



Universidad de Concepción



FACULTAD DE CIENCIAS
AMBIENTALES

ELIMINACIÓN DE FÓSFORO DE AGUAS SERVIDAS MEDIANTE TECNOLOGÍAS CONVENCIONAL Y NO CONVENCIONAL: UNA APROXIMACIÓN DESDE BALANCE DE MATERIA

Habilitación presentada para optar al título de
Ingeniero Ambiental



NANCY URRUTIA ULLOA

Profesor Guía: Dra. Gladys Vidal

Concepción, Chile

2021

**“Eliminación de fósforo de aguas servidas mediante tecnologías
convencional y noconvencional: Una aproximación
desde balances de materias”**

PROFESOR GUÍA: Dra. GLADYS VIDAL SAÉZ



PROFESOR CO- GUÍA: Est. Post-Grado VALENTINA CARILLO LIBANO

PROFESOR COMISIÓN: Dra. ANA BAEZA FREER



PROFESOR COMISIÓN: MAURICIO AGUAYO ARIAS



CONCEPTO: APROBADO CON DISTINCIÓN

Conceptos que se indica en el Título

- ✓ Aprobado por Unanimidad: (En Escala de 4,0 a 4,9)
- ✓ Aprobado con Distinción: (En Escala de 5,0 a 5,6)
- ✓ Aprobado con Distinción Máxima: (En Escala de 5,7 a 7,0)

Concepción, marzo 2021



Por el desarrollo libre del espíritu

Casilla 160 C - Correo 3 - Fono (56-41) 204072 - Fax (56-41) 2207076 - Ciudad
Universitaria - Concepción - Chile - <http://www.eula.cl>

INDICE GENERAL

ÍNDICE DE TABLAS.....	iv
INDICE DE FIGURAS.....	iv
AGRADECIMIENTOS.....	vi
RESUMEN	vii
1. MARCO TEÖRICO	1
1.1. El fósforo y su importancia	1
1.2. Ciclo del fósforo.....	1
1.3. Reservas de fósforo	2
1.4. Problemática ambiental	3
1.5. Fósforo presente en aguas servidas	4
1.6. Tratamiento de aguas servidas	5
1.7. Tecnologías de tratamiento de aguas servidas	6
1.8. Tratamiento convencional: Lodos activados.....	7
1.9. Lodos activados con aireación extendida.....	9
1.10. Tratamiento no convencional: humedales construidos.....	12
1.11. Humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial	13
1.12. Objetivos de Desarrollo sostenible	16
2. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN	17
3. HIPÓTESIS	17
4. OBJETIVO	17
4.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
5. METODOLOGÍA	18
5.1. Área de estudio	18
5.2. Sistema de lodos activados.....	19
5.3. Sistema piloto humedal construido.....	20
5.4. Caracterización de influente	22
5.5. Análisis de parámetros	23
5.5.1. Parámetros físico-químico.....	23
5.6. Estrategia de monitoreo	24
5.7. Balance de masa.....	26
5.8. Análisis estadístico	26
6. RESULTADOS Y DISCUSION	27
6.1. Concentraciones de fósforos en sistema de lodos activados, Hualqui. ...	27
6.2. Concentraciones y eficiencia de eliminación de fósforo en sistema no convencional de humedales construidos.....	32

6.3. Análisis comparativos eficiencias de eliminación de fósforo mediante balance de masa.....	37
6.3.1. Balance de masa global	37
6.3.2. Balance de masa por etapa.....	42
7. CONCLUSIONES	51
8. RECOMENDACIONES FINALES.....	52
9. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	53

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Concentraciones de las típicas de las aguas servidas crudas.....	5
Tabla 2. Análisis de parámetros operacionales y eficiencias de eliminación de fósforo en sistemas de lodos activados.....	11
Tabla 3. Análisis de parámetros operacionales y eficiencias de eliminación de fósforo en sistemas de Humedales Construidos.....	15
Tabla 4. Características de diseño y operación de los sistemas de tratamiento PTAS Hualqui.....	19
Tabla 5. Caracterización de los parámetros fisicoquímicos del influente de aguas servidas.....	23
Tabla 6. Balance global de cargas de fósforo en aguas servidas para ambos sistemas de tratamiento presentes en PTAS, Hualqui.....	40
Tabla 7. Balance de cargas fósforo de aguas servidas y eficiencias de eliminación en ambos sistemas de tratamiento.....	45

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema de tratamientos de aguas servidas.....	7
Figura 2. Diagrama conceptual del proceso de lodos activados.....	9
Figura 3. Diagrama conceptual del proceso de lodos activados.....	10
Figura 4. Objetivos del Desarrollo Sostenible (ODS).....	16
Figura 5. Imagen satelital de Planta de Tratamiento de Aguas Servidas, Hualqui. Donde ■ lodos activados y ■ humedal construido.....	18
Figura 6. Diagrama de flujo sistema de tratamiento convencional PTAS ESSBIO S.A.....	20

Figura 7. Diagrama de flujo sistema piloto HC presente en la PTAS ESSBIO S.A.....	21
Figura 8. Sistema piloto de humedales construidos en la PTAS de Hualqui del Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental (GIBA-UDEC).....	22
Figura 9. Diagrama de monitoreo de las tecnologías de tratamiento de aguas servidas. a) diagrama del tren de tratamiento de lodos activados Donde LA1: Biorreactor, LA2: sedimentador, LA3: cámara de desinfección y LA4 purga del lodo. y b) del humedal construido. Donde HC1: sedimentador, HC2: humedal construido y HC3: desinfección UV.....	25
Figura 10. Concentraciones de PT(■), Po (■), PO ₄ ⁻³ (■), por cada etapa en tratamiento de lodos activados, Hualqui. Donde LA1: Biorreactor, LA2: sedimentador, LA3: cámara de desinfección y LA4 Lodos.....	28
Figura 11. a) Concentraciones de fosfato (PO ₄ ⁻³) por cada etapa en tratamiento de lodos activados, Hualqui. b) Concentraciones de fósforo orgánico (Po) por cada etapa en tratamiento de lodos activados, Hualqui.....	29
Figura 12. Eficiencias de eliminación de fósforo total (PT), fosfato (PO ₄ ⁻³) y fósforo orgánico (Po) por cada etapa en tratamiento de lodos activados, Hualqui. Donde LA1: Biorreactor, LA2: sedimentador, LA3: cámara de desinfección y LA4 purga del lodo.....	32
Figura 13. Concentraciones de PT(■), Po (■), PO ₄ ⁻³ (■), por cada etapa de tratamiento de HC, Hualqui.....	33
Figura 14. a) Concentraciones de fosfato (PO ₄ ⁻³) por cada etapa de tratamiento de HC, Hualqui. b) Concentraciones de Fósforo orgánico (Po) por cada etapa de tratamiento de HC, Hualqui.....	34
Figura 15. Eficiencias de eliminación de PT, PO ₄ ⁻³ y Po, por cada etapa de tratamiento de HC, Hualqui. Donde HC1: sedimentador, HC2: humedal construido y HC3: desinfección UV.....	35
Figura 16. Diagrama balance de cargas de P global para ambos sistemas de tratamiento; a) Representa sistema convencional de lodos activados con aireación extendida b) representa planta piloto de humedal construido.....	39
Figura 17. Diagrama balance de PT, PO ₄ ⁻³ y Po, por etapas para ambos sistemas de tratamiento; a) Representa sistema convencional de lodos activados con aireación extendida b) representa planta piloto de humedal construido.....	43

AGRADECIMIENTOS

Primero agradecer a Dios por otorgarme cada bendición en mi vida y durante mi camino. Agradecer principalmente a Nancy mi madre, por ser el pilar fundamental de mi vida. Por sus consejos, apoyo incondicional y siempre motivarme a dar lo mejor de mí.

A toda mi familia, en especial a mi abuelita Chela y mis tías, que me han acompañado durante todas las etapas de mi vida. También agradecer a mi prima Leila, quien fue un apoyo fundamental durante todo mi proceso universitario y estaba en Concepción. Gracias a Manuel, por su compañía y sobre todo paciencia durante esta última etapa.

Además, agradecer a mis amigos de Quirihue por ser mi segunda familia y también a mis queridas amigas que conocí en la universidad, por haber sido apoyo y por todos los momentos de alegrías vividos, que, sin duda, jamás olvidare.

Agradecer también a la profesora Gladys, por darme la oportunidad de trabajar junto a ella y todos sus conocimientos entregados. Al grupo GIBA-UDEC por haberme recibido de manera agradable, amigable y sentir el apoyo de todos, en especial agradecer a valentina, por acompañarme durante todo mi proceso de investigación, por su paciencia y sobre todo su disponibilidad frente a todas mis inquietudes.

Finalmente, agradecer al Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y Minería (CRHIAM) al otorgarme la beca de tesis de pregrado del proyecto ANID/FONDAP/15130015 que fue fundamental para el desarrollo de mi tesis.

RESUMEN

El fósforo (P) es un elemento químico esencial en la naturaleza y el cuerpo humano ya que forma parte de tejidos, huesos e inclusive del ADN, ARN. En el ecosistema la principal reserva de P proviene de la roca fosfato, siendo un recurso finito. Existe disponibilidad limitada de este recurso debido a la creciente demanda y extracción para diferentes usos. actividades como la agricultura, urbana e industrial contribuyen en el aporte de grandes cantidades de nutrientes como nitrógeno y fósforo los que se depositan finalmente en las aguas, aumentando la carga de nutrientes y generando proceso de eutrofización que es una problemática ambiental. El sistema de tratamiento de aguas servidas (AS) recolecta aguas residuales provenientes de diversas actividades con el fin de depurar y eliminar contaminantes presentes que puedan generar daño al ecosistema receptor. La composición de fósforo presente en las AS se representa por fósforo total (PT) y aproximadamente el 70% se encuentra como fósforo inorgánico (PO_4^{-3}) y 30% como fósforo orgánico (Po). El tratamiento de AS consiste en una etapa primaria físico-químico, etapa secundaria de tipo biológica y etapa terciaria de desinfección. En la actualidad el sistema convencional de lodos activados (LA) son los más utilizados para la eliminación biológica de contaminantes presentes en AS. Por otro lado, existen sistemas de tratamientos no convencionales como los humedales construidos (HC) que son sistemas naturales, donde se utiliza la vegetación, suelo y bacterias presentes para tratar residuos líquidos como AS. Además, son una opción ambiental y económica debido a que simulan procesos que ocurren en la naturaleza de forma espontánea. Poseen optimas características en su capacidad de depuración y producción de aguas de buena calidad, no requieren altos costos en construcción, mantenimiento, operación y además no requieren de personal capacitado para su mantenimiento

El objetivo de este trabajo es evaluar la eliminación de fósforo de aguas servidas mediante tecnologías convencional y no convencional: una aproximación desde balances de materia. En este contexto el estudio se realizó en la planta de tratamiento de aguas servidas (PTAS) perteneciente a la empresa ESSBIO S.A. ubicada en la comuna de Hualqui, provincia de Concepción, en la región de Biobío. La planta LA trabaja en modalidad aireación

extendida diseñada para una población de 19.194 habitantes (caudal medio de 6394 m³/d). Mientras que el sistema piloto del HC consta de 4 celdas de flujo subsuperficial con área de 4,5 m² y para un caudal medio de 0,120 m³/d. Se realizó toma de muestra en cada etapa del tren de tratamiento de ambos sistemas para su posterior análisis en cuanto a eficiencias de eliminación de fósforo en sus diferentes formas.

Como principales resultados obtenidos en la investigación, las cargas de PT que ingresa a ambos sistemas fue de 66,0 kgPT/d y 1,77 kgPT/d respectivamente. Mediante tratamiento el LA eliminó una carga de 21,7 kgPT/d en el efluente. Mientras que en la corriente de purga de una carga de 9,2 kgPT/d en los lodos. Por otro lado, el tratamiento HC eliminó una carga de 0,116 kgPT/d en el efluente de proceso.

En cuanto a eficiencias de eliminación de PT en ambos sistemas de tratamiento. El sistema convencional de lodos activados fue más eficaz en la eliminación de PT alcanzando un 59,9%. mientras que en el sistema HC la eficiencia de eliminación de PT alcanzo un 15,8%. Sin embargo, en ambos sistemas de tratamiento se obtuvo mayor concentración y eliminación de PO₄⁻³ en el efluente de proceso. Forma de fósforo biodisponible para generar proceso de eutrofización en el medio receptor.

1. MARCO TEORICO

1.1. El fósforo y su importancia

Fósforo (P) proviene del latín *phosphōrus* y se traduce como “portador de luz” (RAE). Es un elemento químico cuyo símbolo es P, su número atómico 15 y un peso atómico de 30.97376 u; de aspecto incoloro perteneciente al grupo de los no metales y su estado habitual en la naturaleza es sólido (Valsami-Jones, 2005). Se encuentra en la naturaleza combinado de fosfato inorgánico y en organismos vivos, pero nunca en estado fundamental. Es considerado un elemento químico esencial; ya que es el mineral más abundante en el cuerpo humano formando parte de los huesos, tejidos, dientes e inclusive de ADN, ARN y de los fosfolípidos en las membranas lipídicas (Kok et al., 2018). En la corteza terrestre es el número 11 en abundancia, se encuentra principalmente en la materia orgánica dispersa, sedimentos y rocas sedimentarias. Junto al Nitrógeno forma parte de los nutrientes primarios esenciales para el funcionamiento en las plantas. El P sufre desde el 0,1 al 0,4 por ciento del extracto seco de la planta y es necesario en el proceso de transferencia de energía, por lo tanto, esencial para la fotosíntesis y otros procesos químicos-fisiológicos. Es indispensable para la diferenciación de las células y para el desarrollo de los tejidos, que forman los puntos de crecimiento de la planta (FAO, 2007). El P es un componente importante de la nucleoproteína y la lecitina y juega un papel importante en el bio-metabolismo (Li y Zhao, 2003).

1.2. Ciclo del fósforo

El ciclo P es sedimentario y el destino ecológico final de P es el entierro en sedimentos acuáticos, principalmente oceánicos. El P es el único macronutriente que no se encuentra en la atmósfera, sino únicamente de forma sólida en las rocas y el contenido de P de la mayoría de las rocas sedimentarias es más alto que en el promedio de la corteza terrestre (Kok et al., 2018). El ciclo del P comienza a partir de la roca fosfato y es permanentemente reciclado, es decir, se mueve de un reservorio a otro, en forma de un flujo más o menos continuo como erosión, desgaste, arrastre y sedimentación. La biota en el ecosistema es parte de la transformación de P mediante mecanismos como la mineralización, convirtiendo la materia orgánica en compuestos inorgánicos a través de la degradación microbiana, la lluvia ayuda a transportar el P desde estos depósitos,

a los mantos acuíferos o a los océanos. Por lo tanto, el P fluye a través del ecosistema mediante el suelo y cadenas alimentarias. Cabe mencionar, que éste macronutriente no forma compuestos volátiles que le permitan pasar desde el océano a la atmósfera y desde allí retornar a tierra firme, por lo tanto, una vez en el mar, su mecanismo de retorno depende de las cadenas alimentarias marinas. Respecto a lo anterior, el P es un nutriente limitante en el ecosistema (Cerón y Ancízar, 2012; Rodó, 2016). La mayoría del P de los ecosistemas terrestres se encuentra localizado en el suelo, generalmente su contenido varía entre 100 a 3000 mgP/kg (Rincón et al., 2012). Existen pérdidas de P en el ecosistema asociadas a flujos de partículas de suelo, tanto orgánicas como minerales, mediante arrastre superficial o subsuperficial en los suelos, lo cual en los últimos años se ha mostrado que las pérdidas más importantes de P se deben al arrastre de P particulado (Araya, 2012).

1.3. Reservas de fósforo

El P es un recurso finito y su obtención actualmente depende a partir de su fuente natural la roca fosfato. Donde el P es un recurso no renovable y los fosfatos reservas se encuentran en peligro de agotamiento. La reserva global del mineral P está suministrada principalmente por 5 países, que poseen el 90% de las reservas de roca fosfato. En 2007, la demanda global de mineral P estuvo dominada por los Estados Unidos (24%), China y los países asiáticos cercanos (18%) y África (17%) (Childers et al., 2011). Este creciente aumento va de la mano con el incremento de la población humana, lo que genera aumento en la demanda agrícola y por consecuencia, mayor producción mundial de alimentos. Debido a esto, entre el 80% al 90% de las reservas de roca fosfato están destinadas a la producción de fertilizantes fosfatados, para suplir la demanda agrícola, de los cuales, China, USA, Marruecos y Rusia contribuyen con aproximadamente el 75% de la producción mundial total de P (Kataki, 2016). Algunos fertilizantes fosfatados comúnmente utilizados para cultivos son superfosfato simple, superfosfato triple y fosfatos de roca molida (fosfato mineral) (FAO, 2007). La demanda de fertilizante P va en aumento a nivel mundial, por lo que, se espera se agoten las reservas de roca fosfato o el “peak de P” pueda ocurrir aproximadamente en el 2030 teniendo en cuenta la creciente demanda

de fertilizante de P y la reserva natural finita no renovable de fosfato de roca (Childers et al., 2011; Kataki et al., 2016).

