

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

**ESCUELA DE POSGRADO
MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES**



**“INCREMENTO DE CARGAS Y SU EFECTO EN LA
OPERACIÓN DE UN SISTEMA FRANCÉS PARA TRATAR
AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS”**

Presentada por:

VLADIMIR ALFONSO LEÓN MENACHO

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE MAESTRO
MAGISTER SCIENTIAE EN CIENCIAS AMBIENTALES**

Lima – Perú

2020

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

**ESCUELA DE POSGRADO
MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES**

**“INCREMENTO DE CARGAS Y SU EFECTO EN LA
OPERACIÓN DE UN SISTEMA FRANCÉS PARA TRATAR
AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS”**

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE
MAESTRO MAGISTER SCIENTIAE**

Presentada por:

VLADIMIR ALFONSO LEÓN MENACHO

Sustentada y aprobada ante el siguiente jurado:

Lic. Rer. Reg. Victor Aguilar Vidangos

PRESIDENTE

Mg.Sc. Rosa Miglio Toledo

ASESOR

Ph.D. José Calle Maraví

MIEMBRO

Dra. Heike Hoffmann

CO-ASESOR

Dra. Rosemary Vela Cardich

MIEMBRO

DEDICATORIA

Dedicado a mis padres Antonia Epinaca Menacho Camones y Agustín de Contaber León Quiñones, a mis hermanos Williams Juan León Menacho y Gladys Edith León Menacho. A mis familiares, amigos y todos los que lograron la realización de esta tesis.

AGRADECIMIENTOS

Primero, al Programa Nacional de Innovación Agraria (PNIA) por el financiamiento integral de la Maestría en Ciencias Ambientales (Contrato N° 081-2017-INIA-PNIA-MAESTRÍA) en la Universidad Nacional Agraria La Molina.

Segundo, a la Mg.Sc. Rosa Miglio Toledo y la Dra. Heike Hoffmann por la asesoría en todo el proceso de planeamiento, ejecución y redacción de la tesis.

Finalmente, a todos mis compañeros y colaboradores del Grupo de Investigación de “Agua y Saneamiento Sostenible” de la Universidad Nacional Agraria La Molina, en especial a mi compañero de trabajo Max Höllmann.

ÍNDICE GENERAL

I. INTRODUCCIÓN	1
II. REVISIÓN DE LITERATURA	3
2.1. SITUACIÓN DE AGUA Y SANEAMIENTO EN EL PERÚ.....	3
2.2. AGUAS RESIDUALES	4
2.2.1. Clasificación	4
2.2.2. Niveles de tratamiento	4
2.2.3. Principales características.....	5
2.2.4. Principales parámetros de calidad	6
2.2.5. Reúso de aguas residuales en agricultura	9
2.3. HUMEDALES CONSTRUIDOS.....	11
2.3.1. Humedales construidos en países en vías de desarrollo	12
2.3.2. Clasificación	12
2.3.3. Mecanismos de remoción	15
2.4. SISTEMA FRANCÉS	20
2.4.1. Principales características.....	20
2.4.2. Dimensionamiento.....	23
2.4.3. Generación de una capa de lodo	24
III. MATERIALES Y MÉTODOS	27
3.1. LOCALIZACIÓN	27
3.2. CONDICIONES CLIMÁTICAS.....	27
3.3. CARACTERÍSTICAS DEL SISTEMA FRANCÉS.....	28
3.3.1. Cargas de operación.....	30
3.3.2. Toma de muestras	31
3.3.3. Adición de una capa con material orgánica en la 1 ^{ra} etapa (celda francesa)	32
3.3.4. Medición del caudal.....	34
3.3.5. Medición de parámetros de campo	34
3.3.6. Medición de parámetros de laboratorio	34
3.4. CARGAS DE OPERACIÓN.....	37
3.4.1. Carga hidráulica.....	37
3.4.2. Cargas contaminantes	37

3.4.3. Eficiencias de remoción.....	39
3.5. ANÁLISIS ESTADÍSTICO	39
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	42
4.1. CARGAS HIDRÁULICAS	42
4.2. CARACTERÍSTICAS DE LAS AGUAS RESIDUALES CRUDAS	43
4.3. CARACTERÍSTICAS DE LAS AGUAS RESIDUALES TRATADAS	43
4.4. DISTRIBUCIÓN TEMPORAL DE CADA PARÁMETRO DURANTE LAS 4 FASES DE INVESTIGACIÓN.....	46
4.5. RATIOS DE REMOCIÓN	53
4.6. EFECTO DE LA CAPA CON MATERIAL ORGÁNICO SOBRE LA SUPERFICIE DE LA 1 ^{RA} ETAPA.....	57
4.7. GENERACIÓN DE UNA CAPA DE LODO SOBRE LA 1 ^{RA} ETAPA DEL SISTEMA FRANCÉS	58
4.8. REÚSO DE AGUAS RESIDUALES	60
V. CONCLUSIONES.....	62
VI. RECOMENDACIONES.....	64
VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	65
VIII. ANEXOS.....	72

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Características de las principales etapas del tratamiento de las aguas residuales ..	5
Tabla 2: Calidad microbiológica para la reutilización de aguas residuales tratadas en agricultura	11
Tabla 3: Eficiencias de eliminación de los principales tipos de humedales construidos por etapa de tratamiento	14
Tabla 4: Principales mecanismos de remoción de contaminantes y patógenos en el tratamiento con humedales construidos	16
Tabla 5: Máximas cargas (hidráulicas y contaminantes) de diseño para las 2 etapas del Sistema Francés	23
Tabla 6: Rendimientos de la 1 ^{ra} , 2 ^{da} y 1 ^{ra} + 2 ^{da} etapa del Sistema Francés para climas moderados y climas templados	24
Tabla 7: Acumulación de lodos en diferentes en climas moderados y tropicales sobre la superficie de la 1 ^{ra} etapa del Sistema Francés.....	25
Tabla 8: Condiciones climáticas durante toda la etapa de investigación	28
Tabla 9: Periodo de investigación durante 4 fases	31
Tabla 10: Cargas hidráulicas aplicadas a la 1 ^{ra} etapa (celda francesa) y la línea 2 de la 2 ^{da} etapa (humedal subsuperficial de flujo vertical) del Sistema Francés	42
Tabla 11: Características de las concentraciones del afluente durante las 4 fases de investigación	43
Tabla 12: Eficiencia de remoción de contaminantes de la 1 ^{ra} etapa, 2 ^{da} etapa, y el sistema en conjunto (1 ^{ra} + 2 ^{da} etapa) durante las 4 fases de la investigación	45
Tabla 13: Resultados de los test estadísticos de la comparación de las 4 fases del afluente, efluente de la 1 ^{ra} etapa y efluente de la 2 ^{da} etapa	52
Tabla 14: Comparación de los valores promedio de los parámetros evaluados con y sin una capa de material orgánico mediante pruebas de hipótesis.....	58
Tabla 15: Eficiencia de remoción de contaminantes en la 1 ^{ra} etapa con y sin una capa adicional de material orgánico sobre la superficie del filtro.....	59
Tabla 16: Resultados de parámetros microbiológicos de las muestras de lodo generados sobre una capa con y sin material orgánico	60
Tabla 17: Parámetros de calidad microbiológica con fines de reúso en agricultura	61

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Esquemas generales de humedales subsuperficiales. Arriba a la izquierda: flujo horizontal; arriba a la derecha: flujo vertical; abajo a la izquierda: flujo vertical francés (celda francesa), primera etapa; abajo a la derecha: flujo vertical francés, segunda etapa	13
Figura 2: Vista de perfil del esquema clásico de la distribución del Sistema Francés	21
Figura 3: Operación de la 1 ^{ra} y 2 ^{da} etapa del Sistema Francés	23
Figura 4: Sistema Francés de la UNALM. Izquierda: 1 ^{ra} etapa (celda francesa); Derecha: 2 ^{da} etapa (humedales subsuperficiales de flujo vertical).....	27
Figura 5: esquema de Sistema Francés investigado	29
Figura 6: Vista transversal del Sistema Francés instalado en la UNALM.....	30
Figura 7: Toma de muestras: Izquierda: afluente de la 1 ^{ra} etapa (celda francesa); Medio: efluente de la 1 ^{ra} etapa (celda francesa); Derecha: efluente 2 ^{da} etapa (humedal subsuperficial de flujo vertical)	31
Figura 8: 1 ^{ra} etapa del Sistema Francés. Izquierda: línea cubierta con material orgánico adicional (aserrín + restos de vegetación; derecha: línea sin material orgánico adicional	33
Figura 9: Lodo generado sobre la línea 1 y 2 de la 1 ^{ra} etapa del Sistema Francés. Izquierda: evaluación de acumulación de lodo; Derecha: toma de muestra de lodo	33
Figura 10: Diseño del análisis estadístico de la investigación	41
Figura 11: Variación de la temperatura (°C) del afluente, efluente de la 1 ^{ra} etapa y efluente de la 2 ^{da} etapa durante las 4 fases de la investigación.....	46
Figura 12: Variación de la DQO (mg l ⁻¹) del afluente, efluente de la 1 ^{ra} etapa y efluente de la 2 ^{da} etapa durante las 4 fases de la investigación	47
Figura 13: Variación de la DBO ₅ (mg l ⁻¹) del afluente, efluente de la 1 ^{ra} etapa y efluente de la 2 ^{da} etapa durante las 4 fases de la investigación.....	48
Figura 14: Variación de los SST (mg l ⁻¹) del afluente, efluente de la 1 ^{ra} etapa y efluente de la 2 ^{da} etapa durante las 4 fases de la investigación	48
Figura 15: Variación de la Turbidez (NTU) del afluente, efluente de la 1 ^{ra} etapa y efluente de la 2 ^{da} etapa durante las 4 fases de la investigación.....	49
Figura 16: Variación del PO ₄ -P (mg l ⁻¹) del afluente, efluente de la 1 ^{ra} etapa y efluente de la 2 ^{da} etapa durante las 4 fases de la investigación	49
Figura 17: Diagrama de cajas y bigotes de las concentraciones de las especies de nitrógeno en el afluente, efluente de la 1 ^{ra} etapa y efluente de la 2 ^{da} etapa	51

Figura 18: Cargas de DQO aplicadas y tratadas y, la carga de diseño sugerida tomadas de Lombard y Molle (2017).....	54
Figura 19: Cargas de DBO ₅ aplicadas y tratadas y, la carga de diseño sugerida tomadas de Lombard y Molle (2017).....	55
Figura 20: Cargas de SST aplicadas y tratadas en el filtro activo con regresión lineal y la carga de diseño sugerida tomadas de Lombard y Molle (2017)	55
Figura 21: Cargas de N _{Total} aplicadas y tratadas en el filtro activo con regresión lineal y la carga de diseño sugerida tomadas de Lombard y Molle (2017)	56
Figura 22: Evolución de capa de lodos en las 2 líneas de la 1 ^{ra} etapa para las 4 fases de investigación	60

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1: Normalidad y análisis de varianza del afluente.....	72
Anexo 2: Normalidad y análisis de varianza del efluente de la 1 ^{ra} etapa.....	73
Anexo 3: Normalidad y análisis de varianza del efluente de la 2 ^{da} etapa	74
Anexo 4: Normalidad y análisis de varianza del efluente de la 1 ^{ra} etapa con y sin una capa adicional de material orgánico por cada fase de la investigación.....	75
Anexo 5: Normalidad y análisis de varianza del efluente de la 1 ^{ra} etapa con y sin una capa adicional de material orgánico en las 4 fases de investigación.....	77

RESUMEN

Un Sistema Francés compuesto por una celda francesa con dos líneas como 1^{ra} etapa y humedal vertical como 2^{da} etapa, se operó durante 8 meses en el campus de la Universidad Nacional Agraria La Molina (Lima, Perú). El objetivo fue evaluar su comportamiento frente a diferentes incrementos de carga hidráulica y orgánica. Para ello, se aplicaron cargas de 0.119 m d⁻¹, 0.251 m d⁻¹, 0.329 m d⁻¹ y 0.466 m d⁻¹. Debido a la gran acumulación de lodo que se produce en la primera etapa en condiciones de climas templados, la superficie de una de las 2 líneas se cubrió con una capa de material orgánico (aserrín y restos vegetales), para investigar el posible efecto positivo de filtración. Las eficiencias de la 1^{ra} etapa variaron en función de la carga aplicada y del efecto de la capa de material orgánico. Las mejores eficiencias de remoción se lograron cuando se aplicó al sistema la carga de 0.329 m d⁻¹. Se logró una remoción mayor a 90.5%, 92.1%, 98.1% y 70.4% para la DQO, DBO₅, SST y N_{Total} respectivamente. Los huevos de helmintos (HH) se retuvieron completamente (<1 N° L⁻¹), independientemente de la carga o presencia de la capa con material orgánico. El efecto de filtración de una capa con material orgánico sobre la superficie de una de las líneas en la 1^{ra} etapa no fue significativo, esto se confirmó con el análisis estadístico en donde se concluye que no existen diferencias estadísticamente significativas entre ambas líneas. Se logró una eficiencia mayor a 98.5%, 98.2%, 99.9% y 84.8% en todo el sistema (1^{ra}+2^{da} etapa) para la DQO, DBO₅, SST y N_{Total} respectivamente. Los coliformes termotolerantes (CT) variaron entre 2.5x10³ a 4.7x10⁴ NMP (100ml)⁻¹ y los HH fueron <1 N° L⁻¹. Se discuten los resultados con relación al reúso del efluente.

Palabras clave: Sistema Francés, humedal vertical, clima templado, aguas residuales crudas, reúso.

ABSTRACT

A French System composed of French cell with 2 lines as 1st stage and vertical wetland as 2nd stage, was operated for 8 months on the campus of the National Agrarian University La Molina (Lima, Peru). The focus was to evaluate their behavior against different increases in hydraulic and organic load. For this, loads of 0.119 m d⁻¹, 0.251 m d⁻¹, 0.329 m d⁻¹ and 0.466 m d⁻¹ were applied. Due to the large accumulation of sludge that occurs in the first stage in conditions of temperate climates, the surface of one of the 2 lines was covered with a layer of organic material (sawdust and plant debris), to investigate the possible positive effect of filtration. The efficiencies of the 1st stage varied depending on the load applied and the effect of the layer of organic material. The best removal efficiencies were achieved when the load of 0.329 m d⁻¹ was applied to the system. A removal greater than 90.5%, 92.1%, 98.1% and 70.4% was achieved for the COD, BOD₅, SST and N_{Total} respectively. Helminth eggs (HH) were completely retained (<1 N° L⁻¹), regardless of the loading or presence of the layer with organic material. The filtration effect of a layer with organic material on the surface of one of the lines in the 1st stage wasn't significant, this was confirmed with the statistical analysis where it is concluded that there are no statistically significant differences between both lines. Efficiency greater than 98.5%, 98.2%, 99.9% and 84.8% was achieved throughout the system (1st + 2nd stage) for the COD, BOD₅, SST and N_{Total} respectively. Thermotolerant coliforms (CT) varied between 2.5x10³ to 4.7x10⁴ NMP (100ml)⁻¹ and the HH were <1 N° L⁻¹. The results are discussed in relation to the reuse of the effluent.

Keywords: French system, vertical wetland, temperate climate, raw wastewater, reuse.

I. INTRODUCCIÓN

A nivel mundial, el 33% de la población carece de servicios de saneamiento, situación que en América Latina y el Caribe es similar, ya que las cifras muestran que el 27% de la población carece de estos servicios (WHO 2015).

Se estima que el 10% de peruanos carecen del servicio de agua y 25.5% carecen del servicio de alcantarillado (MVCS 2017); a esto se suma que más del 70% de la población vive en la costa (Ioris 2012) donde existe déficit hídrico.

La cobertura de tratamiento de aguas residuales domésticas alcanza el 72% a nivel nacional, pero si se excluye a Lima y Callao, el resto del país sólo alcanza el 48% (GWI 2016). Las principales tecnologías utilizadas para el tratamiento de aguas residuales domésticas, incluyen algún tipo de laguna, siendo el sistema más frecuente, la combinación de lagunas facultativas primarias y secundarias (ANA 2016).

En la actualidad, existen otras tecnologías que vienen tomando espacio como alternativas para el tratamiento de aguas residuales. Dentro de ellas se tiene a los humedales construidos, tecnología que simula los procesos naturales de eliminación de contaminantes los humedales, y se caracteriza por tener bajo costo, fácil operación y mantenimiento, y potencialidad de aplicación en situaciones descentralizadas. Además alberga plantas acuáticas y utilizan mecanismos químicos, físicos y biológicos para tratar las aguas residuales (Von Sperling y Chernicharo 2005).

Los humedales construidos requieren tratamiento preliminar para eliminar sólidos y se subdividen en sistemas de flujo superficial y de flujo subsuperficial, a la vez, estos últimos se subdividen en humedales de flujo horizontal y de flujo vertical dependiendo de la dirección del flujo de agua (Kadlec y Wallace 2009). También se han introducido y aplicado exitosamente humedales de flujo vertical para tratar aguas residuales crudas. Esto es conocido como Sistema Francés e incluye 2 etapas: celda francesa + humedal de flujo vertical. Ambas etapas proporcionan un tratamiento integrado de lodos y aguas residuales en un solo sistema (Dotro et al. 2017).

En el Perú, una experiencia con el Sistema Francés en la ciudad de Chincha, mostró que la remoción de contaminantes en la celda francesa (1^{ra} etapa) fue más eficiente en comparación con las tecnologías de tratamiento comunes: tanque séptico, ABR, tanque Imhoff, UASB (Platzer et al. 2016). De aquí surgió la necesidad de ampliar la investigación del Sistema Francés, incluyendo el humedal de flujo vertical de la 2^{da} etapa bajo condiciones típicas de costa en Perú.

Dicho lo anterior, el objetivo general de esta investigación fue:

- Evaluar el comportamiento de un sistema francés frente al incrementos de cargas hidráulicas y orgánicas.

Así mismo, los objetivos específicos fueron:

- Caracterizar las aguas residuales domésticas en cada etapa del Sistema Francés (celda francesa y humedal vertical) cuando se incrementan las cargas hidráulicas.
- Comparar la mejora de la eficiencia del tratamiento entre la celda francesa y el sistema total (celda francesa y humedal vertical) cuando se incrementan las cargas hidráulicas.
- Evaluar la mejora de la eficiencia del tratamiento en la celda francesa con la instalación de un medio filtrante adicional a una de las líneas activas.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. SITUACIÓN DE AGUA Y SANEAMIENTO EN EL PERÚ

El Perú se divide en tres regiones naturales conocidas como la costa, sierra y selva. La costa tiene un área de aproximadamente el 11% del territorio nacional; la sierra contiene la Cordillera de los Andes y representa el 27% de la superficie terrestre del país; y la selva cubre la mayoría del país con 62% (Eda y Chen 2010). El 77.2 % vive en el ámbito urbano, mientras que el 22.8 % vive en el ámbito rural (INEI 2018).

El problema del agua en Perú radica en parte, por su peculiar distribución demográfica, ya que tiene más del 70% de la población que vive en la costa donde sólo se encuentra el 2% de las reservas de agua del país (Ioris 2012). Se estima que el 10% de peruanos carecen del servicio de agua y 25.5% de peruanos carecen del servicio de alcantarillado (MVCS 2017).

En el Perú existen 336 plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR); el 73% de las PTAR incluyen en su proceso de tratamiento algún tipo de laguna, siendo el sistema más importante, la combinación de lagunas facultativas primarias y secundarias (ANA 2016).

Se ha estimado que diariamente se generan de $162 \text{ l habitante}^{-1} \text{ día}^{-1}$ de aguas residuales domésticas, siendo el de la costa el mayor aporte con 66% (ANA 2016). Del total aguas residuales producidas, el 72% se tratan y desembocan directamente en el mar (Eda y Chen 2010). La mayor descarga es para reúso agrícola con el 43% donde sólo se cumple con el reúso restringido (solo con lagunas), siendo preocupante el resto de tecnologías (ANA 2016).

La reutilización de las aguas residuales es un gran desafío para el país, ya que, en la costa peruana las necesidades de agua son mayores, debido al mayor uso de agua para la agricultura, las industrias, la demanda interna, la minería y la ganadería (Eda y Chen 2010).

Lima, la capital, está ubicada en la costa junto a otras ciudades desarrolladas, estas presentan un alto déficit de abastecimiento y suministro de agua. Además, casi todo el abastecimiento de agua de la ciudad depende del agua de deshielo de los glaciares. Tan sólo en Lima, se

generan alrededor de 9 mm de precipitación por año (GIZ 2014), por lo tanto, se deben de pensar en la aplicación de tecnologías que permitan aprovechar las aguas residuales.

2.2. AGUAS RESIDUALES

Son todas las aguas provenientes del sistema de abastecimiento de agua de una población después de haber sido modificada. El agua presenta alteraciones en su composición por diversos usos y es recogida por una red de alcantarillado y conducida para su disposición final a una instalación de tratamiento o también conocida como planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) (CENTA 2008).

Según León (2016), todas las instalaciones de tratamiento de aguas residuales, constan de 3 elementos básicos:

- La recogida y conducción: se realiza a través de la red de tuberías de alcantarillado y colectores que conducen el agua residual desde el punto de generación hasta la PTAR.
- El tratamiento: es el conjunto de operaciones químicas, físicas y biológicas que eliminan la mayor cantidad de contaminantes antes de su vertido.
- La evacuación: se genera como consecuencia de los procesos de tratamiento a que se ven sometidas las aguas residuales y se transforma en dos corrientes salientes (efluentes depurados y lodos). Finalmente, con la evacuación de ambas corrientes se da por finalizado el tratamiento de las aguas residuales.

2.2.1. Clasificación

De acuerdo a su origen, las aguas residuales, se clasifican en aguas residuales domésticas, aguas residuales comerciales, aguas residuales industriales, aguas residuales agrícolas, aguas de infiltración, aguas de lluvia o aguas blancas y aguas superficiales (CENTA 2008).

2.2.2. Niveles de tratamiento

El nivel de tratamiento de las aguas residuales depende de los objetivos del tratamiento, eficiencias de eliminación y de los estudios de impacto ambiental en el cuerpo receptor (Von Sperling y Chernicharo 2005). Se reconocen los siguientes niveles: pretratamiento,

tratamiento primario, tratamiento secundario y tratamiento terciario. En la Tabla 1 se presentan las características de las principales etapas del tratamiento.

Tabla 1: Características de las principales etapas del tratamiento de las aguas residuales

	Nivel de tratamiento		
	Pretratamiento	Primario	Secundario
Remoción de contaminantes	Sólidos gruesos	Sólidos sedimentables Partículas de DBO	Sólidos no sedimentables Partícula fina de DBO DBO soluble Nutrientes Patógenos
Eficiencias de remoción	-	Sólidos sedimentables: 60 - 70% DBO: 25 - 40% Coliformes: 30 - 40%	SS: 65 - 95% DBO: 60 - 99% Coliformes: 60 - 99%
Mecanismo de tratamiento predominante	Físico	Físico	Biológico
Aplicación	Aguas arriba de las estaciones de bombeo Etapa de tratamiento inicial	Tratamiento parcial Etapa intermedia de un tratamiento más completo	Tratamiento más completo (para materia orgánica)

FUENTE: Adaptado de Dotro et al. (2017)

2.2.3. Principales características

La composición de las aguas residuales está en función de los usos a los que se sometió el agua. Estos usos y la forma cómo se ejercieron varían según el clima, la situación social y económica y, los hábitos de población. Por lo tanto, muchas veces es preferible utilizar parámetros indirectos que representen el carácter o el potencial contaminante de las aguas residuales estudiadas (Von Sperling y Chernicharo 2005). Estos parámetros definen la calidad de las aguas residuales y se pueden dividir en tres categorías: parámetros físicos, químicos y biológicos.

De acuerdo a Qasim (1999), dentro de los principales parámetros físicos se tienen: la temperatura, color, olor y turbiedad. Los principales parámetros químicos incluyen: los sólidos totales (suspendidos, disueltos y sedimentables), la materia orgánica (DBO₅, DQO, DBO última y COT), el nitrógeno total (nitrógeno orgánico, amonio, nitrito y nitrato), fósforo total (fósforo orgánico y fósforo inorgánico), pH, alcalinidad, cloruros y, aceites y grasas. Los parámetros biológicos incluyen a organismos como: helmintos, virus, protozoos,

hongos, algas, aqueas y bacterias. Las concentraciones de metales pesados y compuestos orgánicos tóxicos son cercanas a cero en aguas estrictamente domésticas.

