésticas mediante precipitación química, la cual, es una práctica muy común y utilizada durante muchas décadas en la industria de servicios sanitarios en todo el mundo. En particular, la aplicación de agentes coagulantes como el cloruro férrico permite eliminar químicamente los fosfatos presentes en las aguas, ya sea en combinación con el procesamiento biológico o de manera independiente.

La PTAS de Pucón incorpora la adición de cloruro férrico en su sistema de tratamiento para ayudar a la remoción biológica de fósforo, pero no se ha logrado el cumplimiento normativo cabal en relación con la concentración de fósforo, donde, los efluentes tratados cumplen, en general, con el límite máximo para las descargas de fósforo de $2 \frac{mg}{L}$, establecido por el DS 90-2000 del Ministerio Secretaria General de la Presidencia; sin embargo, se constatan superaciones del límite máximo de $1 \frac{mg}{L}$, de fósforo fijado por la RCA 154/98.

Esto constituye la principal motivación de esta memoria de título, cuyo objetivo es proponer medidas para disminuir la concentración de fósforo en el efluente tratado dentro de los límites normativos. Para ello, se analiza el funcionamiento de la planta de tratamiento en base a los datos históricos e información de diseño, y se evalúan experimentalmente diferentes opciones para mejorar la remoción de fósforo mediante coagulación química.

2 Revisión de Literatura

En este capítulo se presentan antecedentes bibliográficos relevantes para el desarrollo de este trabajo. En primer lugar, se resumen antecedentes generales acerca del fósforo y el funcionamiento de los sistemas SBR para la eliminación de éste. Enseguida, se describen diversos estudios sobre remoción de fósforo por precipitación química y avances en dicha materia. Finalmente, se presenta información de literatura acerca de la aplicación de cloruro férrico como agente coagulante para remoción de fósforo desde las aguas residuales. Antecedentes adicionales acerca del fósforo y el proceso de eutrofización se encuentran en el Anexo D.

2.1 Remoción de fósforo en aguas residuales utilizando reactores biológicos secuenciales discontinuos (SBR).

La remoción biológica de nutrientes en plantas de tratamiento se remonta a los años 60, con los trabajos de Ludzack y Etninger en 1961 y Wuhrman en 1964, sobre remoción de nitrógeno mediante nitrificación y desnitrificación, seguidos por los aportes de Levin y Shapiro sobre remoción biológica de fósforo (EPA, 2010)

En 1974, el Dr. James Barnard en Sudáfrica publicó un proceso de cuatro etapas (secuencia anoxica-aeróbica-anoxica-aeróbica) para la remoción de nitrógeno, que patentaría en 1976 bajo el nombre de proceso Bardenpho (Bernard, 1976). Si bien el sistema Bardenpho es especialmente utilizado para la remoción del nitrógeno, es posible obtener una remoción neta de fósforo al presentar una alternancia entre etapa aeróbica- anaeróbica ya que este incorpora en la biomasa de bacterias acumuladoras de fosfato (PAO, por sus siglas en inglés), siendo removida en la purga de lodos (Muñoz Paredes & Ramos Ramos, 2014).

Para que las PAO puedan funcionar de manera óptima necesitan condiciones aeróbicas y anaeróbicas. Estas bacterias funcionan básicamente asimilando materia orgánica y liberando fosfatos durante la fase anaerobia, para luego, durante la fase aerobia, asimilar más fosfato del que necesitan. Bajo estas condiciones, es posible la remoción de hasta un 90% del fósforo con lo cual se reduce el uso de los coagulantes químicos para la precipitación del fósforo (Muñoz Paredes & Ramos Ramos, 2014).

En un sistema convencional SBR además de las fases aeróbica – anaeróbica se incorpora una fase anóxica para la remoción conjunta de nitrógeno y fósforo. En base a estos principios se ha experimentado con diferentes secuencias y tiempos de duración de las fases anaerobias, aerobias y anóxicas para lograr remover los nutrientes de la manera más efectiva posible sin que ocurra una interferencia entre sí (Zeng et al., 2004).

Zeng et al., 2004, indican que la fracción desnitrificantes de las PAO durante la fase anóxica, se encarga de la reducción de los nitratos y nitritos (Zeng et al., 2004).

2.2 Precipitación química del fósforo

Las sales metálicas utilizadas comúnmente para precipitar fosfatos son el cloruro de hierro y el sulfato de aluminio.

La adición de sales de hierro al agua para la remoción de fosfato da lugar a la formación de complejos intermediario con carga positiva que promueven los procesos de coagulación. La reacción entre Fe (III) y ortofosfato es muy rápida, y podría ser considerada instantánea. Debido a esta rapidez, se requiere que la mezcla entre los iones metálicos y el agua residual sea efectiva, para así evitar dosificar un exceso de coagulante. La mayoría de los estudios sostiene que el empleo de coagulantes metálicos mejora la remoción de SS y DBO, además, previene y controla el esponjamiento filamentoso de los lodos biológicos (De Gregorio, 2015).

La precipitación química del fósforo en aguas residuales tratadas mediante sistemas convencionales de lodos activados, a saber (De Gregorio, 2015):

- **Pre precipitación:** La adición de productos químicos para la precipitación del fósforo se aplica al agua residual previo a la sedimentación primaria. En este caso el fósforo precipitado se elimina con el lodo primario.
- **Co precipitación:** Los agentes químicos se adicionan a la entrada del tratamiento biológico para la formación de precipitados que se eliminarán con los lodos biológicos.
- **Post precipitación:** La adición de productos químicos se realiza al efluente de la sedimentación secundaria y la posterior eliminación de los precipitados químicos;

éstos suelen ser eliminados por filtración del efluente o en instalaciones de sedimentación complementarios.

2.2.1 Optimización del proceso de precipitación química con cloruro férrico para la remoción de fósforo

Marguti et al. (2008), estudiaron la eliminación de fósforo en los efluentes de los sistemas de tratamiento de aguas residuales anaerobias y aeróbicas, utilizando 3 tipos diferentes de corrientes provenientes de 2 estaciones depuradoras. Los resultados demuestran que la remoción de fósforo mediante mecanismos de precipitación química para las aguas servidas sin tratar del sistema aeróbico fue significativa, alcanzando reducciones en torno al 90%, para una concentración inicial de fósforo en el afluente de $9,0 \frac{mg}{L}$, utilizando $FeCl_3$ con relaciones molares situadas entre 2:1 a 3:1, entre cloruro férrico y fósforo presente en el agua residual. Además, notaron que la remoción de fosforo ocurrió con relativa independencia de la dosis de coagulante, ya que, para dosis iguales o superiores a $40 \frac{mg}{L}$ sus valores de remoción tendieron a un nivel constante (Marguti et al., 2008).

2.2.2 Inhibición de la eliminación biológica de fósforo y nitrógeno debido a la dosificación química

Liu et al. (2011), llevaron a cabo experimentos en sistemas de tratamiento biológico discontinuo a escala industrial y a escala de laboratorio con diferentes dosificaciones de agentes precipitantes, utilizando aguas residuales con $40 \frac{mg}{L}$ de nitrógeno y $10 - 20 \frac{mg}{L}$ de fósforo.

Los resultados demuestran que el tipo y la dosis de agentes químicos tienen un efecto inhibitorio aparente sobre la remoción de fósforo durante el tratamiento anaeróbico. La inhibición de la sal de aluminio sobre la remoción de fósforo es significativa (casi 25% para una dosis de $10 \frac{mg}{L}$ de sal de aluminio). Por otro lado, la sal de hierro provocó una inhibición sólo cuando se dosifican cantidades sobre $50 \frac{mg}{L}$ de sal de hierro (Liu et al., 2011).

La inhibición en la eliminación biológica de fósforo se atribuye a la acumulación los cationes en la masa de lodos. Al respecto, los autores recomiendan que se debe practicar una dosificación intermitente por tres razones: para evitar la acumulación excesiva de agentes

químicos en la masa de lodos, reducir la cantidad de dosificación química y mejorar la eliminación biológica de fósforo y nitrógeno. Por lo tanto, la operación de dosificación intermitente es un modo operativo efectivo para el proceso colaborativo de reacción biológica y eliminación simultánea de fósforo (Liu et al., 2011).

2.2.3 Estrategias de dosificación de hierro para la remoción química de fósforo

Kazadi et al. (2019), estudiaron el control de la dosificación química de hierro para la eliminación de fósforo en condiciones de carga dinámica para optimizar los aspectos operativos de una planta piloto de reactor biológico de membrana (MBR por sus siglas en inglés).

El fósforo se eliminó de la fase acuosa por precipitación química, dosificando $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ (sulfato de hierro (III) heptahidratado) y $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ (cloruro de hierro (III) hexahidratado), en tres puntos de dosificación distintos. $FeSO_4$ fue dosificado en el tanque de pre-aireación antes del decantador primario y en el tanque aeróbico, mientras que el $FeCl_3$ se añadió al final de la post-desnitrificación, antes de los tanques de membrana. (Kazadi et al., 2019).

Durante la precipitación simultánea, el hierro que se dosifica directamente a los biorreactores o tanques de membrana dentro del sistema MBR, donde se lleva a cabo el reciclaje de lodos con tiempo de retención mucho más largos (23 días), participa en la eliminación de fósforo. Además, el fósforo del efluente disminuye con el aumento del tiempo de retención de lodos, lo que indica que la edad del lodo es uno de los parámetros operativos clave que controlan el contenido de hierro en el lodo de los biorreactores e influye en la concentración de fósforo del efluente. Por otro lado, un tiempo de retención más alto implicaría el efecto potencialmente competitivo de acumular lodos más viejos y menos reactivos. Sin embargo, a partir de las observaciones a escala piloto, la reactividad de los óxidos de hierro hidratados se mantiene razonablemente, presumiblemente por el hierro, ciclando en el sistema MBR, experimentando reacciones oxidoreducción mientras alterna entre condiciones anóxicas y aeróbicas (Kazadi et al., 2019).

2.2.4 Efecto de la remoción de fósforo por precipitación química en la digestión y deshidratación de los lodos

Ojo & Ifelebuegu (2019), investigaron los efectos que tiene la precipitación química en el tratamiento de los lodos que se purgan de los biorreactores. Para esto, realizaron un estudio a escala de laboratorio utilizando muestras de lodos de una planta de tratamiento de aguas residuales con un sistema convencional de lodos activados. Analizaron muestras obtenidas de los tanques de sedimentación primaria y de lodos excedentes del tratamiento de aguas.

Los análisis se realizaron utilizando sales de hierro y aluminio como agentes precipitantes del fósforo, con dosis de, $100 \frac{mg}{L}$ de aluminio y hierro, logrando un efecto reductor en la digestión del lodo del orden de 20% y 35% respectivamente (Ojo & Ifelebuegu, 2019).

La deshidratación de los lodos con presencia de sales metálicas se vio beneficiada a medida que se aumentaba la concentración de las sales, con mejoras del 25% y 16% utilizando sales de aluminio y hierro, respectivamente, utilizando una concentración de $50 \frac{mg}{L}$. Esto puede deberse a la hidrólisis generada por los metales en el lodo. Sin embargo, para los lodos excedentes la deshidratación se vio afectada con el aumento de las concentraciones de las sales metálicas (Ojo & Ifelebuegu, 2019).

En base a esto, los autores recomiendan dosificar las sales metálicas en el tanque de sedimentación primaria, ya que beneficiaría la deshidratación del lodo.

2.2.5 Precipitación química como pretratamiento para la remoción de fósforo

Kim & Chung (2014), estudiaron la posibilidad de utilizar la precipitación química como un pretratamiento para aumentar la eficiencia de la remoción de fósforo. Para esto realizaron un estudio a escala de laboratorio, utilizando cloruro de polialuminio y cloruro férrico como agentes coagulantes en muestras que obtuvieron de 5 plantas de tratamiento de aguas residuales municipales en Kioto, Japón. Los resultados demostraron que para obtener remociones de hasta 90% del fósforo total en aguas residuales no tratadas, se necesitaron dosis de $12 - 20 \frac{mg Al}{L}$ y $9 - 18 \frac{mg Fe}{L}$. Sin embargo, para aguas residuales filtradas fueron necesarias dosis de $10 - 19 \frac{mg Al}{L}$ y $12 - 24 \frac{mg Fe}{L}$.

En base a esto, concluyeron que el uso del cloruro férrico como pretratamiento es más eficaz en aguas residuales sin filtrar, adicionalmente, el cloruro férrico presentó una alta tasa de remoción de los sólidos suspendidos totales, debido a que los flóculos arrastran estos sólidos a medida que sedimentan (Kim & Chung, 2014).

2.2.6 Efecto de las condiciones de operación en la remoción química de fósforo utilizando cloruro férrico

Caravelli et al. (2012), estudiaron el efecto que tenía el tiempo de sedimentación y la edad del lodo en la precipitación química del fósforo utilizando cloruro férrico como coagulante. Para esto, realizaron análisis con lodos biológicos de un reactor continuo de lodos activados a escala de laboratorio alimentado con aguas residuales provenientes de la industria láctea (Caravelli et al., 2012).

Los resultados indicaron que la concentración de fósforo no cambiaba si se aumentaba el tiempo de sedimentación (de 2h a 18h), con lo cual, descartaron los efectos de adsorción/desorción de fosfatos presente en los flóculos químicos. Con esto, se puede afirmar que los flóculos formados, sedimentan rápidamente al fondo del reactor, barriendo con los compuestos de hidróxido férrico formado, aumentando así el pH en el biorreactor (Caravelli et al., 2012).

Por otro lado, la edad del lodo jugó un papel importante en la capacidad de remoción de fósforo. En efecto, lodos con edad de 21 días, presentaron una mejora en su rendimiento luego de 15 días de dosificar cloruro férrico alcanzando porcentajes de remoción de hasta 97% de fósforo total. Luego de 3 semanas de aplicación de cloruro férrico con dosis de $10 \frac{mg}{L}$, mejoraron las propiedades de sedimentación del lodo. Esta mejora se asoció con la eliminación de microorganismos filamentosos. Al incrementar la edad de lodos a 40 días, se obtuvieron resultados mediocres luego de 120 días de iniciada la dosificación de cloruro férrico alcanzando valores de hasta $20 \frac{mg}{L}$ de fósforo total en el efluente tratado. En base a estos resultados, los autores recomendaron mantener una edad de 21 días en los lodos presentes en el biorreactor para un mejor rendimiento en la remoción de fósforo (Caravelli et al., 2012).

Conclusiones generales

En base a la revisión de literatura realizada, se concluye que existe un volumen importante de información acerca de la precipitación química de fósforo en los efluentes domésticos, en diferentes etapas del sistema de un tratamiento biológico convencional de lodos activados. Ello fue de gran utilidad para la realización de esta memoria de título, ya que el sistema SBR presenta, en esencia, los mismos procesos que un sistema de lodos activados convencional.

La literatura presenta abundante evidencia empírica acerca de las ventajas y desventajas de aplicar agentes químicos en diferentes etapas del tratamiento convencional y del efecto de factores operacionales que influyen en la eficiencia de remoción química del fósforo.

Gracias a las investigaciones analizadas, se logró determinar las características esenciales del cloruro férrico y el sulfato de aluminio, incluyendo sus capacidades inhibitoras del proceso biológico, la relación molar óptima para la remoción de fósforo y sus respectivas eficiencias de remoción.

Finalmente, se logró identificar una técnica de dosificación del coagulante para disminuir la cantidad a utilizar y la generación de lodos, además del efecto de los cationes en el tratamiento posterior de los lodos.

Los trabajos publicados en literatura demuestran que las características particulares de cada efluente a tratar afectan de manera significativa las dosis óptimas de agente químico, lo cual justifica realizar estudios experimentales caso a caso.

3 Hipótesis de Trabajo y Objetivos

Tal como se mencionó anteriormente, las sales metálicas remueven fósforo por precipitación química, entre las que se encuentran el cloruro férrico, que actualmente se utiliza en Pucón. Se espera que con una correcta dosificación del coagulante se logren obtener altas tasas de remoción. Por lo tanto, mejorando las condiciones de operación, sería posible obtener concentraciones de fósforo en el efluente dentro de los límites normativos.

Objetivo General

- Proponer medidas para mejorar la capacidad de remoción de fósforo en el sistema de tratamiento SBR Pucón.

Objetivos específicos

- OE 1: Evaluar la efectividad de los criterios empleados en la aplicación de cloruro férrico para la remoción de fósforo, a partir de los registros históricos de operación.
- OE 2: Verificar experimentalmente la efectividad del sulfato de aluminio como alternativa al cloruro férrico para la remoción de fósforo en la PTAS de Pucón.
- OE 3: Proponer mejoras en la dosificación y los procedimientos operacionales para asegurar el cumplimiento normativo.
- OE 4: Estimar los costos asociados a la propuesta de mejoramiento.

4 Metodología

En este capítulo se describe la metodología utilizada en la presente memoria de título.

4.1 Actividades

Se iniciará definiendo el concepto “dosis” (el cual es ampliamente usado a lo largo de este trabajo) como la concentración de la solución de coagulante en el agua residual una vez efectuada la adición de la solución de coagulante.

Actividades realizadas para el cumplimiento del OE 1:

- **Actividad 1.1:** Se llevó a cabo una recopilación y análisis de datos de la planta Pucón para determinar si existían problemas operativos o de diseño. Luego se estudió el proceso de un sistema SBR, para así, entender su funcionamiento e interiorizar los conocimientos sobre tratamiento de aguas servidas y eliminación de nutrientes, específicamente la eliminación del fósforo.
- **Actividad 1.2:** Se observó el comportamiento de los fosfatos en los 3 puntos marcados en la figura 1. para así determinar la cantidad de fósforo que es removido mediante procesos biológicos (fósforo total) sin adición de coagulante. Además, se midió la cantidad de sólidos suspendidos totales (SST) y la turbidez. Los procedimientos de muestreo y análisis se describen mas adelante.

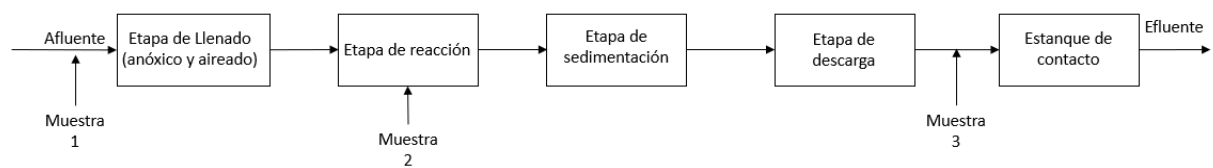


Figura 1. Diagrama de bloques, operación sistema SBR PTAS Pucón,

- **Actividad 1.3:** Se determinaron las dosis de cloruro férrico para realizar el análisis, para esto, se utilizan los datos de diseño de la planta y datos teóricos obtenidos de literatura. Las dosis que se utilizaron fueron las siguientes

Tabla 1. Dosis cloruro férrico. (Dobles & Páez, 2020)

Químico	Razón másica mínima (Sal metálica: P)	Razón másica máxima (Sal metálica: P)	Dosis utilizadas (mg/L)
Cloruro férrico	7.8:1	15.6:1	10; 30; 50; 80

El procedimiento utilizado para la comparación de los datos consistió en medir las concentraciones de fósforo total, turbidez y sólidos suspendidos totales antes y después de agregar las dosis de coagulante previamente seleccionadas.

Los muestreos se realizaron en el mes de diciembre del año 2022, utilizando bidones de 25 litros para obtener las muestras en la planta de Pucón, para luego ser trasladadas a la planta de tratamiento de aguas servidas de Temuco donde se procedió a la obtención del clarificado y luego realizar las mediciones de los parámetros.

