



Facultad de Ciencias Ambientales
Universidad de Concepción



EULACHILE
CENTRO DE CIENCIAS AMBIENTALES



Universidad de Concepción

Evaluación del potencial reúso de aguas grises de lavandería en la agricultura, tratadas mediante un humedal construido de flujo vertical subsuperficial

Habilitación presentada para optar al título de
Ingeniero Ambiental

Benjamin Sebastian Garnica Subiabre

Concepción, Chile (2023)

“Un aporte universitario al desarrollo sustentable”

Decanato: Casilla 160 C - Correo 3 - Fono (56-41) 204002 - Ciudad Universitaria -
Concepción – Chile - <http://www.fcaudec.c>



FACULTAD DE
CIENCIAS AMBIENTAL



EULA-CHILE
Centro de Ciencias Ambientales

Universidad de Concepción

Evaluación del potencial reúso de aguas grises de lavandería en la agricultura, tratadas mediante un humedal construido de flujo vertical subsuperficial

Habilitación presentada para optar al título de
Ingeniero Ambiental

Benjamin Sebastian Garnica Subiabre

Profesor Guía: Dra. Gladys Vidal Sáez

Concepción, Chile (2023)



“Evaluación del potencial reúso de aguas gris de lavandería en la agricultura, tratadas mediante un humedal construido de flujo vertical subsuperficial”

Profesor Guía: Dra. Gladys Vidal Sáez

Profesor Comisión: Dr. Ricardo Figueroa Jara

Profesor Comisión: Dra. Yannay Casas Ledón

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, 30 agosto 2023



Agradecimientos

Un profundo y sincero gracias para la Dra. Gladys Vidal por permitirme hacer esta tesis bajo su tutela y conocimientos, los cuales junto a su laboratorio y enseñanzas a lo largo de la carrera me permitieron realizar un trabajo el cual no hubiera sido posible sin su ayuda. De igual manera, agradezco todo el apoyo y asistencia tanto laboral como emocional del grupo GIBA-UdeC, sin el cual todo este proceso hubiera sido mucho más complicado en todo ámbito, siendo un pilar fundamental dentro de mi proceso de habilitación profesional.

Agradecer al Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y Minería (CRHIAM) por el financiamiento entregado mediante la beca de tesis de pregrado a través del proyecto ANID/FONDAP/15130015, el cual significo una ayuda monetaria que alivio bastante mi condición de estudiante lejos de casa.

Agradecer a la facultad de Ciencias Ambientales por toda la formación como profesional brindada a lo largo de la carrera de Ingeniería Ambiental y por el apoyo y trato humano de todos los docentes y miembros que la conforman, haciendo de un lugar placido para desarrollar mis conocimientos y formación como persona y profesional.

Finalmente, pero no menos importante agradecer a mi familia, la cual estuvo alentando siempre que el estrés y los problemas afloraban.



Resumen

La escasez hídrica es un fenómeno que ya se manifiesta en todo el mundo, y que ha tenido una especial presencia en Chile desde hace varias décadas. Como parte de este fenómeno, la población ha aumentado su demanda de consumo de agua dulce en diferentes áreas, y se estima que para el año 2050 se generará un aumento de un 55% de la demanda mundial de este valioso recurso. Es por esto, que el reúso de aguas residuales es una opción viable para aumentar la disponibilidad de agua dulce a nivel mundial. Aunque existen variadas tecnologías de tratamiento para las aguas residuales, esta investigación se centrará en una tecnología no convencional, también agrupadas bajo el nombre de “Soluciones Basadas en la Naturaleza (SBN)”, con el fin de tratar el segmento más viable de las aguas residuales, las aguas grises.

Si bien existen variadas fuentes de aguas grises, las provenientes de lavandería tienen la particularidad de ser más complicadas de tratar debido a las altas concentraciones en sus parámetros fisicoquímicos, es decir posee mayores niveles de contaminación que el resto de las fuentes de aguas grises. Los detergentes, blanqueadores y suavizantes son un latente problema a la hora de evaluar el reúso de estos efluentes debido a la fitotoxicidad resultante de elevados niveles de sodio, nutrientes, fosfatos y surfactantes, entre otros.

En este sentido, los Humedales Construidos, segmento perteneciente a los tratamientos SBN, específicamente los humedales verticales subsuperficiales (HFSSV) han demostrado tener una alta eficiencia para la remoción de surfactantes y materia orgánica alcanzando valores de un 94% y 86%, respectivamente.

Dado lo anterior, esta tesis tiene como principal objetivo el evaluar el potencial reúso en la agricultura de las aguas grises de lavandería tratadas mediante un HFSSV usando indicadores de fitotoxicidad. Teniendo como principal resultado el buen rendimiento alcanzado por las especies en estudio, especialmente para *Lactuca Sativa* (IG 106%), con influentes de lavandería que utilizan detergentes biodegradables, una de las especies más sensibles a la fitotoxicidad.



Índice

Resumen	v
1. Introducción.....	1
2. Aguas Grises.....	2
2.1 Características de las aguas grises	4
2.1.1 Características físicas.....	4
2.1.2 Características químicas	5
<i>Sales y conductividad:</i>	5
<i>pH y alcalinidad:</i>	5
<i>Materia orgánica:</i>	5
<i>Nutrientes (nitrógeno y fósforo):</i>	6
2.2 Aguas grises de lavandería.....	7
2.3 Surfactantes	7
3. Tratamiento: Humedal Construido	8
3.1 Humedales construidos verticales de flujo vertical subsuperficial (HFSSV)	10
4 Reúso de aguas grises	11
4.1 Normativa Aplicable	11
5 Fitotoxicidad	13
5.1 Bioensayos de Fitotoxicidad	14
Pregunta de Investigación	16
Objetivo General	16
Objetivos Específicos	16
6. Metodología.....	17
6.1 Obtención de influentes	17
6.2 Montaje de humedales verticales subsuperficiales	17
6.3 Puesta en marcha.....	19
6.4 Operación	19
6.4.1 <i>Parámetros in situ</i>	19
6.4.2 <i>Parámetros fisicoquímicos</i>	19
6.5 Bioensayos de fitotoxicidad en placas.....	20
6.6 Análisis de datos	21
7. Aporte a los ODS	23
8. Resultados y Discusión.....	23
8.1 Montaje de HFSSV.....	23
8.2 Caracterización de aguas grises provenientes de lavandería	24



8.3	Eficiencias de eliminación	27
8.4	Bioensayos de fitotoxicidad	28
8.5	Bioensayos en placas	28
9.	Conclusiones.....	40
10.	Referencias	41

1. Introducción

En la actualidad y desde hace varios años, una gran parte del mundo se encuentra en un proceso de estrés hídrico generado por la sobreexplotación de recursos y el cambio climático. Esto, ha sido acelerado de la misma manera por las actividades productivas a nivel mundial, generando así repercusiones en el medio ambiente y sus ecosistemas como también en el acceso al agua potable en diferentes partes del mundo. Es un hecho que más de 2.200 millones de personas se encuentran sin acceso a agua potable (UNICEF, 2019), por lo que, en este contexto, surge la necesidad de poder gestionar de mejor manera los recursos hídricos.

En la actualidad, se pueden encontrar variadas tecnologías para el tratamiento de agua, dándoles un segundo uso en diferentes ámbitos socioambientales, es aquí donde destacan las aguas grises tratadas. Principalmente debido a la naturaleza fisicoquímica contenida en estas, lo que permite alcanzar mejores resultados en lo que respecta a la calidad de los efluentes. Empezando por una breve introducción al respecto, podemos clasificar la división de aguas residuales domiciliarias en dos grupos, aguas negras y aguas grises. Las primeras corresponden a aguas provenientes del inodoro, las cuales poseen cargas de materia orgánica y patógenos mucho mayores, como también una elevada presencia de coliformes fecales, orina y papel higiénico lo que dificulta en gran medida alcanzar los estándares de calidad de agua estipulados por el servicio de salud. Es entonces que las aguas grises vendrían siendo todas las otras fuentes de agua que derivan al alcantarillado como lo son las aguas provenientes de los lavamanos, duchas y lavadoras. Respecto a la distribución de estas, se estima que un 70% de las aguas residuales corresponde a aguas grises, y el 30% restante, a aguas negras.

Las tecnologías de tratamiento para el reúso de aguas grises fueron utilizadas en su principio por lugares que poseen un alto déficit hídrico, lo que



significaba un problema latente y en crecimiento el disminuir la disponibilidad de este recurso para la población. El caso de Israel y su histórica escasez de agua ha llevado a este país a ser el número uno en reúso de aguas grises tratadas, con una trayectoria de más de 15 años como pioneros en aprovechamiento de éstas, pasando por un largo periodo de ajuste y desarrollo de regulaciones y modificaciones para situarse como uno de los países con mejores sistemas para reutilizar efluentes domésticos, ahorrando dinero y agua en grandes cantidades tanto de forma pública y privada. Gilad Erdan, ministro de Asuntos Estratégicos y Diplomacia Pública de Israel aseguró que casi el 90% de sus efluentes son reutilizados (Reich, 2020). Es entonces que cuando vemos países que cuentan con un respaldo de varios años reutilizando aguas grises domiciliarias, tenemos un claro ejemplo de la viabilidad que brindan estas fuentes al ser trabajadas según los parámetros internacionales adecuados (Oron et al., 2014).

2. Aguas Grises

Como se mencionó anteriormente, las descargas domiciliarias se constituyen como las principales fuentes de aguas grises. Estas fuentes corresponden a las provenientes de las duchas, tinas, lavamanos, lavadoras y lavaplatos, exceptuando los flujos provenientes del inodoro (aguas negras). Dentro de las diferentes fuentes que poseen las aguas grises, éstas se pueden dividir en aguas grises claras y oscuras. Las claras corresponden a todas las fuentes mencionadas anteriormente excluyendo las descargas provenientes de las lavanderías y los lavaplatos de la cocina, siendo estas últimas consideradas aguas oscuras sólo en ciertas partes del mundo (Gross et al., 2015)

Generalmente a las aguas grises se les da un uso de dos veces, es decir, el uso principal y la recirculación local, mientras que en algunos casos se puede dar un tercer reúso el cual vendría siendo el riego para la agricultura u otros tipos, como se da en países con un alto déficit hídrico (Boyjoo et al., 2013). En general, el tipo de reúso dependerá de la calidad del efluente, esto variará según la disponibilidad de agua en el sector, además de otros factores como el socioeconómico y los



hábitos de consumo. Lo anterior ha generado que en la mayoría de las partes del mundo no se utilicen las aguas provenientes de los lavaplatos por la cantidad de comida y bacterias que se encuentra en estos efluentes, principalmente sujeto a las costumbres o falta de hábito de evitar la presencia de restos de comidas que se pueda depositar en las descarga (Dean & Lund, 1981). En la Tabla 1 se pueden observar las principales características fisicoquímicas de las aguas grises por categoría.

Tabla 1. Características fisicoquímicas en aguas grises claras y oscuras.

Parámetros	Unidad	Concentraciones	
		Aguas grises claras	Aguas grises oscuras
Turbidez	NTU	12,6 - 240	19 - 444
Conductividad eléctrica	mS/cm	1060	1478 - 1920
DQO	mg/L	100 - 633	58 - 2950
DBO ₅	mg/L	20 - 240	48 - 1056
NT	mg/L	3,6 - 19,4	1,1 - 74
PT	mg/L	0,11 - 48,8	0,062 - 500
SST	mg/L	29 - 505	19 - 700

SST: Sólidos suspendidos totales; DBO₅: Demanda biológica de oxígeno; DQO: Demanda química de oxígeno; NT: Nitrógeno total; PT: Fósforo total, NTU: Unidad Nefelométrica de Turbidez.

