

UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERÍA

FACULTAD DE INGENIERÍA AMBIENTAL



TESIS

**“EVALUACIÓN DE LA ACTIVIDAD BIOLÓGICA EN
TÉRMINOS DE LA REMOCIÓN DE LA DQO SOLUBLE EN
UN REACTOR UASB MODIFICADO”**

PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL DE:

INGENIERO SANITARIO

ELABORADO POR:

JAVIER SANTIAGO ECHEVARRÍA CHÁVEZ

ASESOR:

Dra. Ing. ROSA ELENA YAYA BEAS, Ph.D.

LIMA, PERÚ

2020

DEDICATORIA

En memoria de mi padre, Jeremías Juan Echevarría Córdor, el mejor compañero de mi madre y excelente padre. A mi madre, quien supo guiarme desde pequeño y me dio su amor y cuidado. Ellos me brindaron su apoyo en diferentes etapas de mi vida, confiaron en mis capacidades y nunca dejaron de alentarme en momentos de angustia. Ambos, los mejores.

AGRADECIMIENTOS

Tengo la necesidad de agradecer a las siguientes personas que siempre me brindaron su apoyo incondicional:

Mi hermano, Juan Echevarría Chávez; mis tíos queridos Demetrio Chávez Escalante y Hermelinda Chávez Escalante; a la Dra. Ing. Rosa Elena Yaya Beas, Ph.D., mi asesora, quien supo guiarme durante mi estadía en el CITRAR FIA – UNI; el Ing. Otto Rosasco Gerkes; Bach. Yean Arapa Mamani y Bryan Velapatiño Paredes, brigadistas del CITRAR FIA – UNI; al Sr. Manuel Romero Manani y el Sr. Ramsés Huamán Camarena, operarios del CITRAR FIA – UNI; a mis compañeros tesistas y brigadistas que me apoyaron y acompañaron en todo el proceso de elaboración de mi tesis.

Muchas gracias.

“EVALUACIÓN DE LA ACTIVIDAD BIOLÓGICA EN TÉRMINOS DE LA
REMOCIÓN DE LA DQO SOLUBLE EN UN REACTOR UASB
MODIFICADO”

ÍNDICE

CARATULA	i
DEDICATORIA	ii
AGRADECIMIENTOS	iii
ÍNDICE	iv
DEFINICIONES	vii
SÍMBOLOS Y ABREVIATURAS	viii
ÍNDICE DE FIGURAS	ix
ÍNDICE DE TABLAS	xii
ÍNDICE DE ANEXOS	xiii
RESUMEN	xiv
INTRODUCCIÓN	2
CAPÍTULO I: ANTECEDENTES	3
1.1. Formulación del problema	7
1.1.1 Descripción del problema	7
1.1.2 Planteamiento del problema	9
1.2. Justificación	9
1.3. Objetivos	10
1.4. Formulación de la Hipótesis	10

CAPÍTULO II: MARCO TEÓRICO	11
2.1. Sistemas de tratamiento de aguas residuales	11
2.2. Clasificación de los microorganismos para el tratamiento biológico de las aguas residuales	13
2.3. Bioquímica de la Digestión Anaerobia	15
2.4. Condiciones ambientales para el tratamiento anaerobio	17
2.5. Reactores anaerobios	19
2.6. Balance de la DQO	26
2.7. Base Legal	26
CAPÍTULO III: EQUIPOS, MATERIALES Y MÉTODOS	27
3.1. Ubicación de la investigación	27
3.2. Diseño de la investigación	27
3.3. Afluente del reactor	29
3.4. Retención de flotantes	30
3.5. Tanque equalizador	31
3.6. Inóculo del reactor	33
3.7. Parámetros de control	33
3.8. Etapas de estudio	38
3.9. Calibración de caudal	39
3.10. Medición del metano	40

3.11.	Mantenimiento del reactor	42
3.12.	Balance de la DQO	46
3.13.	Detalle de materiales utilizados en el reactor UASB modificado	49
CAPÍTULO IV: RESULTADOS Y DISCUSIÓN		51
CAPITULO VI: CONCLUSIONES		74
CAPITULO VII: RECOMENDACIONES		76
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS		77
ANEXOS		83

DEFINICIONES

- DQO filtrada : Se encuentra en el laboratorio mediante la medición de la DQO del resultado de filtrar la muestra a través de una membrana de 1.5 μm . Representa la suma de la DQO coloidal y DQO soluble.
- DQO particulada : Se calcula mediante la diferencia entre la DQO total y la DQO filtrada. Se debe a la presencia de sólidos orgánicos suspendidos en la muestra.
- DQO coloidal : Es la responsable de la turbiedad del agua. Se calcula mediante la diferencia de la DQO filtrada y la DQO soluble.
- DQO soluble : Se encuentra en el laboratorio mediante la filtración a través de una membrana para separar la parte coloidal del agua filtrada

SÍMBOLOS Y ABREVIATURAS

DQO tot	: Demanda Química de Oxígeno total
DQO fil	: Demanda Química de Oxígeno filtrada
DQO col	: Demanda Química de Oxígeno coloidal
DQO part	: Demanda Química de Oxígeno particulada
DQO sol	: Demanda Química de Oxígeno soluble
SST	: Sólidos Suspendidos Totales
SSV	: Sólidos Suspendidos Volátiles
Vas	: Velocidad de Ascenso
TRH	: Tiempo de Retención Hidráulico
PTARD	: Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Selección del sistema de tratamiento. (Fuente: Adaptado de USEPA: Onsite Wastewater Treatment Systems Manual. Chapter 5: Treatment System Selection, 2001).....	12
Figura 2: Digestión anaerobia de la materia orgánica. (Fuente: Adaptado de Gujer & Zehnder, 1983).....	17
Figura 3: Influencia de la temperatura en la tasa de crecimiento microbiano. (Fuente: Adaptado de Van Lier, 1997)	19
Figura 4: Esquema típico de una laguna anaerobia. (Fuente: Elaboración propia, 2020)	20
Figura 5: Esquema típico de un tanque séptico convencional de cámara única. (Fuente: Elaboración propia, 2020)	22
Figura 6: Diagrama esquemático de un reactor UASB. (Fuente: Seghezzo & Fernández, 2015).....	23
Figura 7: Diagrama esquemático de un reactor UASB modificado. (Fuente: Adaptado de Loustarinen, 2005).....	24
Figura 8: Diagrama esquemático de la hidráulica de los reactores UASB y UASB modificados. (Fuente: Propia, 2020).....	25
Figura 9: Esquema del sistema de tratamiento mediante un reactor UASB modificado. (Fuente: Elaboración propia)	28
Figura 10: Esquema del desarenador y su retenedor de flotantes (Fuente: Propia, 2020)	31

Figura 11: Diagrama esquemático del tanque ecualizador. (Fuente: Propia, 2020)	
.....	32
Figura 12: Esquema del procedimiento de filtración. (Fuente: Propia, 2020).....	35
Figura 13: Esquema de la experimentación del lavado del biogás y medición del metano producido (Fuente: Adaptado de Von Sperling & De Lemos Chernicharo, 2007)	37
Figura 14: Esquema de la operación de un tanque mariotte (Fuente: Propia, 2020)	
.....	40
Figura 15: Esquema del sistema de medición de metano (Fuente: Propia, 2020)	41
Figura 16: Esquema del procedimiento de agitación del lodo (Fuente: Propia, 2020)	
.....	43
Figura 17: Esquema de la limpieza de la tubería de salida (Fuente: Propia, 2020)	
.....	45
Figura 18: Balance de la DQO en un reactor anaerobio (Fuente: López & Buitrón, 2017)	46
Figura 19: Promedios de pH en el afluente e efluente. (Fuente: Propia, 2020)	52
Figura 20: Eficiencias de remoción de las DQO estudiadas, según los días de monitoreo. (Fuente: Propia, 2020)	55
Figura 21: Eficiencias de remoción de las DQO estudiadas, según temperatura. (Fuente: Propia, 2020).....	58
Figura 22: Crecimiento de las eficiencias de remoción entre la etapa de arranque y evaluación del sistema. (Fuente: Propia, 2020)	60