Actividades realizadas para el cumplimiento del OE 2:

- **Actividad 2.1:** Se determinaron las dosis de sulfato de aluminio a utilizar, para lo cual se realizó una búsqueda bibliográfica para determinar la razón entre la dosis recomendada de la sal metálica y el fósforo presente en el sistema.

Tabla 2. Dosis sulfato de aluminio. (Dobles & Páez, 2020)

Químico	Razón másica mínima (Sal metálica: P)	Razón másica máxima (Sal metálica: P)	Dosis utilizadas (mg/L)
Sulfato de aluminio	13:1	22:1	10; 30; 50; 80

- **Actividad 2.2:** Se dosificó sulfato de aluminio en los 3 puntos marcados en la figura 5 para así determinar la eficiencia de remoción de este coagulante.

- **Actividad 2.3:** Se comparó la eficiencia de remoción del sulfato de aluminio con la del cloruro férrico para así determinar cuál es el coagulante que presenta una mayor ventaja a la hora de remover fósforo.

Actividades realizadas para el cumplimiento del OE 3:

- **Actividad 3.1:** Se procedió a ordenar los datos obtenidos de las mediciones de fósforo total, turbidez y SST, para luego, analizarlos y así seleccionar el coagulante que presente una mayor eficiencia de remoción para el fósforo total.
- **Actividad 3.2:** Se generó una herramienta para que el operador pueda seleccionar la dosis de coagulante a aplicar en base a la concentración de fósforo en el afluente.
- **Actividad 3.3:** En base a la revisión bibliográfica se propusieron mejoras en la dosificación del coagulante.

Actividades realizadas para el cumplimiento del OE 4:

- **Actividad 4.1:** En base a los resultados obtenidos, se estimó el impacto que tendrían las nuevas dosificaciones en el costo total del tratamiento de las aguas residuales.
- **Actividad 4.2:** En base a los resultados obtenidos, se estimó el impacto que tendrán las nuevas dosificaciones en la generación de lodos, y a su vez, a cuanto incrementaría el costo de transporte y disposición final de los mismos.

Se utilizaron dosis de 10, 30, 50 y $80 \frac{mg}{L}$ de cloruro férrico y sulfato de aluminio. Para el caso del cloruro férrico, éste presenta una concentración original de $625,0 \frac{g}{L}$ que se obtuvo multiplicando su porcentaje en peso (42%) por su densidad ($1,489 \frac{kg}{L}$). Estos valores fueron indicados por Química del Sur, el cual es proveedor de cloruro férrico para Aguas Araucanía.

Se preparó una solución intermedia más diluida para facilitar una dosificación más precisa. La solución original se diluyó en 800 mL de agua destilada obteniendo una concentración de $7,8 \frac{g}{L}$.

Para obtener la dosis requerida dentro del agua a tratar (volumen de agua a tratar de 1000 mL) se empleó la siguiente fórmula, para así determinar el volumen requerido a dosificar al agua residual:

$$C_1 * V_1 = C_2 * V_2 \quad (1)$$

Donde:

C_1 = concentración de cloruro ferrico en solución diluida

V_1 = volumen de cloruro ferrico a inyectar en el agua residual

C_2 = concentración de estudio del cloruro férrico en el agua residual

V_2 = volumen del agua residual a utilizar.

Para el caso del sulfato de aluminio se utilizaron 10 gramos en 800 mL de agua destilada obteniendo así una concentración de $12,5 \frac{g}{L}$. Para el volumen a inyectar al agua residual se utilizó la ecuación 1, la misma que se utilizó para el cloruro férrico, para luego proceder a realizar test de jarras. El volumen requerido de cada coagulante para las diferentes dosis, se calculó utilizando un volumen promedio de descarga de agua residual durante el periodo de verano de $7.026 \frac{m^3}{día}$

La generación de lodos se estimó realizando un balance de masas utilizando la ecuación 2.



La relación molar entre el cloruro y el fosfato férrico es de 1:1. Utilizando la masa molar del cloruro férrico (ie. $161 \frac{kg}{kmol}$) y la cantidad mensual que se utilizaría si se aumenta la dosificación, se puede estimar la cantidad de lodos de fosfato férrico que se generarían.

4.2 Normativas de muestreo

Los muestreos se realizaron bajo la normativa chilena existente, cuyos procedimientos para el monitoreo de residuos líquidos están contenidos en la Norma Chilena Oficial NCh 411/2 Of 96, Calidad del agua – Muestreo – Parte 2: Guía sobre técnicas de muestreo., s. f.; NCh 411/3 Of 96, Calidad del agua – Muestreo – Parte 3: Guía sobre la preservación y manejo de las muestras., s. f., y NCh 411/10 Of 97, Calidad del agua – Muestreo – Parte 10: Guía para el muestreo en aguas residuales., s. f..

La toma de muestra estuvo a cargo del personal de la planta de tratamiento de Pucón.

4.3 Ensayos de laboratorio

4.3.1 Test de jarras

El ensayo de test de jarras se realizó para determinar la dosis óptima de coagulante para las distintas muestras seleccionadas. El equipo utilizado para el test de jarras se encuentra en la planta de tratamiento de aguas servidas de la ciudad de Temuco y cuenta con las siguientes características:



Figura 2. Test de jarras

4.3.1.1 Metodología ocupada en el ensayo

La metodología utilizada se basa en la norma ASTM D2035-80 (2003) “Standard Practice for Coagulation – Flocculation Jar Test of Water”, en la que se señala la forma de preparación de las soluciones que se van a ocupar en el ensayo del test de jarras.

Se prepararon soluciones madres de los coagulantes para obtener concentraciones tales que fuera posible cumplir con las cantidades necesarias para los volúmenes de muestra seleccionadas.

4.3.1.2 Procedimiento para el ensayo del test de jarras

El procedimiento utilizado para el test de jarras se realizó con distintas dosis previamente seleccionadas, para así, analizar cómo es la remoción de fósforo en cada punto.

Los puntos de muestreo, coagulantes y dosis utilizadas se muestran de manera más específica en la tabla 3 y 4.

Tabla 3. Dosis cloruro férrico y puntos a analizar.

Cloruro Férrico		Dosis ($\frac{mg}{L}$)			
Punto Muestreo	Blanco	10	30	50	80
Afluente	3	3	3	3	3
Reacción	3	3	3	3	3
Efluente	3	3	3	3	3

Tabla 4. Dosis sulfato de aluminio y puntos a analizar.

Sulfato de aluminio		Dosis ($\frac{mg}{L}$)			
Punto Muestreo	Blanco	10	30	50	80
Afluente	3	3	3	3	3
Reacción	3	3	3	3	3
Efluente	3	3	3	3	3

En cada punto se tomaron 3 muestras para cada dosis.

Además, se utilizó un blanco (muestra sin adición de coagulantes), para así comparar la cantidad de fósforo que se elimina en cada punto seleccionado.

El procedimiento utilizado fue el siguiente:

- Colocar vaso precipitado de 1 litro debajo de cada una de las paletas de agitación.
- En cada vaso añadir 1 litro de una muestra proveniente de los puntos de muestreo.
- Dejar constancia de las dosis de coagulante agregadas en cada caso.
- Añadir la misma cantidad de coagulante en cada vaso
- Colocar las paletas de agitación dentro de los vasos, arrancar el agitador y operarlo durante 1 min a una velocidad de 120 – 150 rpm.
- Al cabo de un minuto, retirar el vaso y dejar sedimentar la muestra durante 30 minutos.
- Luego de los 30 minutos retirar el clarificado para realizar los análisis requeridos.

Este proceso se repitió para un total de 81 vasos precipitados.

4.3.2 Análisis químicos

Para los análisis de fósforo total y SST se utilizó la normativa chilena 2313 (NCh 2313).

Para el fósforo total se trabajó con curvas de calibración.

4.3.2.1 Normativa analítica

- **NCh 2313/3, Of 95**, decreto supremo N°545 de 2009 del Ministerio de Obras Públicas: Aguas Residuales – Métodos de análisis Parte 3: Determinación de Sólidos Suspendidos Totales secados a 103°C – 105°C (Ministerio de Obras Públicas, 2009).
Principio: Filtrar una muestra través de un filtro tarado de 47 mm con poros de 5 – 11 µm. Luego secar el residuo retenido hasta masas constante, a 103°C – 105°C. El aumento de masa del filtro representa el contenido de sólidos suspendidos totales.
- **NCh 2313/15, Of 97**, Decreto Supremo N°949 de 2009 del Ministerio de Obras Públicas: Aguas residuales - Métodos de análisis Parte 15: Determinación de Fósforo Total (Ministerio de Obras Públicas, 2009).
Principio: Conversión de las diferentes formas de fósforo en ortofosfato disuelto y detección colorimétrica. Para este estudio se trabajó con la digestión en ácido sulfúrico – ácido nítrico.

Curvas de calibración para el fósforo

Tabla 5. Concentración de fósforo y absorbancia.

Concentración Fósforo mg/L	Absorbancia 400 nm
0	0
0.5	0,074
0.5	0,077
0.5	0,078
1	0,15
1	0,155
2	0,295
2	0,293
3	0,444
3	0,441
4	0,593
4	0,597
5	0,727
5	0,726
6	0,87
6	0,875
Coefficiente Correlación	0,9998

En base a los datos anteriores, se puede generar la siguiente curva de calibración:

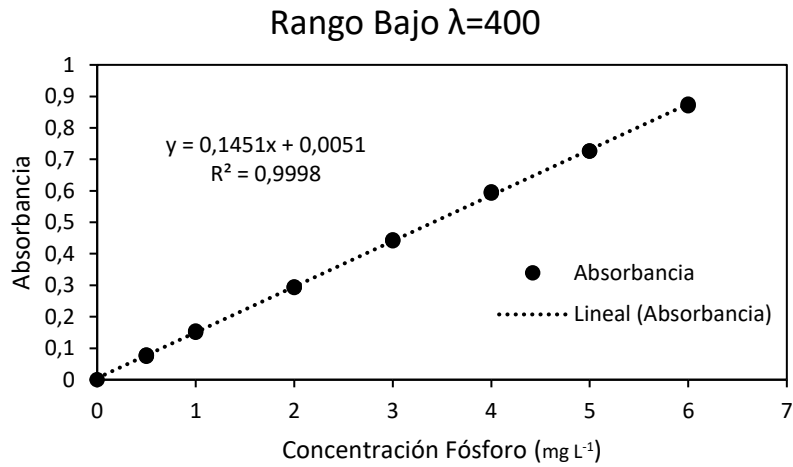


Figura 3. Curva calibración fósforo rango bajo

Tabla 6. Concentración de fósforo y absorbancia

Concentración Fósforo mg/L	Absorbancia 420 nm
0	0
2	0,183
2	0,18
5	0,455
5	0,457
6	0,543
6	0,549
8	0,713
8	0,719
9	0,806
9	0,802
10	0,892
10	0,895
12	1,074
12	1,073
Coeficiente Correlación	
0,9998	

En base a los datos anteriores, se puede generar la siguiente curva de calibración:

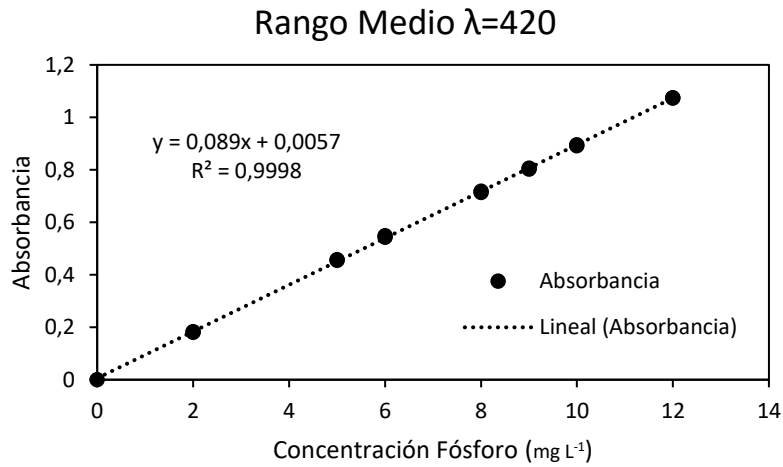


Figura 4. Curva calibración fósforo rango medio

Tabla 7. Concentración de fósforo y absorbancia.

Concentración Fósforo mg/L	Absorbancia 470 nm
0	0
4	0,131
4	0,131
8	0,256
8	0,26
10	0,317
10	0,318
12	0,382
12	0,381
16	0,516
16	0,515
18	0,57
18	0,572
20	0,632
20	0,635
Coeficiente Correlación	
0,9997	

En base a los datos anteriores, se puede generar la siguiente curva de calibración:

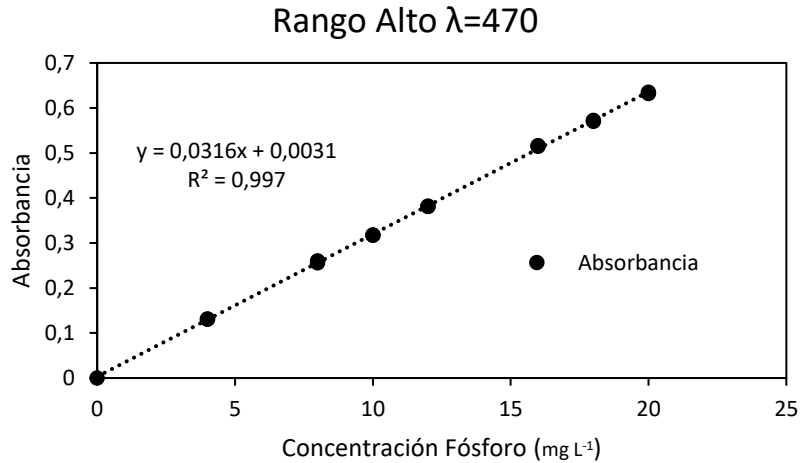


Figura 5. Curva calibración fósforo rango alto.

Para el análisis de la turbidez se utilizó un turbidímetro portátil (Hach, 2100Q, Estados Unidos)



Figura 6. Turbidímetro portátil

4.3.3 Análisis colorimétrico

Luego de realizar los análisis químicos utilizando la NCh 2313/15 para fósforo total, se utilizó el espectrofotómetro (Hach, DR- 3900, Estados Unidos) para medir fósforo total por colorimetría.

Este equipo cuenta con las siguientes características:

Tabla 8. Características espectrofotómetro.

Especificaciones	
Exactitud de longitud de onda	$\pm 1,5$ nm (rango de longitud de onda 340 – 900 nm)
Fuente de luz	Relleno de gas, Tungsteno (visible)
Linealidad fotométrica	< 0,5% - 2 abs

	$\leq 0,01\%$ a >2 Abs con vidrio neutro a 546 nm
Luz difusa	$<0,1\%$ T a 340 nm con $NaNO_2$
Modo de operación	Transmitancia (%), absorbencia y concentración, exploración
Rango de longitud de onda	320 – 1100 nm
Rango de medición fotométrica	$\pm 3,0$ Abs (rango de longitud de onda 340 – 900 nm)
Reproducibilidad de longitud de onda	$\pm 0,1$ nm
Velocidad de escaneado	>8 nm/S (en fases de 1 nm)



Figura 7. Espectrofotómetro DR. 3900.

En este equipo fueron ingresadas las curvas de calibración que se mostraron en el apartado 4.3.2.1, por lo que los datos que se obtendrán estarán medidos bajo la normativa chilena vigente.

El análisis se llevó a cabo durante 4 semanas.

- Semana 1: Se realizó el traslado de las muestras desde Pucón a Temuco para luego proceder a realizar la sedimentación y la adición de los diferentes coagulantes,
- Semana 2: Se procedió al análisis de Fósforo total, SST y turbidez para las muestras obtenidas del reactor.
- Semana 3: Se procedió al análisis de Fósforo total, SST y turbidez para las muestras obtenidas del afluente.
- Semana 4: Se procedió al análisis de Fósforo total, SST y turbidez para las muestras obtenidas del efluente.

5 Resultados y discusión

En este capítulo se presentan y discuten los resultados de este trabajo. Primeramente, se entrega una revisión de los datos históricos de la planta y el comportamiento del fósforo a lo largo del año, constatando los valores de diseño con la realidad operacional actual. Luego, se presentan los resultados experimentales obtenidos mediante test de jarras para comparar la eficiencia de remoción de fósforo utilizando cloruro férrico y sulfato de aluminio. Finalmente se entrega una propuesta de criterios de dosificación de coagulante para asegurar el cumplimiento normativo y una estimación de los costos asociados.

5.1 Análisis de datos históricos de operación

Para establecer los criterios operacionales para la aplicación de cloruro férrico, primeramente, se realizó una recopilación de datos, sobre el comportamiento del fósforo a la entrada y a la salida de la planta desde 2012 hasta 2022.

La Figura 8, resume los valores promedio mensual de concentración de fósforo en el afluente de la PTAS de Pucón y en el efluente tratado, correspondientes al periodo 2012-2022. Se observa una marcada estacionalidad en el afluente, siendo el periodo de verano (enero a marzo) donde se constata la mayor concentración de fósforo en las aguas a tratar. Ello es un reflejo del aumento estacional de la población debido al turismo, además, de la reducción de lluvias durante este periodo. Las altas desviaciones estándar que se presentan en el gráfico indican la existencia de una gran variabilidad en la cantidad de turistas que llegan cada año, además de cambios en intensidad de las precipitaciones veraniegas.

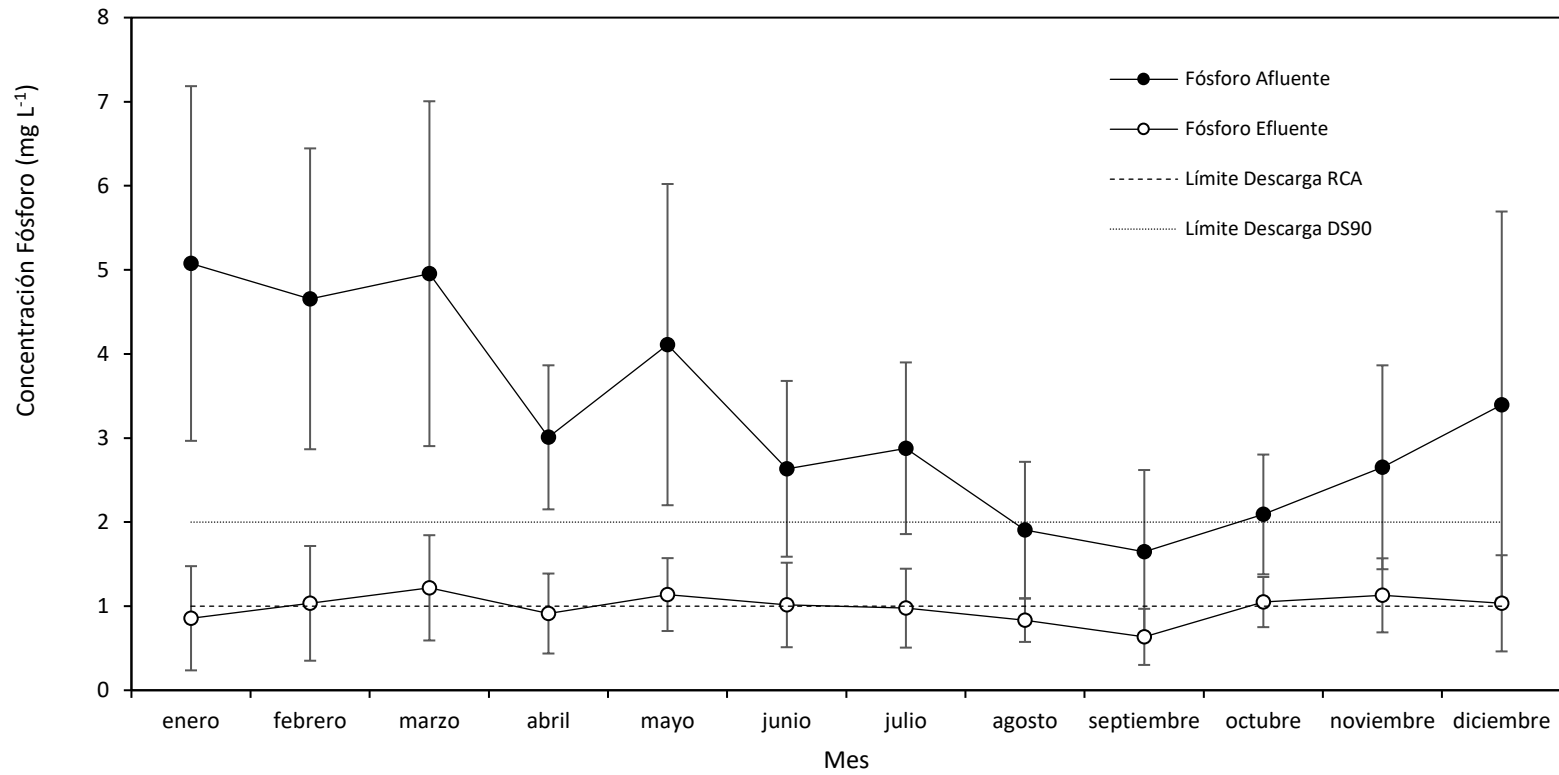


Figura 8. Concentración promedio de fósforo en afluyente y efluente, entre el periodo 2012 a 2022.

