



Universidad de Concepción



FACULTAD DE CIENCIAS
AMBIENTALES

EVALUACIÓN DEL COMPORTAMIENTO DE UN SISTEMA UV PARA DESINFECCIÓN DE UN EFLUENTE QUE PROVIENE DE UN HUMEDAL CONSTRUIDO

Habilitación presentada para optar al título de

Ingeniero Ambiental

YENIFER GONZÁLEZ ORTIZ

Profesor guía: Dra. Gladys Vidal
Co- guía: Dr. Pablo Salgado

Concepción, Chile
2019

“Evaluación del comportamiento de un sistema UV para desinfección de un efluente que proviene de un humedal construido”.

PROFESOR GUÍA:

Dra. GLADYS VIDAL SÁEZ

PROFESOR CO-GUÍA:

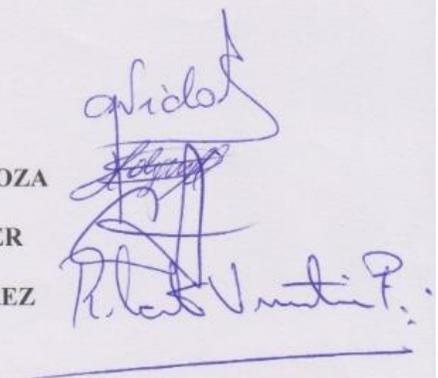
Dr. PABLO SALGADO MENDOZA

PROFESOR COMISIÓN:

Dra. CAROLINA BAEZA FREER

PROFESOR COMISIÓN:

Dr. ROBERTO URRUTIA PÉREZ



CONCEPTO: APROBADO CON DISTINCIÓN MÁXIMA

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, abril 2019



100 AÑOS
DE
DESARROLLO
LIBRE DEL
ESPIRITU

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.euia.cl>

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, quiero agradecer a mis padres, Aída y Gabriel por haberme apoyado incondicionalmente en todo este proceso y, a mis hermanas Karina y Constanza por siempre impulsarme a ser mejor y apoyarme cuando más lo necesitaba. También agradecer a Jonathan por haberme apoyado en esta última etapa.

Agradecer a la Cofradía por la amistad durante estos 5 años en que estuvimos juntos y, por haber sido un apoyo en todo momento teniendo miles de momentos de alegría que no olvidaré.

Además, quisiera agradecer al grupo GIBA por haberme acogido dentro del grupo de tan buena manera y por todos los conocimientos aportados, especialmente agradecer a Pablo por su apoyo en todo mi trabajo y por la disponibilidad de ayudarme con todas las inquietudes, muchas gracias también por la paciencia. A Gloria, por acompañarme en las diferentes salidas a terreno y enseñarme junto a María José las técnicas de laboratorio.

Agradecer a la profesora Gladys Vidal, por su apoyo y respaldo y por todos los conocimientos entregados durante las asignaturas cursadas con ella y durante la duración de este trabajo.

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

NOMENCLATURA

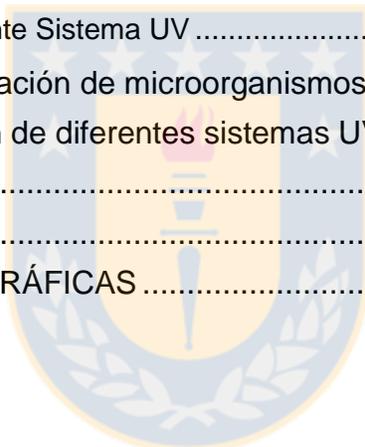
UV	Radiación Ultravioleta	
PTAS	Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas	
HC	Humedal Construido	
AS	Aguas servidas	
HFSSH	Humedal de Flujo Subsuperficial Horizontal	
SISS	Superintendencia de Servicios Sanitarios	
DBO₅	Demanda Bioquímica de Oxígeno	(mg/L)
DQO	Demanda Química de Oxígeno	(mg/L)
NT	Nitrógeno Total	(mg/L)
N-NH₄⁺	Amonio medido como nitrógeno	(mg/L)
NO₃⁻	Nitrato	(mg/L)
PT	Fósforo Total	(mg/L)
P-PO₄⁻³	Fosfato medido como fósforo	(mg/L)
SST	Sólidos Suspendidos Totales	(mg/L)
SSV	Sólidos Volátiles Totales	(mg/L)
EC	Conductividad	(mS/cm)
OD	Oxígeno Disuelto	(mg/L)
POR	Potencial óxido-reducción	(mV)
MOP	Ministerio de Obras Públicas	

TRH	Tiempo de Retención Hidráulica
NMP	Número Más Probable
UFP	Unidades Formadoras de Placa
CPDs	Dímeros de pirimidina-ciclobutano
LAAE	Lodos Activados con Aireación Extendida
THMs	Trihalometanos
HAAs	Ácidos Haloacéticos
NDMA	N-nitrosodimetilamina
MIB	2-Metilisoborneol
FAD	Flavin Adenina Dinucleótido
MINSEGPRES	Ministerio Secretaría General de la Presidencia
ZPL	Zona de Protección Litoral
ODS	Objetivos de Desarrollo Sostenible
MON	Materia Orgánica Natural

INDICE

RESUMEN	1
1. MARCO TEÓRICO.....	3
1.1. Caracterización de aguas servidas	3
1.2 Tratamiento de aguas servidas en Chile	6
1.2.1 Tratamiento en zonas concentradas	6
1.2.2 Tratamiento en zonas de baja densidad poblacional.....	8
1.3. Humedales Construidos	9
1.3.1 Clasificación.....	10
1.3.2 Humedales de flujo subsuperficial horizontal	12
1.4 Sistemas de desinfección.....	13
1.4.1 Fundamentos Sistemas UV	15
1.4.2 Sistema UV a escala piloto industrial	16
1.4.3 Influencia de Sólidos Suspendidos Totales en eficiencia de desinfección del Sistema UV.....	21
1.4.4 Foto-reactivación y reactivación en oscuridad.....	22
1.5 Normativa aplicable a tratamiento de aguas servidas en Chile	24
1.6 Objetivos de Desarrollo Sostenible	25
2. HIPÓTESIS	28
3. OBJETIVOS	28
3.1 Objetivo General	28
3.2. Objetivos Específicos	29
4. METODOLOGÍA.....	29
4.1 Área de estudio	29
4.1.1 Características del Humedal de flujo subsuperficial horizontal	31
4.2 Descripción del Sistema UV	32
4.2.1 Operación del Sistema UV	33
4.2.2 Enfoque experimental	34
4.2.3 Seguimiento de la operación del Sistema UV	35
4.2.4 Técnicas Analíticas	36
4.2.5 Mantenimiento Equipo UV	38

4.3	Análisis de tramitancia, potencial zeta y tamaño de partículas	40
4.4	Evaluación de operación de diferentes sistemas UV instalado en la región ...	41
4.5	Experimentos de reactivación de microorganismos	44
5.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	46
5.1	Caracterización del efluente del humedal construido	46
5.1.1	Caracterización fisicoquímica del humedal construido	46
5.1.2	Caracterización microbiológica del humedal construido	52
5.1.2.1	Coliformes	52
5.1.2.2	Colifagos somáticos	53
5.2	Análisis de tramitancia, potencial zeta y tamaño de partículas	54
5.3	Sistema UV	58
5.3.1	Condiciones de operación del Sistema UV	58
5.3.2	Desinfección mediante Sistema UV	59
5.4	Experimentos de reactivación de microorganismos	63
5.5	Evaluación de operación de diferentes sistemas UV instalados en la región..	66
6.	CONCLUSIONES.....	68
7.	RECOMENDACIONES	69
8.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	71



INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Parámetros típicos encontrados en aguas servidas.....	5
Tabla 2. Tecnologías utilizadas en tratamiento de aguas servidas en zonas urbanas.	7
Tabla 3. Características de un efluente a la salida de un Humedal Construido. ...	13
Tabla 4. Parámetros que influyen en la eliminación de distintos componentes a escala industrial en PTAS obtenidos en distintos estudios.	18
Tabla 5. Características del Sistema UV instalado en Planta Piloto.	34
Tabla 6. Caracterización de parámetros <i>in situ</i> del efluente del HFHSS.	46
Tabla 7. Caracterización de parámetros físico-químicos del efluente del HFHSS.	48
Tabla 8. Caracterización microbiológica mediante Coliformes Totales y Fecales del efluente del HFHSS estacionalmente.....	52
Tabla 9. Caracterización microbiológica mediante Colifagos somáticos del efluente del HFHSS estacionalmente.	53
Tabla 10. Porcentaje de Reactivación de Coliformes Totales.	64
Tabla 11. Comparación de eficiencia de desinfección de APR visitados con desinfección UV de Piloto Hualqui.	67

INDICE DE FIGURAS

Figura 1: Clasificación de Humedales Construidos.....	11
Figura 2. Fracción de sobrevivencia de microorganismos a distintas dosis de UV	22
Figura 3. Los 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible.....	26
Figura 4. Sistema UV a escala piloto ubicado en PTAS de la comuna de Hualqui.	30
Figura 5. Ubicación de todos los sistemas estudiados.....	30
Figura 6. Celdas 5 y 6 de Planta Piloto de HFHSS.....	31
Figura 7. Componentes asociados a lámpara de desinfección.....	32
Figura 8. Sistema UV y sus componentes.....	33
Figura 9. Reactor UV instalado en planta piloto.....	34
Figura 10. Toma de muestras y posterior análisis microbiológico de éstas.....	35
Figura 11. Equipos utilizados <i>in situ</i>	36
Figura 12. Toma de muestras y posterior análisis microbiológico de éstas.....	37
Figura 13. Proceso de mantención de Reactor UV.....	39
Figura 14. Equipo ParticleMetrix.....	40
Figura 15. Visita a terreno a APR Villa Illinois.....	42
Figura 16. Visita a terreno a APR Villa Laja.....	43
Figura 17. Relación entre distintos parámetros en distintas estaciones del año. .	51
Figura 18. Análisis de Tramitancia ($\lambda=254$ nm) a un influente proveniente de un Tratamiento de Humedales Construidos y efluente expuesto a Sistema UV.....	54
Figura 1. Análisis de Tamaño de partículas en estaciones de primavera y verano.	56
Figura 20. Análisis de Potencial Zeta (ζ).....	57
Figura 21. Reactor UV instalado en planta piloto.....	58
Figura 2. Resultado de análisis microbiológico a Coliformes Fecales y Totales en las distintas estaciones estudiadas.....	59
Figura 3. Resultado de análisis microbiológico a Colifagos somáticos en las distintas estaciones estudiadas.....	60

Figura 4. Unidades logarítmicas de reducción en las distintas estaciones estudiadas junto a la cantidad de SST.....61

Figura 5. Relación de supervivencia de Coliformes Totales expuestos al Sistema UV, considerando 2 análisis de Foto-reactivación y Reactivación en oscuridad.....63

Figura 6. Resultado de análisis microbiológico a Coliformes Fecales en los distintos APR visitados.....67



RESUMEN

Actualmente se está viviendo una enorme presión sobre el recurso agua, debido al incremento de efectos del cambio climático sumado a una baja conciencia social sobre el cuidado de este vital elemento. Lo anterior, hace necesaria la implementación de nuevas tecnologías que busquen mantener la calidad de este vital elemento para así poder reusar el agua que ya se ha ocupado. Es así, como se han buscado diferentes maneras para tratar las aguas, tales como las plantas de tratamiento de aguas servidas (PTAS), las que mantienen la calidad de estas aguas de una forma óptima para su posterior consumo. Estos tratamientos se ven desarrollados de mejor manera en las zonas concentradas o urbanas, en donde existe un 99,93% de cobertura de PTAS, disminuyendo drásticamente este valor a un 14% en zonas no concentradas. Es por ello que en estas zonas se hace necesario implementar distintas tecnologías de fácil acceso, operación y bajo costo para poder tratar las aguas servidas generadas.

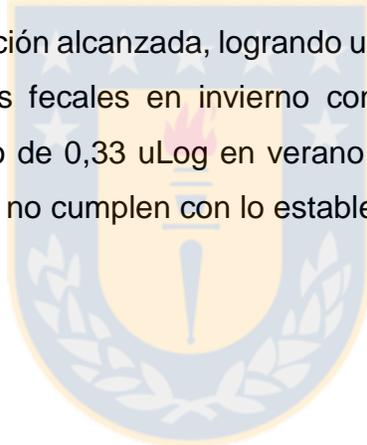
El uso de humedales construidos (HC) como sistema de reúso de aguas servidas se sitúa como una solución innovadora. Estos sistemas son conocidos como sistemas depuradores, capaces de remover entre un 56% a un 93% de la materia orgánica y nutrientes presentes en el agua. Sin embargo, los HC tienen como gran dificultad la baja eficiencia de eliminación respecto a microorganismos patógenos.

Ante esto, es necesaria la implementación de un sistema de desinfección como lo son los sistemas ultravioleta (UV), los cuales tienen la ventaja de inactivar a los microorganismos patógenos sin generar subproductos de desinfección, como sí ocurre con el cloro. Dentro de las desventajas de los sistemas UV se encuentra principalmente que su eficiencia depende directamente de la dosis aplicada y de la cantidad de sólidos suspendidos totales (SST) en el influente a tratar. En este sentido, es necesario considerar, además, que la cantidad de SST en el efluente proveniente de los humedales construidos varían entre cada estacionalidad.

Es por ello, que en este proyecto se evalúa la capacidad de desinfección de un sistema UV sobre microorganismos patógenos presentes en un efluente que proviene de un HC, relacionando esta capacidad con la estacionalidad y la concentración de SST.

Para llevar a cabo lo anterior, se contó con un sistema piloto de HC en PTAS de la empresa ESSBIO S.A., en la comuna de Hualqui, región del Biobío, el cual se encuentra junto a un sistema de tratamiento UV, desde donde se extrajeron 12 muestras correspondiendo 4 de estas muestras a cada estación del año estudiada (invierno, primavera y verano).

Encontrándose como principal resultado una relación directa entre la cantidad de SST presentes y la desinfección alcanzada, logrando una desinfección de 2,03 uLog de reducción de Coliformes fecales en invierno con 26,7 mg/L de SST y una reducción inferior en verano de 0,33 uLog en verano con 34,65 mg/L alcanzando valores de desinfección que no cumplen con lo establecido por el DS 90/00.



1. MARCO TEÓRICO

1.1. Caracterización de aguas servidas

El cambio climático está produciendo una intensificación de la variabilidad climática natural del planeta, llevando a que se produzcan diversos fenómenos con mayor frecuencia. Uno de ellos ha sido la sequía con la posterior consecuencia en la escasez del agua disponible. En este sentido, el agua se ha transformado en un elemento prioritario a cuidar, por lo que han surgido diferentes formas de reúso de aguas servidas a nivel mundial (Chávez *et al.*, 2015).

Las aguas servidas se definen principalmente como una mezcla de aguas provenientes de diferentes establecimientos, poblaciones, industrias y también de las aguas provenientes de las precipitaciones e infiltraciones, las cuales son recogidas a través de los sistemas de alcantarillado y llevadas posteriormente a las plantas de tratamiento de aguas servidas (PTAS) (Báez, 2004).

Dependiendo del origen de estas aguas es que se tiene una composición diferente para cada una de ellas en cuanto a contaminantes presentes. Entre los compuestos presentes se puede encontrar material flotante (aceites y grasas), materia coloidal y disuelta (sólidos en suspensión, patógenos y otras sustancias) y material sedimentable (arena y otros sólidos). Los compuestos anteriormente descritos se pueden diferenciar en características físicas, químicas y biológicas. Dentro de las características físicas se encuentran componentes y factores como los sólidos sedimentables, sólidos suspendidos y sólidos totales, temperatura, turbiedad, color y el olor, los que pueden afectar directamente el traspaso de la luz. Dentro de las características químicas se encuentran los constituyentes inorgánicos (pH, nutrientes y metales pesados) y los constituyentes orgánicos (materia orgánica), los cuales tienen como posible efecto, generar eutrofización y toxicidad en distintos organismos acuáticos. Por último, dentro de las características biológicas, se encuentran los microorganismos patógenos

(bacterias, virus y protozoos), los que están asociados a distintas enfermedades en humanos y animales (Vidal *et al.*, 2014).

Debido a la dificultad que presenta el evaluar los distintos patógenos que se pueden encontrar en el agua, es que se ha planteado el trabajar con determinados grupos indicadores que tienen un comportamiento similar a los patógenos, pero son más fáciles, rápidos y económicos de detectar (Campos, 1999). Dentro de estos indicadores se encuentran las bacterias, específicamente las bacterias Coliformes en donde se encuentran los géneros: *Escherichia*, *Enterobacter*, *Klebsiella*, *Serratia*, *Edwardsiella* y *Citrobacter*. Éstas pertenecen a la familia Enterobacteriaceae, son bacilos Gram negativos, anaerobios facultativos y constituyen alrededor del 10% de los microorganismos intestinales de los seres humanos y animales (Prescott, 1996). El grupo de Coliformes fecales comprende bacterias tales como *Escherichia coli* o *Klebsiella pneumoniae*, las cuales son de origen intestinal y termo tolerantes debido a su capacidad de soportar temperaturas elevadas. Estas bacterias son de gran interés debido a su capacidad de generar infecciones de piel y tejidos blandos, infecciones en el tracto respiratorio y enfermedades diarreicas agudas, entre otras enfermedades severas (Moore, 2002).

Por otra parte, se encuentran los virus, los cuales no se encuentran normalmente en heces humanas, sino que en el tracto gastrointestinal de personas que han sido afectadas. Como microorganismos indicadores de contaminación se encuentran los fagos, encontrándose dentro de ellos los Colifagos somáticos y Colifagos F específicos, los que se pueden detectar fácilmente a través de distintas técnicas analíticas (Payan, 2005).

La **Tabla 1** muestra valores típicos de composición físico- química en aguas servidas (AS).

Tabla 1. Parámetros típicos encontrados en Aguas Servidas.

Parámetro	Unidades	Valores típicos según tipo de asentamiento	
		Urbano	Rural
DBO ₅	mg/L	110-800	200-500
DQO	mg/L	210-1600	200-1600
NT	mg/L	20-85	35-100
NH ₄ ⁺	mg/L	12-50	6-60
NO ₃ ⁻	mg/L	<1	<1
PT	mg/L	2-23	6-30
PO ₄ ⁻³	mg/L	3-14	6-25
SST	mg/L	120-450	100-500
SSV	mg/L	95-315	-
Coliformes fecales	NMP/100 mL	1,0·10 ³ -1,8·10 ⁸	1,0·10 ⁶ -1,0·10 ¹⁰

DBO₅: Demanda Bioquímica de Oxígeno, DQO: Demanda Química de Oxígeno, NT: Nitrógeno Total, NH₄⁺: Amonio, NO₃⁻: Nitrato, PT: Fósforo Total, PO₄⁻³: Fosfato, SST: Sólidos Suspendidos Totales, SSV: Sólidos Volátiles Totales y NMP: Número Más Probable. Fuente: Vidal *et al.*, 2014.

1.2 Tratamiento de aguas servidas en Chile

Los sistemas operantes en las zonas concentradas o urbanas se distinguen por ser tratamientos complejos, costosos de construir y de operar (Massoud *et al.*, 2009). Sin embargo, estos tipos de sistemas no son aplicables en zonas rurales, las que se caracterizan por ser zonas de baja densidad poblacional (menos de 2000 habitantes) (INE, 2004).