1.4. Problemática ambiental

Debido a que el ciclo biogeoquímico del P ocurre a escala geológica, actualmente está sometido a fuertes presiones antropogénicas, recibiendo aportes de agua dulce y cargas de nutrientes orgánicos y minerales procedentes de fuentes urbanas, agrícolas, efluentes industriales y de aguas servidas domésticas, en donde, el enriquecimiento de nutrientes de origen antrópico produce alteración del ciclo de P (Rodó, 2016). En particular, el incremento excesivo de Nitrógeno y P provoca un fenómeno conocido como eutrofización en los sistemas costeros y estuarinos, generando la reproducción rápida de algas en lagos y ríos (Lougheed, 2011). El proceso de eutrofización es mayormente de origen antrópico ya que en las últimas décadas ha incrementado considerablemente los centros urbanos y por consecuencia aumenta la generación de residuos sólidos y líquidos, los que, aumentan la carga de nutrientes en cuerpos de agua, ocasionando una degradación irreversible del ambiente (Fontúrbel, 2005). La eutrofización genera un crecimiento explosivo de algas en el ecosistema acuático, impide el paso de la luz a la profundidad. Por lo tanto, la vegetación que se encuentra por debajo de la superficie acuática muere, ya que se ve alterada la fotosíntesis y se hunde hasta el fondo submarino. Estas especies muertas a su vez son descompuestas por bacterias que consumen oxígeno, reduciendo los niveles de oxígeno en el agua al grado de impedir la supervivencia de algunas especies de peces, crustáceos u otras especies presentes en el ambiente acuático (Aubriot et al., 2005; Lougheed, 2011). Debido a lo anterior, la contaminación de los recursos hídricos superficiales y subterráneos con residuos de origen doméstico, industrial y agropecuario, es uno de los principales problemas ambientales de Chile (Alfaro y Salazar, 2005).

Es así como una cantidad significativa de P se deposita en algunas fuentes naturales fácilmente accesibles y abundantes. El reciclaje de P de dichas fuentes puede ser una opción potencial para restringir la salida de P del ciclo sedimentario, ya que existe una gama de corrientes residuales de origen natural que contienen P excesivo y requieren reducción antes de su eliminación segura (Kataki et al., 2016). Esto puede contribuir a la obtención de P depositado en

dichas fuentes para su posterior reutilización. Existen variados estudios que establecen la recuperación de P a partir de diferentes fuentes de residuos alternativos como las aguas servidas domésticas y ganaderas, entre otros recursos biológicos (Gong et al., 2018; Li y Zhao, 2003; Kataki et al., 2016).

1.5. Fósforo presente en aguas servidas

En la actualidad existen variadas fuentes de las cuales se componen las aguas servidas (AS), aquellas son las provenientes de diferentes actividades cotidianas realizadas por el hombre, como son la actividad industrial, domesticas o urbanas, de las cuales se generan AS industriales, aguas domesticas o urbanas y las provenientes de aguas pluviales. Todas estas fuentes de aguas conforman las AS que son recolectadas por el sistema de alcantarillado desde donde se conducen a la planta de tratamiento de AS, para finalmente ser descargas a un medio receptor que puede ser mar, rio, lago, entre otros (Ramalho, 1996). Su composición es muy variable respecto a diversos factores como hábitos alimenticios de la población y consumo promedio de agua por día y habitante, caracterizando así la composición, tanto en calidad química como la cantidad (Rojas, 2002). Las AS en particular, son fuentes que depositan gran cantidad de nutrientes orgánicos y minerales a los cuerpos de agua. Las AS están compuestas por más del 98% por agua que contiene contaminantes como solidos suspendidos, compuestos orgánicos (40-60%), proteínas (25-50%), carbohidratos (10%) aceites y grasas. También contienen nutrientes como nitrógeno y P, metales, solidos disueltos inorgánicos, solidos inertes, solidos gruesos, compuestos no biodegradables, patógenos y en algunas ocasiones contaminantes tóxicos provenientes de actividades industriales o accidentes (Correia et al., 2013).

En particular, el P en AS es representando por fósforo total (PT) y fosfatos (PO_4^{3-}). Se puede presentar combinado con materia orgánica, proteínas y aminoácidos (polifosfatos) o también en forma inorgánica como ortofostafa, donde aproximadamente el 70% se encuentra como P inorgánico y el 30 % como P orgánico en las AS (Valsami-Jones, 2004). Es el ortofostafa el que contribuye a la proliferación de algas generando eutrofización de las aguas (Childers et al., 2011; Correia et al., 2013). La Tabla 1, muestra las concentraciones de parámetros físico químicos de las aguas servidas. Los valores de PT en las

descargas de aguas servidas que van desde 2-30 mg PT/L variando entre zona urbana y rural (Vidal y Araya 2014).

Tabla 2. Concentraciones de las típicas de las aguas servidas crudas.

Parámetro	Unidad	Rango
DQO	mg/L	200 – 1600
DBO ₅	mg/L	110 – 800
SST	mg/L	100 – 500
Nitrógeno Total	mg/L	20 – 100
Fósforo Total	mg/L	2 – 30
CF	NMP/100mL	1x10 ³ – 2x10 ⁸

Fuente: Vidal y Araya, 2014.

1.6. Tratamiento de aguas servidas

El tratamiento de AS es indispensable debido a su variada composición y se realiza con el propósito de prevenir contaminación biológica, física y química en los cuerpos receptores. Así mismo evitar efectos adversos en la higiene y salud pública e impactos en el entorno ecológico. Este tratamiento de AS trabaja en una secuencia de procesos generales denominados: tratamiento primario, tratamiento secundario y tratamiento terciario. El tratamiento primario es empleado para eliminación de sólidos como materiales flotantes y sólidos en suspensión lo que evita la obstrucción de las siguientes instalaciones y para que las aguas sean aptas y/o compatibles con los tratamientos posteriores. Se realizan operaciones de tipo físicas y también una fracción importante de la carga orgánica, la cual puede representar entre un 25 % y 40% de eliminación de la demanda Biológica de Oxígeno (DBO₅) y entre 59% y el 60% de sólidos suspendidos presentes (Rojas, 2002).

El tratamiento secundario comprende un proceso de tratamiento de tipo biológico de las AS que se pueden realizar mediante procesos aerobios, anaerobio o anóxicos. (Metclaf y Eddy, 2003). Puede ser aeróbico, es decir, con presencias de oxígeno, como también anaerobio, sin presencia de oxígeno, o anóxico en condiciones anaeróbicas; pero con presencia de oxígenos en las aguas residuales. La condición de esos tratamientos biológicos representa una

eficiencia de remoción de la DBO entre el 85 % y 95% (Rojas, 2002; Ramalho, 1996). El principal objetivo de los tratamientos biológicos de las AS es la utilización de microorganismos mediante los cuales se realiza la eliminación de materia orgánica soluble e insoluble, de la eliminación de nutrientes como nitrógeno y P, compuestos nitrogenados entre otros. Estos procesos se llevan a cabo gracias a una gran cantidad de bacterias, por lo tanto, se debe tener en consideración los requerimientos nutricionales, metabolismo y factores ambientales que puedan afectar a los microorganismos (Buitrón Méndez et al., 2019). Además, se requiere de condiciones óptimas como son la presencia de microorganismos en cantidades adecuadas que puedan metabolizar la materia orgánica con aporte de oxígeno o sin oxígeno, nutrientes y un medio de contacto entre microorganismos y alimento (AS) (Englande et al., 2015). Finalmente, el tratamiento terciario tiene como objetivo principal la eliminación de los contaminantes tóxicos, orgánicos persistentes, contaminantes no convencionales, nutrientes, etc. que no fueron excluidos previamente en la biodegradación, como también efectuar la desinfección de patógenos presentes en el agua servida como bacterias y virus mediante la utilización de cloro. En esta categoría se realizan procesos físicos químicos y biológicos y se puede lograr prácticamente cualquier eficiencia de eliminación deseada, con el fin de obtener efluentes con menor carga de contaminantes que puedan volver a ser utilizados y no generen impactos en el cuerpo receptor (Englande et al., 2015).

1.7. Tecnologías de tratamiento de aguas servidas

Las tecnologías empleadas para el tratamiento de AS se engloban bajo la denominación de sistemas convencionales que se emplean en asentamientos urbanos de los países desarrollados y se caracterizan por ser tecnologías mecanizadas, con altos consumos energéticos, bajo valor estético, y necesidad de personal especializado para su mantenimiento (Metcalf y Eddy, 2003). Por el contrario, los tratamientos no convencionales, pueden ser definidos como las tecnologías de uso de sistemas naturales, usadas en instalaciones de tratamiento localizadas cerca a la fuente de origen de AS. En la Figura 1, se describe un esquema de los tratamientos y tecnologías de tratamiento de las AS. Las tecnologías convencionales, las cuales están diseñadas para depurar las AS mediante procesos como sedimentación, filtración, adsorción, precipitación

química, intercambio iónico, degradación biológica, entre otras. Estos procesos ocurren de forma secuencial en tanques y reactores y a velocidades aceleradas gracias al aporte de energía. Algunas tecnologías convencionales como lagunas aireadas, lodos activados, reactores anaeróbicos y filtros percolador son los actualmente más utilizados (Vidal y Araya, 2014). Las tecnologías convencionales o naturales están caracterizadas por la escasa necesidad de personal de mantenimiento, un consumo energético reducido, una baja o nula producción de lodos y pueden generar un realce estético al emplear componentes del medio natural. Estas tecnologías emplean procesos naturales como fotosíntesis, fotooxidación, asimilación por parte de las plantas y/o fuerza de la gravedad (Vera, 2012). Algunas tecnologías no convencionales se presentan como filtros verdes, lagunas facultativas, humedales construidos, lombrifiltros, fitoremediación entre otras (Vidal y Araya, 2014).

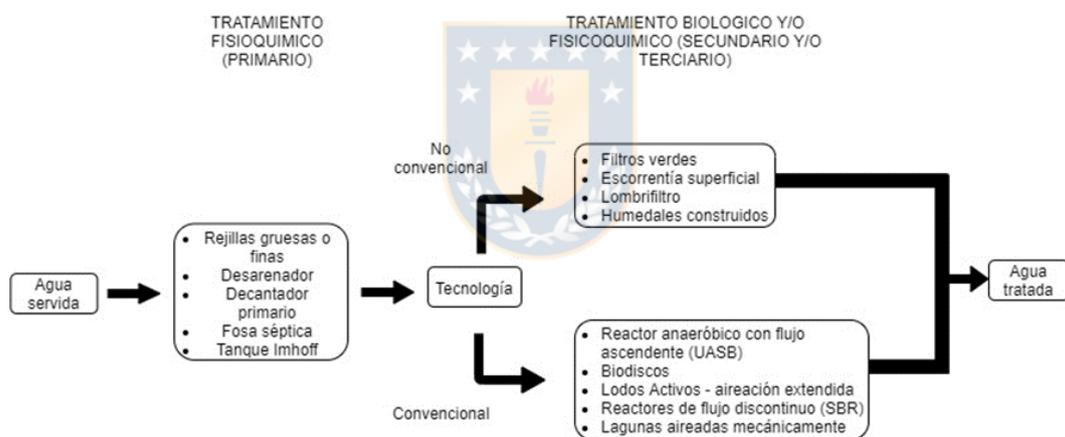


Figura 2. Esquema de tratamientos de aguas servidas.

Fuente: Vidal y Araya, 2014.

1.8. Tratamiento convencional: Lodos activados

Los sistemas de lodos o fangos activados son los más conocidos y frecuentemente utilizados en el tratamiento biológico de AS. Se basa en la remoción de contaminantes biodegradables presentes en el AS mediante una comunidad de microorganismos que los emplea como sustrato, convirtiendo la materia orgánica disuelta en productos más simples como son dióxido de carbono, agua y nuevas bacterias. Estos sistemas consisten en un reactor de aireación en donde ocurre la depuración biológica del agua con la consecuente

producción de biomasa (Menéndez, 2004; Buitrón et al., 2019). En el proceso de lodos activados se genera una íntima conexión entre la materia orgánica, suspendidos, coloidales y solubles con un lodo biológico activo. Los microorganismos crecen en suspensión y se agrupan formando flóculos que, por consiguiente, forman la masa microbiana activa llamada lodo activado. A su vez, se mantiene en suspensión en el tanque aireado de oxígeno el cual tiene la finalidad de producir el máximo contacto entre las aguas residuales entrantes y los microorganismos del floculo. Parte del lodo sedimentado es eliminado y depositado en un tanque de sedimentación secundaria y otra parte del material sedimentado se vuelve a introducir en las AS entrantes para mantener la población de microorganismos activos que se alimentaran de los compuestos orgánicos. El proceso de tratamiento biológico de lodos activados se puede sintetizar en el siguiente esquema que se muestra en la Figura 2 (Dunner, 2004; Englande et al., 2015). En definitiva, el lodo activado realiza el trabajo de adsorber, asimilar y flocular el material de desecho y que, además, implica un sistema biológico complejo que puede verse afectado por cambios en las variables ambientales, por lo tanto, es importante mantener ciertos parámetros como pH, oxígeno disuelto, temperatura dentro de rangos determinados que no afecten la proliferación y desarrollo de los microorganismos (Chamorro y Vidal, 2015). La eliminación de P en los lodos activados, se inicia con el P particulado de las AS el cual queda retenido en los procesos de decantación, pasando a formar parte del lodo. El resto del P, soluble, en la eliminación biológica de P se combinan con reactores que operan bajo condiciones anaeróbicas, aeróbicas y anóxicas, en donde el P queda almacenado en los microorganismos y posteriormente se elimina como lodo en exceso (Vidal y Araya, 2014). Durante este tratamiento el P se incorpora a la fracción proteica de las células, donde el contenido de P de la biomasa está generalmente en el rango de 1 y 2%. La concentración de P en el agua después de un tratamiento convencional oscila entre 6 y 11 mg/L de P, para conseguir valores inferiores es necesario recurrir a tratamientos complementarios de eliminación, pudiendo ser estos de tipo físico-químico o bien de carácter biológico (Yuan et al., 2012). En la Tabla 2 se resume un conjunto de parámetros operacionales y eficiencias de eliminación de fósforo en sistemas de lodos activados. Se puede observar que la eficiencia de eliminación de fósforo de estos sistemas, tanto en los estudios realizados a

escala real y de laboratorio se obtiene una alta remoción de P con valores por sobre el 70 % en casi su totalidad de estudios analizados.

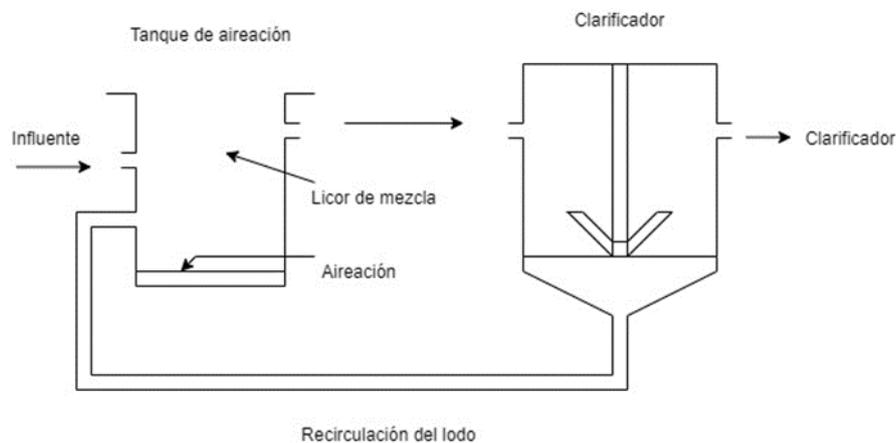


Figura 2. Diagrama conceptual del proceso de lodos activados.

Fuente: Adaptado de Campero, 2004.

1.9. Lodos activados con aireación extendida

Existe una variación del proceso de lodos activados llamada de aireación extendida y se caracteriza por tener largos tiempos de retención a la operación de aireación con periodos de aplicación de aire entre 18 y 24 horas y permite cambios bruscos en la carga hidráulica y orgánica (Chamorro y Vidal, 2015). Su diseño se diferencia en que existe un alto contenido de sólidos o una baja proporción de alimento para los microorganismos y una larga edad del lodo. Esto da lugar a respiración endógena del lodo, en donde las bacterias son digeridas en el tanque de aireación y se genera menos lodo de desecho (Englande et al., 2015). Este proceso permite la degradación de compuestos que son más difíciles de degradar. Además, debido a la larga edad del lodo este proceso permite la nitrificación del efluente ya que el nitrógeno se convierte en nitrato dentro del reactor, reduciendo la demanda biológica de oxígeno del efluente en el agua receptora (Dunner, 2004). El proceso de tratamiento biológico con aireación extendida se puede sintetizar en el siguiente esquema que se muestra en la Figura 3.

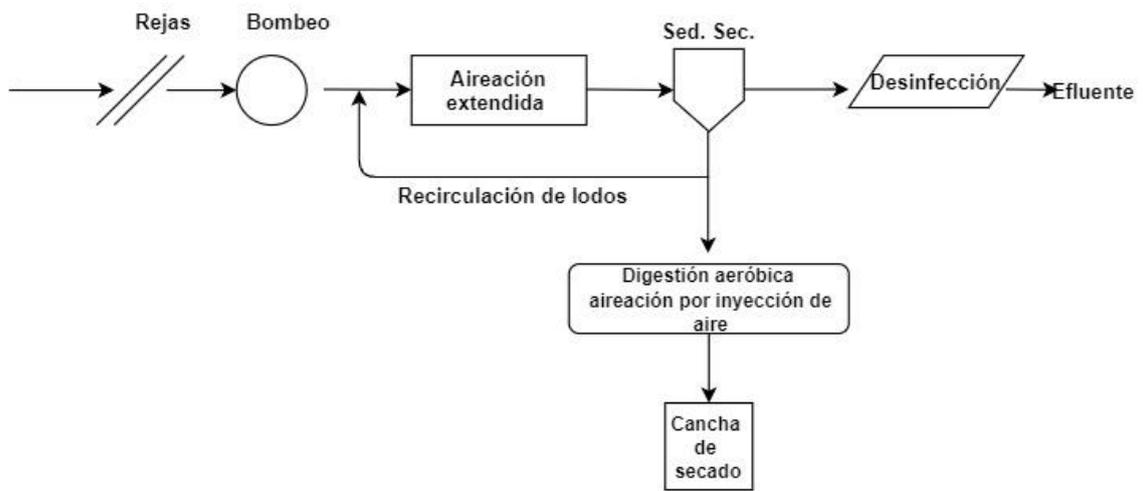


Figura 3. Diagrama conceptual del proceso de lodos activados.