Fuente: Adaptado de Gross et al., 2015 y Arden & Ma, 2018.

Estos parámetros se han enardecido con el pasar de los años debido al rápido desarrollo y la producción cada vez mayor de productos químicos, dando lugar a la liberación de numerosos compuestos químicos al medio ambiente de carácter xenobiótico, es decir, que no se encuentran en la naturaleza de forma normal, sino que son creados artificialmente. Estos significan un riesgo latente en los sistemas biológicos principalmente debido a que muchos de ellos poseen una baja degradación y pueden generar daño por acumulación al medio ambiente si entran en contacto con cuerpos de agua o el suelo (Gross et al., 2015). Las aguas grises poseen de manera general trazas de productos químicos utilizados en la vida diaria, tales como fármacos, disruptores endocrinos, pesticidas, tensoactivos y antisépticos (Ramprasad & Philip, 2016). Si nos enfocamos ahora en las aguas grises provenientes de duchas y lavandería, estudios aseguran encontrar



aproximadamente alrededor de 900 sustancias orgánicas xenobióticas contenidas en estos efluentes dentro de los cuales destacan los surfactantes, agentes espumantes, potenciadores de sabor, preservantes, antioxidantes y suavizantes (Gross et al., 2015). Estos repercuten directamente en la calidad del efluente a recircular, por ende, significan la principal característica a tratar para un reúso seguro en el ambiente.

2.1 Características de las aguas grises

2.1.1 Características físicas

Las principales características físicas de las aguas grises que afectan a la calidad y sus posteriores tratamientos son: temperatura, color, olor, turbidez y SST. La temperatura proveniente de la lavandería suele ser mayor que la del cuerpo receptor por lo que esta puede desencadenar una proliferación bacteriana. Las temperaturas comunes en las aguas grises rondan los 30° y 40° C. El nombre de agua gris se debe principalmente al color que poseen estas, en gran parte por los diferentes productos inherentes a sus fuentes. Generalmente este factor no afecta en gran medida a los tratamientos utilizados, al igual que el olor en la escala de reúso local (no así para reúsos por tercera vez como en la agricultura). En cuanto a la turbidez y los SST, éstos se encuentran bastantes arraigados el uno al otro, es decir, una mayor cantidad de SST generará una mayor turbidez en el efluente lo que puede disminuir la eficiencia de desinfección debido a la formación de coloides que sirven como “*refugio*” para las bacterias (Gross et al., 2015). Por definición los sólidos suspendidos en el agua son todos los que posean un diámetro mayor a 1µ y son medidos en Unidad Nefelométrica de Turbidez (NTU), por su acrónimo en inglés, esta medida expresa la dispersión y absorción de la luz (Gross et al., 2015). La principal fuente de SST en aguas grises de lavandería son las fibras de ropa que se generan por su uso normal.



2.1.2 Características químicas

Sales y conductividad:

Una gran e importante cantidad de elementos como sodio, nitrógeno, y jabones a base de fósforo están presentes en detergentes en polvo. Esta alta concentración de sales afecta a las propiedades de la vegetación y el suelo causando la salinización de las aguas subterráneas por lo que limita los usos del agua gris tratada con fines de riego. El factor de radio de absorción de sodio (SAR) en altos niveles puede alterar la estructura del suelo reduciendo la conductividad hidráulica especialmente en arcillas. Otro factor importante es el boro el cual posee una delgada línea para ser potencialmente tóxico en la vegetación, la fuente de este elemento se encuentra en blanqueadores utilizados en lavandería, como también en tabletas de lavado (Gross et al., 2015). Lo anterior puede generar repercusiones en sistemas de tratamiento con vegetación.

pH y alcalinidad:

El pH en las aguas grises ronda generalmente valores entre 7 y 8. Estos valores se vuelven más básicos para efluentes provenientes de lavandería (7,5-10) debido principalmente a los componentes ricos en hidroxilos (OH^-) que poseen los jabones y detergentes. Esta característica de alcalinidad es necesaria e importante en sistemas de tratamiento biológico ya que aguas con pH bajos resultan perjudiciales para las plantas y el suelo (Hardie et al., 2021).

Materia orgánica:

La materia orgánica (MO) puede ser expresada químicamente como los compuestos que poseen carbono, hidrogeno, oxígeno y nitrógeno (CHON). Esta refleja la capacidad alimentaria microbiana para su descomposición, este proceso consume oxígeno y genera una competencia dentro de la biota acuática la cual es denominada Demanda Biológica de Oxígeno (DBO_5), por otro lado, se encuentra la Demanda Química de Oxígeno (DQO) definida como la cantidad de oxígeno



consumida (o necesaria) para oxidar toda la materia orgánica del agua (Gross et al., 2015). Esta materia orgánica se puede dividir en particulada y disuelta.

La concentración de MO en aguas grises es un factor importante en el control de calidad. Esta afecta en el ambiente de tal manera que termina modificando propiedades del agua y el suelo. Cuando tenemos MO en exceso, ésta modifica la capacidad de retención de agua del suelo como también el flujo de partículas de éste, además de provocar una mala conductividad hidráulica, entre otros problemas como la eutroficación. El proceso de descomposición microbiana puede reducir la concentración del oxígeno disuelto en el agua, promoviendo procesos de descomposición anaeróbica lo que libera gases tóxicos al ambiente, tales como H₂S y CH₄ (Eriksson et al., 2002).

Nutrientes (nitrógeno y fósforo):

El crecimiento celular no es posible si nutrientes esenciales escasean como lo son el carbono, hidrógeno, oxígeno, nitrógeno, fosforo, potasio y calcio entre otros, pero son el nitrógeno (N) y el fósforo (P) los que limitan esta actividad en mayor medida. Esto es debido a que se requieren en cantidades mucho mayores que los demás y, por lo tanto, son los principales responsables del crecimiento de plantas y organismos. Una de las ventajas de utilizar aguas grises de lavandería para su reúso en la agricultura es principalmente la presencia de esos dos nutrientes, lo que puede sustituir el uso de fertilizantes mientras se mantenga un equilibrio de éstos. Por otro lado, altos niveles de estos nutrientes conllevan a la contaminación del cuerpo receptor (suelos y cuerpos de aguas) alterando sus propiedades y principalmente reflejándose en una sobreestimulación en el crecimiento de plantas. Algunas consecuencias de esto son los “Bloom Algaes” y la disminución en el oxígeno disuelto en el agua, por ende, una directa repercusión en los organismos acuáticos tanto en su nutrición como en su comportamiento (Gross et al., 2015).

Estos nutrientes (N y P) se presentan en las aguas grises de lavandería principalmente debido a que se encuentran contenidos en productos químicos de



uso común en esta actividad (detergentes, suavizantes y jabones, entre otros). (Hardie et al., 2021)

2.2 Aguas grises de lavandería

Si excluimos como fuente de aguas grises las provenientes de los lavaplatos de la cocina, las lavadoras son el principal contribuyente en lo que respecta a contaminantes en las aguas grises. Estas aportan una gran cantidad de compuestos orgánicos xenobióticos contenidos en los detergentes, que causan fuertes impactos en el medio ambiente. Los principales agentes nocivos de los detergentes y aportadores de materia orgánica son los surfactantes contenidos en suavizantes y otros productos de esta línea (Li et al., 2009). Las aguas provenientes de esta fuente poseen las características contenidas en la Tabla 2 que se encuentra a continuación:

Tabla 2. Características de aguas grises de lavandería

Parámetros	Unidad	Rango
pH	-	7,1 – 10,0
Turbidez	NTU	50 - 444
DQO	mg/L	231 - 2950
DBO ₅	mg/L	48 - 472
NT	mg/L	1,1 – 40,3
PT	mg/L	> 171
Coliformes Totales	UFC/100 mL	200,5 – 7x10 ⁵
Coliformes Fecales	UFC/100 mL	50,0 – 1,4x10 ³
SST	mg/L	68 - 465

Fuente: Adaptada de Li et al. (2009).

2.3 Surfactantes

Los surfactantes se han prohibido en muchos países alrededor del mundo, principalmente debido a su baja biodegradabilidad en el ambiente. Estos surfactantes son del tipo ramificados y se dividen en aniónicos, anfóteros, catiónicos y no iónicos (Ramprasad & Philip, 2016). Sin embargo, siguen siendo bastantes los lugares en que se siguen utilizando este tipo de productos en una gran gama de elementos de uso diario. Se estima que la producción mundial de surfactantes



alcanza 15 millones de toneladas métricas al año (Ramprasad & Philip, 2016). Estos contaminantes están compuestos de una parte hidrofóbica y otra hidrofílica lo que les brinda una capacidad tensioactiva útil para los efectos de limpieza, pero negativa a lo que respecta en su capacidad de adherirse a sustancias polares y apolares, lo que les permite ingresar a los efluentes y ser transportados sin sufrir cambios metabólicos (Gross et al., 2015). Estos compuestos orgánicos xenobióticos contenidos en las aguas grises pueden causar problemas tales como la inhibición de crecimiento en algunas especies de plantas entre otros problemas tales como el cáncer en exposiciones en largos periodos de tiempo, explican Ramprasad & Philip (2016). Estos mismos investigadores aseguran que en las aguas grises se puede encontrar altas concentraciones de estos compuestos, según el estudio generado, la mayoría de los detergentes comerciales se distribuyen con mayor concentración las siguientes cantidades de surfactantes: Dodecilsulfato sódico (SDS); un surfactante aniónico con presencia de un ~29,22%, Propilenglicol (PG); surfactante no iónico con presencia de un ~5%, Trimetilamina (TMA); surfactante catiónico en presencia de un ~7,84%.

Dado que la presencia de contaminantes es inevitable, se hace necesario considerar diferentes tratamientos para disminuir la posibilidad de contaminación hacia el ser humano y el medio ambiente. Así es como una de estas soluciones lo constituyen los Humedales Construidos.

3. Tratamiento: Humedal Construido

A largo de los últimos años, los costos energéticos, monetarios y de infraestructura que los sistemas de tratamiento convencionales requieren para operar, han demostrado que estos no significan una opción viable para la población rural o de comunidades pequeñas. Sin embargo, la eficiencia de los sistemas de tratamiento no convencionales, especialmente, las Soluciones Basadas en la Naturaleza (SBN) ha aumentado con el pasar de los años, produciendo efluentes de buena calidad sin la necesidad de requerir grandes inversiones monetarias. Dentro de este grupo, los



humedales construidos poseen un protagonismo reconocido a lo largo del mundo gracias a las interacciones físicas y bioquímicas que poseen sus componentes, los cuales vendrían siendo el sustrato (suelo), agua, microorganismos y la vegetación. La interacción entre ellos en conjunto generado dentro de los humedales construidos, genera procesos que son capaces de remover y transformar diversos contaminantes y patógenos presentes en las aguas grises (Arden & Ma, 2018).

Los humedales construidos se pueden clasificar por su hidrología, separándolo en dos grupos, los de flujos superficial y subsuperficial. A su vez estos pueden dividirse según la dirección del flujo y pueden ser horizontal o vertical. En la actualidad, es común la combinación de estos tipos de humedales dando como resultado los humedales conocidos como “híbridos”. Para el caso específico de los humedales construidos de flujo vertical subsuperficial (HFSSV), se ha encontrado que éstos poseen una mayor tasa de eliminación tanto de materia orgánica y nutrientes como también de contaminantes emergentes, como son el caso de los surfactantes encontrados en compuestos químicos de uso común en el rubro de la lavandería (Eriksson et al., 2009).