1.2.1 Tratamiento en zonas concentradas

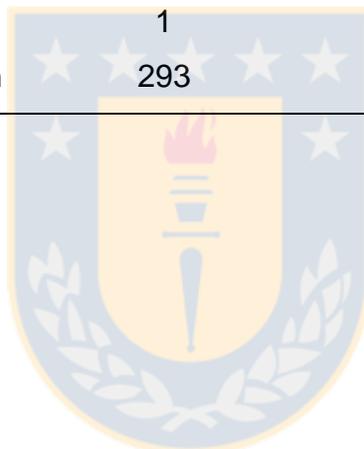
Al año 2016, en Chile el sector sanitario urbano estaba compuesto de 60 empresas sanitarias dedicadas al tratamiento de las aguas servidas (AS), con 293 plantas instaladas. A través de esto, existía un 99,93% de cobertura urbana de tratamiento de AS, respecto al 100% de la población que contaba con alcantarillado (SISS, 2016). Dentro de las PTAS, existen diferentes tratamientos, ya sea, primario, secundario o terciario. Según Rojas (2002) el tratamiento primario tiene como finalidad remover, con la utilización de un medio físico o mecánico, desde un 40 a un 70% (utilizando tratamiento de sedimentación simple) del material sedimentable o flotante, removiendo con esto una parte importante de la materia orgánica, que puede representar entre un 50% a un 65% de sólidos suspendidos, y un 25% a un 40% de DBO.

El tratamiento secundario se basa en procesos biológicos que buscan transformar compuestos orgánicos presentes en los distintos efluentes a tratar (Baraño and Tapia, 2004). En base a esto, existen distintas tecnologías implementadas por las diversas empresas a lo largo del país, siendo las más comúnmente utilizadas los lodos activados (60,4%), seguido por lagunas aireadas (19,1%) como se puede evidenciar en la **Tabla 2** (SISS, 2016). Finalmente, en el tratamiento terciario se busca remover compuestos específicos como nitrógeno y fósforo, concluyendo con un proceso de desinfección (Baraño and Tapia, 2004).

Tabla 2. Tecnologías utilizadas en tratamiento de aguas servidas en zonas urbanas.

Tecnología	N° de Sistemas	Porcentaje en relación al total de sistemas (%)
Lodos activados	177	60,4
Lagunas aireada	56	19,1
Emisario submarino	32	10,9
Primario + desinfección	12	4,1
Lagunas estabilización	9	3,1
Biodisco	3	1
Lombrifiltro	3	1
Biofiltro	1	0,3
Total Sistemas en Operación	293	100

Fuente: SISS, 2016.



1.2.2 Tratamiento en zonas de baja densidad poblacional

En la actualidad, las zonas rurales o de baja densidad poblacional son abastecidas de agua potable en general por Comités de Agua Potable Rural, en donde la mayoría se encuentran adheridos al Programa de Agua Potable Rural del Ministerio de Obras Públicas (MOP). El Censo de Población del año 2017 indicó que existe un 12% de personas del total del país que habitan en zonas rurales, teniendo al año 2016 un 14% de esta población que cuenta con servicio de tratamiento de AS (AIDIS, 2016). Dentro de estos tratamientos se encuentra el uso de Lodos Activados con Aireación Extendida (LAAE) (72%), seguido por el uso de Lombrifiltros (7%) y de Biodiscos (5%) (Rodríguez, 2011). Para el caso de hogares dispersos, los sistemas anteriormente mencionados constituyen procesos costosos, por lo que es necesario instalar tratamientos que sean sencillos de operar, de mantener y de bajo costo. Dentro de éstos, es posible encontrar filtros verdes, sistemas de lagunaje, o biofiltros (Andrés and Rodríguez, 2008).

En el caso de los Lombrifiltros, actúan como una cama en donde se colocan distintos soportes para que quede espacio y puedan vivir en ellos un tipo de lombrices llamadas Lombrices californianas, éstas construyen túneles generándose bacterias que si son aeróbicas podrán degradar la materia orgánica presente en el agua.

En los sistemas de Biodiscos se adhieren bacterias mediante biofilm en donde es posible encontrar una parte de los discos sumergidos y otra en el aire de modo que las bacterias en estos distintos ciclos sean capaces de eliminar materia orgánica (Vidal and Araya, 2014).

También es posible encontrar otros sistemas no convencionales como lo son los humedales construidos (HC), los cuales actualmente cubren un 2% del tratamiento de AS utilizado en zonas rurales, el cual surge como una solución innovadora, de fácil mantención y bajo costo para su utilización en estas zonas (AIDIS,2016).

1.3. Humedales Construidos

Los HC o Artificiales buscan emular los fenómenos que ocurren constantemente en la naturaleza en los humedales naturales. Estos HC se constituyen como medios semiterrestres, los cuales poseen un gran nivel de humedad y abundante vegetación que permiten tener un alto potencial auto depurador ante los diversos efluentes de AS a tratar (Montoya *et al.*, 2010).

Los procesos que determinan principalmente el rendimiento de estos humedales son la dinámica microbial existente y la hidrodinámica. La dinámica microbial es la encargada de la remoción de algunos nutrientes y de la renovación de las aguas residuales. Estos HC logran el tratamiento de las aguas mediante la sedimentación, absorción, metabolismo bacterial, además, de la interacción con la atmósfera. Adicionalmente se ha demostrado que, en algunas zonas de constantes cambios de temperatura, como las zonas templadas, la efectividad de estos procesos tiende a variar debido a los constantes cambios de temperatura del agua, haciendo variar la remoción de DBO (Chafloque and Gómez, 2006).

La estacionalidad también representa un proceso determinante en el rendimiento de los HC. En este sentido, los cambios de estación provocarán variaciones en la temperatura y en la producción de biomasa, los que afectarán a su vez de manera importante la oxidación de la zona radicular. Esta zona radicular es la zona en donde se encuentra el órgano temporal durante la germinación de las semillas verdaderas, el cual desaparece al finalizar la etapa de plántula. Estos parámetros condicionan la operación de las distintas plantas que se pueden encontrar en un HC, teniendo todas ellas distintas respuestas ante éstos. Frecuentemente, los efectos que se producen en el rendimiento de las plantas a causa de la variación estacional son mayores durante la latencia (en las estaciones más frías) (Stein and Hook, 2005).

Las plantas macrófitas son las utilizadas en estos HC ya que pueden vivir en terrenos inundados durante toda su vida. Dentro de éstas se pueden encontrar las macrófitas emergentes que viven en suelos anegados de forma permanente o temporal, las macrófitas de hojas flotantes que viven en suelos anegados y las macrófitas sumergidas en donde se encuentran helechos y musgos. El mecanismo mediante el cual la planta puede eliminar los contaminantes del agua se basa en la capacidad de las plantas de inyectar grandes cantidades de oxígeno hacia sus raíces, en donde el aire que no es aprovechado por ésta, lo absorben los distintos microorganismos presentes (bacterias y hongos) que se asocian a la raíz, los cuales son capaces de metabolizar estos contaminantes (Hidalgo *et al.*, 2005).

Algunas de las plantas más utilizadas en estos sistemas son *Scirpus spp.*, *Typha spp.* y *Phragmites spp.*, presentando esta última una elevada eficiencia en relación a las demás en cuanto a la transferencia de oxígeno a sus raíces (Vidal and Hormazábal, 2018).

1.3.1 Clasificación

Los HC se pueden clasificar según distintos parámetros como se muestra en la **Figura 1**. Según la hidrología se tienen los humedales de flujo superficial, en donde el agua se mueve de forma externa entre los tallos de las plantas; y los humedales de flujo subsuperficial, en donde el agua se mueve por debajo del terreno utilizado en el humedal.

Luego, se tiene la clasificación según la vegetación empleada, en donde en el caso de los sistemas de tratamiento basados en macrófitas emergentes, se tienen especies como *Phragmites australis* y *Schoenoplectus californicus* (Arias and Brix, 2003) capaces de transportar oxígeno desde los tallos y hojas, hacia sus raíces. En el caso de *Phragmites australis*, se tiene que ha sido la más empleada en Europa, pero la

desventaja radica en que se considera una especie invasora, por lo que es más conveniente el uso de especies nativas que son altamente atractivas y ventajosas como es el caso de *Schoenoplectus californicus* (Rojas *et al.*, 2013).

Por último, se encuentra la clasificación según la dirección del flujo en donde se encuentran los de tipo vertical, en los cuales el sustrato fluye de arriba hacia abajo mediante varias tuberías instaladas de forma intermitente, con el fin de mantener las condiciones aerobias del sistema; y también, se tienen los de tipo horizontal, en donde a diferencia del anterior, el agua ingresa permanentemente por un costado del sistema (Delgadillo *et al.*, 2010).

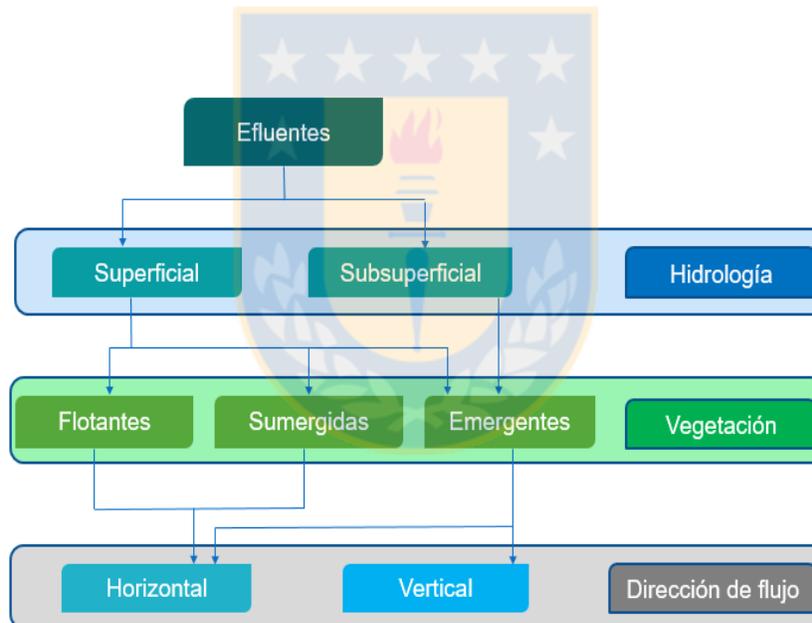


Figura 7: Clasificación de Humedales Construidos.
Fuente: Delgadillo *et al.*, 2010; Rojas *et al.*, 2013.

1.3.2 Humedales de flujo subsuperficial horizontal

El sistema de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal (HFSSH) se basa en un cultivo de plantas macrófitas enraizadas sobre un lecho de grava impermeabilizada, en donde se llevan a cabo diferentes reacciones en donde el AS es depurada lenta y progresivamente (Espinosa, 2014).

Las profundidades típicas de estos sistemas no sobrepasan los 0,60 m, donde crecen diversas plantas que ayudan a la reducción de la cantidad de contaminantes presentes, mediante procesos de degradación anaerobios generados por los distintos microorganismos bajo la superficie (Chafloque and Gómez, 2006).

A través de estos sistemas de HC, la depuración de la materia orgánica presente en las AS se logra mediante una degradación microbiana, mientras que la eliminación de nutrientes, en el caso del amonio, es llevada a cabo mediante una amonificación, seguida por una nitrificación y desnitrificación amoniaca realizada por distintas bacterias anaeróbicas facultativas; en el caso de la remoción de fósforo, se logra a través de un sistema de adsorción por parte de las plantas presentes. Mientras tanto los microorganismos patógenos pueden ser eliminados mediante una combinación de factores físicos, químicos y biológicos como lo son la filtración, sedimentación, predación, oxidación, adsorción, entre otros (Delgadillo *et al.*, 2010).

La **Tabla 3** presenta rangos de eliminación de algunos microorganismos patógenos mediante HC, los que demuestran la necesidad de implementar un sistema de desinfección que pueda eliminar o inactivar estos microorganismos.

Tabla 3. Características de un efluente a la salida de un Humedal Construido.

Parámetro	Porcentaje de eliminación de Patógenos (%)	Referencia
<i>E. coli</i>	97,0 – 99,5	Cirelli <i>et al.</i> , 2007
Huevos de <i>Salmonella</i>	100	Cirelli <i>et al.</i> , 2007
Huevos de helmintos	100	Cirelli <i>et al.</i> , 2007
Coliformes Fecales	21,0 – 99,8	García <i>et al.</i> , 2003
Colifagos Somáticos	68 – 98	García <i>et al.</i> , 2003
Coliformes totales	96,8 – 99,2	Green <i>et al.</i> , 1997

Fuente: Vidal and Hormazábal, 2018

1.4 Sistemas de desinfección

La desinfección se entiende como la reducción de la concentración de patógenos como bacterias, virus, helmintos y quistes de protozoos (Varila and Díaz, 2008) a niveles no infecciosos, constituyendo el último tratamiento del efluente de AS para poder ser dispuesto en los distintos tipos de aguas superficiales existentes. En esta etapa final se busca eliminar contaminantes bacteriológicos, o bien, impedir su posterior reproducción. Entre las características que debe poseer un desinfectante ideal se encuentra la efectividad al eliminar patógenos, que su concentración sea medible fácilmente, que no produzca daños a los humanos o animales y que no tenga efectos adversos en las características de olor y sabor de las aguas (Solsona and Méndez, 2002).

Como métodos de desinfección se pueden encontrar diversos tratamientos químicos y físicos que cumplan con esta función. Dentro de los métodos químicos es posible encontrar principalmente la utilización de cloro, dado que constituye el desinfectante universal utilizado actualmente en el país. Éste, tiene como ventaja que es un oxidante

fuerte y la desinfección es efectiva para las bacterias, pero no específicamente para algunos protozoos como *Giardia lamblia* y *Cryptosporidium parvum* (Guimarães *et al.*, 2001) constituyendo esto una de las desventajas de su uso. Estos patógenos presentan una gran importancia en la industria del agua, dado que se encuentran con mayor frecuencia en el agua destinada a consumo humano, teniendo como consecuencias el generar diversas infecciones intestinales, tanto en los humanos como en animales. El principal mecanismo de transmisión, lo constituye la ingestión del agua contaminada, el contacto y la re-contaminación del agua por una mala higienización doméstica (Solarte *et al.*, 2006). Además, dentro de las desventajas que presenta la utilización de cloro, se encuentra la producción de compuestos no deseados llamados subproductos de desinfección. Éstos, se producen mediante la interacción de cloro con la materia orgánica natural (MON), formando Trihalometanos (THMs) y Ácidos Haloacéticos (HAAs). Dentro de los THMs se puede encontrar compuestos como cloroformo, bromodiclorometano, dibromoclorometano y bromoformo; mientras que en los HAAs es posible encontrar compuestos tales como ácido monocloroacético, ácido dicloroacético, ácido tricloroacético, ácido monobromoacético y ácido dibromoacético. Un problema de estos subproductos es que a largo plazo pueden generar daño en las funciones reproductoras, el desarrollo fetal dentro del útero y desarrollo de cáncer (Olmedo, 2008; Vidal *et al.*, 2014). Además, se encuentra que, al mezclarse el cloro con amonio o compuestos orgánicos nitrogenados, se generan las cloraminas, las cuales son un producto tóxico para los peces y generan la formación de N-nitrosodimetilamina (NDMA) el cual, es un posible cancerígeno (Castro, 2004; Rodríguez *et al.*, 2007).

Otro agente químico lo constituye el ozono, el cual es un desinfectante y oxidante fuerte que logra inactivar mediante una oxidación a los microorganismos. Dentro de las ventajas se encuentra que es efectivo en la oxidación de 2-metilisoborneol (MIB) y geosmin, compuestos naturales causantes de mal olor y sabor en las aguas y, además, remueve efectivamente el color. En las desventajas, se encuentra que no logra una oxidación completa de MON y debe generarse *in situ*, generando complicaciones en

la operación de éste. Es por lo anterior que, en zonas rurales, actualmente se encuentran operando algunos sistemas de cloro y radiación UV siendo este último un agente físico el cuál ha masificado su uso constituyendo un agente fácil de operar, seguro, y viable económicamente (Vidal *et al.*, 2014).

1.4.1 Fundamentos Sistemas UV

El espectro electromagnético cubre un amplio rango de longitudes de onda, pasando desde el espectro UV, el espectro visible por el ojo humano hasta el infrarrojo. El espectro UV se sitúa dentro de los 100 hasta los 400nm, dividiéndose en UV al vacío, que comprende desde los 100-200nm; UV-C comprendido entre los 200-280nm; UV-B comprendido entre los 280-315nm y el UV-A entre los 315-400nm. Las longitudes de onda ocupadas para desinfección, se sitúan en el rango UV-C, dado que a estos valores existe mayor absorción por parte del material genético de los microorganismos, siendo 254nm la longitud de onda con mayor poder germicida (Wright and Cairns, 1990; Oviedo *et al.*, 2018).

El sistema UV, se define como un agente físico (o de radiación) que posee la particularidad de no generar subproductos de desinfección que puedan afectar la salud de humanos, ni la de organismos bióticos presentes en los cuerpos de agua. A diferencia del cloro, es más efectivo en la inactivación de *Giardia lamblia* y *Cryptosporidium parvum*, obteniendo reducciones significativas después de 8h de exposición (Bernadad, 2013).

Este método se basa en que a una dosis alta de UV (dosis superior a 80 mWs/cm²), las proteínas presentes en los microorganismos absorben esta radiación, lo que puede llevar a una inactivación celular o la muerte de éstas, en donde esta dosis se relaciona con la cantidad necesaria de UV para lograr eficazmente la desinfección, la que suele confundirse con potencia, pero ésta se relaciona con la magnitud de la dosis, es decir, que la desinfección será más potente cuando con una dosis menor se consigue la misma respuesta .

A una baja dosis de UV, se puede producir sólo una inactivación debido a la absorción de la luz UV, existiendo la posibilidad de que los microorganismos se reactiven (Zhou and Smith, 2002; Vidal *et al.*, 2014).

Los principales parámetros mediante los que se determina la eficiencia del sistema UV, radican en la intensidad de la lámpara UV, el tiempo de exposición y las características previas del agua a desinfectar. La cinética de inactivación microbiana por UV se puede entender mediante la Ley de Chick and Watson, (Ecuación 1) en donde se tiene que la fracción inactivada dependerá de la concentración del desinfectante y el tiempo de contacto (t).

$$N = N_0 e^{-kIt}$$

Ecuación 1

Donde N es el número de microorganismos restantes al aplicar UV, N_0 el número de microorganismos inicialmente, k la constante del ritmo de inactivación microbiana e I la intensidad del sistema UV (Wright and Cairns., 1996; Vidal *et al.*, 2014).

1.4.2 Sistema UV a escala piloto industrial

Dentro de los constituyentes del sistema UV se encuentran las lámparas UV, tubos de cuarzo, estructura de soporte de estos tubos, balastos electrónicos encargados de suministrar la electricidad a la lámpara UV y la fuente de alimentación eléctrica. Se utiliza un tubo de cuarzo, dado que transmite el 93% de los rayos UV de la lámpara y aísla las lámparas UV del contacto directo con el agua, además, de controlar la temperatura de la pared de éstas. (Tarrán, 2002; Vidal *et al.*, 2014).