En la figura 8, se puede apreciar claramente que la concentración de fósforo en el efluente tratado siempre se encuentra bajo $2 \frac{mg}{L}$, el cual es el límite de descarga del Decreto Supremo 90-2000 Min. SEGPRES. Desgraciadamente, se observa también una frecuente transgresión al límite de $1 \frac{mg}{L}$ establecido por la Resolución de Calificación Ambiental aplicable a la PTAS de Pucón.

Los datos históricos sobre la aplicación de cloruro férrico a lo largo de los meses, desde el año 2012 hasta 2022 se resumen en las figuras 9 y 10.

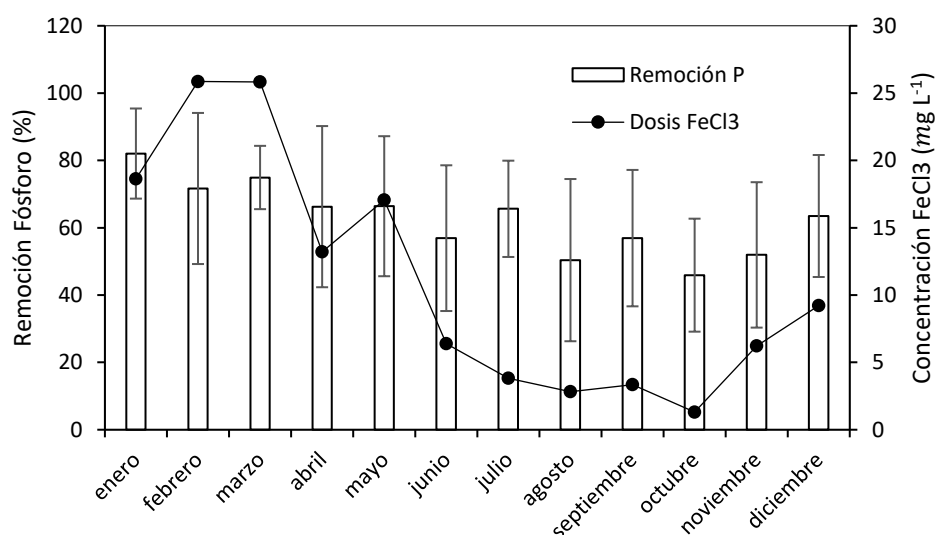


Figura 9. Remoción de fósforo y estacionalidad.

La Figura 9 muestra el promedio mensual de la dosificación de cloruro férrico y el correspondiente porcentaje de remoción de fósforo, entre el periodo 2012 y 2022. Se puede observar una marcada estacionalidad en las dosis de cloruro férrico aplicadas, con mayores valores durante el periodo de verano, de enero a marzo. La dosificación baja en el periodo invernal debido a que disminuye la concentración de fósforo en la alimentación producto de la dilución por las lluvias, reduciendo así la dosis de coagulante necesaria para su control. La tasa de remoción de fósforo se encuentra en el rango 40% - 80% a lo largo del año independiente de la dosificación de cloruro férrico que se adicione al sistema.

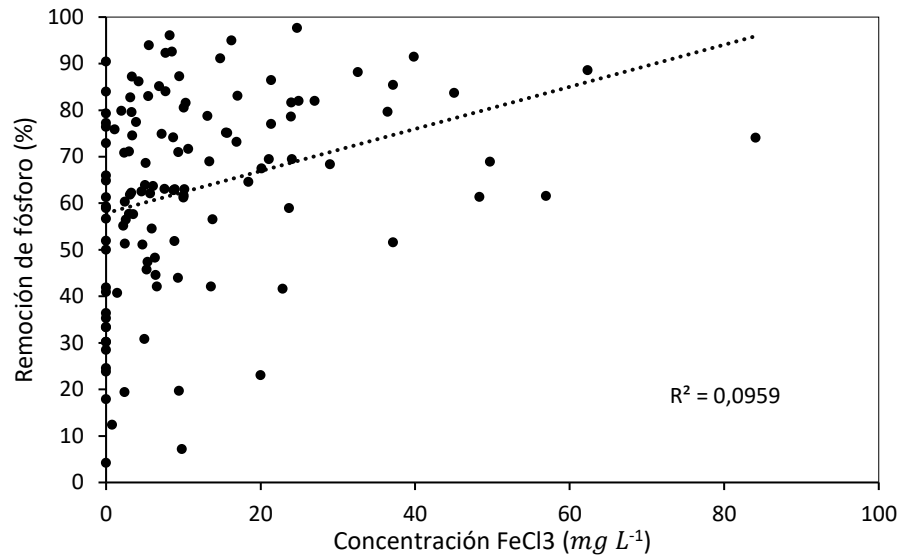


Figura 10. Concentración cloruro férrico adicionada al reactor biológico y cómo afecta a la remoción de fósforo.

Por otro lado, la Figura 10 presenta la remoción efectiva de fósforo en función de la dosis de cloruro férrico aplicada. Se observa que la mayor frecuencia se concentra entre las dosis 0 a $40 \frac{mg}{L}$ de coagulante, siendo esta, la concentración de cloruro férrico alcanzada en el reactor biológico. Sin embargo, el coeficiente de correlación es muy bajo ($R^2 = 0,095$) por lo que no se constata una correlación directa entre la dosis de cloruro férrico aplicada y el porcentaje de remoción de fósforo. Esto quiere decir que no es posible afirmar que mientras mayor sea la cantidad de cloruro férrico agregado, mayor será la cantidad de fósforo removido, esto bajo las condiciones de operación de la PTAS de Pucón.

Es necesario aclarar que actualmente se aplica cloruro férrico en base a la medición de fósforo libre que se realiza a la descarga o efluente del reactor biológico. Es decir, si la concentración de fósforo en la descarga del biorreactor presenta un valor superior a $1,5 \frac{mg}{L}$, se procederá a realizar la aplicación de cloruro férrico; por otro lado, si la medición a la descarga marca un valor inferior a $1,5 \frac{mg}{L}$, no se aplica cloruro férrico.

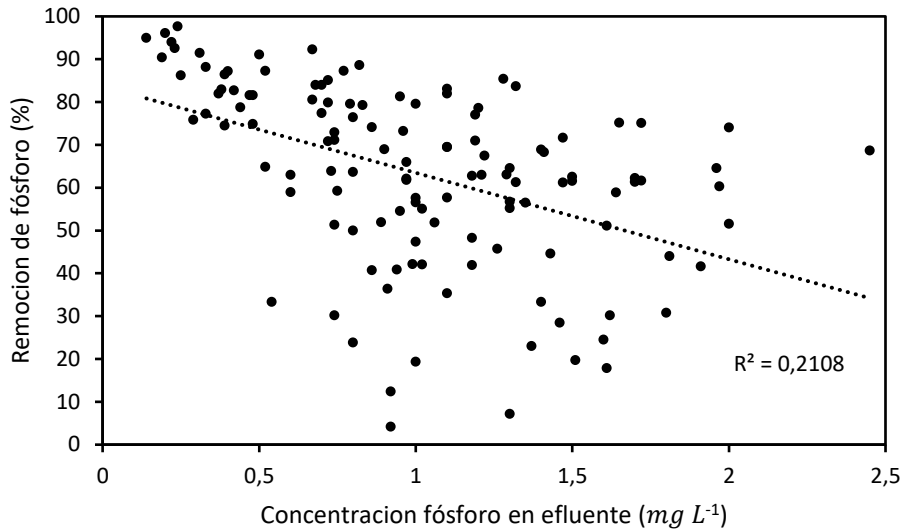


Figura 11. Concentración de fósforo en efluente y cómo influye en la remoción de fósforo.

La figura 11 presenta el porcentaje de remoción de fósforo en función de la concentración de fósforo en el efluente. Se observa que a medida que la concentración de fósforo en el efluente aumenta, el porcentaje de remoción de fósforo disminuye. Sin embargo, el coeficiente de correlación es muy bajo ($R^2 = 0,2108$) por lo que no se constata una correlación directa entre la concentración de fósforo en el efluente y el porcentaje de remoción de fósforo. Esto quiere decir que no es posible afirmar que mientras mayor sea la concentración de fósforo en el efluente, menor será la cantidad de fósforo removido, esto bajo las condiciones de operación de la PTAS de Pucón. En base a esto, podemos concluir que medir la concentración de fósforo en el efluente no es un buen indicador ya que, si la concentración es muy alta, las acciones que se puedan realizar para disminuirla serán luego de que el efluente se vierta en el lago Villarrica.

5.2 Comparación de datos de diseño y condiciones actuales de operación

Las figuras 12, 13, 14 y 15 comparan las cargas de fósforo, nitrógeno, DBO y SST, respectivamente, registradas en 2021, con aquellas utilizadas como criterio de diseño de la planta, para el año 2020, según la ampliación realizada el año 2007.

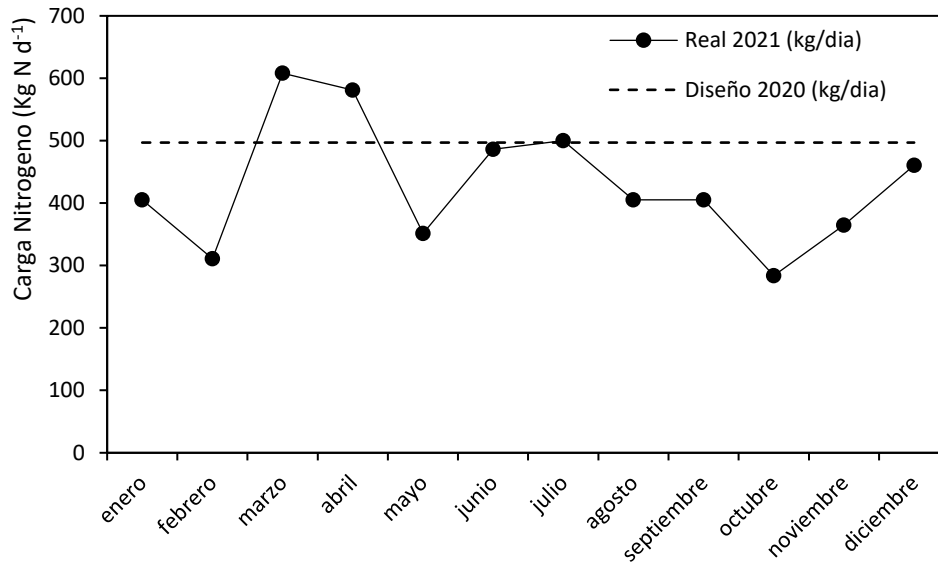


Figura 12. Comparación carga de diseño (2020) y carga real de nitrógeno PTAS Pucón (2021).

La Figura 12 muestra que las cargas reales de nitrógeno para el año 2020 son inferiores a las cargas proyectadas en el diseño de la planta, salvo en un par de meses puntuales. Efectivamente, la PTAS de Pucón fue diseñada considerando que para 2020 la carga diaria sería del orden de 500 kg de nitrógeno, mientras que la realidad operacional para ese año presenta valores que están bajo el promedio $430 \frac{kg}{dia}$, exceptuando marzo y abril, donde se superó este valor.

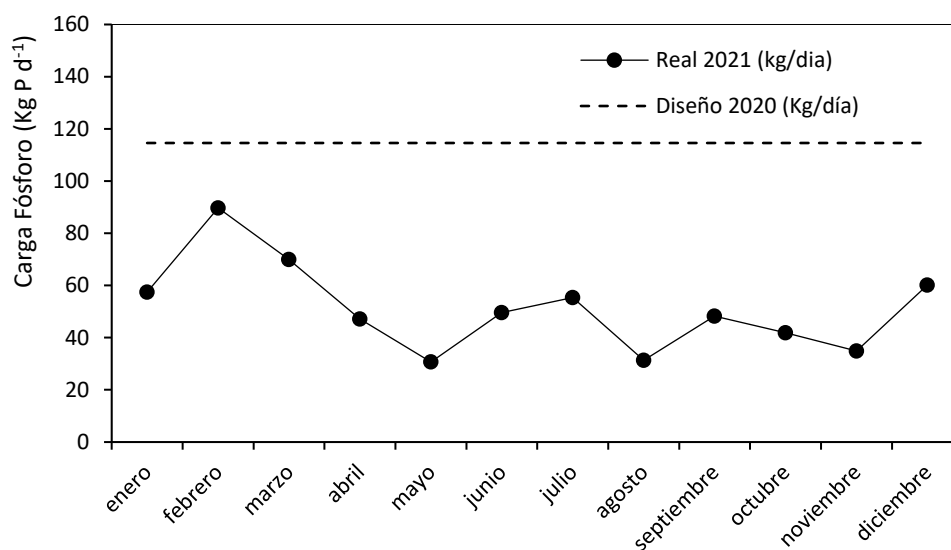


Figura 13. Comparación carga de diseño (2020) y carga real de fósforo PTAS Pucón (2021).

La Figura 13 muestra que las cargas reales de fósforo para el año 2020 son inferiores a las cargas proyectadas en el diseño de la planta. La PTAS de Pucón fue diseñada considerando que para 2020 la carga diaria sería del orden de 115 kg de fósforo, mientras que la realidad operacional para ese año no superó $90 \frac{kg}{día}$, con un promedio anual de $50 \frac{kg}{día}$.

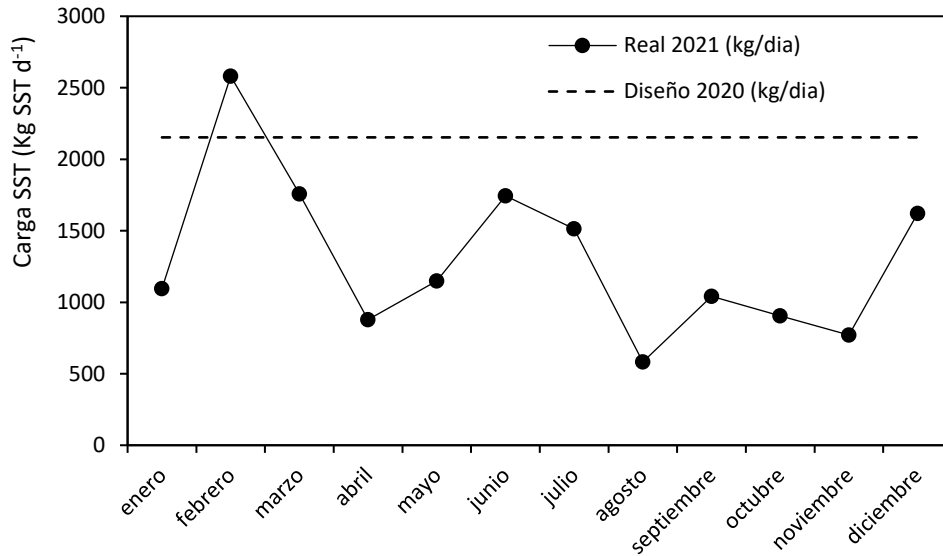


Figura 14. Comparación carga de diseño (2020) y carga real de solidos suspendidos totales (SST) PTAS Pucón (2021).

La Figura 14 muestra que las cargas reales de solidos suspendidos totales para el año 2020 son inferiores a las cargas proyectadas en el diseño de la planta, salvo en un mes puntual. La PTAS de Pucón fue diseñada considerando que para 2020 la carga diaria seria del orden de 2100 kg de solidos suspendidos totales, mientras que la mayoría de las mediciones están bajo el promedio de $1300 \frac{kg}{dia}$, con la excepción del mes de febrero.

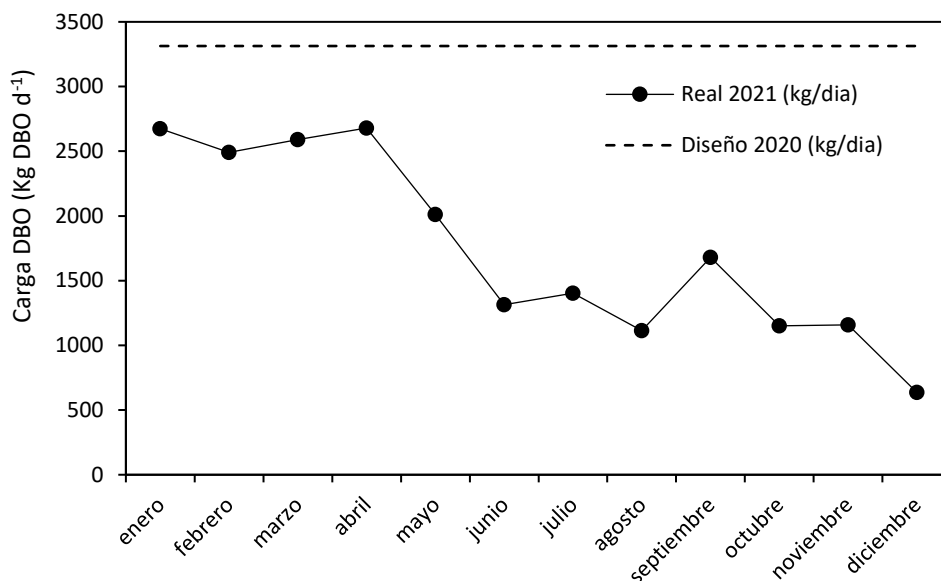


Figura 15. Comparación carga de diseño (2020) y carga real de DBO PTAS Pucón (2021).

La misma situación que para el fósforo se nota con la carga de DBO₅ en la Figura 15, donde se observa que las cargas reales de DBO₅ para el año 2020 son inferiores a las cargas proyectadas en el diseño de la planta. La PTAS de Pucón fue diseñada considerando que para 2020 la carga diaria sería del orden de 3300 kg de DBO₅, mientras que la realidad operacional para ese año no superó $2700 \frac{kg}{día}$, con un promedio anual de $1700 \frac{kg}{día}$.