2.2.4. Principales parámetros de calidad

Sólidos

Los sólidos pueden clasificarse según su tamaño y estado en sólidos suspendidos (no filtrable) y sólidos disueltos (filtrable); según sus características químicas en volátiles (orgánico) y sólidos fijos (inorgánico), y según su capacidad de sedimentabilidad en sedimentables y no sedimentables. De manera general, varían desde compuestos disueltos de aproximadamente 10^{-6} μm hasta sólidos suspendidos de 10^3 μm , y son visibles para el ojo humano (Von Sperling y Chernicharo 2005).

Materia orgánica

La materia orgánica en las aguas residuales domésticas es una mezcla heterogénea de varias sustancias orgánicas, compuesta de proteínas, carbohidratos, aceites y grasas, urea, surfactantes, fenoles, pesticidas y otras sustancias de menor concentración (Jordão y Von Sperling 2006). Son la base de los procesos metabólicos de los microorganismos y la estabilización de la materia orgánica (Von Sperling y Chernicharo 2005).

La forma de cuantificar la materia orgánica en las aguas residuales domésticas es a través del método indirecto (consumo de oxígeno) y el método directo (carbono orgánico). El método indirecto incluye a la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Demanda Bioquímica de Oxígeno Última (DBO_u) y la Demanda Química de Oxígeno (DQO). El método directo incluye el Carbono Orgánico Total (COT) (Von Sperling y Chernicharo 2005).

Con fines prácticos, en las aguas residuales se cuantifican la DQO y DBO. La DQO expresa la cantidad de oxígeno necesario para la oxidación completa de la materia orgánica, independientemente de la composición química de sustancias individuales o su degradabilidad biológica. Por su parte, la DBO cuantifica el oxígeno que consumen los microorganismos que degradan la materia orgánica y, por lo tanto, es una medida de los compuestos biodegradables de las aguas residuales. Para que los resultados sean comparables, la DBO siempre está relacionada con un intervalo de tiempo durante el cual se

determina la degradación biológica, normalmente se utiliza la DBO₅, esta, representan la cantidad de oxígeno necesaria para la degradación bioquímica en 5 días (Von Sperling 2007).

Nitrógeno

El nitrógeno es esencial para los organismos vivos y es uno de los principales nutrientes presentes en las aguas residuales. Pero el exceso de estos nutrientes pueden dificultar los procesos de tratamiento, causan olores desagradables y son tóxicos para la vida acuática (EPA 2004).

En las aguas residuales sin tratar, el nitrógeno se presenta predominantemente en su forma orgánica o como amoníaco. Estas dos formas juntas, se determinan mediante el método Kjeldahl que conduce al Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK) o a través del Nitrógeno Total (N_{Total}). El amoníaco existe en solución en forma de ion (NH_4^+) y en forma libre no ionizada (NH_3) (Von Sperling y Chernicharo 2005).

$$NTK = \text{Nitrógeno amoniacal} + \text{Nitrógeno orgánico} \dots (1)$$

$$N_{Total} = NTK + NO_2^- + NO_3^- \dots (2)$$

Además, el nitrógeno puede existir en formas oxidadas como nitrito (NO_2^-) o nitrato (NO_3^-) cuando se producen condiciones aeróbicas en las que se oxida el amoníaco, o en su forma molecular (N_2). El equilibrio entre estas dos formas depende del valor de pH y la temperatura de las aguas residuales, cuanto más alta es la temperatura y el valor de pH en la solución, más amoníaco estará presente (Von Sperling 2007).

El amoníaco, la forma reducida de nitrógeno, se oxida a nitrito y nitrato en cuerpos de agua, lo que lleva a una disminución de la concentración de oxígeno disuelto. El amoníaco libre es muy tóxico para la vida acuática, pero como los valores de pH de las aguas residuales domésticas generalmente oscilan alrededor de 8, este efecto solo conlleva un riesgo ambiental menor (Vymazal 2007).

Fósforo

El fósforo es otro de los principales nutrientes presentes en el agua residual. La liberación de grandes cantidades de nutrientes, principalmente fósforo, causa excesivo crecimiento de

algas. El crecimiento no controlado de algas bloquea la luz solar, ahoga las plantas y animales acuáticos debido al agotamiento del oxígeno disuelto en el agua y genera, por lo tanto, eutrofización (EPA 2004).

El fósforo en las aguas residuales sin tratar, se origina debido al uso de los detergentes y productos químicos del hogar, está presente en forma de polifosfatos solubles o como ortofosfatos tales como PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , H_3PO_4 (Von Sperling y Chernicharo 2005).

En las aguas residuales domésticas típicas, la forma predominante es HPO_4^{2-} . Las polifosfatos son moléculas complejas con al menos dos átomos de fósforo. Los polifosfatos se convierten en ortofosfatos por hidrólisis a través de un proceso lento y luego están directamente disponibles para el metabolismo biológico (Von Sperling 2007).

Organismos e indicadores patógenos de contaminación fecal

Las aguas residuales domésticas contienen gran cantidad de microorganismos diferentes, estos, son necesarios para el tratamiento de las aguas residuales que se basan en procesos biológicos. El mayor grupo de organismos patógenos vienen a ser las bacterias, virus, protozoos y helmintos que se transmiten predominantemente a través de la ruta fecal - oral. La cantidad presente en las aguas residuales depende de la población, región geográfica, requisitos de salud y del tipo de agua residual procedente (Von Sperling y Chernicharo 2005).

La detección directa de las especies de bacterias patógenas es difícil debido a sus bajas concentraciones, por lo tanto, son necesarios grandes volúmenes de muestras para su detección (Von Sperling 2007). En este sentido, se recomienda identificar a los indicadores de contaminación fecal procedentes de heces humanas o animales debido a que son más económicas y rápidas de identificar. Los organismos más utilizados con este objetivo son las bacterias del grupo coliforme (abarca el género *Escherichia* y en menor grado las especies de *Klebsiella*, *Enterobacter* y *Citrobacter*) (WHO 1989), una de las principales características de este grupo es su alta resistencia en el agua comparada a otras bacterias, otra característica importante es que sus mecanismos de eliminación en las plantas de tratamiento de aguas residuales típicas son muy similares a los de las bacterias patógenas, por lo tanto, cuando no se detectan coliformes en una muestra de agua, es poco probable que otras bacterias patógenas estén presentes (Fewtrell y Bartram 2001).

Otro contaminante importante asociado a las aguas residuales son los helmintos o nematodos intestinales. Estos, viven en el tracto intestinal de los humanos y los animales y transmiten diferentes formas de helmintiasis, un trastorno intestinal que produce diarrea, náuseas y desnutrición (Jimenez 2007). Una característica de los helmintos es que no pueden sobrevivir en las aguas residuales, a diferencia de los huevos que por lo general varían de tamaño entre 20 y 80 μm (Ayres et al. 1992). Los huevos de helmintos son muy resistentes a las condiciones ambientales y a las técnicas de desinfección clásicas, y pueden sobrevivir en el agua, suelo y hasta en el cultivo que puede durar meses o años. Debido a que los huevos de helmintos son más resistentes que los coliformes fecales, estos deben ser monitoreados por separado (Jimenez 2007).

2.2.5. Reúso de aguas residuales en agricultura

El uso de aguas residuales en la agricultura está creciendo debido a la escasez de agua, el crecimiento de la población y la urbanización, lo que lleva a la reutilización de aguas residuales en las zonas urbanas (Carr et al. 2004).

A nivel mundial, se estima que el 18% de las tierras de cultivo están irrigadas con aguas residuales, produciendo el 40% de todos los alimentos (Gleick 2000) y se estima que el 10% de la población consume alimentos producidos con el riego de las aguas residuales (Smit et al. 1992).

Las aguas residuales son ricas en nutrientes, principalmente en nitrógeno y fósforo, considerados contaminantes en los cuerpos receptores de agua, ya que pueden generar eutrofización. Pero son importantes para el crecimiento de las plantas y se utilizan como fertilizantes, por lo tanto, son beneficiosos para la agricultura (Carr et al. 2004).

Sin embargo, los efluentes tratados de las aguas residuales, pueden generar impactos ambientales negativos y están asociados a ciertos riesgos relacionados con la salud de la población, por lo tanto, su uso en la agricultura requiere una buena gestión y un tratamiento adecuado de las aguas residuales para prevenir efectos adversos (Scott et al. 2004).

Aspectos ambientales

Uno de los aspectos ambientales a considerar en el reúso de las aguas residuales es la salinidad medida en términos de conductividad eléctrica. La salinidad en suelos irrigados

con aguas residuales puede conducir a la acumulación de sales en los suelos lo que perjudica la capacidad de absorber agua, y por lo tanto limita el crecimiento de las plantas (WHO 2006). Del mismo modo, los altos contenidos de sodio en el suelo pueden llevar a una disminución de la permeabilidad del suelo y, por lo tanto, impiden que el agua llegue a las raíces y la parte aérea de los cultivos irrigados (Pedrero et al. 2010). Por esta razón, se recomienda que sólo se use agua con una conductividad eléctrica entre $700 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $3000 \mu\text{S cm}^{-1}$ para el riego agrícola con un drenaje adecuado para reducir la acumulación de sales en el suelo (Ayers y Westcot 1985).

Otro aspecto a considerar es el nitrógeno, si bien, es importante para la agricultura, el exceso puede llevar a un crecimiento excesivo de las plantas, en especial el nitrato tiende a lixiviarse en el agua subterránea cuando se aplica excesivamente a las áreas agrícolas irrigadas con aguas residuales (WHO 2006). Según Ayers y Westcot (1985), el agua con una concentración de nitrógeno (nitrato, amoníaco y nitrógeno orgánico) por debajo de 5 mg l^{-1} se puede usar sin restricción y las concentraciones entre 5 y 30 mg l^{-1} son aceptables para el riego.

Así mismo, los metales pesados y otros compuestos orgánicos tóxicos no producen efectos ambientales negativos, siempre y cuando se traten estrictamente, por lo tanto, el agua residual tratada con estos elementos se pueden utilizar para el riego (WHO 2006).

Aspectos de la salud humana

El uso de las aguas residuales tratadas puede provocar enfermedades asociadas al hombre debido al contacto. Los grupos que principalmente se encuentran amenazados son los agricultores (cuando no usan EPP's), poblaciones cercanas y los cultivos irrigados (Westcot 1997). El riesgo de contraer una enfermedad causada por una infección depende de varios factores asociados a los patógenos. Los patógenos asociados a las aguas residuales presentan las siguiente características: alta persistencia en el agua y el suelo, dosis infecciosas bajas, inmunidad del huésped débil y transmisión concurrente mínima por otras vías distintas a la irrigación (Shuval et al. 1986).

En base a estos hallazgos, la WHO (1989) clasificó a los huevos de helmintos como el mayor riesgo de infectar a las personas, seguido de las bacterias. El alto riesgo asociado para los huevos de helmintos se debe principalmente a su alta persistencia en las aguas residuales y

el suelo (tiempo de supervivencia de varios meses) y, su baja dosis de infección (solo un huevo para algunas especies). Se descubrió que los protozoos y los virus son de menor importancia, principalmente debido al corto tiempo de supervivencia de los protozoos en las aguas residuales. En el caso de los virus, el riesgo asociado con el riego de aguas residuales tratadas es bajo en comparación con las vías de transmisión concurrentes.

Con fines de prevenir los efectos negativos en la salud humana, la WHO (1989) recomendó valores límite para las aguas residuales tratadas para la agricultura. Si bien, existe una versión actualizada de la guía sobre el uso de agua residual en la agricultura por la WHO del año 2006, donde se señalan nuevas definiciones de valores límite, en esta investigación se centrará en los límites de la versión de 1989 (WHO 1989), ya que la legislación peruana utiliza esta guía para evaluar la calidad de las aguas residuales domésticas tratadas para el riego (ANA 2016).

Según el marco legal vigente en Perú, para el reúso de las aguas residuales en agricultura, se aplican las directrices de la WHO que establecen:

Tabla 2: Calidad microbiológica para la reutilización de aguas residuales tratadas en agricultura

Reúso	Nemátodos intestinales	Coliformes fecales
Irrigación con restricción		
Riego de árboles, cultivos industriales, cultivos forrajeros, frutales y pastoreo sin restricciones.	≤ 1 Huevo litro ⁻¹	Sin aplicación
Irrigación sin restricción		
Riego de cultivos comestibles, campos deportivos y parques públicos.	≤ 1 Huevo litro ⁻¹	$\leq 10^3$ NMP (100ml) ⁻¹

FUENTE: Adaptado de WHO (1989).

2.3. HUMEDALES CONSTRUIDOS

Los humedales construidos son tecnologías que simulan los procesos naturales e involucran vegetación macrófita, sustratos y conjuntos microbianos asociados (Vymazal 2005), además utilizan mecanismos físicos, químicos y biológicos para tratar las aguas residuales (Kadlec y Knight 1996). En comparación con otras tecnologías, estos sistemas se caracterizan por ser descentralizados, de bajo costo y de fácil operación y mantenimiento y, dependiendo del

sistema, pueden contener un medio poroso inerte como piedras, grava o arena (Zhang et al. 2014).

2.3.1. Humedales construidos en países en vías de desarrollo

En las últimas décadas, los humedales construidos se han convertido en una opción atractiva frente a las tecnologías convencionales de tratamiento de aguas residuales (Kadlec y Wallace 2009).

En los países en desarrollo, los humedales construidos se han utilizado en su mayoría para tratar aguas residuales domésticas (Platzer et al. 2016), pero, cada vez más la aplicación de humedales construidos se ha ampliado para tratar otros tipos de aguas residuales, como las aguas residuales industriales, aguas residuales agrícolas, lago/agua de río, efluente de lodo, escorrentía de aguas pluviales, aguas residuales de fábricas de azúcar, aguas residuales del hospital, aguas residuales de laboratorio, lixiviados de vertederos y escorrentía agrícola (Zhang et al. 2014).

En términos de eficiencia de rendimiento, la mayoría de los países en desarrollo tienen climas tropicales y subtropicales cálidos, y en general se reconoce que los humedales construidos son más adecuados para el tratamiento de aguas residuales en regiones tropicales que en regiones frías (Platzer et al. 2016). Un clima cálido es propicio para el crecimiento de plantas durante todo el año y una mayor actividad microbiológica, que en general tienen efectos positivos en la eficiencia del tratamiento (Kaseva 2004). Los humedales construidos en los trópicos, están expuestos a temperaturas más altas y radiación durante todo el año, tienen mayor productividad de biomasa en la planta y biodegradación microbiana más rápida, por lo tanto, resulta en un tratamiento más eficiente de los contaminantes (Zhang et al. 2012).

2.3.2. Clasificación

Una gran variedad de diseños de humedales construidos se han desarrollado para diferentes aplicaciones (Stefanakis et al. 2014) desde su primera implementación en Alemania en la década de 1950 (Seidel 1955). Actualmente, los humedales construidos se subdividen en sistemas de flujo superficial y de flujo subsuperficial. Los humedales de flujo superficial son unidades densamente vegetadas, en las que el agua fluye por encima del lecho y

generalmente se utilizan para el tratamiento terciario. En los humedales de flujo subsuperficial (Figura 1), el nivel del agua se mantiene debajo de la superficie de un medio poroso como arena o grava. Se subdividen en humedales de flujo horizontal y de flujo vertical dependiendo de la dirección del flujo de agua y generalmente se utilizan para el tratamiento secundario de aguas residuales (Kadlec y Wallace 2009). También se han introducido y aplicado exitosamente humedales de flujo vertical para tratar aguas residuales crudas. Estos son conocidos como el sistema Francés, proporcionan un tratamiento integrado de lodos y aguas residuales en un solo sistema y, por lo tanto, se ahorran en los costos de construcción (Dotro et al. 2017).

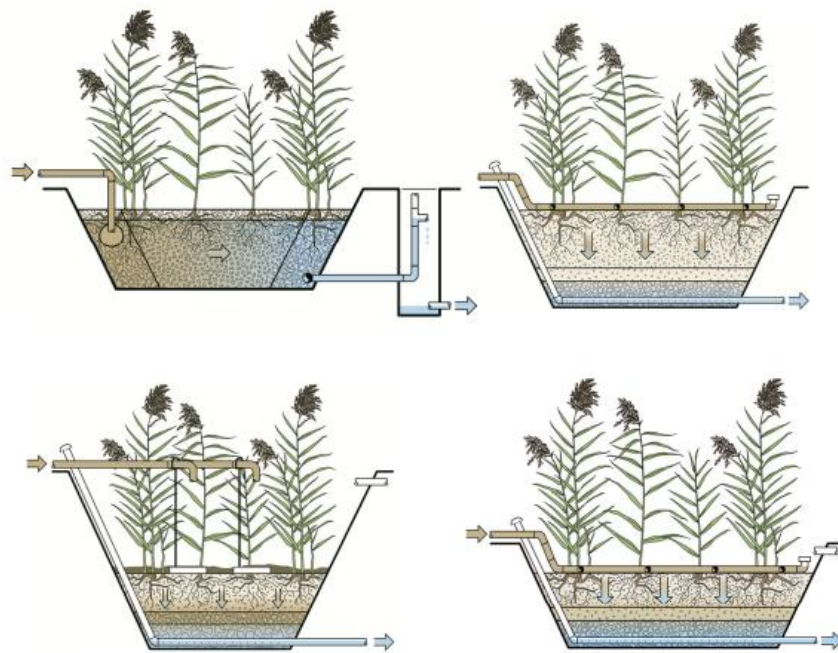


Figura 1: Esquemas generales de humedales subsuperficiales. Arriba a la izquierda: flujo horizontal; arriba a la derecha: flujo vertical; abajo a la izquierda: flujo vertical francés (celda francesa), primera etapa; abajo a la derecha: flujo vertical francés, segunda etapa

FUENTE: Dotro et al. (2017)

Los humedales de flujo horizontal tienen una superficie rectangular y altura de filtro entre 50 – 70 cm con una base inclinada de 1%; el nivel del agua se mantiene entre 5 – 10 cm por debajo de la superficie (Dotro et al. 2017). El agua residual se distribuye horizontalmente por toda el área de la sección transversal del filtro en una capa hecha de grava y arena. El sistema se alimenta de forma continua y, debido a la saturación de agua, se producen principalmente condiciones anaeróbicas (Alarcón et al. 2018). Otra característica, es que el agua residual permanece debajo de la superficie de los medios en interacción con los

microorganismos, las raíces y rizomas de las plantas. Debido a que el agua no está expuesta durante el proceso de tratamiento, se minimiza el riesgo asociado con la exposición humana o de la fauna silvestre a organismos patógenos y algunos vectores (Wallace y Knight 2006).

Desde la década de 1990, los humedales de flujo vertical han ido ganando espacio debido a que la legislación europea se ha vuelto más exigente con la eliminación de contaminantes en el tratamiento de aguas residuales (Kadlec y Knight 1996), a esto se suma que los humedales de flujo vertical muestran una mayor eficiencia de eliminación que los humedales de flujo horizontal para DQO, DBO₅ y nutrientes (Zhang et al. 2014). El funcionamiento de este sistema se basa en un proceso aerobio, en el cual, el agua residual se carga intermitentemente sobre la superficie del filtro y se filtran verticalmente lo que favorece la degradación aeróbica de la materia orgánica y la nitrificación (Alarcón et al. 2018).

En la actualidad, existe una gran cantidad de variantes de humedales de flujo vertical (Stefanakis et al. 2014) como es el sistema francés (celda francesa – primera etapa y humedal de flujo vertical – segunda etapa) que tratan aguas residuales crudas y lodos en un solo proceso que más adelante se estudiará a detalle.

En la Tabla 3, se presentan las eficiencias de eliminación de los principales humedales construidos por etapa de tratamiento.

Tabla 3: Eficiencias de eliminación de los principales tipos de humedales construidos por etapa de tratamiento

Parámetros	Humedal de flujo horizontal	Humedal de flujo vertical	Sistema francés	Humedal de flujo libre
Etapas de tratamiento	Secundario	Secundario	Primario y secundario	Terciario
Sólidos suspendidos totales	> 80%	> 90%	> 90%	> 80%
Materia orgánica (DBO)	> 80%	> 90%	> 90%	> 80%
Nitrógeno total	20 - 30%	> 90%	> 90%	> 80%
Nitrógeno amoniacal	30 - 50%	< 20%	< 20%	30 - 50%
Fósforo total	10 - 20%	10 - 20%	10 - 20%	10 - 20%
Coliformes	2 log ₁₀	2 - 4 log ₁₀	1 - 3 log ₁₀	1 log ₁₀

FUENTE: Dotro et al. (2017)

Uno de los componentes principales de los humedales construidos son las macrófitas. Existe una amplia variedad de especies que se encuentran naturalmente en ambientes de humedales llamadas macrófitas (Kadlec y Knight 1996), dentro de las principales se tienen al *Phragmites australis* (Kadlec y Wallace 2009), *Vetiveria zizanioides*, *Cyperus papyrus* y *Albostratus*, *Haspens* (Hoffmann et al. 2011). Diversos estudios sobre el rendimiento del

tratamiento de las aguas residuales con y sin macrófitas han concluido que el rendimiento es mayor cuando las plantas están presentes, debido a su absorción directa y el secuestro de contaminantes, aunque muchas veces es de menor importancia en comparación con los rendimientos de la actividad microbiana y física (Kadlec y Wallace 2009). La mejora del rendimiento en el tratamiento con macrófitas se debe principalmente a los procesos físicos que ocurren, las raíces y rizomas de las macrófitas, difunde el flujo de agua residual a través del material del filtro y, por lo tanto, aumenta el tiempo de retención hidráulica, los nuevos brotes de la planta abren las superficies del filtro y las raíces pueden evitar la erosión del material del filtro, especialmente cuando se utilizan arenas finas (Dotro et al. 2017).

Otro componente de los humedales construidos es el material filtrante, el cual se compone de grava o arena. Las eficiencias de eliminación dependen en gran medida del material de filtro utilizado en el sistema. La arena conduce a tiempos de retención más largos en el filtro y, por lo tanto, a una mayor eliminación de contaminantes, pero al mismo tiempo limita las tasas de carga hidráulica que se pueden aplicar y aumenta el riesgo de obstrucciones. Por otro lado, el uso de grava gruesa en la capa de filtro disminuye el riesgo de obstrucción, pero también reduce el tiempo de retención hidráulica y, por lo tanto, el tiempo de contacto con la biomasa adjunta, lo que resulta en una menor eficiencia de limpieza (Dotro et al. 2017).

2.3.3. Mecanismos de remoción

Los humedales construidos son sistemas complejos de tratamiento de aguas residuales que poseen un conjunto diverso de vías de remoción de contaminantes y patógenos. Los procesos de eliminación de contaminantes se muestran en la Tabla 4.

Materia orgánica

La materia orgánica es la principal fuente de carbono para las comunidades microbianas heterótrofas que habitan en los humedales construidos, por lo tanto, en procesos biológicos es el principal mecanismo de eliminación de la materia orgánica (Vymazal et al. 1998). Las comunidades bacterianas liberan energía para su crecimiento, transforman la materia carbonosa en reacciones de oxidación y reducción a $\text{CO}_{2(g)}$ y en algunos casos a CH_4 , estos productos luego salen de las aguas residuales, debido a su baja solubilidad en el agua (Alarcón et al. 2018).

Tabla 4: Principales mecanismos de remoción de contaminantes y patógenos en el tratamiento con humedales construidos

Parámetros	Principales mecanismos de remoción
Materia orgánica	Sedimentación y filtración para la eliminación de materia orgánica particulada. Degradación biológica (aeróbica y/o anaeróbica) para la eliminación de la materia orgánica disuelta.
Sólidos suspendidos	Sedimentación, filtración.
Nitrógeno	La amonificación y la posterior nitrificación y desnitrificación. La absorción de la planta y la exportación a través de la cosecha de biomasa.
Fósforo	Reacciones de adsorción-precipitación impulsadas por las propiedades de los medios filtrantes. La absorción de la planta y la exportación a través de la cosecha de biomasa.
Patógenos	Reacciones de adsorción-precipitación impulsadas por las propiedades de los medios filtrantes. La absorción de la planta y la exportación a través de la cosecha de biomasa.

FUENTE: Dotro et al. (2017)

La materia orgánica presente en los humedales construidos se encuentra en las formas particulada y disuelta. La materia orgánica particulada es retenida por filtración, mientras que la materia disuelta puede ser degradada a través de diferentes etapas (Megonigal et al. 2004). La degradación de la materia orgánica ocurre de forma aeróbica y anaeróbica. La degradación aeróbica es llevada a cabo por las bacterias heterotróficas aeróbicas, las cuales oxidan la materia orgánica utilizando oxígeno como aceptor de electrones, a este proceso también se le conoce como respiración, así mismo, la degradación anaeróbica es llevado a cabo por bacterias heterótrofas de tipo anaeróbico estricto o facultativo en ausencia de oxígeno disuelto, utilizando sulfato (SO_4^{2-}) y nitrato (NO_3^-) como fuentes alternativas de aceptores de electrones (Alarcón et al. 2018).