En los sistemas UV, es posible operar con dos tipos diferentes de lámparas germicidas: lámparas de arco de mercurio de baja o mediana presión, divididas en intensidades altas o bajas. Las lámparas de baja presión operan a una longitud de onda cercana a la más efectiva (254nm) para inactivar los microorganismos, siendo actualmente las más utilizadas debido a los bajos consumos eléctricos que poseen y

su fácil operación. El número necesario de éstas dependerá del volumen a tratar, el cual tiene incidencia, además, en la dirección del flujo: si se operara en forma paralela o transversal a la lámpara. Además, se tiene otra división en los sistemas UV, en donde es posible encontrar sistemas de canal UV abierto o reactores cerrados (Tarrán, 2002).

Actualmente, los sistemas UV a escala industrial se ocupan para tratar efluentes provenientes de PTAS, debido a que constituye un sistema económico y fácil de operar, con una alta eficiencia de desinfección dependiente de los distintos parámetros que se muestran en la **Tabla 4**.



Tabla 4. Parámetros que influyen en la eliminación de distintos componentes a escala industrial en PTAS obtenidos en distintos estudios.

Parámetro	Unidades	¹ Experimento 1	² Experimento 2	³ Experimento 3	⁴ Experimento 4	⁵ Experimento 5
Tipo de lámpara	-	Baja presión	N/E	Baja presión	Baja Presión	Baja Presión
Tiempo de contacto	Segundos	33	11,44	600-1800	N/E	4-18
Tipo de sistema UV	-	Reactor	Canal abierto	Reactor	Reactor	Reactor
Emisión de las lámparas	Watts	150	150	20	55	95
Número de lámparas	-	5	N/E	8	N/E	16
Diseño del reactor	cm	N/E	N/E	Diámetro:16,3 Longitud:79,2	Diámetro:5,4 Longitud:81,5	Diámetro:3,60 Longitud:46
Turbidez influente	NTU	N/E	N/E	2.9	0,16	<3
SST sin procesar	mg/L	N/E	268-568	30	4,7	06-19
SST final	mg/L	N/E	<10	N/E	2	N/E
Componente	-	Productos farmacéuticos	Bacterias	Coliformes Totales	Hormonas	Micro-contaminantes
Eficiencia de eliminación	%	26	98,4	99,97	70	90
Dosis UV	mJ/cm ²	7	29,74	100-300	1300-1800	42-170
Tratamiento previo	-	Secundario	Secundario	Secundario	Secundario	Secundario

NTU: Unidad de Turbidez Nefelométrica, N/E: No Especifica, Baja presión=0,9 Pa. Fuente: ³Caretti and Lubello, 2002; ¹De la Cruz *et al.*, 2013;

⁴Cedat *et al.*, 2016; ²Silva *et al.*, 2017; ⁵Rodríguez *et al.*, 2018.

Los parámetros mencionados en la **Tabla 4** se relacionan principalmente con la exposición que tendrán los contaminantes presentes en el agua y la transmisión eficiente de radiación UV. La transmisión de la radiación UV, se verá afectada principalmente por sólidos suspendidos, o turbidez del efluente a tratar. A raíz de esto, pueden surgir problemas como lo son: el sombreado (en donde los contaminantes pequeños son superpuestos por otros contaminantes presentes en el agua), la incrustación o decoloración del tubo de cuarzo, la baja intensidad de la lámpara y que los flujos no sean los adecuados. Es por ello, que el reactor se debe diseñar considerando que todos los contaminantes reciban una dosis suficiente de exposición a la radiación UV (Tarrán, 2002).

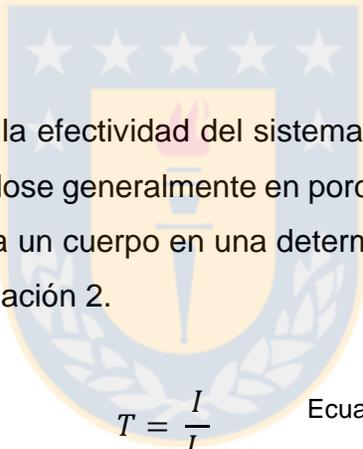
Se ha demostrado, que grandes partículas presentes en el influente a tratar pueden afectar el proceso de desinfección mucho más que las partículas más pequeñas, (Jolis *et al.*, 2001) en donde partículas de 50mm o mayores, pueden sombrear completamente a los microorganismos, mientras que las partículas más pequeñas pueden dispersar la luz UV y provocar que los virus se asocien a estas partículas.

Esta asociación partícula-microorganismo está regulada por la teoría de la doble capa la cual indica que la atracción opera en dos niveles alrededor de la partícula: la “zona de energía secundaria” (5-10nm de la superficie de la partícula) donde la atracción puede ser reversible, y la “zona de energía primaria” (1nm de la superficie de la partícula) en donde la atracción es irreversible. Este mecanismo, se ve influenciado por varios factores, pero el principal es el tamaño de partícula. Es por ello la necesidad de tener claridad sobre el tamaño de partículas del influente que se tratará para poder evaluar la necesidad de instalar previamente sistemas de filtración (Chahal *et al.*, 2016). Junto a lo anterior, se encuentra la medición del potencial zeta, el cual entrega información sobre la distribución de la carga superficial en la interface sólido/agua de las partículas presentes. Conociendo los valores de potencial zeta se puede estimar los niveles de repulsión o de atracción que puede haber entre las partículas y los microorganismos presentes, ayudando a entender la posible formación

de biopelículas que afectarían directamente el funcionamiento del sistema UV (Mantilla *et al.*, 2008).

El rendimiento del proceso UV no sólo se determina por la cinética que sigue la reducción de microorganismos, sino que, además, se debe considerar la distribución espacial de éstos y la intensidad UV que contempla el reactor utilizado (Loge *et al.*, 1999). Además, se debe tener en consideración que las dosis de UV requeridas para una inactivación eficaz son generalmente más altas a escala piloto o industriales que las obtenidas en estudios de laboratorio. Es por esto, que se han realizado diversos estudios en condiciones de laboratorio, disponiendo de datos limitados sobre la inactivación de patógenos a través de sistemas UV operativos reales (Zhou and Smith, 2002).

Otro parámetro que determina la efectividad del sistema UV, es la transmitancia óptica del influente a tratar, expresándose generalmente en porcentaje. Ésta, se define como la cantidad de luz que atraviesa un cuerpo en una determinada longitud de onda y se puede determinar según la Ecuación 2.


$$T = \frac{I}{I_0} \quad \text{Ecuación 2}$$

En donde I es la cantidad de luz transmitida por la muestra, e I_0 es la cantidad total de luz incidente. Para que la luz UV funcione de manera efectiva, el agua debe tener una alta transmitancia (> 80 %). Una transmitancia entre un 90-95% indica que la claridad del agua es buena y, por lo tanto, el sistema UV tendrá el impacto deseado en los microorganismos (Brunatti and Martín, 2010; Losordo, 2013).

1.4.3 Influencia de Sólidos Suspendedos Totales en eficiencia de desinfección del Sistema UV.

Como se ha mencionado, uno de los parámetros que afectan fuertemente el rendimiento del sistema UV, son las características del agua a tratar. Mediante numerosos trabajos se ha demostrado que algunos constituyentes en el agua pueden absorber la luz UV, disminuyendo así la intensidad media de la radiación UV dentro del reactor. Dentro de éstos, se encuentran los sólidos en suspensión que absorben la luz y, además, contribuyen al efecto de sombreado, protegiendo a los microorganismos de la exposición UV (Emerick *et al.*, 1999; Parker and Darby, 1995). A pesar de esto, se ha logrado poco éxito en el desarrollo de correlaciones cuantitativas entre el rendimiento UV y las características específicas del agua a tratar.

De acuerdo a White (1986), se tiene que los registros de operación de Plantas de Tratamiento Secundario de AS municipales en Estados Unidos y Canadá, muestran recomendaciones de concentraciones de SST igual o menor a 20 mg/L para su posterior tratamiento con radiación UV. Así mismo, Metcalf and Eddy (2003) mencionan que contenidos altos de SST (> a 30 mg/L), provocará una disminución en la desinfección de aguas residuales por sistemas UV, evitando que la cantidad de radiación UV necesaria llegue a los microorganismos patógenos para su inactivación.

Esto es posible de verificar mediante la **Figura 2**, la cual muestra la relación existente entre cantidades altas de SST y la capacidad de supervivencia de los microorganismos patógenos a distintas dosis de radiación UV.

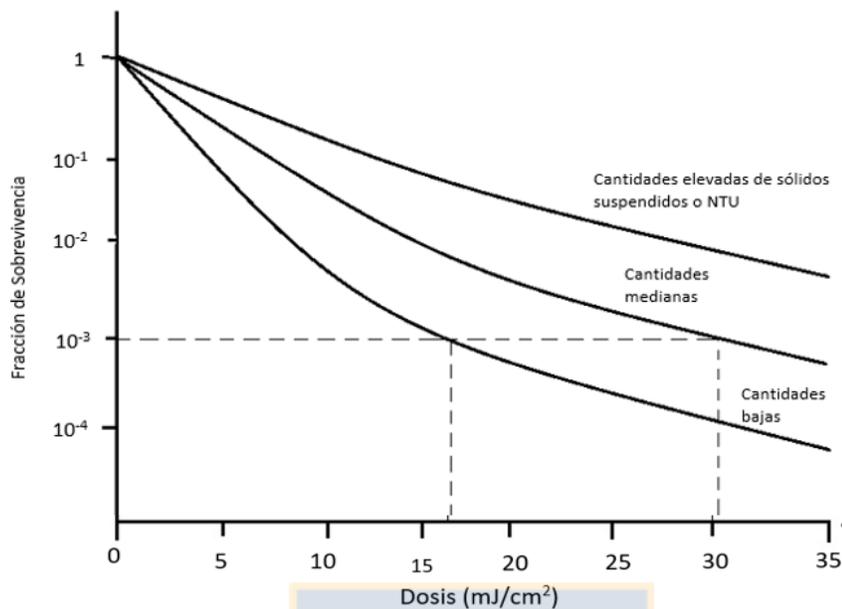


Figura 8. Fracción de supervivencia de microorganismos a distintas dosis de UV.
Fuente: Tarrán, 2002.

1.4.4 Foto-reactivación y reactivación en oscuridad.

Dentro de las desventajas de la utilización de luz UV para desinfección, se tiene que, al aplicar bajas dosis en los rangos del espectro UV-C existen distintos mecanismos de reparación por parte de las bacterias que han sido previamente dañadas (Zhou and Smith, 2002). Dentro de estos mecanismos, se encuentra la foto-reactivación que se da en presencia de luz y, por otra parte, la reactivación en oscuridad; en donde el primero es el único mecanismo de reparación que es único para la desinfección UV (Li *et al.*, 2017).

Entre los productos que genera la radiación UV sobre el ADN se encuentran los dímeros de pirimidina-ciclobutano (CPD) y 6-4 pirimidina (6-4 PP). En donde, los CPDs son los más abundantes constituyendo alrededor de un 76 % de los productos obtenidos. Estos productos generados evitan que las polimerasas funcionen, provocando eventualmente la muerte celular. Bajo condiciones de estrés provocado

por el UV, las bacterias aumentan las mutaciones como último mecanismo de resistencia, los que se conocen como errores de reparación de derivación. Esto evita que la célula replique su ADN y que sea capaz de sobrevivir con lesiones no reparadas (Albarracín *et al.*, 2014).

En el caso de la foto-reactivación, enzimas fotoliasas se unen a los CPD_s revirtiendo el daño utilizando la energía de la luz, actuando en longitudes de onda entre 310 a 480nm. Se trata de un proceso de reparación directa del ADN, catalizado por una reacción enzimática en la que dos dímeros de pirimidina unidos covalentemente (producto de la radiación UV), son monomerizados y restaurados tras ser expuestos a la luz visible (Friedberg, 2016). Las fotoliasas, son proteínas monoméricas de 53 a 55 kDa (kiloDalton) que contienen FAD (flavin- adenina dinucleótido) como cofactores y pigmentos antena como deazaflavina o derivado de tirmetilhidrofolato. Estas se unen a los CPD y, la absorción de luz por la forma semi-reducida de su cofactor FAD inicia una reacción de transferencia de electrones que causa la separación de los dos enlaces de carbono en el CPD, causando la reformación de las dos bases de pirimidina separadas (Albarracín *et al.*, 2014).

Existen otras transformaciones que se producen mediante la utilización de radiación UV, las cuales se basan en la formación de dímeros que se componen de citosina, los cuales sólo se pueden reparar mediante un mecanismo de reparación en oscuridad (o de escisión) (Friedberg, 2016). Este mecanismo sustituye el ADN dañado con nuevos nucleótidos no dañados independientes de la luz, en detalle, se extraen segmentos enteros de ADN y la hebra complementaria sin daños es usada como molde para reparar y reemplazar al segmento dañado (Wright and Cairns, 1990).

Este mecanismo es un paso múltiple, ya que la base dañada es eliminada a través de dos vías principales: (i) reparación por escisión básica (BER) y (ii) reparación por escisión de nucleótidos (NER), en donde la diferencia radica que, en el primer caso las

bases dañadas se eliminan como bases libres, mientras que en el segundo caso se eliminan como nucleótidos (Nyangaresi *et al.*, 2018).

En el caso de los virus, no tienen mecanismos de reparación frente a la luz UV, mientras que la capacidad de las bacterias para repararse se relaciona directamente a la extensión del daño UV, la exposición a la luz reactivadora (entre 310 a 480nm) y al pH y temperatura del agua. Estos mecanismos de reparación, pueden llevar a que el número de bacterias en la recepción del efluente aumente considerablemente por lo que puede representar un riesgo para los peces y otros organismos. Por lo anterior, se ha vuelto una gran importancia estudiar estas desventajas que poseen los sistemas UV los cuales no dejan residual en el agua para asegurar la desinfección en el sistema a diferencia de lo que ocurre con el cloro (Wright and Cairns, 1990; Shafaei *et al.*, 2017).

1.5 Normativa aplicable a tratamiento de aguas servidas en Chile

La Ley 18.902/10 corresponde a la Ley Orgánica de la Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS), creando esta institución que busca regular y fiscalizar a los prestadores de servicios sanitarios del país.

Para los contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales, existe el D.S. N°90/00 promulgado por el Ministerio Secretaría General de la Presidencia (MINSEGPRES), en el cual se establecen los límites máximos permitidos de diferentes contaminantes en la descarga de estos residuos líquidos. Los límites son establecidos en 5 tablas establecidas en este decreto, teniendo en consideración el cuerpo de agua superficial al que será descargado el efluente.

En el caso de la primera tabla de este decreto se establecen las características de descarga a cuerpos de agua sin capacidad de dilución en donde los valores permitidos son menos permisivos que los descritos en la segunda tabla, dado que en ésta última

los cuerpos de agua tienen la capacidad de dilución, lo que hace que los contaminantes se disipen mucho más fácilmente en el medio. Mediante la tercera tabla se regulan las descargas a aguas lacustres, la cuarta tabla regula las descargas dentro de la Zona de Protección Litoral (ZPL) y en la quinta tabla las descargas fuera de esta zona (MINSEGPRES, 2000).

En estas tablas, se regulan principalmente 7 grupos de contaminantes, como lo son los físicos y químicos (como es el caso del pH y la temperatura), contaminantes inorgánicos, contaminantes orgánicos, metales pesados, microbiológicos y nutrientes. Dentro de los microbiológicos se consideran los Coliformes fecales o termotolerantes. Éstos generan una especial preocupación dado que son causantes de muchas enfermedades, pudiendo generar epidemias y pérdidas de grandes cantidades de animales si los valores superan los establecidos en la normativa. Es por esto, que el valor máximo permitido en descargas a aguas superficiales queda establecido en 1000 NMP/100 mL, lo que no se considera en descargas fuera de la ZPL.

Por otra parte, en la zona rural se cuenta con la Ley N° 20998/17 promulgado por el MOP, la cual regula los servicios sanitarios rurales y busca potenciar las nuevas tecnologías de tratamiento.

1.6 Objetivos de Desarrollo Sostenible

En septiembre del año 2015 se proclamó la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible, junto a 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) por parte de los 193 Estados Miembros de las Naciones Unidas. Esta Agenda integra diversas dimensiones: económica, social y ambiental mediante la cual se busca la igualdad y dignidad de las personas y que el desarrollo se transforme en uno sustentable, respetando el medio ambiente. Este compromiso es la guía de referencia durante los próximos 15 años.

Los ODS constituyen una útil herramienta de planificación a través de políticas públicas e instrumentos de presupuesto, monitoreo y evaluación que los países pueden adoptar a nivel mundial mediante las 169 metas propuestas. Estos 17 ODS se muestran en la **Figura 3**.



Figura 9. Los 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible.

Es en base a lo anterior, que la presente tesis busca aportar en algunos de los objetivos presentados en la **Figura 2**, en donde tenemos que aporta específicamente a los siguientes objetivos:

Objetivo 1: Poner fin a la pobreza en todas sus formas en todo el mundo.

Para lograr este Objetivo se deben crear empleos sostenibles promoviendo la igualdad entre los trabajadores, además, los sistemas de protección social deben aplicarse con el fin de mitigar los riesgos de los países que estén propensos a sufrir desastres, ayudando a erradicar la pobreza extrema en las zonas más empobrecidas.

Es dentro de esto, que esta tesis mediante el desarrollo de un nuevo sistema de Tratamiento de Aguas Servidas enfocado en zonas rurales busca incentivar la igualdad social de estas poblaciones con las zonas urbanas, llegando a mejorar el entorno social en el que viven.

Objetivo 3: Garantizar una vida sana y promover el bienestar para todos en todas las edades.

Este Objetivo establece que en el año 2030 haya menos de 70 fallecimientos en mortalidad infantil y materna, además, de garantizar una vida saludable y bienestar universal. Es por esto, que se buscan iniciativas para erradicar diferentes enfermedades y cuestiones persistentes y emergentes relativas a la salud, en donde uno de ellos es mejorar el saneamiento, que es en donde se enmarca esta tesis, dado que el sistema propuesto es un sistema de saneamiento de las aguas servidas, evitando así que puedan ser vertidas en cuerpos de agua superficiales y provocar la posterior contaminación de éstos.

Objetivo 6: Garantizar la disponibilidad de agua y su gestión sostenible y el saneamiento para todos.

La actual escasez de recursos hídricos ha llevado a la imperiosa necesidad de gestionar racionalmente los recursos que se poseen entre las comunidades locales, y a mejorar el acceso a agua apta para el consumo y realizar saneamiento del recurso ya utilizado para que pueda disponerse de forma tal que no altere los ecosistemas en los que son dispuestos.

Esta tesis al igual que en el Objetivo anterior, apunta directamente a actuar como una solución frente a los diversos problemas de saneamiento a los que se enfrentan las comunidades rurales del país que no cuentan con esta gran herramienta que permita conservar los recursos de los que disponemos.

Objetivo 12: Garantizar modalidades de consumo y producción sostenibles.

Este Objetivo consiste en fomentar el uso eficiente de los recursos y la energía, la mejora del acceso a los servicios básicos traduciéndose en una mejor calidad de vida para todos haciendo más y mejores cosas con menos recursos.

Es en base a esto, que esta tesis busca ayudar a mejorar el acceso de las zonas rurales al saneamiento de las aguas servidas para generar una producción sostenible y un consumo responsable de los recursos.