En base a los análisis de las figuras 12, 13, 14 y 15, se puede concluir que la planta aún tiene vida útil remanente, sin que su capacidad se vea sobrepasada significativamente. Sin embargo, se recomienda realizar esta comparación anualmente, para llevar un registro en caso de que se sobrepasen las capacidades de operación de la PTAS Pucón de manera imprevista, en cuyo caso se debería considerar una nueva ampliación de la planta.

Por otro lado, la Tabla 9 presenta una comparación entre las condiciones de diseño y de operación real correspondiente al año 2022 para la dosificación de cloruro férrico.

Tabla 9. Comparación entre criterio de diseño y operación real planta de Pucón, para la aplicación de cloruro férrico.

Cloruro Férrico (FeCl₃)	Unidad	Diseño	Operación
Dosis	$\frac{mg}{L}$	38	17
Cantidad total diario	$\frac{kg}{dia}$	1.609	172 ± 205
	$\frac{L}{dia}$	1.081	137 ± 115
Cantidad por ciclo	$\frac{L}{ciclo}$	69	30
Caudal aplicación	$\frac{L}{h}$	765	150
	$\frac{L}{min}$	13	3

Se observa una marcada diferencia entre la dosis y el volumen diario de cloruro férrico aplicado en la operación actual de la planta, comparada con los valores proyectados en el diseño.

Se demuestra que los valores proyectados son muy superiores a los que se verifican en su operación real. Se puede concluir que esta fuerte discrepancia entre la dosificación de cloruro férrico en la operación real y las recomendaciones establecidas en el diseño original pueden ser causantes de las dificultades para cumplir cabalmente con el marco normativo.

El trabajo experimental que se presenta a continuación tiene como objetivo verificar esta hipótesis.

5.3 Resultados experimentales de aplicación de coagulantes en diferentes puntos del proceso

En esta sección se presentan los resultados experimentales para verificar el efecto de diferentes dosis de coagulantes en muestras de efluentes obtenidas de la corriente de alimentación del biorreactor y a la salida de éste.

Las figuras 16, 17 y 18 muestran el efecto de la dosis de cloruro férrico en la tasa de remoción de fósforo y su concentración final, para el afluente crudo, biorreactor y efluente tratado, respectivamente. Se ensayaron dosis de 0, 10, 30, 50 y 80 $\frac{mg}{L}$ de cloruro férrico.

En los 3 casos, se puede observar que la tasa de remoción de fósforo incrementa con un aumento de la dosificación del coagulante, con la consiguiente disminución de la concentración final de fósforo.

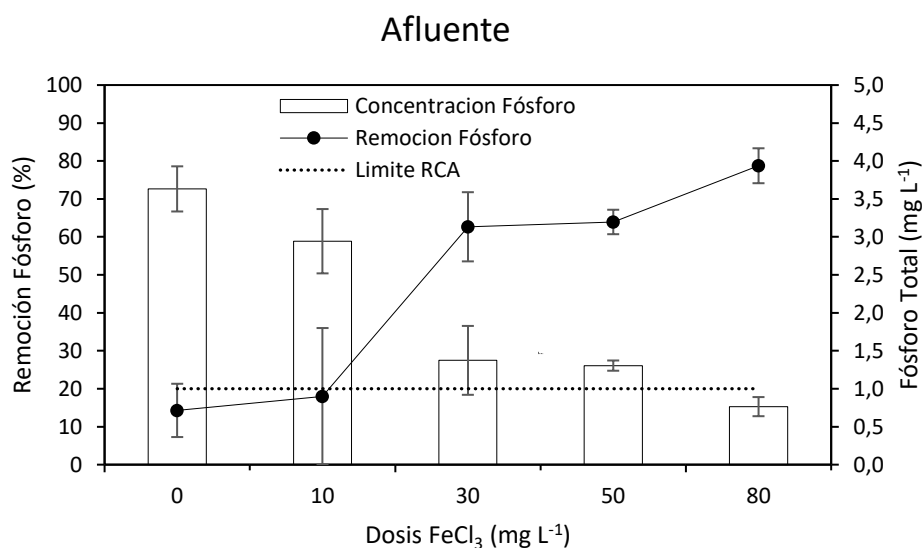


Figura 16. Efecto de la dosis de cloruro férrico en la tasa de remoción de fósforo y su concentración final de fósforo en el afluente.

Como se ve en la Figura 16, la aplicación de dosis de 80 $\frac{mg}{L}$ de cloruro férrico permitiría lograr niveles de concentración de fósforo inferiores a 1 $\frac{mg}{L}$, sólo considerando la remoción de fósforo por vía química. Sin embargo, la aplicación de una dosis tan grande podría traer efectos negativos en los procesos biológicos dentro del biorreactor, lo cual no fue posible verificar en este trabajo de memoria de título por limitaciones logísticas y restricciones de tiempo.

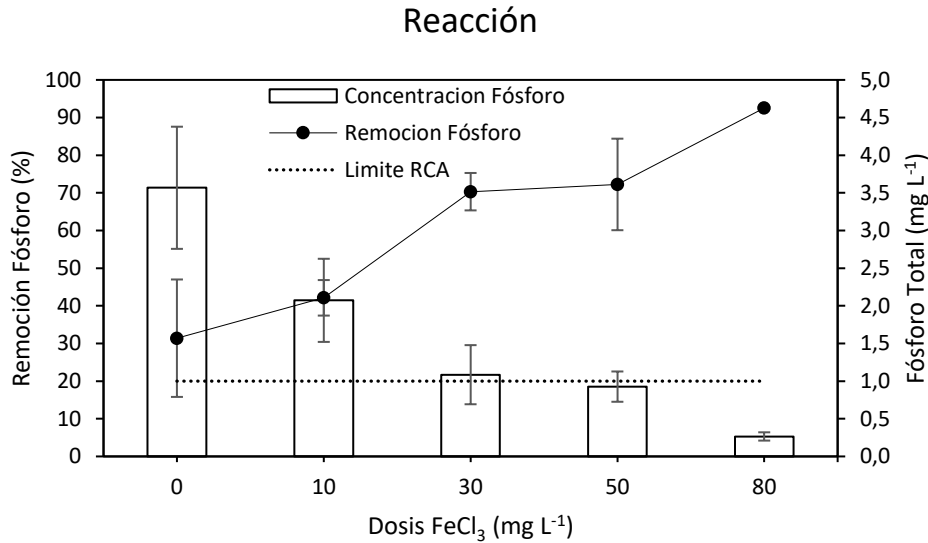


Figura 17. Efecto de la dosis de cloruro férrico en la tasa de remoción de fósforo y concentración final de fósforo en la reacción.

Como se ve en la Figura 17, al igual que en el afluente crudo, la aplicación de dosis de $80 \frac{mg}{L}$ de cloruro férrico en la etapa de reacción permitiría lograr niveles de concentración de fósforo inferiores a $1 \frac{mg}{L}$. La muestra obtenida de la PTAS de Pucón para la fase de reacción contenía microorganismos, los cuales, se encargan de remover fósforo de manera biológica. Sin embargo, en los ensayos realizados, esta remoción no es representativa ya que no se cumplieron con las condiciones requeridas para que los microorganismos trabajen de manera óptima, por lo que, al igual que para el afluente crudo solo se tomó en cuenta el fósforo removido por vía química.

Sin embargo, mediante el análisis de los datos históricos de la PTAS Pucón, se determinó que la remoción biológica de fósforo en el proceso real es del orden de 55% - 65%. Por lo tanto, se puede prever que los valores de remoción de fósforo reportados en las figuras 15 y 16, se verán incrementados debido al aporte que realiza la remoción biológica de este nutriente en la operación real.

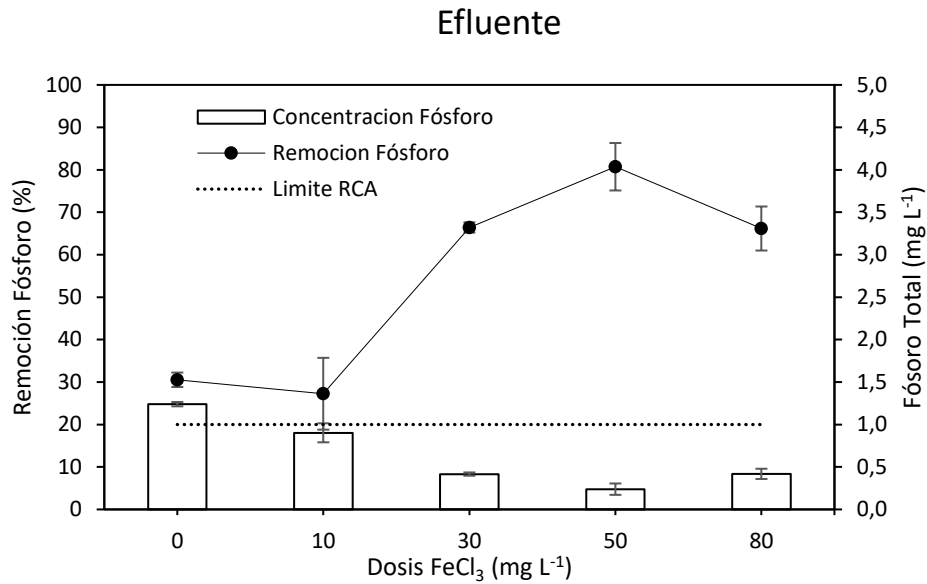


Figura 18. Efecto de la dosis de cloruro férrico en la tasa de remoción de fósforo y concentración final de fósforo en el efluente.

Como vemos, en la Figura 18, si el coagulante se aplica al efluente tratado, a la salida del biorreactor, se logran concentraciones de fósforo menores a $1 \frac{mg}{L}$ con dosificaciones iguales o superiores a $30 \frac{mg}{L}$ de cloruro férrico. Sin embargo, el uso de cloruro férrico en este punto conllevaría la construcción de un tanque de sedimentación adicional para sedimentar el fosfato férrico.

Los resultados experimentales de test de jarras, utilizando sulfato de aluminio como agente coagulante se muestran en las Figuras 18, 19, 20, para los mismos puntos de muestreo que en el caso del cloruro férrico.

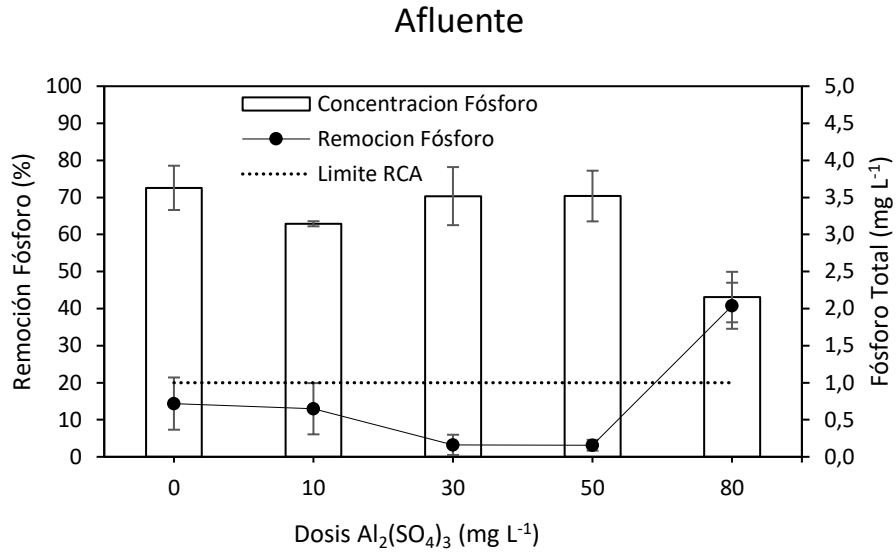


Figura 19. Efecto de la dosis de sulfato de aluminio en la tasa de remoción de fósforo y concentración final de fósforo en el afluyente.

Tal como se observa en la Figura 19, la dosificación de sulfato de aluminio en el rango 0 – $80 \frac{\text{mg}}{\text{L}}$ no logra reducir la concentración de fósforo a los niveles requeridos por el marco legal. En base a esto, se descarta el uso del sulfato de aluminio en esta fase del proceso.

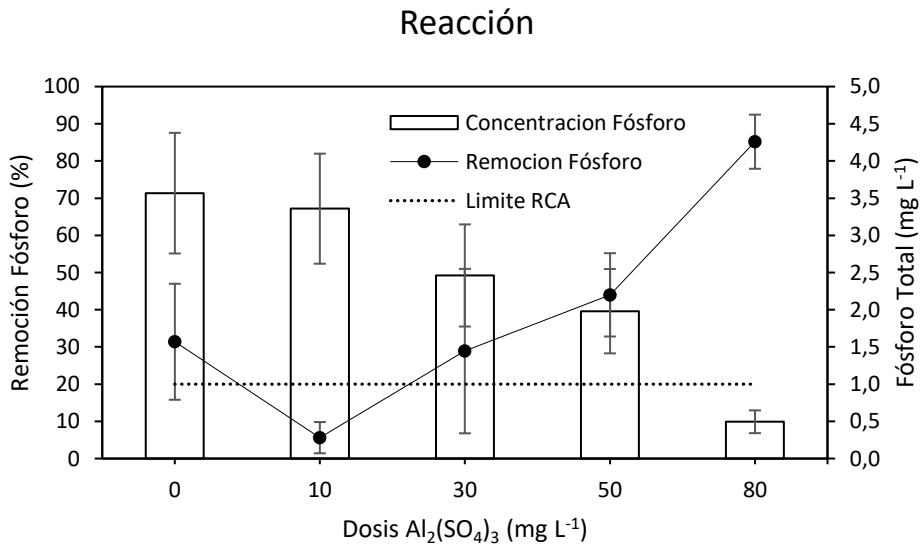


Figura 20. Efecto de la dosis de sulfato de aluminio en la tasa de remoción de fósforo y concentración final de fósforo en la reacción.

En el caso de las muestras tomadas en el biorreactor (Figura 20), se consta que se requiere de dosis de $80 \frac{mg}{L}$ de sulfato de aluminio para llegar a valores cercanos a $1 \frac{mg}{L}$ de fósforo total.

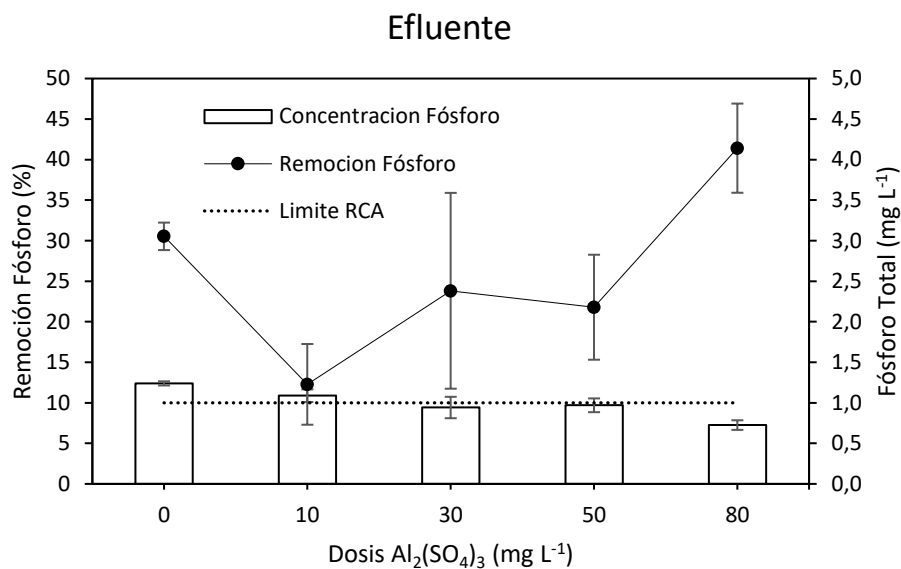


Figura 21. Efecto de la dosis de sulfato de aluminio en la tasa de remoción de fósforo y concentración final de fósforo en el efluente.

Para el caso del efluente tratado (Figura 21), se requiere de dosis de $80 \frac{mg}{L}$ de sulfato de aluminio para llegar a valores cercanos a $1 \frac{mg}{L}$ de fósforo total. Para este punto, no es necesario considerar los efectos negativos inhibitorios que tendría esta dosificación en los procesos biológicos, ya que esto ocurría fuera del reactor biológico. Al igual que en el caso del cloruro férrico, la adición de coagulante en el efluente tratado conllevaría la construcción de un tanque sedimentador.

Es importante señalar que de acuerdo con lo informado por Liu et al. (2011), el sulfato de aluminio puede tener efecto inhibitorio, a partir de los $15 \frac{mg}{L}$, en la remoción biológica de fosfato, debido a que afecta la liberación de fosfato durante la fase anaerobia del proceso, lo cual, limitaría su uso como agente coagulante en el biorreactor. Además, estos autores indicaron que el sulfato de aluminio denota una inhibición significativa en la nitrificación, causando que la concentración de amoníaco aumente en el efluente.

Liu et al. (2011), también informan que las sales de hierro no presentan un efecto inhibitorio en los procesos de nitrificación, independientemente de la concentración de sal de hierro que se utilice. Sin embargo, si inhibe la remoción biológica de fósforo, pero, este efecto sólo se comienza a notar en altas concentraciones de cloruro férrico ($>40 \frac{mg}{L}$).

En base a esos resultados, se puede concluir que el sulfato de aluminio no es adecuado como agente coagulante para remover fósforo comparado con el cloruro férrico, que logra alcanzar niveles requeridos con dosis menores y con mayor eficacia de remoción.

Por lo tanto, se recomienda continuar aplicando cloruro férrico en el afluente para remoción química de fósforo, en dosis que sean proporcionales a la concentración de fósforo en la alimentación, en el rango $0 - 50 \frac{mg}{L}$ de cloruro férrico.

Si bien los mejores resultados experimentales se obtuvieron en la aplicación del agente coagulante al efluente tratado, se recomienda seguir aplicándolo al afluente que ingresa a la planta de tratamiento, ya que así se evita la instalación de una unidad especial de sedimentación a la salida del reactor biológico. Cabe recordar que el sistema de tratamiento biológico aeróbico es de tipo secuencial discontinuo, es decir, el proceso de sedimentación y remoción de lodos ocurren en el mismo reactor una vez que la etapa aeróbica llega a su fin.

Por otro lado, tal como se mencionó en párrafos anteriores, es importante tener en cuenta la remoción biológica de fósforo en los biorreactores de la PTAS de Pucón. Como se indicó con anterioridad, los resultados experimentales de remoción de fósforo presentados en las figuras 16- 21 son atribuibles al proceso de precipitación química, sin que exista un mecanismo de eliminación por vía biológica, esto debido a que el tiempo de residencia del agua residual en contacto con los lodos biológicos fue de 30 minutos y no se cumplieron con condiciones ambientales como para que exista actividad metabólica significativa, ya que, como indica (Bernard, 1976), para que exista remoción biológica de fósforo se requiere de una alternancia entre fase aerobia-anoxia-anaerobia con lo cual se requiere un tiempo de residencia mínimo de 3 horas para que sea eficaz la remoción de fósforo por vía biológica.