Figura 23: Mediciones de sólidos en el afluente y efluente del reactor UASB modificado. (Fuente: Propia, 2020)	61
Figura 24: Eficiencia de remoción de SST y SSV según la temperatura de operación. (Fuente: Propia, 2020).....	62
Figura 25: Producción promedio de CH ₄ (Fuente: Propia, 2020).....	64
Figura 26: Relación de la producción de metano y eficiencia de remoción de la DQO soluble. (Fuente: Propia, 2020)	65
Figura 27: Balance de masas de la DQO en reactor UASB modificado, según KgDQO (Fuente: Propia, 2020)	67
Figura 28: Balance de masas de la DQO en reactor UASB modificado, según KgDQO (Fuente: Propia, 2020)	68

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Géneros de microorganismos con capacidad hidrolítica	15
Tabla 2: Características del afluente	30
Tabla 3: Métodos de análisis de laboratorio	33
Tabla 4: Frecuencia de monitoreos	37
Tabla 5: Etapas de estudio.....	38
Tabla 6: Resumen de la operación del sistema	39
Tabla 14: Constantes de la Ley de Henry para el CH ₄ disuelto en agua.....	47
Tabla 8: Equipos y materiales utilizados en la investigación	49
Tabla 9: Resultados de pH según horarios de monitoreo.....	51
Tabla 10: Características del agua residual afluente al reactor UASB modificado	53
Tabla 11: Eficiencias de remoción de los parámetros estudiados.....	54
Tabla 12: Mediciones de sólidos y su eficiencia de remoción en el UASB modificado. (Fuente: Propia, 2020)	61
Tabla 13: Valores de producción de metano y cálculo de su DQO	63
Tabla 14: Volumen de metano producido en m ³ /día.....	64
Tabla 15: Volumen de metano producido en m ³ /día.....	69
Tabla 16: Actividades de operación y mantenimiento en el reactor UASB modificado.....	71
Tabla 17: Actividades de operación y mantenimiento en el reactor UASB modificado.....	72

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1: Panel fotográfico	84
----------------------------------	----

ABSTRACT

The research was carried out in the CITRAR FIA - UNI, where a modified UASB reactor was built on a real scale, with a design flow of 13.82 m³/day that in the rural area would be equivalent to approximately 231 habitants benefited (considering a provision of 60 L/inhab/day), the reactor dimensions were 1.70 m internal diameter and total height of 2.10 m (useful height = 1.60 m) with a HRT and upflow velocity of 6.3 hours and 0.25 m / h, respectively.

According to the obtained results, the UASB septic tank operates efficiently as an improved settler, the removal efficiencies for turbidity, total COD, particulate COD, colloidal COD and soluble COD were, 78%, 50%, 63%, 52% and 21%, respectively. If the results of the particulate COD and the soluble COD are observed in the effluent, it can be seen that it operated as a settler of particulate material, that is, that the biological activity was not as expected compared to its advanced technology (UASB reactors)

The start-up period was set at 149 days under the operating conditions during the time the research lasted, then the reactor showed better stability in its removal efficiencies of the turbidity, total COD, particulate COD and colloidal COD, but it is not soluble COD.

The anaerobic sludge from the UASB reactor of the CITRAR FIA-UNI was used as an inoculation source. During the research no significant growth of sludge was observed inside the modified UASB reactor. When measuring the produced methane, no direct relationship was found between the methane volumes and soluble COD.

RESUMEN

La investigación fue realizada en el CITRAR FIA – UNI, donde se construyó un reactor UASB modificado a escala real, con un caudal de diseño de 13.82 m³/día que en el ámbito rural equivaldría aproximadamente a 231 habitantes beneficiados (considerando una dotación de 60 L/hab/día), el reactor tuvo dimensiones totales de 1.70 m de diámetro interno y altura total de 2.10 m (altura útil = 1.60 m) con un TRH y velocidad de ascenso de 6.3 horas y 0.25 m/h, respectivamente.

De acuerdo a los resultados obtenidos, este tipo de reactores opera eficientemente como un sedimentador avanzado, las eficiencias de remoción para la turbiedad, DQO total, DQO particulada, DQO coloidal y DQO soluble fueron, 78%, 50%, 63%, 52% y 21%, respectivamente. Si se observan los resultados de la DQO particulada y la DQO soluble, se aprecia que el operó en mayor medida como un retenedor de material particulado, esto es, que la actividad biológica no fue la esperada en comparación con su tecnología avanzada (reactores UASB)

El periodo de arranque del reactor se estableció en 149 días bajo las condiciones de operación que se tuvieron durante el tiempo que duró la investigación, es a partir de este periodo en el que el reactor comenzó a mostrar mejor estabilidad en sus eficiencias de remoción de las DQO mencionadas, salvo la DQO soluble.

Se realizó la inoculación de lodo anaerobio proveniente del reactor UASB del CITRAR FIA – UNI, y durante la investigación no se observó un crecimiento significativo de lodo en el interior del reactor UASB modificado. Al realizar las mediciones de metano producido, no se encontró una relación directa entre los volúmenes de metano y la DQO soluble.

INTRODUCCIÓN

En el ámbito rural es común el uso de letrinas, tanques sépticos y tanques Imhoff para la disposición de excretas, sin embargo, es necesario realizar investigaciones en diferentes sistemas de tratamiento, de esa manera los ingenieros diseñadores podrán obtener información y plantear las mejores alternativas para cada situación en particular.

Los tanques sépticos son buenas alternativas de tratamiento primario para determinadas condiciones (calidad esperada, operación del sistema, costos, etc.), sin embargo, se pueden utilizar las ventajas de los reactores UASB para crear un sistema de tratamiento combinado: UASB – tanque séptico (UASB modificado), pero se deben conocer a escala piloto las condiciones adecuadas para el arranque y operación de este nuevo sistema de tratamiento.

La presente tesis fue desarrollada en un sistema de tratamiento de tecnología anaerobia. El reactor biológico propuesto es un reactor UASB modificado, que es una nueva opción de tratamiento de aguas residuales domésticas para pequeñas comunidades (Luostarinen, 2005). En esta investigación se evaluará la actividad biológica del reactor en términos de la remoción de la DQO soluble y la producción de metano.

Para lograr el objetivo de la investigación se realizaron pruebas de rutina diaria en el laboratorio (pH, turbiedad y temperatura). También se analizó la DQO total, DQO filtrada y DQO soluble, estos parámetros fueron estudiados en el laboratorio del CITRAR FIA – UNI.

CAPÍTULO I: ANTECEDENTES

Investigadores de la Universidad Nacional de Ingeniería (Lima, Perú) estudiaron el tratamiento de aguas residuales mediante un sistema UASB tipo Tanque Séptico – Tanque Séptico Avanzado (TSA) de Flujo Ascendente (Bastidas & Palomino, 2013) con un caudal de diseño de 88.56 L/d. La investigación fue realizada en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Carapongo y utilizaron el afluente del colector Huaycán de la red de alcantarillado operada por Sedapal S.A; el estudio comprende la inoculación, arranque y la operación y mantenimiento de los TSA.

Los 3 reactores a escala de laboratorio TSA1, TSA2 y TSA3 fueron diseñados y operados con tiempos de retención hidráulicos de 18, 15 y 12 horas, respectivamente; para el arranque de los reactores utilizaron inóculo de lodo anaerobio proveniente del UASB de la Planta Piloto de Tratamiento del CITRAR FIA – UNI. En la caracterización del agua residual del colector Huaycán se hallaron valores de DQO total en el rango de 540 – 1120 mg/L. Bajo las características del agua residual del colector Huaycán, la eficiencia de remoción promedio de DQO total fue de 40.33, 33.22 y 36.51 % para los TSA1, TSA2 y TSA3, respectivamente.

Existe otra investigación realizada en la Universidad de Birzeit – Palestina (Ali, Al – Sa´ed & Mahmoud, 2007), en esta se hizo la evaluación del periodo de arranque de un reactor UASB modificado para aguas residuales domésticas. Los investigadores utilizaron un tanque de almacenamiento previo de 1.2 m³, el objetivo era la homogenización y evitar la sedimentación de sólidos. Para el arranque del sistema, se inoculó el lodo anaerobio de los tanques de sedimentación primaria de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la Universidad de Birzeit; la operación del reactor UASB modificado se inició con un caudal promedio de 50 – 70 L/d durante un mes, luego de ello, se incrementó el caudal hasta 0.4 m³ /d (400 L/d) con un tiempo de retención hidráulico de 14 horas y velocidad de ascenso de 0.13 m/h, la temperatura de operación estuvo entre 22 y 28 °C. Durante el arranque, el sistema alcanzó eficiencias de remoción para la DQO total, DQO coloidal y DQO disuelta de 80, 71 y 43 % respectivamente.