Fuente: Adaptado de Dunner, 2004.



Tabla 2. Análisis de parámetros operacionales y eficiencias de eliminación de fósforo en sistemas de lodos activados

Escala	Alimentación	Mecanismo	Caudal (m ³ /d)	THR (h)	SRT (d)	Influente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Eficiencia de eliminación (%)	Retención (kgP/d)	Referencia
Real	Aguas servidas domesticas	Reactor anaerobio-anóxico-aireado	10140	53,7	36,6	6,67	0,44	93	67,6	Puig et al. (2008)
Real	Aguas servidas domesticas	Reactor anóxico-aireado	38000	-	-	7,5	4.5	40	276	Venkatesan et al. (2015)
Laboratorio	Agua servida sintética	Reactor aeróbico	0,28	5,6	14,0	27 *	18	77	0,001978	Lan et al. (1983)
Real	Agua servidas domesticas	Lodo granular aeróbico	28600	17	20-38	6,7	0,9	87	3,34	Pronk et al. (2015)
Laboratorio	Agua servida sintética	Reactor aeróbico	-	12	10	20	2,2	89	5,7 mgPT/gSS	Yadav et al. (2016)
Real	Agua servidas domesticas	Reactor aeróbico	43000	8	-	10	4	60	50	Dueñas et al. (2003)
Real	Agua servidas domesticas	Reactor aeróbico	3000	24	-	13	4	70	45	

*: (PO₄⁻³) = Referido a Fósforo del Fosfato

1.10. Tratamiento no convencional: humedales construidos

Dentro de las tecnologías no convencionales existentes para la depuración de aguas residuales podemos encontrar los sistemas naturales conocidos como humedales, los cuales son una opción ambiental y económica debido a que simulan procesos que ocurren en la naturaleza de forma espontánea. Poseen óptimas características en su capacidad de depuración y producción de aguas de buena calidad, no requieren altos costos en construcción, mantenimiento, operación y además no requieren de personal capacitado para su mantenimiento (Vidal y Hormazábal, 2018). Por lo tanto, los humedales construidos son construidos para embalsar el agua bajo distintas condiciones operacionales en donde se aprovecha la vegetación, suelo y bacterias presentes para tratar los residuos líquidos como AS (Vera et al., 2016). En cuanto a las condiciones para su operación, son sistemas que requieren de una superficie mayor a la que se utiliza en sistemas convencionales, por lo que su implementación en sectores rurales ya que existe mayor disponibilidad de terreno. Por otro lado, estos sistemas están diseñados para tolerar cargas orgánicas entre 1-25 gDBO₅/m²; 60-90 cm de altura en la columna de agua y tiempo de estancia de 1 a 15 días. Por lo cual es importante mantener ciertos parámetros como la calidad del AS a tratar y la mantención de las plantas presentes en el humedal para un buen rendimiento del sistema ya que es un sistema basado en un proceso natural (Vidal y Araya, 2014).

En estos sistemas el tratamiento de las aguas se genera mediante la interacción entre los elementos que componen el humedal como el agua, el sustrato sólido, los microorganismos y la vegetación presente dentro del sistema. La depuración de AS, se realizan cuando entran en contacto en las diferentes zonas del humedal; la zona aeróbica que se ubica alrededor de las raíces de las plantas y otra zona anaeróbica ubicada al fondo del humedal. En estas zonas mediante procesos químicos y biológicos los microorganismos se encargan de oxidar y degradar las AS. Luego mediante procesos físicos como filtración y sedimentación son retenidas (Vidal y Hormazábal, 2018). Las plantas constituyen el principal componente biológico ya que se encargan de asimilar directamente los contaminantes en sus tejidos y, además, actúan como catalizadores para las reacciones de purificación e incrementan la diversidad

ambiental de la rizosfera, promoviendo de esta forma, una variedad de reacciones químicas y biológicas que aumentan la purificación (Vera et al., 2010).

Los humedales construidos pueden remover compuestos sólidos, compuestos orgánicos, además, proveen, captan y almacenan nutrientes a corto plazo (Arteaga-Cortez et al., 2020). Se han mostrado eficientes en cuanto a la eliminación de materia orgánica (DBO_5), sólidos suspendidos totales (SST), demanda química de oxígeno (DQO), con un rendimiento superior al 80% (Vidal y Araya, 2014). Sin embargo, con eficiencia de remoción de eliminación de nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) y fósforo total (PT) en rangos de 48 a 55% y 24 a 50%, respectivamente. En los casos de coliformes fecales (CF) y coliformes totales (CT), algunos estudios han informado eficiencias de remoción superiores al 95% (Leiva et al., 2018). En cuanto al P, su principal mecanismo de eliminación en los humedales construidos ocurre mediante mecanismos biológicos y fisicoquímicos en donde la interacción de las plantas juega un rol fundamental en la depuración. Procesos como la adsorción, precipitación, asimilación por plantas y sedimentación son algunos de los cuales se generan dentro del humedal (Arteaga-Cortez et al., 2020). Las plantas absorben P a través de sus raíces y los transportan a sus tejidos en crecimiento, absorben algunos contaminantes como los iones de nitrato, amonio y fosfatos para utilizarlos como nutrientes. Por lo tanto, la asimilación del P en los tejidos de la vegetación es un método biológico para la depuración de las aguas (Lara, 1999). Sin embargo, cabe mencionar que la capacidad de absorción de P es limitada en comparación con el nitrógeno, ya que el contenido de P en los tejidos es mucho menor, lo cual es un obstáculo que impide que los humedales construidos eliminen P de manera más eficiente (Londoño y Marín, 2009).

1.11. Humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial

Los sistemas de humedales construidos se pueden clasificar de acuerdo a la dirección y el tipo de flujo, posición del agua y se clasifican principalmente en tres tipos: de flujo horizontal superficial (HFS), flujo horizontal subsuperficial (HSSF) y flujo vertical subsuperficial (HVFSS) (Vidal y Araya, 2014). Las características hidráulicas de cada uno de ellos son específicas para el tipo de flujo. Por lo tanto, tienen implicancias importantes en cuanto a su diseño y a la

capacidad de depuración del sistema (Vidal y Hormazábal, 2018). En particular, los humedales construidos con flujo horizontal subsuperficial (HSSF) se tipifican debido a que el agua servida entra por uno de los extremos del lecho y es vertida en sentido horizontal a través de un medio granular del relleno, los rizomas y las raíces de las plantas. Se mantiene el nivel del agua por debajo de la superficie de manera que la lámina de agua no este expuesta a la atmósferas (García y Corzo, 2008). En el otro extremo el agua es recogida en el fondo del lecho mediante una estructura adecuada que controla la altura del nivel del agua y es evacuada mediante tuberías y vertedero (Londoño & Marín, 2009). La profundidad de este tipo de humedales no suele exceder los 0,6 m y para asegurar el vertido del agua deben ser construidos con una leve pendiente en el fondo (Vidal y Hormazábal, 2018). Por lo tanto, este tipo de humedales está compuesto por una estructura de entrada del afluente, impermeabilización del fondo y laterales, un medio granular, vegetación típica de zonas húmedas y estructuras de salida regulables para controlar el nivel del agua (García y Corzo, 2008).

En los humedales con tipo de flujo subsuperficial la depuración de fósforo presente en las AS ocurre mediante procesos de filtración, sedimentación adsorción y asimilación mediante plantas y microorganismos presentes en el sistema. (Vidal y Hormazábal, 2018). Donde el mayor mecanismo de remoción (95%) ocurre mediante sedimentación y acumulación de P en el suelo orgánico de los humedales (Londoño y Marín, 2009). La adsorción de P por medio de soporte representa entre un 38-46%, mientras que la asimilación por plantas y microorganismo entre un 25-30% y entre un 10-13% respectivamente (Carrillo et al., 2019). La siguiente Tabla 3 resume un conjunto de parámetros operacionales y eficiencias de eliminación de fósforo en sistemas de Humedales Construidos. Se puede observar que la eficiencia de eliminación de fósforo en estos sistemas tanto a escala real como de laboratorio es relativamente baja ya que la mayoría no supera el 50% en términos de eliminación del P presente en el sistema de tratamiento.

Tabla 3. Análisis de parámetros operacionales y eficiencias de eliminación de fósforo en sistemas de Humedales Construidos.

Escala	Alimentación	Tipo de humedal	macrófitas	Soporte	Caudal (m³/d)	HLR (m/d)	THR (d)	Influyente (mg/L)	Retención P (g/m²d)	Eficiencia de eliminación (%)	Referencia
Piloto	Agua servidas domesticas	(HSSF)	Cyperus papyrus	Grava	0,100-0,108	0,022-0,024	5,0-6,0	14	0,1	25-33	Leiva et al. (2018)
Laboratorio	Agua servidas domesticas	(HSSF)	Typha latifolia	Arena-Limo-Arcilla	-	-	5,0-10	3,42*	0,2*	67	Chung et al. (2008)
Real	Agua servidas porcinas	(FWS)	Phragmites australis, Miscanthus sacchariflorus and Typha orientalis	-	5232	116,5	14,3 (h)	5,46	240	38.30	Lee et al. (2012)
Laboratorio	Agua de río sintética contaminada	(FWS)	Phragmites australis	Arena	-	0,15	10	1,56	0,012	45	Wu et al. (2012)
Laboratorio	Agua servidas sintéticas	(HSSF)	Acorus calamus	Escoria de alto horno	0,096	0,4	6	4,24	1,6	98	Xu et al. (2019)

*: (g/m²)

HSSF: flujo subsuperficial horizontal

FWS: flujo libre superficial

1.12. Objetivos de Desarrollo sostenible

En septiembre del 2015, los líderes mundiales en el seno de las naciones unidas proclaman un acuerdo, llamado Agenda 2030 y 17 objetivos de desarrollo sostenible (ODS). Se trata un acuerdo internacional con vigencia hasta el año 2030, en donde se reconoce la importancia de abordar la lucha contra la pobreza, el cuidado del planeta y la disminución de las desigualdades. Se proponen planes para alcanzar las metas específicas de cada ODS dentro de los próximos 15 años. Dichos objetivos, hacen un llamado claro a todas las organizaciones para que sean innovadores con el fin de resolver los retos que se presentan en cuanto al desarrollo sostenible. Los ODS se han acordado por todos los gobiernos, sin embargo, el éxito de ellos dependerá de las acciones que se lleven a cabo por todos, tanto empresas como gobiernos. Mediante la Figura 4 se muestran gráficamente los 17 ODS.

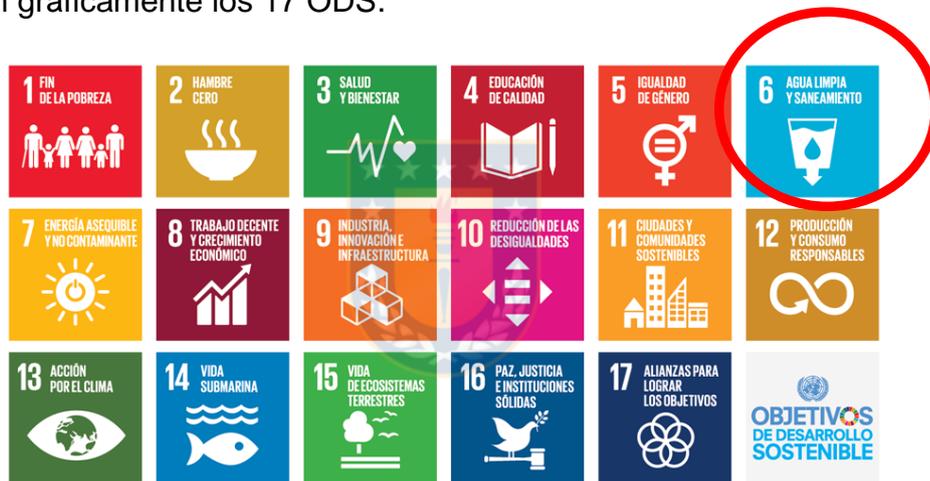


Figura 4. Objetivos del Desarrollo Sostenible (ODS)

Frente a lo anterior, nace la necesidad de aportar mediante la siguiente investigación en el alcance de la meta específica del objetivo del desarrollo sostenible Número 6: Agua limpia y saneamiento. La cual busca garantizar el acceso universal al agua potable segura y asequible para todo, lograr el acceso a servicios de saneamiento e higiene adecuados y equitativos para todos y mejorar la calidad del agua reduciendo la contaminación, eliminando el vertimiento y minimizando la emisión de productos químicos y materiales peligrosos, residuales sin tratar y aumentando considerablemente el reciclado y la reutilización sin riesgos a nivel mundial.

2. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

- La tecnología no convencional de humedales construidos ¿Puede alcanzar eficiencias de eliminación de fósforo cercanas al sistema convencional de lodos activados?

3. HIPÓTESIS

La eliminación de fósforo de aguas servidas mediante la tecnología convencional es en un 50% más efectiva que en la tecnología no convencional.

4. OBJETIVO

Evaluar datos existentes de las tecnologías de tratamiento convencional de lodos activados y no convencionales de humedales construidos en términos de eficiencia optima de eliminación de fósforo presente en aguas servidas.

4.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Analizar la eficiencia global de eliminación de fósforo de aguas servidas tratadas por lodos activados y en las diferentes etapas del tratamiento.
2. Analizar la eficiencia global de eliminación de fósforo de aguas servidas tratadas por un humedal construido y en las diferentes etapas del tratamiento.
3. Comparar las eficiencias de eliminación de fósforo de aguas servida vía lodos activados y humedales construidos mediante balance de materia.

5. METODOLOGÍA

5.1. Área de estudio

El estudio se realizó en la planta de tratamiento de aguas servidas (PTAS) que se encuentra emplazada en un predio perteneciente a la empresa ESSBIO S.A. la cual está ubicada en la comuna de Hualqui, provincia de Concepción, Región del Biobío. Sus coordenadas son $36^{\circ}59'25.23''$ latitud Sur y $72^{\circ}56'49.21''$ longitud Oeste. La Figura 5 muestra imagen satelital de la ubicación de la PTAS.



Figura 5. Imagen satelital de Planta de Tratamiento de Aguas Servidas, Hualqui. Donde ■ lodos activados y ■ humedal construido.

Fuente: Elaboración propia mediante herramienta Google Earth Pro.

La planta está diseñada para dar servicio a una población de 19.194 habitantes. Posee un tratamiento de aguas servidas mediante sistemas de tratamiento con tecnologías de Lodos activados en modalidad aireación extendida. Por otro lado, dentro de las instalaciones de la planta de tratamiento de AS se encuentra ubicado un sistema piloto de Humedal Construido de tipo HSSF. Para efectos del estudio, se consideró como tecnología convencional la planta de tratamiento de lodos activados en modalidad aireación extendida presente en localidad de Hualqui de ESSBIO S.A. Mientras que la tecnología no convencional a comparar fue el humedal construido a escala piloto presente en la misma localidad.

5.2. Sistema de lodos activados

El tratamiento de aguas servidas presente en la planta opera mediante tratamiento de lodos activados en modalidad aireación extendida. Posee un sistema de desinfección del efluente mediante el uso de cloro y deshidratación mecánica de los lodos generados en el proceso, los cuales representan la tecnología convencional para la depuración de aguas servidas (DIA, 2005). La Tabla 4 describe las características de diseño y operación del sistema de lodos activados. El cual trata un caudal medio de $6394 \pm 346 \text{ m}^3/\text{d}$, una producción de lodos de $538 \pm 123 \text{ kg/d}$ y una carga orgánica media de $825 \pm 51 \text{ kg/d}$. A modo general, el sistema de tratamiento se conforma por el tratamiento preliminar compuesto por: Cámara de rejillas, vertedero de tormenta, Canaleta Parshall y desarenador. El tratamiento secundario está constituido por las unidades de: selector biológico (Biorreactor), estanque de aireación y sedimentador secundario. El tratamiento de desinfección y tratamiento de lodos compuesto por unidades de procesos de: deshidratación mecanizada y canchas de secado (DIA, 2017). En la Figura 6, se presenta el diagrama de flujos con las unidades de operación presentes en la PTAS para el tratamiento convencional utilizado en este estudio comparativo.

Tabla 4. Características de diseño y operación de los sistemas de tratamiento PTAS Hualqui.

Características	Unidad	Lodos activados	Humedal construido
Población	Habitantes	17414 ± 2518	17414 ± 2518
Caudal medio	m^3/d	6394 ± 346	$0,120 \pm 0,02$
Producción de lodos	kg/d	538 ± 123	-
Volumen	m^3	4113	1,28
Tiempo de retención hidráulica (TRH)	d	$0,7 \pm 0,03$	$6,6 \pm 1,3$
Carga orgánica media	kg/d	825 ± 51	$0,02 \pm 0,01$
Carga hidráulica	mm/d	-	$26,7 \pm 4,6$
Área (c/celda)	m^2	-	4,5

Fuente: (DIA, 2017; Vidal y Hormazábal, 2018).