3.1 Humedales construidos verticales de flujo vertical subsuperficial (HFSSV)

Un humedal de flujo subsuperficial es aquel en el que el flujo de agua se desplaza a través de un medio poroso constituido por el propio sustrato o por grava. Son diseñados de tal modo que el nivel de agua permanezca en todo momento por debajo de la superficie del sustrato. Respecto al flujo vertical, estos se caracterizan porque el sustrato no está saturado de agua, por lo tanto, poseen concentraciones de oxígeno más altas que las de los sistemas de flujo horizontal, esto es, debido a la intermitencia en el flujo de alimentación mediante sifones de descarga controlada, permitiendo una descomposición más rápida de la materia orgánica (Oteng-Peprah et al., 2018). Según Ramprasad & Philip (2016), los humedales verticales subsuperficiales poseen una mayor tasa de eliminación de surfactantes que los horizontales subsuperficiales, aproximadamente entre 89%, 95% y 98% para los compuestos SDS, PG y TMA, respectivamente. Respecto a la degradación de la materia orgánica (MO), en un humedal de tipo vertical subsuperficial (HFSSV), esta puede ser eliminada de dos maneras según López et al. (2013):

1. La MO particulada mediante filtración en la superficie, es decir por donde ingresa el influente al humedal (en el caso de los HFSSV) y 2. la MO disuelta mediante procesos aeróbicos (en gran parte) que llevan lugar cerca de los sitios con disponibilidad de oxígeno (raíces de las plantas).

Estos HFSSV alcanzan una eficiencia de eliminación para la MO de un 86%. En la Tabla 3 se observan concentraciones comúnmente encontradas en literatura para los parámetros importantes dentro del tratamiento de aguas grises diferenciadas por influentes y efluentes.



Tabla 3. Parámetros fisicoquímicos en influentes y efluentes tratados con un HFSSV para el tratamiento de aguas grises.

Parámetros	Influente	Efluente	Unidades
DQO	216 - 264	16 ± 8	mg/L
DBO ₅	72 - 120	10 ± 4	mg/L
Surfactantes			
SDS	14,99 - 35,89	0,48 ± 0,64	mg/L
PG	11,58 - 46,59	2,84 ± 0,44	mg/L
TMA	8,67 - 15,54	0,08 ± 0,28	mg/L
PT	2,93 - 3,84	0,12 ± 0,18	mg/L
NT	17 - 28,82	0,22 ± 0,32	mg/L

SDS: Dodecilsulfato sódico; TMA: Trimetilamina; PG: Propilenglicol.
Fuente: Modificado de Ramprasad & Philip (2016) y Gross et al. (2007).

4 Reúso de aguas grises

En el reúso de aguas grises destacan varias ventajas dentro de las cuales podemos mencionar su económico tratamiento, el cual generalmente es menor que la potabilización de agua proveniente de diferentes fuentes, además, brinda una mayor disponibilidad del recurso hídrico para la población. Enfocándonos en lo anteriormente mencionado es esencial que el tratamiento permita la eliminación de nutrientes, compuestos orgánicos, metales y sustancias orgánicas, como también analizar la sensibilidad, tolerancia y características del suelo donde la flora será sometida a riego, todo esto con el fin de garantizar procesos exitosos (USEPA, 2012).

4.1 Normativa Aplicable

Según la Ley Chilena 21.075 (2018) del Ministerio de Obras Públicas los usos permitidos para las aguas grises tratadas podrán ser del tipo: urbanos, recreativos, riego de áreas verdes con acceso al público; ornamentales, riego de áreas verdes



sin acceso al público; industriales y ambientales. También se incluye el riego de especies reforestadas, mantención de humedales y cualquier actividad que contribuya a la conservación y sustentabilidad ambiental. Por otro lado, se prohíben la utilización de aguas grises tratadas para: “Consumo humano y en general servicios de provisión de agua potable, así como riego de frutas y hortalizas que crecen a ras de suelo y suelen ser consumidas crudas por las personas, o que sirvan de alimento a animales que pueden transmitir afecciones a la salud humana” (Ley 21.075, 2018). En general limita los reúsos de cualquier actividad que tenga contacto directo con la población para evitar intoxicaciones y/o problemáticas de cualquier tipo, es decir, a un reuso más bien restringido debido a la falta de evidencia de su inocuidad en la salud. A nivel internacional, cada país debe cumplir con las pautas nacionales adecuadas para el reuso de aguas grises. Por ejemplo, los estándares jordanos, europeos e indios para reuso de las aguas grises para el riego son menos rigurosos que los estándares de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA) (Vuppaladadiyam et al., 2019). En la Tabla 4 se describen algunos de los estándares más utilizados para reuso de aguas grises urbanas alrededor del mundo.

Tabla 4. Estándares de calidad de agua para el reuso de aguas residuales urbanas.

Estándares de reuso de aguas urbanas	Calidad de agua	Microbiológico
USEPA (2004)	DBO ₅ ≤ 10 mg/L Turbidez ≤ 2 UNT pH 6-9	-
USA, California (USEPA, 2004)	Turbidez = 2 UNT prom. 5 UNT Max	Coliformes totales= 2,2 UFC/100mL promedio (23 máx. en 30 días)
Alemania (Nolde, 1999)	DBO ₇ < 5mg/L	Coliformes totales < 10000 UFC/100mL Coliformes fecales < 1000 <i>Pseudomonas aeruginosa</i> < 100

Fuente: Winward (2008).



5 Fitotoxicidad

Analizar los componentes que pueden contaminar y dañar los ecosistemas y su funcionamiento es vital al momento de generar intervenciones al medio ambiente. Con la finalidad de evaluar estas posibles repercusiones, han tomado una gran importancia los bioensayos de toxicidad. Estos, operan mediante la exposición prolongada de individuos de estudio a diferentes concentraciones de una muestra, sujetos a condiciones estandarizadas en el laboratorio (USEPA, 2012), lo cual nos permite ver su comportamiento y hacer inferencias a futuro. Dentro del parámetro de fitotoxicidad, podemos destacar la presencia de compuestos xenobióticos tales como los surfactantes, los cuales son el principal factor de riesgo en las plantas al momento de reusar el agua gris tratada de lavandería.

Si bien existen estudios que avalan los tratamientos biológicos de aguas grises, como el HFSSV, en cumplimiento de la normativa entregada por la organización USEPA (Ramprasad & Philip, 2016), no se tiene evidencia que la flora chilena se comporte de manera similar en las condiciones climáticas del país, por lo que significa un paso importante a cuestionar y analizar, en especial cuando se utiliza esta agua como riego de especies para cualquier tipo de conservación. Eventualmente se cuenta con evidencia científica de la toxicidad generada por detergentes comerciales en algas marinas del tipo *Pseudokirchneriella subcapitata*, *Scenedesmus subspicatus*, *Phaeodactylum tricornutum* y *Skeletonema costatum*, y al mismo tiempo de su inocuidad en cultivos de trigo (*Uzma et al., 2018*). En otro estudio donde se examinó el comportamiento de 3 bacterias asociadas a las raíces del trigo, lechuga y la soja, se demostró que la inhibición en el crecimiento de la lechuga era notable (supresión del 40%) a exposiciones de concentraciones comunes en las aguas grises, pero no así en el trigo (Eriksson, 2002).

Los factores que pueden afectar al desarrollo de las plantas son variados y cambian según la sensibilidad de esta y la concentración a la que pueda estar expuesta. De la misma manera son variados los estudios que nos permiten generar inferencias desde distintos puntos de vista, ya que en estudios de riego de vegetales como pimientos verdes, espinaca y cebollas, éstos, se vieron beneficiados al ser



sometidos a aguas grises durante el ciclo de cultivo, alcanzando las alturas más grandes dentro de las plantas de estudio o levemente inferiores a las del control (Salukazana et al., 2005).

5.1 Bioensayos de Fitotoxicidad

Los bioensayos de fitotoxicidad en plantas terrestres son una herramienta que nos permite analizar la sensibilidad de las plantas a la exposición de diferentes químicos a lo largo del tiempo, por lo que su utilidad es ampliamente reconocida y utilizada en el mundo científico. Existen variadas metodologías internacionales para la realización de los bioensayos, pero en esta investigación se utilizó la dictada por American Society for Testing and Materials (ASTM E1963-09).

Según ASTM E1963-09, existen tres categorías para las pruebas de fitotoxicidad en plantas terrestres, la primera y segunda corresponden a periodos de corto plazo; biomarcadores y pruebas realizadas en etapas tempranas de desarrollo y supervivencia de plantas, mientras que la última vendría siendo las pruebas de toxicidad en ciclo de vida; se enfocan en la efectividad de reproducción a largo plazo. Para los test de corto periodo de duración no se recomienda agregar nutrientes o modificaciones debido a la interacción que estas pueden generar en la respuesta de toxicidad. Sin embargo, en los test con una duración mayor a dos semanas es necesario que exista la adición de estos nutrientes para poder maximizar el potencial de desarrollo de la planta sujeta a estudio. En esta etapa el aclareo, eliminación selectiva o sustitución de plantas individuales no debe hacerse una vez que ha comenzado la exposición a la sustancia a tratar, debido a la directa intervención que tendrían estas acciones en la validez del test.

Respecto a los diferentes componentes que se analizaran, se encuentran las mediciones tanto del epicotilo como la raíz, siendo los indicadores subletales comúnmente utilizados en los bioensayos de fitotoxicidad. Estos cumplen una función importante en el correcto desarrollo de las plantas durante etapas tempranas, en el caso de la raíz, esta se encuentra sujeta directamente a la calidad



de nutrición y absorción de la planta mientras que el epicotilo es la principal estructura de soporte de la planta y la encargada de la producción de energía mediante fotosíntesis (Celis et al., 2006).

La aceptabilidad del test dispone de criterios personalizados por cada especie según metodología, y se dará cuando el porcentaje de germinación sean los siguientes: Trigo (80%) , Tomate (75%) y Lechuga (55%) (ASTM, 2009). De estos estándares de aceptación podemos rescatar que el trigo es el cultivo más resistente a la fitotoxicidad mientras que la lechuga vendría siendo la más vulnerable a la misma. De igual manera si existe una supervivencia de los controles menor al 80% esta queda invalidado



Pregunta de Investigación

Es sabido que los humedales construidos de flujo vertical subsuperficial son sistemas capaces de tratar aguas grises provenientes de lavandería con eficiencias de eliminación promedio de materia orgánica y surfactantes de un 86% y 94%, respectivamente. Sin embargo, no está claro si el riego con aguas grises tratadas mediante estos sistemas genera fitotoxicidad, por tanto, surge la siguiente pregunta de investigación:

¿Las aguas grises de lavandería tratadas mediante un humedal construido de flujo vertical subsuperficial, tienen un potencial reúso en agricultura?

Objetivo General

Evaluar el potencial reúso en la agricultura de las aguas grises de lavandería tratadas mediante un humedal construido de flujo vertical subsuperficial usando indicadores de fitotoxicidad.

Objetivos Específicos

- Determinar la eficiencia de eliminación de materia orgánica, surfactantes y nutrientes en aguas grises de lavandería con detergentes convencionales tratadas mediante un humedal construido de flujo vertical subsuperficial a escala de laboratorio.
- Determinar la eficiencia de eliminación de materia orgánica, surfactantes y nutrientes en aguas grises de lavandería con detergentes biodegradables tratadas mediante un humedal construido de flujo vertical subsuperficial a escala de laboratorio.
- Analizar la respuesta diferencial en bioindicadores de toxicidad irrigados con agua grises de lavandería tratadas con un humedal construido de flujo vertical subsuperficial.