Investigadores de la misma universidad de Birzeit – Palestina (Al – Shayah & Mahmoud, 2008) estudiaron el arranque de dos UASB – TS para el tratamiento in situ de aguas residuales domésticas. Para ello utilizaron dos reactores en paralelo con dimensiones idénticas de 0.638 m de diámetro y 2.50 m de altura fabricados en acero galvanizado. Se utilizaron tiempos de retención hidráulicos diferentes, de 2 días para R1 y 4 días para R2; el monitoreo de los reactores se realizó durante 6 meses continuos donde la temperatura promedio de operación fue de 24 °C, las eficiencias de remoción obtenidas en R1 y R2 para DQO total, DQO suspendida, DBO₅ y SST fueron 56, 87, 59 y 81 %, y 58, 90, 60 y 82 % para ambos sistemas, respectivamente.

En otra investigación, se ha evaluado un reactor UASB modificado (Kujawa, Fernandes & G. Zeeman, 2005). Se utilizaron 02 reactores (R1 y R2) los que fueron operados con temperaturas de 15 °C y 25°C, respectivamente; el tiempo de retención hidráulico fue de 29 días con un caudal de 0.01 m³/día, el reactor tenía un volumen útil de 0.2 m³. La eficiencia de remoción promedio para la DQO total para los reactores R1 y R2 fue de 78 y 94 %, respectivamente. Se han encontrado eficiencias de remoción de la DQO total de hasta 88 % para reactores con tiempos de retención hidráulicos de 3.3 días (Luostarinen & Rintala, 2004), en comparación con otro reactor de 1.6 días donde se encontró una eficiencia de 41 % para la remoción de la DQO total. Ambos reactores se diferenciaron en las dimensiones geométricas, el primero de ellos tenía 0.70 m de altura y 0.15 m de diámetro, mientras que el segundo era de 0.50 m de altura y 0.09 m de diámetro. Los caudales de operación eran de 0.004 m³/día y 0.002 m³/día, respectivamente.

Los investigadores Loustarin y Rintala (2007) realizaron una investigación operando dos reactores UASB modificados con tiempos de retención hidráulicos de 2.31 y 0.59 días para el primer y segundo reactor (R1 y R2), respectivamente. Las eficiencias de remoción de la DQO total fueron de 79 y 55%, para R1 y R2 respectivamente. Las temperaturas de operación fueron de 10 y 20 °C, siendo esta última la temperatura más relevante para la presente investigación dado que la temperatura anual promedio en Lima es de 20 °C.

Mahmoud y Van Lier (2010) realizaron una investigación para lograr el mejoramiento de la eficiencia de remoción de la DQO total en los reactores UASB tipo tanque séptico para el tratamiento de aguas residuales en Palestina, para ello realiza la inoculación de lodo proveniente de un reactor UASB. Se utilizaron dos reactores UASB tipo tanque séptico con 2 días de tiempo de retención hidráulico operados durante ocho meses, la temperatura de operación se encontró entre 15 y 25 °C. Las eficiencias de remoción de la DQO total, DQO coloidal y DQO disuelta fueron de 70, 77 y 55 %, respectivamente.

Santiago-Díaz y García-Albortante (2018) realizaron, en la ciudad de México, una investigación para el tratamiento de aguas residuales mediante un reactor UASB tipo tanque séptico. Utilizaron dos tiempos de retención hidráulicos, de 72 y 48 horas. Las eficiencias de remoción de la DQO total y la DBO fueron de 60 a 80 % para ambos parámetros, también demostraron que, al disminuir el tiempo de retención de 72 a 48 horas, el reactor no variaba significativamente su eficiencia de remoción para los parámetros mencionados. El rango de temperatura de operación fue de 15.4 a 19.8 °C.

Adhikari y Lohani (2019) realizaron, en la ciudad de Kathmandu, Nepal; un proyecto de diseño, instalación, operación y experimentación de un reactor UASB tipo tanque séptico para el tratamiento de aguas residuales domésticas con una temperatura promedio de 18 °C. En su estudio encontraron una eficiencia de remoción de la DQO total de 54 % con una producción de biogás de 20 L aproximadamente para un reactor de 200 L de volumen, concluyendo que los reactores UASB tipo tanque séptico son ideales para el tratamiento de aguas residuales en países en desarrollo.

Según Von Sperling & De Lemos Chernicharo (2006), la fracción particulada de la DQO no soluble (DQO particulada + DQO coloidal) puede ser removida a través de mecanismos no biológicos por medio de su retención o adherencia en el lodo, así como la sedimentación en el reactor. La retención ocurre porque el lecho del lodo actúa como “filtro” o porque el material particulado presentaría buenas propiedades de sedimentación, por lo que los mecanismos no biológicos para la eliminación de la DQO son la adsorción y sedimentación. La acumulación de DQO no soluble en el lecho del lodo puede ser perjudicial para el reactor biológico debido a que se forma un

lodo no microbiano diluyendo los microorganismos metanogénicos y esto provocaría la disminución de la actividad metanogénica.

La tecnología de los reactores UASB modificados brindan la ventaja de que el lodo formado en el fondo actúa como medio filtrante para los sólidos presentes en las aguas residuales, mientras que esto no se encuentra en los tanques sépticos convencionales pues tienen un flujo horizontal en donde el contacto entre la materia orgánica (presente en las aguas residuales) con el lodo biológico es mínimo en comparación con los reactores de flujo ascendente; además, en el lodo ocurre una conversión de la materia orgánica por microorganismos metanogénicos.

Otra ventaja de los reactores UASB modificados es que tienen un separador sólido, líquido, gas que permite: 1) Evitar que el lodo biológico se pierda con el efluente del reactor, y 2) Obtener metano para ser utilizado como fuente de energía; estas ventajas no las tienen los tanques sépticos convencionales.

Rahman y Shahidullah (1999) realizaron, en la ciudad de Dhaka, Bangladesh, con temperaturas promedios de 26.5 °C, la evaluación de tres tanques sépticos convencionales con aguas residuales de diferentes características como 1) agua residual proveniente únicamente de inodoros, 2) agua residual de cocinas e inodoros, y 3) agua residual de inodoros, cocinas y lavatorios, para cada tipo de agua residual correspondía un tanque séptico diferente; los resultados encontrados para la remoción de la DQO total fueron de 53, 60 y 64 %, respectivamente.

Gomes y Sandri (2013) realizaron, en el Estado de Goiás (Brasil), mediciones de la DBO y DQO en un tanque séptico teniendo como resultados eficiencias de remoción de 42.34 y 23.58 %, respectivamente. La temperatura de operación se encontraba dentro del rango mesofílico.

1.1. Formulación del problema

1.1.1 Descripción del problema

Según el diagnóstico realizado por la Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento (SUNASS) a 172 PTAR, concluye que existe una sobrecarga orgánica promedio del 50 %, además de deficiencias en la operación y mantenimiento, ausencia de personal especializado, tecnología insuficiente, que afecta la eficiencia de las operaciones, situación que se agrava en el tiempo. Finalmente, la SUNASS concluye que el tratamiento de las aguas residuales no es óptimo (Plan Nacional de Saneamiento 2017 – 2021)¹. Por lo antes expuesto, es importante realizar una adecuada selección del sistema de tratamiento, para asegurar la sostenibilidad de la PTAR y que su efluente cumpla con los estándares normativos del país.

En el ámbito rural, el Estado peruano gestiona proyectos de tratamiento de aguas residuales mediante sistemas básicos como los tanques sépticos y los tanques Imhoff; sin embargo, aún se pueden buscar mejores opciones de tratamiento desde el punto de vista técnico y económico en términos de inversión, operación y mantenimiento, esto se muestra en la normativa vigente para la selección de los sistemas de tratamiento a usarse en saneamiento rural (RM 192-2018-VIVIENDA)

Actualmente el Reglamento Nacional de Edificaciones (MVCS, 2006) sólo contempla sistemas de tratamiento convencionales, entre ellos los tanques sépticos, y aún no incluye tecnologías que ya vienen siendo estudiados en otras partes del mundo, por ejemplo los reactores UASB modificados, Filtros Anaerobios de Flujo Ascendente (FAFA), humedales artificiales, filtros intermitentes de arena, entre otros.