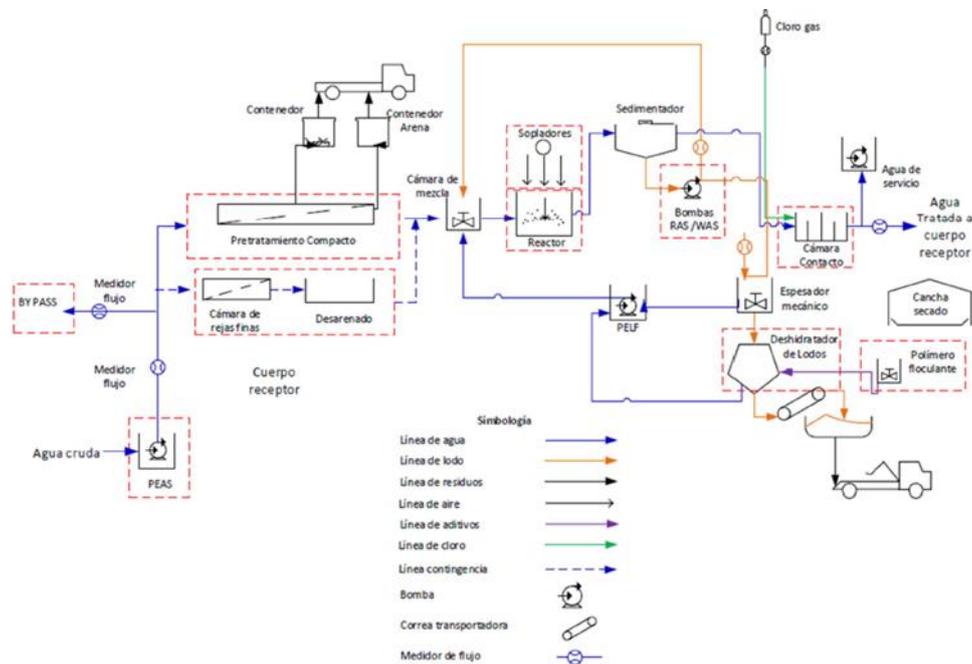


Figura 6. Diagrama de flujo sistema de tratamiento convencional PTAS

ESSBIO S.A.

Fuente: DIA (2017).

5.3. Sistema piloto humedal construido

El sistema piloto HC presente dentro de las instalaciones de la PTAS posee 4 celdas de humedales construidos de tipo HSSF. La planta piloto es alimentada con AS que provienen del tratamiento primario que posee la PTAS en donde se cuenta con una cámara de rejillas y un desarenador. Para evitar fenómenos de colmatación en las celdas, el influente se traslada a un tratamiento primario esquematizado en la Figura 7. Este consiste en un tanque desarenador-desengrasador de 630 L, una fosa séptica de 1200 L y un tanque de bombeo de 630 L. Finalmente, el efluente se eleva a un tanque de distribución de 1000 L, el cual alimenta a las 4 celdas de HSSF por gravedad. Las celdas están conformadas por diferentes especies de plantas depuradoras y ornamentales en donde las celdas 1 y 3 contienen *Phragmites australis*, mientras que las celdas 2 y 4 contienen *Schoenoplectus californicus*. La tabla 5 describe las características de diseños y condiciones de operación del sistema piloto

humedal construido, el cual trabaja con un caudal medio de $0,120 \pm 0,02 \text{ m}^3/\text{d}$. El sistema tiene una carga orgánica media de $0,02 \pm 0,01 \text{ kg/d}$ y una carga hidráulica de $26,7 \pm 4,6 \text{ mm/d}$. Para efectos del presente estudio se trabajará con el proceso correspondiente a las celdas 2 y 4. En la Figura 8, se muestra el sistema piloto de humedales construidos en la PTAS de Hualqui (Proyecto GIBA-UDEC en convenio con ESSBIO S.A.). La cual es el tipo de tecnología no convencional para la depuración de aguas servidas que se va a comparar en el estudio.

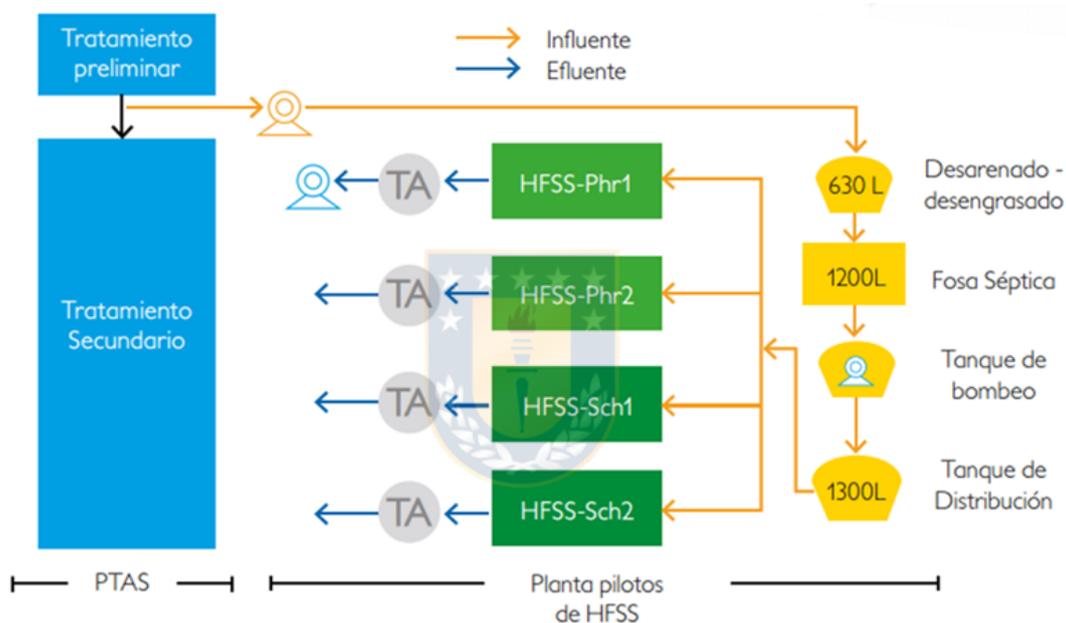


Figura 7. Diagrama de flujo sistema piloto HC presente en la PTAS ESSBIO S.A.

Fuente: Vidal y Hormazábal (2018).



Figura 8. Sistema piloto de humedales construidos en la PTAS de Hualqui del Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental (GIBA-UDEC).

Fuente: Vidal y Araya (2014).

5.4. Caracterización de influente

Se utilizó como influente las AS desde un tratamiento secundario emplazada en la PTAS de la empresa ESSBIO S.A. y se tomaron muestras del influente y efluente de los sistemas de tratamientos tanto de lodos activados como del humedal construido. Cabe recalcar que el influente utilizado para el estudio fue el mismo para ambos sistemas de tratamientos de aguas, el cual se obtiene después de la cámara de rejillas de la planta de ESSBIO. La Tabla 5, muestra las características del influente de aguas servidas utilizadas en este estudio.

Tabla 5. Caracterización de los parámetros fisicoquímicos del influente de aguas servidas.

Parámetros	Unidad	Promedio \pm SD
pH	mg/L	7,6 \pm 1
DQO	mg/L	471 \pm 56
NT	mg/L	107 \pm 38
NH ₄ ⁺ -N	mg/L	77 \pm 32
SST	mg/L	301 \pm 105
SSV	mg/L	260 \pm 84
PT	mg/L	14 \pm 1
PO ₄ ⁻³	mg/L	11 \pm 4

5.5. Análisis de parámetros

5.5.1. Parámetros físico-químico

Los parámetros fisicoquímicos del influente de aguas servidas a tratar fueron analizados y evaluados mediante estrategias de laboratorio. Parámetros como temperatura y pH fueron medidos de manera *in-situ* en terreno mediante un equipo multiparamétrico. Los sólidos suspendidos totales (SST) fueron determinados mediante método gravimétricos, filtrando y posteriormente secándolas a 103-105° las muestras obtenidas del influente en una estufa de secado presente en el laboratorio del Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental (GIBA-UDEC). Los sólidos suspendidos volátiles (SSV) corresponden a los compuestos perdidos durante la calcinación a 550 \pm 50° y fueron determinados por diferencia de peso entre los sólidos totales. La medición de DQO se determinó a través del método colorimétrico de reflujó cerrado, en donde la muestra de influente se oxidó con una cantidad de dicromato de potasio en exceso en un medio ácido y con catalizadores y el dicromato de potasio remanente obtenido se determinó espectrofotométricamente con una longitud de onda de a 600 nm. Para determinar N-NH₄⁺ se realizaron una serie de reacciones para luego medir la absorbancia de la muestra a 640 nm en un espectrofotómetro, según el método 4500- NH₄ del Standard Methods. El análisis de NT se obtuvo utilizando kits específicos de la línea de Spectroquant de Merck.

Los parámetros se midieron basándose según lo descrito en el protocolo de Standard Methods (APHA, 2005). El P total (PT) y el PO_4^{3-} se determinarán de acuerdo con el método estándar 4500-P, utilizando los kits de prueba Spectroquant® (NOVA 60, Merck). Para el PT se sigue el método de digestión y para los iones de PO_4^{3-} se utiliza el método colorimétrico. Para la concentración de fósforo particulado se calcula como la diferencia entre el fósforo total y el fósforo soluble, según la siguiente forma.

$$\text{PT} = \text{P particulado} - \text{P soluble}$$

En cuanto a los fosfatos orgánicos, se sigue el procedimiento de determinación del fósforo total. El cual se obtendrá a través de la siguiente formula:

$$\text{Fosfatos orgánicos} = \text{Fósforo total} - \text{Fosfatos} \quad (\text{Ec.2})$$

5.1.1 Análisis de P en la biomasa

El análisis de P en la biomasa se estimó mediante fórmulas. El contenido de P en sólidos (g P/g SST) se aproximó, se supone que la mayoría de los SST no volátiles son poli-P: $\text{Mg}_{0.33} \text{K}_{0.33} \text{PO}_3$ (Taya et al., 2013).

$$(\text{mg P/mg SST}) = ((\text{SST} - \text{SSV}) / \text{SST}) * (1/3,23) \quad (\text{Ec.3})$$

La eficiencia de remoción específica (SRE) relaciona la capacidad neta de eliminación de P del sistema con la cantidad de biomasa dentro del reactor (como SSV), dando información sobre la actividad de PAO de lodo.

$$\text{SRE} = (\text{P}_{\text{inf}} - \text{P}_{\text{eff}}) / \text{SSV} * \text{V}_{\text{SBR}} \quad (\text{Ec.4})$$

Dónde P_{inf} y P_{eff} son la cantidad de P en el afluente y el efluente (mg P), SSV es la concentración de sólidos suspendidos volátiles (g SSV/L) y V_{SBR} es el volumen SBR (L).

5.6. Estrategia de monitoreo

Se realizaron tres muestreos en distintos días para cada tecnología durante el año 2019. Los muestreos en la tecnología de lodos activados se realizaron los días 20 de noviembre, 4 de diciembre y 17 de diciembre. Mientras que el muestreo en el sistema piloto Humedal construido se realizó toma de muestras los días 10 de septiembre, 26 de septiembre y 14 de noviembre. La Figura 9

muestra los flujos que fueron considerados en cada etapa de los tratamientos, en los cuales se realizaron las mediciones de parámetros fisicoquímicos. La tecnología convencional de lodos activados cuenta con 3 puntos de muestreo; la corriente LA1 a la salida del biorreactor, la LA2 salida del sedimentador y LA3 a la salida de la cámara de contacto. Además, cuenta con un flujo la LA4, es calculado a base de formula y va asociada con el P en la biomasa del biorreactor. Asimismo, la tecnología no convencional de humedal construido también cuenta con 3 puntos de muestreo; la HC1 a la salida del sedimentador, la HC2 a la salida del humedal y la HC3 a la salida de la desinfección UV.

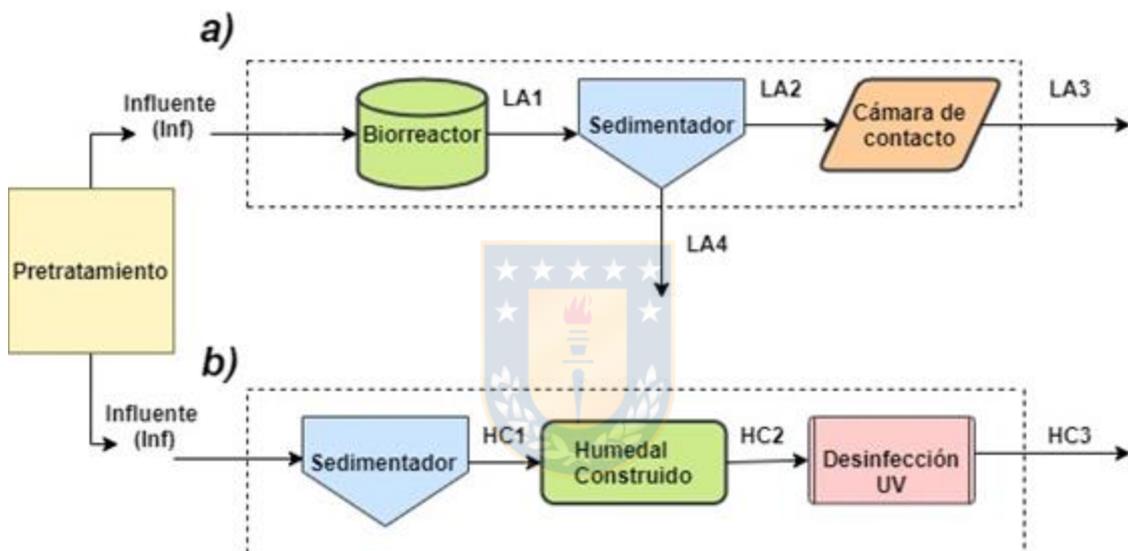


Figura 9. Diagrama de monitoreo de las tecnologías de tratamiento de aguas servidas. a) diagrama del tren de tratamiento de lodos activados Donde LA1: Biorreactor, LA2: sedimentador, LA3: cámara de desinfección y LA4 purga del lodo. y b) del humedal construido. Donde HC1: sedimentador, HC2: humedal construido y HC3: desinfección UV.

Fuente: Elaboración propia.

5.7. Balance de masa

El P es un parámetro muy adecuado para la evaluación del balance de masa, ya que el PT solo sigue flujos de aguas residuales y no sale del sistema a través de la fase gaseosa. En la práctica, midiendo el PT de todos los flujos de entrada y salida, se pueden comprobar el valor de PT en cada etapa del tratamiento de AS. Para realizar el cálculo del balance de flujo (Q) y balance de masa de P en las tecnologías mencionadas se utilizaron las siguientes ecuaciones:

$$Q_{inf} - Q_{eff} - Q_{lodo} - Q_{ret} = 0$$

$$PT_{inf} - PT_{eff} - PT_{lodo} - C_{ret} = 0$$

Donde:

- PT_{inf} = Concentración de PT del influente (mg/L).
- PT_{eff} = Concentración de PT del efluente (mg/L).
- PT_{lodo} = Concentración retenida (mg/L).
- PT_{ret} = Concentración de PT retenida (mg/L).
- Q_{inf} = Caudal del influente (m^3/d).
- Q_{eff} = Caudal del efluente (m^3/d).

Para el balance de masa en el humedal construido el PT lodo es cero por lo que se elimina de la ecuación.

5.8. Análisis estadístico

Los análisis estadísticos se realizaron mediante el programa estadístico "R Studio" con un nivel de significancia de $\alpha=0,05$. Los resultados y datos obtenidos se sometieron en primer lugar a un análisis estadístico para estimar si las variables tienen distribución normal mediante la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk. Una vez sometidos a la prueba de normalidad, aquellos datos con distribución normal estarán sujetos a un análisis de varianza ANOVA y para aquellos datos en que no se pudo suponer la normalidad de las muestras, se realizó una prueba de Wilcoxon test.

6. RESULTADOS Y DISCUSION

6.1. Concentraciones de fósforos en sistema de lodos activados, Hualqui

En la siguiente Figura 10 se representan las concentraciones de fósforo total (PT) y sus diferentes fracciones, orgánica (Po) e inorgánica (PO_4^{-3}) presentes en cada etapa del tren de tratamiento del sistema de lodos activados, Hualqui. Los resultados obtenidos en el muestreo de PT entregaron concentraciones de $5,9 \pm 1,4$ mg/L en la corriente LA1 correspondiente a unidad de biorreactor, $4,56 \pm 2,7$ mg/L en la unidad del sedimentador (LA2) y $5,8 \pm 3,3$ mg/L en la corriente de procesos final (LA3). Los valores señalan que existen diferencias significativas entre las etapas del tren de tratamiento para la eliminación de PT ($p < 0,05$), específicamente en la corriente LA4 la que indica que existe una diferencia significativa con las etapas LA1, LA2 y LA3. Dicha diferencia se observa en el aumento de concentraciones de PT en LA4 de $59 \pm 0,5$ mg/L. Las concentraciones de PT encontradas en la corriente LA3 la cual realiza la descarga de agua final al cuerpo receptor se encuentra dentro de los límites máximos establecidos por el D.S 90/2000, que señala que el límite máximo de descarga para fósforo total es de 10 mg/L (BCN). Sin embargo, a su vez, dicho resultado se encuentra por sobre las concentraciones encontradas por Pronk et al. (2015) y Puig et al. (2008) en sus estudios que establecen concentraciones de PT en efluente de proceso con valores de 0,9 mg/L y 0,4 mg/L respectivamente. Esto se atribuye a que sus estudios se basan en normativas extranjeras las cuales son más exigentes en cuanto a la descarga de PT a los cuerpos receptores.