Nitrógeno

El nitrógeno existe en muchas formas y varios procesos interrelacionados lo convierten de una forma a otra en un sistema complejo llamado ciclo del nitrógeno (Dotro et al. 2017). El nitrógeno ingresa a la mayoría de los humedales construidos de tratamiento primario y secundario como nitrógeno orgánico e inorgánico. La forma inorgánica más importante de nitrógeno es el amonio (NH_4^+), y en menor importancia el nitrito (NO_2^-) y el nitrato (NO_3^-) (Vymazal 2007).

Las principales transformaciones de nitrógeno en los humedales involucran transformaciones químicas de compuestos inorgánicos a orgánicos y viceversa. Algunos de estos procesos requieren energía (carbono orgánico como fuente de energía) para el crecimiento y la supervivencia de los organismos (Vymazal 2007). En la mayoría de los humedales, se espera un cierto nivel de transformación de nitrógeno, en muchos casos, la expectativa es la conversión a nitrato, una forma menos tóxica de nitrógeno, aunque cada vez más se espera la eliminación total de nitrógeno (Dotro et al. 2017).

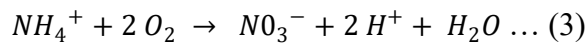
Prácticamente todas las vías del ciclo del nitrógeno están activas en los humedales construidos, incluyendo mineralización (amonificación), volatilización de amoníaco, nitrificación, desnitrificación, absorción de plantas y microbios, fijación de nitrógeno, reducción de nitrato, oxidación anaeróbica de amoníaco, adsorción, desorción, enterramiento y lixiviación (Vymazal 2007). Sin embargo, sólo algunas de estas vías contribuyen significativamente a las transformaciones de nitrógeno en el tratamiento de aguas residuales. La contribución de cada vía se ve afectada por el tipo de humedal de tratamiento, la tasa de carga aplicada, el tiempo de retención hidráulica, la temperatura, tipo de vegetación y las propiedades del medio filtrante (Akratos y Tsihrintzis 2007).

Si bien, todos los procesos descritos en el ciclo del nitrógeno tienen lugar en los humedales construidos, sólo algunos de ellos son técnicamente y operacionalmente relevantes para la eliminación de nitrógeno (Kadlec y Wallace 2009).

La amonificación consiste en la conversión de nitrógeno orgánico en amonio a través de la actividad extracelular de las enzimas excretadas por microorganismos (Vymazal 2007). La amonificación se considera un primer paso necesario para la conversión de nitrógeno en nitrato y/o eliminación, pero rara vez es un paso limitante para la posterior eliminación de nitrógeno total (Dotro et al. 2017).

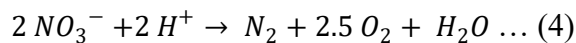
La nitrificación es la oxidación de amonio a nitrato (NO_3^-) con nitrito (NO_2^-) como un producto intermedio (Dotro et al. 2017). Es una reacción de dos pasos conducida por bacterias quimiolitotróficas estrictamente aeróbicas que generan la energía necesaria para su crecimiento a partir de moléculas inorgánicas oxidantes como el amonio y utilizan CO_2 como fuente de carbono. Al principio, el amonio es oxidado por bacterias tales como nitrosomonas a nitrito, que luego es oxidado aún más por bacterias de la especie nitrobacter (Vymazal 2007). Una ventaja importante de los humedales de flujo vertical es su alta capacidad de

oxigenación y, por lo tanto, su capacidad de nitrificación (Dotro et al. 2017). La siguiente ecuación muestra la reacción de nitrificación:



Según Von Sperling (2005), la temperatura óptima para la nitrificación se encuentra entre 25 a 35 °C, por lo que los humedales construidos muestran mejores resultados de nitrificación en climas tropicales que en climas fríos.

La transformación del nitrato (NO_3^-) en dinitrógeno (N_2) a través de varios productos intermedios (nitrito, óxido nítrico y óxido nitroso) se denomina desnitrificación. Esta transformación microbiana es impulsada principalmente por diferentes bacterias quimiolitotróficas que utilizan nitrato como aceptor de electrones y materia orgánica como donador de electrones (Vymazal 2007). La siguiente ecuación muestra la reacción de desnitrificación:



Según Dotro et al. (2017), la temperatura óptima para la desnitrificación es entre 60 a 70 °C, que normalmente no se alcanza en los humedales construidos.

La desnitrificación es a menudo difícil de lograr en los humedales construidos (y la mayoría de los sistemas de tratamiento de aguas residuales) porque el proceso de nitrificación suele ser un requisito previo para convertir el amoníaco entrante en nitrato. El alto potencial de oxigenación que tienen los humedales flujo vertical los hace deficientes en la desnitrificación, ya que el proceso requiere que la anoxia termine en la generación de gas nitrógeno. Por lo tanto, eliminan poco nitrógeno total pero tienen altas concentraciones de nitrato en el efluente (Dotro et al. 2017).

Debido a que las plantas y los microorganismos en un humedal construido necesitan nitrógeno para su crecimiento celular, lo tomarán de las aguas residuales y lo incorporarán en sus células (Vymazal 2007). Sin embargo, la absorción de la planta está limitada por las tasas de crecimiento de las plantas y depende en gran medida del ciclo de vegetación de las plantas. El nitrógeno se almacena en ambos tejidos, por encima y por debajo del suelo, pero antes de su período de reposo, las plantas transportan nitrógeno a su tejido por debajo del suelo, donde pueden ser liberados a la columna de agua del humedal de tratamiento y, por lo tanto, volver a ingresar al sistema. El nitrógeno que fue absorbido por las plantas también

puede reingresar al sistema cuando se va u otras partes de la planta mueren y caen sobre la superficie del humedal donde se degradan biológicamente y se libera el nitrógeno contenido. Por lo tanto, solo cuando las plantas se cosechan y se extraen del humedal, se puede lograr una reducción neta de nitrógeno mediante la absorción de la planta (Vymazal et al. 1998).

Fósforo

El fósforo se encuentra en las aguas residuales principalmente como ortofosfatos o en forma orgánica que eventualmente se transforma en ortofosfatos durante la degradación de la materia orgánica. Los principales mecanismos de eliminación de fósforo en humedales construidos son la adsorción en el material del filtro, sedimentación, la precipitación química, y la absorción y adsorción de plantas y microbios (Vymazal et al. 1998). Pero debido a que la mayoría de estos mecanismos de eliminación son lentos o no están activos, al igual que con el nitrógeno, las plantas incorporan fósforo en su biomasa, pero esto puede ser un mecanismo de eliminación solo si las plantas se recolectan y, por lo tanto, están sujetas a las mismas limitaciones que la absorción de nitrógeno como un mecanismo de eliminación (Dotro et al. 2017).

La efectividad de la adsorción del fósforo depende del material del filtro y de su capacidad de sorción para los fosfatos y, por lo general, es baja en los materiales de filtro convencionales, como grava o arena, y se limita al número de sitios de sorción activa en la superficie del material (Kadlec y Knight 1996). Por lo tanto, la adsorción de fósforo es un proceso finito y las eficiencias de eliminación del fósforo en los humedales construidos disminuirán a lo largo de los años de operación (Vymazal 2004).

En general, la eliminación de fósforo en humedales construidos es modesta, a menos que se utilicen materiales de filtro especiales para apoyar la adsorción y la precipitación (Dotro et al. 2017).

Coliformes termotolerantes

La mayoría de los datos disponibles sobre la capacidad de los humedales construidos para eliminar patógenos se centran en los organismos indicadores fecales, debido a que existe poca información disponible para bacterias, virus, quistes de protozoos y los helmintos (Wu et al. 2016).

Los procesos de eliminación de los coliformes termotolerantes son la sedimentación y la filtración, la eliminación natural y la inactivación por temperatura, depredación, biocidas, fijación de biopelículas, oxidación o radiación UV (Jimenez 2007).

La eliminación de bacterias se realiza principalmente en los primeros 10 a 20 cm de la capa de filtración principal y la eliminación de bacterias coliformes se correlaciona con el carbono orgánico total unido al material del filtro (Sleytr et al. 2007).

El papel de las macrófitas en la eliminación de bacterias todavía no ha sido investigado a profundidad. Las raíces de las plantas favorecen la inactivación de las bacterias al proporcionar oxígeno al filtro, lo que genera condiciones desfavorables para las bacterias entéricas que son principalmente anaeróbicas o facultativas. Además, los biocidas excretados por los rizomas podrían aumentar la muerte de las bacterias coliformes (Vymazal 2005). Sin embargo, según la investigación de Sleytr et al. (2007) no existe una diferencia estadísticamente significativa entre humedales construidos plantados y los humedales construidos no plantados.

La eliminación de los coliformes termotolerantes en los humedales construidos depende del tipo de sistema, las condiciones operativas y las características de las aguas residuales afluentes. En general, se acepta que los diseños convencionales de humedales de tratamiento subsuperficial pueden eliminar hasta 3 log₁₀ unidades (Dotro et al. 2017).

Huevos de helmintos

Debido a que presentan alta resistencia de eliminación a las condiciones ambientales, a procesos que implican la utilización de agentes de desinfección como el cloro, el ozono o la radiación UV; los procesos de eliminación de los huevos de helmintos se realizan mediante sedimentación o filtración en la superficie, en el medio filtrante o en la parte inferior del filtro, dependiendo de la posición de las tuberías de drenaje (Jimenez 2007).

2.4. SISTEMA FRANCÉS

2.4.1. Principales características

En la década de los 80, en Francia se desarrolló una variación de los humedales construidos subsuperficiales de flujo vertical bajo la denominación de Sistema Francés, este sistema

puede alimentar con aguas residuales crudas y sin tratar (Lienard 1987). La principal ventaja es que permite tratar lodos y aguas residuales en un solo paso en comparación con otros sistemas de tratamiento primario (Molle et al. 2005).

En la actualidad, se han construido más de 4000 sistemas en Francia, y la mayoría de los sistemas atienden a poblaciones < 1000 PE y, a partir de 2015, estos representan más del 20% de todas las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas en Francia (Dotro et al. 2017). En los últimos años, el Sistema Francés también se ha implementado fuera de Francia. Existen experiencias en territorios franceses tropicales, América del Sur y otros países del continente europeo, un claro ejemplo del éxito de esta tecnología es la existencia del Sistema Francés más grande que se haya construido, el cual se encuentra en Moldavia y está diseñado para 20000 PE (Masi et al. 2017).

El Sistema Francés clásico consiste en dos etapas de humedales subsuperficiales de flujo vertical. La 1^{ra} etapa utiliza la grava como material filtrante y puede recibir aguas residuales crudas (Chazarenc y Merlin 2005). Después de pasar esta 1^{ra} etapa, el agua se somete a un tratamiento adicional en la 2^{da} etapa, donde se utiliza arena fina como material filtrante (Molle et al. 2005).

En la Figura 2 se presenta una vista de perfil de la distribución de cada una de las etapas del Sistema Francés. De acuerdo a Molle et al. (2005), el agua residual cruda ingresa sobre la superficie de la 1^{ra} etapa que consta en grava con diámetro (\varnothing) entre 2 – 8 mm y una profundidad de al menos 30 cm. Luego, el agua pasa hacia abajo a través de una capa de transición (\varnothing alrededor de 5 mm) entre 10 – 20 cm de profundidad, para que finalmente llegue a la capa de drenaje (\varnothing entre 20 – 40 mm) con una profundidad entre 10 – 20 cm; aquí el agua tratada se recoge y se transporta a la superficie de la 2^{da} etapa.

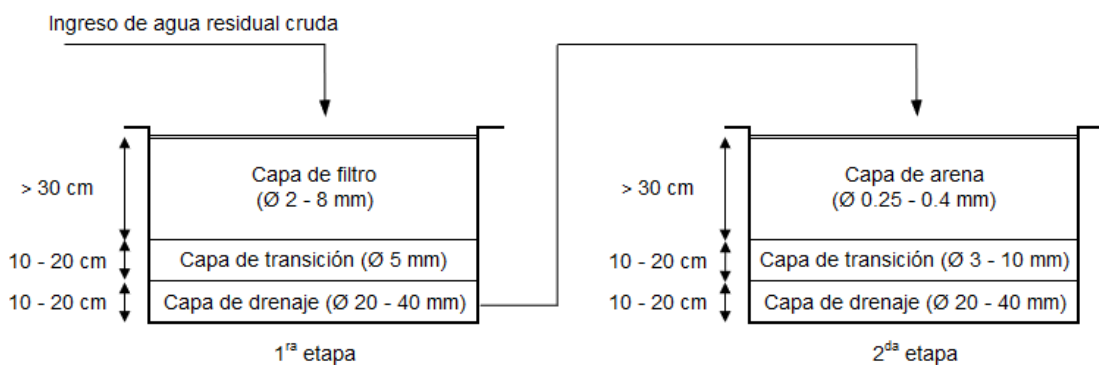


Figura 2: Vista de perfil del esquema clásico de la distribución del Sistema Francés

FUENTE: Adaptado de Molle et al. (2005)

De manera similar, en la 2^{da} etapa, el agua tratada previamente ingresa sobre la superficie del filtro que consta de arena (\emptyset entre 0.25 – 0.4 mm) y una profundidad de al menos 30 cm. Luego, el agua pasa hacia abajo a través de una capa de transición (\emptyset entre 3 – 10 mm) con una profundidad entre 10 – 20 cm, para que finalmente llegue a la capa de drenaje (\emptyset entre 20 – 40 mm) con una profundidad entre 10 – 20 cm; aquí el agua tratada se recoge y dependiendo de los estándares de calidad, el agua se transporta a otra etapa de tratamiento o se vierte a un cuerpo de descarga.

El Sistema Francés, se caracteriza por un régimen de alimentación especial (Boutin et al. 1997), debido a que los filtros de la 1^{ra} etapa se dividen en subunidades separadas del mismo tamaño, estas se alimentan alternativamente, es decir, mientras que una unidad recibe aguas residuales, las otras descansan. Así mismo, la 2^{da} etapa presenta 2 subunidades separadas del mismo tamaño que se alimentan alternadamente (Molle et al. 2005).

En la Figura 3, se muestra el Sistema Francés; la 1^{ra} etapa se divide en tres filtros paralelos y la 2^{da} etapa en dos filtros paralelos. Los filtros deben presentar condiciones insaturadas, por ello, el agua a tratar se dosifica de forma alterna, de modo que un filtro se alimenta mientras los otros están en reposo. Los filtros de la 1^{ra} etapa generalmente se alimentan durante 3.5 días y descansan durante 7 días. La alimentación alterna ayuda a controlar el crecimiento de la biomasa adherida en la superficie de los medios filtrantes, ayuda a mantener las condiciones aeróbicas dentro del propio lecho del filtro y ayuda a la mineralización de la materia orgánica que se acumula en la superficie de los filtros de la 1^{ra} etapa. Los filtros de 2^{da} etapa generalmente se alimentan durante 3.5 días y descansan durante 3.5 días (Dotro et al. 2017).

Existen otros ritmos de alimentación de agua residual al Sistema Francés, Platzer et al. (2016) sólo utiliza dos subunidades con un tiempo de alimentación y descanso de tres días por cada filtro en la 1^{ra} etapa, la 2^{da} etapa funciona de acuerdo al diseño normal. Mientras que Chazarnec y Merlin (2005) aplicaron siete días de carga seguidos de 14 días de descanso.

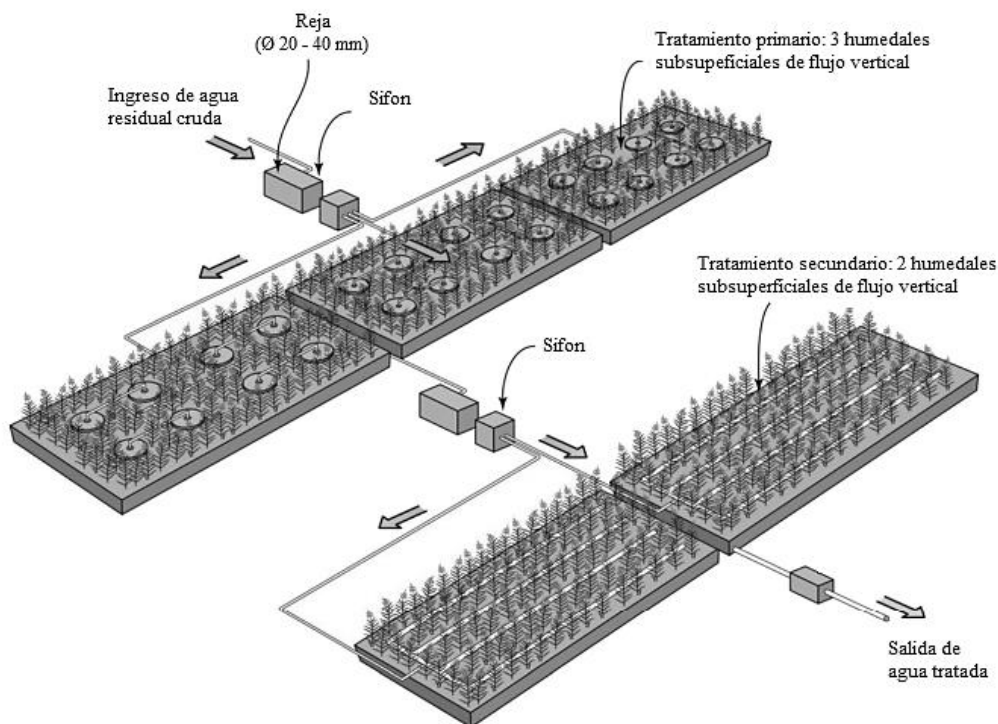


Figura 3: Operación de la 1^{ra} y 2^{da} etapa del Sistema Francés

FUENTE: Adaptado de Dotro et al. (2017)

2.4.2. Dimensionamiento

El diseño del Sistema Francés se basa en las cargas máximas de contaminantes y en cargas hidráulicas expresadas en m² de filtro en operación por día (Tabla 5). Los valores de carga hidráulica y cargas contaminantes se refieren a las cargas aplicadas en cada subunidad en funcionamiento. Dependiendo de la composición y el volumen de las aguas residuales que se van a tratar en el humedal construido, se puede calcular la superficie necesaria del filtro. Las cargas diarias se pueden calcular por el número de población equivalente (PE) que se conecta al sistema y el promedio diario de las cargas contaminantes y el volumen de aguas residuales de cada PE (Dotro et al. 2017).

Tabla 5: Máximas cargas (hidráulicas y contaminantes) de diseño para las 2 etapas del Sistema Francés

Etapa	Carga hidráulica (m d ⁻¹)	DQO (g m ⁻² d ⁻¹)	DBO ₅ (g m ⁻² d ⁻¹)	TSS (g m ⁻² d ⁻¹)	TKN (g m ⁻² d ⁻¹)
1	0.37	350	150	150	30
2	0.37	70	20	30	15

FUENTE: Dotro et al. (2017)

En el Perú, aún no se tienen normas sobre el dimensionamiento de humedales construidos ni del Sistema Francés; sin embargo, la mayoría de experiencias en el país y Sudamérica se basan a lo establecido por Molle et al. (2005), quien señala que la 1^{ra} etapa del Sistema Francés se divide en tres subunidades idénticas que reciben la carga hidráulica completa y la de contaminantes alternativamente. Sobre la base de la producción promedio de aguas residuales por PE, este diseño lleva a un requisito de área de $0.4 \text{ m}^2 \text{ PE}^{-1}$ para cada celda de filtro, o en otras palabras, $1.2 \text{ m}^2 \text{ PE}^{-1}$ para la 1^{ra} etapa (con tres subunidades) y $0.8 \text{ m}^2 \text{ PE}^{-1}$ para la 2^{da} etapa (con dos subunidades) (Dotro et al. 2017).

En la Tabla 6 se muestran los rendimientos de remoción de algunos contaminantes en el Sistema Francés reportados por diferentes autores. La aplicación de este sistema en climas templados (o también conocidos como tropicales), muestra que las eficiencias de remoción de contaminantes de la 1^{ra} etapa son más altas que en climas moderados, e incluso alcanzan valores que solo podrían alcanzarse en condiciones de clima frío cuando se utilizaban la 1^{ra} y la 2^{da} etapa juntas (Molle et al. 2015).

Tabla 6: Rendimientos de la 1^{ra}, 2^{da} y 1^{ra} + 2^{da} etapa del Sistema Francés para climas moderados y climas templados

	Etapa	DQO (%)	SST (%)	NTK (%)	Referencia
Clima moderado	1 ^{ra}	79	86	58	(Molle et al. 2005)
	2 ^{da}	56	65	71	(Molle et al. 2005)
	1 ^{ra} + 2 ^{da}	91	95	85	(Molle et al. 2005)
Clima templado	1 ^{ra}	85	93	79	(Lombard y Molle 2017)
	2 ^{da}	90	86	94	(Gomez 2017)
	1 ^{ra} + 2 ^{da}	99	NE	NE	(Platzer et al. 2016)

NE: No especifica.

Debido a las elevadas eficiencias de remoción, las adaptaciones del Sistema Francés se realizaron para zonas templadas. Lombard y Molle (2017) sugiere el uso de solo dos subunidades alimentadas alternadamente para la 1^{ra} etapa con las mismas cargas de diseño en el filtro en operación. Esto conduce a una superficie de filtro total de solo $0.8 \text{ m}^2 \text{ PE}^{-1}$ para la 1^{ra} etapa y $0.8 \text{ m}^2 \text{ PE}^{-1}$ para la 2^{da} etapa.

2.4.3. Generación de una capa de lodo

Durante el tiempo de operación de un Sistema Francés, la acumulación de sólidos orgánicos e inorgánicos en suspensión se puede observar en la capa de grava y en la superficie del filtro

de la 1^{ra} etapa. La acumulación comienza en la capa de filtro debido a la sedimentación de sólidos y al crecimiento de la biomasa unida (Tanner et al. 1998).

Después de un cierto tiempo de operación, se puede observar la formación de una capa de depósito similar a un lodo en la superficie del filtro. El tiempo hasta la acumulación de esta capa depende del tamaño de la grava utilizada para la filtración, es decir, mientras más pequeño sea el material filtrante, más rápida será la generación de la capa de lodo sobre la superficie del filtro (Hua et al. 2010).

En la Tabla 7 se presenta un consolidado de las diferentes alturas de lodo acumulado sobre la 1^{ra} etapa de sistema francés, en general, se puede concluir que la acumulación del lodo en climas templados (o también conocidos como tropicales) es menor sobre la superficie del filtro debido a que los procesos de mineralización y degradación de la materia orgánica son más rápidos comparados con climas moderados (Molle et al. 2015).

Tabla 7: Acumulación de lodos en diferentes en climas moderados y tropicales sobre la superficie de la 1^{ra} etapa del Sistema Francés

Altura del lodo	Tiempo de acumulación	Clima	Fuente
20 cm	15 – 20 años	Moderado	(Hua et al. 2010)
40 cm	15 – 20 años	Moderado	(Tanner et al. 1998)
20 cm	10 – 15 años	Templado	(Dotro et al. 2017)
20 cm	10 – 15 años	Templado	(Lombard y Molle 2017)
2 – 3 cm	1 año	Templado	(Molle et al. 2005)

La formación de una capa de lodo en la 1^{ra} etapa del Sistema Francés es crucial para el rendimiento de la eliminación de contaminantes. Los depósitos funcionan como una capa de filtración adicional e implican varios efectos positivos. Debido a su menor permeabilidad en comparación con el material del filtro, la capa de filtración adicional mejora la distribución de agua en la superficie del filtro. La acumulación de sólidos comienza cerca de los puntos de salida de las aguas residuales y se extiende desde allí. Por lo tanto, no todas las aguas residuales se infiltran cerca de las salidas, sino que fluyen parcialmente sobre la capa y entran en la grava más alejada de la salida, lo que resulta en un mejor uso del volumen de filtro disponible. El tiempo de retención de las aguas residuales en la capa con depósito es mayor que en el medio de filtro, lo que resulta en un mayor tiempo de contacto y una mejor degradación biológica. Además, los depósitos favorecen la adsorción de amonio sobre la

materia orgánica, que luego puede ser nitrificada durante la fase de reposo del filtro. En general, la capa de depósito generada muestra una mayor actividad biológica (autótrofa y heterótrofa) que la capa de filtro y, por lo tanto, tiene un impacto positivo en la eliminación de materia orgánica y amonio (Molle 2014).