6. Metodología

6.1 Obtención de influentes

Se trabajó con dos influentes provenientes de distintas lavanderías. Estas fueron extraídas desde “EcoLavaTutto” y “Lavandería Sra Agustina” ubicadas en la comuna de Concepción, Región del Biobío, con el fin de obtener muestras que utilizaran detergentes de distinto tipo. La primera lavandería (EcoLavaTutto) será catalogada desde ahora en adelante como L1, la cual representa los influentes que contienen detergente biodegradable. Por otro lado, L2 corresponde a la “Lavandería Sra Agustina” representado los influentes con detergentes convencionales. Estos se almacenarán en bidones para luego ser transportado a dependencias de la Facultad de Ciencias Ambientales, Centro EULA-Chile, donde se mantendrán en una cámara de frío a temperatura de 4 °C hasta su utilización (López et al., 2015).

6.2 Montaje de humedales verticales subsuperficiales

Se utilizaron 2 humedales construidos de flujo vertical subsuperficial, ambos plantados con la especie *Typha latifolia*. La alimentación se realizará mediante una bomba y el efluente será recolectado gracias a un sistema de llaves ubicadas en la parte inferior de cada humedal. Los humedales serán operados a temperaturas sujetas a las condiciones climáticas y estructurales del invernadero donde se desarrollará la investigación, es decir, Región del Biobío (centro sur de Chile) con un clima clasificado como cálido-templado con influencia mediterránea (DGAC, 2012). Respecto a las características para el diseño y su posterior montaje de los humedales tenemos las especificaciones presentes en la Tabla 4 y la Figura 1. Para el medio de soporte se utilizó grava y arena en 3 fases, la primera y última fase estará compuesta por grava de aproximadamente $\frac{3}{4}$ " a 1", para la segunda fase se utilizó el principal material filtrante del humedal, arena (Contreras, 2020).



Tabla 4. Características de diseño y operación humedales

Parámetro	Unidades	Valor o Característica
Dimensiones	cm	Altura (5)
		Diámetro (15)
Medio de soporte	cm ³	2600 (Grava)
		5200 (Arena)
Tiempo de retención hidráulica (TRH)	d	11
Caudal	L/d	4
Velocidad de carga orgánica (VCO)	gCOD/m ³ d	24
Volumen efectivo	m ³	0,02
Especie de planta	-	<i>Typha latifolia</i>

Fuente: Modificada de Ramprasad & Philip (2016) y Contreras (2020)



Figura 1. Humedal construido de flujo subsuperficial vertical a utilizar en duplicado.



6.3 Puesta en marcha

Para el proceso de puesta en marcha de los HFSSV tenemos como primer paso montar estos para luego inocularlos con lodo proveniente de una planta de tratamiento de aguas servidas, una vez completada esta actividad se procederá a retirar ejemplares de *Typha latifolia* desde una laguna natural en donde se encuentren en estado adulto. Estos humedales construidos serán puestos en marcha con una VCO y TRH inicial de 24 g/COD/m³/día y 11 días respectivamente con la finalidad de generar la aclimatación de las especies y que éstos puedan comenzar a generar la depuración mediante el consorcio de microorganismos y especies.

6.4 Operación

Durante todo el tiempo de operación se monitorearon diferentes parámetros de importancia para esta investigación, dentro de las cuales se encuentran:

6.4.1 Parámetros in situ

Estos se medirán una vez a la semana y serán específicamente para controlar los valores de: pH, temperatura (°C), potencial de oxido reducción (POR), oxígeno disuelto (OD) y conductividad eléctrica (CE). Estos se medirán mediante una serie de equipos, dentro de los cuales se encuentra: el medidor multiparamétrico portátil OAKTON (PC650–480485); para medir (pH, T°, POR y CE), un turbidímetro OAKTON T100; para medir turbidez y un oxímetro HANNA OXI 330i/set HI 9146-04 para medir el OD.

6.4.2 Parámetros fisicoquímicos

Se medirán los parámetros fisicoquímicos tales como: DQO, DBO₅ PT, SST, SSV, amonio (N-NH₄), fosfato (P-PO₄³⁻), nitrato (N-NO₃⁻), nitrito (N-NO₂⁻) y surfactantes (SAAM) tanto para el efluente como el influente, para ello, se siguió las distintas metodologías mencionadas a continuación.



En primer lugar, se midió DQO mediante la técnica colorimétrica de reflujo cerrado, metodología estipulada por Standard Methods, código 5220-D (APHA, 2005), para ello se requirió un espectrofotómetro con una longitud de onda de 600nm. Luego para determinar la DBO_5 se incubó las muestras por 5 días a 20°C, según el Standard Methods 5210-B (APHA, 2005). El PT y NT se midieron mediante kits específicos de la línea Spectroquant-Nova 60 de Merck (APHA, 1998) . Los STT y SSV fueron determinados gracias al método gravimétrico (APHA, 2005). Para las diferentes formas de nitrógeno ($N-NH_4$, $N-NO_3^-$ y $N-NO_2^-$) se utilizó la metodología de Standard Methods código 4500 para medir absorbancia de las muestras en un espectrofotómetro (APHA, 2005). Por último, el $P-PO_4^{3-}$ fue determinado mediante una detección colorimétrica bajo la metodología del Standard Methods 4500-P-E (APHA, 2005).

Respecto a los surfactantes se utilizó la determinación de sustancias activas al azul de metileno (SAAM), la cual se basa en el Standard Method 5540-C (APHA, 2005) y permite monitorear la biodegradabilidad de los detergentes, cabe mencionar que este método es implementado para el análisis de aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas como es el objetivo de esta investigación. Su principio se basa en la formación de un par iónico extraíble en cloroformo de color azul. La intensidad del color azul presente en la fase orgánica se midió espectrofotométricamente a una longitud de onda de 652 nm, esta nos permite determinar la cantidad de surfactantes aniones presentes en la muestra de manera proporcional.

6.5 Bioensayos de fitotoxicidad en placas

Para la realización de este procedimiento, se utilizaron 3 especies: *Lactuca Sativa*, *Lycopersicon esculentum*, *Triticum aestivum* (lechuga, tomate y trigo), las cuales fueron sembradas con 10 semillas de cada una en placas Petri (MiniPlast Ein-Shemer, 90x55 mm) con papel filtro (Whatman). Cada una de estas placas fue irrigada con 5 ml de efluente de agua gris a diferentes diluciones (100%, 50%, 25%,



12,5% y 6,25%). Para cada una de las concentraciones se trabajó en triplicado. Los controles negativos fueron de agua desionizada y estos fueron en duplicados.

Una vez realizado lo anterior se procede a posicionar las placas en una cámara en oscuridad y temperatura monitoreada, para mantenerlas en un rango de temperaturas entre 22-30°C según ASTM 2009, luego se esperó durante el periodo de tiempo necesario para que cada especie alcance su germinación. Una vez finalizado el proceso anterior se realizó una serie de mediciones de los individuos germinados, con el fin de comparar los indicadores de desarrollo de la planta y la cantidad de ejemplares germinados (Villamar et al., 2014).

6.6 Análisis de datos

Una vez hechas las mediciones correspondientes se calcularon los parámetros de fitotoxicidad. Empezando por el número de germinación total, podremos obtener el porcentaje de inhibición de germinación (PGI), el cual se calcula mediante la siguiente fórmula:

$$PGI = \frac{GC - GS}{GC} * 100$$

Dónde, GC es la germinación en el control y GS la germinación en la muestra. Por otro lado, es necesario determinar la elongación del epicotilo (PEE) por medio de la siguiente ecuación:

$$PEE = \frac{EC - ES}{EC} * 100$$

Donde, EC es la elongación detectada en el control y ES la elongación detectada en la muestra. Para ambos, un resultado positivo indicará inhibición, tanto de la germinación como de la elongación del epicotilo, mientras que un resultado negativo nos permitirá confirmar ausencia de inhibición. En cuanto al índice de germinación (IG), este se determina mediante la relación entre el porcentaje de germinación relativo (PGR) y el crecimiento de la radícula relativo (CRR) según la metodología descrita por Tiquia (2000):



$$IG = \frac{PGR * CRR}{100}$$

Para determinar el porcentaje de germinación relativo se utilizó la siguiente ecuación:

$$PGR = \frac{NSGM}{NSGC} * 100$$

Donde NSGM corresponde al número de semillas germinadas en la muestra y el NSGC es el número de semillas germinadas en el control. Para determinar el crecimiento relativo de la radícula se utilizará la siguiente ecuación:

$$CRR = \frac{ERM}{ERC} * 100$$

Donde ERM es la elongación de la radícula en las muestras, mientras que el ERC es la elongación de la radícula en el control. Para el IG, valores $\geq 80\%$ indicaron que no hay sustancias tóxicas o están en muy baja concentración; el $IG \leq 50\%$ es indicador de que hay una fuerte presencia de sustancias tóxicas y si se obtiene un valor entre 50% y 80% se interpretaría como la presencia moderada de estas sustancias (Zucconi, 1981).

Para el posterior análisis de todos los datos obtenidos durante la metodología en el programa R, se empleó un test de Shapiro-Wilk para poder determinar si el principio de distribución normal se cumple, todo esto con el fin de identificar la naturaleza de los datos, para luego someter a un test ANOVA los que poseen distribución normal y los que no, mediante un test Kruskal-Wallis. Por último, se aplicó una prueba de Wilcoxon no paramétrico para comparar las diferencias significativas entre datos.



7. Aporte a los ODS

Los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) definidos por la ONU a los cuales esta investigación ayuda a alcanzar son los números 2 y 6. El ODS número 2 corresponde al objetivo “Hambre 0”, para el cual se estima según las tendencias globales actuales, el año 2030 serán aproximadamente 840 millones de personas las que sufran hambre alrededor del mundo. El avance en el reúso de aguas grises tratadas para agricultura permitirá abastecer de alimentos a zonas de estrés hídrico ahorrando agua dulce para la población lo cual también ayuda a progresar en el ODS número 6, “Agua limpia y saneamiento”, ya que estas técnicas de tratamientos no convencionales son una excelente oportunidad para implementar en zonas rurales debido a sus bajos costos de operación y mantención, sumado a la fácil capacitación de personal para que puedan optar por los beneficios que brinda un HFSSV.

8. Resultados y Discusión

8.1 Montaje de HFSSV

Lo que respecta al montaje de los humedales de flujo vertical subsuperficial (HFSSV), estos después de haber superado con éxito la etapa de aclimatación e inoculación de las bacterias proveniente de lodos activados se pudo cerrar el periodo de arranque y comenzaron a tratar los influentes. Respecto a las características de operación que poseen estos HFSSV podemos verlas en la Tabla 6.



Tabla 5. Características HFSSV

Parámetro	unidades	valor
Qi	L/d	1
TRHi	días	10
Volumen	L	10,7
Área superficial	m ²	0,35
VCO	gDQO/m ³ d	93,46
Altura	cm	50
Ancho	cm	15

8.2 Caracterización de aguas grises provenientes de lavandería

A continuación, se presentan las características obtenidas de las pruebas realizadas en laboratorio para todas las aguas grises de la investigación, es decir influentes y efluentes para L1 y L2. En la Tabla 7 y Tabla 8 podemos ver una media aritmética de los parámetros in situ obtenidos y sus características fisicoquímicas tanto de influentes como efluentes. Todos los valores fueron multiplicados por sus respectivos factores de dilución y realizados mediante técnicas estandarizadas en laboratorio mencionadas anteriormente en la metodología.