¹ Aprobado mediante Decreto Supremo N° 018-2017-VIVIENDA. Publicado en la separata de Normas Legales del Diario Oficial "El Peruano" con fecha 25.06.2017

Es importante buscar la mejora en las tecnologías de tanques sépticos convencionales para ser usados en el ámbito rural del Perú de temperaturas promedio de 24 °C bajo condiciones de la costa peruana; en Perú no se cuenta con investigaciones a escala real para conocer la remoción de la materia orgánica en un reactor UASB modificado que sería una alternativa para los tanques sépticos convencionales.

La falta de control en el funcionamiento de los tanques sépticos puede conducir a que las bacterias formadoras de metano, que juegan un papel importante en el proceso de estabilización de la materia orgánica, no permanezcan el tiempo necesario en el tanque como para cumplir con su función de conversión de materia orgánica de manera completa. Otra desventaja de los tanques sépticos es que se deben limpiar antes que se acumulen demasiada cantidad de lodos y natas, ya que su presencia por encima de determinados niveles conduce a que puedan ser arrastrados a través del dispositivo de salida obturando el campo de infiltración. Cuando esto último sucede, el líquido aflora en la superficie del terreno y las aguas residuales se represan y en casos extremos el agua residual puede inundar la vivienda o a la edificación. Cuando se llega a estos extremos, no sólo es necesario limpiar el tanque séptico, sino que además será necesario construir un nuevo campo de infiltración (CEPIS/OPS, 2005).

Los reactores UASB modificados tienen la ventaja de que el flujo se realiza de forma ascendente a través del lodo biológico (biomasa) y esto mejora el contacto entre las aguas residuales y el lodo mejorando la eliminación biológica de los sólidos disueltos, que en su mayoría se obtienen en el efluente de los tanques sépticos convencionales. Además, el filtrado de las aguas residuales a través del lecho del lodo, mejora la eliminación física del material sólido contenido en el afluente (Luostarinen, 2005)

Los lodos pueden ser arrastrados junto con el efluente del tanque séptico convencional porque no tienen un dispositivo que evite el arrastre de sólidos a diferencia de los reactores UASB modificados que poseen un deflector y separador sólido/líquido/gas, que evita que los lodos se pierdan con el efluente (Moussavi & Kazembeigi, 2009)

1.1.2 Planteamiento del problema

¿Cuál es la eficiencia del tratamiento de aguas residuales domésticas en un reactor UASB modificado para la remoción de la DQO soluble bajo condiciones de la costa peruana con temperatura ambiental promedio de 24°C?

1.2. Justificación

En la presente investigación se plantea operar reactor UASB modificado a escala real, porque según los antecedentes revisados, presentaron eficiencias de remoción de la DQO total, coloidal y soluble por encima del 50 %, en reactores a escala piloto o de laboratorio y, teniendo antecedentes que sustentan el uso de esta tecnología en comunidades pequeñas y tratamiento in situ, es importante realizar investigaciones en reactores UASB modificados para las condiciones de nuestro país. Además, se podría utilizar el metano producido como fuente de energía en viviendas unifamiliares. El aprovechamiento de la energía producida por los procesos metanogénicos en los reactores UASB modificados podría favorecer a la economía de las poblaciones rurales.

Al realizar la investigación en un reactor UASB a escala real, brinda la oportunidad de conocer sus características operativas y de mantenimiento, así como sus eficiencias de remoción de la DQO total o por su actividad biológica en términos de la DQO soluble y producción de metano.

1.3. Objetivos

Objetivo principal:

- Determinar la remoción de la DQO soluble en un reactor UASB modificado para evaluar la actividad biológica en su operación.

Objetivos secundarios:

- Evaluar la remoción de la DQO total, DQO coloidal y DQO particulada para determinar la mejor utilidad del reactor biológico.
- Comparar las eficiencias de remoción de la DQO soluble con la producción de metano en el reactor.
- Identificar los rangos de temperatura que optimicen o inhiban la remoción de la DQO total en el reactor.
- Identificar la capacidad de clarificación del afluente en términos de la remoción de la turbiedad.
- Identificar los problemas operativos y de mantenimiento de los reactores UASB modificados a escala real.
- Presentar un antecedente del uso de un reactor UASB modificado a escala real para posteriores investigaciones y mejoras a su tecnología según las condiciones en Perú.

1.4. Formulación de la Hipótesis

El uso de reactores UASB modificados asegura la remoción de la DQO soluble por encima del 50 %

CAPÍTULO II: MARCO TEÓRICO

2.1. Aspectos más importantes a tener en cuenta en sistemas de tratamiento de aguas residuales

Un tema importante antes del diseño y construcción de cualquier PTAR es la selección óptima de un sistema de tratamiento. Convencionalmente, las alternativas de tratamiento se comparan sólo en función de datos económicos, eligiendo finalmente el que requiera una menor inversión (Zeng, y otros, 2005)

La selección de la tecnología para el tratamiento de las aguas residuales, la confiabilidad operativa y el funcionamiento de los procesos y operaciones unitarias son importantes, sin embargo, la selección de la tecnología debe considerarse un problema particular y local, las soluciones no pueden generalizarse para todos los casos (Almeida, 1997)

Un sistema de tratamiento de aguas residuales está conformado por varios procesos dependiendo de los contaminantes presentes en el agua residual y el nivel de tratamiento que se requiere alcanzar. El diseño de estos sistemas involucra la selección adecuada de los procesos de tratamiento buscando el sistema óptimo, de acuerdo a la situación en particular (Guerrero, 2012)

Von Sperling (1996), indica que estos aspectos varían en importancia según el tipo de países en donde se aplicará el sistema de tratamiento (países desarrollados o países no desarrollados), por lo que define a los aspectos como: 1) importantes y 2) críticos, donde “aspecto importante” se refiere a que debe ser tomado en cuenta para la selección de un sistema de tratamiento, pero no es determinante, mientras que “aspecto crítico” se refiere a que sí es determinante para la selección del sistema de tratamiento. Por ejemplo, si se toma como referencia al aspecto “Costos constructivos”, se observa que en los países desarrollados es importante, sin embargo eso no determinará la aplicación de una determinada tecnología debido a que las economías en esos países son más fuertes; mientras que en países

en desarrollo se priorizan los costos constructivos entre una alternativa y otra, en estos países se opta por seleccionar la alternativa más económica.

Según el estudio de la situación económica mundial de las Naciones Unidas (2019), el Perú, y toda Sudamérica, se encuentra en la categoría de países no desarrollados.

Según Von Sperling (1996), los aspectos más importantes a tener en cuenta para la selección de un adecuado sistema de tratamiento de aguas residuales se muestran en la figura 1.