Sin embargo, se debe prestar atención a los posibles efectos negativos de una capa de lodo, como la obstrucción y colmatación, o la entrada limitada de oxígeno al filtro. Sin embargo, esos efectos secundarios pueden superarse con un descanso suficiente de los filtros para permitir el secado de la capa de lodo para asegurar la mineralización de la materia orgánica contenida y la formación de grietas en la superficie de la capa que permiten la entrada de oxígeno (Molle 2014).

Se debe poner un enfoque específico en el impacto de la capa de depósito en la retención de sólidos. Hua et al. (2010) demostró que la formación de una capa de lodo en el filtro impide que los sólidos entren en la capa de grava y que las concentraciones de sólidos suspendidos en el efluente fueron menores después de la acumulación. Las partículas con un tamaño de 25 – 100 μm se retuvieron completamente en la capa de depósito y en una capa de 6 cm por debajo de la superficie del filtro. Jimenez (2007) sugiere que una capa con depósito de lodo formado puede mejorar el rendimiento de retención de huevos de helmintos (20 – 80 μm) en la 1^{ra} etapa del Sistema Francés.

Dado que los helmintos y sus huevos generalmente se presentan en países en vías de desarrollo y se distribuyen principalmente en regiones de clima cálido (Jimenez 2007), parece prometedor proporcionar y probar medidas para respaldar la formación de una capa de filtración adicional, incluso en condiciones de clima cálidos, para mejorar la calidad de los efluentes del Sistema Francés.

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. LOCALIZACIÓN

La presente investigación se llevó a cabo en la planta piloto para el tratamiento de aguas residuales domésticas ubicada en la Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM), Lima – Perú.

La PTAR cuenta con 3 líneas. La línea uno, está conformada por el Sistema Francés (celda francesa + 02 humedales subsuperficiales de flujo vertical), la línea dos conformada por el tanque baffled + 02 humedales subsuperficiales de flujo horizontal, la tercera línea conformada por el tanque séptico + 01 humedal subsuperficial de flujo horizontal.

En esta investigación se trabajó sobre la línea del Sistema Francés (Figura 4), es decir sobre la celda francesa (1^{ra} etapa) y los 02 humedales subsuperficiales de flujo vertical (2^{da} etapa).



Figura 4: Sistema Francés de la UNALM. Izquierda: 1^{ra} etapa (celda francesa); Derecha: 2^{da} etapa (humedales subsuperficiales de flujo vertical)

3.2. CONDICIONES CLIMÁTICAS

La Molina, por su ubicación en la costa, presenta un clima Semi-Cálido (Desértico-Árido-Sub tropical) y húmedo gracias a la corriente fría marina peruana (MINAGRI 2018).

Las condiciones climáticas bajo las que se trabajó en esta investigación (octubre 2017 hasta agosto 2018) se presentan en la Tabla 8. Los parámetros meteorológicos de temperatura, humedad relativa y precipitación fueron recolectados de la estación meteorológica Von Humbolt de la UNALM.

Tabla 8: Condiciones climáticas durante toda la etapa de investigación

Estación meteorológica Von Humboldt de la UNALM						
Año	Mes	Temperatura (°C)			Humedad relativa (%)	Precipitación (mm)
		Máximo	Mínimo	Promedio		
2017	Octubre	27.9	13.8	20.8	78	0.3
2017	Noviembre	27.9	14.5	21.2	76	0.3
2017	Diciembre	27.9	16.6	22.3	76	0.4
2018	Enero	28.2	18.7	23.4	71	0.9
2018	Febrero	28.7	19.7	24.2	69	3.1
2018	Marzo	28.7	19.0	23.8	70	0.4
2018	Abril	28.1	17.6	22.8	71	2.5
2018	Mayo	27.9	15.1	21.5	78	0.5
2018	Junio	27.9	14.1	21.0	85	5.7
2018	Julio	27.9	14.3	21.1	84	7.8
2018	Agosto	27.9	13.7	20.8	82	2.3

FUENTE: SENAMHI (2019)

La temperatura máxima y mínima fueron 28.7 °C y 14.5 °C respectivamente, la máxima humedad relativa fue 84 % y la precipitación anual entre octubre del 2017 y setiembre del 2018 fue 25.3 mm.

3.3. CARACTERÍSTICAS DEL SISTEMA FRANCÉS

El Sistema Francés está integrado por una celda francesa (1^{ra} etapa) y dos humedales subsuperficiales de flujo vertical (2^{da} etapa) (Figura 5). Las aguas residuales domésticas que ingresan al Sistema Francés (aguas crudas), provienen de una red de alcantarillado doméstico y pasan por una reja de 24.5 mm de abertura que se limpia manualmente. Las aguas residuales son derivadas hacia una cámara de bombeo (CB1) y son bombeadas desde allí hacia la celda francesa usando dos bombas sumergidas (B1 y B2). La celda francesa tiene un área superficial de 36 m² y está subdividida en dos subunidades o líneas de 18 m² de superficie c/u. Las dos líneas operan de manera alterna para garantizar el período de descanso en cada una de las líneas después de un tiempo de uso de 72 h (3 d). Cada línea es alimentada por una de las bombas; las aguas residuales ingresan por dos tubos verticales de PVC con un diámetro de 76.2 mm por línea (de 1.1 a 2.2). Para garantizar una distribución equitativa de

las aguas residuales en la superficie de cada una de las líneas, los tubos de salida están rodeados por placas circulares de concreto para asegurar una mejor distribución.

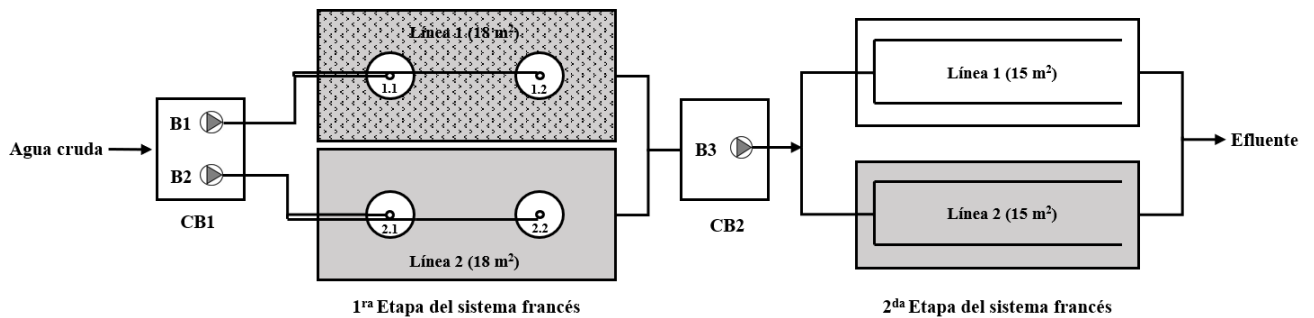


Figura 5: esquema de Sistema Francés investigado

Después de pasar por el material filtrante de la 1^{ra} etapa, las aguas residuales se recogen mediante tubos de drenaje perforados ubicada en la parte inferior del filtro (diámetro de 110 mm), los cuales descargan por gravedad a la cámara de bombeo CB2, desde donde se bombean con una bomba sumergida (B3) a la 2^{da} etapa del Sistema Francés. Bomba La B3 a diferencia de las otras bombas, está controlada por un flotador para mantener el nivel constante de agua en la cámara de bombeo. La 2^{da} etapa del Sistema Francés tiene un área superficial de 30 m² y está subdividida en dos unidades o líneas de 15 m² de superficie c/u. El agua tratada ingresa y se distribuye uniformemente sobre toda la superficie mediante tuberías, con un diámetro de 50.8 mm; las cuales están perforadas diametralmente opuestas. Después de pasar por el medio filtrante, el agua residual es captada por tubos de drenaje (diámetro de 101.6 mm) ubicados en el fondo de la celda y finalmente las aguas tratadas son vertidas.

Para esta investigación se ha considerado a la 1^{ra} etapa del Sistema Francés y a uno de los humedales subsuperficiales de flujo vertical de la 2^{da} etapa. En la Figura 5 los sistemas estudiados están sombreadas de color plomo. La 1^{ra} y 2^{da} etapa del Sistema Francés están sembrados con paragüitas (*Cyperus alternifolius*) y vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides*), respectivamente.

Las bombas B1 y B2 son controladas por un sistema automatizado SCADA (Control de supervisión y adquisición de datos) con la finalidad de asegurar una secuencia de bombeo y reposo.

La 1^{ra} etapa tiene una profundidad total del lecho filtrante de 1 m y se divide en tres capas de material de filtro diferente. De arriba a abajo, esas capas son: 0.6 m grava de Ø 4.75 -

19.0 mm; capa de transición de 0.25 m piedra chancada de \varnothing 12.7 mm; capa de drenaje de 0.15 m piedra chancada de \varnothing 25.4 mm. La 2^{da} etapa del Sistema Francés tiene una profundidad total del lecho filtrante de 0.9 m y se divide en 3 capas de material de filtro diferente. De arriba abajo, esas capas son: 0.1 m grava de \varnothing 4.75 - 12.5 mm; capa de transición de 0.6 m arena de \varnothing 9.53 mm; capa de drenaje de 0.2 m grava de \varnothing 4.75 - 12.5 mm (Rotaria del Perú 2002).

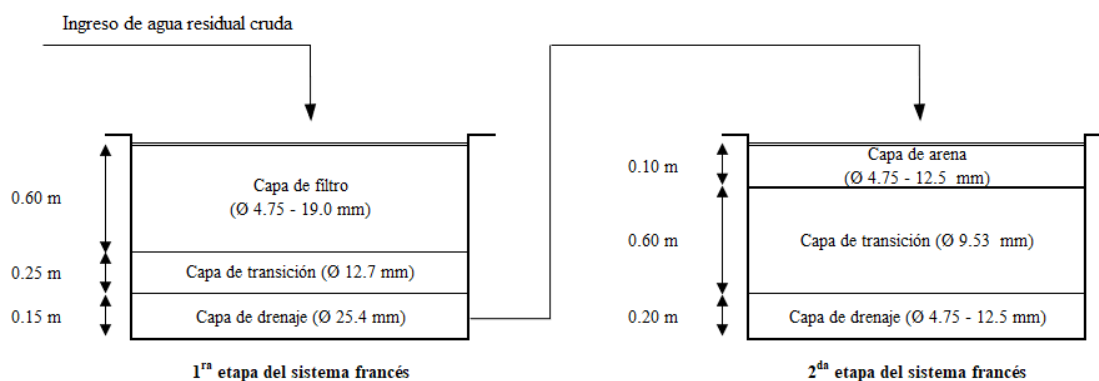


Figura 6: Vista transversal del Sistema Francés instalado en la UNALM

FUENTE: Adaptado de Rotaria del Perú (2002)

3.3.1. Cargas de operación

Se aplicaron 4 incrementos de carga hidráulica a la 1^{ra} etapa del Sistema Francés, con una duración entre 6 - 12 semanas cada uno. La Tabla 9 muestra las 4 fases de cargas aplicadas. En cada fase, la B1 y B2 funcionaron alternadamente durante tres días cada una, de modo que la línea 1 y la línea 2 se alimentaron durante tres días y luego descansaron durante el mismo tiempo.

Durante toda la investigación, el sistema se alimentó con aguas residuales crudas de origen doméstico en lotes hidráulicos de 6 minutos cada uno. La carga hidráulica se incrementó al aumentar el número de lotes por día, iniciando 3 lotes día⁻¹, e incrementando a 6, 8 y 12 lotes día⁻¹.

Adicionalmente, se colocó una capa de materia orgánica (restos vegetales y aserrín) en la línea 1 de la 1^{ra} etapa (Figura 5) con la intención de evaluar la mejora en rendimiento de filtración y retención de coliformes y huevos de helmintos.

Tabla 9: Periodo de investigación durante 4 fases

Fase	Periodo de investigación (semanas)	Duración de lote (min)	Número de lote (d^{-1})	Tiempo de bombeo ($min d^{-1}$)
1	6	6	3	18
2	8	6	6	36
3	12	6	8	48
4	8	6	12	72

3.3.2. Toma de muestras

Las toma de muestras se realizó entre octubre de 2017 a septiembre de 2018 siguiendo el protocolo de monitoreo de la calidad de los efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas o municipales (MVCS 2013). Las muestras se tomaron dos veces por semana en los tubos de salida de una de las líneas activas (afluente) de la 1^{ra} etapa. Se denomina a la línea activa, cuando la línea 1 o 2 de la 1^{ra} etapa está trabajando por 3 días, mientras que la otra línea descansa. Los efluentes fueron tomados en los tubos de drenaje de cada sistema. Debido a la alimentación alterna de la línea 1 y 2 de la 1^{ra} etapa, se tomó casi el mismo número de muestras de las dos líneas para hacer posible su comparación; el efluente de la 2^{da} etapa se tomó independientemente de la línea activa de la 1^{ra} etapa.



Figura 7: Toma de muestras: Izquierda: afluente de la 1^{ra} etapa (celda francesa); Medio: efluente de la 1^{ra} etapa (celda francesa); Derecha: efluente 2^{da} etapa (humedal subsuperficial de flujo vertical)

Los parámetros de temperatura (T) y pH se midieron en campo. La demanda química de oxígeno (DQO), los sólidos suspendidos totales (SST), la turbidez, el nitrógeno amoniacal (NH_4-N), el nitrato (NO_3-N) y el fósforo total (PO_4-P) fueron analizados en laboratorio de

Saneamiento y Medio Ambiente de la UNALM. No se analizó el $\text{NO}_3\text{-N}$ en las muestras afluentes, ya que se asumió que las aguas residuales sin tratar son anaerobias. La demanda biológica de oxígeno (DBO_5) se midió solo una vez por semana. El nitrógeno total (N_{Total}), los coliformes termotolerantes (CT) y los huevos de helmintos (HH) se analizaron aproximadamente cada 2 semanas, estas dos últimas, en el Laboratorio Marino Tabusso.

En el afluente

Al inicio de la investigación la muestra del afluente se tomó en la cámara de bombeo 1 (CB1), pero mostraba alta variabilidad, por lo que se optó por muestrear directamente en los tubos de ingreso a la 1^{ra} etapa (Figura 7).

El flujo de agua era visiblemente heterogéneo: al principio, las aguas residuales aparecieron oscuras y turbias y luego se volvieron más ligeras y menos turbias durante los seis minutos de cada lote hidráulico. Por ello, la toma de muestras se realizó tomando una muestra compuesta, extrayendo 300 ml de muestra manualmente cada 30 s usando una jarra de medición mantenida en la corriente de salida y luego mezclando las sub muestras en un balde de 15.5 l.

En el efluente de la 1^{ra} etapa (celda francesa)

Las muestras se tomaron a la salida del tubo de drenaje que vierte en la cámara de bombeo 2 (CB2). Se utilizó una botella de plástico y una varilla telescópica (Figura 7); las muestras se tomaron al final de un lote hidráulico que alimenta la línea activa de la 1^{ra} etapa.

En efluente de la 2^{da} etapa (humedal subsuperficial de flujo vertical)

Se tomó la muestra a la salida del tubo de drenaje de la 2^{da} etapa, utilizando una botella de plástico, las muestras se tomaron al final de un lote hidráulico que alimentó a la 2^{da} etapa (Figura 7).

3.3.3. Adición de una capa con material orgánica en la 1^{ra} etapa (celda francesa)

La acumulación de una capa de lodo en la superficie del filtro es significativamente más lenta en climas cálidos que en los moderados (Molle et al. 2015). Es por esta razón, antes de iniciar la primera fase de investigación se colocó material orgánico adicional (aserrín y restos

de vegetación) sobre la línea 1 de la 1^{ra} etapa para mejorar la retención de sólidos suspendidos totales, nitrógeno amoniacal y para formar una capa de filtro adicional (ver Figura 8).



Figura 8: 1^{ra} etapa del Sistema Francés. Izquierda: línea cubierta con material orgánico adicional (aserrín + restos de vegetación; derecha: línea sin material orgánico adicional

La acumulación de lodo en la superficie de la línea 1 y 2 de la celda francesa se registró cada 2 semanas durante 1 año con la finalidad de evaluar su distribución en el tiempo. Se tomaron muestras compuestas de lodo (1 kg) formados después de 10 meses de operación del sistema. Las muestras fueron tomadas de la superficie de la línea 1 y 2 siguiendo las consideraciones de preservación, conservación y transporte de la muestras especificados en el protocolo de monitoreo de biosólidos (MVCS 2018).

Los parámetros, huevos de helmintos (HH) y coliformes termotolerantes (CT) fueron analizados en la línea 1 y 2 de la 1^{ra} etapa con la finalidad de hacer una caracterización y determinar si estos fueron retenidos en el lodo generado.



Figura 9: Lodo generado sobre la línea 1 y 2 de la 1^{ra} etapa del Sistema Francés. Izquierda: evaluación de acumulación de lodo; Derecha: toma de muestra de lodo

3.3.4. Medición del caudal

El caudal se midió por el método volumétrico, utilizando un recipiente de volumen conocido con capacidad conocida de 15.5 l. Se midió el tiempo de llenado en cada tubo al ingreso de la 1^{ra} etapa; la medición se repitió 3 veces y se calculó el promedio. El caudal se calculó utilizando la siguiente ecuación:

$$Q = \frac{V_{\text{recipiente}}}{t} \dots (5)$$

Donde:

Q: Caudal en l s⁻¹
V_{recipiente}: Volumen del recipiente en l
t: Tiempo de llenado en s

3.3.5. Medición de parámetros de campo

Temperatura y pH

La temperatura y pH se midieron con un multiparámetro PCSTestrTM 35. La temperatura fue reportada en grados centígrados (°C).

Turbiedad

La turbidez se midió utilizando un turbidímetro HACH 2100Q portátil con un rango de 0 - 1000 NTU de acuerdo con el método USEPA 180.1.

3.3.6. Medición de parámetros de laboratorio

Sólidos suspendidos totales (SST)

Los SST se midieron con el Método Estándar de USEPA 2540 D. Se tomaron volúmenes de 10 y 250 ml para el afluente y los efluentes respectivamente. Las muestras se filtraron usando filtros de fibra de vidrio de Ø 47 mm y poro de 1 µm. Los filtros se lavaron con agua destilada y se secaron durante 1 h a 105 ° C y, se pesaron con una balanza analítica MARKE y TYP con una precisión de 0.0001 g. Después de filtrar las muestras, los filtros se secaron nuevamente durante 1 h a 105 ° C y se pesaron. La concentración de SST se calculó utilizando la ecuación 6 y se registraron en mg l⁻¹.

$$C_{SST} = \frac{(m_2 - m_1) \cdot 1000}{V_{muestra}} \dots (6)$$

Donde:

C_{SST} : Concentración de SST en la muestra filtrada en mg l^{-1}
 m_1 : Peso del filtro antes del proceso del filtrado en mg
 m_2 : Peso del filtro después del proceso de filtrado en mg
 $V_{muestra}$: Volumen de la muestra filtrada en l

Demanda química de oxígeno (DQO)

La DQO se midió mediante el método de reactor de digestión usando viales de HACH (Método HACH 8000). Las muestras del afluente se analizaron con viales de rango de 20 - 1500 mg l^{-1} y muestras de efluentes y tubos de muestra con un rango de prueba de 3 - 150 mg l^{-1} según USEPA (1990) e ISO 8644 en un espectrofotómetro DR6000 marca HACH.

Demanda biológica de oxígeno (DBO)

La DBO se midió en un período de 5 días (DBO_5). El análisis se llevó a cabo mediante el método respirométrico utilizando un BODTRAK IITM marca HACH. Se utilizó el procedimiento simplificado (Método HACH 10099). Los rangos seleccionados fueron 0 - 700 mg l^{-1} para muestras del afluente, 0 - 350 mg l^{-1} para muestras del efluente de la 1^{ra} etapa y 0 - 70 mg l^{-1} para muestras del efluente 2^{da} etapa. El BODTRAK IITM se instaló dentro en una incubadora a temperatura de 20 ± 1 ° C.

Nitrógeno total (N_{Total})

El N_{Total} se midió utilizando el método de digestión con persulfato, utilizando viales de HACH (Método HACH 10072). Los viales estuvieron en un rango de 2 - 150 mg l^{-1} y se analizaron utilizando un espectrofotómetro DR6000 marca HACH.

Amonio ($\text{NH}_4\text{-N}$)

El $\text{NH}_4\text{-N}$ se midió utilizando el método de salicilato con viales de HACH (Método HACH 10031) en el rango de 0.4 - 50 mg l^{-1} . Durante las fases 1 y 2 se usaron viales del mismo rango, pero durante las fases 2 y 3 se usaron viales de 0.02 - 2.5 mg l^{-1} debido a las restricciones para la obtención en el mercado. Para viales de bajo rango, las muestras fueron

diluidas. Las mediciones se realizaron en un espectrofotómetro DR6000 marca HACH y los resultados fueron reportados como nitrógeno-amonio en mg de N^{-1} .

Nitrato ($\text{NO}_3\text{-N}$)

El $\text{NO}_3\text{-N}$ se analizó mediante el método de reducción de cadmio usando sobres de reactivo NitraVer5 preparados por HACH (Método HACH 8039) y se midió en celdas de muestra de vidrio de 10 ml en un espectrofotómetro DR6000 marca HACH. No se analizaron muestras del afluente para nitrato y se usó una prueba con un rango de $0.3 - 30 \text{ mg l}^{-1}$ para muestras de los efluentes. Los resultados se informaron como nitrato-nitrógeno en mg de N^{-1} .

Fosforo ($\text{PO}_4\text{-P}$)

El $\text{PO}_4\text{-P}$ se midió mediante el método de digestión con persulfato de molibdovanadato. Se usaron viales de prueba de HACH (Método HACH 10127) en un rango de $1 - 100 \text{ mg l}^{-1}$. La medición se realizó en un espectrofotómetro DR6000 marca HACH con resultados en mg P l^{-1} .

Coliformes termotolerantes (CT) y huevos de helmintos (HH)

Los CT y HH se analizaron en el Laboratorio de Ecología Microbiana y Biotecnología "Marino Tabusso". Los análisis para CT se realizaron con el método de fermentación de tubos múltiples de acuerdo con los métodos estándares de USEPA (SMEWW 21st Ed. 2005, Parte 9221). Los resultados fueron reportados en NMP/100 ml. Para los HH se utilizó el método estándar de USEPA para el examen nematológico (SMEWW 21st Ed. 2005, Parte 10750) y los resultados se expresaron en $\text{N}^\circ \text{ l}^{-1}$.

Coliformes termotolerantes (CT) y huevos de helmintos (HH) de muestras de lodo

Los CT y HH de las muestras de lodo generados en la 1^{ra} etapa del Sistema Francés se realizaron siguiendo el método NOM-004-SEMARNAT-2002. Los valores para CT y HH fueron registrados en $\text{UFC g}^{-1} \text{ ST}^{-1}$ y $\text{N}^\circ (4 \text{ g ST})^{-1}$ respectivamente.

3.4. CARGAS DE OPERACIÓN

3.4.1. Carga hidráulica

La carga hidráulica se calculó en cada fase en función del caudal, los números de lotes hidráulicos por día, la duración de cada lote y el área superficial del filtro. En cada fase, la carga hidráulica se calculó por cada la línea activa por separado.

$$q = \frac{Q \cdot n_{\text{lote}} \cdot t_{\text{lote}} \cdot 60 \text{ s} \cdot \text{min}^{-1}}{A_{\text{activa}}} \dots (7)$$

Donde:

q: Carga hidráulica en cada línea del filtro en $\text{l m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ o m d^{-1}

Q: Caudal de cada salida en l s^{-1}

n_{lote} : Número de lotes diarios en d^{-1}

t_{lote} : Duración de un lote en min

A_{activa} : Área superficial del filtro en m^2

La carga hidráulica se refiere a la superficie del filtro de una línea (18 m^2).

3.4.2. Cargas contaminantes

Las cargas contaminantes se calcularon para DQO, DBO₅, SST y N_{Total}. La carga orgánica en el afluente (C_{afluente}) se calculó para cada uno de los parámetros mediante la ecuación 8. Dado que la carga hidráulica en el afluente de la 1^{ra} etapa se calculó sólo para la línea activa (18 m^2), las cargas contaminantes se hallaron también para cada línea activa. Para fines de esta investigación la carga hidráulica utilizada para determinar las cargas contaminantes fue el promedio de las 2 líneas de la 1^{ra} etapa.

$$C_{\text{afluente}} = \frac{C_{\text{afluente } 1^{\text{ra}} \text{ etapa}} \cdot q}{1000 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}} \dots (8)$$

Donde:

C_{afluente} : Carga orgánica en el afluente en $\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$

C_{afluente} : Concentración en el afluente en mg l^{-1}

q: Carga hidráulica promedio de las 2 líneas del filtro en $\text{l m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ o m d^{-1}

El caudal del efluente de la 1^{ra} etapa no se midió ya que el tubo del efluente no fue accesible para la medición con el método volumétrico, por lo que se asumió el mismo valor que caudal en el afluente (sin pérdidas), por lo que, las cargas hidráulicas utilizadas fueron las mismas.