Tabla 6. Parámetros in situ aguas de lavandería

Parámetros	Unidad	Influentes		Efluentes	
		L1	L2	L1	L2
Temperatura	°C	17,89	18,46	19,47	19,20
pH	-	6,98	8,94	7,33	7,40
POR	mV	131,87	87,92	127,82	138,08
CE	μS/cm	1122,89	3885,48	742,70	4632,667
STD	mg/L	239,03	1901,94	335,48	1738,19
Turbidez	NTU	107,14	253,30	6,46	9,74
OD	mg/L	3,41	1,67	2,68	1,97
SST	g/L	0,11	0,25	-	-



SSV	g/L	0,08	0,24	-	-
-----	-----	------	------	---	---

POR: Potencial de oxido reducción, CE: Conductividad eléctrica, STD: Sólidos totales disueltos, OD: Oxígeno disuelto, SST: Sólidos suspendidos totales, SSV: Sólidos suspendidos volátiles. **Fuente:** Elaboración propia

Con respecto en los resultados contenidos en la Tabla 7, podemos dar cuenta que el pH se estabilizo alrededor de 7 para ambas muestras luego del tratamiento, cabe poner especial énfasis a la diferencia entre detergentes convencionales y ecológicos reflejados en los distintos valores de L1 y L2. Para este ultimo los parámetros parecen ser más influyentes luego del tratamiento, ya que el pH como la turbidez se vieron fuertemente estabilizados a mejores condiciones. Ahora bien, analizando las condiciones iniciales de ambos influentes, damos cuenta a simple vista que la calidad de L2 se encuentra en peores condiciones, con un pH de tendencia alcalina y valores de CE y STD muy por encima del influente L1, por lo que se puede afirmar que la presencia de sales en el agua es bastante alta, siendo una problemática de gran envergadura a la hora de poder tener un desarrollo normal de la vegetación sujeta al estudio, principalmente debido a la sensibilidad que tienen ciertos cultivos a esta, resultando en dificultades para poder absorber agua y nutrientes principalmente por los daños que se generan en los rizomas de las plantas y las alteraciones en las propiedades del suelo (Sierra, 2001). Se puede apreciar de igual manera un aumento en la CE de L2 una vez realizado el tratamiento y se puede atribuir a la cantidad de sales disueltas en el sustrato debido a la recirculación del influente en el sistema, tal es el caso de investigaciones como Stefanakis et al (2009) donde sus influentes presentaron una CE de 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y luego del tratamiento este parámetro se elevó a 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con un TRH de 14 días versus los 10 días utilizados en esta investigación, este fenómeno se puede apreciar en la Ilustración 1.



Ilustración 1. HFSSV de L2 con sales de influentes.

Tabla 7. Parámetros fisicoquímicos aguas de lavandería

Parámetros	Influentes (mg/L)		Efluentes (mg/L)		% de Eliminación	
	L1	L2	L1	L2	L1	L2
DQO	1479,10	1812,89	77,62	101,61	94,8	94,4
DBO ₅	236,66	290,06	12,42	16,26	94	94,3
P-PO ₄ ³⁻	0,13	10,30	0,02	8,55	80,9	17,0
N-NO ₃	7,57	14,47	1,13	2,56	85,1	82,3
NO ₂	0,11	0,19	0,08	0,09	28,8	53,5
NH ₄ ⁺	12,20	13,75	10,97	11,68	10,1	15,1
PT	0,53	9,33	0,50	7,90	4,8	15,3
SAAM	2,24	1,44	0,09	0,18	96	87

P-PO₄³⁻ : Fosfato, N-NO₃: Nitrato, NO₂: Nitrito, NH₄⁺: Amonio, PT: Fosforo total, SAAM: Surfactantes, DQO: Demanda química de oxígeno; DBO₅: Demanda biológica de oxígeno. **Fuente:** Elaboración propia.

Enfatizando en las diferencias de ambos influentes, podemos recalcar la fuerte presencia del fosfato en L2 (detergente convencional), con una diferencia de



alrededor de 80 veces más que L1 (detergentes biodegradables). Por ende, las eficiencias de eliminación realizadas por los HFSSV son diferentes para ambos, llegando a reducirse en solo un 17% en comparación al 80,9% para L1. Estos resultados pueden verse reflejados más adelante en los distintos desarrollos de las plantas utilizadas para realizar los bioensayos de fitotoxicidad.

El resto de los parámetros se encuentra dentro de los rangos esperados por bibliografía, con altas DQO y DBO, evidenciando los altos niveles de materia orgánica que poseen este tipo de influentes, por ende, su buena eliminación refleja un buen rendimiento por los HFSSV.

8.3 Eficiencias de eliminación

De los resultados arrojados por el tratamiento de los HFSSV podemos ver las distintas eficiencias de eliminación de los parámetros fisicoquímicos a lo largo del estudio, separados por ambas lavanderías utilizadas a lo largo de la investigación. Si bien la gran mayoría de los parámetros alcanzó altos niveles de eliminación mediante el tratamiento, como es el caso de la eliminación de la DQO y el nitrato, podemos ver una clara diferencia en ciertos parámetros entre la lavandería EcolavaTutto (L1) y Lavandería Sra Agustina (L2). Esto es debido principalmente a la composición de sus detergentes, ya que, mientras L1 utiliza detergente líquido biodegradables, L2 usa detergente industrial en polvo, dando como resultado valores tan distintos en la serie de muestras recolectadas como es en el caso del $P-PO_4^{3-}$, donde L2 posee una concentración de casi 80 veces más altas que L1. Podemos destacar además los bajos niveles de depuración de amonio durante el tratamiento, esto se le puede atribuir especialmente a las altas temperaturas que se alcanzaron en el verano en la zona de Concepción junto con los pH alcalinos de los influentes los cuales se encuentran dentro del rango para que el proceso de amonificación se estimule con mayor facilidad (Vidal & Hormazabal, 2018).



8.4 Bioensayos de fitotoxicidad

Con el tratamiento mediante los HFSSV de las aguas de lavandería anteriormente mencionadas se generaron una serie de bioensayos para medir el nivel de toxicidad presente en los influentes y efluentes en diferentes tipos de cultivos. Para todos los bioensayos se hizo un análisis tanto de su rendimiento general y supervivencia, como también desde un punto de vista más específico sobre el desarrollo general de la planta. Lo anterior se representó mediante el índice de germinación (IG) y las elongaciones radiculares y del epicotilo respectivamente. Lo que respecta a las elongaciones, estas nos permiten analizar la viabilidad de las plantas sujetas a estudio durante las etapas tempranas de desarrollo, ya que son las principales estructuras encargadas de la nutrición y supervivencia de la planta.

8.5 Bioensayos en placas

Se procedió a cultivar semillas de lechuga, tomate y trigo (*Lactuca Sativa*, *Lycopersicon esculentum* y *Triticum aestivum* respectivamente), mediante dos metodologías diferentes encontradas en la guía de bioensayos (ASTM, 2009), la primera con luz natural y la otra en oscuridad, en el invernadero de las inmediaciones del EULA. El resultado arrojó el descarte de los bioensayos a luz natural debido a las altas temperaturas ambientales en las fechas de noviembre y diciembre, comprometiendo la supervivencia de los controles a valores por debajo del 80%, que, según lo estipulado en la metodología anteriormente mencionada, significa un inmediato descarte del test. Ahora bien, los resultados obtenidos del bioensayo en oscuridad dieron resultados optimistas para los diferentes indicadores estipulados por Zucconi. Se observó en general una excelente supervivencia de los sujetos a estudio en todas las concentraciones de efluente tratado (>80%) lo cual incide directamente en los indicadores de fitotoxicidad que veremos a continuación para cada bioensayo.

En las siguientes figuras podemos evidenciar las diferencias entre los influentes y efluentes de cada lavandería. Se seguirá la siguiente catalogación para todos los



siguientes bioensayos a presentar: a) influente L1, c) influente L2; situados del lado izquierdo de las figuras, b) efluente L1 y d) efluente L2; situados al lado derecho de las figuras. Lo que respecta a la simbología de estas, en todas veremos una serie de porcentajes en el eje x, los cuales reflejan el porcentaje de dilución de influente o efluente en agua destilada, es decir con un 100%, crudo y un 6,25% representando la mayor dilución, con un 1/16 de concentración de la muestra original.

8.5.1.1 Bioensayos de *Lactuca Sativa* (lechuga)

Ahora bien, lo que respecta a la distribución de datos, estos se comportan de manera proporcional entre influentes y efluentes. Lo anterior quiere decir que, a mayor dilución presente en la muestra, se conseguirán mejores resultados en lo que respecta su supervivencia y rendimiento, reflejados en el índice de fitotoxicidad denominado “Índice de Germinación” (IG), también definido por otros autores como: “la representación del porcentaje de semillas germinadas y el porcentaje de crecimiento que alcanza la radícula durante el bioensayo” (Romero et al., 2014).

Podemos notar desde una perspectiva general de la Figura 2, que la distribución de las cajas tiende a encontrarse desplazada hacia abajo en todos los influentes, esto nos quiere decir que existe una clara tendencia de los valores hacia el 0, y si recordamos que las diluciones finales son en gran parte agua destilada es claro el efecto negativo que tendría regar con los influentes crudos sin tratamiento previo.

Por otro lado, en el caso de los efluentes (situados al lado derecho de la Figura 2), estos se comportan de una manera similar, con una mejoría en sus resultados a medida que las muestras tengan una mayor dilución, no obstante, gracias a los análisis estadísticos correspondientes, podemos asegurar que no existe una diferencia significativa entre el efluente crudo de L1 (IG 106%) y sus respectivas diluciones ($p > 0,05$). Sin embargo, L2 en estado crudo posee un IG del 78% y alcanza su mejor rendimiento en la concentración de un 6,25%, la cual si posee



diferencias significativas con todo el resto de las muestras de L2 ($p < 0.05$). Es entonces que al comparar los resultados obtenidos y teniendo en cuenta la procedencia de los detergentes (biodegradable o convencional), podemos evidenciar la clara tendencia de los efluentes de L1 a encontrarse en niveles bajos o inexistentes de contaminación según lo estipulado por Zucconi, con valores promedio de IG > 80 en todas las concentraciones, mientras L2 solo alcanza esa tendencia en la muestra de 6,25%. Podemos destacar de igual manera que los efluentes de L1 no mostraron semillas sin germinar en la muestra más diluida, a diferencia de los efluentes L2, por consiguiente, queda demostrado en este bioensayo que L1 posee resultados más viables para implementar su reuso en agricultura desde una perspectiva de rendimiento. Si a su vez lo comparamos con estudios como el realizado en el estado de México con las aguas del río Chalma por Romero et al. (2014), podemos llegar a conclusiones aún más cercanas sobre el buen rendimiento de los ejemplares de *Lactuca sativa* con efluentes de lavandería tratados mediante HFSSV, ya que ninguno de los valores obtenidos en dicho estudio sobrepasó los máximos de efluentes L1.