En base al análisis de los datos históricos de la PTAS de Pucón, se pudo estimar que la remoción biológica de fósforo en el biorreactor alcanza valores en el rango 55% - 65% del fósforo presente en el afluente. Se espera que usando dosis de cloruro férrico dentro del rango

$0 - 50 \frac{mg}{L}$, más la remoción por vía acción biológica, se pueda alcanzar con creces el límite de $1 \frac{mg}{L}$ establecido por la Resolución de Calificación Ambiental

Por otra parte, los resultados reportados por Marguti et al. (2008), indican que dosis de cloruro férrico superiores a $40 \frac{mg}{L}$ no tienen efecto significativo en la tasa de remoción de fósforo en plantas de tratamiento de aguas servidas domésticas, por lo que recomiendan no superar tales límites de dosificación, para evitar acumulación de hierro en el sistema. Se debe tener presente que no se debería aplicar dosis excesivas de cloruro férrico, no solo por razones de costo, sino también porque la acumulación de hierro en los lodos biológicos puede causar efectos inhibitorios en la metabolización de fosfato, tal como lo demuestra el trabajo reportado por Liu et al. (2011), quienes postulan que las sales de aluminio y, en menor medida, de hierro, afectan negativamente la eliminación biológica de nitrógeno y fósforo en sistemas aeróbicos y anaeróbicos, recomendando un modo de dosificación intermitente para así disminuir su acumulación en la masa de lodos.

Por otra parte, los estudios publicados por Kazadi et al. (2019), demuestran que el hierro excedente se acumula junto a los lodos, lo que resulta en un mejoramiento de la remoción de fósforo ya que actúa como un reservorio de coagulante ante incrementos de la cantidad de fósforo en el agua residual; sin embargo, los autores coinciden con Liu et al., 2011, en que la acumulación de hierro en los lodos afecta negativamente la remoción biológica de nutrientes.

Adicionalmente, Caravelli et al. (2012), reportan que se deben utilizar lodos con una edad de 21 días, ya que así la sedimentación de los flóculos formados por el cloruro férrico será más rápida y eficiente que si se usan lodos de una edad superior, como lo demuestran sus resultados con lodos de 40 días donde se verificó una pobre capacidad.

En todo caso, la dosificación adicional de cloruro férrico en la PTAS de Pucón solo será necesaria ocasionalmente durante los meses de verano, lo que reduce el riesgo de efectos inhibitorios en lodos biológicos, más aún si se tiene precaución de aplicarlo de manera intermitente para evitar acumulaciones excesivas de hierro en los lodos.

5.4 Efecto de la dosificación de coagulantes sobre la concentración de sólidos suspendidos y turbidez

Además de determinar el efecto de la dosificación de coagulantes en la remoción de fósforo, en cada experimento se midió la turbidez y los sólidos suspendidos totales (SST) en el clarificado obtenido del test de jarras, para identificar posibles efectos no deseados en estos parámetros. Los resultados se presentan en las figuras 22, 23, 24 y 25.

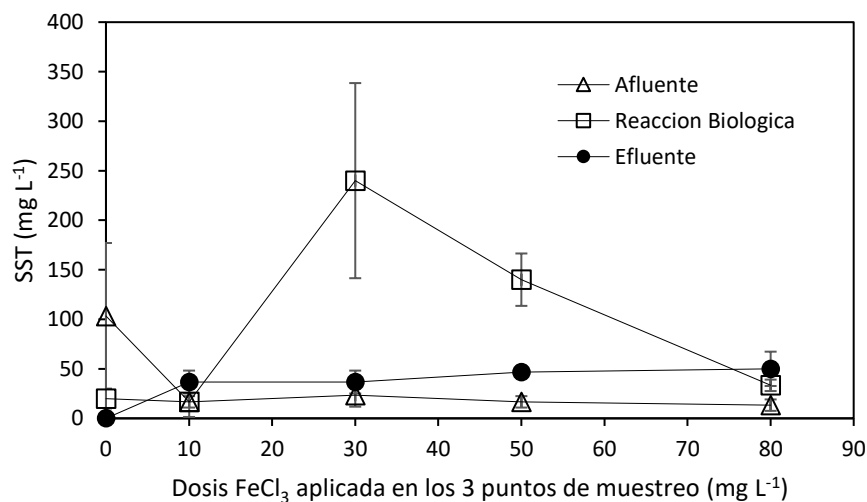


Figura 22. Efecto de la dosificación del cloruro férrico en los sólidos suspendidos totales (SST).

La Figura 22 muestra la concentración de sólidos suspendidos totales del clarificado luego de la aplicación de diferentes dosis de cloruro férrico para las muestras de afluente, biorreactor y efluente tratado. Se puede observar que los clarificados de la reacción biológica se encuentran fuera de la norma de descarga de efluentes a cuerpos de agua superficiales (DS 90/200, Min. SEGPRES) la cual establece un máximo de $80 \frac{mg}{L}$. Sin embargo, en el efluente se alcanzan niveles de concentración de SST debajo de este límite para todas las dosis utilizadas.

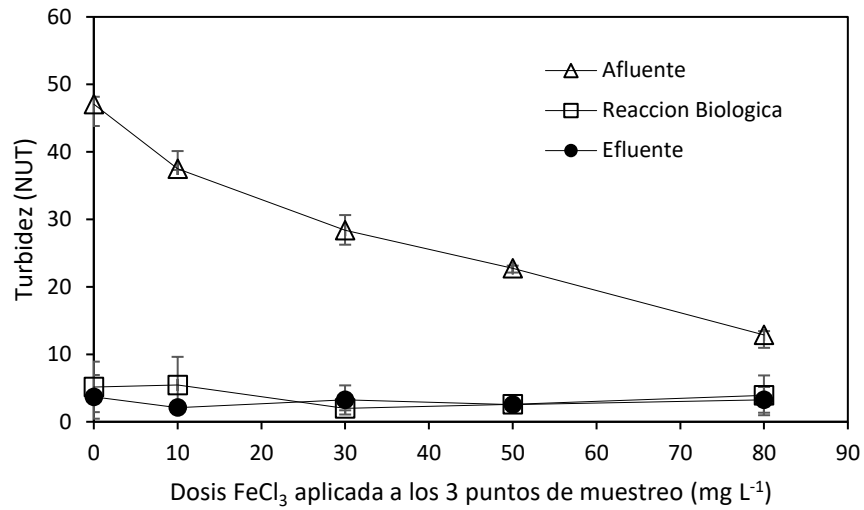


Figura 23. Efecto de la dosificación del cloruro férrico en la turbidez.

Por su parte, la Figura 23 muestra los niveles de turbidez resultantes de tales muestras, con valores inferiores a 5 NTU para el caso del biorreactor y efluente tratado. La turbidez no está incluida en los parámetros de control requeridos por el DS 90/2000 Min. SEGPRES, pero es utilizado para fines de control de procesos. En todo caso, estos valores son muy cercanos al límite de 2 NTU para turbidez establecido por la Norma Chilena de agua potable, NCh 409.

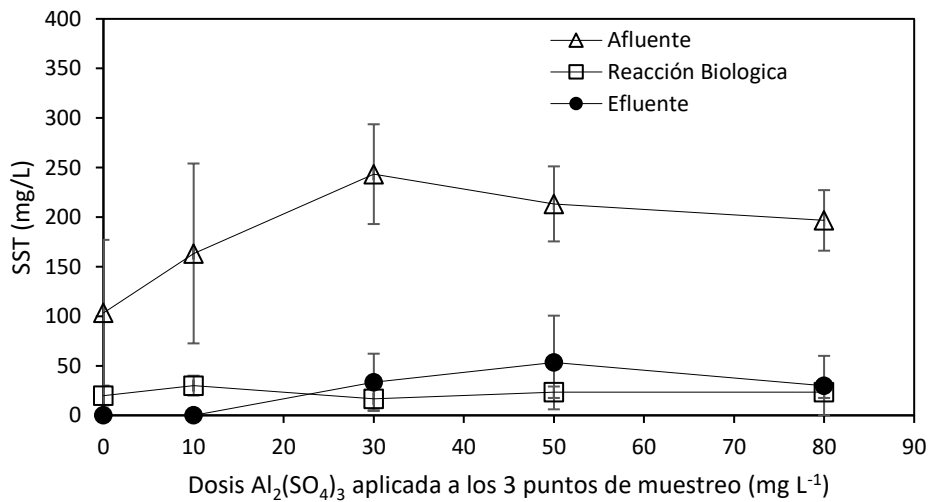


Figura 24. Efecto de la dosificación del sulfato de aluminio en los sólidos suspendidos totales (SST).

La Figura 24 muestra la concentración de sólidos suspendidos totales del clarificado luego de la aplicación de diferentes dosis de sulfato de aluminio para las muestras de afluente, biorreactor y efluente tratado. Se puede observar que los clarificados del afluente se encuentran fuera de la norma de descarga de efluentes a cuerpos de agua superficiales (DS 90/200, Min. SEGPRES) la cual establece un máximo de $80 \frac{mg}{L}$. Sin embargo, en el biorreactor y el efluente, todos los puntos, se encuentran por debajo de este límite, siendo el efluente el punto de interés. Se observan menores concentraciones de SST en el efluente a comparación con la Figura 22 donde se utilizó cloruro férrico.

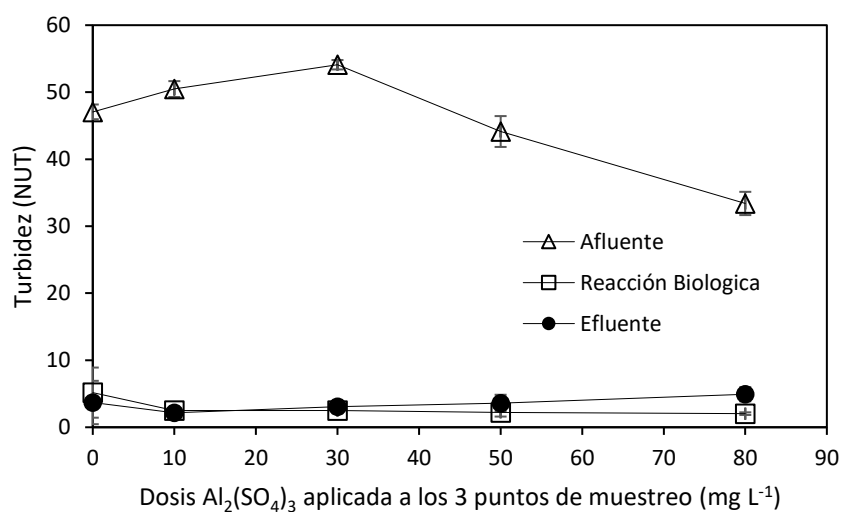


Figura 25. Efecto de la dosificación del sulfato de aluminio en la turbidez.

Por su parte, la Figura 25 muestra los niveles de turbidez resultantes de tales muestras, con valores inferiores a 5 NTU para el caso del biorreactor y efluente tratado. En este caso no se observa una marcada diferencia entre el sulfato de aluminio y el cloruro férrico en los niveles de turbidez resultantes en los clarificados.

Por otro lado, Kim & Chung (2014), demostraron que el cloruro férrico resulta eficaz para realizar un pre-tratamiento a las aguas residuales ya que se logra eliminar hasta el 80% de los SST utilizando concentraciones de $8 \frac{mg}{L}$ de cloruro férrico. Esto se puede comprobar observando los valores del afluente en la Figura 22, donde se alcanza una remoción del 90% utilizando concentraciones de $10 \frac{mg}{L}$ de cloruro férrico. Si bien en el sistema SBR no existe

un tanque de pre-tratamiento, aplicar cloruro férrico en el afluente como se está realizando actualmente en la PTAS Pucón, ayuda a que se alcance una mejor mezcla entre el cloruro férrico y el agua residual antes de su ingreso al biorreactor, por lo que esto ayudaría a formar flóculos de manera más eficaz para una posterior sedimentación. Como informan Kim & Chung (2014), el uso de cloruro férrico en aguas residuales brutas, sin filtrar, logra tasas de remoción de hasta 90% de fósforo total, por lo que adicionar cloruro férrico en el afluente de un sistema SBR es beneficioso para remover fósforo. Estos resultados son plenamente coincidentes con los obtenidos en este trabajo de memoria de título.

5.5 Protocolo de dosificación de cloruro férrico

Para facilitar la dosificación de cloruro férrico de acuerdo con la concentración de fosfato en la alimentación, se confeccionó un protocolo basado en planilla Excel cuyo diagrama de flujo de cálculo se presenta en la Figura 26.

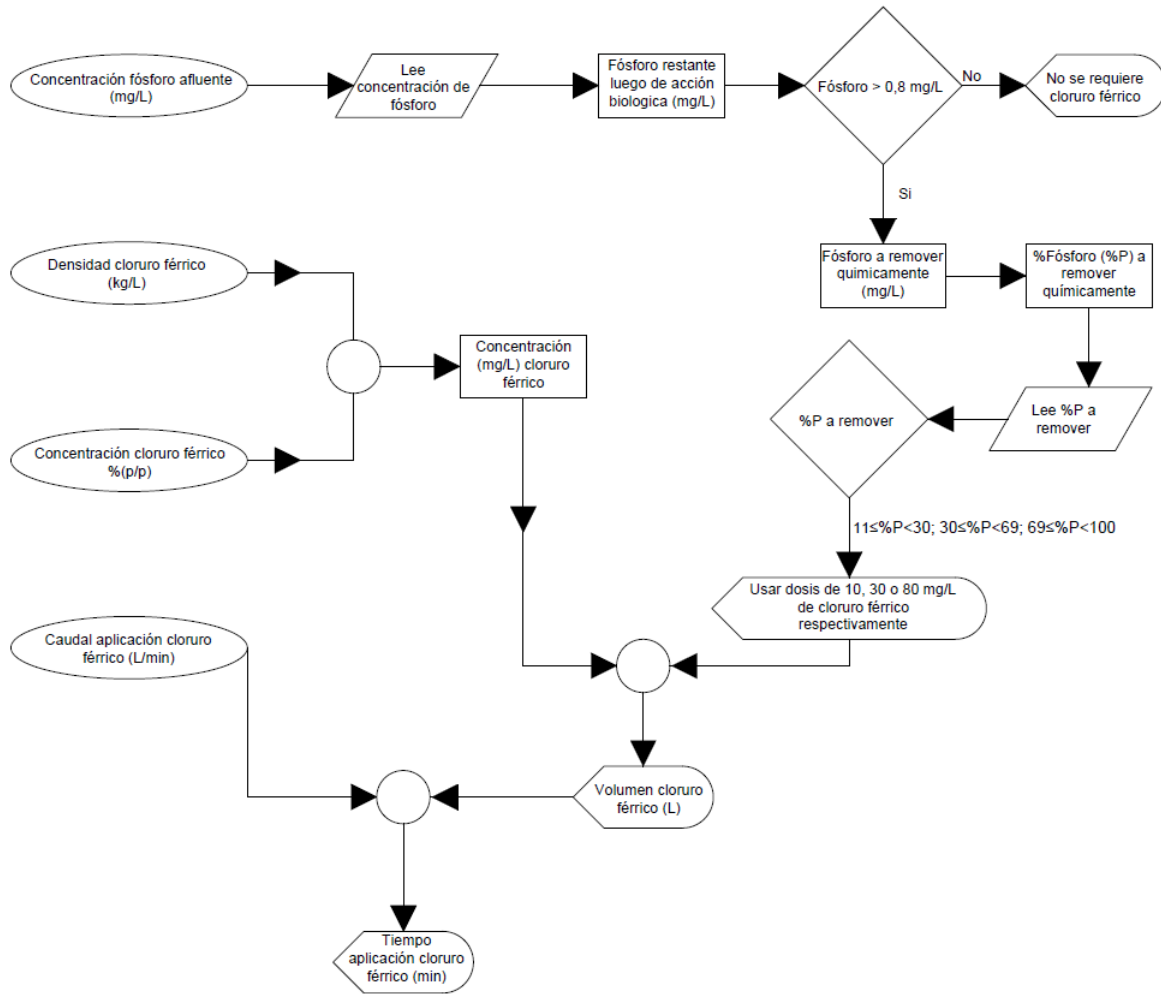


Figura 26. Diagrama de flujo herramienta Excel.

Se deben ingresar los datos de concentración de fósforo en el afluente ($\frac{mg}{L}$), densidad del cloruro férrico ($\frac{kg}{L}$) y, concentración del cloruro férrico ($\%(p/p)$) en la solución madre y caudal de aplicación del cloruro férrico ($\frac{L}{min}$). La planilla calcula automáticamente la dosis de cloruro férrico necesaria, volumen de cloruro férrico a aplicar y el tiempo de aplicación del cloruro férrico.

Es necesario recalcar que, para un mejor funcionamiento del sistema, se debe medir la concentración de fósforo en el afluente cada vez que se esté llenando un biorreactor, ya que así se determinará la cantidad de cloruro férrico que se necesitara adicionar en cada ciclo del sistema SBR.

Con este protocolo, se espera apoyar la labor de los operadores de la planta, quienes, son los responsables de su funcionamiento.

El protocolo se presenta en el Anexo C.

5.6 Costos operacionales

En la Tabla 10, se presentan las cantidades requeridas de cloruro férrico para las dosificaciones propuestas, siendo las dosis de 30 y 50 $\frac{mg}{L}$ donde se producen aumentos en comparación con la dosis actual.

Tabla 10. Cantidad de cloruro férrico requerida para las dosificaciones propuestas, considerando una descarga veraniega promedio de $7.026 \frac{m^3}{dia}$

Rango de operación	Unidad	30 $\frac{mg}{L}$	50 $\frac{mg}{L}$
Concentración FeCl3	$\frac{g}{L}$	0,63	0,63
Carga de FeCl3	$\frac{kg}{dia}$	502	836
	$\frac{L}{dia}$	337	562
Cantidad por ciclo	$\frac{L}{ciclo}$	67	112
Caudal de aplicación	$\frac{L}{min}$	3	3
Tiempo de dosificación	$\frac{min}{ciclo}$	22	37

La Tabla 11 muestra los costos asociados al cloruro férrico, gas cloro y oxígeno utilizados en el tratamiento de las aguas servidas de la planta de Pucón, considerando un precio de

$$0,37 \frac{USD}{kg \text{ cloruro férrico}}$$

Tabla 11. Costos asociados a la aplicación de cloruro férrico y otros insumos químicos en el tratamiento de residuos líquidos en PTAS Pucón

Materia prima	Cantidad utilizada en periodo de verano	Costo
Gas cloro	1.126 $\frac{kg}{mes}$	1.554 $\frac{USD}{mes}$
Cloruro férrico	7.764 $\frac{kg}{mes}$	2.873 $\frac{USD}{mes}$
Oxigeno	10.425 $\frac{kg}{mes}$	4.900 $\frac{USD}{mes}$

Considerando un volumen de agua tratada durante el periodo de verano de $210.800 \frac{m^3 \text{ aguas servidas}}{mes}$, el costo de cloruro férrico por metro cubico de agua tratada es de $0,01 \frac{USD}{m^3}$.

Se puede observar que el costo de cloruro férrico corresponde al 30% del costo actual de los reactivos químicos utilizados en el tratamiento de los residuos líquidos de la PTAS Pucón. Sin embargo, considerando que el costo total del tratamiento de aguas servidas en Aguas Araucanía es del orden de $0,75 \frac{USD}{m^3}$, la contribución actual del cloruro férrico al costo total es solo del 1,35% aproximadamente.

Tabla 12. Costo asociado a la dosificación de cloruro férrico propuesta.

Rango de operación	Unidad	30 mg/L	50 mg/L
Costo asociado	$\frac{USD}{mes}$	\$5.571	\$9.285
Costo por m^3	$\frac{USD}{m^3}$	0,03	0,04

Esto implica que el incremento propuesto de la dosis de cloruro férrico significaría un aumento aproximado del 4% – 5,4% en el costo total de tratamiento de aguas servidas, considerando el uso del coagulante durante todos los días del mes, lo cual representa un

escenario extremo, ya que se esperaría un uso intermitente, en función de las variaciones que experimente la concentración de fósforo en la alimentación.