Para el cálculo de las cargas contaminantes del efluente de la 1^{ra} etapa ($C_{\text{efluente 1}^{\text{ra}} \text{ etapa}}$), se utilizó la siguiente ecuación:

$$C_{\text{efluente 1}^{\text{ra}} \text{ etapa}} = \frac{C_{\text{efluente 1}^{\text{ra}} \text{ etapa}} \cdot q}{1000 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}} \dots (9)$$

Donde:

$C_{\text{efluente 1}^{\text{ra}} \text{ etapa}}$: Carga orgánica en el efluente de la 1^{ra} etapa en $\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
 $C_{\text{efluente 1}^{\text{ra}} \text{ etapa}}$: Concentración en el efluente de la 1^{ra} etapa en mg l^{-1}
 q : Carga hidráulica promedio de las 2 líneas del filtro en $\text{l m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ o m d^{-1}

El caudal del efluente de la 2^{da} etapa no se midió ya que se asumió como la mitad del caudal del efluente de la 1^{ra} etapa, otro de los motivos fue que no se contó con flujómetros instalados en las tuberías para medir con exactitud los caudales. La carga hidráulica utilizada para la línea 2 de la 2^{da} etapa se calculó en base a los 15 m^2 de área superficial del filtro. Para el cálculo de las cargas contaminantes del efluente de la 2^{da} etapa se utilizó la ecuación 10.

$$C_{\text{efluente 2}^{\text{da}} \text{ etapa}} = \frac{C_{\text{efluente 2}^{\text{da}} \text{ etapa}} \cdot q}{1000 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}} \dots (10)$$

Donde:

$C_{\text{efluente 2}^{\text{da}} \text{ etapa}}$: Carga orgánica en el efluente de la 2^{da} etapa en $\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
 $C_{\text{efluente 2}^{\text{da}} \text{ etapa}}$: Concentración en el efluente de la 2^{da} etapa en mg l^{-1}
 q : Carga hidráulica de la línea 2 de la 2^{da} etapa en $\text{l m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ o m d^{-1}

La $C_{\text{efluente 2}^{\text{da}} \text{ etapa}}$ para esta investigación se determinó sólo en la línea 2 del filtro de acuerdo a lo señalado en la Figura 5.

Las cargas contaminantes removidas se calcularon como la diferencia entre la carga de afluente y la carga de los efluentes (1^{ra} etapa y 2^{da} etapa) mediante la ecuación 11 y 12.

$$C_{\text{removida 1}^{\text{ra}} \text{ etapa}} = C_{\text{afluente}} - C_{\text{efluente 1}^{\text{ra}} \text{ etapa}} \dots (11)$$

$$C_{\text{removida 1}^{\text{ra}}+2^{\text{da}} \text{ etapa}} = C_{\text{afluente}} - C_{\text{efluente 2}^{\text{da}} \text{ etapa}} \dots (12)$$

Donde:

$C_{\text{removida 1}^{\text{ra}} \text{ etapa}}$: Carga orgánica removida en la 1^{ra} etapa en $\text{m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
 C_{afluente} : Carga orgánica en el afluente en $\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
 $C_{\text{efluente 1}^{\text{ra}} \text{ etapa}}$: Carga orgánica en el efluente de la 1^{ra} etapa en $\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
 $C_{\text{removida 1}^{\text{ra}}+2^{\text{da}} \text{ etapa}}$: Carga orgánica removida en el Sistema Francés (1^{ra}+2^{da} etapa) en $\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
 $C_{\text{efluente 2}^{\text{da}} \text{ etapa}}$: Carga orgánica en el efluente de la 2^{da} etapa en $\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$

3.4.3. Eficiencias de remoción

Las eficiencias de remoción para DQO, DBO₅, SST, N_{Total}, NH₄-N y PO₄-P se calcularon solo en base a las concentraciones del afluente y efluentes (1^{ra} etapa y 2^{da} etapa) sin tener en cuenta los caudales. Esta simplificación fue necesaria ya que el caudal de los efluentes no se midió, pero se asumió que era igual al flujo del afluente para la 1^{ra} etapa y la mitad para la 2^{da} etapa. Las eficiencias de eliminación se calcularon mediante las ecuaciones 13 y 14.

$$E = \frac{C_{\text{afluente}} - C_{\text{efluente 1}^{\text{ra}} \text{ etapa}}}{C_{\text{afluente}}} \cdot 100 \% \dots (13)$$

$$E = \frac{C_{\text{afluente}} - C_{\text{efluente 2}^{\text{da}} \text{ etapa}}}{C_{\text{afluente}}} \cdot 100 \% \dots (14)$$

Donde:

E: Eficiencia de eliminación en %

C_{afluente}: Concentración en el afluente en mg l⁻¹

C_{efluente 1^{ra} etapa}: Concentración en el efluente de la 1^{ra} etapa en mg l⁻¹

C_{efluente 2^{da} etapa}: Concentración en el efluente de la 2^{da} etapa en mg l⁻¹

3.5. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

El análisis estadístico se realizó para los parámetros evaluados de acuerdo a lo mencionado en el 3.3.5. Para ello, se utilizó el Software STATISTICA 7.

Primero, se aplicó la normalidad para probar si los resultados obtenidos provienen de poblaciones normalmente distribuidas o no. Para ello se utilizó Shapiro-Wilk-test la cual se puede aplicar para muestras pequeñas, lo que lo hace particularmente adecuada para esta investigación.

Se plantearon dos hipótesis:

H₀: La población de muestras tomadas se distribuyen normalmente.

H_a: La población de muestras tomadas no se distribuyen normalmente.

Con un nivel de significancia (α) = 0.05, de aquí se puede decir que:

p-value > 0.05: Existe distribución normal de la población de muestras.

p-value < 0.05: No existe distribución normal de la población de muestras.

Adicionalmente se realizó el análisis de varianza para ver si los datos se encontraban agrupados en más de dos grupos o no. Para ello se utilizó Leven's test (variación de la prueba F), esta prueba es más sólida si los datos no se distribuyen normalmente. Se utilizó el mismo $\alpha = 0.05$, de aquí se puede decir que:

p-value > 0.05 : Existe homogeneidad de varianza.

P-value < 0.05 : No existe homogeneidad de varianza.

Segundo, en base a la normalidad, se realizó el test paramétrico y no paramétrico dependiendo de la cantidad de grupos analizados. Si existió normalidad de los grupos evaluados se utilizaron las pruebas paramétricas T-test y ANOVA para 2 y > 2 respectivamente. En el caso que no existiera normalidad de los grupos evaluados se utilizaron las pruebas no paramétricas Mann-Whitney-U y Kruskal-Wallis para 2 y > 2 respectivamente.

La prueba T-test comparara las medias aritméticas de los dos grupos analizados y el ANOVA de un solo factor permite decir si existen diferencias significativas entre más de 2 grupos analizados.

La prueba Mann-Whitney-U se aplica a dos muestras independientes, también es conocida como la versión no paramétrica de la habitual prueba T-test. Así mismo, la prueba Kruskal-Wallis es el equivalente no paramétrico del ANOVA de factor único y se utiliza cuando no se cumplen la normalidad. La prueba no compara las medias aritméticas sino las distribuciones de los grupos.

En todas las pruebas paramétricas y no paramétricas se utilizó $\alpha = 0.05$ y de acuerdo al p-value se puede decir:

p-value > 0.05 : No existe diferencia estadística significativa.

p-value < 0.05 : Existe diferencia estadística significativa.

La Figura 10 resume el diseño estadístico explicado anteriormente para esta investigación.

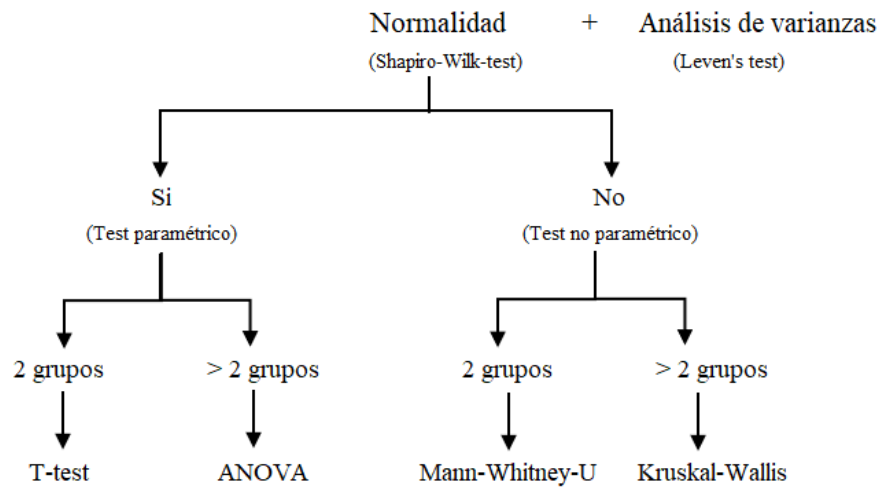


Figura 10: Diseño del análisis estadístico de la investigación

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. CARGAS HIDRÁULICAS

Los resultados de las cargas hidráulicas aplicadas a la 1^{ra} y 2^{da} etapa del Sistema Francés se muestran en la Tabla 10. Con fines prácticos, la carga hidráulica aplicada en la 1^{ra} etapa fue el promedio de las dos líneas; en cambio, la carga hidráulica aplicada de la 2^{da} etapa fue sólo la calculada en la línea 2 (ver Figura 5).

Las cargas hidráulicas aplicadas en la Fase 3 para la 1^{ra} y 2^{da} etapa fueron 0.329 m d⁻¹ y 0.395 m d⁻¹ respectivamente; estos valores son similares a los planteados por Dotro et al. (2017) (cargas hidráulicas máximas de diseño) relacionadas a una de las líneas activas en la 1^{ra} y 2^{da} etapa bajo condiciones de climas templados (0.37 m d⁻¹).

Tabla 10: Cargas hidráulicas aplicadas a la 1^{ra} etapa (celda francesa) y la línea 2 de la 2^{da} etapa (humedal subsuperficial de flujo vertical) del Sistema Francés

	Unidad	1 ^{ra} etapa			2 ^{da} etapa
		Línea 1	Línea 2	Promedio	Línea 2
Fase 1	(m d ⁻¹)	0.125	0.113	0.119	0.143
Fase 2	(m d ⁻¹)	0.254	0.247	0.251	0.301
Fase 3	(m d ⁻¹)	0.338	0.319	0.329	0.395
Fase 4	(m d ⁻¹)	0.449	0.483	0.466	0.589

Las pequeñas variaciones de carga hidráulica aplicadas en la 1^{ra} etapa, se deben a que la potencia de las bombas no fue controlable. Las bombas fueron operadas a máxima capacidad durante los períodos de operación, a pesar de que las bombas tienen una fabricación similar, no generan exactamente el mismo flujo volumétrico, por lo tanto, generan diferentes cargas hidráulicas para cada una de las líneas. Otros factores fueron las conexiones de las tuberías y válvulas del sistema instalado.

4.2. CARACTERÍSTICAS DE LAS AGUAS RESIDUALES CRUDAS

La Tabla 11 muestra el promedio, desviación estándar y el error estándar de los principales parámetros del afluente durante las 4 fases de la investigación (octubre del 2017 a agosto del 2018).

el valor de pH promedio de las aguas residuales afluentes fue de 7.5, es decir, ligeramente alcalina y la temperatura promedio fue de 24.9°C. La concentración promedio del N_{Total} fue de 55.9 mg l⁻¹ y el NH₄-N representa el 70.3 % del N_{Total}, es decir, el 29.7 % del nitrógeno que ingresa a la 1^{ra} etapa fue en forma orgánica. La concentración promedio de PO₄-P fue 10.1 mg l⁻¹. Las concentraciones promedio de DQO y DBO₅ fueron 699.9 mg l⁻¹ y 344.3 mg l⁻¹ respectivamente, lo que resultó en una relación DBO₅/DQO de 0.49 que indica que se puede aplicar cualquier tratamiento biológico al agua residual (Von Sperling y Chernicharo 2005). La DQO, DBO₅, SST y Turbidez presentan alta desviación estándar, es decir, los datos están dispersos con respecto al promedio, y por lo tanto hay un mayor error estándar.

Tabla 11: Características de las concentraciones del afluente durante las 4 fases de investigación

	Unidad	N*	Afluente		
			Promedio	SD**	SE***
DQO	mg l ⁻¹	50	699.9	276.6	5.6
DBO ₅	mg l ⁻¹	28	344.3	149.7	5.5
SST	mg l ⁻¹	52	584.9	471.9	9.3
N _{Total}	mg l ⁻¹	21	55.9	14.0	0.7
NH ₄ -N	mg l ⁻¹	57	39.3	8.3	0.1
PO ₄ -P	mg l ⁻¹	50	10.1	2.8	0.1
Turbidez	NTU	50	476.6	239.5	4.9
pH	-	58	7.5	0.5	0.0
T	°C	58	24.9	2.4	0.0

* N: Número de mediciones

** SD: Desviación estándar

*** SE: Error estándar

4.3. CARACTERÍSTICAS DE LAS AGUAS RESIDUALES TRATADAS

La Tabla 12 presenta las eficiencias de remoción de los contaminantes de la 1^{ra} y 2^{da} etapa, y el sistema en conjunto (1^{ra} + 2^{da} etapa) durante las 4 fases de la investigación. Las eficiencias de remoción en la 1^{ra} etapa fueron > 79.9%, > 83.3%, > 96.0%, > 58.2%, > 53.0% y > 39.3% para la DQO, DBO₅, SST, N_{Total}, NH₄-N y PO₄-P respectivamente. Los resultados

obtenidos son mayores a los registrados por Molle et al. (2005) para climas moderados y similares a los registrados por Lombard y Molle (2017) para climas templados independientemente de la carga hidráulica de operación.

Las eficiencias de remoción en la 2^{da} etapa fueron > 84.5%, > 76.7%, > 79.2%, > 38.1%, > 81.6% y > 22.5% para la DQO, DBO₅, SST, N_{Total}, NH₄-N y PO₄-P respectivamente. Los resultados obtenidos son mayores a los registrados por Molle et al. (2005) para climas moderados y menores a los registrados por Gomez (2017) para climas templados independientemente de la carga hidráulica de operación.

Las eficiencias de remoción de todo el sistema en conjunto (1^{ra} + 2^{da} etapa) fueron > 97.7% en todas las fases de investigación para la DQO, DBO₅ y SST, y para el NH₄-N > 91.5%, estos resultados son incluso mayores a los registrados por Molle et al. (2005) para climas moderados y similares a los planteados por Platzer et al. (2016) para climas templados independientemente de la carga hidráulica de operación. Así mismo, para el N_{Total} y PO₄-P presentan eficiencias significativas en todas las fases > 76.2%, sin considerar el resultado de PO₄-P en la Fase 4.

Sin embargo, durante las observaciones en campo, se pudo notar que en la Fase 4 de investigación se presentaron indicios de colmatación y paso más lento del agua residual sobre el filtro en las 2 etapas del Sistema Francés. Estos indicios deben ser corroborados trabajando con un mayor tiempo de operación bajo las cargas de operación indicadas en cada fase de investigación.

Tabla 12: Eficiencia de remoción de contaminantes de la 1^{ra} etapa, 2^{da} etapa, y el sistema en conjunto (1^{ra} + 2^{da} etapa) durante las 4 fases de la investigación

	Fase	Afluente			Efluente 1 ^{ra} etapa			Efluente 2 ^{da} etapa			Eficiencia	Eficiencia	Eficiencia
		N	Promedio	SD	N	Promedio	SD	N	Promedio	SD	1 ^{ra} etapa	2 ^{da} etapa	1 ^{ra} + 2 ^{da} etapa
		-	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹	-	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹	-	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹	%	%	%
DQO	Fase 1	9	497.6	98.4	11	100.0	46.2	3	10.3	3.5	79.9	89.7	97.9
	Fase 2	14	827.6	261.4	16	92.1	17.4	5	11.2	4.5	88.9	87.8	98.6
	Fase 3	15	856.3	290.8	19	81.2	10.9	12	12.6	3.2	90.5	84.5	98.5
	Fase 4	8	465.1	111.2	8	73.1	12.3	8	10.6	1.9	84.3	85.5	97.7
DBO ₅	Fase 1	3	254.1	64.1	2	42.5	13.4	2	5.0	0.5	83.3	88.4	98.1
	Fase 2	6	546.0	61.2	5	38.2	10.4	3	7.9	3.7	93.0	79.4	98.6
	Fase 3	8	372.0	120.9	10	29.5	4.8	8	6.9	1.3	92.1	76.7	98.2
	Fase 4	8	220.1	75.6	8	28.4	8.5	8	3.1	0.9	87.1	89.0	98.6
SST	Fase 1	9	378.2	113.3	12	15.2	11.5	3	1.8	1.9	96.0	87.9	99.5
	Fase 2	14	540.3	257.3	16	15.9	14.6	5	3.3	4.6	97.1	79.2	99.4
	Fase 3	17	1019.2	521.2	19	19.0	18.3	11	1.5	1.1	98.1	92.1	99.9
	Fase 4	8	207.3	74.9	8	8.3	5.0	8	1.6	0.4	96.0	80.5	99.2
N _{Total}	Fase 1	5	55.0	13.5	4	23.0	2.9	2	10.0	0.0	58.2	56.5	81.8
	Fase 2	4	65.5	12.3	3	23.7	3.2	5	10.2	4.8	63.9	57.0	84.5
	Fase 3	5	64.2	13.2	7	19.0	4.0	6	9.8	2.9	70.4	48.4	84.8
	Fase 4	8	47.0	11.0	7	18.1	1.8	7	11.2	2.1	61.5	38.1	76.2
NH ₄ -N	Fase 1	11	42.8	9.3	11	20.1	3.9	3	3.0	0.2	53.0	84.9	92.9
	Fase 2	15	42.6	7.0	16	19.6	2.8	5	3.6	0.6	54.0	81.6	91.5
	Fase 3	20	37.0	6.8	20	16.2	4.8	12	1.8	1.7	56.3	89.1	95.2
	Fase 4	8	36.7	11.4	8	16.7	2.0	8	2.6	0.7	54.5	84.3	92.8
PO ₄ -P	Fase 1	10	7.2	1.1	12	4.3	1.1	3	1.6	1.7	39.3	63.5	77.8
	Fase 2	15	10.2	1.7	16	4.5	1.0	5	1.2	0.4	55.7	72.8	87.9
	Fase 3	14	12.6	2.6	19	6.2	1.1	11	2.9	0.7	51.0	52.2	76.6
	Fase 4	7	8.2	1.8	8	5.4	0.3	8	4.2	0.4	34.4	22.5	49.1

4.4. DISTRIBUCIÓN TEMPORAL DE CADA PARÁMETRO DURANTE LAS 4 FASES DE INVESTIGACIÓN

La Figura 11 muestra la distribución temporal de la temperatura del Sistema Francés durante las 4 fases de la investigación.

En general, la temperatura del afluente fue mayor comparado al efluente de la 1^{ra} etapa, y a su vez, esta presenta valores más altos comparados al efluente de la 2^{da} etapa. Las temperaturas se mantuvieron estables durante la Fase 1 (octubre a noviembre 2017) sin mostrar una tendencia marcada, a diferencia de entre los meses de diciembre 2017 a mayo 2018 (Fase 2 y 3) donde las temperaturas presentan una notoria tendencia de incremento, esto se debe a que la temperatura ambiental en estos meses incrementa por el verano limeño (MINAGRI 2018). Durante la Fase 4 la temperatura presenta una disminución comparada a las 2 fases anteriores debido al invierno.

La temperatura promedio obtenida en la Fase 1, 2, 3 y 4 fueron de 23.3 °C, 25.3 °C, 26.6 °C, 20.1 °C respectivamente, es decir, durante la Fase 2 y 3 las temperaturas tienden a incrementar por el verano, mientras que en la Fase 1 y 4 decrecen debido al invierno.

Durante el mes de junio no se registraron valores de temperatura y los otros parámetros mencionados en el apartado de materiales y métodos, debido al mantenimiento de las instalaciones de la PTAR.

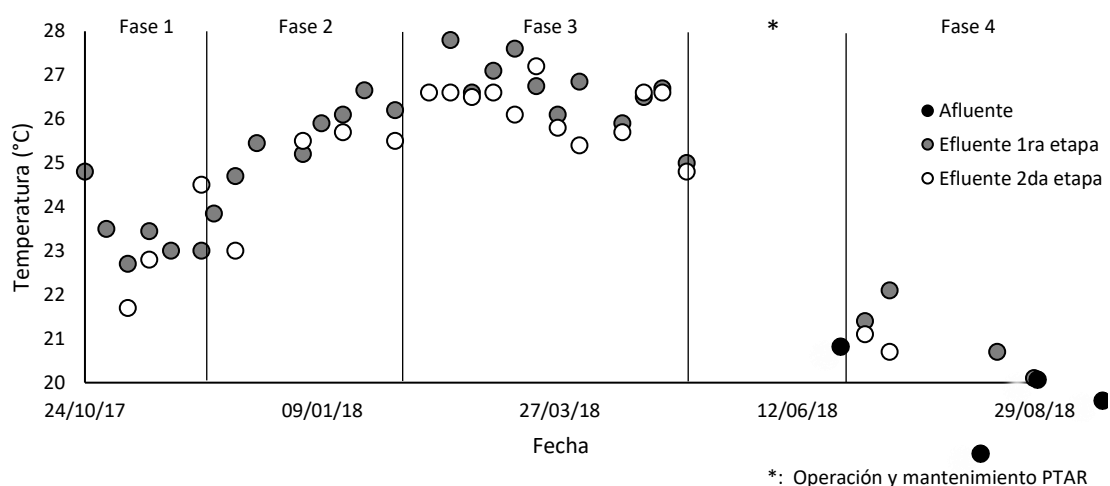
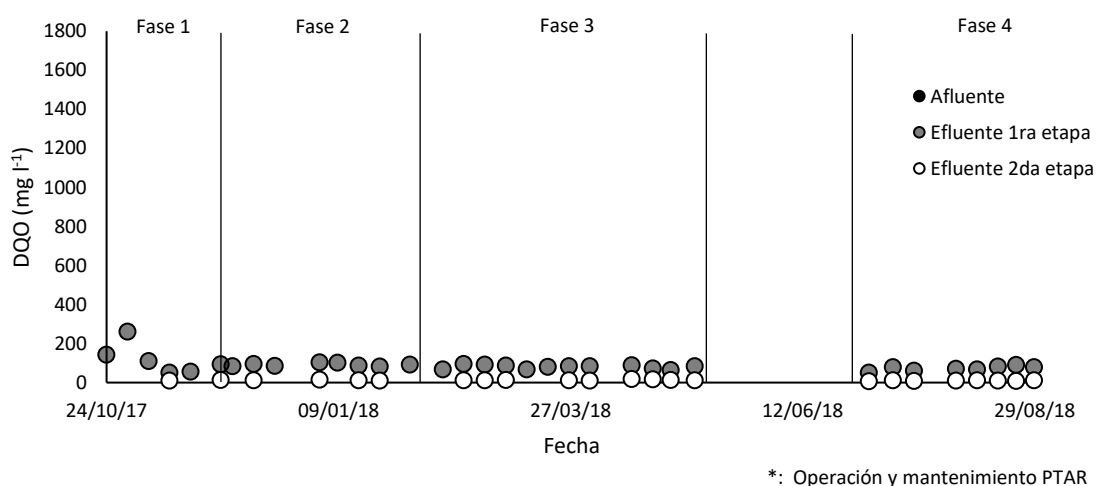


Figura 11: Variación de la temperatura (°C) del afluente, efluente de la 1^{ra} etapa y efluente de la 2^{da} etapa durante las 4 fases de la investigación

En la Figura 12, 13, 14, 15 y 16 se presenta la variación temporal de la DQO (mg l^{-1}), DBO_5 (mg l^{-1}), SST (mg l^{-1}), turbidez (NTU) y fósforo total ($\text{PO}_4\text{-P}$) respectivamente para las 4 Fases de la investigación en cada punto de muestreo.