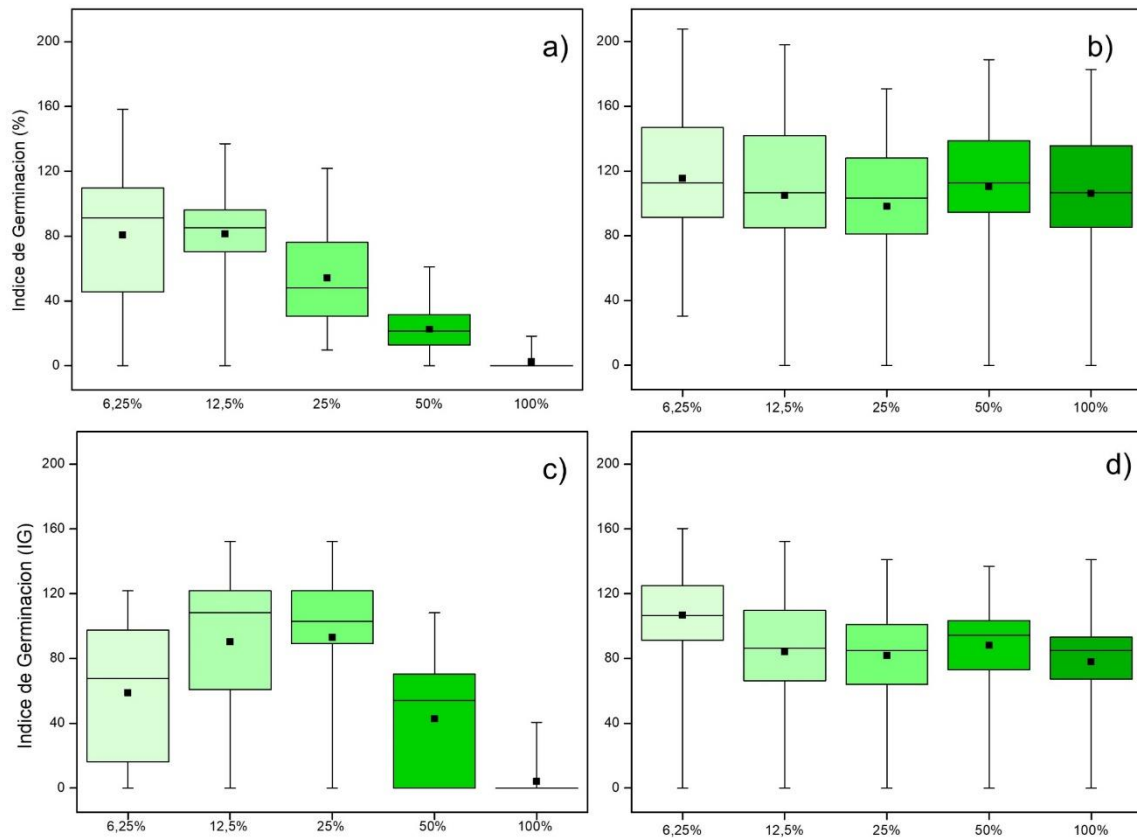


Figura 2. Índice de germinación para bioensayo *Lactuca Sativa* (lechuga), con: a) Influyente L1, b) Efluente L1, c) Influyente L2 y d) Efluente L2.

Ahora para hacer un análisis desde un punto de vista más específico sobre el desarrollo general de la planta, dividiremos lo anterior en dos partes. Primero analizaremos la Figura 3, la cual refiere a la elongación radicular y luego la Figura 4 sobre la elongación de epicotilo.

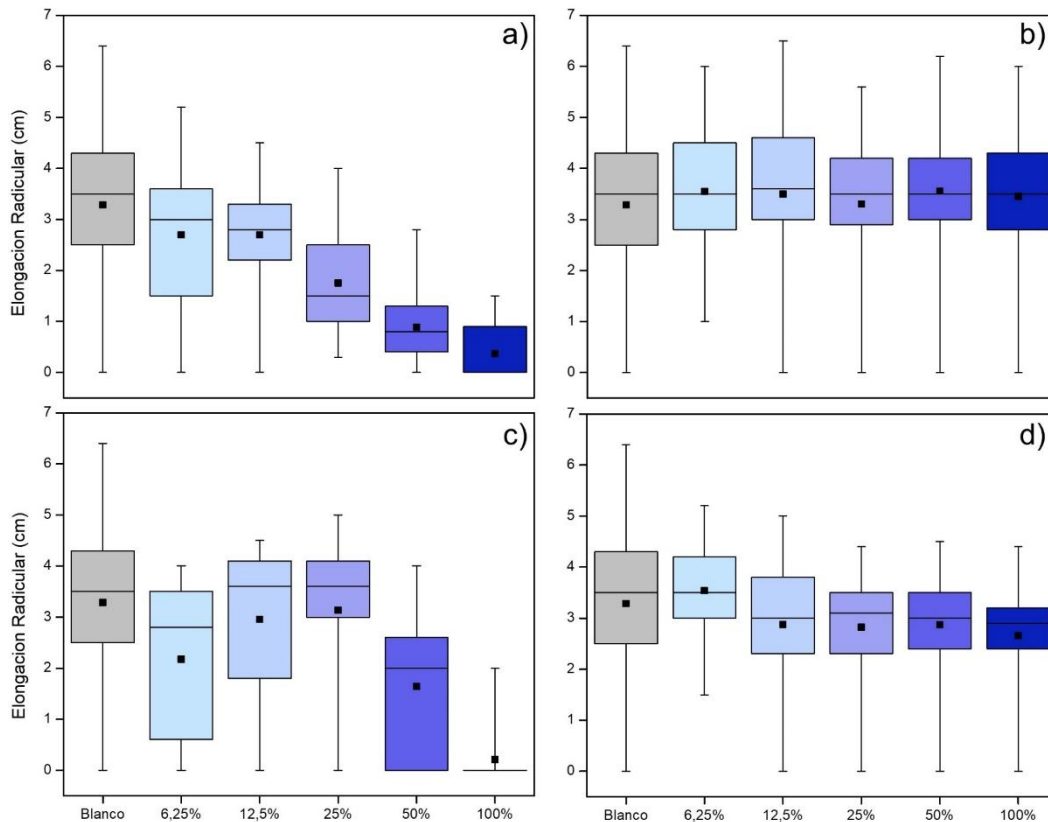


Figura 3. Elongación radicular para bioensayo *Lactuca Sativa* (lechuga), con: a) Influyente L1, b) Efluente L1, c) Influyente L2 y d) Efluente L2.

Lo que respecta a la Figura 3, esta nos representa las elongaciones de raíz que alcanzaron las diferentes muestras a lo largo de la investigación. Si bien existe una clara tendencia positiva al comparar entre los influentes (a y c) y los efluentes (b y d) de cada lavandería, es importante recalcar la diferencia entre influentes por su procedencia. Lo anterior se ve reflejado en las elongaciones respectivas en estado crudo (100%), donde podemos ver que el influente L2 no tiene un rango Inter cuartil visible, es decir no existe presencia de la “caja” que representa la concentración de los datos, ya que la gran mayoría de estos tienden al 0. Desde una perspectiva estadística, lo anterior se confirma mediante el test de Wilcox ejecutado en el software R, con diferencias significativas entre cada influente en su estado crudo y en su concentración con mejores resultados ($p < 0,05$).

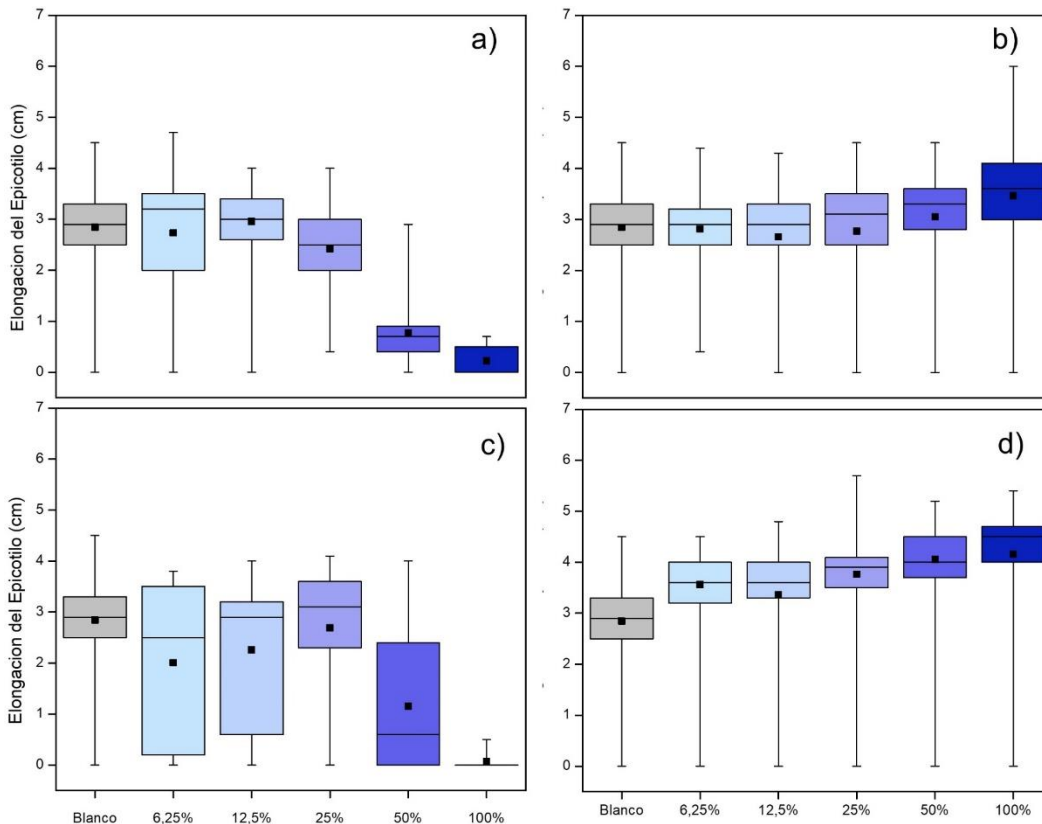


Figura 4. Elongación del epicotilo para bioensayo *Lactuca Sativa* (lechuga), con: a) Influyente L1, b) Efluente L1, c) Influyente L2 y d) Efluente L2.

En la Figura 4 y sus respectivas elongaciones del epicotilo podemos observar al igual que en el caso anterior una diferencia considerable entre influentes y efluentes en su estado crudo (L1 y L2), sin embargo, a diferencia de las figuras anteriores los mejores resultados se encuentran para L2, con una dispersión de datos menor y con un promedio más alto en sus mediciones y a diferencia de las elongaciones radiculares tenemos que los efluentes al 100% tienen el mejor rendimiento obtenido durante este bioensayo. Por lo tanto, podemos inferir que la carga de nutrientes contenida en los efluentes es en general efectiva para el desarrollo del epicotilo y por ende L2 posee mayor rendimiento en este aspecto.



8.5.1.2 Bioensayo de *Lycopersicon esculentum* (tomate)

Lo que respecta a los resultados obtenidos por los bioensayos de tomate a lo largo de la investigación, estos nos arrojan una sensibilidad distinta a la esperada, ya que, en la metodología estipulada (ASTM, 2009) se refiere a esta especie como pertenecientes a la categoría de sensibilidad intermedia y al momento de comparar los valores obtenidos de IG en los bioensayos de lechuga (sensibilidad alta) podemos ver que se obtuvieron resultados por debajo de lo esperado. Lo anterior puesto en datos, se puede apreciar de manera más sencilla al comparar las medias aritméticas del parámetro IG para cada lavandería. Tendremos entonces que mientras en el bioensayo de lechuga se obtuvo como valor mínimo un 78%, en el bioensayo de tomate el valor máximo corresponde a un 65,8% para L1, en otras palabras, el rendimiento del *L.esculentum* fue inferior a lo esperado por bibliografía (ASTM, E1963-09).

Para lo anterior podemos analizar el umbral de salinidad que posee esta especie, el cual expresado como conductividad eléctrica (CE) sería de un 2,5 dS/m y de manera excepcional se encuentran algunos ejemplares de la misma cepa que poseen una tolerancia hasta un 4,95 dS/m (Goycovik et al., 2007). Dicho esto los niveles de CE contenidos en las aguas de L2 poseen un promedio de 4,6 dS/m lo cual explicaría su bajo desempeño, sin embargo, L1 posee en promedio 0,7 dS/m al ser un detergente biodegradable, es entonces que entramos en discusiones de estacionalidad, ya que esta especie es especialmente sensible a bajas temperaturas, encontrando una disminución notable en su porcentaje de germinación a los $>15^{\circ}\text{C}$ (Maldonado et al., 2002), por lo que haber sido cultivada en oscuridad y en inicios de otoño, significó un factor importante para disminuir el desempeño general de este bioensayo.