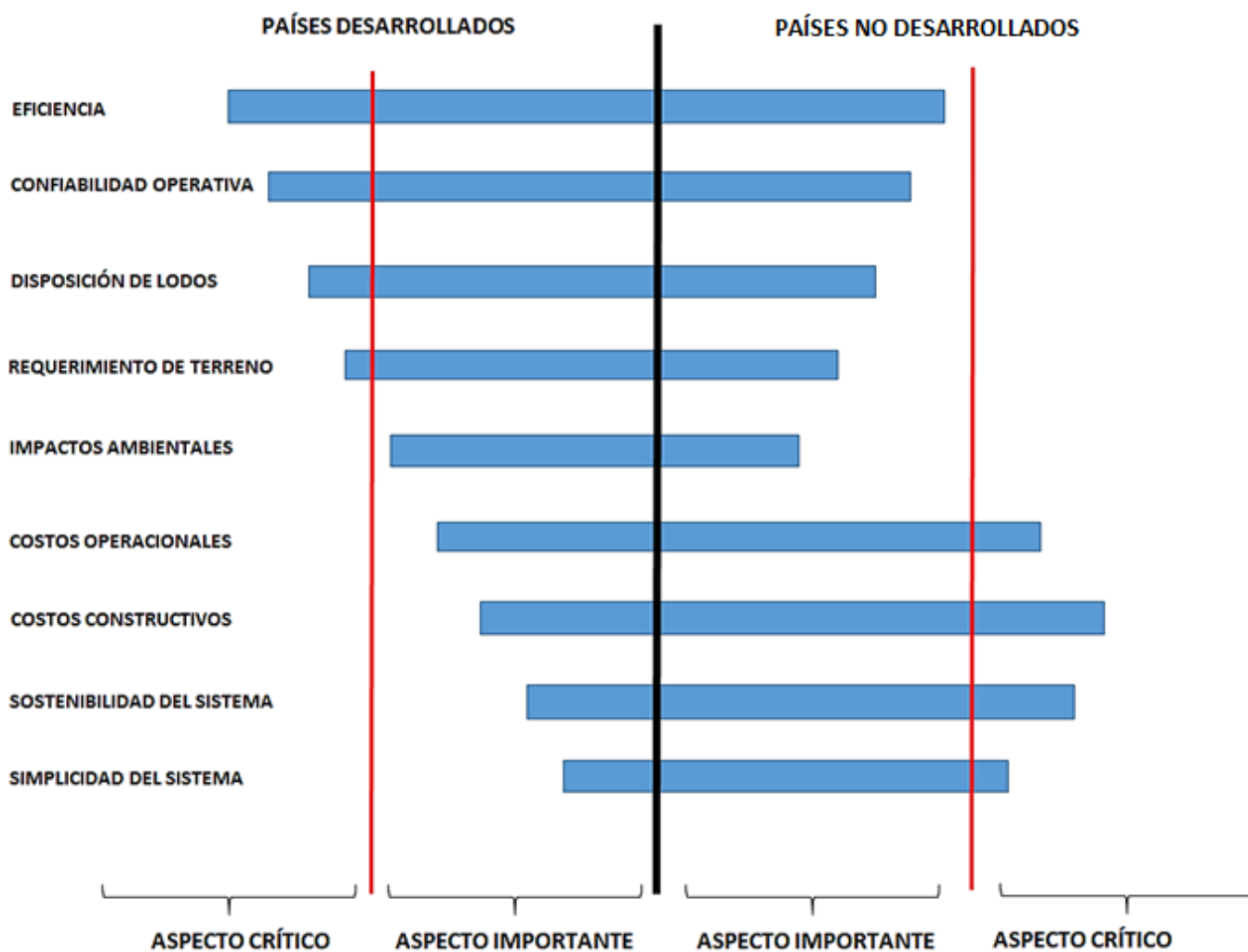


Figura 1: Aspectos más importantes a tener en cuenta para la selección del sistema de tratamiento. (Fuente: Adaptado de Von Sperling, 1996)

Estos aspectos deben ser tomados en cuenta para la selección del sistema de tratamiento; sin embargo, debido a los escasos profesionales capacitados en el tratamiento de aguas residuales en países no desarrollados, adoptan tecnologías de países desarrollados con la creencia de que serían las más apropiadas de implementar para la realidad de todos los países, esta creencia es generalmente errónea porque, como se muestra en la figura 1, los países desarrollados y no desarrollados tienen (o deberían tener) diferentes percepciones de lo que es importante en el tratamiento de aguas residuales (Mara, 2012)

Existe una tendencia al uso de los sistemas de tratamiento de aguas residuales descentralizados pues permiten la recuperación de nutrientes y energía; se estima que los costos de operación y mantenimiento para este tipo de sistemas se encuentra entre el 5 y 25 % de las plantas de tratamiento convencionales como los sistemas de lodos activados; además, las tecnologías descentralizadas no requieren mano de obra muy calificada para su operación y mantenimiento. El gran desafío de este tipo de sistemas es que las comunidades locales deben aceptar vivir cerca al sistema de tratamiento (Naciones Unidas, 2017)

2.2. Clasificación de los microorganismos para el tratamiento biológico de las aguas residuales

La estabilización de las aguas residuales se realiza biológicamente utilizando una variedad de microorganismos, estos convierten la materia orgánica coloidal y disuelta en biogás y en material biológico y pueden clasificarse según cuatro aspectos (Adaptado de Mackenzie, 2010)

a) Según su fuente de energía o carbono

El carbono es el elemento básico para la síntesis celular. La fuente de energía debe ser obtenida desde el exterior de la célula para que pueda realizar los procesos de tratamiento biológico en las aguas residuales. Según esto, los microorganismos se pueden clasificar en:

- Heterótrofos: Utilizan material orgánico como suministro de carbono.
- Autótrofos: Utilizan CO₂ para satisfacer sus necesidades de carbono.
- Fotótrofos: Organismos que dependen de la luz para obtener energía.
- Quimiótrofos: Extraen energía de la oxidación orgánica (organótrofo) o inorgánica (litótrofo)

b) Según su requerimiento de oxígeno

Los microorganismos también se clasifican por su capacidad o incapacidad para utilizar oxígeno en la oxidación de la materia orgánica, se clasifican en:

- Aerobios: Necesitan oxígeno para realizar su metabolismo
- Anaerobios: No pueden sobrevivir en presencia de oxígeno, se desarrollan en ambientes donde la concentración de oxígeno disuelto es nula o casi nula
- Anóxicos: Grupo de microorganismos facultativos llamados desnitrificadores, utilizan nitritos y nitratos en lugar de oxígeno

c) Según su temperatura de supervivencia

Cada especie de microorganismo se reproduce mejor dentro de un rango limitado de temperaturas, se clasifican de la siguiente manera:

- Psicrófilos: Microorganismos que se desarrollan de forma óptima a temperaturas entre 4 – 5 °C
- Mesófilos: Microorganismos que se desarrollan de forma óptima a temperaturas entre 20 – 40 °C
- Termófilos: Microorganismos que se desarrollan de forma óptima a temperaturas entre 45 – 70 °C

2.3. Bioquímica de la Digestión Anaerobia

La degradación de la materia orgánica ocurre en los ecosistemas naturales como en pantanos, suelos, sedimentos y sistemas digestivos de animales rumiantes. Similar degradación puede ser utilizada en tratamientos anaerobios (digestión) de aguas residuales reduciendo así el contenido de materia orgánica. La degradación de la materia orgánica es consecuencia de las actividades de diferentes grupos de microorganismos ocurridos en secuencia: Hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Gujer & Zehnder, 1983; figura N° 02)

a) Hidrólisis

Es la etapa donde las moléculas más complejas como grasas, proteínas y polisacáridos se hidrolizan a subunidades. Esto se logra mediante enzimas de un grupo heterogéneo de microorganismos facultativos y anaerobios. Estos mismos microorganismos son quienes participan en la siguiente etapa, acidogénesis (Mackenzie, 2010). La tabla 1 muestra los géneros de microorganismos con capacidad hidrolítica.

Tabla 1: Géneros de microorganismos con capacidad hidrolítica

Género	Descripción
<i>Clostridium, Micrococcus y Staphylococcus</i>	Géneros productores de lipasas, para degradación de lípidos a ácidos grasos
<i>Bacteroides, Butyivibrio, Clostridium, Fusobacterium, Selenomonas, Streptococcus, Proteus, Peptococcus y Bacillus</i>	Géneros productores de proteasas, para degradación de proteínas a aminoácidos
<i>Clostridium, Staphylococcus, Acetivibrio, Eubacterium</i>	Géneros productores de amilasas, para degradación de polisacáridos a azúcares menores

Fuente: Adaptado de Von Sperling & De Lemos Chernicharo, 2007

b) Acidogénesis

Es la conversión de materia en ácidos orgánicos por los microorganismos acidogénicos u organismos formadores de ácidos. (Von Sperling & De Lemos Chernicharo, 2006)

c) Acetogénesis

Como los ácidos grasos volátiles son productos finales de la acidogénesis, es necesario su conversión a ácido acético para su posterior metanogénesis, puesto que es la fuente del 70 % de metano (Orozco, 2005)

d) Metanogénesis

Es la etapa de conversión de los ácidos orgánicos en metano, dióxido de carbono y agua por acción de microorganismos metanogénicos (organismos formadores de metano). Nuevamente existe una conversión de materia orgánica, sin embargo, en esta etapa se transforma en metano eliminando así la materia orgánica (Von Sperling & De Lemos Chernicharo, 2006)

La figura 2 muestra todos los procesos que se realizan durante la digestión anaerobia.