Como puede observar, la concentración de la DQO en el afluente no es constante durante todas las fases de la investigación debido a que en la Fase 2 y 3 presentaron altas concentraciones y variación entre los valores comparada a la Fase 1 y 4. La concentración alcanzada en el afluente fluctúa entre $292 - 612 \text{ mg l}^{-1}$, $530 - 1162.0 \text{ mg l}^{-1}$, $361 - 1682.5 \text{ mg l}^{-1}$ y $313 - 623.0 \text{ mg l}^{-1}$ en la Fase 1, 2, 3 y 4 respectivamente. Las razones de la variabilidad de la concentración de la DQO se deben posiblemente a la hora de toma de muestra, ya que la concentración de DQO en las aguas residuales domésticas, suelen ser mayor en la mañana y en un nivel bajo durante el mediodía (Von Sperling y Chernicharo 2005). Otra de las explicaciones se debe posiblemente a la estación del año, en general se presentan mayores concentraciones en el afluente durante el verano (Fase 2 y 3) y menores en el invierno (Fase 1 y 4) debido a que la población suele utilizar más agua en el verano que en el invierno. Además, en el verano, existe alta evaporación comparada al invierno (casi inexistente precipitación), por lo tanto, la concentración de la DQO fue mayor en el afluente en la Fase 2 y 3.



*: Operación y mantenimiento PTAR

Figura 12: Variación de la DQO (mg l^{-1}) del afluente, efluente de la 1^{ra} etapa y efluente de la 2^{da} etapa durante las 4 fases de la investigación

Así mismo, la DBO_5 , SST y turbidez presentan similar comportamiento a la DQO en el afluente durante las 4 fases de investigación. Las DBO_5 (Figura 13), presenta mayor concentración en la Fase 2 con 619 mg l^{-1} comparadas a las otras fases y los otros parámetros evaluados (SST y turbidez). Los SST (Figura 14) y turbidez (Figura 15) presentaron mayor

concentración y variación entre los valores en la Fase 3 comparada a la Fase 1, 2 y 4 con concentraciones de 1479 mg l⁻¹, 1000 NTU respectivamente.

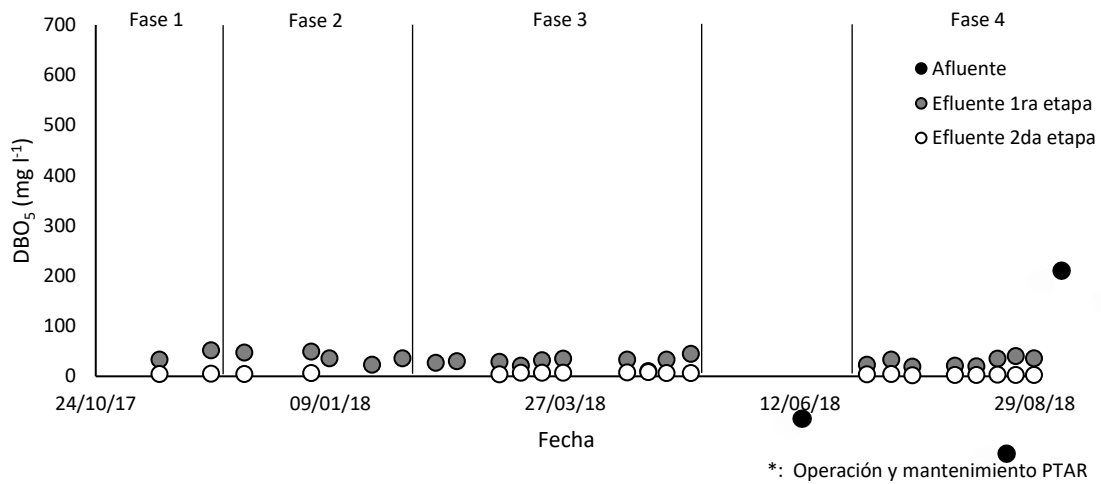


Figura 13: Variación de la DBO₅ (mg l⁻¹) del afluente, efluente de la 1^{ra} etapa y efluente de la 2^{da} etapa durante las 4 fases de la investigación

Con respecto a las concentraciones de la DQO, DBO₅, SST y turbidez en el efluente de la 1^{ra} etapa, en general presentan concentraciones poco variables si la comparamos con los valores del afluente durante las 4 fases de la investigación.

Las concentraciones alcanzadas para la DQO, DBO₅, SST y turbidez en el efluente de la 1^{ra} etapa fluctúan entre 52.0 - 262.0 mg l⁻¹, 10.0 - 52.0 mg l⁻¹, 1.9 - 35.4 mg l⁻¹, 42.0 - 206.0 NTU respectivamente para las 4 fases de la investigación.

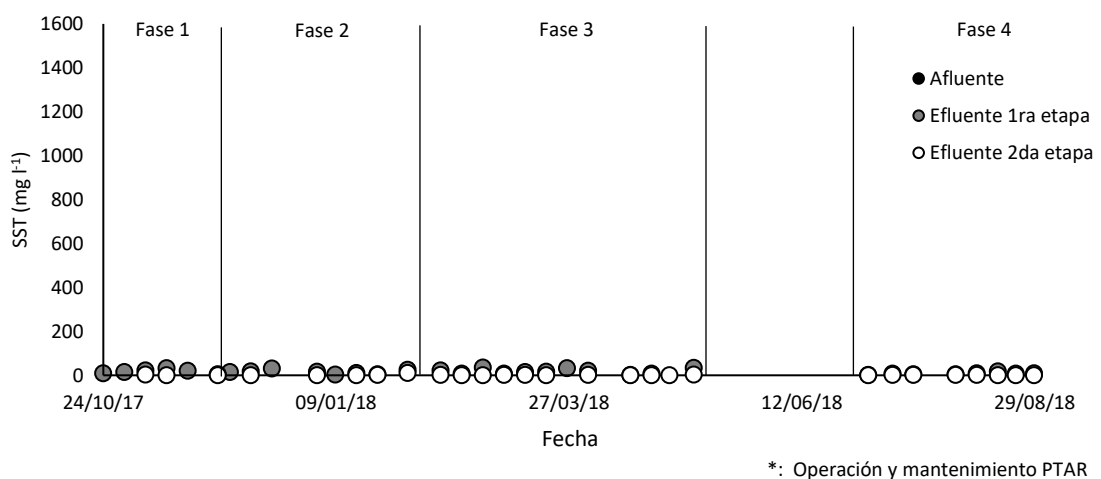


Figura 14: Variación de los SST (mg l⁻¹) del afluente, efluente de la 1^{ra} etapa y efluente de la 2^{da} etapa durante las 4 fases de la investigación

Con respecto a la concentración de la DQO, DBO₅, SST y turbidez en el efluente de la 2^{da} etapa, en general presentan concentraciones poco variables comparadas al afluente y efluente de la 1^{ra} etapa durante las 4 fases de la investigación.

Las concentraciones alcanzadas para la DQO, DBO₅, SST y turbidez en el efluente de la 2^{da} etapa fluctúan entre 8.0 - 19.0 mg l⁻¹, 2.3 - 8.2 mg l⁻¹, 0.3 - 11.5 mg l⁻¹, 0.4 - 9.1 NTU respectivamente para las 4 fases de la investigación.

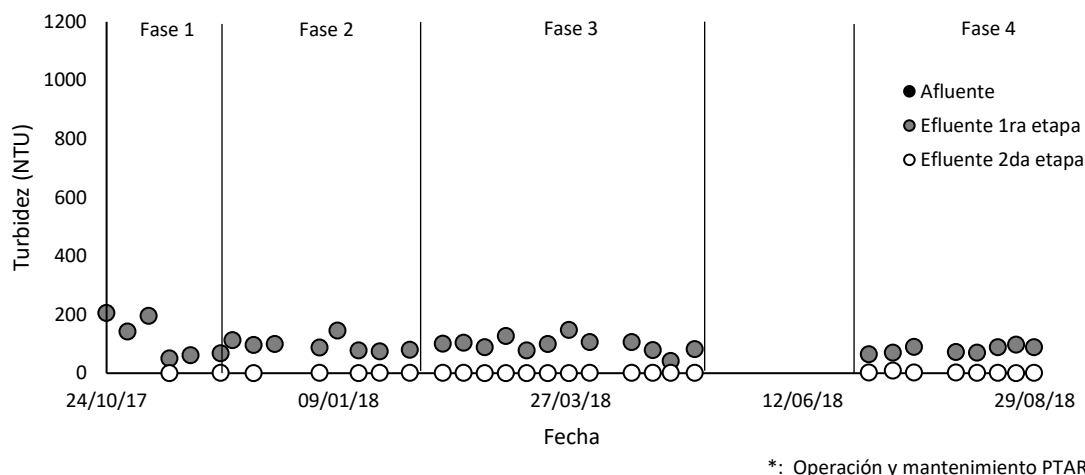


Figura 15: Variación de la Turbidez (NTU) del afluente, efluente de la 1^{ra} etapa y efluente de la 2^{da} etapa durante las 4 fases de la investigación

El PO₄-P presentó concentraciones pocas variables el afluente de la 1^{ra} etapa y en el efluente de la 2^{da} etapa durante las 4 fases de investigación (Figura 16). A diferencia del afluente que incluso presentó tendencia ligeramente creciente durante la Fase 3.

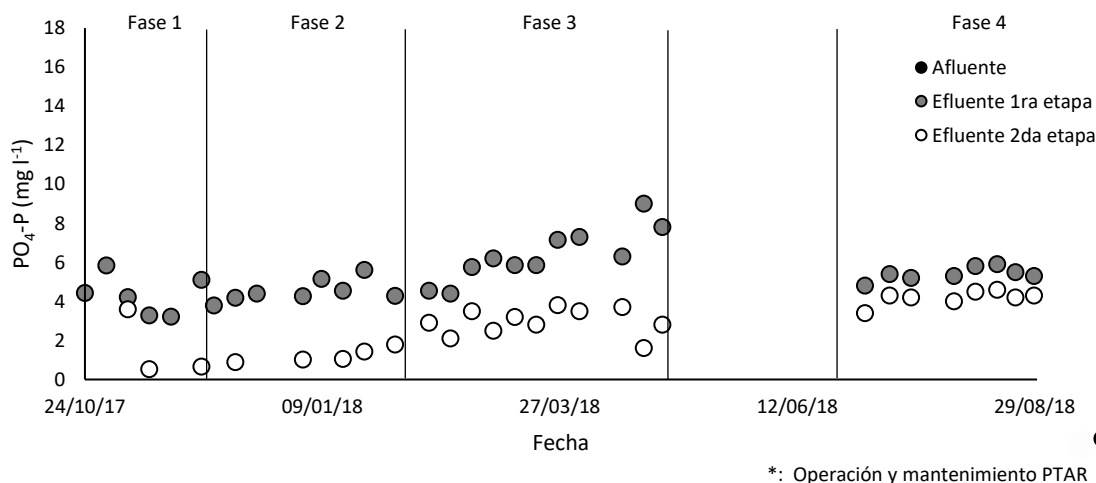


Figura 16: Variación del PO₄-P (mg l⁻¹) del afluente, efluente de la 1^{ra} etapa y efluente de la 2^{da} etapa durante las 4 fases de la investigación

Las concentraciones en el afluente fluctúan entre 6.3 - 8.3 mg l⁻¹, 7.8 - 13.0 mg l⁻¹, 10.0 - 15.3 mg l⁻¹, 5.3 - 11.0 mg l⁻¹ durante las Fases 1, 2, 3 y 4 respectivamente. Así mismo, las concentraciones en el efluente de la 1^{ra} etapa fluctúa entre 3.2 - 5.8 mg l⁻¹, 3.8 - 5.6 mg l⁻¹, 4.4 - 9.0 mg l⁻¹, 4.8 - 5.9 mg l⁻¹ en las 4 fases respectivamente. Las concentraciones en el efluente de la 2^{da} etapa presentaron fluctuaciones entre 0.52 - 3.58 mg l⁻¹, 0.88 - 1.79 mg l⁻¹, 1.6 - 3.8 mg l⁻¹, 3.4 - 4.6 mg l⁻¹ en las fases 1, 2, 3 y 4 respectivamente.

La Figura 17 muestra la distribución de las concentraciones de N_{Total}, NH₄-N y NO₃-N en el afluente, efluente de la 1^{ra} etapa y efluente de la 2^{da} etapa. Dado que todos los grupos contienen valores atípicos, se utilizan los valores medios mostrados en los diagramas de cajas y bigotes verticales para evaluar la dispersión y la tendencia central de un conjunto de datos.

Las concentraciones promedio en el afluente de N_{Total} y NH₄-N fueron 55.9 y 39.3 mg l⁻¹ respectivamente, por lo tanto, el 29.7% es nitrógeno orgánico ya que se asume que NO₃-N y NO₂-N no están presentes en aguas residuales crudas (Von Sperling y Lemos Chernicharo 2005).

Las concentraciones promedio en el efluente de la 1^{ra} etapa fueron 20.0, 18.1 y 2.4 mg l⁻¹ para N_{Total}, NH₄-N y NO₃-N respectivamente. La concentración de N_{Total} y NH₄-N disminuyó en 64.2% y 53.9% respecto al afluente. La concentración de NO₂-N no se midió en esta investigación dado que sólo es un producto intermedio de desnitrificación y se asume que las concentraciones fueron cercanas a cero.

La eliminación de nitrógeno en los humedales construidos ocurre mediante los procesos de nitrificación y desnitrificación. En el Sistema Francés investigado, ambos procesos se llevan ya que el amoníaco no solo se transforma en NO₃-N sino que la concentración N_{Total} disminuyó debido a las macrófitas, pero esta no fue el único factor de eliminación.

En la 1^{ra} etapa, en la capa superior insaturada del filtro, el oxígeno puede penetrar en el espacio de los poros y mejora la nitrificación que requiere oxígeno. La parte inferior del filtro se saturó con aguas residuales tratadas a una altura de aproximadamente 30 cm por encima del fondo del filtro y, por lo tanto, predominan las condiciones anóxicas. En esta zona, la materia orgánica todavía está disponible y puede tener lugar la desnitrificación.

Las concentraciones promedio en el efluente de la 2^{da} etapa fueron 10.4, 2.5 y 5.2 mg l⁻¹ para N_{Total}, NH₄-N y NO₃-N respectivamente. La concentración de N_{Total} y NH₄-N disminuyó en 81.4% y 93.7% respecto al afluente.

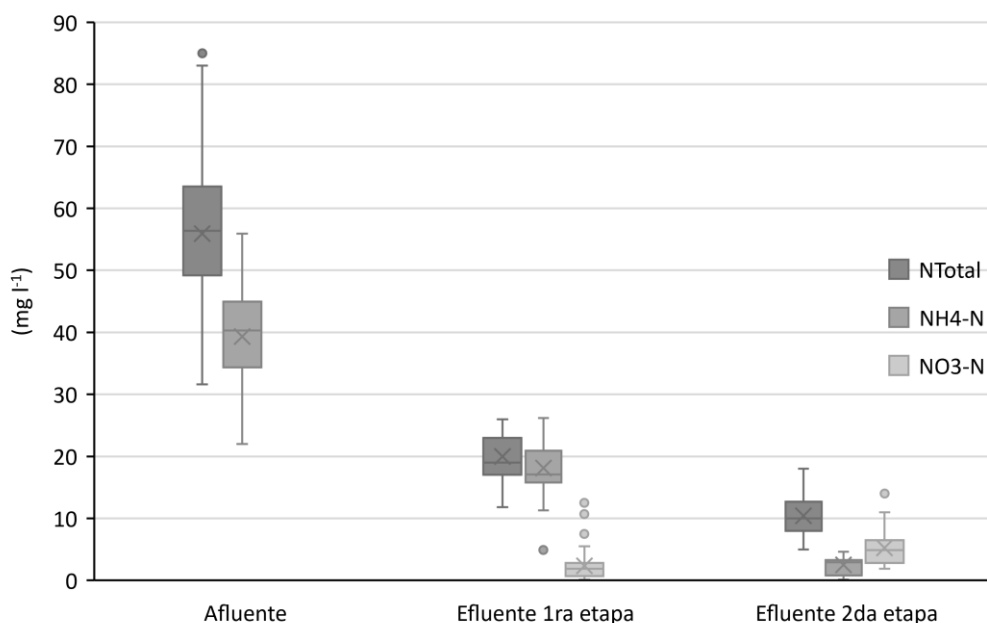


Figura 17: Diagrama de cajas y bigotes de las concentraciones de las especies de nitrógeno en el afluente, efluente de la 1^{ra} etapa y efluente de la 2^{da} etapa

Adicionalmente, se realizó la normalidad y homogeneidad de varianzas del afluente, efluente de la 1^{ra} etapa y efluente de la 2^{da} etapa (ver anexo 1, 2 y 3) para las 4 fases de investigación, y de acuerdo a ello se realizaron pruebas paramétricas y no paramétricas de acuerdo a lo explicado en el apartado 3.5; los resultados del análisis estadístico de los parámetros analizados se presentan en la Tabla 13.

De acuerdo a los test estadísticos, existen diferencias significativas entre las 4 fases de investigación en el afluente para la temperatura (T), SST, turbidez, DQO, DBO₅ y PO₄-P, esto se debe a las fluctuaciones de caudal en el alcantarillado y el uso del agua por la población durante el verano o invierno. Con respecto al efluente de la 1^{ra} etapa, no existen diferencia significativa para el pH, SST, turbidez, DQO, DBO₅ y NO₃-N. Así mismo, no existen diferencias significativas en el efluente de la 2^{da} etapa en los parámetros de pH, SST, turbidez, DQO, N_{Total}, NH₄-N y NO₃-N; esto debido a que el Sistema Francés (1^{ra} y 2^{da} etapa) tienden a soportar caudales picos, y por lo tanto altas variaciones de cargas de contaminantes aplicados.

Tabla 13: Resultados de los test estadísticos de la comparación de las 4 fases del afluente, efluente de la 1^{ra} etapa y efluente de la 2^{da} etapa

	Afluente			Efluente 1 ^{ra} etapa			Efluente 2 ^{da} etapa		
	Test estadístico	p-value	Diferencia significativa	Test estadístico	p-value	Diferencia significativa	Test estadístico	p-value	Diferencia significativa
T	Kruskal-Wallis	0.000	Si	ANOVA	0.000000	Si	Kruskal-Wallis	0.000	Si
pH	ANOVA	0.100	No	ANOVA	0.074579	No	ANOVA	0.070	No
SST	ANOVA	0.000	Si	Kruskal-Wallis	0.418700	No	Kruskal-Wallis	0.841	No
Turbidez	ANOVA	0.000	Si	ANOVA	0.254594	No	Kruskal-Wallis	0.065	No
DQO	ANOVA	0.000	Si	ANOVA	0.098133	No	ANOVA	0.508	No
DBO ₅	ANOVA	0.000	Si	ANOVA	0.083457	No	ANOVA	0.001	Si
N _{Total}	Kruskal-Wallis	0.056	No	Kruskal-Wallis	0.023300	Si	ANOVA	0.882	No
NH ₄ -N	ANOVA	0.112	No	ANOVA	0.012546	Si	Kruskal-Wallis	0.091	No
NO ₃ -N	-	-	-	Kruskal-Wallis	0.356700	No	ANOVA	0.593	No
PO ₄ -P	Kruskal-Wallis	0.000	Si	ANOVA	0.000337	Si	ANOVA	0.000	Si

De acuerdo a lo anterior, se puede decir que en general las concentraciones siempre son mayores y muy variables en el afluente, que luego son estabilizados una vez tratados en la 1^{ra} etapa y 2^{da} etapa, es decir, el Sistema Francés puede soportar concentraciones pico y muy variables de contaminantes para que finalmente los estabilice y remueva en cada una de las etapas.

4.5. RATIOS DE REMOCIÓN

Con la finalidad de evaluar la eficiencia del tratamiento del Sistema Francés, se grafica la relación entre las cargas de remoción y la carga aplicada de contaminantes (como resultado del aumento de las cargas hidráulicas) para determinar si existen “puntos de ruptura” de los diferentes contaminantes y con ello, evaluar si es posible diseñar filtros con superficies específicas más pequeñas. Para ello, se comparan los posibles “puntos de ruptura” con los valores de diseño recomendados para climas templados por Lombard y Molle (2017) para la 1^{ra} etapa (Tabla 5). También se evalúan los posibles “puntos de ruptura” de todo el sistema (1^{ra}+2^{da} etapa) para explorar su comportamiento.

La Figura 18 muestra las cargas de DQO removidas por el Sistema Francés (1^{ra} etapa y 1^{ra}+2^{da} etapa). Las cargas de DQO aplicadas varían entre 34.7 - 559.4 g m⁻² d⁻¹. La eficiencia promedio para la 1^{ra} etapa es 86.1% con eficiencia mínima y máxima de 62.2% y 96% respectivamente, así mismo, la eficiencia promedio para la 1^{ra}+2^{da} etapa es 98% con eficiencia máxima y mínima de 94.8% y 99.2% respectivamente.

El rendimiento del tratamiento es constante y sigue estrictamente una tendencia lineal en el rango observado de cargas aplicadas (1^{ra} y 1^{ra}+2^{da} etapa presentan $R^2 = 0.9911$ y $R^2 = 0.9995$ respectivamente). Incluso se puede observar altas tasas de eliminación de DQO por encima de la carga de diseño de 350 g m⁻² d⁻¹ recomendada por Lombard y Molle et al. (2017) (línea vertical naranja) para la 1^{ra} etapa.

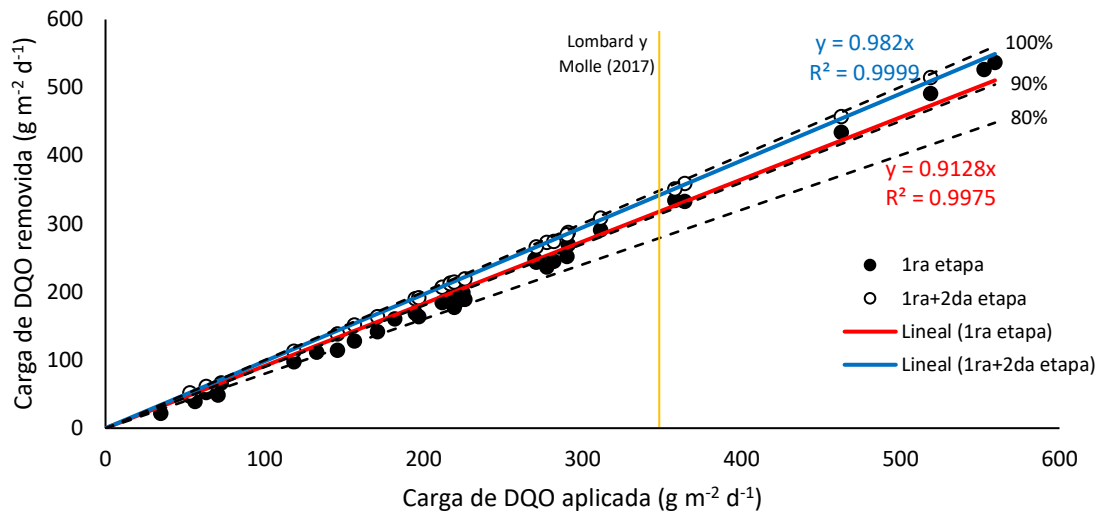


Figura 18: Cargas de DQO aplicadas y tratadas y, la carga de diseño sugerida tomadas de Lombard y Molle (2017)

La eficiencia promedio de eliminación de la DBO_5 para la 1^{ra} y 1^{ra}+2^{da} es del 89.1% y 97.9% respectivamente; como se esperaba, los valores de DBO_5 promedio son más altos que la DQO, ya que esta representa la fracción biodegradable de DQO y la eliminación se lleva a cabo principalmente por microorganismos. Las cargas de DBO_5 aplicadas varían entre 25.6 - 179.4 $g\ m^{-2}\ d^{-1}$ y describen muy bien en una regresión lineal (1^{ra} y 1^{ra}+2^{da} etapa presentan $R^2 = 0.988$ y $R^2 = 0.9997$ respectivamente). Del mismo modo que la DQO se observan altas tasas de eliminación de DBO_5 por encima de la carga de diseño de 150 $g\ m^{-2}\ d^{-1}$ recomendada por Lombard y Molle (2017) (línea vertical naranja) para la 1^{ra} etapa.

Los resultados muestran tasas de eliminación constantes para ambos parámetros (DQO y DBO_5), incluso para cargas elevadas y las planteadas por Lombard y Molle et al. (2017), por lo tanto, aún se pueden incrementar las cargas orgánicas sin correr el riesgo de disminuir las tasas de eliminación. Sin embargo, se necesitan más investigaciones para determinar la carga orgánica máxima que se puede aplicar al Sistema Francés bajo las consideraciones de mayor tiempo de operación del sistema y las condiciones típicas de Perú.