5.7 Generación adicional de lodos

Con el aumento de la dosis de cloruro férrico también viene asociado un incremento en la producción de lodos, debido a la mayor cantidad de fosfato que precipita. Este aumento se calculó teóricamente realizando un balance con la ecuación 2. Sección 4.1:

La Tabla 13 muestra las cantidades de lodos que se generarían debido a precipitación química para dosis de $30 - 50 \frac{mg}{L}$ de cloruro férrico.

Tabla 13. Generación de lodos asociado a la aplicación propuesta de cloruro férrico.

Rango de operación	Unidad	$30 \frac{mg}{L}$	$50 \frac{mg}{L}$
Lodos generados por coagulación con cloruro férrico	$\frac{kg}{dia}$	470	785
	$\frac{kg}{mes}$	14.200	23500
	$\frac{m^3}{mes}$	14	24

Actualmente, Aguas Araucanía realiza una purga de lodos del orden de $135 \frac{m^3}{mes}$, los cuales deben ser transportados hasta su disposición final. El incremento en la dosis de cloruro férrico traería consigo un aumento en la cantidad del lodo purgado de aproximadamente 11% – 17% (ver tabla 13). De igual manera, el incremento de la dosis de cloruro férrico traería consigo un aumento del hierro presente en los lodos purgados.

Ojo & Ifelebuegu (2019), indicaron que el hierro ayuda a la deshidratación del lodo, obteniendo mejoras de hasta 16% sin embargo, la digestión del lodo se ve reducida en 25% haciendo que se produzca una menor cantidad de biogás. Actualmente la PTAS de Pucón no cuenta con un digestor anaeróbico por lo que la reducción en la producción de biogás producto del hierro no sería un parámetro para tomar en cuenta en base a la situación actual. Por lo tanto, según Ojo & Ifelebuegu, (2019), el uso de cloruro férrico beneficiaría el tratamiento de los lodos para su posterior disposición final.

Además, según el Decreto Supremo 4/2009 Min. SEGPRES que regula la composición de lodos biológicos, no existe actualmente un límite máximo en la cantidad de hierro que puede estar presente en los lodos, ya que este decreto solo regula metales pesados. De igual manera, se recomienda realizar un estudio más detallado sobre la generación de lodos con el uso de estas las nuevas dosificaciones de cloruro férrico, con el fin, de analizar el comportamiento del hierro en la masa de lodos y determinar los posibles efectos que estas nuevas concentraciones de hierro podrían causar en los suelos donde se disponga el lodo finalmente.

Por otro lado, el costo actual del transporte y disposición de lodos es de $35 \frac{USD}{m^3}$, lo que supondría un total del orden de 4.725 USD. Se estima que con el uso de las nuevas dosis se vería un aumento de 11% – 17%, respecto al costo actual. Este incremento representa un límite superior de costo, que ya se estimó en base a una aplicación de coagulante permanente. Se espera que con la técnica de dosificación disminuya la generación de lodos y el costo asociado a su tratamiento.

6 Conclusiones

El análisis histórico de los registros operacionales de la PTAS de Pucón permite concluir que la mayor carga de fósforo ocurre en el periodo de verano y en oportunidades muy puntuales dentro del año, donde las dosificaciones de cloruro férrico empleadas en la actualidad son claramente insuficientes para lograr los niveles de remoción requeridos para el cumplimiento normativo. Ello es agravado por la carencia de procedimientos para una aplicación de coagulantes que respete los valores de diseño.

Los resultados experimentales demuestran que utilizando dosis de cloruro férrico en el rango de $0 - 50 \frac{mg}{L}$, cuando el afluente de la planta presente incrementos de fósforo durante la temporada veraniega, en conjunto con la acción biológica, se puede lograr niveles de concentración final de fósforo inferiores a $1 \frac{mg}{L}$.

Por otra parte, se demostró experimentalmente que la aplicación alternativa de sulfato de aluminio no resulta en una mejora significativa de la capacidad de remoción de fósforo, en comparación al uso de cloruro férrico, por lo que se recomienda mantener el uso de coagulante férrico.

Para mejorar la efectividad del proceso, se generó un protocolo basado en una planilla Excel que permite a los operadores calcular la dosis de cloruro férrico en función de los niveles de fósforo presente en la alimentación.

La dosificación propuesta implica un aumento de $0,02 \frac{USD}{m^3}$, lo que representa un incremento de 4% en el coto total de tratamiento de las aguas servidas de la PTAS de Pucón, respecto a los valores actuales. Dicho incremento en el costo de tratamiento se considera aceptable y necesario, ya que aseguraría el cumplimiento normativo durante los periodos de mayor carga de fósforo.

Se recomienda, hacer un seguimiento del efecto de la dosificación propuesta en la eficiencia de remoción de fósforo, con vistas a ajustar con mayor precisión la dosis de cloruro férrico y registrar las tasas de generación de lodos debido a la aplicación de coagulante, además de verificar los efectos que traerían las nuevas concentraciones de hierro en el lodo producto del aumento en las dosificaciones.

Contribución a los Objetivos de Desarrollo Sustentables de Naciones Unidas

La presente memoria está directamente vinculada al ODS número 6 sobre Agua Limpia y Saneamiento y, en menor medida, al ODS número 3 sobre Salud y Bienestar. Esto se debe a que el control de los nutrientes en los efluentes que se descargan a cuerpos de agua superficiales permite prevenir efectos negativos a dichos ecosistemas, manteniendo así, niveles aceptables en la calidad del agua, para que así, evitar efectos negativos a la salud humana.

Es necesario recalcar que el fósforo juega un papel fundamental como nutriente en los procesos fotosintéticos acuáticos, por lo que su incorporación desmedida puede generar procesos de eutrofización, con efectos no deseados sobre integridad del ecosistema y la salud de las personas que utilizan dicha fuente hídrica.

7 Bibliografía

- Beatriz Venegas Martínez, C. (2015). Eliminación biológica de nutrientes en aguas residuales con alto contenido de nitrógeno amoniacal utilizando un reactor biológico secuencial. Tesis Doctoral, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Universidad de Cantabria, España.
- Bernard, J. (1976). Improvements in and Relating to Waste Water Treatment (Patent N° 3964998).
- Camarillo, R., Asencio, I., & Rincón, J. (2008). ultrafiltración mejorada con micelas para la eliminación de fósforo de aguas residuales domésticas. I Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos, Universidad de Castilla-La Mancha, España.
- Caravelli, A. H., De Gregorio, C., & Zaritzky, N. E. (2012). Effect of operating conditions on the chemical phosphorus removal using ferric chloride by evaluating orthophosphate precipitation and sedimentation of formed precipitates in batch and continuous systems. *Chemical Engineering Journal*, 209, 469–477. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.08.039>
- De Gregorio, C. (2015). Optimización del proceso de remoción de fósforo en lodos activados por métodos químicos. Tesis de Maestría, Centro de Investigación y Desarrollo en Criotecnología de Alimentos, Universidad Nacional de la Plata.
- Dobles, J. M., & Páez, A. L. (2020). conceptualización del sistema de tratamiento químico de remoción de fósforo para la futura planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) de la ciudad de Golfito. Informe técnico. Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados. Recuperado e 17 de octubre, 2022, de <http://dspace-aya.eastus.cloudapp.azure.com/handle/aya/395?show=full>
- Duarte Castro, V. A. (2022). Desarrollo de un lodo granular aerobio para el tratamiento de aguas en un reactor discontinuo secuencial (SBR). Tesis de Magister. Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional de Colombia.
- EPA. (2010). Nutrient Control Design Manual August 2010 (Watertown & U. Environmental Protection Agency, Eds.). Recuperado el 25 de marzo, 2023, de www.epa.gov/nrmrl

- Kazadi Mbamba, C., Lindblom, E., Flores-Alsina, X., Tait, S., Anderson, S., Saagi, R., Batstone, D. J., Gernaey, K. V., & Jeppsson, U. (2019). Plant-wide model-based analysis of iron dosage strategies for chemical phosphorus removal in wastewater treatment systems. *Water Research*, 155, 12–25. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.01.048>
- Kim, J. O., & Chung, J. (2014). Implementing chemical precipitation as a pretreatment for phosphorus removal in membrane bioreactor-based municipal wastewater treatment plants. *KSCE Journal of Civil Engineering*, 18(4), 956–963. <https://doi.org/10.1007/s12205-014-0070-9>
- Liu, Y., Shi, H., Li, W., Hou, Y., & He, M. (2011). Inhibition of chemical dose in biological phosphorus and nitrogen removal in simultaneous chemical precipitation for phosphorus removal. *Bioresource Technology*, 102(5), 4008–4012. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.11.107>
- Marguti, A. L., Ferreira Filho, S. S., & Pivlei, R. P. (2008). optimização de processos físico-químicos na remoção de fósforo de esgotos sanitários por processos de precipitação química com cloreto férrico. En *Eng. sanit. ambient* (Vol. 395). <https://doi.org/https://doi.org/10.1590/S1413-41522008000400008>
- Ministerio de obras públicas. (2009). NCh 2313/3, Of 95, Métodos de análisis parte 3: Determinación de Sólidos Suspendidos Totales secados a 103° C – 105° C. Ministerio de Obras Públicas, Gobierno de Chile.
- Ministerio de obras públicas. (2009). NCh 2313/15, Of 97, Métodos de análisis parte 15: determinación de fósforo total. Ministerio de Obras Públicas, Gobierno de Chile.
- Muñoz Paredes, J. F., & Ramos Ramos, M. (2014). Reactores discontinuos secuenciales: una tecnología versátil en el tratamiento de aguas residuales. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 24(1), 49–66. Recuperado el 17 de agosto, 2022, de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=91131484003>
- NCh 411/3 Of 96, Calidad del agua – Muestreo – Parte 3: Guía sobre la preservación y manejo de las muestras. (s. f.). Instituto Nacional de Normalización, Chile.

NCh 411/10 Of 97, Calidad del agua – Muestreo – Parte 10: Guía para el muestreo en aguas residuales. (s. f.). Instituto Nacional de Normalización, Chile.

Norma Chilena Oficial NCh 411/2 Of 96, Calidad del agua – Muestreo – Parte 2: Guía sobre técnicas de muestreo. (s. f.). Instituto Nacional de Normalización, Chile.

Ojo, P., & Ifelebuegu, A. O. (2019). The effects of aluminium- and ferric-based chemical phosphorus removal on activated sludge digestibility and dewaterability. *Processes*, 7(4). <https://doi.org/10.3390/pr7040228>

Ramalho, R. S. (1993). Tratamiento de aguas residuales. Reverté, S.A.

Romero, M. (2010). Proceso de eutrofización de afluentes y su prevención por medio de tratamiento de efluentes. *Revista Ingeniería Primero*, 64–74. Recuperado el 25 de noviembre, 2022, de <http://www.tec.url.edu.gt/boletin>

Sanabria Suarez, D. (2004). Fósforo total en agua por digestión acida, método del ácido ascórbico. Código TP0340. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. República de Colombia.

<http://www.ideam.gov.co/documents/14691/38155/F%C3%B3sforo+Total+en+Agua+M%C3%A9todo+del+Acido+Asc%C3%B3rbico.pdf/bf2f449b-4b9b-4270-b77e-159258d653e2>

Zeng, R. J., Yuan, Z., Ju'rg, & Keller, J. (2004). Improved understanding of the interactions and complexities of biological nitrogen and phosphorus removal processes. *Environmental Science and Bio/Technology* 3(3):265-272. doi:10.1007/s11157-004-7459-8

Anexo A: Datos utilizados para la confección de gráficos.

Tabla 14. Datos utilizados para la confección de figura 8.

Datos promedio data historica periodo 2012-2022						
mes	Fósforo Afluyente	Fósforo Efluyente	Límite Descarga RCA	Límite Descarga DS90	Desviación Afluyente	Desviación Efluyente
enero	5,1	0,9	1,0	2,0	2,1	0,6
febrero	4,7	1,0	1,0	2,0	1,8	0,7
marzo	5,0	1,2	1,0	2,0	2,1	0,6
abril	3,0	0,9	1,0	2,0	0,9	0,5
mayo	4,1	1,1	1,0	2,0	1,9	0,4
junio	2,6	1,0	1,0	2,0	1,0	0,5
julio	2,9	1,0	1,0	2,0	1,0	0,5
agosto	1,9	0,8	1,0	2,0	0,8	0,3
septiembre	1,6	0,6	1,0	2,0	1,0	0,3
octubre	2,1	1,0	1,0	2,0	0,7	0,3
noviembre	2,7	1,1	1,0	2,0	1,2	0,4
diciembre	3,4	1,0	1,0	2,0	2,3	0,6

Tabla 15. Datos utilizados para la confección de figura 9.

Datos promedio data historica periodo 2012-2022				
mes	Remoción P	Dosis FeCl3	Desviación Remoción	Desviación Dosis
enero	82,0	18,6	13,4	8,9
febrero	71,7	25,9	22,4	22,3
marzo	74,9	25,8	9,4	20,1
abril	66,3	13,2	23,9	14,5
mayo	66,4	17,1	20,8	17,0
junio	56,9	6,4	21,6	7,3
julio	65,6	3,8	14,3	4,3
agosto	50,4	2,8	24,1	3,2
septiembre	56,9	3,3	20,3	4,5
octubre	45,9	1,3	16,8	2,3
noviembre	51,9	6,2	21,6	11,2
diciembre	63,5	9,2	18,1	8,8

Tabla 16. Datos utilizados para la confección de figura 10.

mes	año	Remoción Fósforo (%)	Dosis Cloruro Férrico (ppm)
enero	2012	82,0	24,9
febrero	2012	83,1	17,0
marzo	2012	61,5	57,0
abril	2012	68,9	49,7
mayo	2012	61,4	48,4
junio	2012	47,4	5,4
julio	2012	63,6	6,1
agosto	2012	57,7	3,0
septiembre	2012	56,5	13,8
octubre	2012	77,4	3,9
noviembre	2012	79,6	36,4
diciembre	2012	69,0	13,4
enero	2013	91,1	14,8
febrero	2013	78,6	23,9
marzo	2013	69,4	21,1
abril	2013	7,1	9,8
mayo	2013	62,5	4,6
junio	2013	55,2	2,2
julio	2013	62,2	3,3
agosto	2013	35,3	0,0
septiembre	2013	50,0	0,0
octubre	2013	33,3	0,0
noviembre	2013	56,7	0,0
diciembre	2013	30,8	5,0
enero	2014	69,4	24,1
febrero	2014	74,0	84,1
marzo	2014	83,7	45,1
abril	2014	94,0	5,6
mayo	2014	58,9	23,7
junio	2014	54,5	5,9
julio	2014	51,3	2,5
agosto	2014	4,2	0,0
septiembre	2014	75,8	1,1
octubre	2014	51,9	0,0
noviembre	2014	70,9	2,4
diciembre	2014	74,1	8,7
enero	2015	92,6	8,6
febrero	2015	91,4	39,9
marzo	2015	88,6	62,4
abril	2015	62,8	8,8
mayo	2015	83,9	0,0
junio	2015	77,2	0,0
julio	2015	90,4	0,0
agosto	2015	74,5	3,4
septiembre	2015	33,3	0,0
octubre	2015	30,2	0,0
noviembre	2015	23,8	0,0
diciembre	2015	72,9	0,0
enero	2016	94,9	16,2
febrero	2016	23,0	20,0
marzo	2016	67,5	20,1
abril	2016	51,8	8,9
mayo	2016	63,0	8,9
junio	2016	44,0	9,3
julio	2016	51,1	4,7
agosto	2016	59,2	0,0
septiembre	2016	64,9	0,0
octubre	2016	24,5	0,0
noviembre	2016	30,2	0,0
diciembre	2016	42,0	13,6
enero	2017	77,0	21,4
febrero	2017	80,5	10,1
marzo	2017	68,6	5,1
abril	2017	62,1	5,7
mayo	2017	19,7	9,5
junio	2017	86,2	4,2
julio	2017	71,1	3,0
agosto	2017	12,4	0,8
septiembre	2017	19,4	2,4
octubre	2017	40,9	0,0
noviembre	2017	28,4	0,0
diciembre	2017	61,8	3,1

Tabla 17. Datos utilizados para la confección de figura 10.

enero	2018	87,2	9,5
febrero	2018	41,6	22,9
marzo	2018	81,6	10,3
abril	2018	82,7	3,1
mayo	2018	76,4	0,0
junio	2018	17,9	0,0
julio	2018	41,9	0,0
agosto	2018	58,9	0,0
octubre	2018	36,4	0,0
noviembre	2018	40,7	1,5
enero	2019	51,6	37,1
marzo	2019	82,0	27,0
abril	2019	88,1	32,6
mayo	2019	85,4	37,2
junio	2019	81,6	24,0
julio	2019	78,7	13,1
agosto	2019	63,0	10,2
septiembre	2019	74,9	7,2
octubre	2019	42,1	6,6
noviembre	2019	83,0	5,5
diciembre	2019	92,3	7,7
enero	2020	97,6	24,7
febrero	2020	96,1	8,3
marzo	2020	64,6	18,4
abril	2020	61,2	10,1
mayo	2020	86,5	21,4
junio	2020	48,2	6,3
julio	2020	79,3	0,0
agosto	2020	63,9	5,1
septiembre	2020	57,6	3,5
octubre	2020	66,0	0,0
noviembre	2020	61,6	10,1
diciembre	2020	60,3	2,4
enero	2021	84,0	7,7
febrero	2021	75,2	15,5
marzo	2021	71,6	10,7
abril	2021	63,0	7,6
julio	2021	71,0	9,4
agosto	2021	45,7	5,3
septiembre	2021	79,8	2,0
octubre	2021	56,5	2,6
noviembre	2021	44,6	6,4
diciembre	2021	68,3	29,0
enero	2022	75,1	15,7
febrero	2022	73,2	16,9
marzo	2022	85,1	6,9
abril	2022	87,2	3,4
julio	2022	61,3	0,0
agosto	2022	79,5	3,3

Tabla 18. Datos utilizados para la confección de figura 11.

mes	año	AFLU P (mg/L)	EFLU P (mg/L)	PORCENTAJE REMOCION P
enero	2012	6,1	1,1	81,96721311
enero	2013	5,6	0,5	91,07142857
enero	2014	3,6	1,1	69,44444444
enero	2015	3,09	0,23	92,5566343
enero	2016	2,76	0,14	94,92753623
enero	2017	5,18	1,19	77,02702703
enero	2018	4,07	0,52	87,22358722
enero	2019	4,13	2	51,57384988
enero	2020	10,15	0,24	97,63546798
enero	2021	4,25	0,68	84
enero	2022	6,9	1,72	75,07246377
febrero	2012	6,5	1,1	83,07692308
febrero	2013	5,6	1,2	78,57142857
febrero	2014	7,7	2	74,02597403
febrero	2015	3,62	0,31	91,43646409
febrero	2016	1,78	1,37	23,03370787
febrero	2017	3,44	0,67	80,52325581
febrero	2018	3,27	1,91	41,59021407
febrero	2020	5,08	0,2	96,06299213
febrero	2021	6,64	1,65	75,15060241
febrero	2022	3,58	0,96	73,18435754
marzo	2012	3,9	1,5	61,53846154
marzo	2013	3,6	1,1	69,44444444
marzo	2014	8,1	1,32	83,7037037
marzo	2015	7,19	0,82	88,59527121
marzo	2016	3,75	1,22	67,46666667
marzo	2017	7,81	2,45	68,62996159
marzo	2018	2,55	0,47	81,56862745
marzo	2019	2,05	0,37	81,95121951
marzo	2020	5,53	1,96	64,55696203
marzo	2021	5,18	1,47	71,62162162
marzo	2022	4,84	0,72	85,12396694