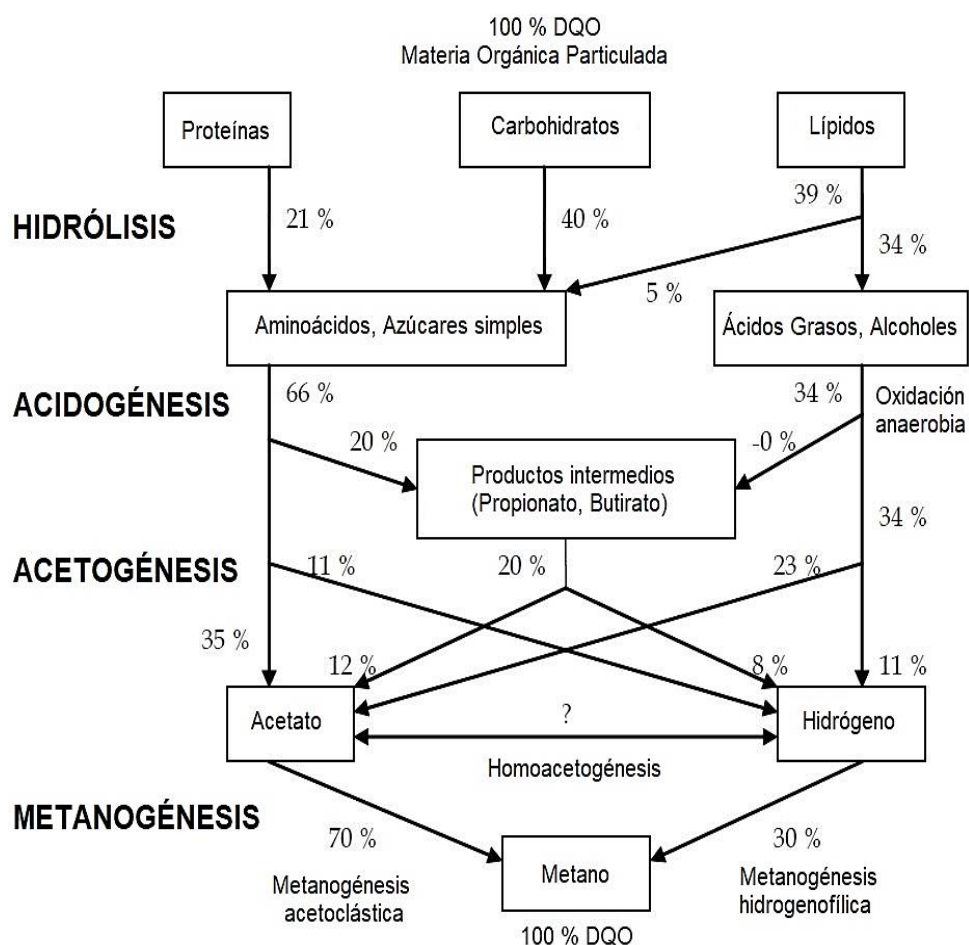


Figura 2: Digestión anaerobia de la materia orgánica. (Fuente: Adaptado de Gujer & Zehnder, 1983)

2.4. Condiciones ambientales para el tratamiento anaerobio

Las condiciones ambientales que afectan a los microorganismos para la digestión anaerobia son importantes para su desarrollo o inhibición, se encuentran:

a) Nutrientes

Las necesidades nutricionales de los microorganismos involucrados en los procesos de tratamiento son establecidas por su composición celular. Para que los procesos de tratamiento biológico tengan éxito, los nutrientes inorgánicos necesarios para el crecimiento de microorganismos deben suministrarse en

cantidades suficientes. Generalmente, las aguas residuales domésticas presentan los tipos apropiados de nutrientes en adecuadas concentraciones, proporcionando así un ambiente ideal para el crecimiento de microorganismos, sin limitaciones para el proceso de digestión anaeróbica (Von Sperling & De Lemos Chernicharo, 2006)

b) Toxicidad

El adecuado tratamiento de la materia orgánica por procesos anaerobios (y biológicos, en general) depende de las condiciones ambientales favorables para los microorganismos, esto incluye la ausencia de materiales tóxicos.

Los microorganismos anaerobios, particularmente metanogénicos, son bastante susceptibles a una gran variedad de compuestos, por ejemplo, los compuestos tóxicos pueden reducir o eliminar el crecimiento microbiano; sin embargo, actualmente se viene conociendo que los compuestos inhibidores como el cloroformo pueden ser degradados por algunos grupos de microorganismos anaerobios luego de ser adaptados (Lettinga, 1994)

Un compuesto inhibidor de los microorganismos metanogénicos y acetogénicos es el Oxígeno Disuelto, además de afectar a la característica del lodo granular porque permite el desarrollo de organismos filamentosos aerobios o facultativos (Lettinga, 1994)

c) Temperatura

Entre los factores físicos que afectan el crecimiento microbiano, la temperatura es uno de los más importantes pues los microorganismos no son capaces de controlar su temperatura interna y, consecuentemente, la temperatura interior del microorganismo viene siendo determinada por la temperatura ambiental externa (Von Sperling & De Lemos Chernicharo, 2006). La figura 3 muestra la influencia de la temperatura en la tasa de crecimiento microbiano.

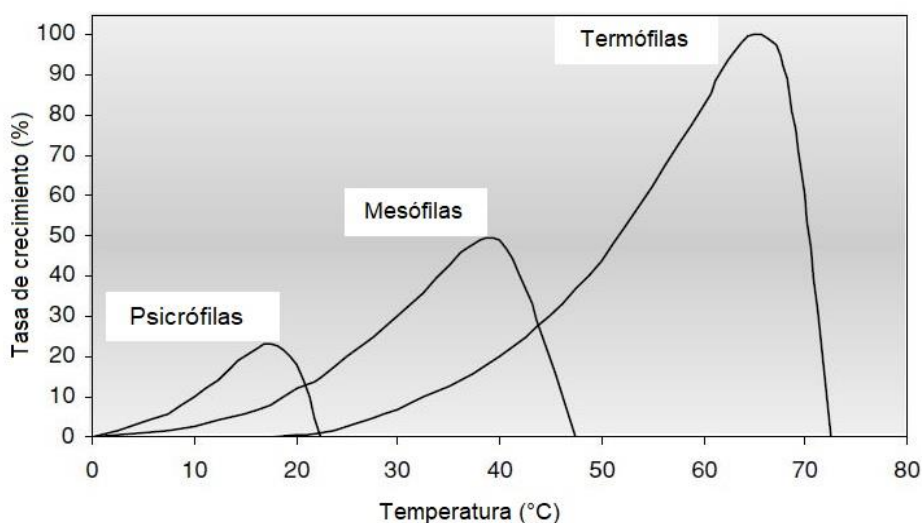


Figura 3: Influencia de la temperatura en la tasa de crecimiento microbiano. (Fuente: Adaptado de Van Lier, 1997)

2.5. Reactores anaerobios

a) Lagunas anaerobias

Son las unidades que reciben el agua residual cruda y por lo tanto las de mayor concentración de materia orgánica. La mayor parte del agua se encuentra en condiciones anaerobias y son las bacterias las encargadas de actuar en la digestión del lodo acumulado. El objeto de estas lagunas es retener la mayor carga orgánica posible y, al involucrar en sus procesos a la digestión anaerobias pueden ser utilizadas para el tratamiento de efluentes industriales (Lopera, 2018)

Son poco empleadas debido a los gases odorantes relacionados a su operación y procesos biológicos involucrados, pues hay producción de H_2S , NH_3 , CH_4 , CO_2 y otros. En las lagunas anaerobias las partículas coloidales están bajo coalescencia (unión de partículas coloidales suspendidas) formando lodos que aceleran la remoción de la DBO y DQO por adsorción (SEMARNAT, 2010) Es una construcción profunda con volumen y tiempo de retención aproximada de 5 días y con profundidades entre 2.5 a 5.0 m para permitir la sedimentación

de sólidos, estos forman un lodo en el fondo el cual es digerido de forma anaeróbica o en ausencia de oxígeno. Debido a los procesos anaerobios en su interior, se recomienda que los taludes se construyan de tal manera que se tenga un borde libre suficiente que proteja a la superficie de la acción del viento, el objetivo es reducir la aireación del agua. Sin embargo, la aparición de burbujas en su superficie es normal pues corresponden al metano desprendido de los lodos del interior de la laguna (Lopera, 2018)

El efluente de las lagunas anaerobias es de color amarillento, rosados a café oscuro y como tratamiento posterior a este sistema se recomiendan lagunas facultativas para pulir y oxigenar el efluente. Aproximadamente entre el 20 al 30 % de la DBO en el afluente es transformada en lodo (SEMARNAT, 2010)

La figura 4 presenta un esquema típico de las lagunas anaerobias.