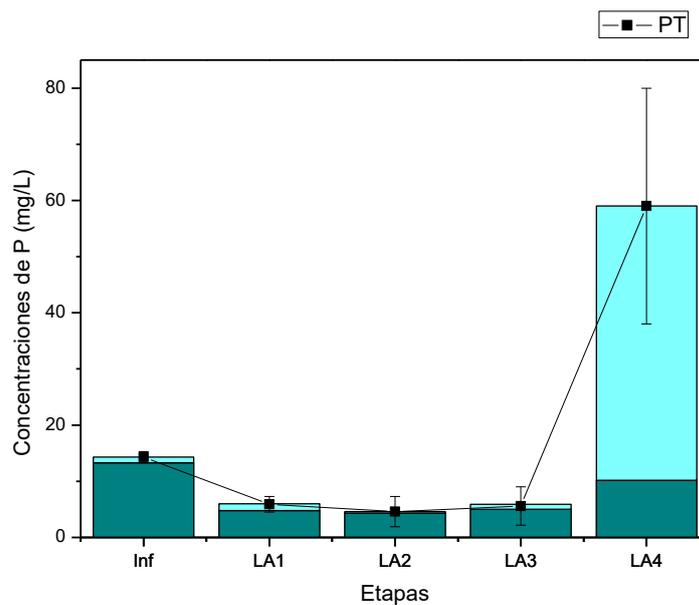


Figura 10. Concentraciones de PT(■), Po (■), PO₄⁻³ (■), por cada etapa en tratamiento de lodos activados, Hualqui. Donde LA1: Biorreactor, LA2: sedimentador, LA3: cámara de desinfección y LA4 Lodos.

En cuanto a las concentraciones de PO₄⁻³, se obtuvieron valores de $4,8 \pm 1,7$ mg/L para la corriente LA1, $4,27 \pm 2,9$ mg/L en la corriente LA2 y $4,9 \pm 2,9$ mg/L en la corriente final LA3. Dichos resultados indican que no existen diferencias significativas de PO₄⁻³ ($p > 0,05$) entre las etapas de tratamiento en el sistema LA, lo cual se observa en la Figura 11 a). Finalmente, las concentraciones de Po obtenidas fueron $1,2 \pm 0,7$ mg/L en la corriente LA1, $0,823 \pm 0,8$ mg/L en la corriente LA2 y $0,9 \pm 0,7$ mg/L en la corriente LA3 final. Dichos resultados indican que existe diferencia significativa en cuanto a las concentraciones de Po ($p < 0,05$) entre las etapas de tratamiento. En donde la corriente LA4 presenta diferencias con las demás etapas del tren de tratamiento. Esto se ve respaldado con un notable aumento de $48,3 \pm 18,6$ mg/L en las concentraciones de Po en la corriente LA4 la cual representa un porcentaje de aumento del 81,6% y que se representa como la purga de lodos que se observa en la Figura 11 b).

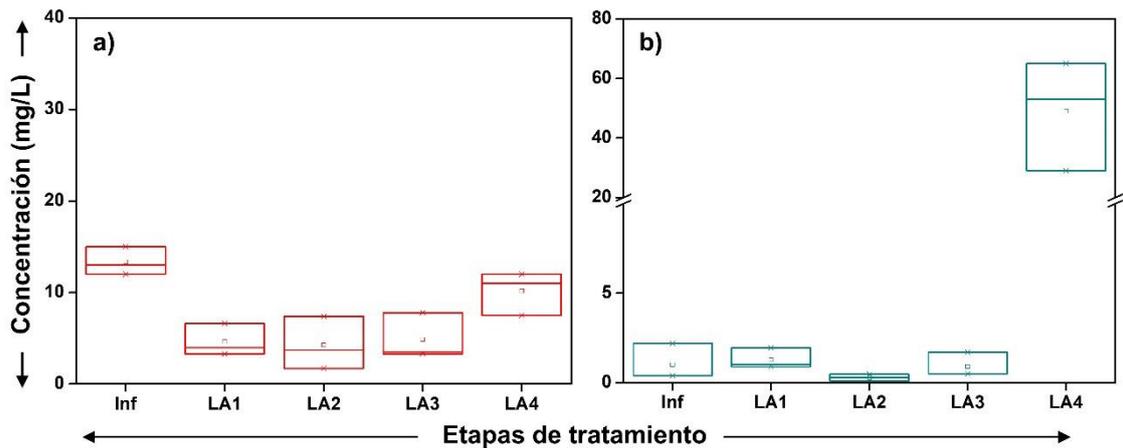


Figura 11. a) Concentraciones de fosfato (PO_4^{-3}) por cada etapa en tratamiento de lodos activados, Hualqui. b) Concentraciones de fósforo orgánico (Po) por cada etapa en tratamiento de lodos activados, Hualqui.

Se observa que existe una mayor concentración de PT en su fracción inorgánica con porcentajes que predominan en las etapas de tratamiento en un 84,5% en LA1, 93,6% en LA2 y 79,7% en LA3. Lo cual corresponde a valores estudiados en donde aproximadamente el 70% de fósforo se encuentra como P inorgánico y alrededor del 30% como P orgánico en aguas servidas (Valsami-jones, 2004). Dueñas et al. (2003) encontró concentraciones de PT y PO_4^{-3} en el efluente de proceso con valores de 4 ± 2 mg/L y 4 ± 2 mg/L respectivamente, los cuales coinciden con valores alcanzados en este estudio en la corriente LA3 de $4,9 \pm 2,6$ mg/L. Los resultados obtenidos en esta sección, si bien indican que existe una mayor concentración de PO_4^{-3} presente en AS, a su vez, dichas concentraciones se mantienen constantes a través de las etapas en el sistema de tratamiento LA. Además, reflejan que en la unidad del biorreactor sólo una pequeña fracción de PO_4^{-3} se incorpora a la nueva biomasa. Esto se puede relacionar a lo que indica Pronk et al. (2015) en su estudio a escala real en donde establece que la absorción de PO_4^{-3} es mucho menos sensible a la aireación, lo cual es característica de diseño de la PTAS Hualqui en estudio. Además, a lo analizado por Dueñas et al. (2003) en su estudio donde concluye que, respecto a las fracciones de fósforo estudiadas, el fosfato se elimina preferentemente en la unidad de clarificador primario. Lo cual indica que no existiría una eliminación eficiente de la fracción inorgánica de fósforo. Por el contrario, en la fracción

orgánica presente en AS se obtienen resultados opuesto a lo ocurrido con la fracción inorgánica, ya que se pueden establecer diferencias en las concentraciones de Po a través del tren de tratamiento. Principalmente en la corriente LA2 propio de la unidad del sedimentador secundario y LA4 que corresponde a la corriente de lodos, en donde se obtiene una mayor concentración de Po con un porcentaje de 81,6% a diferencias de las etapas anteriores como LA2 con un porcentaje de 6,4%. Esto debido que en la etapa LA4 es en donde el Po queda almacenado en los microorganismos y posteriormente se elimina como lodo en exceso segundo lo establecido por Vidal y Araya (2014). De esta forma es que existe una relación entre las concentraciones de Po encontradas en la corriente LA2 y su posterior aumento en la corriente LA4.

Por otra parte, los resultados obtenidos en cuanto a la eficiencia de eliminación de fósforo (%) por cada etapa de tratamiento se representan en la Figura 12. Se muestra la eficiencia de eliminación de Po y PO_4^{3-} como de la composición total de P. Se observa que en la etapa LA1 correspondiente a la unidad del biorreactor, se genera la mayor eficiencia de eliminación obteniendo valores de un 64,3% de eliminación de PO_4^{3-} y 58,8% para PT, alcanzando cifras superiores al 60% y 70% obtenidas en estudios previos como Dueñas et al. (2003) y Venkatesan et al. (2015) respectivamente. Por otro lado, LA1 obtuvo un valor negativo en cuanto a eficiencia de eliminación para la fracción orgánica de fósforo, con valor de -15%, lo cual gráficamente se expresa como un aumento de Po durante esta etapa. Según lo revisado en literatura, esto se atribuye a que durante la etapa LA1 ocurre el proceso de tratamiento de tipo biológico. Este tratamiento consta en que los microorganismos presentes en el biorreactor son los encargados de degradar y remover contaminantes presentes en las AS. Para esto utilizan las AS como sustrato y convierten la materia orgánica en productos más simples como dióxido de carbono, agua y generación de nuevas bacterias, lo cual incorpora fracción de fósforo orgánico a la nueva biomasa (Menéndez, 2004; Yuan et al., 2012).

Por otra parte, en la etapa LA2 correspondiente al sedimentador, los resultados obtenidos fueron positivos en cuanto a la eficiencia de eliminación para todas las

fracciones de fósforo analizadas, con porcentajes de eliminación de PT 23%, PO_4^{-3} 10,5% y Po 28,4%. Finalmente, los resultados de la corriente final LA3 correspondiente a la etapa de desinfección entregó resultados negativos en todas las fracciones de fósforo con porcentajes de eliminación de -26,2% PT, -13,7% PO_4^{-3} y -7,3% Po. Los resultados gráficamente representan un aumento en las concentraciones de PT durante la etapa de tratamiento LA3. Este fenómeno se puede explicar partiendo desde la base en que el P es el mineral más abundante en el cuerpo y un componente de las moléculas esenciales de la célula ya que se encuentra presente en la estructura ADN, ARN, ATP y de los fosfolípidos en la membrana lipídica de las células (Kok et al., 2018; Tapia-torres, 2013). A raíz de esto, sabemos en términos generales, que la etapa de desinfección tiene por objetivo eliminar los microorganismos patógenos presentes en el agua que sean capaces de producir enfermedades. Para efecto de la PTAS en estudio, se utiliza como agente desinfectante cloro y según lo indicado por Reyes (2016) la acción biocida de estos agentes desinfectantes como es el cloro, bromo, yodo, dióxido de cloro, intervienen en la síntesis de las proteínas en las células, resultando en una inactivación celular y/o la muerte de los microorganismos. Por lo tanto, se rompen las unidades químicas y por ende la ruptura de la membrana celular de microorganismo. Se podría explicar así la liberación de P que se encuentra presente en las estructuras de microorganismos y reflejar así el aumento de las concentraciones de PT, PO_4^{-3} y Po obtenidos en el efluente del sistema de tratamiento, lo cual se ve reflejado en resultados como eficiencias negativas en el tren de tratamiento final del sistema LA.

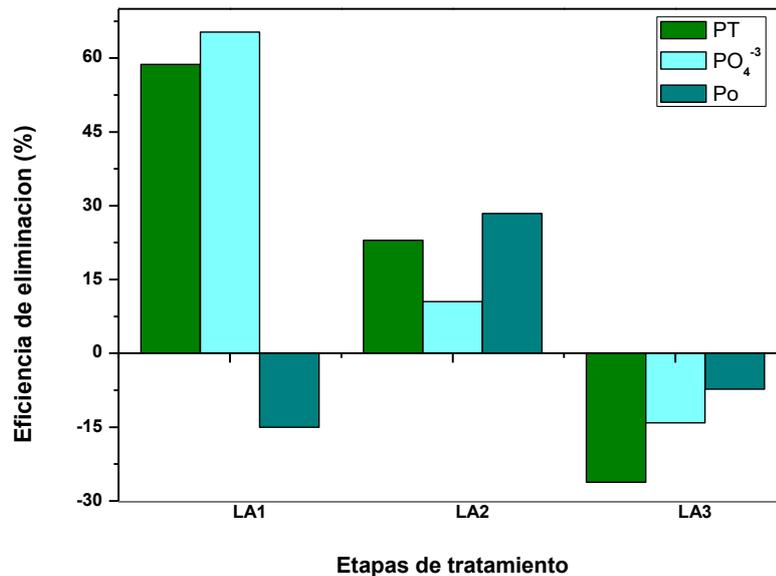


Figura 12. Eficiencias de eliminación de fósforo total (PT), fosfato (PO₄⁻³) y fósforo orgánico (Po) por cada etapa en tratamiento de lodos activados, Hualqui. Donde LA1: Biorreactor, LA2: sedimentador, LA3: cámara de desinfección y LA4 purga del lodo.

6.2. Concentraciones y eficiencia de eliminación de fósforo en sistema no convencional de humedales construidos.

Mediante la Figura 13 se exponen la concentración de fósforo total (PT) y las fracciones de fósforo como PO₄⁻³ y Po de AS presentes en el sistema piloto HC. Se obtuvo concentraciones para PT de 13,8 ±1 mg/L en etapa HC1 correspondiente al sedimentador 12,7 ±1 mg/L en etapa HC2 propio del sistema humedal construido y 12,1 ±1,7 mg/L para etapa HC3 de desinfección UV. Las concentraciones encontradas de PT en las etapas de tratamiento indican que no existe diferencias significativas entre ellas ($P > 0,05$) ya que se encuentran en un rango constante. Dichos resultados no son consecuentes en relación a concentraciones de PT en el efluente encontrados por Lee et al. (2012) y Núñez (2007). Lee et al. (2012) en un HC horizontal de flujo superficial a escala de laboratorio obtuvo resultados de 3,37±1,67 mg/L, mientras que Núñez (2007) en el mismo HC piloto, pero con macrófitas ornamentales obtuvo valores entre 8-10 mg/L. Se observa que las transformaciones de fósforo a través del tren de tratamiento en estos tipos de sistemas no convencionales, se mantiene

constante. Por otra parte, las concentraciones obtenidas en la corriente final de proceso HC3 se encuentran dentro de los límites máximos permitidos según la normativa actual aplicable D.S.90/2000, que establece el límite máximo permitido de 10 mg/L para la descarga de fósforo total a cuerpo de aguas fluviales con dilución.

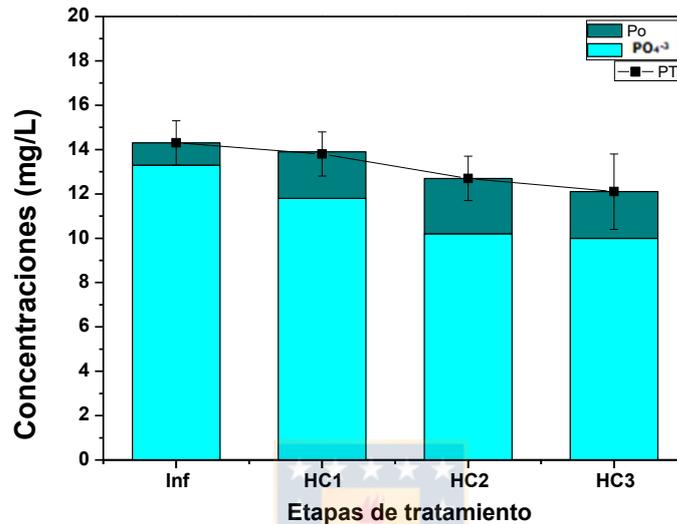


Figura 13. Concentraciones de PT(■), Po (■), PO₄⁻³ (■), por cada etapa de tratamiento de HC, Hualqui.

La Figura 14 muestra las concentraciones de PO₄⁻³ y Po por cada etapa de tratamiento de HC, Hualqui. Mediante la toma de muestras se obtuvieron concentraciones de PO₄⁻³ con valores de $11,8 \pm 1$ mg/L en la corriente de proceso HC1, $10,2 \pm 1$ mg/L en la corriente HC2 y $10,0 \pm 1,2$ mg/L en la corriente final HC3. Dichas concentraciones de PO₄⁻³ encontradas en el efluente son mayores a las obtenidas por Lee et al. (2012) en estudio previo con valores de PO₄⁻³ en efluente de $0,087 \pm 0,52$ mg/L.

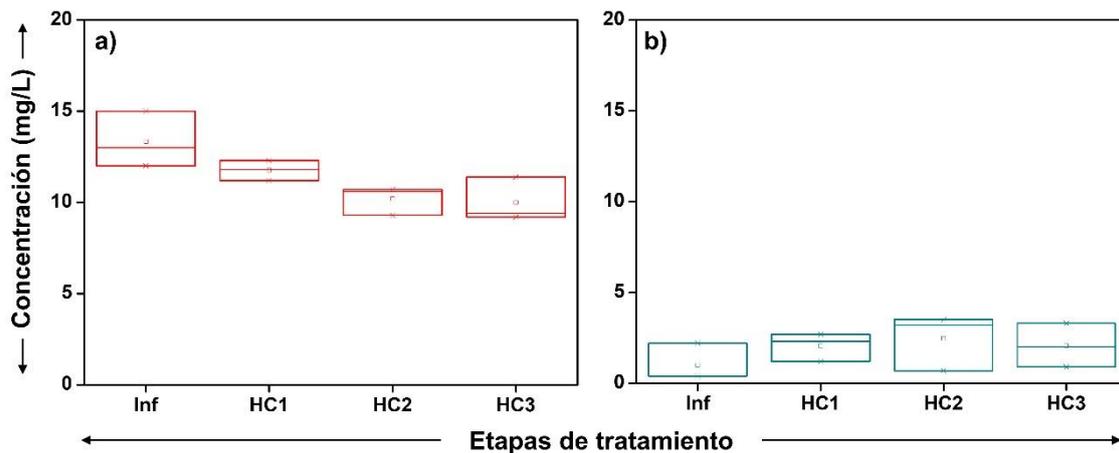


Figura 14. a) Concentraciones de fosfato (PO_4^{3-}) por cada etapa de tratamiento de HC, Hualqui. b) Concentraciones de Fósforo orgánico (Po) por cada etapa de tratamiento de HC, Hualqui.

Para términos de la investigación en la fracción inorgánica, los resultados indican que no existen diferencias significativas ($p > 0,05$) entre las etapas del tren de tratamiento en el sistema no convencional HC. Nuevamente los resultados son incongruentes con los resultados obtenidos por Lee et al. (2012) en donde concluye en su investigación que las concentraciones promedio encontradas en el efluente de PT y PO_4^{3-} fueron 50% aproximadamente más bajas que las concentraciones del afluente. Los resultados de esta investigación obtenidos se pueden ver ilustrados en la Figura 14 a). Finalmente, en cuanto a la fracción orgánica de fósforo obtenida, los resultados encontrados en cada etapa fueron de $2,07 \pm 0,8$ mg/L en HC1, $2,5 \pm 1,5$ mg/L y $2,1 \pm 1,2$ mg/L en la corriente final HC3. Igualmente, que los resultados anteriores, se indica que las concentraciones de Po no presentan diferencias significativas entre las etapas de tratamiento ($P > 0,05$) los resultados se ejemplifican en las Figuras 14 b).