2. HIPÓTESIS

Sabiendo que la desinfección es dependiente de la dosis de los sistemas UV y considerando que este sistema tendrá una dosis de desinfección de 30 mJ/cm² de acuerdo a lo indicado por el proveedor, se tiene la siguiente hipótesis:

Si la concentración de sólidos suspendidos totales (SST) contenidos en influentes tratados previamente mediante sistemas de humedales construidos se mantiene bajo 30 mg/L, entonces el sistema UV cumplirá la normativa del DS 90/00 en cuanto a la eliminación de microorganismos patógenos.

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo General

Evaluar el efecto de la estacionalidad y la concentración de Sólidos Suspendidos Totales en la eficiencia de desinfección mediante un sistema UV a un efluente proveniente de un humedal construido y comparar esta eficiencia con otros sistemas UV instalados en la región.

3.2. Objetivos Específicos

- 1) Identificar las características físico-químicas del influente y asociarlas con la eficiencia de eliminación del sistema UV en Piloto Hualqui, a diferentes concentraciones de SST y estaciones del año.
- 2) Determinar la eliminación de microorganismos patógenos por sistema UV en Piloto Hualqui, a diferentes concentraciones de SST y estaciones del año.
- 3) Comparar la eliminación de microorganismos patógenos con otros sistemas UV instalados en la región.
- 4) Determinar la capacidad de reactivación de microorganismos patógenos contenidos en un efluente tratado por sistema UV en Piloto Hualqui.

4. METODOLOGÍA

4.1 Área de estudio

La planta piloto en la cual se realiza el estudio se encuentra emplazada en la PTAS de la empresa ESSBIO S.A., en la comuna de Hualqui, región del Biobío ($36^{\circ}59'26.93''$ latitud sur y $72^{\circ}56'47.23''$ de longitud oeste), a un costado del tratamiento de AS que llevan a cabo. Esta planta piloto se constituye de 6 HFSSH, los cuales se denominan como celdas de humedales. A esta planta se encuentra anexo el sistema de radiación UV mostrado en la **Figura 4**. El influente utilizado en este estudio corresponde a la mezcla del agua tratada mediante las 6 celdas de humedales y el efluente corresponderá a la salida del sistema UV.

Adicionalmente se estudiaron dos APR que cuentan con sistemas de desinfección UV, los cuáles se muestran en la **Figura 5**.



Figura 10. Sistema UV a escala piloto ubicado en PTAS de la comuna de Hualqui.



Figura 11. Ubicación de todos los sistemas estudiados.

4.1.1 Características del Humedal de flujo subsuperficial horizontal

El HFSSH consta de 6 celdas de humedales con un área superficial de 4,5 m² cada una, en donde se tiene una profundidad de la lámina de agua de 0,4 m. El material de soporte es gravilla de tamaño 3/4" a 1" y el tiempo de retención hidráulico (TRH) varía entre los 3 a 9 días.

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. Este influente se extrae mediante una bomba, el cual nuevamente ingresa a un tratamiento primario dentro de la planta piloto el que se constituye de un tanque desarenador y desengrasador de 630L, una fosa séptica de 1200L y un tanque de 630L desde donde se bombea el agua hacia un tanque de distribución de 1000L en donde posteriormente ingresa a las 6 celdas del HFSSH.

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* y la celda 5 *Zantedeschia aethiopica* y *Cyperus papyrus* y por último la celda 6 contiene sólo esta última planta. La **Figura 6** muestra las celdas 5 y 6 con la planta *Cyperus papyrus*.



Figura 12. Celdas 5 y 6 de Planta Piloto de HFSSH.

4.2 Descripción del Sistema UV

El sistema UV se compone de una lámpara UV, tubos, estructura de soporte de estos tubos, balastos electrónicos encargados de suministrar la electricidad a la lámpara UV y la fuente de alimentación eléctrica, que en este caso es de 220 volts. Además de los siguientes componentes que se encuentran mencionados en la **Figura 7**.

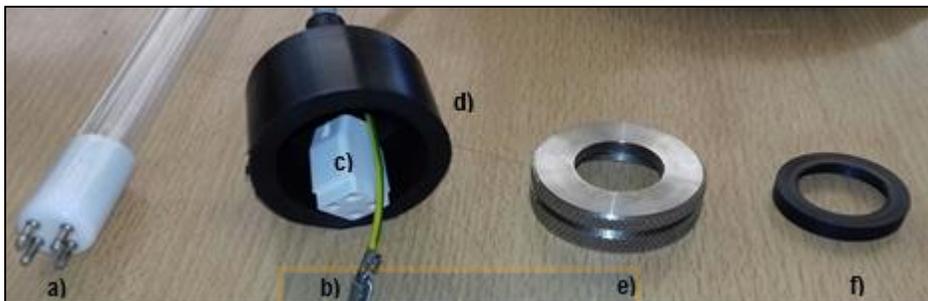


Figura 13. Componentes asociados a lámpara de desinfección.

a) Lámpara UV, b) Cable a Tierra, c) Socket, d) Mufa de Protección, e) Casquete Funda y f) Sello O'ring

La lámpara de mercurio corresponde a un tipo de lámpara HO de baja presión y alta intensidad, con una potencia de entrada de 87 W y de salida de 28 W, teniendo una vida útil de 9000 horas. Las fundas protectoras de esta lámpara se componen de un 99% de SiO_2 y el flujo del sistema UV es gravitacional, teniendo una conexión de entrada y salida de 1" (Filtroaguas, 2017).

Este sistema se encuentra junto a un estanque decantador de 650 litros, encargado de proveer de agua al sistema, el cual luego de ser tratada mediante el Sistema UV, llega hasta otro estanque para luego disponerse en el tratamiento secundario que posee la PTAS de Hualqui como se muestra en la **Figura 8**.

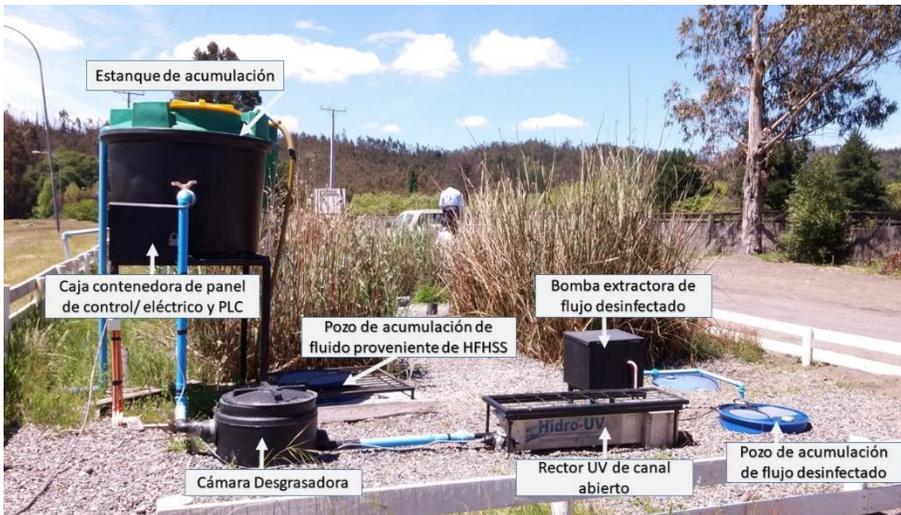


Figura 14. Sistema UV y sus componentes.

4.2.1 Operación del Sistema UV

El caudal máximo de funcionamiento del Sistema UV, es de 1,5 m³/h con 25 % de tramitancia del agua, mientras que con un 35 % de tramitancia se puede operar con 2,0 m³/h. El equipo de desinfección UV, se operó en 0,4 m³/h, dado que, al momento de la instalación de este sistema, los análisis de tramitancia arrojaron un valor de un 20%. En la **Tabla 5** se muestran mayores características de este sistema.

Tabla 5. Características del Sistema UV instalado en Planta Piloto.

Parámetro	Valor o Característica
Dimensiones (L x A x H)	1200 mm X 250 mm X 250 mm
Caudal	0,4 m ³ /h
Material	Acero Inoxidable
Potencia de desinfección	30 mJ/cm ²
Lámpara	Baja presión y Alta intensidad
Tratamiento Previo	Humedal Construido de Flujo Horizontal Subsuperficial

Fuente: Filtroaguas, 2017

El Reactor UV instalado en la Planta Piloto ubicada en Hualqui, corresponde a uno del tipo Canal Abierto, en donde se tiene la particularidad de que el agua circula libremente dentro de una cámara rectangular como se muestra en la **Figura 9**.

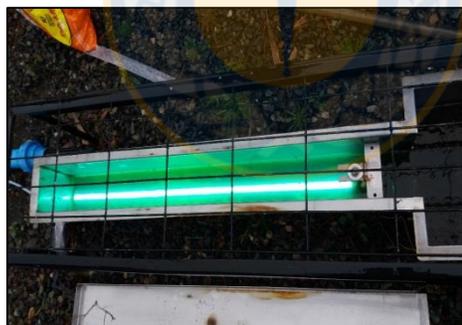


Figura 15. Reactor UV instalado en planta piloto.

4.2.2 Enfoque experimental

En cuanto a la operación del sistema UV, se tomaron 4 muestras en cada estación del año, correspondiendo a invierno, primavera y verano, teniendo como base que estas estaciones presentan diferentes concentraciones de SST, debido a las características del influente.

Se consideraron 4 muestras debido a que, en la estación de invierno y verano se tuvieron menos semanas de muestreo, por lo que considerando que se tomaron muestras cada 15 días, ésta es la cantidad máxima de muestras que se pudieron extraer.

4.2.3 Seguimiento de la operación del Sistema UV

Se recopiló una muestra del influente y otra del efluente. En las muestras se midieron las características físico-químicas y, además, se evaluó el poder de desinfección mediante Coliformes fecales y totales, además, de Colifagos.

Se llegó hasta el lugar de muestreo a través del arriendo de camionetas facilitadas por el Centro Eula. Al llegar al lugar se procedió a tomar la muestra del influente, teniendo que sacar agua desde el estanque de 650 L ubicado antes del tratamiento UV. En cuanto al efluente, se obtuvo desde una llave a la salida del sistema UV, todo lo anterior mediante la utilización de frascos de 2L. Las muestras recolectadas fueron llevadas al laboratorio en donde se analizaron luego de 12h desde su recolección. En la **Figura 10** se muestra este procedimiento.

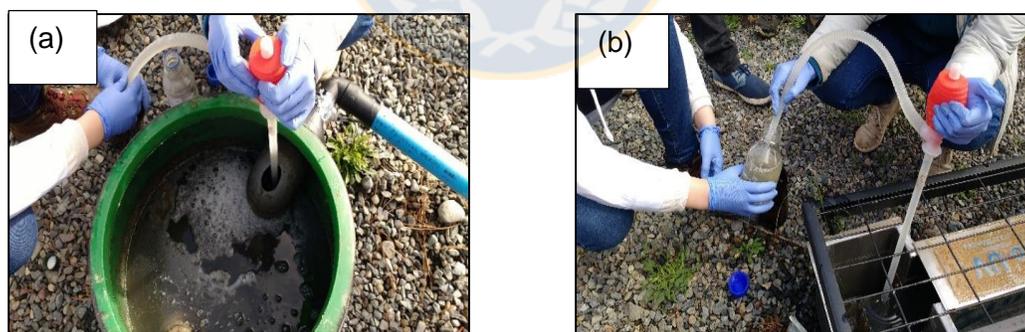


Figura 16. Toma de muestras y posterior análisis microbiológico de éstas. (a) Toma de muestras en Estanque de acumulación, (b) Toma de muestras a la salida del Reactor UV.

Dentro de los parámetros físico-químicos a evaluar del influente y efluente proveniente del sistema UV se tuvieron los siguientes:

Parámetros *in situ*: temperatura, pH, conductividad eléctrica (CE), turbidez, oxígeno disuelto (OD).

Parámetros que se midieron en laboratorio: SST, SSV, NT, N-NH₄, PT, P-PO₄, DQO, DBO₅, color, Coliformes fecales, totales y Colifagos.

4.2.4 Técnicas Analíticas

Los parámetros *in situ* se midieron mediante un equipo multiparamétrico, un Turbidímetro y un Oxímetro mostrados en la **Figura 11**.



Figura 17. Equipos utilizados *in situ*.

a) Equipo Multiparamétrico. b) Oxímetro. c) Turbidímetro.

Los SST se determinaron mediante método gravimétrico, filtrando las muestras y luego secándolas a 103 - 105 °C en una Estufa de secado. Para los SSV se realizó una resta con la cantidad de SST al inicio del procedimiento, y con los que quedan luego de que se han expuesto a 550 °C, todo esto a partir del método 2540-D del Standard Methods (APHA, 2005).

Para medir la DQO, se determinó mediante la utilización del método colorimétrico de reflujo cerrado 5220-D del Standard Methods (APHA, 2005) mediante la utilización de un Espectrofotómetro a 600nm. En el caso de la DBO₅ se incubó una muestra por 5 días a 20 °C, según el Standard Methods 5210-B (APHA, 2005).

Para determinar N-NH_4 se realizaron una serie de reacciones para luego medir la absorbancia de la muestra a 640nm en un Espectrofotómetro, según el método 4500- NH_4 del Standard Methods (APHA, 2005). Para determinar P-PO_4 se convirtieron las diferentes formas de fósforo a ortofosfato disuelto y se hizo una detección colorimétrica según lo indicado en el Standard Methods (APHA, 2005). En el caso de NT Y PT se utilizaron kits específicos de la línea Spectroquant de Merck.

En cuanto al color, se midió mediante un espectrofotómetro a una longitud de onda de 254nm.

Para la determinación de coliformes fecales y totales se utilizó la técnica de NMP mostrada en la **Figura 12 a)**, desde la cual existe una prueba presuntiva y otra confirmativa de la presencia del grupo bacteriano según lo indicado en el Standard Methods 9221-TC (APHA, 2005) y la Norma Chilena 2313/22 (Instituto de normalización, 1995).

En cuanto a los colifagos mostrados en la **Figura 12 b)**, se determinaron mediante el método “capa simple” utilizando como cepa hospedero a *E. coli*. Esta metodología se basa en los principios de los protocolos 9224 B, 9224 E del Standard Methods y Protocolo 1602, de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA).

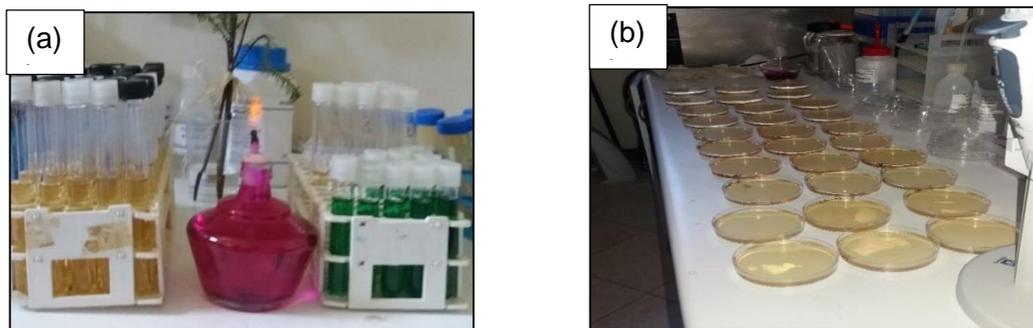


Figura 18. Toma de muestras y posterior análisis microbiológico de éstas.
(a) Análisis microbiológico de Coliformes Fecales y Totales,
(b) Análisis microbiológico de Colifagos somáticos.

4.2.5 Mantenición Equipo UV

En cuanto a la mantención que requiere el sistema UV, sólo es necesario un reemplazo anual de la lámpara (variando según especificaciones del proveedor), y una limpieza del tubo de cuarzo en donde la frecuencia dependerá de la calidad del agua a tratar.

De acuerdo a lo indicado por el proveedor del sistema se realizaron mantenciones mensualmente al equipo UV consistentes en la limpieza del tubo de cuarzo que recubre la lámpara UV que se muestra en la **Figura 13**.

Estas mantenciones consistieron en los siguientes pasos:

1. Desconectar el sistema eléctrico.
2. Retirar Mufa de Protección de la lámpara.
3. Desconectar Socket de la lámpara y trasladarlos a un lugar seguro junto a la lámpara.
4. Desatornillar manualmente el Casquete Funda.
5. Retirar O´ring y retirar la Funda de Cuarzo.
6. Con la utilización de guantes se realiza la limpieza de la Funda de Cuarzo con un paño humedecido con una solución de Ácido acético diluido del 3% al 10% frotando suavemente hasta eliminar la mayor parte de los depósitos que tenga ésta en su superficie.
7. Esperar unos 5 minutos y enjuagar con agua limpia.
8. Luego limpiar la Funda con el mismo tipo de paño seco y alcohol isopropílico.
9. Finalmente introducir la Funda con sutileza al interior del equipo, verificando que quede bien posicionada e incorporar el O´ring, atornillar el Casquete Funda, e introducir la Lámpara UV.
10. Finalmente conectar el Socket a la lámpara e incorporar la Mufa de Protección.

Todo este procedimiento se realizó según lo recomendado por el proveedor del Reactor UV, Hidro-UV en el “Manual de Operación y Mantenimiento del equipo Ultravioleta Modelo HO UV30-187OC para desinfección de aguas servidas tratadas mediante Humedales Construidos” facilitado por la empresa. Anexo a esto se realizó un lavado del estanque sedimentador previo al sistema UV con el fin de evaluar la disminución de SST al reactor. Este lavado se realizó con un sistema a presión en la época de primavera.