Ahora respecto a las diferencias obtenidas entre lavanderías para el parámetro IG, en la Figura 5 se evidencia por primera vez un mejor rendimiento del efluente crudo



para L2, sin embargo, estadísticamente no posee una diferencia significativa con ninguno de los valores más altos obtenidos de IG.

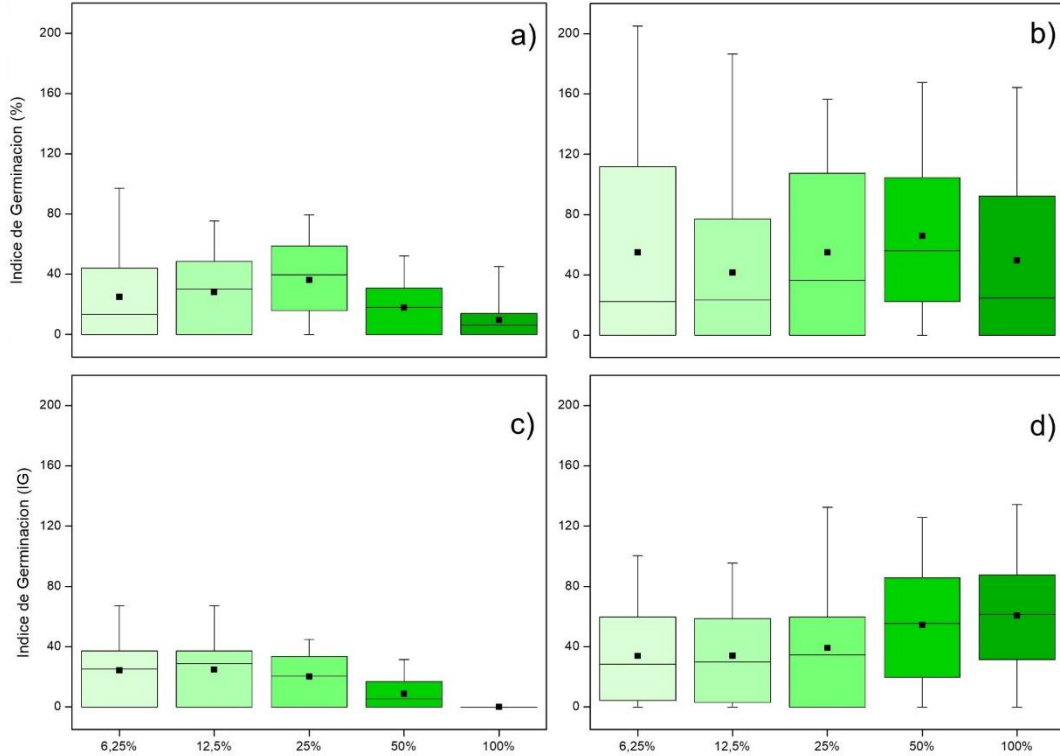


Figura 5. Índice de germinación para bioensayo *Lycopersicon esculentum* (tomate), con: a) Influyente L1, b) Efluente L1, c) Influyente L2 y d) Efluente L2

Tal y como se discutió en un inicio, este bioensayo no consiguió el desempeño buscado, lo cual se puede apreciar de manera gráfica en la tendencia de todas las “cajas” hacia el 0 en la escala de la Figura 5, por ende, considerando que el indicador IG representa el desempeño de germinación y desarrollo no se recaerá en un análisis por separado del desarrollo radicular ni del epicotilo.



8.5.1.3 Bioensayo de *Triticum aestivum* (trigo)

El *T.aestivum* según metodología vendría siendo la planta con más resistencia a la fitotoxicidad (ASTM, E1963-09) y esto se refleja de manera empírica en el lado izquierdo de la Figura 6, donde el comportamiento de esta planta al ser regada con influente crudo es el único observado dentro de los bioensayos realizados en esta investigación.

Al enfatizar en las concentraciones correspondientes al 100% de los influentes L1(a) y L2(c), notamos que la distribución de datos por primera vez no se encuentra cercana al 0, ambas se encuentran con una media de alrededor 30% de IG y podemos ver como esta mejora explosivamente al aumentar su dilución, igualando los mejores resultados alcanzados por los efluentes situados del lado derecho de la figura. No obstante, tal y como se mencionó anteriormente, hay que recordar que las diluciones de un 12,5% y 6,25% poseen una porción ínfima de agua gris (1/8 y 1/16 respectivamente). Por ende, el rendimiento de los efluentes es bastante prometedor si tenemos en cuenta que L1 alcanzó el IG más alto para las muestras crudas en la investigación, con un promedio de 102% gracias a el tratamiento brindado por los HFSSV. Siguiendo la misma línea, L1 (b) obtuvo diferencias significativas con L2 (d) al ser comparado en las muestras de un 100% ($p < 0,05$). No así con la muestra de un 50% de L1 que obtuvo un IG promedio un poco mayor, con un valor de 110% a expensas de reducir la cantidad de efluente en $\frac{1}{2}$.

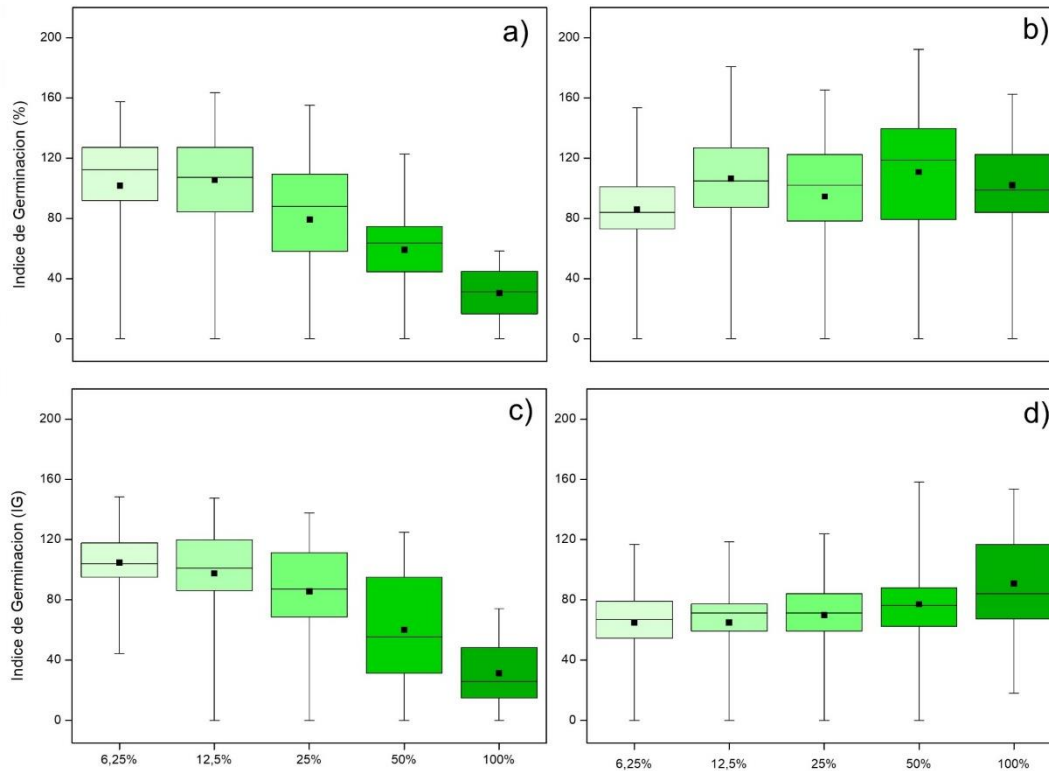


Figura 6. Índice de germinación para bioensayo *Triticum aestivum* (trigo), con: a) Influyente L1, b) Efluente L1, c) Influyente L2 y d) Efluente L2

Para los resultados obtenidos en la elongación radicular y del epicotilo en los ejemplares de *T.aestivum* se analizó la Figura 7 y 8, en la cual podemos apreciar una baja dispersión de datos en general, acompañado de diferencias sin significancias para los efluentes crudos L1 y L2 comparado con los blancos. No obstante, la diferencia entre las elongaciones de los efluentes crudos (L1 y L2) si obtuvieron significancia estadística, favoreciendo las elongaciones alcanzadas para las aguas de L1 ($p < 0,05$).

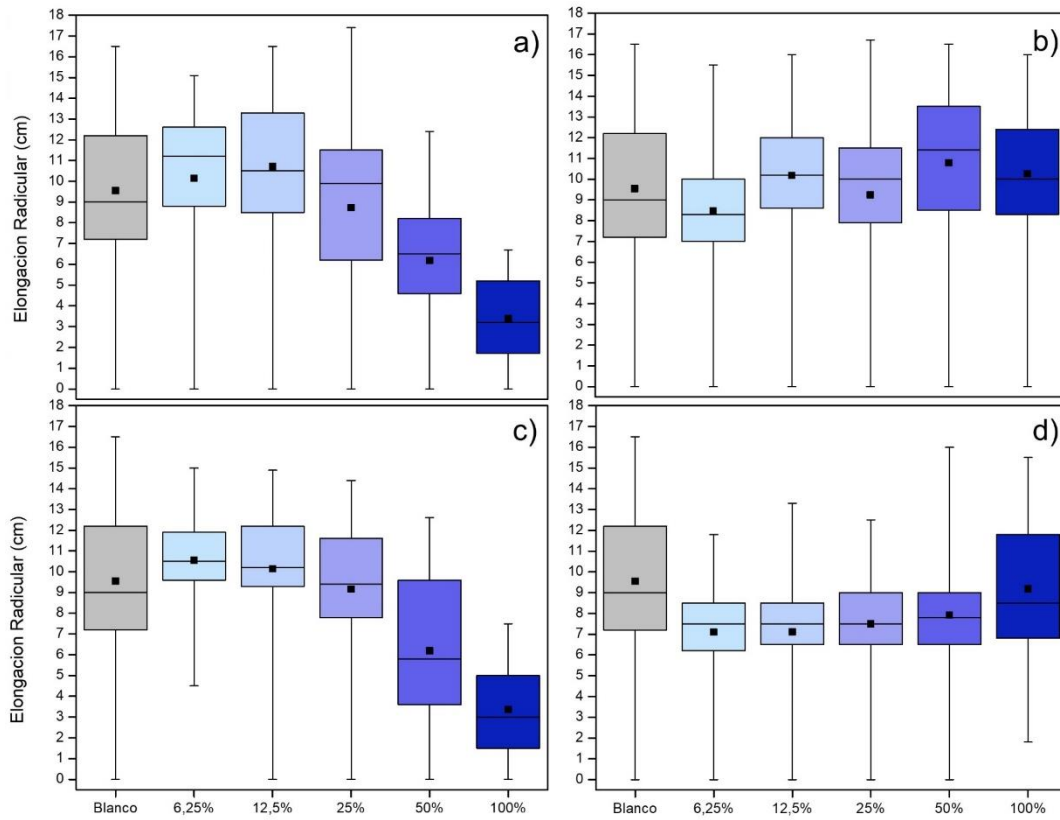


Figura 7. Elongación radicular para bioensayo *Triticum aestivum* (trigo), con: a) Influyente L1, b) Efluente L1, c) Influyente L2 y d) Efluente L2