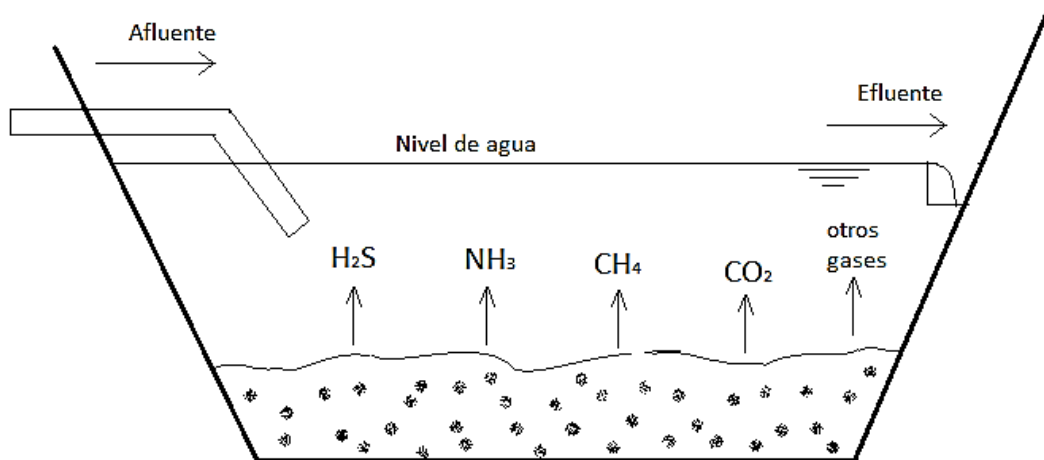


Figura 4: Esquema típico de una laguna anaerobia. (Fuente: Elaboración propia, 2020)

b) Tanque séptico

El tanque séptico es una unidad de tratamiento que puede ser instalada in situ, desempeña las funciones múltiples de sedimentación y de remoción de materiales flotantes, además de comportarse como digester de baja carga, sin mezcla y sin calentamiento. Los tanques sépticos fueron concebidos alrededor del año 1860, a partir de los trabajos pioneros de Mouras, en Francia. Aún son ampliamente utilizados en todo el mundo, constituyéndose en una de las principales alternativas para el tratamiento primario de aguas servidas de residencias y pequeñas áreas no atendidas por redes de alcantarillado (Von Sperling & De Lemos Chernicharo, 2007)

Las aguas residuales se tratan en ausencia de oxígeno (ambiente anaerobio), ocurriendo la formación de una biomasa anaerobia (lodo anaerobio) y formación del biogás, que se compone principalmente de metano, dióxido de carbono, entre otros. Sus principales funciones son: retener los desechos domésticos y/o industriales por un período determinado, permitir la sedimentación de los sólidos, la descomposición de la parte orgánica y retención de aceites y grasas. Se construyen en cámaras simples o divididas en compartimentos verticales. Pueden tener forma rectangular o cilíndrica, y están dotados de aberturas para la entrada de las aguas residuales crudas y salida del efluente tratado (Oliveira, 2005)

La producción de gases en los tanques sépticos convencionales es de aproximadamente 50 % de conversión de la DQO a metano para tiempos de retención hasta 3 días (Elmitwalli, 2013); no es recomendable la instalación de un sistema de tratamiento de gases odorantes, esto incrementaría los costos de operación del sistema dejando de ser sostenible dado que los tanques sépticos son instalados, generalmente, en el ámbito rural del país.

La figura 5 muestra el esquema de un tanque séptico convencional de cámara única.

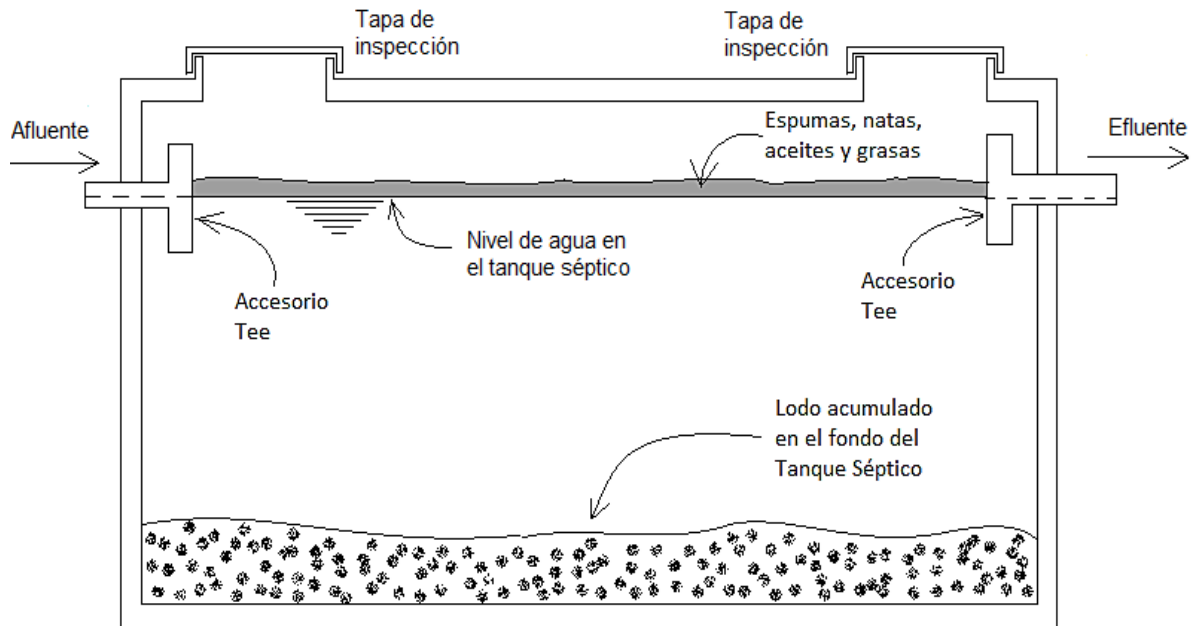


Figura 5: Esquema típico de un tanque séptico convencional de cámara única.
(Fuente: *Elaboración propia, 2020*)

c) Reactor anaerobio de flujo ascendente y manto de lodos

El proceso consiste en un flujo ascendente de aguas residuales a través de un lecho de lodo denso y de alta actividad. El perfil de sólidos en el reactor varía desde un lodo muy denso y con partículas granulares de alta capacidad de sedimentación, cercanas al fondo (lecho de lodo), hasta un lodo más disperso y ligero, cercano a la parte superior del reactor (Von Sperling & De Lemos Chernicharo, 2007)

La estabilización de la materia orgánica ocurre en todas las zonas de reacción (lecho y manto de lodo), la mezcla del sistema es producida por el flujo ascensional del agua residual y de las burbujas de gas. El agua residual entra por el fondo y el efluente abandona el reactor, a través de un decantador interno localizado en la parte superior de dicho reactor. Un dispositivo de separación de gases y sólidos, localizado debajo del decantador, garantiza las condiciones óptimas para la sedimentación de las partículas que se desprenden del manto de lodo, permitiendo que estas regresen a la cámara de digestión,

en vez de ser arrastradas hacia afuera del sistema. Aunque parte de las partículas menos densas se pierdan con el efluente, se proporciona un tiempo medio de residencia de sólidos en el reactor lo suficientemente alto para mantener el crecimiento de una masa densa de microorganismos formadores de metano, a pesar del reducido tiempo de retención hidráulico (Von Sperling & De Lemos Chernicharo, 2007)

La incorporación de una etapa anaerobia en una PTAR, como un reactor UASB, reduce los requerimientos de superficie de todo un sistema de tratamiento. El resultado final es una planta de tratamiento que es más pequeña, más fácil de operar que un sistema aeróbico convencional, requiere menos insumos, produce energía y subproductos que pueden ser reutilizados (Seghezzo & Fernández, 2015). Sin embargo, para cumplir con la normatividad vigente, es necesario hacer control de olores de los gases odorantes provenientes del proceso (Orozco, 2005)

El esquema de un reactor UASB se muestra en la figura 6.