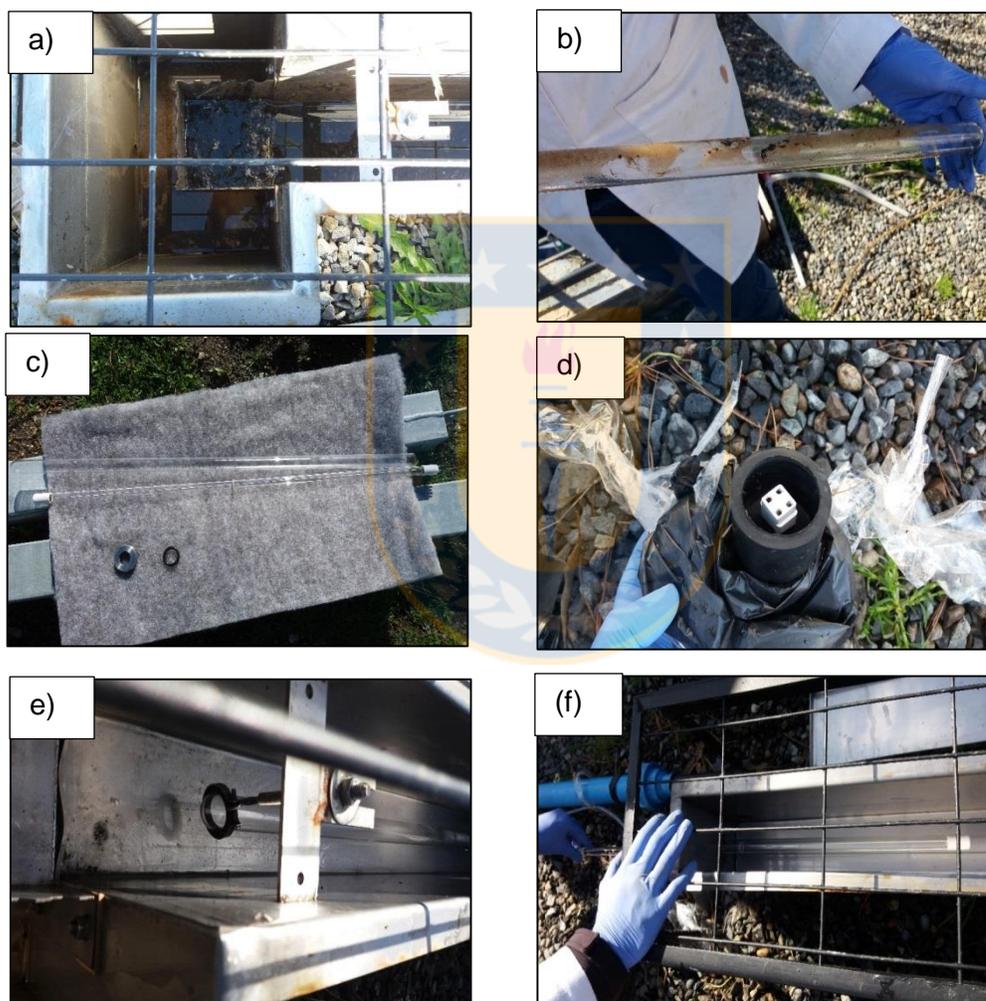


Figura 19. Proceso de mantenimiento de Reactor UV. (a) Estado de reactor previo a mantención, (b) Lámpara UV con sedimentos acumulados, (c) Mufa de protección y Socket desprendidos de reactor, (d) Lámpara luego de haber sido limpiada con Ácido acético diluido, (e) Estado de reactor posterior a mantención. (f) Instalación de lámpara y tubo de cuarzo.

4.3 Análisis de transmitancia, potencial zeta y tamaño de partículas

Se midió la transmitancia a muestras obtenidas de las estaciones de primavera y verano y a una muestra obtenida posterior a la limpieza que se realizó al estanque sedimentador previo al sistema UV. Este valor se midió mediante la utilización de un Espectrofotómetro a 254nm.

Para el análisis de tamaño de partículas se utilizó el equipo Microtrac FLEX y para el análisis de potencial zeta se utilizó el equipo ParticleMetrix de Stabino; midiendo estos parámetros a muestras obtenidas de las estaciones de primavera y verano y una extra obtenida de la limpieza del estanque sedimentador previo al sistema UV.

En la **Figura 14** se puede ver este último equipo.



Figura 20. Equipo ParticleMetrix.

4.4 Evaluación de operación de diferentes sistemas UV instalado en la región

Con el fin de comparar y evaluar distintos sistemas UV instalados, se realizaron estudios de desinfección en dos APR con distintas configuraciones de eliminación de materia orgánica o sistemas secundarios de tratamiento de aguas servidas.

Uno de ellos fue el APR Villa Illinois ubicado en Chillán, mientras que el otro fue el APR Villa Laja ubicado en las cercanías de Laja. En cada APR se realizó un muestreo del influente y efluente de los sistemas UV instalados y se visualizó los tratamientos preliminares que estos dos APR poseen. Respecto al tratamiento secundario de eliminación de materia orgánica, el sistema instalado en Chillán posee un tratamiento secundario de Lombrifiltro, mientras que el sistema de Villa Laja posee un tratamiento de Biodiscos.

A las muestras obtenidas de los diferentes APR se les realizó análisis microbiológicos y físico-químicos tales como tramitancia y SST para poder generar una comparación con el sistema Piloto Hualqui.

En la **Figura 15** se muestran imágenes del sistema instalado en Villa Illinois en donde en la **Figura 15 c)** se muestra la toma de muestra para su posterior análisis. Así mismo, en la **Figura 16** es posible ver imágenes sobre la visita a terreno a Villa Laja con la pertinente toma de muestra del influente y efluente del sistema UV instalado.

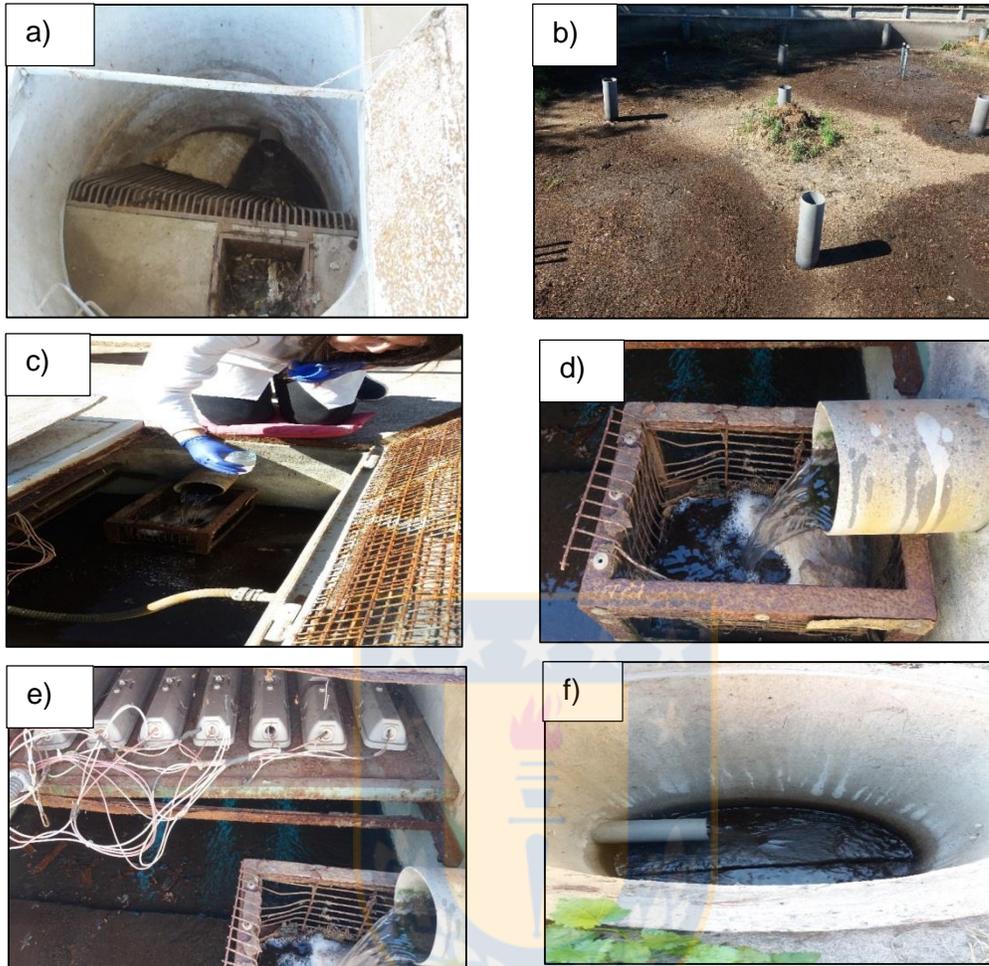


Figura 21. Infraestructura del APR Villa Illinois.

a) Tratamiento primario de rejillas, b) Tratamiento secundario de Lombrifiltro, c) Recolección de muestra antes del Sistema UV, d) Influyente del Sistema UV, e) Sistema UV instalado, f) Efluente del Sistema UV

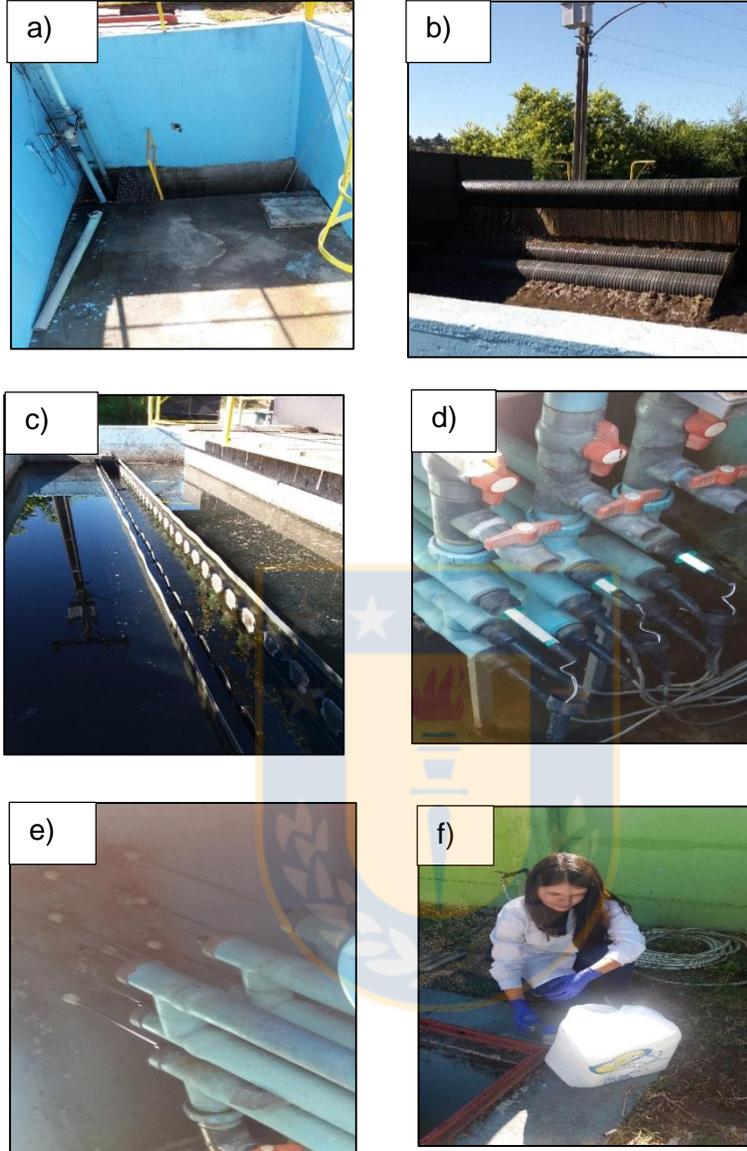


Figura 22. Infraestructura APR Villa Laja.

a) Tratamiento primario de rejillas, b) Tratamiento secundario de Biodiscos, c) Decantador, d) Sistema UV instalado, e) Sistema de limpieza de Sistema UV, f) Toma de muestras a la salida del Sistema UV.

4.5 Experimentos de reactivación de microorganismos

Luego de la irradiación UV, 20 mL de la muestra líquida tratada mediante el Sistema UV en la planta piloto se transfirieron a una Placa de Petri. La lámpara visible modelo OSRAM L 15W/840 de LUMILUX fue ubicada a 38 cm de distancia de la superficie del líquido de la muestra.

El periodo de foto-reactivación fue de 24 h en total y las muestras fueron tomadas en intervalos de 0-2-4-6-24 h. Otro set de experimentos fue llevado a cabo en oscuridad en las mismas condiciones que las muestras expuestas a la luz. Además, se llevó a cabo un control en el que se estudió la foto-reactivación de las muestras sin una previa exposición a la radiación UV.

El efecto de la foto-reactivación fue cuantificado por Ecuación 3:

$$\%Foto - reactivación = \frac{(N_t - N)}{(N_o - N)} \times 100$$

Ecuación 3

donde N_0 es el número de microorganismos antes del tratamiento UV (NMP/100 mL), N es el número de microorganismos después del tratamiento UV (NMP/100 mL), N_t es el número de microorganismos luego de un tiempo “t” de reactivación (NMP/100 mL). Este concepto ilustra el grado de microorganismos recuperados ($N_t - N$) entre los microorganismos inactivados por radiación UV ($N_0 - N$).

Independientemente del número de microorganismos inicial antes de la irradiación, la reactivación se puede expresar como una función del ratio de supervivencia. El ratio de supervivencia se calcula con la Ecuación 4:

$$S (\%) = \left(\frac{N_t}{N_o} \right) \times 100$$

Ecuación 4

donde S es el ratio de supervivencia en un tiempo “ t ”, N_0 es el número de microorganismos antes de la irradiación UV (NMP/100 mL) y N_t es el número de microorganismos después de la foto-reactivación por un tiempo “ t ” (NMP/100 mL). Este ratio de supervivencia da el efecto final de inactivación UV cuando se considera la reactivación (Li *et al.*, 2017).



5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 Caracterización del efluente del humedal construido

5.1.1 Caracterización fisicoquímica del humedal construido

La caracterización físico-química con los parámetros medidos *in situ* del efluente del HFSSH de la planta piloto en Hualqui en las diferentes estaciones estudiadas se presenta en la **Tabla 6**, mientras que los demás parámetros físico-químicos se presentan en la **Tabla 7**.

Tabla 6. Caracterización de parámetros *in situ* del efluente del HFHSS.

Parámetro	Unidad	Estaciones del año estudiadas		
		Invierno	Primavera	Verano
pH		7,6 ± 0,4	7,1 ± 0,5	7,2 ± 0,4
T°	°C	11,6 ± 2,1	17,1 ± 6,3	20,3 ± 1,7
POR	mV	-14,0 ± 200,2	-6,5 ± 167,4	198,7 ± 22,0
OD	mg/L	3,9 ± 2,5	1,5 ± 1,7	2,2 ± 0,5
EC	mS/cm	3,0 ± 1,6	1,1 ± 0,1	1,3 ± 0,1
Turbidez	NTU	45,4 ± 44,7	22,4 ± 9,3	21,7 ± 7,1

Dentro de los parámetros *in situ* se encontraron valores de pH entre 7,1 y 7,6 cercanos al neutro (7,0) en las distintas estaciones del año, manteniendo esta característica durante su paso por el HFSSH encontrándose dentro de los rangos informados por Delgadillo *et al.* (2010) (6,5 - 8.5). La temperatura se condiciona principalmente por las características de cada estación estudiada, siendo propias a la zona en donde se encuentra el sistema piloto variando entre 11,6 ± 2,1°C en invierno y 20,3 ± 1,7°C en verano. Similares valores (15,5°C en invierno y 25,1°C en verano) fueron obtenidos por Rojas *et al.* (2013) en el mismo sistema piloto.

Por otra parte, se encuentra el potencial óxido reducción (POR), encontrando en invierno valores de -201,9 mV, teniendo como promedio $-14 \pm 200,2$ mV, correspondiendo a valores anaeróbicos y reductores propios al tipo de humedal construido estudiado (Hinrichs, 2013). En primavera y en verano los valores del POR promedian $-6,5 \pm 167,4$ mV y $198,7 \pm 22,0$ mV, respectivamente; presentando una característica mayormente aeróbica. Este comportamiento puede estar dado por la condición en la que se tomó la muestra, dado que puede pasar tiempo expuesto a la atmósfera y cambiar sus propiedades.

Los niveles de OD en los humedales de tratamiento suelen encontrarse en valores menores a 2,0 mg/L en el efluente proveniente de estos HC (Knight *et al.*, 1993; Masbough *et al.*, 2005), teniéndose en este caso en invierno y verano, valores superiores en un 95% y 10% respectivamente a este rango, mientras que en primavera se obtuvo un promedio de un 25% inferior al rango establecido. En cuanto a la conductividad eléctrica se encontraron valores entre 1,1 y 3,0 mS/cm, cercanos a los encontrados en efluentes de HC informados por Masbough *et al.* (2005) (0,5-0,6 mS/cm).

Por otra parte, la turbidez presenta una disminución de un 52% al llegar a verano con respecto a invierno, mientras que se generó una disminución de sólo un 3% de los valores obtenidos en verano respecto a los obtenidos en primavera; pudiendo estar influenciado estos valores por la re-suspensión de sedimento dentro del HC, a raíz de la infiltración de lluvia al sistema.

Tabla 7. Caracterización de parámetros físico-químicos del efluente del HFHSS.

Parámetro	Unidad	Estaciones del año estudiadas		
		Invierno	Primavera	Verano
SST	mg/L	26,7 ± 8,4	31,8 ± 15,9	34,7 ± 23,5
SSV	mg/L	18,3 ± 1,9	26,7 ± 6,9	23,6 ± 17,1
DQO _T	mg/L	118,6 ± 32,9	161,1 ± 41,2	161,8 ± 76,1
DQO _s	mg/L	97,3 ± 4,3	124,4 ± 25,6	104,5 ± 31,9
DBO ₅	mg/L	76,6 ± 7,9	95,4 ± 24,3	83,6 ± 22,8
NT	mg/L	72,0 ± 8,5	66,8 ± 3,9	78,7 ± 6,8
N-NH ₄ ⁺	mg/L	53,6 ± 18,2	34,1 ± 7,5	31,7 ± 19,0
PT	mg/L	13,2 ± 1,8	13,2 ± 1,0	13,3 ± 1,1
P-PO ₄ ⁻³	mg/L	7,7 ± 0,3	12,0 ± 2,4	12,6 ± 1,1

En el caso de eliminación de materia orgánica mediante el HFSSH, se encontró una reducción de un 27 % de DQO_T de los valores encontrados en invierno con respecto a los encontrados en verano, mientras que para DBO₅ se obtuvo una reducción de un 8 % para el mismo caso, lo que contrarresta con lo encontrado para el nitrógeno en sus dos formas (NT y N-NH₄⁺), en donde en el caso de N-NH₄ se obtuvo una reducción de un 41 % de los valores encontrados en verano con respecto a los obtenidos en invierno .

La eliminación de nutrientes parece estar íntimamente relacionada a las temperaturas entre las que fluctúan las distintas estaciones. En este sentido, un aumento de las temperaturas propiciaría que microorganismos nitrificantes oxiden el NH₄⁺ y, luego el ambiente anaerobio favorezca a organismos denitrificantes que pueden reducir y eliminar en fase líquida éstos compuestos hacia la atmósfera (Vidal and Hormazábal, 2018), en relación a esto, en verano fue posible encontrar valores de 41,3 mg/L de N-NH₄⁺ con 22,0 °C, mientras que en invierno se obtuvo el mayor valor correspondiendo a 71,4 mg/L de N-NH₄⁺ con 10,1 °C.

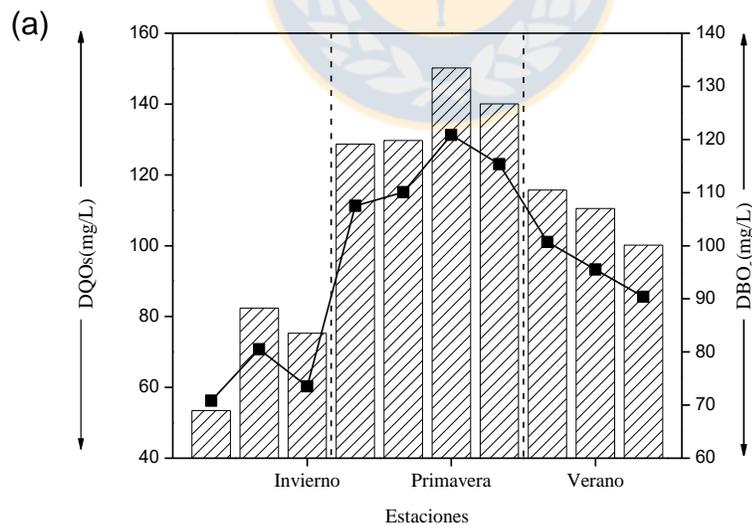
Respecto a los SST y la turbidez, se presenta una relación inversamente proporcional, produciendo confusión debido a que los SST son los responsables de la turbidez y el color del agua (Vargas and Romero, 2006). Pero Bilota and Brasero (2008) mencionan que la turbidez responde a factores distintos a las concentraciones de SST, por lo que no siempre se generará una relación directa entre estos dos parámetros. En este mismo sentido Bilota and Brasero (2008) informan que las mediciones de turbidez se ven influenciadas por diversas características como: el tamaño de partículas, la forma de los SST, la presencia de fitoplancton o por la presencia de sustancias minerales disueltas.