Tabla 19. Datos utilizados para la confección de figura 11.

abril	2012	4,5	1,4	68,88888889
abril	2013	1,4	1,3	7,142857143
abril	2014	3,64	0,22	93,95604396
abril	2015	3,17	1,18	62,77602524
abril	2016	2,2	1,06	51,81818182
abril	2017	2,56	0,97	62,109375
abril	2018	2,43	0,42	82,71604938
abril	2019	2,78	0,33	88,1294964
abril	2020	3,79	1,47	61,21372032
abril	2021	3,49	1,29	63,03724928
abril	2022	3,13	0,4	87,22044728
mayo	2012	4,4	1,7	61,36363636
mayo	2013	4	1,5	62,5
mayo	2014	3,99	1,64	58,89724311
mayo	2015	4,36	0,7	83,94495413
mayo	2016	3,27	1,21	62,9969419
mayo	2017	1,88	1,51	19,68085106
mayo	2018	3,39	0,8	76,40117994
mayo	2019	8,75	1,28	85,37142857
mayo	2020	2,88	0,39	86,45833333
mayo	2021	2,27	1,02	55,0660793
mayo	2022	6,03	0,77	87,2305141
junio	2012	1,9	1	47,36842105
junio	2013	2,9	1,3	55,17241379
junio	2014	2,09	0,95	54,54545455
junio	2015	1,45	0,33	77,24137931
junio	2016	3,23	1,81	43,9628483
junio	2017	1,81	0,25	86,1878453
junio	2018	1,96	1,61	17,85714286
junio	2019	2,61	0,48	81,6091954
junio	2020	2,28	1,18	48,24561404
junio	2021	3,67	1,3	64,57765668
junio	2022	5,07	0,95	81,26232742

Tabla 20. Datos utilizados para la confección de figura 11.

julio	2012	2,2	0,8	63,63636364
julio	2013	4,5	1,7	62,22222222
julio	2014	1,52	0,74	51,31578947
julio	2015	1,98	0,19	90,4040404
julio	2016	3,29	1,61	51,06382979
julio	2017	2,56	0,74	71,09375
julio	2018	2,03	1,18	41,87192118
julio	2019	2,07	0,44	78,74396135
julio	2020	4	0,83	79,25
julio	2021	4,1	1,19	70,97560976
julio	2022	3,41	1,32	61,29032258
agosto	2012	2,6	1,1	57,69230769
agosto	2013	1,7	1,1	35,29411765
agosto	2014	0,96	0,92	4,166666667
agosto	2015	1,53	0,39	74,50980392
agosto	2016	1,84	0,75	59,23913043
agosto	2017	1,05	0,92	12,38095238
agosto	2018	1,46	0,6	58,90410959
agosto	2019	1,62	0,6	62,96296296
agosto	2020	2,02	0,73	63,86138614
agosto	2021	2,32	1,26	45,68965517
agostp	2022	3,86	0,79	79,53367876
septiembre	2012	2,3	1	56,52173913
septiembre	2013	1,6	0,8	50
septiembre	2014	1,2	0,29	75,83333333
septiembre	2015	0,81	0,54	33,33333333
septiembre	2016	1,48	0,52	64,86486486
septiembre	2017	1,24	1	19,35483871
septiembre	2019	1,91	0,48	74,86910995
septiembre	2020	2,36	1	57,62711864
septiembre	2021	3,57	0,72	79,83193277

Tabla 21. Datos utilizados para la confección de figura 11.

octubre	2012	3,1	0,7	77,41935484
octubre	2013	2,1	1,4	33,33333333
octubre	2014	1,85	0,89	51,89189189
octubre	2015	1,06	0,74	30,18867925
octubre	2016	2,12	1,6	24,52830189
octubre	2017	1,59	0,94	40,88050314
octubre	2018	1,43	0,91	36,36363636
octubre	2019	1,71	0,99	42,10526316
octubre	2020	2,85	0,97	65,96491228
octubre	2021	3,1	1,35	56,4516129
noviembre	2012	4,9	1	79,59183673
noviembre	2013	3	1,3	56,66666667
noviembre	2014	2,47	0,72	70,85020243
noviembre	2015	1,05	0,8	23,80952381
noviembre	2016	2,32	1,62	30,17241379
noviembre	2017	2,04	1,46	28,43137255
noviembre	2018	1,45	0,86	40,68965517
noviembre	2019	2,23	0,38	82,95964126
noviembre	2020	4,48	1,72	61,60714286
noviembre	2021	2,58	1,43	44,57364341
diciembre	2012	2,9	0,9	68,96551724
diciembre	2013	2,6	1,8	30,76923077
diciembre	2014	3,32	0,86	74,09638554
diciembre	2015	2,73	0,74	72,8937289
diciembre	2016	1,76	1,02	42,04545455
diciembre	2017	2,54	0,97	61,81102362
diciembre	2019	8,67	0,67	92,272203
diciembre	2020	4,96	1,97	60,28225806
diciembre	2021	4,45	1,41	68,31460674

Tabla 22. Datos utilizados para la confección de figura 12.

Carga de nitrógeno Real vs Diseño		
mes	Real 2021 (kg/día)	Diseño 2020 (kg/día)
enero	405,4	497,0
febrero	310,8	497,0
marzo	608,1	497,0
abril	581,1	497,0
mayo	351,3	497,0
junio	486,5	497,0
julio	500,0	497,0
agosto	405,4	497,0
septiembre	405,4	497,0
octubre	283,8	497,0
noviembre	364,8	497,0
diciembre	460,8	497,0

Tabla 23. Datos utilizados para la confección de figura 13.

Carga de fósforo Real vs Diseño		
mes	Real 2021 (kg/día)	Diseño 2020 (Kg/día)
enero	57,4	114,6
febrero	89,7	114,6
marzo	70,0	114,6
abril	47,2	114,6
mayo	30,7	114,6
junio	49,6	114,6
julio	55,4	114,6
agosto	31,4	114,6
septiembre	48,2	114,6
octubre	41,9	114,6
noviembre	34,9	114,6
diciembre	60,1	114,6

Tabla 24. Datos utilizados para la confección de figura 14.

Carga SST Real vs Diseño		
mes	Real 2021 (kg/día)	Diseño 2020 (kg/día)
enero	1094,5	2153,0
febrero	2581,0	2153,0
marzo	1756,7	2153,0
abril	878,3	2153,0
mayo	1148,6	2153,0
junio	1743,2	2153,0
julio	1513,5	2153,0
agosto	582,4	2153,0
septiembre	1040,5	2153,0
octubre	905,4	2153,0
noviembre	770,2	2153,0
diciembre	1621,6	2153,0

Tabla 25. Datos utilizados para la confección de figura 15.

Carga DBO Real vs Diseño		
mes	Real 2021 (kg/día)	Diseño 2020 (kg/día)
enero	2674,2	3313,2
febrero	2491,8	3313,2
marzo	2590,4	3313,2
abril	2679,6	3313,2
mayo	2012,1	3313,2
junio	1313,5	3313,2
julio	1404,0	3313,2
agosto	1114,8	3313,2
septiembre	1679,7	3313,2
octubre	1151,3	3313,2
noviembre	1158,1	3313,2
diciembre	636,5	3313,2

Tabla 26. Datos utilizados para la confección de tablas 27 y 28.

Cloruro Férrico	Resultados fósforo total (mg/L) y sus porcentaje de remoción											
	Punto Muestreo	Bruto	Blanco	10	30	50	80	% remoción blanco	% remoción 10 ppm	% remoción 30 ppm	% remoción 50 ppm	% remoción 80 ppm
Afluente	4,238	3,38	3,37	1,07	1,25	0,76		20,20	0,33	68,39	63,13	77,50
		3,55	2,94	1,16	1,38	0,89		16,14	17,42	67,45	61,20	74,90
		3,96	2,52	1,90	1,29	0,64		6,54	36,28	52,16	67,48	83,84
Reacción Biologica	5,2	4,11	2,59	1,32	0,70	0,29		20,98	36,92	68,00	82,99	92,87
		3,96	2,13	1,31	1,00	0,30		23,88	46,11	66,93	74,66	92,40
		2,64	1,49	0,63	1,08	0,20		49,33	43,34	76,02	59,05	92,33
Efluente	1,5	1,22	0,77	0,42	0,19	0,49		18,40	36,85	65,52	84,56	60,21
		1,23	0,97	0,40	0,32	0,37		18,27	20,88	67,78	74,31	69,66
		1,27	0,96	0,43	0,21	0,40		15,40	24,03	65,96	83,29	68,64

Tabla 27. Datos utilizados para la confección de figuras 16, 17 y 18.

Cloruro Férrico	% remocion promedio para fósforo total y sus desviaciones estandar									
Punto Muestreo	0	10	30	50	80	desv blanco	desv 10	desv 30	desv 50	desv 80
Afluyente	14,29	18,01	62,67	63,94	78,75	7,02	17,98	9,11	3,22	4,60
Reacción Biologica	31,40	42,12	70,31	72,23	92,53	15,60	4,71	4,97	12,15	0,29
Efluente	30,54	27,25	66,42	80,72	66,17	1,69	8,46	1,20	5,59	5,18

Tabla 28. Datos utilizados para la confección de figuras 16, 17 y 18.

Cloruro Férrico	Concentracion de fósforo promedio y su desviacion estandar (mg/L)									
Punto de muestreo	0	10	30	50	80	desv blanco	desv 10	desv 30	desv 50	desv 80
Afluyente	3,63	2,94	1,37	1,30	0,76	0,30	0,42	0,45	0,07	0,13
Reacción Biologica	3,57	2,07	1,09	0,93	0,27	0,81	0,55	0,39	0,20	0,05
Efluente	1,24	0,90	0,42	0,24	0,42	0,03	0,11	0,02	0,07	0,06

Tabla 29. Datos utilizados para la confección de tablas 30 y 31.

Sulfato de aluminio	Resultados fósforo total (mg/L) y sus porcentajes de remoción									
Punto Muestreo	Blanco	10	30	50	80	% remoción blanco	% remoción 10 ppm	% remocion 30 ppm	% remoción 50 ppm	% remoción 80 ppm
Afluyente	3,38	3,17	3,20	3,23	1,77	20,20	6,39	5,47	4,58	47,66
	3,54	3,11	3,40	3,43	2,28	16,38	12,39	4,03	3,13	35,61
	3,96	3,16	3,95	3,90	2,42	6,54	20,17	0,18	1,67	39,03
Reacción Biologica	4,11	3,99	3,20	2,63	0,57	20,98	2,94	22,20	35,95	86,08
	3,96	3,54	1,84	1,71	0,32	23,88	10,46	53,56	56,80	91,97
	2,64	2,54	2,35	1,60	0,59	49,33	3,45	10,89	39,28	77,50
Efluente	1,22	1,00	1,01	1,03	0,70	18,40	17,97	17,48	16,18	43,22
	1,23	1,10	1,03	0,87	0,79	18,27	10,11	16,23	28,87	35,24
	1,27	1,16	0,79	1,01	0,69	15,40	8,75	37,75	20,33	45,78

Tabla 30. Datos utilizados para la confección de figuras 19, 20 y 21.

Sulfato de aluminio	% remocion promedio para fósforo total y sus desviaciones estandar									
Punto de muestreo	0	10	30	50	80	desv 10 blanco	desv 10	desv 30	desv 50	desv 80
Afluyente	14,37	12,98	3,23	3,13	40,77	7,05	6,91	2,74	1,46	6,21
Reacción Biologica	31,40	5,62	28,88	44,01	85,18	15,60	4,20	22,11	11,20	7,28
Efluente	30,54	12,28	23,82	21,79	41,41	1,69	4,98	12,08	6,47	5,50

Tabla 31. Datos utilizados para la confección de figuras 19, 20 y 21.

Sulfato de aluminio	Concentracion de fósforo promedio y su desviacion estandar (mg/L)									
Punto de muestreo	0	10	30	50	80	desv 10 blanco	desv 10	desv 30	desv 50	desv 80
Afluyente	3,63	3,14	3,52	3,52	2,16	0,30	0,03	0,39	0,34	0,34
Reacción Biologica	3,57	3,36	2,46	1,98	0,49	0,81	0,74	0,69	0,57	0,15
Efluente	1,24	1,09	0,94	0,97	0,73	0,03	0,08	0,13	0,08	0,06

Tabla 32. Datos utilizados para la confección de tabla 33.

CLORURO FERRICO						
Dosis	afluente		reaccion		efluente	
	peso papel antes (gr)	peso papel despues (gr)	peso papel antes (gr)	peso papel despues (gr)	peso papel antes (gr)	peso papel despues (gr)
10 ppm	0,1209	0,121	0,195	0,195	0,1171	0,1174
10 ppm	0,1188	0,119	0,2005	0,2007	0,1177	0,118
10 ppm	0,1207	0,1209	0,1918	0,1921	0,1178	0,1183
30 ppm	0,1159	0,1162	0,182	0,1841	0,117	0,1174
30 ppm	0,1166	0,1169	0,1893	0,1909	0,117	0,1175
30 ppm	0,1182	0,1183	0,1816	0,1851	0,1154	0,1159
50 ppm	0,1188	0,119	0,1773	0,1785	0,1187	0,1192
50 ppm	0,1203	0,1205	0,1826	0,1839	0,1188	0,1192
50 ppm	0,117	0,1171	0,2075	0,2092	0,1186	0,1191
80 ppm	0,1181	0,1182	0,1959	0,1962	0,1172	0,1175
80 ppm	0,1169	0,1171	0,1835	0,1839	0,1173	0,1179
80 ppm	0,1211	0,1212	0,1198	0,1201	0,1185	0,1191
blanco	0,1194	0,1196	0,1202	0,1203	0,1146	0,1146
blanco	0,1183	0,1199	0,116	0,1163	0,1159	0,1159
blanco	0,1197	0,121	0,1194	0,1196	0,1143	0,1143
bruto	0,1179	0,1209	0,1186	0,1536	0,1144	0,1134

Tabla 33. Datos utilizados para la confección de tabla 34.

Cloruro Férrico	Resultados SST (mg/L)						
	Punto Muestreo	Bruto	Blanco	10	30	50	80
Afluente	300		20	10	30	20	10
			160	20	30	20	20
			130	20	10	10	10
Reacción Biologica	3500		10	0	210	120	30
			30	20	160	130	40
			20	30	350	170	30
Efluente	0		0	30	30	50	30
			0	30	30	40	60
			0	50	50	50	60

Tabla 34. Datos utilizados para la confección de figura 22.

Cloruro Férrico	Promedio SST y su desviación estandar (mg/L)									
	Punto de Muestreo	0	10	30	50	80	desv blanco	desv 10	desv 30	desv 50
Afluente	103,3	16,7	23,3	16,7	13,3	73,7	5,8	11,5	5,8	5,8
Reaccion Biologica	20,0	16,7	240,0	140,0	33,3	10,0	15,3	98,5	26,5	5,8
Efluente	0,0	36,7	36,7	46,7	50,0	0,0	11,5	11,5	5,8	17,3

Tabla 35. Datos utilizados para la confección tabla 36.

Cloruro Férrico	Resultados turbidez (NTU)					
	Punto Muestreo	Bruto	Blanco	10	30	50
Afluente	73,8	46,2	39,6	30,9	22,5	13,5
		46,7	38,3	26,6	23,2	12,7
		48,3	34,5	27,7	22,5	12,4
Reacción Biologica	SUPERA RANGO	9,43	10,2	1,8	2,58	7,28
		2,42	3,76	2,32	3,15	2,69
		3,66	2,4	1,84	2,02	1,78
Efluente	1,85	7,43	2,14	5,71	2,79	1,72
		1,79	1,93	1,76	1,85	2,64
		1,86	2,2	2,23	3,02	5,39

Tabla 36. Datos utilizados para la confección de figura 23.

Cloruro Férrico	Promedio turbidez y su desviación estandar (NTU)									
	Punto de Muestreo	0	10	30	50	80	desv blanco	desv 10	desv 30	desv 50
Afluente	47,067	37,467	28,400	22,733	12,867	1,097	2,650	2,234	0,404	0,569
Reaccion Biologica	5,170	5,453	1,987	2,583	3,917	3,741	4,167	0,289	0,565	2,948
Efluente	3,693	2,090	3,233	2,553	3,250	3,236	0,142	2,158	0,620	1,910

Tabla 37. Datos utilizados para la confección de tabla 38.

SULFATO DE ALUMINIO						
Dosis	afluente		reaccion		efluente	
	peso papel antes (gr)	peso papel despues (gr)	peso papel antes (gr)	peso papel despues (gr)	peso papel antes (gr)	peso papel despues (gr)
10 ppm	0,1159	0,1179	0,1187	0,119	0,1184	0,1184
10 ppm	0,116	0,1183	0,118	0,1182	0,1164	0,1164
10 ppm	0,1201	0,1207	0,1201	0,1205	0,1144	0,1144
30 ppm	0,1184	0,1203	0,1182	0,1185	0,1146	0,1151
30 ppm	0,1184	0,1209	0,1189	0,119	0,1153	0,1158
30 ppm	0,1173	0,1202	0,1188	0,1189	0,1158	0,1158
50 ppm	0,1157	0,1174	0,1179	0,1182	0,116	0,1169
50 ppm	0,117	0,1194	0,1198	0,12	0,1136	0,1143
50 ppm	0,1164	0,1187	0,1177	0,1179	0,1154	0,1154
80 ppm	0,1194	0,1211	0,1172	0,1175	0,1181	0,1187
80 ppm	0,1183	0,1206	0,1171	0,1173	0,1173	0,1173
80 ppm	0,1175	0,1194	0,1184	0,1186	0,1161	0,1164
blanco	0,1194	0,1196	0,1202	0,1203	0,1146	0,1146
blanco	0,1183	0,1199	0,116	0,1163	0,1159	0,1159
blanco	0,1197	0,121	0,1194	0,1196	0,1143	0,1143

Tabla 38. Datos utilizados para la confección de tabla 39.

Sulfato de aluminio	Resultados SST (mg/L)				
Punto Muestreo	Blanco	10	30	50	80
Afluente	20	200	190	170	170
	160	230	250	240	230
	130	60	290	230	190
Reacción Biologica	10	30	30	30	30
	30	20	10	20	20
	20	40	10	20	20
Efluente	0	0	50	90	60
	0	0	50	70	0
	0	0	0	0	30

Tabla 39. Datos utilizados para la confección de figura 24.

Sulfato de Aluminio	Promedio SST y su desviación estandar (mg/L)									
Punto de Muestreo	0	10	30	50	80	desv blanco	desv 10	desv 30	desv 50	desv 80
Afluente	103,333	163,333	243,333	213,333	196,667	73,711	90,738	50,332	37,859	30,551
Reacción Biologica	20,000	30,000	16,667	23,333	23,333	10,000	10,000	11,547	5,774	5,774
Efluente	0,000	0,000	33,333	53,333	30,000	0,000	0,000	28,868	47,258	30,000

Tabla 40. Datos utilizados para la confección de tabla 41.

Sulfato de aluminio	Resultados turbidez (NTU)				
Punto Muestreo	Blanco	10	30	50	80
Afluente	46.2	51.1	53.8	44	35.4
	46.7	49.1	54.9	46.5	32.5
	48.3	51.2	53.6	41.9	32.3
Reacción Biologica	9.43	2.27	2.87	2.94	2.05
	2.42	2.2	2.13	2	1.83
	3.66	2.98	2.43	1.74	2.22
Efluente	7.43	2.31	2.21	2.56	3.96
	1.79	2.09	3.66	4.97	4.77
	1.86	2.08	3.37	3.32	6.04

Tabla 41. Datos utilizados para la confección de figura 25.