La Figura 15 presentan las eficiencias de eliminación de fósforo en el sistema de humedal construido. La eficiencia de eliminación de PT se mantuvo en un rango de 3,5% - 8,4% en las etapas de tratamiento HC1 y HC2 correspondientes a la unidad del sedimentador y al sistema de Humedal construido respectivamente. Se observa una disminución en la etapa HC3 correspondiente a la etapa de desinfección UV con un 4,7% de eficiencia de eliminación. No existe similitud con los resultados obtenidos por Leiva et al. (2018) en donde la eliminación de PT

fue en un rango de 25-33%. Observando las formas de fósforo presentes, la eliminación en la parte inorgánica de fósforo (PO_4^{-3}) presentó eficiencias de eliminación mayores que se mantuvieron en un rango de 11,8% -13,3% para las etapas de HC1 y HC2, disminuyendo también en la etapa HC3 en un 2% de eficiencia de eliminación. En relación a dichas eficiencias, los resultados siguen la tendencia encontrada en investigaciones previas por Lee et al. (2012) donde la eficiencia de eliminación tiende a aumentar a medida que avanza por las celdas del tratamiento del sistema HC. Aun así, los porcentajes encontrados en términos de esta investigación siguen siendo muy bajos comparados con los encontrados en literatura, con resultados de eficiencias en rangos de 27-39%, 25-33% y 45% en eliminación de PT en estudios previos por Nuñez (2007), Leiva et al. (2018) y Wu et al. (2012) respectivamente.

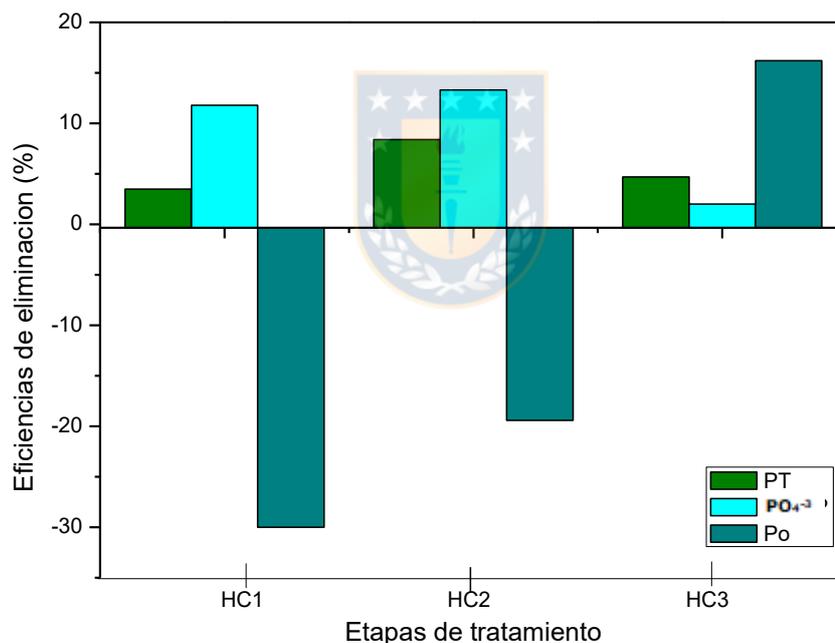


Figura 15. Eficiencias de eliminación de PT, PO_4^{-3} y Po, por cada etapa de tratamiento de HC, Hualqui. Donde HC1: sedimentador, HC2: humedal construido y HC3: desinfección UV.

Finalmente, en el Po obtuvo resultados drásticamente diferentes, presentado una eficiencia de eliminación negativa para las corrientes HC1 y HC2 de un -30% y -19,4% respectivamente, resultados que en términos de eficiencia representan aumento en las concentraciones de Po en las etapas mencionadas. Mientras que

en la etapa de desinfección UV (HC3) se produce un aumento en la eficiencia de eliminación de un 16,2 %. Siendo la fracción que obtiene mayor eficiencia de eliminación para la etapa final. Además, representa la fracción con mayor eficiencia tanto negativa como positivas de eliminación de P.

Los resultados obtenidos en esta sección no fueron congruentes por los encontrados en literatura previa (Chung et al., 2008; Wu et al., 2013). Obteniendo eficiencias de eliminación de fósforo en todas las fracciones que lo componen en porcentajes mucho más bajas. Los resultados están ligados a primera instancia a las concentraciones obtenidas en el muestreo *in situ*, debido a que estas fueron bajas, también lo fue la eficiencia de eliminación. Por otro lado, se podría atribuir a errores en el momento que se obtuvieron las muestras, ya sea de los equipos utilizados o por el personal. Sin embargo, también se podrían explicar debido a las condiciones en que el sistema HC se encontraba los días que se concurre a la obtención de las muestras *in situ*. Respecto a lo anterior, se conoce como base que en estos sistemas el tratamiento de las aguas se genera mediante la interacción entre los elementos que componen el humedal como el agua, el sustrato sólido, los microorganismos y la vegetación presente dentro del sistema (Vidal y Hormazábal, 2018). En particular en sistemas de humedales con tipo de flujo subsuperficial la depuración de fósforo presente en las AS ocurre mediante procesos de filtración, sedimentación adsorción y asimilación mediante plantas y microorganismos presentes en el sistema. (Vidal y Hormazábal, 2018). Donde el mayor mecanismo de remoción (95%) ocurre mediante sedimentación y acumulación de P en el suelo orgánico de los humedales Londoño y Marín, (2009), Vymazal (2007) establece que la magnitud potencial de la transformación de fósforo en humedales construidos de tipo HSSF se basa principalmente en los procesos de precipitación y absorción en donde el medio de soporte cumple una función del casi 90% en la eliminación de fósforo. Sin embargo, estos procesos son saturables, lo que significa que tienen una capacidad finita. Por lo tanto, no pueden contribuir a la eliminación sostenible de P a largo plazo. En consecuencia, el fenómeno de bajas eficiencias de eliminación obtenidas se podría atribuir a la calidad de saturación en que se encuentra la grava utilizada como medio de soporte en el HC en estudio, ya que con el pasar del tiempo

comienza a saturarse y disminuye su capacidad de adsorción. A esto se puede agregar lo establecido por Andrés et al. (2018) en donde menciona que la grava posee una baja capacidad de absorción de P que oscila entre 0,03 y 0,05 mgP/g. en comparación con materiales como Bauxita, Calcita, dolomita, vermiculitas y zeolita, han demostrado que aumentan la eliminación de P de las aguas residuales entre un 10% y 80% (Andrés et al., 2018). Por consiguiente, el medio de soporte a utilizar en sistemas de humedales construidos es de relevancia para obtener eliminación de fósforo de manera eficiente. Finalmente, otro aspecto importante y complementario a los resultados obtenidos es la utilización de plantas en el sistema HC en estudio. El tipo de macrófitas utilizadas en estos sistemas como son *Typha* spp., *Phragmites* spp. y *Schoenoplectus* spp. Tienen capacidad de absorción de P solo entre el 5 y 10% según lo señala Contreras, (2020).

6.3. Análisis comparativos eficiencias de eliminación de fósforo mediante balance de masa.

6.3.1. Balance de masa global

Los resultados obtenidos en cuanto al balance de materia de fósforo realizado, se resumen en la Figura 16. La cual representa un diagrama de flujo del sistema convencional de lodos activados y del sistema no convencional de humedal construido. En primer lugar, mediante la Figura 16 a), observamos el diagrama de flujo perteneciente al sistema L.A. La carga de PT tuvo como principal vía de eliminación la corriente LA3, que corresponde al efluente del proceso. Disminuyó desde 66,0 kg PT/d, a un 21,7 kg PT/d, lo que representa una disminución de la carga de PT del influente en un 67,12%. Este resultado se aproxima a los obtenidos por Dueñas et al. (2003), en la cual obtuvo una disminución de PT desde la corriente de ingreso al sistema hasta la corriente de salida de proceso en un 40%. No obstante, dicho resultado obtenido es mayor a los encontrados por Pronk et al. (2015) y Puig et al. (2008) en que la disminución de PT desde la corriente de ingreso hasta la corriente de salida del sistema de tratamiento fue de un 13,43% y 6,62% respectivamente.

Dentro de la composición de PT presente en el AS a tratar, la fracción inorgánica se representa con una carga de 61,2 kg PO_4^{3-} /d. Esta fracción siguió el mismo

patrón de eliminación, en donde la principal vía de eliminación fue mediante la corriente LA3 de proceso, disminuyendo en un porcentaje de 74,69% desde la corriente de ingreso a la corriente de salida del proceso. Dicho porcentaje de disminución se aproxima al obtenido por Lan et al. (1983), quien obtuvo un 66,7% de decrecimiento entre las corrientes de entrada y salida de proceso. Caso contrario ocurrió con la fracción orgánica de fósforo, ya que la carga de Po aumentó en la corriente LA4, desde 4,8 kg Po/d en la corriente de ingreso a 7,5 kg Po/d en LA4. La fracción orgánica de fósforo tuvo como principal destino la corriente de purga de lodo LA4. Esto se debe al mecanismo de eliminación biológica de fósforo que ocurre en la unidad del biorreactor. Se basa en la actividad de microorganismos acumuladores de fósforo (PAO) presentes en dicha unidad, que tienen metabolismo capaz de acumular P intracelularmente como Poly-P. Cuando estos se exponen alternativamente a condiciones anaeróbicas/aeróbicas (o anóxicas), el P se elimina mediante la purga de lodo al final de la etapa aeróbica donde el lodo residual tiene la máxima cantidad de Poly-P acumulada después del proceso (Guisasola et al., 2019; Dueñas et al., 2003). Debido a lo anterior, se llevó a cabo el cálculo de parámetros como la eficiencia de remoción específica (SER) mediante la Ec. 4 y el contenido de Poly-P para obtener el contenido de P en la biomasa mediante la Ec.3. Se obtuvo como resultado para SER $0,13 \pm 0,022$ gP/gSSV y para el contenido de P en sólido se obtuvo como resultado Poly-P $0,067 \pm 0,002$ mgP/mgSST. Dichos resultados son menores a los obtenidos por Guisasola et al. (2019) quien obtuvo resultados de SER $4,9 \pm 0,1$ mgP/gSSV y Poly-P $0,12 \pm 0,01$ mgP/mgSST. Si bien los parámetros de desempeño SER relaciona la capacidad de remoción de P del sistema con la cantidad de biomasa dentro del reactor, brindando información sobre la actividad de PAO en los lodos, se concluye que tanto la eficiencia de remoción como el contenido de PT en la biomasa encontradas fue de 1,7% y se encuentra dentro de los rango de PT en biomasa que va desde 1%-2% . Sin embargo, cabe señalar que los microorganismos PAO funcionan de manera óptima bajo condiciones anaeróbica /aeróbicas (anóxicas) alternadas (Dueñas et al., 2003), condiciones que no se encuentran presentes en el sistema LA en

estudio, ya que se basa en un sistema de LA con aireación extendida convencional.

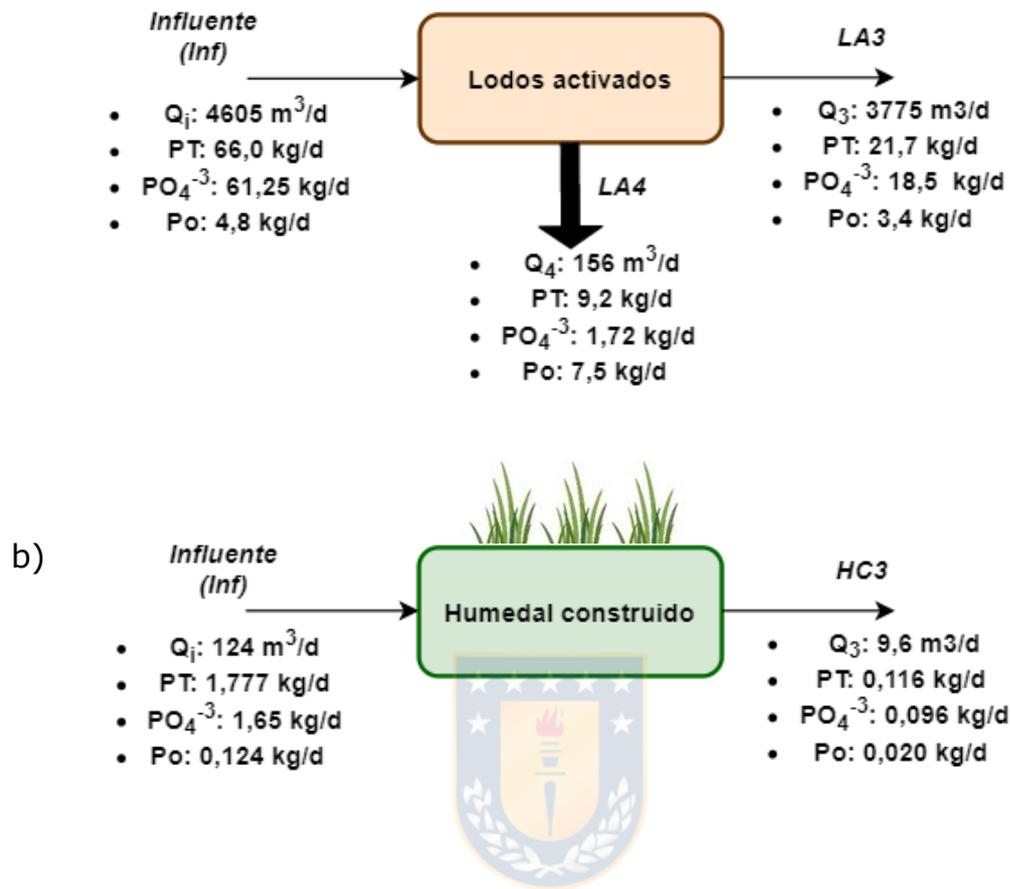


Figura 16. Diagrama balance de cargas de P global para ambos sistemas de tratamiento; a) Representa sistema convencional de lodos activados con aireación extendida b) representa planta piloto de humedal construido.

Los resultados obtenidos para el balance de materia de cargas de fósforo en el sistema de humedal construido se ilustran en la Figura 16 b). Los resultados de la carga de PT presente en las AS disminuyo desde 1,777 kg PT/d hasta 0,116 kg PT/d, disminuyendo en un 93,4%, en donde un 6,55 % de PT corresponde al efluente del proceso. En el sistema HC quedo retenido 1,661 kg/d, lo que representa un 93,5% de retención. Respecto a dichos resultados las cargas de entrada y salida del sistema encontradas, fueron menores a las obtenidas por Lee et al. (2012). Quien mediante estudios de balance de materia en humedal horizontal de flujo superficial a escala laboratorio obtuvo carga de entrada de 3,197 kgPT/d y cargas de salida de 1,117 kgPT/d y una retención de PT de 35%

aproximadamente. Así mismo, Leiva et al. (2018) obtuvo resultados de retención de PT en sistema HC de un 25% y disminución de un 75% en relación a las cargas influente y efluente en el sistema HC. La fracción inorgánica de fósforo disminuyó su carga desde 1,652 kg PO₄⁻³/d a 0,096 kg PO₄⁻³/d lo que manifiesta un decrecimiento de 94,18%, Finalmente, la fracción orgánica si bien, se representa en una menor composición en la fracción de PT, pudo ser eliminada eficazmente en el sistema de humedal construido. Disminuyendo desde 0,124 kg Po/d en el influente a una carga final en el efluente de 0,020 kg Po/d. lo que representa una disminución de 83,87% en relación a la carga de ingreso al sistema y la carga de salida de este.

La Tabla 6 se resumen de manera global los resultados de balance de materia en función de las cargas de fósforo total presente en AS de ambos sistemas de tratamiento, convencional y no convencional. Además, la cantidad de fósforo retenido por ambos sistemas de tratamientos.

Tabla 6. Balance global de cargas de fósforo en aguas servidas para ambos sistemas de tratamiento presentes en PTAS, Hualqui.

	Influente (kg/d)	Retenido (kg)	Purga (kg/d)	Efluente (kg/d)	Eficiencia de eliminación (%)
Lodos activados	66,0	35,1	9,2	21,7	59,9
Humedal construido	1,8	1,7	-	0,1	15,8

En cuanto a los resultados obtenidos en el sistema HC, solo un 6,98 % en la carga de PT del influente se encuentra de forma orgánica, dicha fracción es menor a la obtenidas por Chung et al. (2008), quien mediante su investigación tuvo como resultado que el Po corresponde al 30% del PT del influente. Así mismo, tanto Po y PO₄⁻³ resultaron con porcentajes de disminución desde la corriente de ingreso a la corriente de salida del sistema, con valores de 83,87% y 94,18% respectivamente. Dichos elevados porcentajes de disminución difieren a lo señalado previamente por Chung et al. (2008) y Lee et al. (2012) quienes establecen que el Po posee una baja eliminación mediante plantas. Sin embargo, se puede degradar a forma inorgánica mediante la actividad enzimática de los

microorganismos presentes ya que en sistemas HC elimina eficazmente el PO_4^{3-} debido a que es la forma en que se encuentra fácilmente disponible para la absorción de las plantas. Esta transformación explicaría tasa de retención global de Po obtenida en el estudio de 83,87% y de la misma forma, el porcentaje de retención de PO_4^{3-} con valor de 94,18% en el sistema HC para términos de balance de materia. Aun así, dichos porcentajes son elevados y no fue posible encontrar literatura que alcanzara dichos resultados de retención en un sistema HC. Cabe diferenciar que tanto el caudal de ingreso al sistema HC como las cargas de ingreso de PT y sus fracciones PO_4^{3-} y Po, fue 97% menor comparados con dichos parámetros de ingreso en el sistema LA. Por otro lado, al analizar los resultados de balance, se encontró que el sistema HC está reteniendo la mayor parte del caudal de AS a tratar en un 92,3%, eliminando solo un 7,7% de caudal en el efluente de salida. En consecuencia, de ello, se estima que el AS está quedando estancada en el sistema y con dicha elevada retención de caudal no se puede asegurar que la unidad está eliminando eficientemente fósforo, solo nos indica que se está acumulando la mayor parte del caudal que ingresa y, por ende, también la composición de fósforo presente en el AS a tratar. Esto no ocurre en el sistema LA, ya que el caudal de ingreso se elimina eficientemente a través de la corriente de efluente en un 81,97% respecto al caudal que ingresa y mediante la corriente de lodo purgado en un 3,38%. De esta forma se podría explicar los elevados porcentajes de retención de PT, PO_4^{3-} y Po encontrados para el sistema no convencional. Con esto se puede asumir que el sistema HC se encuentra obstruido en alguna unidad de proceso.