Respecto a la materia orgánica según lo obtenido por López (2011) la estacionalidad no es un factor condicionante en las eficiencias de eliminación del humedal construido. Esto se muestra en la **Figura 17 (a)** en donde en el caso de DBO₅ se tuvieron valores promedio de $76,6 \pm 7,9$, $95,4 \pm 24,3$ y $83,6 \pm 22,8$ mg/L para invierno, primavera y verano respectivamente, pudiendo tener relación estas variaciones con una variación en la carga orgánica proveniente de diversos vertidos que se pueden haber realizado en la zona en este periodo lo que repercutió en la cantidad de DQOs y DBO₅, además, de la presencia del estanque decantador, el cual posee un desagüe en la zona media lo que impide la correcta limpieza de éste y la posterior acumulación de materia orgánica. Debido a que no se registraron valores previos al sistema se tiene la incertidumbre de cuánto es la eliminación por parte del humedal.

En cuanto a la EC obtenida en promedio de $1,8 \pm 1,6$ mS/cm, se puede esperar que una parte de los SST en el agua hayan sido inorgánicos y, por lo tanto, más difícil de eliminar mediante procesos biológicos tal como lo informa Masbough *et al.* (2005). Dado que los SSV representan la parte orgánica de los SST se esperaba una relación inversa entre la EC y la cantidad de SSV. Como se muestra en la **Figura 17 (b)** la cantidad de SSV en el cambio de estación de invierno a primavera aumenta 8,4 mg/L, mientras que la EC disminuye 1,9 mS/cm; en el caso del cambio de estación de primavera a verano se da el caso contrario, en donde la cantidad de

SSV disminuye 3,1 mg/L y la EC aumenta 0,2 mS/cm obteniendo una relación concordante con lo mencionado por Masbough *et al.* (2005).

En la **Figura 17 (c)**, se muestra que existe una relación directa entre la cantidad de materia orgánica (en este caso se representa como DQO_t) y la cantidad de SST, en donde, en invierno se obtuvieron valores de $26,7 \pm 8,4$ mg/L de SST con una cantidad de $118,6 \pm 32,9$ mg/L correspondientes a DQO_t, mientras que en verano se obtuvo un promedio de $34,7 \pm 23,5$ mg/L de SST con $161,8 \pm 76,1$ mg/L de DQO_t. Produciéndose este efecto principalmente porque la materia orgánica induce la generación de biofilm en el estanque sedimentador donde ocurrió una acumulación de ésta. Un biofilm es una asociación bacteriana, en donde se unen a una superficie para establecerse y poder desarrollarse (Watnick and Kolter, 2000). La formación de estos biofilms induce a que la cantidad de SST aumente directamente cuando la materia orgánica también lo haga y esto sumado con una temperatura promedio de $20,3 \pm 1,7$ °C en verano y de $11,6 \pm 2,1$ °C en invierno, indicó valores superiores de un 23 % de SST en verano con respecto a los obtenidos en invierno.



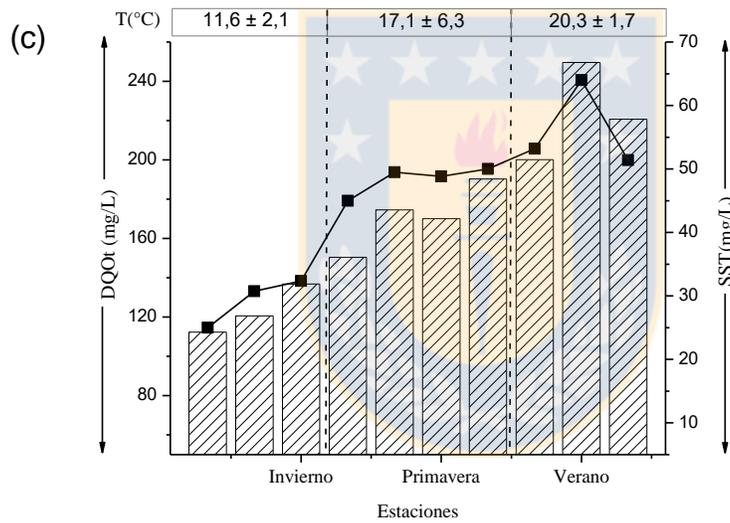
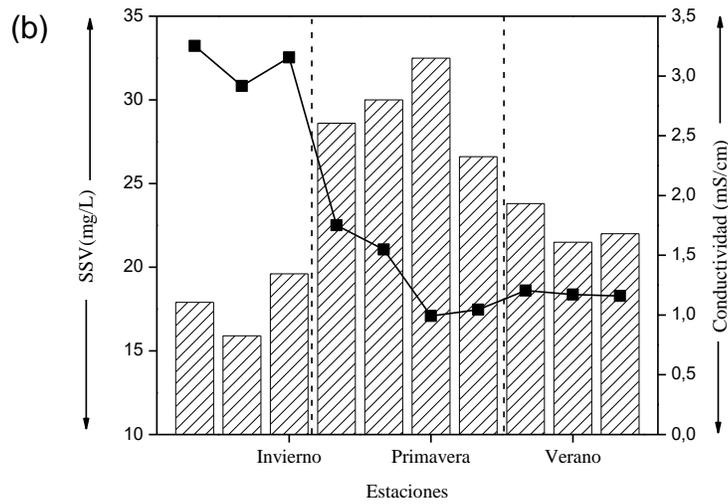


Figura 23. Relación entre distintos parámetros en distintas estaciones del año.

(a) Variación de DQO_s y DBO en las diferentes estaciones, (b) Variación de Turbidez y SST en las diferentes estaciones, (c) Variación de DQO_t y SST y Temperatura en las diferentes estaciones. (■) DBO₅/ Conductividad/ SST, (▨) DQO_s/SSV/DQO_t.

5.1.2 Caracterización microbiológica del humedal construido

5.1.2.1 Coliformes

En la **Tabla 8** se muestran los valores obtenidos mediante el análisis realizado a Coliformes fecales y totales a los efluentes obtenidos en las diferentes estaciones estudiadas.

Tabla 8. Caracterización microbiológica mediante Coliformes Totales y Fecales del efluente del HFHSS estacionalmente.

Parámetro	Unidad	Estaciones del año estudiadas		
		Invierno	Primavera	Verano
Coliformes totales	NMP/100 mL	$5,4 \cdot 10^6 \pm 0,0$	$7,1 \cdot 10^6 \pm 5,2 \cdot 10^6$	$1,2 \cdot 10^7 \pm 1,5 \cdot 10^7$
Coliformes fecales	NMP/100 mL	$1,7 \cdot 10^6 \pm 0,0$	$4,1 \cdot 10^6 \pm 3,4 \cdot 10^6$	$9,2 \cdot 10^6 \pm 1,7 \cdot 10^7$

Según las concentraciones de distintos constituyentes en las aguas servidas, es posible establecer diferencias entre las de tipo rural y urbano debido a diferencias en la densidad poblacional, diversas actividades que se realizan y los sistemas de recolección que tiene cada núcleo humano (Ramalho, 1998). Es por esto que, según los valores obtenidos de Coliformes fecales (10^6 NMP/100 mL), es posible corroborar que el asentamiento al que corresponde el influente es rural, dado que se encuentra dentro de los valores especificados según Vera (2012) ($10^6 - 10^{10}$ NMP/100 mL). Se esperan valores menores a 10^6 NMP/100 mL para asentamientos urbanos, debido a que en zonas rurales es posible encontrar ganado que aumenta las deposiciones fecales en los cuerpos de agua superficiales.

En diversos estudios se han encontrado reducciones mediante diferentes sistemas de HC para Coliformes totales entre 1,24 a 3,00 Log UFC/100 mL, y para Coliformes fecales se han encontrado desde 1,56 a 9,11 Log UFC/100 mL de reducción. Estas diferencias en los rangos de reducción están dadas por el tipo de humedal y las

diversas características que estos poseen, tales como el área, profundidad, tamaño del medio de soporte, temperatura, pH y la eliminación de materia orgánica, los que pueden influir en la eliminación de patógenos.

En este estudio no fue posible encontrar valores de reducción de patógenos mediante el HFSSH debido a que no se tuvo información a la entrada del sistema. Por último, los valores encontrados ($10^6 - 10^7$ NMP/100 mL) se encuentran dentro del rango capaz de establecer una infección ($10^4 - 10^9$ NMP/100 mL) por lo que es necesario tener un sistema de desinfección anexo (Lopez *et al.*, 2019).

5.1.2.2 Colifagos somáticos

En la **Tabla 9** se presentan los valores obtenidos mediante el análisis realizado a Colifagos somáticos a los efluentes obtenidos en las diferentes estaciones estudiadas, en donde se exhiben valores similares en todas estas.

Tabla 9. Caracterización microbiológica mediante Colifagos somáticos del efluente del HFHSS estacionalmente.

Parámetro	Unidad	Estaciones del año estudiadas		
		Invierno	Primavera	Verano
Colifagos somáticos	UFP/100 mL	$2,0 \cdot 10^4 \pm 4,5 \cdot 10^3$	$7,9 \cdot 10^3 \pm 0,0$	$1,8 \cdot 10^4 \pm 2,2 \cdot 10^4$

En estudios realizados por Nokes *et al.* (2003) y Sheludchenko *et al.* (2016) se encontraron valores de eliminación de Colifagos somáticos entre 0,46 y 2,84 UFP/100 mL respectivamente, viéndose la diferencia principalmente por los distintos TRH ocupados en cada sistema (5 días en el primer estudio y 20 días en el segundo estudio). Wu *et al.* (2016) informa que las TRH más largas aumentan el tiempo en que los microorganismos están expuestos a sedimentación, filtración, depredación, antibiosis y radiación UV, lo que mejora la eliminación de patógenos.

En este caso, no fue posible obtener las eficiencias de eliminación del HFSSH dado que no se obtuvieron datos del influente del HFSSH, pero según Acevedo (2015) el TRH de la planta piloto estudiada varía entre 3 y 9 días, pudiendo tener eficiencias de eliminación similares a las reportadas por Nokes *et al.* (2003).

5.2 Análisis de tramitancia, potencial zeta y tamaño de partículas

Los resultados obtenidos del análisis de tramitancia que muestra la **Figura 18**, indica valores para la estación de primavera de un 23,9% para el influente y un 27,8% para el efluente; mientras que para verano se obtuvieron valores de un 29,0% en el influente y 29,3% en el efluente, presentando una disminución en primavera debido a la mayor turbidez presente, teniendo 22,4 NTU en primavera y 21,7NTU en verano. Al analizar las muestras luego del lavado del estanque sedimentador previo al Sistema UV se obtuvo que el influente tuvo una tramitancia del 33,7% y el efluente de un 29,8%, estos mayores valores pueden estar dados por la menor turbidez encontrada de 14,6NTU.

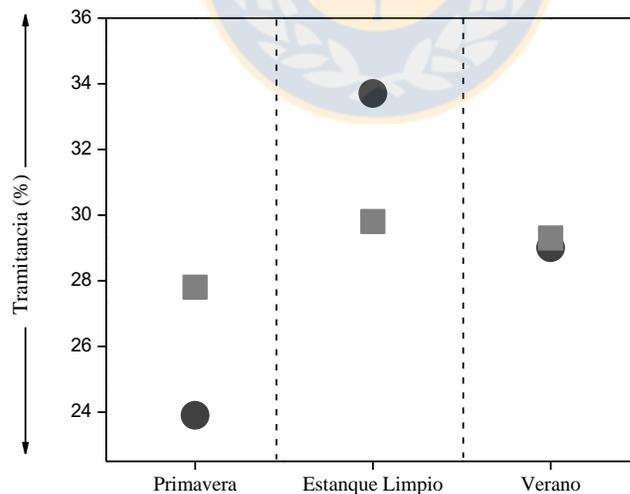


Figura 24. Análisis de Tramitancia ($\lambda= 254 \text{ nm}$) a un influente proveniente de un Tratamiento de Humedales Construidos y efluente expuesto a Sistema UV. (●) Influyente, (■) Efluente.

Al realizar este lavado fue posible observar que quedaba un remanente en la parte baja del estanque y que la bomba que sube el agua a éste tenía gran presión, por lo que se removían todos los sólidos decantados. Esto quiere decir que posterior al lavado, el influente que ingresó venía con una carga alta de sólidos (29,0 mg/L), lo que sumado a los sólidos presentes en el reactor UV explica la disminución de la tramitancia en el efluente.

De acuerdo a recomendaciones del proveedor, Hidro UV, se debiesen tener valores de tramitancia superior al 60% para que la eliminación de patógenos sea realizada con mayor efectividad, mientras que lo óptimo es de un 80% para asegurar una máxima efectividad de desinfección. Estas recomendaciones no se cumplen en el presente trabajo, en donde la mayor tramitancia encontrada es de un 33,7%. Estos bajos valores obtenidos de tramitancia (< 33,7%) representan valores superiores a 29,0 mg/L de SST, los cuáles impactan negativamente en la eficiencia de la desinfección UV. Estos sólidos pueden difundir la luz provocando que se reduzca la tramitancia UV del agua.

En cuanto al tamaño de las partículas Emerick *et al.* (1999) menciona que las bacterias generalmente se asocian con partículas mayores a 10 μm mientras que según Mattle and Kohn (2012) los virus pueden llegar a asociarse con partículas menores a 2 μm . En cuanto a los resultados obtenidos que muestra la **Figura 19**, se obtuvieron valores promedio de tamaño de partículas de 9,2 μm para las muestras correspondientes a primavera y de 42,1 μm para las muestras pertenecientes a verano, con un 95% de las partículas presentes con un tamaño de 54,40 μm .

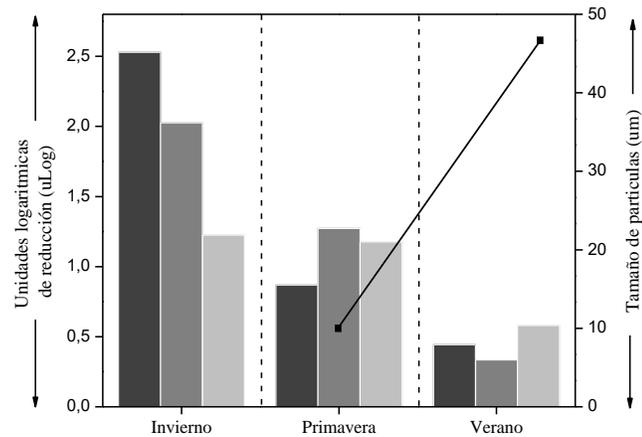


Figura 25. Análisis de Tamaño de partículas en estaciones de primavera y verano. (■) Coliformes Totales, (■) Coliformes Fecales, (■) Colifagos, (—) Tamaño de partículas.

Los resultados que muestra la **Figura 19** respalda lo anteriormente mencionado, en donde posiblemente las partículas de mayor tamaño ($> 10 \mu\text{m}$) presentes en verano impidieron la correcta desinfección, generando, además, la asociación partícula-microorganismo. Para el caso de primavera, el 95% de las partículas presentes tenía un tamaño de $23,88\mu\text{m}$, provocando también una posible asociación. Carré *et al.* (2018) encontró que el número de partículas mayores a $25\mu\text{m}$ se encuentra bien correlacionado con los SST, la turbidez y la transmitancia UV, afectando la desinfección por la dispersión de la luz UV y protegiendo a las bacterias dentro de sus núcleos compactos, tal como podría estar sucediendo en primavera.

La unión microbiana a las superficies de las partículas es impulsada por interacciones electrostáticas, fuerzas de van der Waals, hidrofobicidad, tensión superficial y rugosidad de la superficie (Hassard *et al.*, 2016). En este sentido, el potencial zeta representa las cargas superficiales de las partículas presentes. En las muestras analizadas se encontró partículas con cargas superficiales negativas, tal como se muestra en la **Figura 20**, teniendo en primavera valores promedio en el influente de $-15,3 \text{ mV}$ y en el efluente de $-15,6 \text{ mV}$, mientras que en verano se

obtuvieron valores de -15,5 mV y -15,3 mV para el influente y efluente respectivamente. Estos resultados negativos sugieren que estas partículas poseen una mayor barrera de energía repulsiva (que valores cercanos a 0 mV) y que por, lo tanto, no es tan probable que se agreguen como sucede con cargas superficiales más neutras.

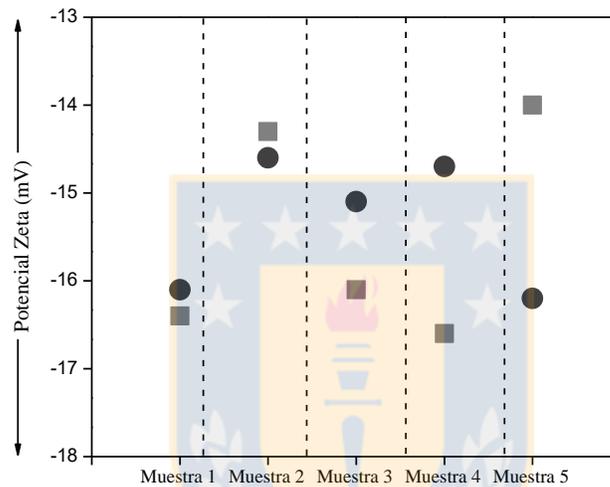


Figura 26. Análisis de Potencial Zeta (ζ). En donde las muestras 1 a 3 corresponden a primavera y Muestra 4 y 5 pertenecientes a verano. (●) Influyente, (■) Efluente.

Farrel *et al.* (2018) encontró que en cuanto a los perfiles de potencial zeta aumentan la carga negativa al aumentar la turbidez, esto según Quinlan and Tam (2015) posiblemente dado por la acumulación de cargas superficiales electrostáticas debido a la mayor área de superficie de partículas por volumen; también Farrel *et al.* (2018) encontró que las partículas con potencial zeta de 0 ± 5 mV son favorables para la agregación como resultado de una barrera energética baja.

5.3 Sistema UV

5.3.1 Condiciones de operación del Sistema UV

En la **Figura 21** se muestran distintas imágenes en las que se exhibe la acumulación de sedimentos y de biofilm en la lámpara del reactor UV y en todo el canal donde se encuentra ésta. En la **Figura 21 a)** se muestra una decantación de sedimentos al igual que en la **Figura 21 b)** previamente a la mantención. En las diferentes tomas de muestras realizadas entre las mantenciones realizadas se pudieron observar sólidos adheridos a la lámpara UV como se muestra en la **Figura 21 c)** lo que tuvo gran relevancia en la transmisión de los rayos UV.

Al realizar el lavado del estanque sedimentador previo al Sistema UV se dejó pasar el influente procedente del HC, en donde se pudo observar gran cantidad de sólidos (29 mg/L) como se ve en la **Figura 21d)**, por lo que este lavado no tuvo mayores implicancias en los resultados obtenidos. Los resultados posteriores al lavado del estanque sedimentador fueron de 29 mg/L para SST y para Coliformes fecales de $4,5 \cdot 10^5$ NMP/100 mL, no cumpliendo con lo establecido por el DS 90/00.