Sulfato de Aluminio	Promedio turbidez y su desviación estandar (NTU)									
Punto de Muestreo	0	10	30	50	80	desv blanco	desv 10	desv 30	desv 50	desv 80
Afluente	47,067	50,467	54,100	44,133	33,400	1,097	1,185	0,700	2,303	1,735
Reacción Biologica	5,170	2,483	2,477	2,227	2,033	3,741	0,432	0,372	0,631	0,196
Efluente	3,693	2,160	3,080	3,617	4,923	3,236	0,130	0,767	1,232	1,048

Anexo B: Calculo volúmenes de coagulante adicionados al agua residual, costos y generación de lodos

Volúmenes de coagulantes adicionados al agua residual

Tabla 42. Volúmenes adicionados al agua residual para alcanzar las dosis requeridas.

Cloruro Férrico	Volumen Producto Químico (mL)				
Punto Muestreo	Blanco	10	30	50	80
1	0	1,3	3,8	6,4	10,2
	0	1,3	3,8	6,4	10,2
	0	1,3	3,8	6,4	10,2
3	0	1,3	3,8	6,4	10,2
	0	1,3	3,8	6,4	10,2
	0	1,3	3,8	6,4	10,2
5	0	1,3	3,8	6,4	10,2
	0	1,3	3,8	6,4	10,2
	0	1,3	3,8	6,4	10,2

Estos volúmenes fueron utilizados utilizando la ecuación $C_1 * V_1 = C_2 * V_2$, diluyendo la concentración inicial de cloruro férrico en 800 ml de agua. Este cloruro férrico con la concentración diluida se agregó en 1000 ml de agua residual.

$$\text{Concentración no diluida de cloruro férrico} = 0,63 \frac{g}{ml}$$

$$\text{Concentración diluida de cloruro férrico en 800 ml de agua (C}_1\text{)} = 7,817 \frac{mg}{L}$$

$$\text{Concentración de cloruro férrico en el agua residual (C}_2\text{)}$$

$$= \text{dosis de 10, 30, 50 y 80 } \frac{mg}{L}$$

$$\text{Volumen 1} = \text{volumen de cloruro férrico diluido a agregar al agua residual}$$

$$\text{Volumen 2} = \text{volumen de agua residual (1.000 ml)}$$

Este mismo procedimiento se realizó para el sulfato de aluminio, obteniendo los volúmenes observados en la tabla 39.

Tabla 43. Volúmenes adicionados al agua residual para alcanzar las dosis requeridas.

Sulfato de aluminio	Volumen Producto Químico (mL)			
	10	30	50	80
1	0,8	2,4	4,0	6,4
	0,8	2,4	4,0	6,4
	0,8	2,4	4,0	6,4
3	0,8	2,4	4,0	6,4
	0,8	2,4	4,0	6,4
	0,8	2,4	4,0	6,4
5	0,8	2,4	4,0	6,4
	0,8	2,4	4,0	6,4
	0,8	2,4	4,0	6,4

Costo de cloruro férrico en nuevas dosis

Para la dosis de $30 \frac{mg}{L}$ los cálculos realizados fueron los siguientes:

$$C_1 * V_1 = C_2 * V_2$$

$$30 \frac{mg}{L} * 7.026.627 \frac{L}{dia} = 625.380 \frac{mg}{L} * V_2$$

$$V_2 = 337,07 \frac{L}{dia}$$

Siendo $C_1 =$ dosis de cloruro férrico requerida en el agua residual a tratar

$V_1 =$ volumen de agua residual a tratar

$C_2 =$ concentración del coagulante al 42%

$V_2 =$ volumen de coagulante a añadir al agua residual

Multiplicando V_2 por la densidad del cloruro férrico, obtenemos los kilogramos por día a utilizar:

$$337,07 \frac{L}{dia} * 1,49 \frac{kg}{L} = 501,9 \frac{kg}{dia} = 15.057 \frac{kg}{mes}$$

Ahora, multiplicando este valor por el precio de compra del cloruro férrico, obtenemos el gasto mensual asociado al cloruro férrico:

$$0,37 \frac{USD}{kg} * 15.057 \frac{kg}{mes} = 5.571 \frac{USD}{mes} = 185 \frac{USD}{dia}$$

Ahora, para obtener el costo asociado al cloruro férrico por metro cubico de agua tratada dividimos su costo mensual entre los metros cúbicos de agua tratada al mes:

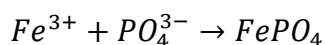
$$\frac{5.571 \frac{USD}{mes}}{210799 \frac{m^3}{mes}} = 0,03 \frac{USD}{m^3}$$

Este mismo procedimiento se realizó para la dosis de $50 \frac{mg}{L}$, todos los valores se resumen en la tabla 43:

Tabla 44. Valores calculados para las dosis seleccionadas como optimas.

dosis extremas dentro del rango seleccionado						
dosis	30,00	mg/L		dosis	50,00	mg/L
concentracion FeCl3	0,63	g/ml		concentracion FeCl3	0,63	g/ml
	625380,00	mg/L			625380,00	mg/L
Volumen FeCl3	337,07	L/dia		Volumen FeCl3	561,79	L/dia
densidad FeCl3	1,49	kg/L		densidad FeCl3	1,49	kg/L
	501,90	kg/dia			836,50	kg/dia
	15057,06	kg/mes			25095,10	kg/mes
Valor FeCl3	0,37	dolares/kg		Valor FeCl3	0,37	dolares/kg
	185,70	dolares/dia			309,51	dolares/dia
	5571,11	dolares/mes			9285,19	dolares/mes
	0,03	dolares/m3			0,04	dolares/m3

Calculo generación de lodos



Para la dosis de $30 \frac{mg}{L}$ los cálculos realizados para la generación de lodos fueron los siguientes:

Sabiendo que la masa molar del cloruro férrico es $160,85 \frac{kg}{kmol}$ y la masa molar del fosfato férrico es $150,82 \frac{kg}{kmol}$. Con una relación molar 1:1, obtenemos lo siguiente:

$$501,9 \frac{kg FeCl_3}{dia} = 3,12 \frac{kmol FeCl_3}{dia} = 3,12 \frac{kmol FePO_4}{dia} = 470,61 \frac{kg FePO_4(lodos)}{dia}$$

Obteniendo una generación mensual para la dosis de $30 \frac{mg}{L}$ igual a $14.118 \frac{kg FePO_4(lodos)}{mes}$

Este mismo procedimiento se realizó para la dosis de $50 \frac{mg}{L}$.

Anexo C: Herramienta Excel.

Herramienta Excel

Aplicación FeCl₃ para remoción de fósforo (registro) [Ir a base de datos](#)

Fecha: dd-mm-yy
Hora: hora:minutos
Numero reactor:

Caudal aplicación FeCl₃: 3 L/min
Dosis FeCl₃ a utilizar: 30 mg/L
Tiempo aplicación FeCl₃: 16 minutos

Concentración fósforo afluente: 5,30 mg/L
Concentración FeCl₃: 0,420 %p/p
Densidad FeCl₃: 1,489 kg/L

Guardar

Figura 27. Herramienta Excel.

Base de datos [Ir a registro](#)

fecha	hora	Numero reactor	Concentración fósforo afluente (mg/L)	Concentración FeCl ₃ (%p/p)	Densidad FeCl ₃ (kg/L)	Caudal aplicación FeCl ₃ (L/min)	Dosis FeCl ₃ a utilizar (mg/L)	Volumen FeCl ₃ a aplicar (L)	Tiempo aplicación FeCl ₃ (minutos)
20-03-2023	10:15:00	3	3,1	0,42	1,489	3	30	47,97083373	15,99027791
21-04-2022	19:25:00	3	3,1	0,42	1,489	3	30	47,97083373	15,99027791

Figura 28. Base de datos herramienta Excel.

Se debe ingresar:

- Fecha
- Hora
- Numero reactor
- Concentración fósforo afluente
- Concentración y densidad del cloruro férrico según lo que especifica el distribuidor

Caudal de aplicación de cloruro férrico siempre será constante a $3 \frac{mg}{L}$

Con estos datos ingresados, la herramienta entregara:

- Dosis necesaria de cloruro férrico, las cuales pueden ser $0, 10, 80 \frac{mg}{L}$, según la concentración de fósforo en el efluente.

- Volumen de cloruro férrico a aplicar, necesario para alcanzar esa dosis.
- Tiempo de aplicación del cloruro férrico (tiempo de encendido de la bomba de dosificación).

Luego, al presionar el botón “Guardar”, la información quedara registrada en una base de datos para cuando sea pertinente su uso.

Anexo D: Antecedentes del fósforo y eutrofización.

Antecedentes del fósforo

El fósforo es un elemento esencial en el crecimiento de plantas y animales. Es considerado el nutriente primordial que regula el crecimiento de algas, debido a que se podría considerar como el reactivo limitante para su crecimiento. Este se encuentra en forma de fosfatos en la naturaleza y en aguas residuales. Estos fosfatos se clasifican como ortofosfatos, los cuales son fosfatos condensados, y fosfatos orgánicos. Los fosfatos condensados se pueden clasificar en piro-, meta-, y otros polifosfatos, principalmente (Sanabria Suarez, 2004).

Los detergentes son uno de los principales causantes del aumento de fosfatos en las aguas residuales domésticas ya que contienen una alta concentración de fósforo. A causa de esto se ha incrementado el contenido de fósforo en las fuentes receptoras de las aguas residuales. Las formas de importancia del fósforo en aguas son las siguientes:

- Ortofosfatos (fósforo soluble)
- Polifosfatos: pirofosfatos, tripolifosfatos y metafosfatos
- Fosfatos orgánicos.

El fósforo total, se determina en una muestra sin filtrar y en ella están presentes todas las formas de fósforo. A causa de que el fósforo está presente en diferentes combinaciones dentro de la materia orgánica, para determinar el fósforo total es necesario pasar la muestra por un proceso de digestión con el cual se espera oxidar la muestra para que el fósforo presente en la muestra se libere en forma de ortofosfatos. Esta concentración de ortofosfatos se registra como $\frac{mg}{L}$ de fósforo total (Sanabria Suarez, 2004).

Eutrofización

La eutrofización produce un crecimiento de las algas en cuerpos de aguas receptores (ríos o lagos) de aguas residuales, esto debido al enriquecimiento de los nutrientes presentes en las aguas residuales. Estas algas, al morir, se depositan en el fondo del cuerpo de agua receptor, generando así, residuos orgánicos los cuales al descomponerse consumen el oxígeno disuelto del cuerpo de agua, afectando así a la vida acuática, ocasionando que la flora y fauna presente mueran por asfixia. Esto, si no se controla, podría generar la muerte del río o lago,

provocando que se convierta en una especie de pantano. Las algas se desarrollan cuando encuentran condiciones favorables: temperatura, sol y nutrientes (Romero, 2010).

Entre todos los nutrientes, los que más influyen en el crecimiento de las algas son los nitratos y fosfatos, pero en mayor medida los fosfatos, ya que se consideran una especie de reactivos limitantes. Las aguas residuales domésticas contienen estos nutrientes, los que proceden mayormente por actividad humana y de los productos de limpieza. Además, la actividad agraria es una fuente importante de nutrientes, producto de los abonos aportados a la ganadería y los cultivos (Romero, 2010).

En resumen, las fuentes de la eutrofización son de dos tipos:

- Natural
- De origen humano

Los residuos domésticos y los industriales suelen estar bien localizados, lo que permite la instalación de plantas de tratamiento y control que limiten los vertidos. Los residuos agrícolas por otro lado, su control es muy irregular, por lo cual, son generalmente vertidos directamente (sin pasar por un proceso de depuración) a cauces de aguas menores que luego llegan a ríos y lagos, aumentando así, el contenido de nutrientes en las aguas.

Anexo E: Métodos alternativos de remoción de fósforo.

Métodos biológicos

Granulación aeróbica (Lodo granular aeróbico (LGA))

Durante el primer taller de lodos granulares aeróbicos, estos se definieron como “Los gránulos que componen el lodo activado granular aeróbico deben entenderse como agregados de origen microbiano, que no coagulan bajo un cizallamiento hidrodinámico reducido y que sedimentan significativamente más rápido que los flóculos de lodo activado.”

Las características del funcionamiento del SBR, como su proceso discontinuo, la regulación controlable de la descarga de lodos y las fuerzas de corte hidráulicas uniformes, crean un entorno ideal para el proceso de granulación. La falta de sustratos en la zona aerobia es desencadenante en el proceso ya que induce la producción de Sustancias Poliméricas extracelulares (EPS), este material pegajoso es secretado por las células y juega un rol importante en la adhesión y agregación celular, siendo relevante en la granulación aerobia por su efecto positivo sugerido sobre la hidrofobicidad de la superficie celular (Duarte Castro, 2022)



Figura 29. Representación esquemática de las etapas operativas de SBR. (condiciones operativas que contribuyen a la formación de los gránulos aerobios) y de los mecanismos involucrados en el proceso de granulación aeróbica, adaptado de (Duarte Castro, 2022)

Los gránulos aerobios, tienen una excelente capacidad de sedimentación, lo que garantiza una separación más rápida y eficaz en el efluente. El índice volumétrico de lodos (IVL) es un indicador de la sedimentabilidad del lodo, para gránulos aerobios este valor se puede encontrar entre 20 y 80 ml/g (Duarte Castro, 2022).

Los microorganismos heterótrofos contenidos en los gránulos aerobios mantienen una fuerte influencia en el proceso. Esto genera, una distribución de manera que los organismos heterótrofos se ubican en las capas externas obteniendo altas tasas de crecimiento (zona aerobia), mientras que los autótrofos, son organismos de crecimiento lento, que están confinados a regiones más profundas, donde la disponibilidad de oxígeno es más limitada (Zona anaerobia y anóxica) (Duarte Castro, 2022).

El contenido en fósforo del tejido celular es del orden de una quinta parte del contenido en nitrógeno; el contenido real de fósforo puede variar entre una séptima y una tercera parte del contenido de nitrógeno, en función de las condiciones ambientales específicas. La concentración de fósforo total es comúnmente de 4 a 15 mg/L en aguas residuales urbanas, siendo en su mayor parte fósforo inorgánico soluble, es decir fosfatos solubles.

Esto nos indicaría que la población microbiana que se encarga de la eliminación de fósforo en el sistema mediante procesos biológicos está conformada por dos grandes grupos de microorganismos:

- Un grupo capaz de utilizar tanto oxígeno como nitratos/nitritos como aceptor de electrones, conocidos como PAO desnitrificadoras (Dpao)
- Un grupo capaz de utilizar solo oxígeno conocidos como PAOs aerobios estrictos (aPAO) (Beatriz Venegas Martínez, 2015).

Se ha reportado que las dPAO tienen un metabolismo similar al identificado en las aPAO bajo condiciones aerobias estrictas, y a pesar de que las dPAO reportan bajas eficiencias en la producción de energía bajo condiciones anóxicas comparadas con el mismo desempeño bajo condiciones aerobias, se han reportado buenas eficiencias en eliminación de fósforo en sistemas con presencia de ambos grupos de PAOs (Beatriz Venegas Martínez, 2015).

Por su parte, en la fase anóxica y/o aerobia, se produce energía por la oxidación de los polifosfatos y productos almacenados durante el crecimiento de la biomasa. El PHA es metabolizado, suministrando energía de oxidación y carbono para nuevo crecimiento celular. La energía liberada de la oxidación de los PHA es usada para formar polifosfato intracelular. El ortofosfato soluble es removido del licor mezcla e incorporado dentro de los polifosfatos al interior de la biomasa. Estas bacterias toman más fósforo del que es estrictamente necesario

para su crecimiento, y el exceso lo acumulan intracelularmente. Es por esto, que la eliminación del fósforo en el sistema se lleva a cabo mediante la purga del fango (Beatriz Venegas Martínez, 2015).

Métodos físicos

Consisten en la utilización de filtros o membranas como un tratamiento terciario, para así, eliminar el fósforo disuelto que no se logró eliminar mediante el tratamiento biológico en el biorreactor.

Ósmosis inversa

La ósmosis inversa es el nivel de filtración más fino en la actualidad. Una membrana semipermeable actúa como barrera para toda clase de sales disueltas, moléculas inorgánicas y orgánicas, pirógenos, materias coloidales submicromicas, virus y bacterias. Se pueden remover entre el 90 y 99% de los compuestos disueltos, dependiendo del diseño del sistema. Si aplicamos la presión suficiente al agua de alimentación que ingresa en el equipo, se producen dos corrientes de flujo: una de permeado o producto y otra de concentrado o rechazo. La corriente de concentrado, de mayor conductividad eléctrica debido a su contenido de sales es habitualmente descartada, en tanto que el producto será agua prácticamente libre de sales (Ramalho, 1993).

Electrodiálisis

Es un método prometedor para la eliminación de nutrientes inorgánicos (fósforo, nitrógeno) de las aguas residuales y, por ello, una posible etapa final en los procesos de tratamiento de aguas residuales. Los principales componentes básicos de una celda de electrodiálisis son una serie de membranas hechas de resina de intercambio iónico. Estas membranas son permeables solo a las especies iónicas y son relativamente selectivas de un tipo específico de iones.

Adsorción sobre medios específicos: hidróxido de hierro granular

El VSN-15 es un medio filtrante especialmente diseñado para la remoción selectiva de fosfatos del agua. Presenta un gran desempeño como adsorbente. Se fabrica bajo un proceso de manufactura patentado, con una composición basada en el hidróxido de hierro granulado.

La adsorción de fosfatos sobre hierro es muy efectiva, debido a la afinidad que existe entre ambos. Es por ello y por los bajos costos operativos que suele una alternativa a la hora de tratar aguas con alto contenido de fosfatos, pero baja carga orgánica.

Ultrafiltración mejorada con micelas

Esta técnica combina la elevada selectividad de la Ósmosis Inversa (OI) con los elevados flujos de agua tratada de la ultrafiltración (UF). Se basa en la formación de complejos entre las micelas de surfactante (agregados de 50-100 moléculas) y los contaminantes. De este modo, los complejos no pueden atravesar la membrana de ultrafiltración y, en consecuencia, los contaminantes (complejos micela-contaminante) se concentran en la corriente de rechazo. Mientras, la corriente de permeado es agua prácticamente pura, y contiene sólo trazas de monómeros de surfactante y contaminantes que no han formado complejo. La Figura 19 muestra un diagrama esquemático del proceso ultrafiltración mejorada para la eliminación de un ion contaminante.

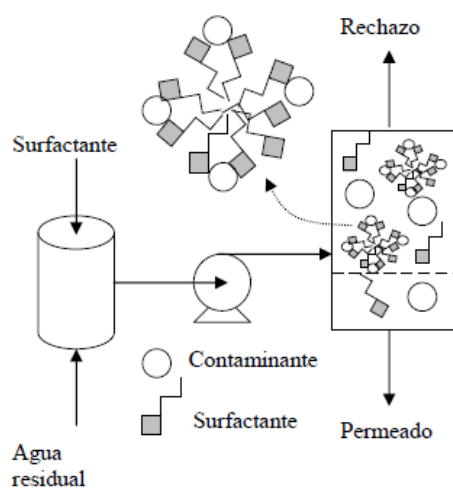


Figura 30. Diagrama de un proceso de ultrafiltración mejorada con micelas. (Camarillo et al., 2008)

Este método parece ser una técnica prometedora para reducir concentraciones traza de nutrientes y otros contaminantes contenidos en efluentes de EDAR domésticas e industriales, si tenemos en cuenta que las legislaciones en materia de vertidos son cada vez más exigentes (Camarillo et al., 2008).