Finalmente, existiría una diferencia entre los resultados de eficiencias de eliminación en función de balance de materia global, comparado con los resultados anteriormente obtenidos en el apartado de eficiencias de eliminación de P respecto a concentraciones en el sistema HC en estudios. Sin embargo, dichas incongruencias podrían estar asociadas a la calidad en que se encuentra el sistema HC ya sea saturado, obstruido en alguna unidad de proceso y las condiciones operacionales que lo componen.

6.3.2. Balance de masa por etapa

Por otro lado, se realizó balance de materia en función de las cargas de fósforo presente en AS por cada etapa de los sistemas en estudio. La Figura 17 se detalla la composición de PT y sus respectivas cargas en cada corriente del tren de tratamiento. El balance de masa de P estimado realizado fue efectivo en predecir las principales vías de eliminación y unidades donde se genera mayor retención de P para ambos sistemas de tratamientos. Respecto al sistema de lodos activados, Figura 17 a), en términos cuantitativos se obtuvo que la mayor retención de PT se genera en la unidad de biorreactor. Es aquí donde disminuye la carga de PT desde 66 kg/d a 20 kg/d en la corriente de salida del reactor biológico LA1, quedando retenido en este 46 kg/d aproximadamente. En la siguiente unidad que corresponde al sedimentador, se obtuvo una retención menor que en la unidad del biorreactor, ya que la corriente LA1 disminuye desde 20kg/d a tan solo 16 kg/d a la corriente LA2, quedando retenido en la unidad de sedimentador 3,9 kg/d. El flujo de salida de esta unidad corresponde a la corriente de purga de lodos LA4, la cual elimina una carga de PT de 9,2 kg/d. En la etapa final de desinfección se genera un cambio en cuanto al mecanismo de eliminación de P ya que se produce un aumento en la carga de salida LA3, aumentando desde la corriente de proceso LA2 con una carga de PT desde 16,1 kg/d a 21,7 kg/d en el efluente final del proceso, dicho fenómeno de aumento se explica en la sección anterior mediante la eficiencia de eliminación de fósforo positiva, obtenida esta etapa de tratamiento. Para efecto de la fracción inorgánica, resultó que la mayor retención de PO_4^{-3} se produce en la unidad LA1 correspondiente al biorreactor, reteniendo una carga de 45,05 kg/P. Finalmente en relación a la fracción orgánica se obtuvo mayor retención en la corriente LA2 correspondiente a la unidad del sedimentador ya que es en dicha unidad que se elimina Po a través de la corriente de lodo purgado.

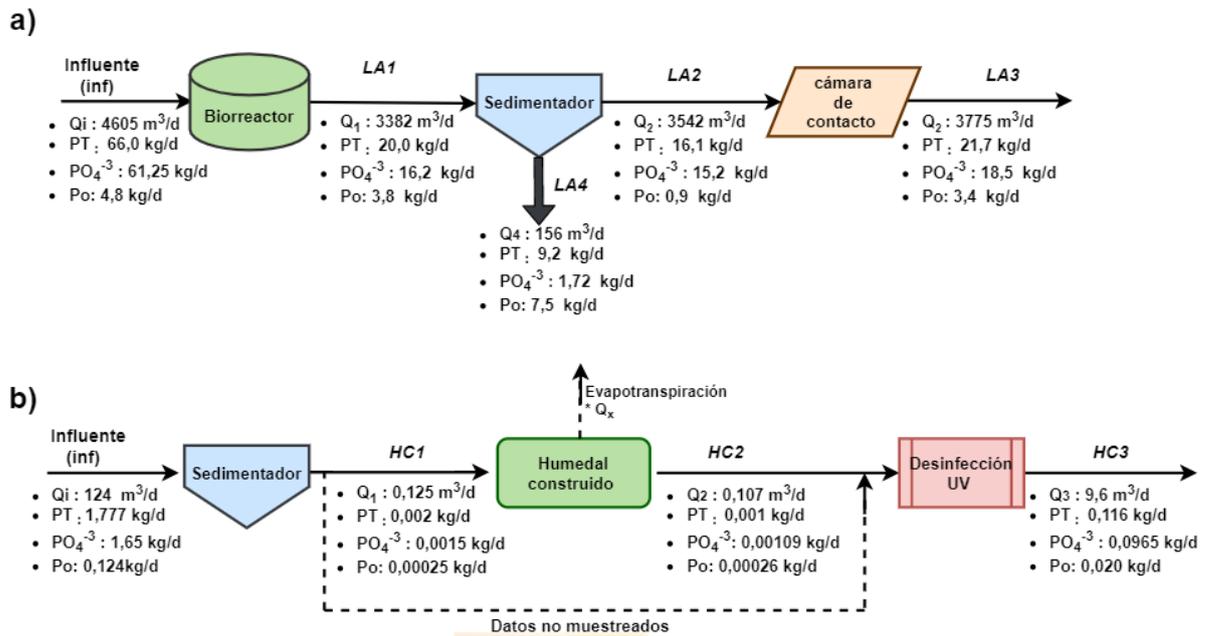


Figura 17. Diagrama balance de PT, PO₄³⁻ y Po, por etapas para ambos sistemas de tratamiento; a) Representa sistema convencional de lodos activados con aireación extendida b) representa planta piloto de humedal construido.

En cuanto al sistema HC, Figura 17 b), el balance de materia de P se estimó según las principales vías de eliminación de P y las fracciones que lo componen. El mecanismo de eliminación de PT más eficiente fue mediante la primera etapa de tratamiento en la unidad del sedimentador. Este realizó una eliminación en la carga de PT del influente desde 1,777 kg/d disminuyendo a 0,002 kg/d, quedando retenido en esta unidad una carga de 1,775 kg/d. Luego, en la unidad de humedal construido la carga de PT disminuye desde 0,002 kg/d a 0,001 kg/d, quedando retenido en el sistema una carga de 0,001 kg/d. En la etapa final de desinfección mediante sistema UV se obtuvieron resultados que no siguieron el mismo mecanismo de eliminación que las etapas de proceso anteriores HC1 y HC2. Esto genera un aumento en la carga de PT, incrementando la carga de HC2 desde 0,001 kg/d a 0,116 kg/d en HC3, lo que representa que en la unidad de desinfección se produce aumento de la carga final en el proceso de

tratamiento HC. En relación a esto, cabe destacar que se genera el mismo fenómeno obtenido en la etapa de desinfección del sistema de tratamiento LA. A diferencia del sistema convencional, el tratamiento no convencional HC utiliza como método de desinfección luz UV. El incremento de fósforo obtenido en la etapa final del sistema HC se puede respaldar por lo que indica González (2019). Mediante su investigación señalala que el método de desinfección con sistema de luz UV posee una desventaja asociada a la reactivación de microorganismos. Debido a que ocurre un mecanismo de reparación en donde las bacterias previamente dañadas, tiene la capacidad de reemplazar segmentos dañados de su ADN con nuevos nucleótidos no dañados. Este mecanismo de restauración puede generar el aumento en el número de bacterias en la corriente del efluente. Lo que generaría un riesgo para los organismos del medio receptor. González (2019) obtuvo valor de 27,8% de reactivación de bacterias en su investigación. Como se mencionó anteriormente en resultados de eficiencias de eliminación, el fósforo se encuentra presente en la estructura de ADN y membrana celular de microorganismos. Por lo tanto, el fenómeno de restauración bacteriana está asociada al aumento de fósforo en la corriente final de proceso. Frente a lo anterior, nace la necesidad de mitigar los efectos producidos en la etapa final de ambos sistemas de tratamientos, tanto convencional como no convencional. Si bien, la utilización de cloro es el método más efectivo y utilizado universalmente, el sistema de desinfección podría complementarse con el mecanismo de luz UV. Zhang et al. (2019). Comprueba mediante su investigación la efectividad de un sistema de desinfección UV/Cloro complementarios, comparado con ambos sistemas por separado. Resultando efectivo en la eliminación de microorganismo, inclusive en la inactivación de AND de bacterias resistentes a antibióticos, que también es una problemática actual en sistema de aguas servidas y agua potable. Además, concluye una jerarquía de eficiencia de desinfección, donde resultado UV/Cloración > cloración >UV. Por consiguiente, es importante poder implementar en dicha etapa de tratamiento, medidas que eviten o mitiguen los efectos adversos asociados a la descarga de efluentes con cargas de microorganismo patógenos al medio receptor.

En cuanto a las fracciones inorgánicas y orgánicas se produjo la mayor retención de PO_4^{3-} y Po en la corriente HC1, la cual corresponde al sedimentador primario del proceso de tratamiento no convencional HC. La tabla 7 resume los resultados del balance de materia de P en ambos sistemas de tratamiento, en relación a las cargas de PT obtenidas en cada etapa del tren de tratamiento y las eficiencias de eliminación para cada una de ellas en los sistemas de tratamiento convencional y no convencional.

Tabla 7. Balance de cargas fósforo de aguas servidas y eficiencias de eliminación en ambos sistemas de tratamiento.

Sistema de tratamiento	Caudal (m³/d)	Carga de PT (kg/d)	Eficiencia de eliminación (%)
Lodos activados			
Influyente	4605	66,0	100
LA1	3382	20,0	58,7
LA2	3542	16,1	23,0
LA3	3775	21,0	- 24,0
LA4	155	9,2	-
Humedales Construidos			
Influyente	124	1,77	100
HC1	0,125	0,002	3,5
HC2	0,107	0,001	8,4
HC3	9,6	0,116	4,7

En ambos sistemas de tratamiento, tanto convencional de LA, como no convencional de HC se genera una mayor eliminación de P en las unidades de proceso de eliminación biológica. En cuanto a la retención de PT el sistema LA registro mayor retención en las corrientes de proceso LA1 y LA4 con porcentajes de 69,7% y 54% correspondientes al biorreactor y purga de lodos correspondientemente. Mientras que el sistema HC registro mayor retención de fósforo en las corrientes de proceso HC1 y HC2 con resultados de 99,8% y 50% respectivamente. En consecuencia, las unidades de reactor biológico, corriente de purga de lodo y, la unidad de sedimentador y sistema biológico humedal construido son las que operan eficientemente respecto a la eliminación de fósforo

presente en aguas servidas a tratar. En contraste, para ambos sistemas de tratamiento, la etapa final de desinfección en el tren de tratamiento resultó con eficiencias negativas, lo que representa un aumento de las concentraciones de fósforo en ambos sistemas de tratamiento de aguas servidas.

En síntesis, los resultados encontrados en el balance de materia por etapa realizados en el sistema LA se encuentra dentro de los parámetros tanto de porcentajes como mecanismos de eliminación de fósforo encontrados previamente por autores como Lan et al. (1983); Pronk et al. (2015); Dueñas, (2003); Guisasola et al. (2019). Además, son consecuentes con los resultados de balance de materia global. Sin embargo, dichos autores establecen sus resultados bajo condiciones mediante proceso de tratamiento anaeróbico-aeróbico, ya que por medio de un proceso alternativo anaeróbico y aeróbico se aprovecha de mejor manera la capacidad para consumir fósforo en exceso que poseen los organismos acumuladores de fósforo (PAO) presentes en la etapa secundaria del sistema LA. La presencia de dicho mecanismo es importante ya que el metabolismo de los PAO se caracteriza por dos etapas principales: una fase anaeróbica que acumula sustratos de carbono fácilmente biodegradables y el hidrólisis de polifosfatos intracelulares que se libera en el líquido a granel en forma de fosfatos. Y una fase aeróbica: donde se acumula el fosfato en forma de polifosfatos intracelular utilizando el carbono acumulado en la fase anaeróbica como fuente de energía. Así en la fase aeróbica los PAO absorben más fosfato que el liberado en la fase anaeróbica, resultando en una absorción neta de P (Yavad et al., 2016; Dueñas et al., 2003). En consecuencia, que el sistema LA en estudio presenta tecnología de tratamiento con aireación extendida, sería interesante implementar estrategias combinadas anaeróbica-aeróbica de tratamiento para potenciar la eliminación de P en el sistema, como lo es una unidad de proceso anaeróbico previo y reducir las cargas de PT que llegan al medio receptor.

En relación a la búsqueda de nuevas metodologías que potencien la capacidad de estos sistemas en la remoción de fósforo. Existen diversas aplicaciones que se podrían implementar en la PTAS en estudio. Por ejemplo, variadas investigaciones concluyen que la eliminación de fósforo se puede lograr de forma

biológica o química. En particular la precipitación química logro la eficiencia de recuperación de fósforo objetivo en dichos estudios (Pronk et al., 2015; Yavad et al., 2016; Zhu et al., 2020). Si bien, existe mecanismo de eliminación biológica en la PTAS de estudio, se podría complementar utilizando sales metálicas como sales de hierro, alumbre o cal, con objeto de potenciar eliminación de manera química PT en el sistema y en particular la fracción inorgánica PO_4^{3-} que fue la que logro llegar en mayor porcentaje de concentraciones al efluente. La utilización de dichas sales ejemplificadas se respalda a través de estudios previo, en donde se logra eficiencias totales de eliminación de fósforo en rangos de 69-90% aproximadamente (Dueñas et al., 2003; Zhu et al., 2020). Por otro lado, para potenciar la eliminación en la etapa primaria de tratamiento la implementación de un sedimentador primario en el sistema LA en estudio aportaría en la eliminación de fósforo y reducir aún más las cargas de ingreso en el biorreactor. De esta manera, lograr precipitación química mediante sales metálicas e implementar unidades de pre- tratamiento físico químico, debido a que se incorpora levemente a la biomasa, pueden contribuir en la eliminación de fosfato. El hecho que la mayor parte de fósforo que llega al efluente sea fosfato implica que se implementen estrategias para la eliminación de fosfato como las anteriormente mencionadas.

En primera instancia se cree que el sistema HC logra ser más eficaz que el sistema LA, pero como se menciona en el apartado de balance de masa a nivel global, el sistema acumula una alta cantidad de caudal y elimina como efluente un caudal de AS muy bajo en relación a lo que ingresa al sistema. Con esto no podemos asegurar que se esté tratando eficazmente el fósforo presente en el AS, ni una eliminación de fósforo real. Los resultados podrían atribuirse a las condiciones actuales en que se encuentra el sistema, obstrucciones en alguna de las unidades de proceso que lo componen, saturación del medio de soporte, faltas de mantenimiento del sistema, a errores al momento en que se tomaron las muestras en el sistema HC o incluso eventos externos que ocurrieron el día de muestreo de los cuales no tenemos información. Aun así, se propone implementar estrategias para el mejoramiento del sistema. En primer lugar, se propone realizar una efectiva operación y mantenimiento del sistema, con

actividades como vaciado y limpieza del tanque de sedimentación, control y supervisión del estado de las plantas, lavado a presión de las tuberías de entrada y salida, reparar el humedal en caso de obstrucciones, verificar el buen estado de las plantas y eliminar maleza que pueda competir con estas, entre otras. Debido a que en la etapa primaria del sistema HC es donde se obtuvo la mayor retención de fósforo, la mantención del tanque de sedimentación es primordial para asegurar la eficiencia del tanque de sedimentación, es de vital importancia en la operación y vida del humedal, por tanto, su mantenimiento y la operación deben ser estrictos y se recomienda realizar vaciado al menos una vez al año (Vidal y Hormazabal, 2018). Así mismo, al igual que en el sistema LA, el fosfato es el componente objetivo que se debe tratar. En consecuencia, que se logró una mayor retención de fósforo en el tratamiento primario, la implementación un post-tratamiento fisicoquímico luego del tratamiento secundario HC, sería una estrategia para la reducir las cargas de fósforo antes de ingresar a la camarada de contacto y así realizar precipitación del fósforo para disminuirlo su carga en el efluente, ya que, si bien, en los humedales de flujo horizontal subsuperficial la eliminación de nutrientes como nitrógeno y fósforo se realiza frecuentemente por procesos biológicos. Pero en el caso del fósforo, los procesos de precipitación química empleando sales de hierro y aluminio, son hoy en día los de mayor aplicación (Vidal y Araya, 2014). Las estrategias de mejora mencionadas anteriormente tienen como objetivo, principalmente incrementar la capacidad de eliminación de fósforo en el sistema HC. Además, potenciar las ventajas que tienen los sistemas convencionales en comparación con los sistemas no convencionales. Debido a que son sistemas ecológicos, que realizan procesos de depuración idénticos a los que ocurren naturalmente. Requieren gastos de operación y mantenimiento bajos, ya que no utilizan maquinarias sofisticadas ni profesionales especializados. También poseen bajo y hasta nulo consumo energético. Poseen valor estético, sirven de hábitat para la vida silvestre, no se produce lodo como subproducto del tratamiento, en comparación al sistema de tratamiento convencional (Vidal y Araya, 2014). Por ende, se debe ampliar su uso en el tratamiento de aguas servidas ya que es una tecnología viable y ecológicamente amigable con el medio.