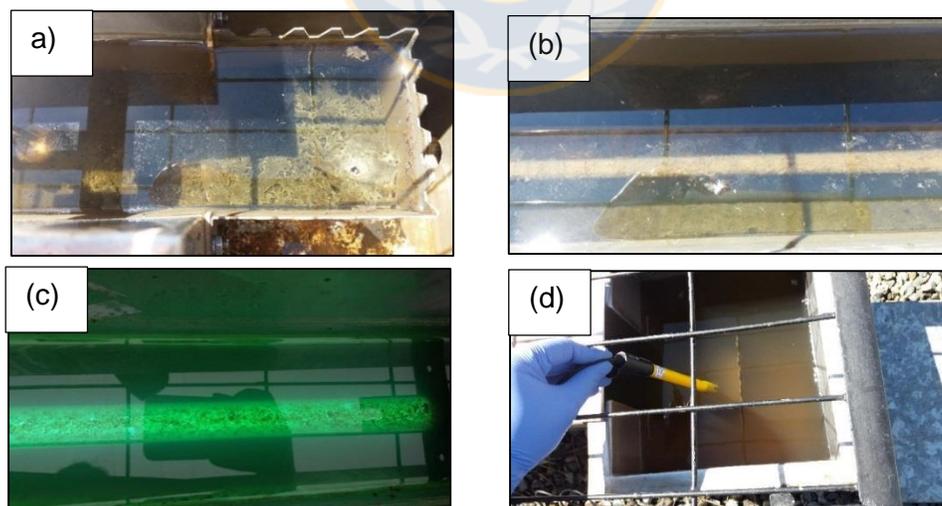


Figura 27. Reactor UV instalado en planta piloto.

(a) Vista de parte final del reactor con acumulación de biofilm, (b) Lámpara previa a realización de mantención. (c) Lámpara funcionando con acumulación de sedimentos, (d) Realización de análisis *in situ*.

5.3.2 Desinfección mediante Sistema UV

La **Figura 22** muestra los resultados obtenidos de la desinfección mediante el Sistema UV para Coliformes totales y fecales.

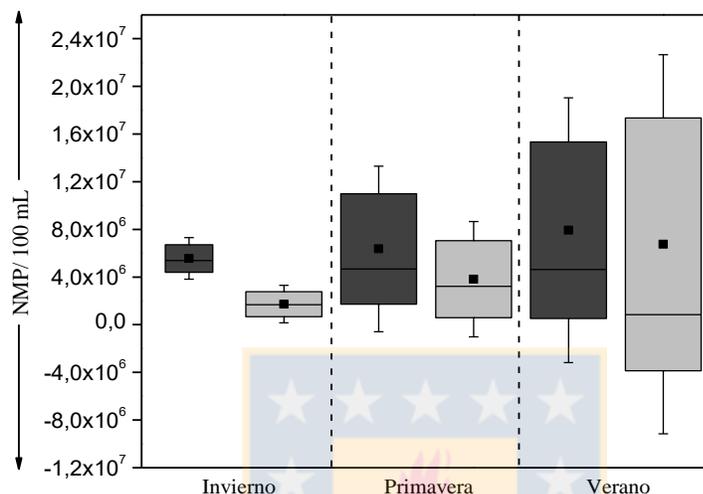


Figura 28. Resultado de análisis microbiológico a Coliformes Fecales y Totales en las distintas estaciones estudiadas. (■) Coliformes Totales, (□) Coliformes Fecales.

Se muestra una mayor variabilidad de resultados en verano, encontrando reducciones para Coliformes fecales entre $4,0 \cdot 10^5$ y $1,9 \cdot 10^7$, mientras que para Coliformes totales se encontraron valores entre $3,3 \cdot 10^6$ y $1,9 \cdot 10^7$ en comparación a invierno, en donde los resultados obtenidos para Coliformes fecales variaron entre $7,0 \cdot 10^5$ y $2,8 \cdot 10^6$ y, en relación a Coliformes totales se obtuvieron valores entre $4,5 \cdot 10^6$ y $6,8 \cdot 10^6$. Por otro lado, es muy posible que la baja variabilidad encontrada ($< 2,1 \cdot 10^6$ NMP/100mL) en invierno se deba a que sólo fue posible realizar dos análisis completos correctamente en esta estación, debido a que en las demás muestras que se obtuvieron de la planta Piloto Hualqui se incurrió en fallas de procedimiento.

Para Coliformes totales se obtuvo un promedio de reducción de $5,4 \cdot 10^6$ NMP/100 mL en invierno, mientras que en primavera se tuvo un promedio de $6,5 \cdot 10^6$ NMP/100 mL y en verano $5,7 \cdot 10^6$ NMP/100mL. Considerando todos los resultados de eliminación de Coliformes totales obtenidos por estación, la concentración más baja de Coliformes totales se obtuvo en invierno, con $1,6 \cdot 10^4$ NMP/100 mL a la salida del reactor UV.

En el caso de Coliformes fecales se tuvo un promedio de reducción de $1,7 \cdot 10^6$ NMP/100 mL en invierno, en primavera se tuvo un promedio de reducción de $4,3 \cdot 10^6$ NMP/100 mL y en verano de $2,8 \cdot 10^6$ NMP/100mL. Considerando todos los resultados de eliminación de Coliformes fecales obtenidos por estación, la concentración más baja de Coliformes fecales se obtuvo en invierno, con $1,6 \cdot 10^4$ NMP/100mL a la salida del reactor UV, faltando $1,5 \cdot 10^4$ NMP/100mL para poder cumplir lo requerido por el DS 90/00.

Para el caso de Colifagos somáticos se obtuvieron diversos resultados que se muestran en la **Figura 23**.

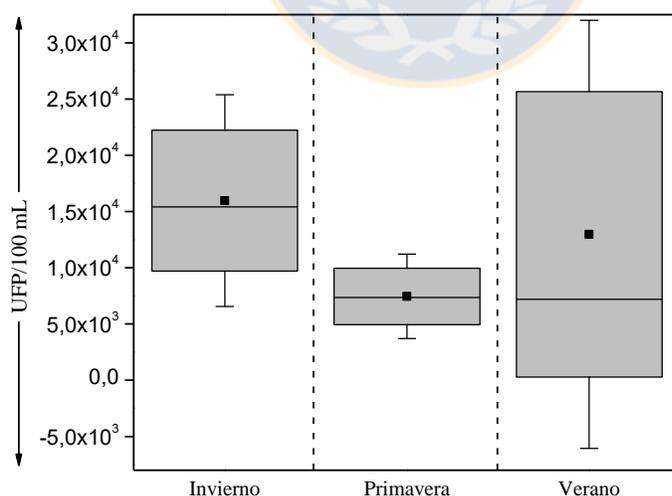


Figura 29. Resultado de análisis microbiológico a Colifagos somáticos en las distintas estaciones estudiadas. (■) Colifagos somáticos.

En invierno se obtuvo un promedio de reducción de Colifagos somáticos de $2,0 \cdot 10^4$ UFP/100 mL, en primavera de $7,1 \cdot 10^3$ UFP/100 mL y en verano $1,1 \cdot 10^4$ UFP/100 mL, indicando una variabilidad que en este caso no se da tan marcada por la estacionalidad. En este caso, la concentración más baja de Colifagos somáticos se obtuvo en verano con un resultado de $1,0 \cdot 10^2$ UFP/100mL. A diferencia de Coliformes fecales, no es posible comparar este resultado con alguna norma, ya que este parámetro no se encuentra actualmente legislado.

En cuanto a las unidades logarítmicas (uLog) de reducción los resultados se muestran en la **Figura 24**.

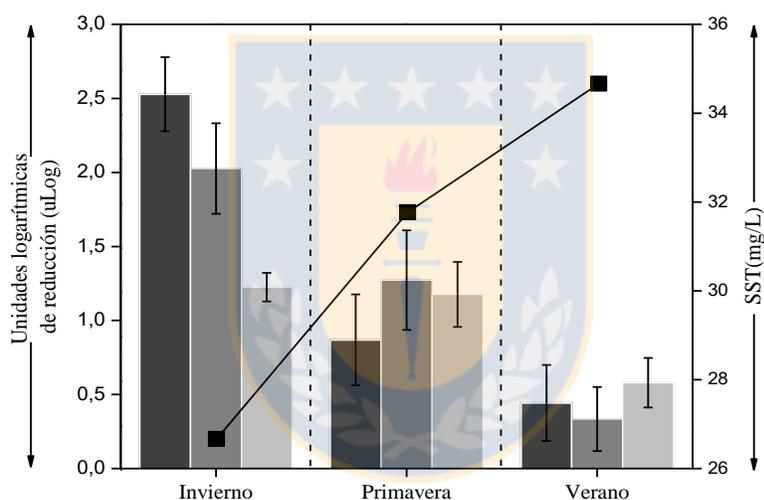


Figura 30. Unidades logarítmicas de reducción en las distintas estaciones estudiadas junto a la cantidad de SST. (■) Coliformes Totales, (■) Coliformes Fecales, (■) Colifagos, (■) SST.

Se encontró que para Coliformes totales las reducciones encontradas fueron 2,53 uLog en invierno, 0,87 uLog en primavera y 0,44 uLog en verano. Para Coliformes fecales se encontraron reducciones de 2,03 uLog para invierno 1,27 en primavera y 0,33 en verano. Por último, para Colifagos somáticos se encontraron reducciones de 1,22 uLog en invierno, 1,18 en primavera y 0,58 en verano. Así, se llega a la relación encontrada en la **Figura 24**, donde en invierno es cuando se produce una mayor desinfección con mayores uLog de reducción ($>1,22$ uLog) para todos los microorganismos estudiados. Esto, además, se ve relacionado directamente con la cantidad de SST, tal como se muestra en la **Figura 16**, en donde con una menor cantidad de SST (26,7 mg/L en el caso de invierno) se obtiene una mayor desinfección (2,53 uLog de reducción para Coliformes totales en el caso de invierno), obteniendo una relación directa similar a la encontrada por Tarrán (2002). Además, no se observaron diferencias significativas ($p>0,05$) en las estaciones estudiadas.

En un estudio realizado por Azaizeh *et al.* (2013) con HC, similar al realizado en la presente habilitación profesional, se lograron reducciones entre 1,5 a 2 uLog de Coliformes fecales sólo con este sistema. Sin embargo, al aplicar radiación UV los autores lograron la total desinfección del influente. Por el contrario, solo al aplicar radiación UV al influente, sin el tratamiento previo del humedal, no se logró la desinfección total.

Tomando en consideración los resultados anteriormente mostrados, es posible suponer que lo que prevaleció en cuanto a la baja desinfección alcanzada (2,03 uLog de reducción para Coliformes fecales) fue mayormente la baja tramitancia obtenida (<34 %), el gran tamaño de las partículas ($> 10 \mu\text{m}$) y la gran cantidad de SST ($>26,7$ mg/L) que se pudieron encontrar en el sistema, lo que pudo haber favorecido el efecto “sombreado” esto dado principalmente por la presencia del estanque decantador previo al sistema UV lo que permitió que la materia orgánica se mantuviera acumulada generando biofilm y el posterior aumento de los SST.

Es por esto, que la desinfección UV depende de distintos parámetros que es necesario que sean regulados previamente para lograr una correcta desinfección,

como lo son los distintos tratamientos previos necesarios que puedan asegurar la máxima reducción de SST previo a la entrada al sistema UV.

5.4 Experimentos de reactivación de microorganismos

En los análisis de foto-reactivación y reactivación en oscuridad se obtuvieron resultados que siguen distintos patrones que se presentan claramente en la **Figura 26**. Los porcentajes de reactivación se muestran en la **Tabla 11**.

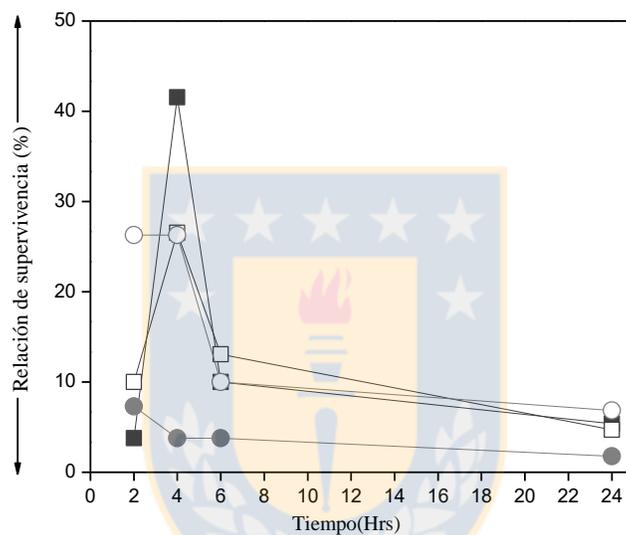


Figura 31. Relación de supervivencia de Coliformes Totales expuestos al Sistema UV, considerando 2 análisis de Foto-reactivación y Reactivación en oscuridad. (■) Primer análisis de Foto-reactivación, (□) Segundo análisis de Foto-reactivación, (●) Primer análisis de Reactivación en oscuridad, (○) Segundo análisis de Reactivación en oscuridad.

Tabla 10. Porcentaje de Reactivación de Coliformes Totales.

Tiempo	Unidad	Porcentaje de Reactivación (%)	
		Foto-reactivación	Reactivación en Oscuridad
0	Horas	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
2	Horas	-2,6 ± 11,5	-21,2 ± 20,6
4	Horas	27,8 ± 7,0	-23,2 ± 17,7
6	Horas	2,6 ± 8,7	-38,2 ± 38,9
24	Horas	-4,4 ± 9,6	-42,3 ± 41,4

En el análisis realizado para medir la foto-reactivación se obtuvo un peak de reactivación a las 4 horas, como lo muestra la **Tabla 11** con un 27,8 % de reactivación. Este resultado es superior al obtenido por Zhou *et al.* (2017) (2,6 %-9,9 %) en donde encontró un peak de relación de supervivencia a las 5 horas de haberse sometido a la luz natural, en donde la muestra utilizada pasó previamente por un sistema de desinfección con un potencial de 30 mJ/cm² al igual que en este estudio.

Se ha encontrado que un aumento en la dosis UV (> 30 mJ/cm²) reduce la concentración de microorganismos foto-reactivados como resultado del daño irreversible causado por el aumento de la irradiación UV (Guo *et al.*, 2013). Esto se puede comprobar mediante los resultados obtenidos por Vélez *et al.* (2012) en donde a una dosis de 150 mJ/cm² el porcentaje de supervivencia es <0,2%, mientras que al aplicar una dosis de 57 mJ/cm² este valor cambia a estar sobre un 1%. Un comportamiento típico de los procesos de foto-reactivación, provocada por radiación solar o visible artificial (lámparas), es que luego de ocurrida la fase de reactivación se tiene una fase de descomposición, similar a lo que se muestra en la **Figura 26**. Esto se puede explicar porque en la utilización de este tipo de lámparas como la utilizada en este trabajo, actúan simultáneamente radiaciones causantes de

reactivación (UV-A) y de inactivación (UV-B y UV-C), tal como lo plantea Suligoj *et al.* (2018). En cuanto a los peaks obtenidos en la foto-reactivación, se encontró que la reactivación máxima (27,8 %) fue baja debido a dos posibles vías: la primera consiste en que la dosis UV es adecuada eliminando la mayor parte de los patógenos permitiendo que solo una fracción de ellos pudiera volver a reactivarse; mientras que una segunda opción puede estar asociada a una alta acumulación de radiación por parte de los patógenos, los que posteriormente habrían muerto por esta acumulación (Giannakis *et al.*, 2015).

En el caso de la reactivación en oscuridad ocurre algo similar, pero la reactivación producida es mucho menor. En los resultados obtenidos no se obtuvo un peak destacable, similar a lo que le sucedió a Qiang Li *et al.* (2017) en su estudio. Carré *et al.* (2018) también menciona que se puede producir una reparación espontánea de células dañadas por UV, pero este fenómeno se considera insignificante en la oscuridad.



5.5 Evaluación de operación de diferentes sistemas UV instalados en la región

Para obtener datos de comparación en cuando a la eficiencia de sistemas UV actualmente operando en la región, se evaluaron eficiencias de eliminación de microorganismos de dos APR que utilizan estos sistemas de desinfección. La **Tabla 10** muestra una comparación de los resultados obtenidos de los distintos APR estudiados, recopilando distintos parámetros de cada sistema y comparándolos con las eficiencias obtenidas en la planta piloto Hualqui.



Tabla 11. Comparación de eficiencia de desinfección de APR visitados con desinfección UV de Piloto Hualqui.

Parámetro	Unidad	Sistemas estudiados		
		APR Villa Illinois	APR Villa Laja	Piloto Hualqui
Coliformes Fecales de Entrada UV	NMP/100 mL	2,4*10 ⁶	4,9*10 ⁴	9,2*10 ⁶
Coliformes Fecales de Salida UV	NMP/100 mL	7,0*10 ⁵	6,8*10 ¹	4,3*10 ⁶
Reducción logarítmica	uLog	0,53	2,86	0,33
Potencia de lámpara	W	36	40	28
Tramitancia	%	47,5	66,5	29,3
SST	mg/L	37,1	5,5	36,9
Tratamiento Previo	-	Lombrifiltro	Biodiscos	Humedal Construido
N° de lámparas	-	7 (4 funcionando)	3 sistemas con 3 lámparas cada uno	1

La **Figura 25** presenta los resultados de los dos APR estudiados junto a los obtenidos de la planta piloto Hualqui,

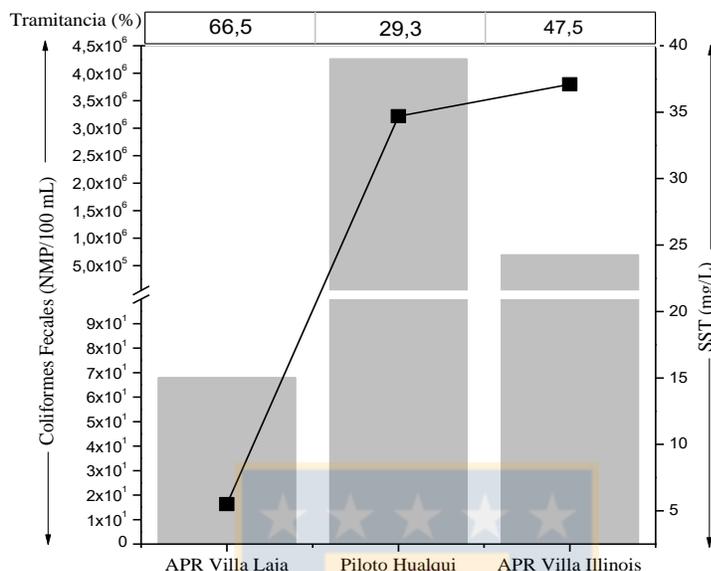


Figura 32. Resultado de análisis microbiológico a Coliformes Fecales en los distintos APR visitados. (■) Coliformes fecales, (■) SST.