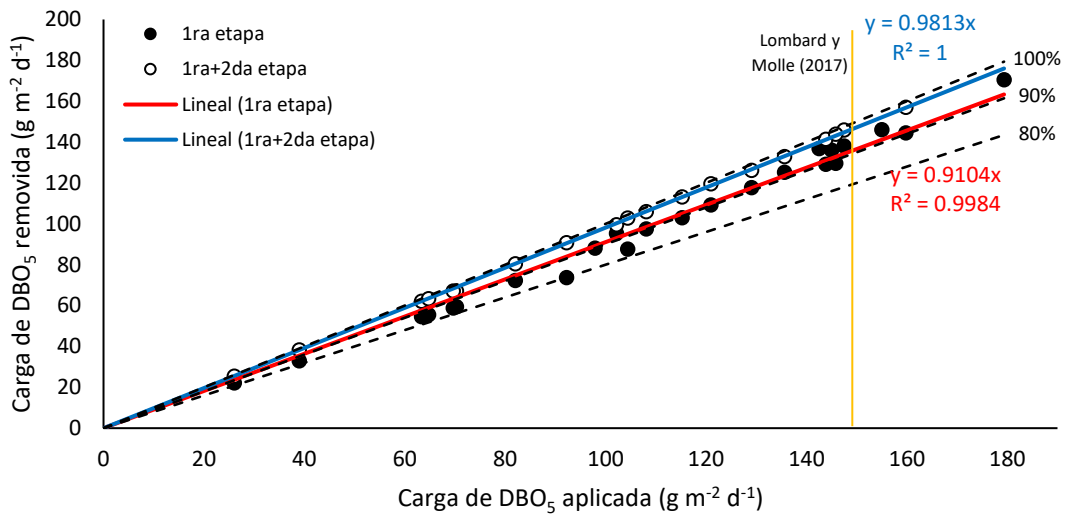


Figura 19: Cargas de DBO₅ aplicadas y tratadas y, la carga de diseño sugerida tomadas de Lombard y Molle (2017)

Con respecto a los SST, las tasas de eliminación fueron incluso mayores que la materia orgánica. La eficiencia promedio para 1^{ra} y 1^{ra}+2^{da} es del 96.3% y 99.3% respectivamente. Las cargas aplicadas varían entre 23.4 - 485.7 g m⁻² d⁻¹; más de la mitad de los valores de carga SST aplicados exceden el valor de diseño recomendado por Lombard y Molle (2017) (línea vertical naranja) y presentan una tendencia lineal ($R^2=0.9994$). Así mismo, la 1^{ra}+2^{da} presenta aún mejor tendencia lineal ($R^2=1$).

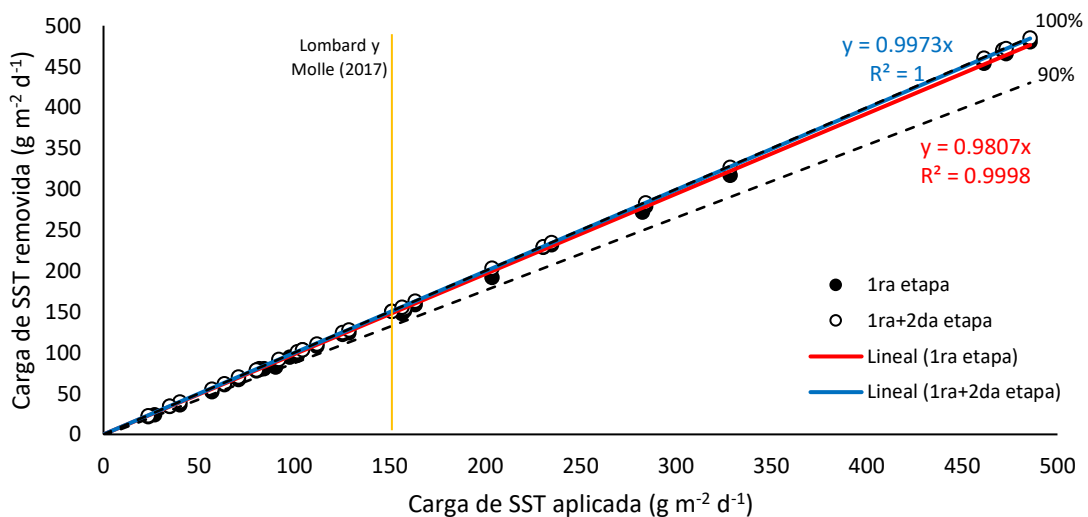


Figura 20: Cargas de SST aplicadas y tratadas en el filtro activo con regresión lineal y la carga de diseño sugerida tomadas de Lombard y Molle (2017)

Durante la investigación, se aplicaron cargas de N_{Total} entre 5.2 - 28.9 $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$. La eficiencia promedio para la 1^{ra} etapa es 61.8% con eficiencia mínima y máxima de 75.9% y 30.1% respectivamente, así mismo, la eficiencia promedio para la 1^{ra}+2^{da} etapa es 75.7% con eficiencia máxima y mínima de 85.5% y 60.0% respectivamente. Debido a la alta variación de la eficiencia promedio en la 1^{ra} etapa, no sólo se realizó una regresión lineal sino también una regresión logarítmica para describir el rendimiento de limpieza.

El $R^2=0.8982$ para la regresión lineal y $R^2=0.8066$ para la regresión logarítmica en la 1^{ra} etapa. Por lo tanto, con las observaciones existentes, ambos modelos proporcionan una buena descripción y sólo difieren ligeramente en el rango de datos actual. Así mismo el $R^2=0.908$ para la regresión lineal de la 1^{ra}+2^{da} etapa.

Todas las cargas aplicadas estuvieron por debajo del valor de diseño para NTK propuesto por Lombard y Molle (2017), que es 30 $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ para zonas templadas. Los resultados obtenidos con la regresión lineal y logarítmica sugieren que existe una caída significativa de las tasas de remoción en la 1^{ra} etapa, por lo que se sugiere aplicar cargas superiores a los 30 $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ para validar esta hipótesis. Sin embargo, la regresión lineal para la 1^{ra}+2^{da} hace suponer que no habrá caída significativa de las tasas de remoción a pesar que en la 1^{ra} etapa no fue así.

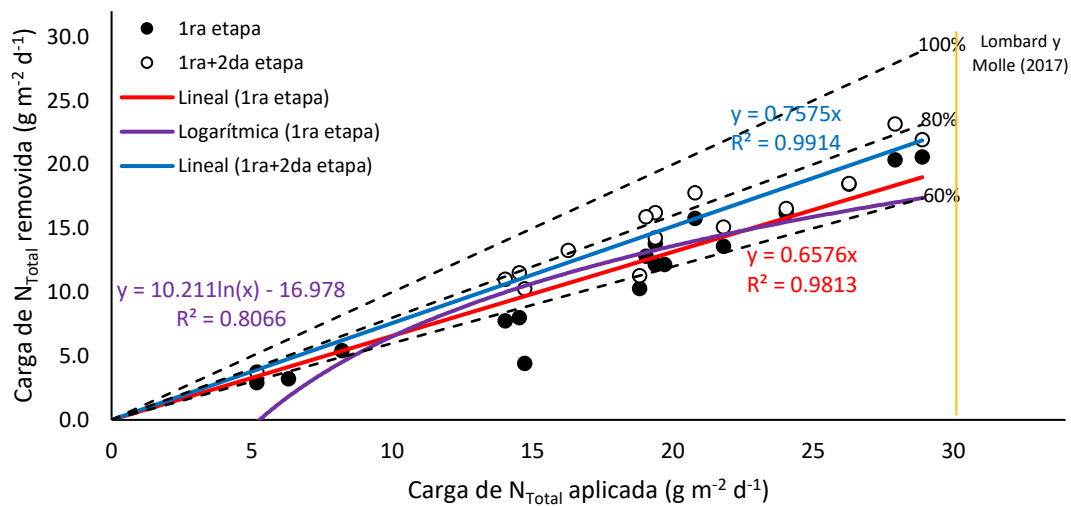


Figura 21: Cargas de N_{Total} aplicadas y tratadas en el filtro activo con regresión lineal y la carga de diseño sugerida tomadas de Lombard y Molle (2017)

4.6. EFECTO DE LA CAPA CON MATERIAL ORGÁNICO SOBRE LA SUPERFICIE DE LA 1^{RA} ETAPA

Como se había mencionado anteriormente, el objetivo de añadir una capa de material orgánico fue mejorar la filtración, especialmente para la eliminación de SST y NH₄-N.

La eficiencia promedio de eliminación de los SST en la línea con y sin material orgánico (línea 1 y 2 respectivamente) fue igual (97.4%), por lo que no hubo efecto significativo de la capa con el material orgánico. Con respecto a la eficiencia promedio de NH₄-N en la línea con material orgánico fue menor, ya que la concentración del efluente fue mayor durante las 4 fases de investigación. Este resultado contradice los resultados planteados por Molle (2014) quien afirma que la capa formada sobre la superficie del filtro mejora la adsorción del NH₄-N, lo que la hace disponible para la nitrificación durante las fases de reposo. Este resultado obtenido, puede ser explicado debido a que la capa de material orgánico impide la entrada de oxígeno en espacios de los poros del material del filtro y, por lo tanto, limita la oxidación microbiana del amonio, lo que resulta en un efecto contrario.

La eficiencia promedio para las 4 fases de investigación en la línea con material orgánico fue 86.7%, 90.0%, 97.4%, 63.0%, 65.5% y 47.9% para la DQO, DBO₅, SST, N_{Total}, NH₄-N, PO₄-P respectivamente. Así mismo, las eficiencias en la línea sin material orgánico fueron ligeramente más alta, a excepción de los SST. Los resultados fueron 88.1%, 90.7%, 97.4%, 65.2%, 69.7% y 52.4% para la DQO, DBO₅, SST, N_{Total}, NH₄-N, PO₄-P respectivamente.

De acuerdo a los resultados de la Tabla 15, no existen un claro efecto positivo de tratamiento de la capa con material orgánico para los parámetros evaluados. Para validar esta hipótesis se hizo la normalidad y homogeneidad de varianzas del efluente de la 1^{ra} etapa por cada c/u de las fases de investigación y la línea con material y sin material orgánico (ver anexo 4). Así mismo, se realizó los mismos test, independientemente de la fase de investigación (ver anexo 5) con la cual se determinó las pruebas paramétricas y no paramétricas correspondientes a los parámetros evaluados según lo explicado en el apartado 3.5.

A través del test estadístico, se confirma que no existe diferencia significativa entre la línea con material orgánico y sin material orgánico (Tabla 14), por lo tanto, la adición de una capa de material orgánico sobre una de la línea 1 de la 1^{ra} etapa para mejorar el efecto de filtración de los contaminantes no tiene un efecto significativo.

Tabla 14: Comparación de los valores promedio de los parámetros evaluados con y sin una capa de material orgánico mediante pruebas de hipótesis

	Test estadístico	p-value	Diferencia significativa
T	T-test	0.964	No
pH	Mann-Whitney-U	0.448	No
SST	Mann-Whitney-U	0.499	No
Turbidez	Mann-Whitney-U	0.078	No
DQO	Mann-Whitney-U	0.747	No
DBO ₅	T-test	0.163	No
N _{Total}	T-test	0.602	No
NH ₄ -N	T-test	0.502	No
NO ₃ -N	Mann-Whitney-U	0.312	No
PO ₄ -P	T-test	0.573	No

4.7. GENERACIÓN DE UNA CAPA DE LODO SOBRE LA 1^{RA} ETAPA DEL SISTEMA FRANCÉS

En la Figura 22 se presenta la acumulación de lodos (cm) en las 2 líneas de la 1^{ra} etapa vs la temperatura durante las 4 fases de la investigación. La altura de lodo acumulado después de 1 año de evaluación para la línea 1 (con material orgánico) y la línea 2 (sin material orgánico) fueron de 3.2 cm y 1.9 cm respectivamente. Estos valores coinciden con Dotro et al. (2017), la cual menciona que para climas templados se generan entre 2-3 cm de lodo por año. Sin embargo, la evaluación de la altura del lodo no fue sobre toda la superficie del filtro, debido a que el lodo no logró una distribución uniforme sobre toda la superficie. Luego del año de evaluación, tan sólo el lodo acumulado abarcó aproximadamente el 70% de cada uno de las líneas. Por lo tanto, la acumulación de lodos es incluso menor.

La acumulación de lodo es mayor en la línea 1 durante todas las fases de investigación, debido a que se puso una capa adicional de material orgánico para mejorar el efecto de filtración y por lo tanto la acumulación de materia orgánica y sólidos.

Durante la investigación, la temperatura ambiental máxima y mínima fue de 24.2 °C y 20.8 °C respectivamente. Las temperaturas más bajas se registraron entre los meses de octubre a noviembre y de mayo a setiembre debido al invierno y las temperaturas más altas se registraron entre los meses de diciembre a abril debido al verano. En el verano, la acumulación de lodos fue más lenta ya que los procesos de mineralización y degradación de la materia orgánica son más rápidos. Durante el mes de junio no se registró la acumulación de lodo debido a la paralización de la PTAR.

Tabla 15: Eficiencia de remoción de contaminantes en la 1^{ra} etapa con y sin una capa adicional de material orgánico sobre la superficie del filtro

	1 ^{ra} etapa con material orgánica								1 ^{ra} etapa sin material orgánica							
	Fase	Afluente			Efluente			Eficiencia	N	Afluente			Efluente			Eficiencia
		N	Promedio	SD	N	Promedio	SD			N	Promedio	SD	N	Promedio	SD	
	-	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹	-	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹	%	-	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹	-	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹	%		
DQO	Fase 1	6	526.8	78.6	6	91.8	45.1	82.6	4	494.3	136.7	5	109.8	50.6	77.8	
	Fase 2	9	727.6	229.5	9	100.2	11.7	86.2	5	827.6	231.7	7	81.6	18.7	90.1	
	Fase 3	7	846.4	241.2	10	87.0	12.0	89.7	11	784.2	327.4	6	81.0	9.8	89.7	
	Fase 4	4	384.3	71.7	4	63.5	8.7	83.5	4	546.0	167.4	4	82.8	5.7	84.8	
DBO ₅	Fase 1	1	219.0	-	1	33.0	-	84.9	2	271.6	79.7	1	52.0	-	80.9	
	Fase 2	2	471.5	16.3	2	48.0	1.4	89.8	4	546.0	24.5	3	31.7	7.5	94.2	
	Fase 3	1	546.0	-	1	27.0	-	95.1	10	329.4	107.2	5	29.4	5.2	91.1	
	Fase 4	4	170.8	44.7	4	20.8	1.7	87.8	4	269.5	91.7	4	36.0	2.9	86.6	
SST	Fase 1	6	471.2	130.8	7	11.9	10.4	97.5	4	163.5	61.0	5	19.8	12.6	87.9	
	Fase 2	9	428.0	226.7	9	17.8	16.9	95.8	6	540.3	264.4	7	13.3	11.8	97.5	
	Fase 3	9	1034.8	621.0	10	20.0	20.5	98.1	11	886.7	443.6	6	19.5	15.7	97.8	
	Fase 4	4	163.5	45.5	4	5.6	3.3	96.6	4	251.0	88.4	4	11.0	5.2	95.6	
N _{total}	Fase 1	2	43.5	12.0	2	21.5	3.5	50.6	3	62.7	8.5	2	24.5	2.1	60.9	
	Fase 2	2	60.5	6.4	1	25.0	-	58.7	2	65.5	17.7	2	23.0	4.2	64.9	
	Fase 3	1	85.0	-	1	23.0	-	72.9	3	58.7	0.6	5	17.4	3.7	70.4	
	Fase 4	4	48.8	6.8	4	17.4	0.7	64.3	4	45.2	16.9	3	19.0	2.7	57.8	
NH ₄ -N	Fase 1	7	43.4	10.5	6	20.2	4.8	53.4	4	41.7	8.0	5	20.0	3.2	52.1	
	Fase 2	9	44.7	6.7	9	21.1	2.2	52.8	7	42.6	5.6	7	17.6	2.3	58.6	
	Fase 3	10	33.2	7.3	10	16.6	3.5	50.1	12	39.9	4.7	6	15.0	6.8	62.4	
	Fase 4	4	38.1	10.4	4	16.4	1.5	57.0	4	35.4	13.8	4	17.0	2.5	51.8	
PO ₄ -P	Fase 1	6	7.1	1.1	7	4.3	1.1	40.3	4	7.2	1.3	5	4.5	1.2	37.8	
	Fase 2	9	9.7	1.7	9	4.8	1.2	50.2	6	10.2	1.5	7	4.1	0.6	59.6	
	Fase 3	8	12.3	2.3	10	5.8	1.3	53.0	10	11.9	3.0	6	6.1	0.8	49.2	
	Fase 4	4	8.6	0.4	4	5.3	0.4	38.8	3	7.7	3.2	4	5.5	0.3	28.2	

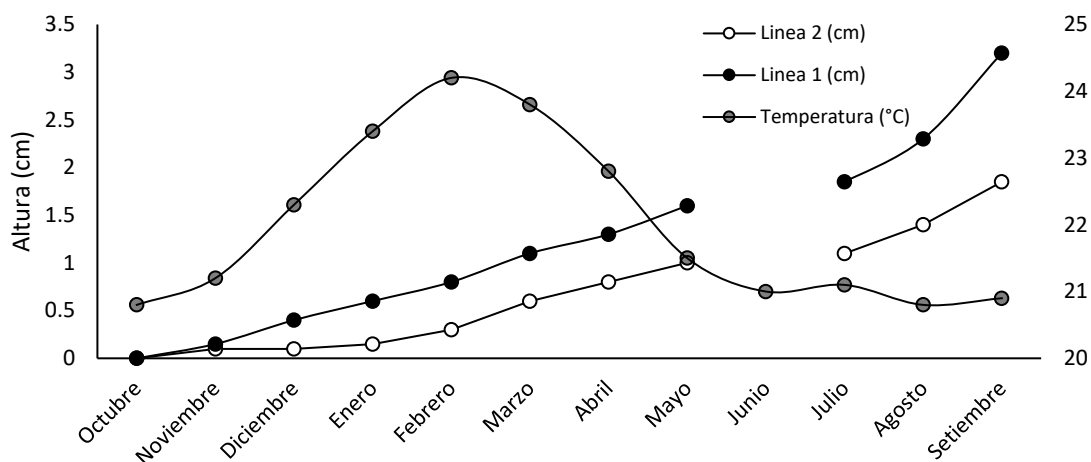


Figura 22: Evolución de capa de lodos en las 2 líneas de la 1^{ra} etapa para las 4 fases de investigación

Adicionalmente se analizaron los parámetros microbiológicos del lodo después de casi un año de acumulación con la finalidad de conocer si existe un efecto positivo de retención de CT y HH en el lodo generado sobre la superficie de la 1^{ra} etapa (Tabla 16); efectivamente el lodo generado presenta acumulación y retención de CT y HH, lo que refuerza la hipótesis que estos, en gran parte, fueron retenidos en el lodo y por lo tanto mejoran la remoción de contaminantes microbiológicos. Además, de acuerdo a Jimenez (2007), la retención de CT y HH se lleva a cabo en los 30 cm del filtro de la 1^{ra} etapa del Sistema Francés (Jimenez 2007). Por lo tanto, se puede decir que las bajas concentraciones e incluso nulas de CT y HH en el efluente de la 1^{ra} y 1^{ra}+2^{da} etapa (Tabla 17) se debe en gran parte al efecto positivo del lodo generado y la porosidad del filtro en los primeros 30 cm.

Tabla 16: Resultados de parámetros microbiológicos de las muestras de lodo generados sobre una capa con y sin material orgánico

		Con materia orgánica	Sin materia orgánica
Coliformes termotolerantes (CT)	UFC g ⁻¹ ST ⁻¹	8.0x10 ⁹	9.8x10 ⁹
Huevo de helmintos (HH)	N° (4 g ST) ⁻¹	-	26

4.8. REÚSO DE AGUAS RESIDUALES

En la Tabla 17, se presentan los parámetros de calidad microbiológica con fines de reúso en la agricultura. Los resultados en el afluente fluctúan entre 2x10⁸ – 4x10⁸ NMP mg l⁻¹ para los CT, y la vez, estos son similares a los encontrados por Platzer et al. (2016) para un diseño

similar del sistema francés bajo las mismas condiciones climáticas. Así mismo, los HH fluctúan entre 205 - 2200 N° l⁻¹.

Las concentraciones del efluente de la 1^{ra} etapa demuestran que el agua se puede utilizar con fines de agricultura con restricción ya que los HH ≤ 1 H° l⁻¹ (WHO 1989). Con respecto al efluente de todo el sistema (1^{ra}+2^{da} etapa) los CT fluctúan entre 2.5x10³ - 1.6x10⁴ NMP mg l⁻¹, valores cercanos para el uso del agua en agricultura sin restricción (≤ 10³ NMP mg l⁻¹); esta carga se puede reducir con desinfección. Los HH en la 2^{da} etapa son ≤ H° l⁻¹.

La alta remoción de CT en la 1^{ra} y 2^{da} etapa del Sistema Francés se deben a la sedimentación y filtración en los primeros 20 cm del medio filtrante (Sleytr et al. 2007) y la eliminación de HH posiblemente a la porosidad de los filtros (Jimenez 2007).

Tabla 17: Parámetros de calidad microbiológica con fines de reúso en agricultura

			N	Afluente	N	Efluente 1 ^{ra} etapa	N	Efluente 1 ^{ra} +2 ^{da} etapa
Coliformes termotolerantes (CT)	Fase 1	NMP ml ⁻¹	1	2x10 ⁸	1	4.5x10 ⁵	1	2.5x10 ³
	Fase 2	NMP ml ⁻¹	1	4. x10 ⁸	4	6.7x10 ⁶	3	3.4x10 ³
	Fase 3	NMP ml ⁻¹	5	3.4x10 ⁷	4	3.9x10 ⁶	4	1.6x10 ⁴
	Fase 4	NMP ml ⁻¹	3	2.8x10 ⁶	2	1.6x10 ⁶	2	4.7x10 ³
Huevo de helmintos (HH)	Fase 1	N° l ⁻¹	1	2200	1	0	1	0
	Fase 2	N° l ⁻¹	4	485	4	0	3	0
	Fase 3	N° l ⁻¹	4	205	4	0	3	0
	Fase 4	N° l ⁻¹	2	113	2	0	2	0

V. CONCLUSIONES

- La concentración de los parámetros evaluados siempre es mayor y muy variable en el afluente; sin embargo, el Sistema Francés, ha demostrado que puede soportar concentraciones pico, debido a que no existen puntos de ruptura entre las cargas de remoción y las cargas aplicadas en el sistema, presentando tendencia lineal y remoción constante de contaminantes e incluso presenta altas tasas de eliminación por encima de la carga de diseño planteada por Lombard y Molle (2017).
- Las mejores eficiencias de remoción se lograron en la Fase 3 con carga hidráulica de 0.329 m d^{-1} aplicada en la 1^{ra} etapa, la cual, logró una eficiencia mayor a 90.5%, 92.1%, 98.1% y 70.4% para la DQO, DBO₅, SST y N_{Total} respectivamente, estas eficiencias, son mejores en comparación con las tecnologías de tratamiento comunes (tanque séptico, ABR, tanque Imhoff, UASB). Además, se presentó, eficiencia mayor a 98.5%, 98.2%, 99.9% y 84.8% en todo el sistema (1^{ra}+2^{da} etapa) para la DQO, DBO₅, SST y N_{Total} respectivamente comparados a un sistema de lagunaje o de lodos activos (MVCS 2006).
- La adición de una capa con material orgánico sobre la línea 1 de la 1^{ra} etapa del Sistema Francés no generó un efecto significativo en el tratamiento de aguas residuales con respecto a la línea 2 ya que no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los parámetros evaluados.
- No existieron puntos de ruptura entre las cargas de remoción y la carga aplicada para la DQO, DBO₅ y SST en la 1^{ra} y 2^{da} etapa presentando tendencia lineal y remoción constante de contaminantes e incluso se pudo observar altas tasas de eliminación por encima de la carga de diseño planteada por Lombard y Molle (2017) a excepción del N_{Total}.