Finalmente, en relación a las investigaciones de balance de materia de fósforo a escala real comparativas a este estudio; se analizó que metodológicamente el trabajo publicado por Puig et al. (2008) realizaron análisis de datos basados en un total de 3 tomas de muestras compuestas de 24 horas en un intervalo de tiempo de 3 días, 7, 13 y 20 de diciembre del año 2005. Estos autores obtuvieron resultados de eficiencias de eliminación de fósforo total en la PTAS de estudio de un 93%. Otra parte, Dueñas et al. (2003) en su investigación realizó un muestreo diario a la PTAS con un total de 14 muestras, en un periodo de tiempo de 2 semanas, desde 3 al 16 de Julio del año 2001. Los resultados de eficiencia de eliminación de fósforo obtenidos de este trabajo fueron de un 60-70%.

Por otro lado, en relación a investigaciones sobre sistemas de humedales construidos, Lee et al. (2012) monitoreó su investigación en base a una toma de muestras periódica mensual, con un total de 27 muestras, en un periodo de tiempo de 2 años, desde octubre del 2008 hasta diciembre del 2010. Estos investigadores obtuvieron eficiencias de eliminación de fósforo de un 38%. En forma similar Leiva et al. (2018) realizó toma de muestras mensuales durante intervalo de tiempo del 2015 al 2016, con un total de 24 muestras, obteniendo eficiencias de eliminación de fósforo de 25-38 %.

Por el contrario, la estrategia de monitoreo realizada en esta investigación, se consideraron solo 3 muestras simples realizadas durante los días 20 noviembre, 4 de diciembre y 17 de diciembre del año 2019 en la PTAS de lodos activados y luego se entró en un proceso de confinamiento por la pandemia del COVID-19, sin poder proceder a trabajar en terreno. Mientras que en el sistema piloto de humedal construido, por el mismo motivo de pandemia, se realizó número total de 3 tomas de muestras simples durante los días 10 de septiembre, 26 de septiembre y 14 de diciembre. La investigación alcanzó eficiencias de eliminación de fósforo de 59,9 % y 15,8 % en el sistema LA y sistema HC respectivamente.

En base a lo anterior, en futuras investigaciones el análisis de datos debe realizarse en intervalo de tiempo más prolongados, con mayor número de muestras, que sean representativas de la eficiencia del proceso con el objetivo

de evaluar de forma efectiva la comprensión de fenómenos y representación de procesos que están ocurriendo en la planta de tratamiento.



7. CONCLUSIONES

- El sistema de tratamiento de tipo convencional con tecnología de lodos activados fue más eficaz para eliminar cargas de fósforo, que el sistema no convencional de humedal construido. Eliminando una carga de fósforo de 21,7 kgPT/d a través de la corriente final del efluente y de 9,2 kgPT/d mediante la corriente de purga de lodos, en comparación con el tratamiento del humedal construido que elimino cargas de 0,116 kgPT/d.
- Las principales vías del fósforo en el sistema de tratamiento de AS de tipo convencional corresponden en un 53,18% retenido en el sistema, 32,87% en la corriente del efluente y 19,94% como lodo purgado. Mientras que en sistema de tratamiento de AS de tipo no convencional corresponde en un 93,45% retenido en el sistema y 6,55% en la corriente del efluente de proceso.
- En ambos sistemas de tratamiento la forma inorgánica de fósforo alcanza un porcentaje sobre el 80% en la corriente del efluente. Esto significa que se debe realizar modificaciones en el sistema para lograr mitigar o disminuir estas concentraciones de PO_4^{3-} que llegan al medio receptor. Debido a que es la forma de P biodisponible para generar el proceso de eutrofización. Lo cual podría provocar efectos adversos en el ecosistema acuático del medio receptor.
- Debido a las bajas concentraciones de fósforo tratadas por medio del sistema humedal construido, se obtuvieron bajas eficiencias de eliminación frente al sistema de lodos activados. Debido a la escala de ambos sistemas. Sin embargo, el estado actual de saturación del medio de soporte, suelo y capacidad de absorción de nutrientes por parte de micrófitos presentes.
- Si bien se ha realizado una comparación entre dos sistemas de tratamiento que poseen características diferentes, no existe tecnologías dirigidas para la eliminación de fósforo en cada una de ella. Lo cual es crucial implementar estrategias enfocadas en maximizar la eliminación de dicho nutriente en ambos sistemas de tratamiento de aguas servidas.

- En relación a las conclusiones anteriores la hipótesis de investigación es aceptada debido a que el sistema convencional de lodos activados alcanzó eficiencias de eliminación de fósforo total de aguas servidas de un 59,9%. en comparación al sistema no convencional de humedales construidos que alcanzo eficiencias de eliminación de fósforo de aguas servidas 15,8%. Resultando así el sistema convencional en un 50% más efectiva que la tecnología no convencional.

8.RECOMENDACIONES FINALES

Se recomienda para futuras investigaciones realizar análisis en base a un total de 15 muestras promedio como mínimo, en un periodo de tiempo mensual para obtener resultados exhaustivos en cuanto a eliminación de fósforo en los sistemas de tratamiento. En base a dicho objetivo anterior, se recomienda, además, realizar estudios comparativos en periodos de invierno y verano para analizar cómo trabaja el metabolismo de microorganismos presentes en los sistemas de tratamientos a diferentes temperaturas estacionales en relación a la eliminación de fósforo. Finalmente, el hecho que el fosfato se encuentre en mayor concentración en el efluente de proceso en ambos sistemas de tratamiento, lo enmarca como compuesto objetivo de análisis para futuras estrategias de eliminación de fósforo.

9.REFERENCIAS

- Aubriot, L., Conde, D., Bonilla, S., Hein, V. & Britos, A. 2005. Vulnerabilidad de una laguna costera en una reserva de Biosfera: indicios recientes de eutrofización. In: Vila & Pizarro (eds) Eutrofización de lagos y embalses CYTED XVIIIB. Patagonia Impresores, Chile. 65-85pp.
- Arteaga, V., Quevedo, A., Valle, D., Castro, M., Bravo, Á. & Ramírez, J. 2019. Estado del arte: una revisión actual a los mecanismos que realizan los humedales artificiales para la remoción de nitrógeno y fósforo. *Tecnología y Ciencias del Agua* 10(5), 319-343.
- Araya, F. 2012. Alternativas de tratamiento de aguas servidas para núcleos humanos de baja densidad poblacional mediante sistemas hídricos de humedales artificiales. Tesis Pregrado de Bioingeniería. Universidad de Concepción, Concepción, Chile. 10-11.
- Alfaro, M. & Salazar, F. 2005. Ganadería y Contaminación Difusa, Implicancias para el Sur de Chile. *Agricultura Técnica* 65(3), 330-340.
- Andrés, E., Araya, F. Vera, I., Pozo, G. & Vidal, G. 2018. Remoción de fosfato usando zeolita en humedales de tratamiento bajo diferentes potenciales de oxidación-reducción. *Ingeniería ecológica* 117, 18-27.
- American Public Health Association. APHA. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater, 16th ed. APHA, WCPF, AWWA, Washington DC. USA.
- Carrillo, V., Leiva, A. M., & Vidal, G. 2019. Constructed Wetlands: An Emerging Green Technology for Phosphorus Treatment in Industrial Wastewater. In *Environmental Contaminants: Ecological Implications and Management* (pp. 185-204). Springer, Singapore.
- Chamorro, S. & Vidal, G. 2015. Tecnologías de tratamiento de agua mediante lodos activados. Observación microscópica de organismos indicadores. Ediciones Universidad de Concepción, ISBN 978-956-227-390-9 y Registro de Propiedad Intelectual 256.286 año 2015, 11-25.
- Chung, A.K.C., Wu, Y., Tam, N.F.Y. and Wong, M.H. 2008. Nitrogen and phosphate mass balance in a sub-surface flow constructed wetland for treating municipal wastewater. *Ecological Engineering* 32(1), 81-89.
- Cerón, L. & Ancizar, F. 2012. Dinámica del ciclo del nitrógeno y fósforo en suelos. *Revista Colombiana de Biotecnología* 14 (1), 285-295.
- Childers, D. Corman, J. & Elser, J. 2011. Desafíos de sostenibilidad del fósforo y los alimentos: soluciones para cerrar el ciclo del fósforo humano, *BioScience* 61(2),117–124.

- Correia, G.T., Ortiz, I.A.S., Gebara, D., Sobrinho, M.D. and Matsumoto, T. 2013. Phosphorus removal in different wastewater by fluidized bed airlift reactors with internal circulation. Revista Facultad De Ingenieria-Universidad De Antioquia (67), 172-182.
- Contreras, J. 2020. Eliminación de materia orgánica y nutrientes contenidos en aguas servidas de zonas rurales a través de sistemas de humedales construidos híbridos. Tesis pregrado. Universidad de Concepción. Concepción. 36-37.
- DS. N° 90. Norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales. Diario Oficial de la República de Chile, Santiago, Chile, 30 de mayo de 2000.
- Declaración de impacto ambiental (DIA).2017. Mejoramiento planta de tratamiento de aguas servidas de Hualqui. <https://infofirma.sea.gob.cl/DocumentosSEA/MostrarDocumento?docId=37/05/350e060d2aabd43eb11ef55f56636560d1c3> (consultado mayo 2021)
- Dueñas, J., Alonso, J., Rey, A. and Ferrer, A. 2003. Characterisation of phosphorous forms in wastewater treatment plants. Journal of Hazardous Materials 97(1-3), 193-205.
- Dunner I. 2004. Evaluación integral de plantas de tratamiento de aguas servidas y alternativas de tratamiento en localidades rurales concentradas. Aplicaciones en las regiones R.M. y VII. Tesis Maestría. Facultad de ciencias físicas y matemáticas. Universidad de Chile, Santiago.41-43.
- Englande, A., Krenkel, P. & Shamas, J. 2015. Wastewater Treatment &Water Reclamation. Earth Systems and Environmental Sciences, s.d. 7–14.
- Fontúrbel, F. 2005. Physicochemical and biological indicators of the eutrophication process at Titikaka Lake (Bolivia). Ecología Aplicada 4(1-2), 135-141.
- García, J., & Corzo, A. 2008. Depuración con Humedales Construidos, Guía Práctica de Diseño, Construcción y Explotación de Sistemas de Humedales de Flujo Subsuperficial. Departamento de Ingeniería Hidráulica, Marítima y Ambiental de la Universidad Politécnica de Catalunya, Barcelona. 5–17.
- Guisasola, A., Chan, C., Larriba, O., Lippo, D., Suarez-Ojeda, M.E. and Baeza, J.A. 2019. Long-term stability of an enhanced biological

phosphorus removal system in a phosphorus recovery scenario. *Journal of Cleaner Production* 214, 308-318.

- Gong, W.J., Li, Y., Luo, L.N., Luo, X.S., Cheng, X.X. and Liang, H. 2018. Application of Struvite-MAP Crystallization Reactor for Treating Cattle Manure Anaerobic Digested Slurry: Nitrogen and Phosphorus Recovery and Crystal Fertilizer Efficiency in Plant Trials. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 15(7), 1-3.
- Kataki, S., West, H., Clarke, M. and Baruah, D.C. 2016. Phosphorus recovery as struvite: Recent concerns for use of seed, alternative Mg source, nitrogen conservation and fertilizer potential. *Resources Conservation and Recycling* 107, 142-156.
- Kok, D., Pande, S., van Lier, J.B., Ortigara, A.R.C., Savenije, H. & Uhlenbrook, S. 2018. Recuperación global de fósforo de aguas residuales para reutilización agrícola, *Hydrology System Rierra Science* 22, 5781–5799.
- Lara, J. 1999. Depuración de Aguas Residuales Municipales con Humedales Artificiales. Tesis de Maestría. Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona. 10-14.
- Lee, S., Maniquiz, M., Choi, J., Kang, J. and Kim, L. 2012. Phosphorus mass balance in a surface flow constructed wetland receiving piggery wastewater effluent. *Water Science and Technology* 66(4), 712-718.
- Leiva, A., Nunez, R., Gomez, G., Lopez, D. & Vidal, G. 2018. Performance of ornamental plants in monoculture and polyculture horizontal subsurface flow constructed wetlands for treating wastewater. *Ecological Engineering* 120, 116-125.
- Li, X. & Zhao, Q. 2003. Recovery of ammonium-nitrogen from landfill leachate as a multi-nutrient fertilizer. *Ecological Engineering* 20(2), 171-181.
- Loughheed, T. 2011. Phosphorus Paradox Scarcity and Overabundance of a Key Nutrient. *Environmental Health Perspectives* 119(5), 210-213.
- Londoño, L. & Marín, C. 2009. Evaluación de la Eficiencia de Remoción de Materia Orgánica en Humedales Artificiales de Flujo Horizontal Subsuperficial Alimentados con Agua Residual Sintética. Tesis de Grado. Universidad Tecnológica de Pereira, Pereira. 18-31.
- Menéndez, C. 2004. Modelación del comportamiento en estado estacionario de los sistemas de lodo activado. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental* 25 (2), 23-32.

- Metcalf y Eddy. 2003. Wastewater Engineering Treatment and Reuse. 4th ed., McGraw-Hill, New York, USA.
- Núñez, R. 2017. Evaluación de humedales construidos en régimen de policultivo y monocultivo de plantas ornamentales para la depuración de aguas servidas. Tesis pregrado. Universidad de Concepción. Concepción. 51-81.
- Organización de las Naciones Unidas para la agricultura y la alimentación (FAO). 2007. Utilización de las rocas fosfóricas para una agricultura sostenible. Boletín FAO fertilizantes y nutrición vegetal, ISBN 978-92-5-305030-7, año2007, 177pp.
- Puig S, Van Loosdrecht, M., Colprim, J. & Meijer, SCF. 2008. Evaluación de datos de plantas de tratamiento de aguas residuales a gran escala por balance de masa. Water Research 42, 4645-4655.
- Pronk, M., de Kreuk, M.K., de Bruin, B., Kamminga, P., Kleerebezem, R. and van Loosdrecht, M.C.M. 2015. Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. Water Research 49, 207-217.
- Ramalho, R. S. 1996. Tratamiento de Aguas Residuales. Ediciones REVERTÉ, S.A., ISBN 84-291-7975-5, año 2003, 716pp.
- Reyes, M. 2016. Uso de cloro en las plantas de tratamiento de aguas residuales domesticas: desinfección y formación de subproductos. Tesis maestría. Instituto politécnico nacional. 6-9.
- Rodó, E. 2016. Dinámica de los ciclos biogeoquímicos de Nitrógeno y Fosforo en la laguna de Rocha. Tesis de Maestría. Universidad de la Republica, Uruguay. 5-8.
- Rojas, R. 2002. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales.
- Valsami-Jones, E. 2004. Phosphorus in Environmental Technology: Principles and Applications. IWA Publishing, ISBN 9781843390015, 656pp.
- Vera, A., Andrade, C., Flores, E., Núñez, M., Cárdenas, C., & Morales, E. 2010. Remoción de nutrientes y materia orgánica en un humedal construido en función del desarrollo de la macrófita *Typha dominguensis* Pers. Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad del Zulia 33(2), 153-163.

- Vera, I., Jorquera, C., López, D., & Vidal, G. 2016. Humedales construidos para tratamiento y reúso de aguas servidas en Chile: reflexiones. *Tecnología y Ciencias del Agua* 7(3), 19-35.
- Venkatesan AK, Hamdan AHM, Chavez VM, Brown JD & Halden RU 2016. Modelo de balance de masa para la recuperación sostenible de fósforo en una planta de tratamiento de aguas residuales de EE. UU. *Revista de Calidad Ambiental* 45, 84-89.
- Vidal, G. & Hormazábal, S. 2018. *Humedales Construidos: diseño y operación*. Ediciones Universidad de Concepción, ISBN 978-956-227-419-7 y Registro de Propiedad Intelectual 290632, año 2018, 32-43.
- Vidal, G. & Araya, F. 2014. *Las aguas servidas y su depuración en zonas rurales: situación actual y desafíos*. Ediciones Universidad de Concepción, ISBN 978-956-227-378-7, Registro de Propiedad Intelectual 242.970 año 2014, 118 pp.
- Vera, I. 2012. *Análisis de funcionamiento y patrones asociativos de sistemas de tratamientos convencionales y naturales de aguas servidas para la eliminación de materia orgánica y nutriente*. Trabajo de grado, doctorado ciencias ambientales, Universidad de concepción, Chile. 21-51.
- Vymazal, J. 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science Total Environment* 380, 48-65.
- Wu, H.M., Zhang, J., Li, C., Fan, J.L. and Zou, Y.N. 2013. Mass Balance Study on Phosphorus Removal in Constructed Wetland Microcosms Treating Polluted River Water. *Clean-Soil Air Water* 41(9), 844-850.
- Xu, R., Zhang, Y., Liu, R., Cao, Y., Wang, G.X., Ji, L.C. & Xu, Y.F. 2019. Effects of different substrates on nitrogen and phosphorus removal in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Environmental Science and Pollution Research* 26(16), 16229-16238.
- Yadav, D., Pruthi, V. & Kumar, P. 2016. Enhanced biological phosphorus removal in aerated stirred tank reactor using aerobic bacterial consortium. *Journal of Water Process Engineering* 13, 61-69.
- Yuan Z., Pratt S., Batstone DJ. 2012. Phosphorus recovery from wastewater through microbial processes. *Current Opinion Biotechnology* 23(6), 878-883
- Zhang TY, Hu YR, Jiang L y col. 2019. Eliminación de genes de resistencia a antibióticos y control del riesgo de transferencia horizontal mediante tratamientos UV, cloración y UV / cloración del agua potable. *Revista de Ingeniería Química* 358, 589-597.

- Zhu, Z., Zhang Y., Long Hu L., Li Y. 2020. Phosphorus recovery from municipal wastewater with improvement of denitrifying phosphorus uptake based on a novel AAO-SBSPR process. Chemical Engineering Journal 127907. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.127907>.