El APR Villa Laja alcanzó una desinfección ($68 \text{ NMP}/100 \text{ mL}$) inferior a lo estipulado en la normativa en cuanto a Coliformes fecales ($1000 \text{ NMP}/100 \text{ mL}$), a diferencia de los niveles de desinfección alcanzados en el APR Villa Illinois ($7,0 \times 10^5 \text{ NMP}/100 \text{ mL}$) y la planta Piloto Hualqui ($4,3 \times 10^6 \text{ NMP}/100 \text{ mL}$). Los altos niveles de eficiencia ($2,86 \text{ uLog}$ de reducción de Coliformes fecales) obtenidos en el APR Villa Laja parecen depender directamente de la baja cantidad de SST, alcanzando valores de $5,5 \text{ mg/L}$ de SST y logrando $2,86 \text{ uLog}$ de reducción de Coliformes fecales. Así mismo, la **Figura 25**, además, muestra una relación directa entre la alta efectividad de desinfección del sistema UV instalado en el APR Villa Laja con los valores de tramitancia obtenidos; encontrando valores de un $66,5\%$ de tramitancia lo cual es lo recomendado por los proveedores de sistemas UV para una eficiencia en la eliminación de patógenos mayor a un 99% .

Además, a estos parámetros es necesario tener en consideración el sistema previo a los procesos de desinfección. En el caso del APR Villa Laja el sistema previo consta de un sistema de Biodiscos. En este mismo sentido, Cordero *et al.* (2008) han encontrado eficiencias de eliminación de un 94,17 % para Coliformes totales en el tratamiento secundario con Biodiscos. Esta eliminación previa promueve los niveles de desinfección alcanzada en el sistema el UV instalado en el APR Villa Laja

6. CONCLUSIONES

1. En cuanto a las características físico-químicas del influente fue posible establecer una relación directa entre la materia orgánica, la estacionalidad, SST y la temperatura. Encontrándose que, a mayor temperatura (20,3°C en verano), la cantidad de materia orgánica aumentó a 161,8 mg/L de DQO_T, aumentando consigo la cantidad de SST a 34,7 mg/L debido a la formación de biofilm.
2. En relación a la eliminación de microorganismos patógenos fue posible encontrar una relación inversa entre la estacionalidad, concentraciones de SST y desinfección. Obteniéndose una mayor desinfección (2,03 uLog de reducción de Coliformes fecales) en invierno cuando la cantidad de SST fue de 26,7 mg/L; mientras que, en el caso del verano, la desinfección fue la más baja con 0,33 uLog de reducción de Coliformes fecales y la cantidad de SST fue la más alta obteniendo 34,7 mg/L no observándose diferencias significativas entre las distintas estaciones estudiadas ($p > 0,05$).
3. De acuerdo a los resultados obtenidos de los análisis de foto-reactivación y reactivación en oscuridad se debe considerar con mayor preocupación el primero, dado que sus efectos son más notorios y tienen mayor relevancia, en donde se encontró un porcentaje de reactivación 120% superior a lo obtenido en la reactivación en oscuridad, logrando el mayor peak de reactivación de 27,8% a las 4 hrs.

4. Dadas las conclusiones anteriores, la hipótesis es rechazada dado que con valores de 26 mg/L de SST no se logra cumplir con lo establecido en el DS 90/00 respecto a eliminación de Coliformes fecales alcanzando la máxima desinfección con un valor de $1,6 \cdot 10^4$ NMP/100 mL.

7. RECOMENDACIONES

1. En relación a la acumulación de biofilm y sedimentos en estanque sedimentador, se debiese instalar un desagüe en la zona baja de éste para poder realizar una adecuada limpieza y mantención.
2. Instalar un tratamiento previo al sistema UV que permita asegurar la eliminación de sólidos en suspensión mejorando así la desinfección alcanzada.
3. Aumentar periodicidad de las mantenciones realizadas.

8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acevedo, L. 2015. Evaluación de procesos de desinfección (Cloro y UV) en sistemas de tratamiento de aguas servidas descentralizadas (Humedales construidos). Disertación de pregrado, Universidad de Concepción. Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile. Pp 106.
- Albarracín, V., Moreno, J., Gärtner, W., and Farías, M. 2014. Diseño experimental para la evaluación de perfiles de resistencia UV y habilidades de foto reparación en extremófilos. REDUCA (Biología) 7(1): 33-46.
- Arias, C. and Brix, H. 2003. Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. Ciencia e Ingeniería Neograndina 13(1): 17-24.
- Báez, J. 2004. Sistema de recolección y evacuación de aguas residuales y pluviales. Barranquilla, Universidad del Norte, Ingeniería Ambiental. Pp 70.
- Baraño, P. and Tapia, L. 2004. Domestic wastewater treatment: the chilean situation. Ciencia and Trabajo 6(13): 111-117.
- Bilotta, G., and Brazier, R. (2008). Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. Water research 42(12): 2849-2861.
- Brunatti, C., and Martín, A. 2010. Introducción a la espectroscopía de absorción molecular ultravioleta, visible e infrarrojo cercano. Universidad de Buenos Aires. Pp 10.

- Campos C. 1999. Indicadores de contaminación fecal en la reutilización de aguas residuales para riego agrícola. Tesis doctoral. Facultad de Biología. Universidad de Barcelona. Pp 250.
- Caretti, C. and Lubello, C. 2003. Wastewater disinfection with PAA and UV combined treatment: a pilot plant study. *Water Research* 37(10): 2365-2371.
- Carré, E., Pérot, J., Jauzein, V., and Lopez-Ferber, M. 2018. Impact of suspended particles on UV disinfection of activated-sludge effluent with the aim of reclamation. *Journal of water process engineering* 22: 87-93.
- Castro, E. 2004. Principios de control microbiológico con oxidantes. Muy Ilustre Colegio Oficial de Farmacéuticos de Valencia. Pp 3.
- Cédât, B., de Brauer, C., Métivier, H., Dumont, N. and Tutundjan, R. 2016. Are UV photolysis and UV/H₂O₂ process efficient to treat estrogens in waters? Chemical and biological assessment at pilot scale. *Water Research* 100: 357-366.
- Cirelli, G., Consoli, S., Di Grande, V., Milani, M. and Toscano, A. 2007. Subsurface constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in agriculture: five years of experiences in Sicily, Italy. *Water Science and Technology* 56 (3): 183-191.
- Chahal, C., Van Den Akker, B., Young, F., Franco, C., Blackbeard, J., and Monis, P. 2016. Asociaciones de patógenos y partículas en aguas residuales: importancia e implicaciones para los procesos de tratamiento y desinfección. *Avances en microbiología aplicada* 97: 63-119.

- Chávez, A. and González, D. 2015. El impacto de los caudales medioambientales en la satisfacción de la demanda de agua bajo escenarios de cambio climático. *Revista Iberoamericana Del Agua* 2(1): 3-13.
- Cordero, C., Bacuilima, G., Elizabeth, D., Valencia, S., and Esteban, P. 2008. Determinación de la eficiencia de un tratamiento aerobio de aguas residuales, con la aplicación de un sistema contactor biológico rotante (Biodiscos) (Bachelor's thesis). Universidad Politécnica Salesiana, Ecuador. 85 Pp
- De la Cruz, N., Esquius, L., Grandjean, D., Magnet, A., Tungler, A., De Alencastro, L. and Pulgarín, C. 2013. Degradation of emergent contaminants by UV, UV/H₂O₂ and neutral photo-Fenton at pilot scale in a domestic wastewater treatment plant. *Water Research* 47(15): 5836-5845.
- Delgadillo, O., Camacho, A. and Serie, M. 2010. Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales. Centro Andino para la Gestión y Uso del Agua. Pp 115.
- Emerick, R., Loge, F., Thompson, D. and Darby, J. 1999. Factors influencing ultraviolet disinfection performance. Part II: Association of coliform bacteria with wastewater particles. *Water Environment Research* 71(6): 1178–1187.
- Espinosa, C. 2014. Factibilidad del diseño de un humedal de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales municipales de 30.000 habitantes. Escuela Colombiana de Ingeniería Julio Garavito. Pp 81.
- Farrell, C., Hassard, F., Jefferson, B., Leziart, T., Nocker, A., and Jarvis, P. 2018. Turbidity composition and the relationship with microbial attachment and UV inactivation efficacy. *Science of the total environment* 624: 638-647.

- Friedberg, E. 2016. A history of the DNA repair and mutagenesis field: The discovery of base excision repair. *DNA repair* 37: A35-A39.
- Guimarães, J., Ibáñez, J., Litter, M. and Pizarro, R. 2001. Desinfección de agua. Eliminación de Contaminantes por Fotocatálisis Heterogénea. *Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas* 15: 305-316.
- Garcia, J., Vivar, J., Aromir, M. and Mujeriego, R. 2003. Role of hydraulic retention time and granular médium in microbial removal in tertiary treatment reed beds. *Water Research* 37(11): 2645-2653.
- Guo, M., Huang, J., Hu, H., Liu, W., and Yang, J. 2013. Quantitative characterization and prediction modeling of photoreactivation of coliforms after ultraviolet disinfection of reclaimed municipal wastewater. *Water, Air, & Soil Pollution* 224(11), Pp 9.
- Hassard, F., Gwyther, C., Farkas, K., Andrews, A., Jones, V., Cox, B., and Malham, S. 2016. Abundance and distribution of enteric bacteria and viruses in coastal and estuarine sediments - a review. *Frontiers in microbiology* 7(1692), Pp 31.
- Hernández A., 2001. *Depuración y desinfección de aguas residuales*. Madrid, Colegio de Ingeniería de Caminos, canales y puertos, Editorial Garceta. Pp 928.
- Hinrichs, D. 2013. Operación de un sistema piloto de humedales construidos para la depuración de aguas servidas: consideraciones de la actividad

biológica en la eliminación de materia orgánica y nutrientes (Doctoral dissertation, Universidad de Concepción). Pp 90.

- Li, G., Wang, W., Huo, Z., Lu, Y., and Hu, H. Y. 2017. Comparison of UV-LED and low pressure UV for water disinfection: photoreactivation and dark repair of *Escherichia coli*. *Water research* 126: 134-143.
- Jolis, D., Lam, C., and Pitt, P. 2001. Particle effects on ultraviolet disinfection of coliform bacteria in recycled water. *Water Environment Research* 73(2): 233-236.
- Loge, F., Emerick, R., Heath, M., Jacangelo, J., Tchobanoglous, G. and Darby, J. 1999. Ultraviolet disinfection of secondary wastewater effluent: prediction of performance and design. *Water Environment Research* 68(5): 900–916.
- López, D. 2016. Evaluación estacional de humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial para la depuración de aguas servidas en zonas rurales Implicancias en la generación de metano. Disertación doctoral, Universidad de Concepción. Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile, Pp 240.
- López, D., Leiva, A., Arismendi, W., and Vidal, G. 2019. Influence of design and operational parameters on the pathogens reduction in constructed wetland under the climate change scenario. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 18(1): 101-125.
- Losordo M., 2013. Unit Processes in Recirculating Aquaculture Systems: Ultraviolet Light Irradiation. Principal Scientist & Chief Engineer, *Aquaculture Systems Engineering* 2(2): Pp 4.

- Mantilla, C., Pedraza, J., and Laverde, D. 2008. Utilización de estudios de potencial zeta en el desarrollo de un proceso alternativo de flotación de mineral feldespático. *Dyna* 75(154): 65-71.
- Masbough, A., Frankowski, K., Hall, K., and Duff, S. 2005. The effectiveness of constructed wetland for treatment of woodwaste leachate. *Ecological Engineering* 25(5): 552-566.
- Mattle, M., and Kohn, T. 2012. Inactivation and tailing during UV₂₅₄ disinfection of viruses: contributions of viral aggregation, light shielding within viral aggregates, and recombination. *Environmental science & technology* 46(18): 10022-10030.
- Metcalf and Eddy. 2003. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. Editorial McGraw-Hill. Pp 53.
- Ministerio Secretaría General de la Presidencia. 2000. Decreto Supremo 90: Norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales. Gobierno de Chile. Pp 16.
- Montoya, J., Ceballos, L., Casas, J. and Morató, J. 2010. Estudio comparativo de la remoción de materia orgánica en humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial usando tres especies de macrófitas. *Revista EIA* 7(14): 75-84.
- Moore J., Heaney N., Millar B., Crowe M. and Elborn J. 2002. Incidence of *Pseudomonas aeruginosa* in recreational and hydrotherapy pools. *Communicable Disease and Public Health* 5(1): 23-26.

- Nokes R., Gerba C. and Karpiscak M. 2003. Microbial water quality improvement by small scale on-site subsurface wetland treatment. *Journal of Environmental Science and Health* 38:1849–1855.
- Nyangaresi, P, Qin, Y., Chen, G., Zhang, B., Lu, Y., and Shen, L. 2018. Efectos de los UV-LED simples y combinados en la inactivación y posterior reactivación de *E. coli* en la desinfección del agua. *Investigación del agua* 147: 331-341.
- Olmedo, M. 2008. Subproductos de la desinfección del agua por el empleo de compuestos de cloro. Efectos sobre la salud. *Higiene y Sanidad Ambiental* 8: 335-342.
- Otto R. and Hook P. 2005. Temperature, Plants, and Oxygen: How Does Season Affect Constructed Wetland Performance?. *Journal of Environmental Science and Health* 40: 1331-1342.
- Oviedo, A., Navarro, A., M. and Altamiranda, J. 2018. Estudio de fotorreactivación en cultivos microbiológicos obtenidos de carga microbiana de la superficie de fresas sometidas a diferentes dosis de luz ultravioleta de onda corta UV-C. *Revista Colombiana de Biotecnología* 5(1); 32-40.
- Parker, J. and Darby, J. 1995. Particle-associated coliform in secondary effluents: shielding from ultraviolet light disinfection. *Water Environment Research* 67(7): 1065–1075.
- Payan A, Ebdon J, Taylor H, Gantzer C, Ottoson J, Papageorgiou G, Blanch A, Lucena F, Jofre J, Muniesa M. 2005. Method for isolation of *Bacteroides*

bacteriophage host strains suitable for tracking sources of fecal pollution in water. *Applied and Environmental Microbiology* 71: 5659-5662.

- Prescott L, Harley J and Klein; D. 1996. *Microbiología*. Editorial McGraw-Hill. Madrid, España. Pp 43.
- Quinlan, P., and Tam, K. 2015. Water treatment technologies for the remediation of naphthenic acids in oil sands process-affected water. *Chemical Engineering Journal* 279: 696-714.
- Knight, R., Ruble, R., Kadlec, R., and Reed, S. 1993. Database: North American wetlands for water quality treatment. Phase II Report. Prepared for US EPA. 4: 35-58.
- Ramalho, R. 1996. *Tratamiento de aguas residuales*. Barcelona: Editorial Reverté, faculty of science and engineering. Pp 704.
- Rodríguez, M., Rodríguez, G., Serodes, J. and Sadiq, R. 2007. Subproductos de la desinfección del agua potable: formación, aspectos sanitarios y reglamentación. *Interciencia* 32(11): 749-756.
- Rodríguez, J., Laski, E., García, C., De Vidales, M., Encinas, Á., Kuch, B. and Marugán, J. 2018. Micropollutants removal by full-scale UV-C/sulfate radical based Advanced Oxidation Processes. *Science of The Total Environment* 630: 1216-1225.
- Rojas, K., Vera, I. and Vidal, G. 2013. Influencia de la estación y de las especies *Phragmites australis* y *Schoenoplectus californicus* en la eliminación de materia orgánica y nutrientes contenidos en aguas servidas durante la operación de puesta en marcha de humedales construidos de flujo

horizontal subsuperficial. Revista Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquía (69): 289-299.

- Rojas, R. 2002. Sistemas de tratamiento de aguas residuales. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente 1(1): 8-15.
- Sánchez, A. 2008. Efectos de los trihalometanos sobre la salud. Higiene y Sanidad Ambiental 8: 280-290.
- Shafaei, S., Klammerth, N., Zhang, Y., McPhedran, K., Bolton, J, and El-Din, M. 2017. Impacto de las condiciones ambientales en la fotorreactivación bacteriana en efluentes de aguas residuales. Ciencia ambiental: procesos e impactos 19 (1): 31-37.
- Sheludchenko M., Padovan A., Katouli M. and Stratton H. 2016. Removal of fecal indicators, pathogenic bacteria, adenovirus, Cryptosporidium and Giardia (oo)cysts in waste stabilization ponds in Northern and Eastern Australia. International Journal of Environmental Research and Public Health 13:96.
- Silva, I., Tacão, M., Tavares, R., Miranda, R., Araújo, S., Manaia, C. and Henriques, I. 2017. Fate of cefotaxime-resistant Enterobacteriaceae and ESBL-producers over a full-scale wastewater treatment process with UV disinfection. Science of The Total Environment 639: 1028-1037.
- Solarte, Y., Peña, M. and Madera, C. 2006. Transmisión de protozoarios patógenos a través del agua para consumo humano. Colombia Médica, 37(1): 74-82.

- Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS). 2016. Informe de Gestión del Sector Sanitario. Gobierno de Chile. Pp 17.
- Šuligoj, A., Arčon, I., Mazaj, M., Dražić, G., Arčon, D., Cool, P., and Tušar, N. N. 2018. Surface modified titanium dioxide using transition metals: nickel as a winning transition metal for solar light photocatalysis. *Journal of Materials Chemistry* 6(21): 9882-9892.
- Tarrán, E. 2002. Desinfección por luz ultravioleta. Sao Paulo-Brasil: Tech Filter. Pp 8.
- Vargas C., Romero, L. 2006. Aprovechamiento de algunos materiales en el desarrollo de coagulantes y floculantes para el tratamiento de aguas en Costa Rica. *Revista Tecnología en Marcha* 19(4):37-41.
- Vera, I., García, J., Sáez, K., Moragas, L. and Vidal, G. 2011. Performance evaluation of eight years' experience of constructed wetland systems in Catalonia as alternative treatment for small communities. *Ecological Engineering* 37(2): 364–371.
- Vera, I. 2012. Análisis de funcionamiento y patrones asociativos de sistemas de tratamiento convencionales y naturales de aguas servidas para la eliminación de material orgánica y nutrientes. Trabajo de grado, Doctorado Ciencias Ambientales, Universidad de Concepción, Chile. Pp 236.
- Vidal, G. and Araya, F. 2014. Las Aguas servidas y su depuración en zonas rurales. Editorial Universidad de Concepción. Pp 145.
- Vidal, G. and Hormazábal, S. 2018. Humedales Construidos. Editorial Universidad de Concepción. Pp 253.

- Watnick, P., and Kolter, R. 2000. Biofilm, ciudad de los microbios. Revista de bacteriología 182 (10): 2675-2679.
- Wright, H. and Cairns, W. 1996. Desinfección de agua por medio de luz ultravioleta. Trojan Technologies Inc. Pp 28.
- Wu S., Carvalho P., Muller J., Manoj V. and Dong R. 2016. Sanitation in constructed wetlands: a review on the removal of human pathogens and fecal indicators. Science Total Environmental 541:8–22.
- Zhou, H. and Smith, D. 2002. Advanced technologies in water and wastewater treatment. Journal of Environmental Engineering and Science 1(4): 247-264.
- Zhou, X., Li, Z., Lan, J., Yan, Y., and Zhu, N. 2017. Kinetics of inactivation and photoreactivation of Escherichia coli using ultrasound-enhanced UV-C light-emitting diodes disinfection. Ultrasonics sonochemistry 35: 471-477.