- Después de un año de operación, la altura de lodo acumulado en la 1^{ra} etapa para ambas líneas 1 y 2 fue de 3.2 cm y 1.9 cm respectivamente. Estos valores coinciden con Dotro et al. (2017), quien menciona que para climas templados se generan entre 2-3 cm de lodo por año.
- La eficiencia del tratamiento en la 1^{ra} etapa cuando se le aplican diferentes estrategias (incremento de la carga hidráulica y orgánicas, y la operación entre un medio filtrante) y la 2^{da} etapa alcanzan la calidad necesaria para verter el efluente a cuerpo receptor o reutilizarlo en riego con restricción según las directrices de la WHO (1989).

VI. RECOMENDACIONES

- Cuando se incrementaron las 4 cargas hidráulicas y orgánicas al Sistema Francés mantuvo altas eficiencias de remoción de contaminantes, pudiendo concluir que el sistema aún no ha llegado a las cargas máximas de operación, es por ello que se recomienda evaluar el sistema durante mayor tiempo de operación.
- Los efluentes de la 1^{ra} etapa y todo el sistema (1^{ra}+2^{da} etapa) cuando se incrementaron la carga hidráulica y orgánicas cumplen con el reúso en riego con restricción, sin embargo, se recomienda una desinfección simple para reducir la carga de patógenos y el agua pueda ser utilizada sin restricción.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Akratos, CS; Tsihrintzis, VA. 2007. Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Elsevier* 29(2):173-191. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.06.013>.

Alarcón, M; Zurita, F; Vidal, G. 2018. Humedales de tratamiento: alternativa de saneamiento de aguas residuales aplicable en América Latina. Bogotá, s.e. 15-19 p.

ANA. 2016. Manual de buenas prácticas para el uso seguro y productivo de las aguas residuales domésticas. :226.

Ayers, RS; Westcot, DW. 1985. Water quality for agriculture. s.l., s.e. 2-6 p.

Ayres, RM; Alabaster, GP; Mara, DD; Lee, DL. 1992. Rapid Communication a Design Equation for Human Intestinal Nematode Egg Removal in Waste Stabilization Ponds. *World Health* 26(6):863-865.

Boutin, C; Liénard, A; Esser, D. 1997. Development of a new generation of reed-bed filters in France: First results. *Water Science and Technology* 35(5):315-322. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00085-1](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00085-1).

Carr, RM; Blumenthal, UJ; Mara, DD. 2004. Guidelines for the safe use of wastewater in agriculture: Revisiting WHO guidelines. *Water Science and Technology* 50(2):31-38. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0081>.

CENTA. 2008. Manual de depuración de aguas residuales urbanas. Centa :1-264. DOI: <https://doi.org/Z-2802/08>.

Chazarenc, F; Merlin, G. 2005. Influence of surface layer on hydrology and biology of gravel bed vertical flow constructed wetlands. *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research* 51(9):91-97.

Dotro, G; Langergraber, G; Molle, P; Nivala, J; Puigagut, J; Stein, O; von Sperling, M. 2017. Treatment Wetlands. s.l., s.e., vol.16. 9781780408774 p. DOI: <https://doi.org/10.2166/9781780408774>.

Eda, LEH; Chen, W. 2010. Integrated water resources management in Peru. *Procedia Environmental Sciences* 2(5):340-348. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.039>.

EPA. 2004. *Primer for Municipal Wastewater Treatment Systems*. Washington DC, s.e., vol.7. 8 p. DOI: <https://doi.org/10.1136/ebmh.7.2.58>.

Fewtrell, L; Bartram, J. 2001. *Guidelines Standards and Health: Assessment of*. s.l., s.e. 1-431 p.

GIZ. 2014. *Water stress in a booming economy*. :1-4. Disponible en <https://www.giz.de/expertise/downloads/giz2014-en-climate-finance-cf-ready-peru.pdf>.

Gleick, PH. 2000. Review: The World's Water, 2000-2001: The Biennial Report on Freshwater Resources. *Electronic Green Journal* 1(2):315.

Gomez, Y. 2017. Evaluación de la eficiencia de humedales artificiales verticales empleando *Cyperus alternifolius* y *Chrysopogon zizanioides* para el tratamiento de aguas servidas. s.l., s.e. 1-151 p. Disponible en <http://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/UNALM/2875>.

GWI. 2016. Peru: Overview of indicators. 1(4):1-29.

Hoffmann, H; Christoph, P; Winker, M; Von Muench, E. 2011. *Revisión Técnica de Humedales Artificiales de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas grises y aguas domésticas*. s.l., s.e. 38 p.

Hua, GF; Zhu, W; Zhao, LF; Huang, JY. 2010. Clogging pattern in vertical-flow constructed wetlands: Insight from a laboratory study. *Journal of Hazardous Materials* 180(1-3):668-674. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.04.088>.

INEI. 2018. Perú: Crecimiento y distribución de la población, 2017. 1(1):9-13.

Ioris, AAR. 2012. The geography of multiple scarcities: Urban development and water problems in Lima, Peru. *Geoforum* 43(3):612-622. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2011.12.005>.

- Jimenez, B. 2007. Helminth ova removal from wastewater for agriculture and aquaculture reuse. *Water Science and Technology* 55(1-2):485-493. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2007.046>.
- Jordão, E; Von Sperling, M. 2006. Tratamento de esgotos domésticos. s.l., s.e., vol.11. p. 1-6 DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522006000100001>.
- Kadlec, R; Wallace, S. 2009. *Treatment Wetlands, Second Edition*. s.l., s.e. 3-8 p. DOI: <https://doi.org/10.1201/9781420012514>.
- Kadlec, RH; Knight, RL. 1996. *Treatment Wetlands*. 1 ed. s.l., s.e. 5-8 p.
- Kaseva, ME. 2004. Performance of a sub-surface flow constructed wetland in polishing pre-treated wastewater - A tropical case study. *Water Research* 38(3):681-687. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.10.041>.
- León, V. 2016. Evaluación del tanque Imhoff en el tratamiento de las aguas residuales en el Municipio de Colmenar, Málaga. *Aporte Santiaguino* 9(2):237.
- Lienard, A. 1987. Domestic wastewater treatment in tanks with emergent hydrophytes: Latest results of a recent plant in France. *Water Science and Technology* 19(12):373-375.
- Lombard, R; Molle, P. 2017. Les filtres plantés de végétaux pour le traitement des eaux usées domestiques en milieu tropical. :38.
- Masi, F; Bresciani, R; Martinuzzi, N; Cigarini, G; Rizzo, A. 2017. Large scale application of French reed beds: Municipal wastewater treatment for a 20,000 inhabitant's town in Moldova. *Water Science and Technology* 76(1):134-146. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2017.188>.
- Megonigal, JP; Hines, ME; Visscher, PT. 2004. *Anaerobic Metabolism: Linkages to Trace Gases and Aerobic Processes*. Elsevier :317-424.
- MINAGRI. 2018. *Clima de la costa, sierra y selva de Perú*. Ministerio de Agricultura 1(2):15
- Molle, P. 2014. French vertical flow constructed wetlands: A need of a better understanding of the role of the deposit layer. *Water Science and Technology* 69(1):106-112. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2013.561>.

Molle, P; Liénard, A; Boutin, C; Merlin, G; Iwema, A. 2005. How to treat raw sewage with constructed wetlands: An overview of the French systems. *Water Science and Technology* 51(9):11-21.

Molle, P; Lombard Latune, R; Riegel, C; Lacombe, G; Esser, D; Mangeot, L. 2015. French vertical-flow constructed wetland design: Adaptations for tropical climates. *Water Science and Technology* 71(10):1516-1523. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2015.133>.

MVCS. 2006. Plantas de tratamiento de aguas residuales. *El Peruano* :84-104. Disponible en <https://www.sencico.gob.pe/publicaciones.php?id=230&dPrint=1>.

MVCS. 2013. Protocolo de Monitoreo de la Calidad de los Efluentes de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas o Municipales. s.l., s.e., vol.1. p. 31. Disponible en <http://www3.vivienda.gob.pe/direcciones/Documentos/anexo-rm-273-2013-vivienda.pdf>.

MVCS. 2017. Decreto Supremo que aprueba el Reglamento para el Reaprovechamiento de los Lodos generados en las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales. :32-40.

MVCS. 2018. Protocolo de monitoreo de biosólidos. s.l., s.e. p. 34.

Pedrero, F; Kalavrouziotis, I; Alarcón, JJ; Koukoulakis, P; Asano, T. 2010. Use of treated municipal wastewater in irrigated agriculture-Review of some practices in Spain and Greece. *Agricultural Water Management* 97(9):1233-1241. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.03.003>.

Platzer, C; Hoffmann, H; Miglio, RM. 2016. Long term experiences with dimensioning and operation of vertical flow constructed wetlands in warm climate regions of South America. *The international water association* (September):1-13.

Qasim, S. 1999. *Waste Water Treatment Plants Planning Design and Operation*. 2 ed. Florida, s.e. 41-58 p. Disponible en <https://es.scribd.com/document/252787202/Waste-Water-Treatment-Plants-Planning-Design-and-Operation-Second-Edition-by-Syed-R-Qasim>.

Rotaria del Perú. 2002. Memoria descriptiva de plantas modelo para el tratamiento de aguas residuales domesticas por medio de humedales artificiales. Lima, s.e. 15-17 p.

- Scott, CA; Faruqui, NI; Sally-Raschid, L. 2004. Wastewater Use in Irrigated Agriculture. s.l., s.e. 1-208 p. DOI: <https://doi.org/10.1079/9780851998237.0000>.
- Seidel, K. 1955. Die Flechtbinse *Scirpus lacustris*. In: *Ökologie, Morphologie und Entwicklung, ihre Stellung bei den Völkern und ihre wirtschaftliche Bedeutung*. Buchbesprechungen 1:37-52.
- SENAMHI. 2019. Datos Hidrometeorológicos a nivel nacional. *Información ambiental* 1(5):3-10.
- Shuval, HI; Yekutieli, P; Fattal, B. 1986. Epidemiological model of the potential health risk associated with various pathogens in wastewater irrigation. *Water Science and Technology* 18(10):191-198.
- Sleytr, K; Tietz, A; Langergraber, G; Haberl, R. 2007. Investigation of bacterial removal during the filtration process in constructed wetlands. *Science of the Total Environment* 380(1-3):173-180. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.03.001>.
- Stefanakis, A; Akrotos, CS; Tsihrintzis, VA. 2014. Vertical Flow Constructed Wetlands (en línea). s.l., s.e. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-404612-2.09993-1>.
- Smit, J; Nasr, J; Satterthwaite, D. 1992. Agriculture: Urban Agriculture for Sustainable Cities: Using Wastewater and Idle Land and Water Bodies as Resources. *Urban Agriculture* 4(2).
- Tanner, CC; Sukias, JPS; Upsdell, MP. 1998. Organic matter accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters. *Water Research* 32(10):3046-3054.
- Von Sperling, M. 2007. *Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal*. s.l., s.e., vol.6. 1-304 p. DOI: <https://doi.org/10.2166/9781780402086>.
- Von Sperling, M; Chernicharo, CADL. 2005. *Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions*. s.l., s.e. 1-856 p. DOI: <https://doi.org/10.5860/CHOICE.45-2633>.
- Vymazal, J. 2004. Removal of phosphorus in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow in the Czech Republic. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus* 4:657-670. DOI: <https://doi.org/10.1023/B:WAFO.0000028385.63075.51>.

Vymazal, J. 2005. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering* 25(5):478-490. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.07.010>.

Vymazal, J. 2005. Removal of enteric bacteria in constructed treatment wetlands with emergent macrophytes: A review. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering* 40(6-7):1355-1367. DOI: <https://doi.org/10.1081/ESE-200055851>.

Vymazal, J. 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment* 380(1-3):48-65. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014>.

Vymazal, J; Brix, H; Cooper, PF; Haberl, R; Perfler, R; Laber, J. 1998. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe*. Backhuys Publishers :16-66.

Wallace, S; Knight, R. 2006. *Small-Scale Constructed Wetland Treatment Systems*. s.l., s.e. DOI: <https://doi.org/10.1080/14680777.2015.1093153>.

Westcot, DW. 1997. *Quality control of wastewater for irrigated crop production*. s.l., s.e.

WHO. 1989. *Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture*. *Food Control* 2(4):1-207. DOI: [https://doi.org/10.1016/0956-7135\(91\)90194-2](https://doi.org/10.1016/0956-7135(91)90194-2).

WHO. 2006. *Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater*. s.l., s.e., vol.II. 107-206 p.

WHO. 2015. *Progresos en materia de saneamiento y agua potable*. :90-91 p.

Wu, S; Carvalho, P; Müller, J; Manoj, V; Dong, R. 2016. Sanitation in constructed wetlands: A review on the removal of human pathogens and fecal indicators. *Science of the Total Environment journal* 6(1):8-22. DOI: <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.047>.

Zhang, DQ; Jinadasa, KBSN; Gersberg, RM; Liu, Y; Ng, WJ; Tan, SK. 2014. *Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries - A review of*

recent developments (2000-2013). *Journal of Environmental Management* 141:116-131. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.03.015>.

Zhang, DQ; Tan, SK; Gersberg, RM; Zhu, J; Sadreddini, S; Li, Y. 2012. Nutrient removal in tropical subsurface flow constructed wetlands under batch and continuous flow conditions. *Journal of Environmental Management* 96(1):1-6. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.10.009>.

VIII. ANEXOS

Anexo 1: Normalidad y análisis de varianza del afluente

	Fase	Shapiro-Wilk-test		Leven's test	
		p-value	Distribución	p-value	Varianza
T (°C)	1	0.648	Normal	0.181	Homogénea
	2	0.007	No normal		
	3	0.164	Normal		
	4	0.447	Normal		
pH	1	0.175	Normal	0.026	No homogénea
	2	0.437	Normal		
	3	0.051	Normal		
	4	0.246	Normal		
SST	1	0.272	Normal	0.038	No homogénea
	2	0.089	Normal		
	3	0.106	Normal		
	4	0.603	Normal		
Turbidez	1	0.067	Normal	0.002	No homogénea
	2	0.491	Normal		
	3	0.139	Normal		
	4	0.586	Normal		
DQO	1	0.682	Normal	0.022	No homogénea
	2	0.724	Normal		
	3	0.904	Normal		
	4	0.529	Normal		
DBO ₅	1	0.056	Normal	0.984	Homogénea
	2	0.348	Normal		
	3	0.066	Normal		
	4	0.413	Normal		
N _{Total}	1	0.559	Normal	0.807	Homogénea
	2	0.255	Normal		
	3	0.004	No normal		
	4	0.644	Normal		
NH ₄ -N	1	0.618	Normal	0.281	Homogénea
	2	0.372	Normal		
	3	0.131	Normal		
	4	0.333	Normal		
PO ₄ -P	1	0.994	Normal	0.181	Homogénea
	2	0.782	Normal		
	3	0.003	No normal		
	4	0.869	Normal		

Anexo 2: Normalidad y análisis de varianza del efluente de la 1^{ra} etapa

	Fase	Shapiro-Wilk-test		Leven's test	
		p-value	Distribución	p-value	Varianza
T (°C)	1	0.107159	Normal	0.303022	Homogénea
	2	0.129862	Normal		
	3	0.464988	Normal		
	4	0.105876	Normal		
pH	1	0.072359	Normal	0.003709	No homogénea
	2	0.279102	Normal		
	3	0.421905	Normal		
	4	0.918478	Normal		
SST	1	0.173242	Normal	0.733185	Homogénea
	2	0.009618	No normal		
	3	0.009952	No normal		
	4	0.227869	Normal		
Turbidez	1	0.284853	Normal	0.004191	No homogénea
	2	0.595028	Normal		
	3	0.276471	Normal		
	4	0.200482	Normal		
DQO	1	0.257632	Normal	0.000993	No homogénea
	2	0.366149	Normal		
	3	0.721677	Normal		
	4	0.942941	Normal		
DBO ₅	1	-	-	-	-
	2	0.492285	Normal		
	3	0.863791	Normal		
	4	0.131948	Normal		
N _{Total}	1	0.733541	Normal	0.730364	Homogénea
	2	0.298275	Normal		
	3	0.671621	Normal		
	4	0.005378	No normal		
NH ₄ -N	1	0.163587	Normal	0.085975	Homogénea
	2	0.386866	Normal		
	3	0.931861	Normal		
	4	0.498549	Normal		
NO ₃ -N	1	0.328191	Normal	0.219468	Homogénea
	2	0.007135	No normal		
	3	0.000033	No normal		
	4	0.006611	No normal		
PO ₄ -P	1	0.096341	Normal	0.502966	Homogénea
	2	0.250046	Normal		
	3	0.764199	Normal		
	4	0.769021	Normal		

Anexo 3: Normalidad y análisis de varianza del efluente de la 2^{da} etapa

	Fase	Shapiro-Wilk-test		Leven's test	
		p-value	Distribución	p-value	Varianza
T (°C)	1	0.764910	Normal	0.944390	Homogénea
	2	0.009640	No normal		
	3	0.152247	Normal		
	4	0.372989	Normal		
pH	1	0.867891	Normal	0.076696	Homogénea
	2	0.088571	Normal		
	3	0.944313	Normal		
	4	0.336333	Normal		
SST	1	-	-	0.319357	Homogénea
	2	0.002738	No normal		
	3	0.381984	Normal		
	4	0.813841	Normal		
Turbidez	1	-	-	-	-
	2	0.078847	Normal		
	3	0.226067	Normal		
	4	0.000548	No normal		
DQO	1	0.842832	Normal	0.612654	Homogénea
	2	0.492481	Normal		
	3	0.652923	Normal		
	4	0.409689	Normal		
DBO ₅	1	-	-	-	-
	2	0.520279	Normal		
	3	0.096557	Normal		
	4	0.120844	Normal		
N _{Total}	1	-	-	-	-
	2	0.395098	Normal		
	3	0.273337	Normal		
	4	0.146015	Normal		
NH ₄ -N	1	0.636886	Normal	0.003248	No homogénea
	2	0.043828	No normal		
	3	0.003696	No normal		
	4	0.010643	No normal		
NO ₃ -N	1	-	-	-	-
	2	0.257278	Normal		
	3	0.062855	Normal		
	4	0.709633	Normal		
PO ₄ -P	1	0.071878	Normal	0.007801	No homogénea
	2	0.362294	Normal		
	3	0.565711	Normal		
	4	0.143498	Normal		

Anexo 4: Normalidad y análisis de varianza del efluente de la 1^{ra} etapa con y sin una capa adicional de material orgánico por cada fase de la investigación

	Fase	Efluente 1ra etapa	Shapiro-Wilk-test		Leven's test	
			p-value	Distribución	p-value	Varianza
T	1	Con material orgánico	0.453	Normal	0.420	Homogénea
		Sin material orgánico	0.163	Normal		
	2	Con material orgánico	0.422	Normal	0.039	Homogénea
		Sin material orgánico	0.289	Normal		
	3	Con material orgánico	0.508	Normal	0.203	Homogénea
		Sin material orgánico	0.731	Normal		
	4	Con material orgánico	0.012	No normal	0.846	Homogénea
		Sin material orgánico	0.930	Normal		
pH	1	Con material orgánico	0.282	Normal	0.456	Homogénea
		Sin material orgánico	0.337	Normal		
	2	Con material orgánico	0.119	Normal	0.178	Homogénea
		Sin material orgánico	0.486	Normal		
	3	Con material orgánico	0.826	Normal	0.234	Homogénea
		Sin material orgánico	0.360	Normal		
	4	Con material orgánico	0.056	Normal	0.137	Homogénea
		Sin material orgánico	0.764	Normal		
SST	1	Con material orgánico	0.166	Normal	0.554	Homogénea
		Sin material orgánico	0.838	Normal		
	2	Con material orgánico	0.020	No normal	0.639	Homogénea
		Sin material orgánico	0.295	Normal		
	3	Con material orgánico	0.018	No normal	0.541	Homogénea
		Sin material orgánico	0.507	Normal		
	4	Con material orgánico	0.593	Normal	0.364	Homogénea
		Sin material orgánico	0.012	No normal		
Turbidez	1	Con material orgánico	0.264	Normal	0.948	Homogénea
		Sin material orgánico	0.821	Normal		
	2	Con material orgánico	0.763	Normal	0.814	Homogénea
		Sin material orgánico	0.197	Normal		
	3	Con material orgánico	0.815	Normal	0.264	Homogénea
		Sin material orgánico	0.468	Normal		
	4	Con material orgánico	0.279	Normal	0.961	Homogénea
		Sin material orgánico	0.452	Normal		
DQO	1	Con material orgánico	0.172	Normal	0.992	Homogénea
		Sin material orgánico	0.744	Normal		
	2	Con material orgánico	0.991	Normal	0.071	Homogénea
		Sin material orgánico	0.381	Normal		
	3	Con material orgánico	0.717	Normal	0.721	Homogénea
		Sin material orgánico	0.724	Normal		
	4	Con material orgánico	0.764	Normal	0.411	Homogénea
		Sin material orgánico	0.086	Normal		
DBO ₅	1	Con material orgánico	-	-	-	-
		Sin material orgánico	-	-	-	-
	2	Con material orgánico	-	-	-	-
		Sin material orgánico	-	-	-	-
	3	Con material orgánico	-	-	-	-
		Sin material orgánico	0.537	Normal	-	-

4	Con material orgánico	0.850	Normal	0.490	Homogénea	
	Sin material orgánico	0.734	Normal			
N _{Total}	1	Con material orgánico	-	-	-	
		Sin material orgánico	-	-	-	
	2	Con material orgánico	-	-	-	-
		Sin material orgánico	-	-	-	-
	3	Con material orgánico	-	-	-	-
		Sin material orgánico	0.752	Normal	-	-
	4	Con material orgánico	0.439	Normal	0.027	No homogénea
		Sin material orgánico	0.215	Normal		
NH ₄ -N	1	Con material orgánico	0.115	Normal	0.070	Homogénea
		Sin material orgánico	0.727	Normal		
	2	Con material orgánico	0.122	Normal	0.756	Homogénea
		Sin material orgánico	0.962	Normal		
	3	Con material orgánico	0.737	Normal	0.401	Homogénea
		Sin material orgánico	0.683	Normal		
	4	Con material orgánico	0.838	Normal	0.429	Homogénea
		Sin material orgánico	0.446	Normal		
NO ₃ -N	1	Con material orgánico	0.190	Normal	0.486	Homogénea
		Sin material orgánico	0.806	Normal		
	2	Con material orgánico	0.103	Normal	0.240	Homogénea
		Sin material orgánico	0.152	Normal		
	3	Con material orgánico	0.000	No normal	0.389	Homogénea
		Sin material orgánico	0.231	Normal		
	4	Con material orgánico	0.008	No normal	0.178	Homogénea
		Sin material orgánico	0.005	No normal		
PO ₄ -P	1	Con material orgánico	0.424	Normal	0.930	Homogénea
		Sin material orgánico	0.296	Normal		
	2	Con material orgánico	0.363	Normal	0.016	No homogénea
		Sin material orgánico	0.674	Normal		
	3	Con material orgánico	0.782	Normal	0.254	Homogénea
		Sin material orgánico	0.867	Normal		
	4	Con material orgánico	0.880	Normal	0.582	Homogénea
		Sin material orgánico	0.369	Normal		

Anexo 5: Normalidad y análisis de varianza del efluente de la 1^{ra} etapa con y sin una capa adicional de material orgánico en las 4 fases de investigación

	Efluente 1ra etapa	Shapiro-Wilk-test		Leven's test	
		p-value	Distribución	p-value	Varianza
T (°C)	Con material orgánico	0.052	Normal	0.769	Homogénea
	Sin material orgánico	0.055	Normal		
pH	Con material orgánico	0.003	No normal	0.755	Homogénea
	Sin material orgánico	0.063	Normal		
SST	Con material orgánico	0.000	No normal	0.525	Homogénea
	Sin material orgánico	0.056	Normal		
Turbidez	Con material orgánico	0.000	No normal	0.725	Homogénea
	Sin material orgánico	0.032	No normal		
DQO	Con material orgánico	0.354	Normal	0.723	Homogénea
	Sin material orgánico	0.000	No normal		
DBO ₅	Con material orgánico	0.055	Normal	0.083	Homogénea
	Sin material orgánico	0.245	Normal		
N _{Total}	Con material orgánico	0.084	Normal	0.716	Homogénea
	Sin material orgánico	0.634	Normal		
NH ₄ -N	Con material orgánico	0.664	Normal	0.788	Homogénea
	Sin material orgánico	0.113	Normal		
NO ₃ -N	Con material orgánico	0.000	No normal	0.148	Homogénea
	Sin material orgánico	0.011	No normal		
PO ₄ -P	Con material orgánico	0.379	Normal	0.492	Homogénea
	Sin material orgánico	0.669	Normal		