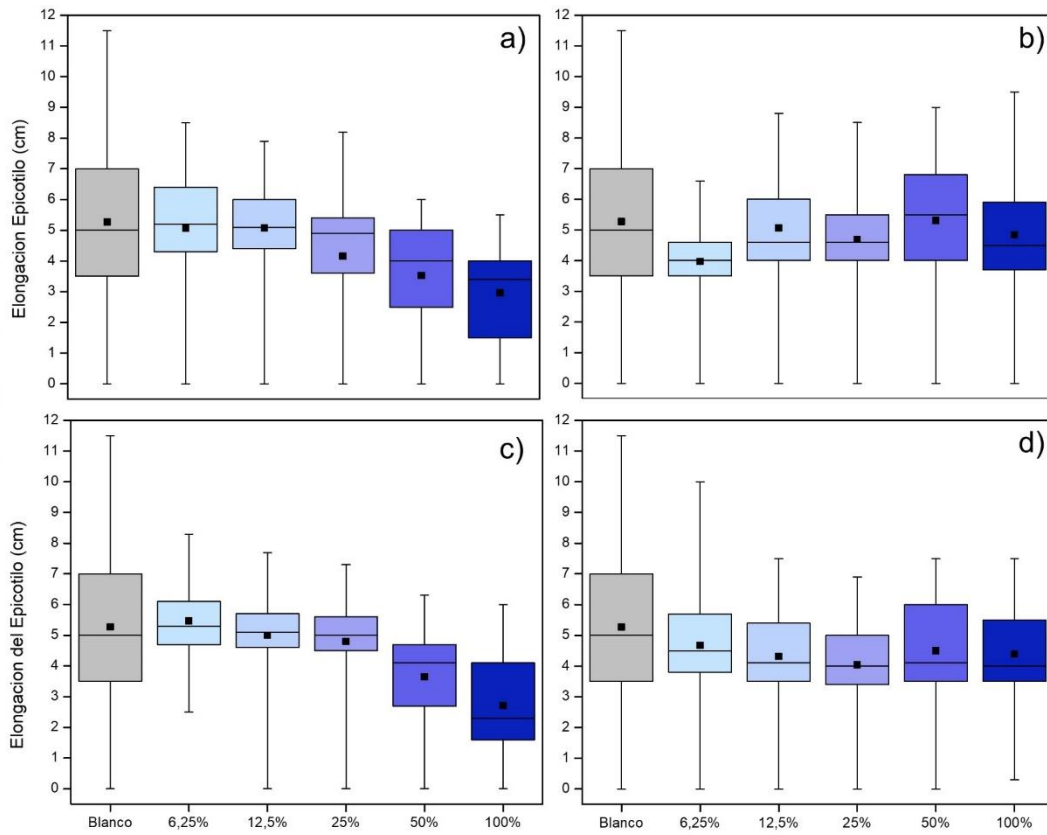


Figura 8. Elongación de Epicotilo para bioensayo *Triticum aestivum* (trigo), con: a) Influyente L1, b) Efluente L1, c) Influyente L2 y d) Efluente L2



9. Conclusiones

1. En detergentes convencionales (L2): se obtuvo valores de eliminación de materia orgánica medida como DQO y DBO₅ en un 94%, surfactantes con eliminaciones de un 87% y N-NO₃ con reducciones en un 82%.
2. En detergentes biodegradables (L1): se obtuvo valores de eliminación de materia orgánica medida como DQO y DBO₅ de un 94,8% , surfactantes con eliminaciones de un 96% y N-NO₃ con un 85%. Sin embargo, el P-PO₄³⁻ es un parámetro que se encontró muy por debajo al ser comparado con L2, con reducciones de un 80,9% para L1, y con concentraciones 80 veces menor en influentes para estas muestras.
3. Lo anterior nos permitió obtener resultados optimistas para los bioensayos de *L.sativa* y *T.aestivum*, para los cuales se vio una clara tendencia de mejora luego de aplicar efluentes tratados por los HFSVV. Estas dos especies fueron las únicas en alcanzar altos valores en sus IG (106% y 102% respectivamente) en sus efluentes crudos para L1, demostrando la baja cantidad de contaminantes presentes. Por último, el bioensayo de *L.esculentum*, no obtuvo un rendimiento aceptable para los fines de la investigación, ya que ninguno de sus IG obtenidos superó el 60%. Dentro de estos resultados se atribuye la importancia de respetar las estacionalidades de cada semilla para obtener mejores resultados.

Por ende, podemos afirmar la pregunta de investigación, concluyendo que las aguas grises de lavandería ecológica, que utilizan detergentes biodegradables presentan un mejor potencial de reúso en agricultura que las aguas grises provenientes de lavanderías convencionales.



10. Referencias

- Arden, S., & Ma, X. (2018). Constructed wetlands for greywater recycle and reuse: A review. *Science of The Total Environment*, 630, 587-599. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.218>
- APHA 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21th edition. American Public Health Association, American Water Works Association (AWWA), Pollution Control Federation (WPCF). Washington, D.C.
- Boyjoo, Y., Pareek, V. K., & Ang, M. (2013). A review of greywater characteristics and treatment processes. *Water Science and Technology*, 67(7), 1403-1424. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.675>
- Carlos Sierra Bernal (2001). *Gobierno De Chile. Ministerio de Agricultura INIA. Disponible en: <https://biblioteca.inia.cl/bitstream/handle/20.500.14001/6826/NR29095.pdf?sequence=6&isAllowed=y>*
- Celis, José, Sandoval, Marco, Zagal, Erick, & Briones, Mario. (2006). Efecto de la adición de biosólidos urbanos y de salmonicultura sobre la germinación de semillas de lechuga (*lactuca sativa* L.) En un suelo patagónico. *Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal*, 6(3), 13-25. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-27912006000300002>



- Contreras, J. 2020. Eliminación de materia orgánica y nutrientes contenidos en aguas servidas de zonas rurales a través de sistemas de humedales construidos híbridos. Tesis de Pregrado. Universidad de Concepción, Chile
- Dean, R. B., & Lund, E. (1981). Water reuse: problems and solutions. *Academic Press, London England, 264.*
- Eriksson, E. (2002). *Potential and problems related to reuse of water in households* (Doctoral dissertation, Environment & Resources DTU. Technical University of Denmark).
- Eriksson, E., Andersen, H. R., Madsen, T. S., & Ledin, A. (2009). Greywater pollution variability and loadings. *Ecological Engineering, 35*(5), 661-669. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.10.015>
- Goykovic Cortés, Vitelio, & Saavedra del Real, Gabriel. (2007). Algunos Efectos De La Salinidad En El Cultivo Del Tomate Y Prácticas Agronómicas De Su Manejo. *Idesia (Arica), 25*(3), 47-58. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-34292007000300006>
- Guide for Conducting Terrestrial Plant Toxicity Tests. (2022). *ASTM, 11.06.* <https://doi.org/10.1520/e1963-09r14>
- Gross, A., Maimon, A., Alfiya, Y., & Friedler, E. (2015). *GreyWater Reuse* (1st ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b18217>
- Gross, A., Shmueli, O., Ronen, Z., & Raveh, E. (2007). Recycled vertical flow constructed wetland (RVFCW)—a novel method of recycling greywater for irrigation in small communities and households. *Chemosphere, 66*(5), 916-923. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.06.006>



- Hardie, A. G., Madubela, N., Clarke, C. E., & Lategan, E. L. (2021). Impact of powdered and liquid laundry detergent greywater on soil degradation. *Journal of Hydrology*, 595(126059), 126059. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126059>
- Li, F., Wichmann, K., & Otterpohl, R. (2009). Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. *Science of The Total Environment*, 407(11), 3439-3449. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.02.004>
- López, D., Vera, I., Morales, G., & Vidal, G. (2013). Humedales construidos con plantas ornamentales para el tratamiento de materia orgánica y nutrientes contenidos en aguas servidas. *Theoria*, 22(1), 33-46. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=29936198004>.
- Organization for Economic Co-operation and Development, OECD (1984). Guideline 208 Terrestrial plants growth test. Guidelines for testing of chemicals. OECD, Paris, France, p. 6
- Oron, G., Adel, M., Agmon, V., Friedler, E., Halperin, R., Leshem, E., & Weinberg, D. (2014). Greywater use in Israel and worldwide: Standards and prospects. *Water Research*, 58, 92-101. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.03.032>
- Oteng-Peprah, M., Acheampong, M. A., & deVries, N. K. (2018). Greywater Characteristics, Treatment Systems, Reuse Strategies and User Perception- a Review. *Water, Air, and Soil Pollution*, 229(8), 255-255. <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3909-8>



- Ramprasad, C., & Philip, L. (2016). Surfactants and personal care products removal in pilot scale horizontal and vertical flow constructed wetlands while treating greywater. *Chemical Engineering Journal*, 284, 458-468. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.08.092>
- Reich, D. (2020). *Fluence*. Disponible en: <https://www.fluencecorp.com/es/israel-lider-mundial-en-reciclado-de-agua/>
- Rodríguez Romero, Alexis Joseph, Robles Salazar, Cristopher Alberto, Ruíz Picos, Ricardo Arturo, López López, Eugenia, Sedeño Díaz, Jacinto Elias, & Rodríguez Dorantes, Angélica. (2014). Índices de germinación y elongación radical de *Lactuca sativa* en el biomonitorio de la calidad del agua del río Chalma. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 30(3), 307-316. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992014000300007&lng=es&tlng=es.
- R Core Team (2023). R: A language and environment for statistical computing 1. *R Foundation for Statistical Computing*. Disponible en: <https://www.R-project.org/>.
- Maldonado, Carlos, Pujado, Edgar, & Squeo, Francisco A.. (2002). El efecto de la disponibilidad de agua durante el crecimiento de *Lycopersicon chilense* sobre la capacidad de sus semillas para germinar a distintas temperaturas y concentraciones de manitol y NaCl. *Revista chilena de historia natural*, 75(4), 651-660. <https://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2002000400002>
- Salukazana, L., Jackson, S., Rodda, N., Smith, M., Gounden, T., McLeod, N., & Buckley, C. (2005). Re-use of grey water for agricultural irrigation. *Howard College, Durban*.



- Tiquia, S. (2000). Evaluating phytotoxicity of pig manure from the pig on litter system. In Proceedings of the International Composting Symposium, CBA Press Inc. Truro, NS (pp. 625-647).
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). 2004. Primer for Municipal Wastewater Treatment Systems, EPA 832-R-04-001. Washington D.C., 30 pp
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). 2012. Guidelines for Water Reuse. Report EPA/625/R-04/108, Washington, DC, USA.
- UNICEF (2019). 1 de cada 3 personas en el mundo no tiene acceso al agua potable. *Organización de las Naciones Unidas* <https://www.unicef.org/es/comunicados-prensa/1-de-cada-3-personas-en-el-mundo-no-tiene-acceso-a-agua-potable>
- Uzma, S., Khan, S., Murad, W., Taimur, N., & Azizullah, A. (2018). Phytotoxic effects of two commonly used laundry detergents on germination, growth, and biochemical characteristics of maize (*Zea mays* L.) seedlings. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190(11), 1-14.
- Vidal, G. & Hormazabal, S. 2018. Humedales Construidos: Diseño y Operación. Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental (GIBA-UDEC). Universidad de Concepción. 255 p
- Villamar, C., Silva, J., Bay-Schmith, E., & Vidal, G. (2014). Toxicity identification evaluation of anaerobically treated swine slurry: A comparison between *Daphnia magna* and *Raphanus sativus*. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 49(11), 880-888.



- Vuppaladadiyam, A.K., Merayo, N., Prinsen, P., Luque, R., Blanco, A., Zhao, M. (2019). A review on greywater reuse: quality, risks, barriers and global scenarios. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 18(1), 77-99. <https://doi.org/10.1007/s11157-018-9487-9>.
- Winward, G. P., Avery, L. M., Frazer-Williams, R., Pidou, M., Jeffrey, P., Stephenson, T., & Jefferson, B. (2008). A study of the microbial quality of grey water and an evaluation of treatment technologies for reuse. *Ecological engineering*, 32(2), 187-197.
- Zucconi, F. (1981). Evaluating toxicity of immature compost. *Biocycle*, 22(2), 54-57.