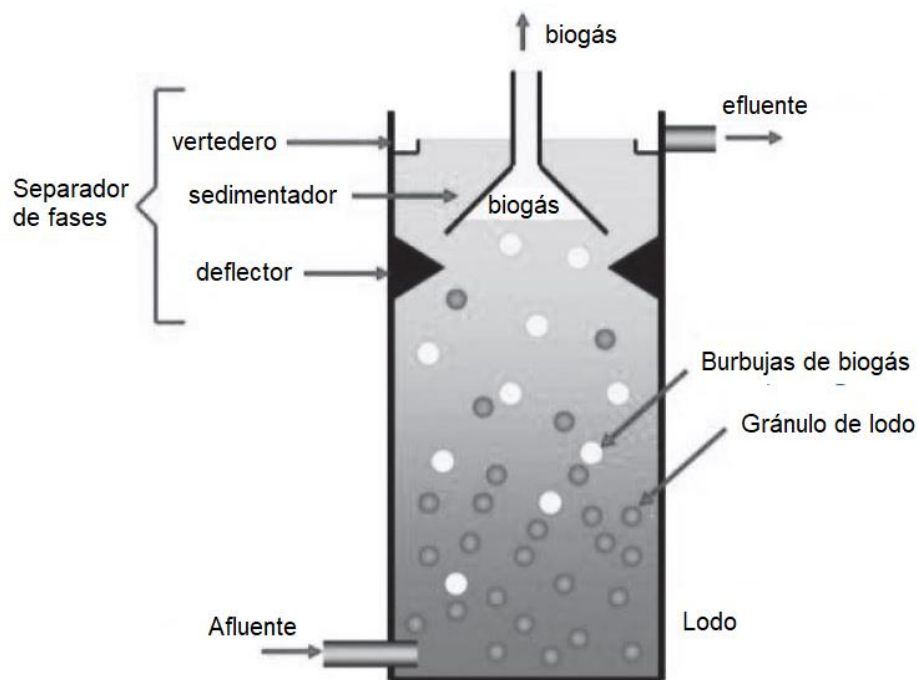


Figura 6: Diagrama esquemático de un reactor UASB. (Fuente: Seghezzo & Fernández, 2015)

d) Reactor UASB modificado o UASB tipo tanque séptico

Los reactores UASB modificados se han concebido con el objetivo de brindar una alternativa respecto a los tanques sépticos convencionales. En los reactores UASB modificados el flujo es de tipo vertical ascendente asegurando que el afluente entre en contacto con un lodo biológico para una mejor degradación de la materia orgánica, a diferencia de los tanques séptico convencionales en donde el flujo es de tipo horizontal y existe un contacto ineficiente entre el lodo del fondo y el agua residual cruda.

Una de las mayores ventajas de los reactores UASB modificados es que tienen un sistema de recolección de biogás producido por los procesos que ocurren en el lodo biológico, la recolección se realiza mediante el separador sólido, líquido, gas que también es utilizado en los reactores UASB.

Está diseñado para la acumulación y estabilización de sólidos en el decantador interno al igual que los reactores UASB, además podría ser una tecnología apropiada para ser aplicada en el ámbito rural debido a que es común utilizar, en aquellos lugares, los tanques sépticos convencionales (Kujawa, Fernandes, Visser & Zeeman, 2005). En la siguiente figura se muestra el esquema de un reactor UASB modificado.

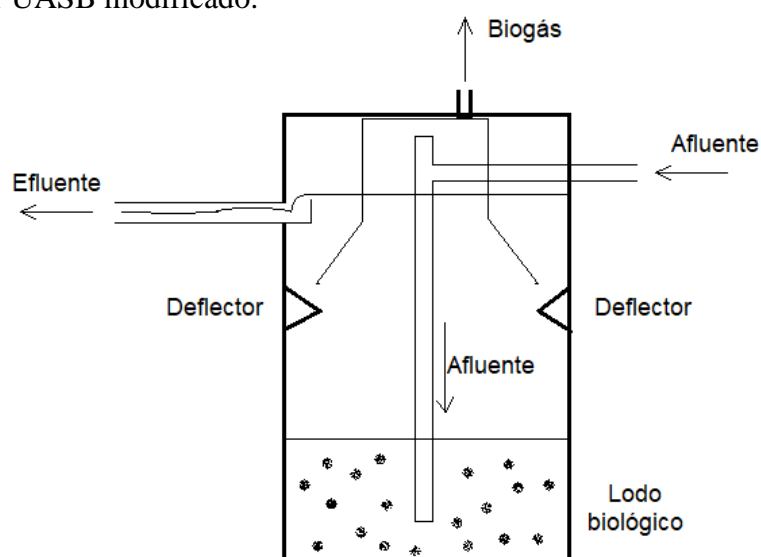


Figura 7: Diagrama esquemático de un reactor UASB modificado. (Fuente: Adaptado de Loustarinen, 2005)

El reactor UASB modificado toma la ventaja hidráulica que nos brinda un reactor UASB por lo que en la zona de decantación se puede remover material que haya atravesado el manto de lodos o cualquier partícula presente en el agua, además de la captura de burbujas de biogás tal como se puede apreciar en la figura 8.

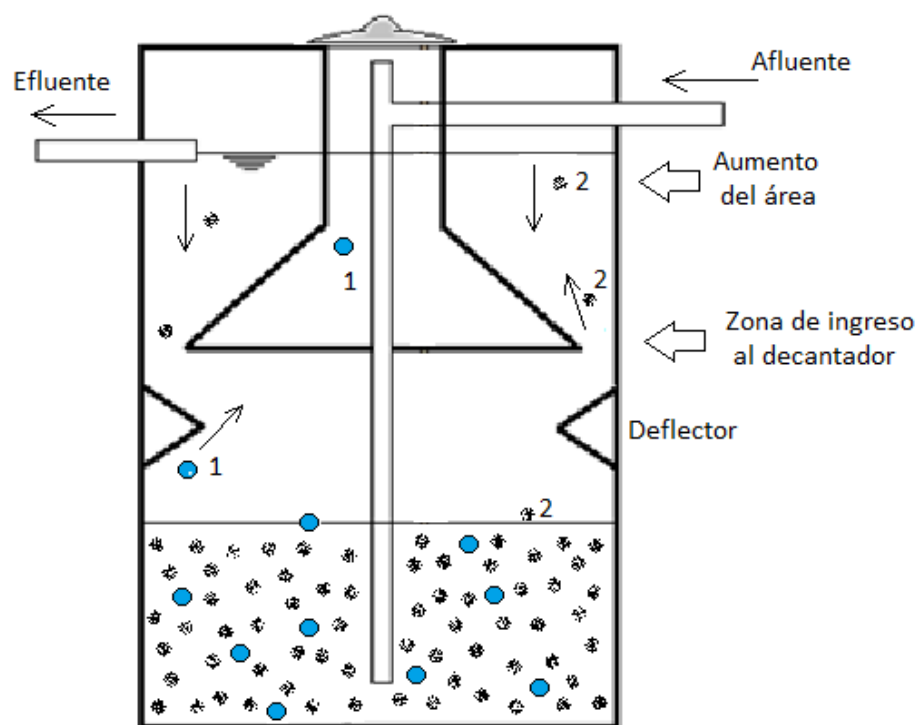


Figura 8: Diagrama esquemático de la hidráulica de los reactores UASB y UASB modificados. (Fuente: Propia, 2020)

En la figura 8 se presenta un reactor UASB modificado donde se muestra una burbuja de biogás (representado con el número 1) y alguna partícula presente en el interior del reactor (representado con el número 2).

El deflector direcciona a las burbujas de biogás hacia el centro del reactor en donde se encuentra ubicada la zona de captación del biogás, sin embargo, en caso de que alguna agitación en el reactor a causa de cambios bruscos de caudal o alguna agitación externa del lodo, las burbujas de gas saldrían hacia la zona de decantación perdiéndose en el ambiente, mientras que las partículas pueden ser separadas por su propio peso específico, esto debido a que en el

ingreso al decantador se encuentra una zona estrecha que aumentaría la velocidad de flujo en este punto, sin embargo, el área superficial del decantador aumenta a medida que la partícula asciende, este aumento de área provoca un descenso en la velocidad de la partícula lo que causa su suspensión y retención en el interior del reactor.

2.6. Balance de la DQO

El proceso de tratamiento anaerobio requiere monitorear en especial el parámetro de la DQO, pues en los reactores anaerobios no existe destrucción de la DQO, por el contrario, es una transformación. Los compuestos orgánicos complejos se convierten en productos intermedios más simples y que luego son transformados a CH_4 y CO_2 . La DQO que ingresa al sistema de tratamiento, se convierte en CH_4 y en lodo biológico, mientras que lo restante se elimina en el efluente; esto puede calcularse realizando un balance de masa de la DQO (figura 18), por lo tanto, es importante su realización para un adecuado control y operación de los sistemas anaerobios (López & Buitrón, 2017)

2.7. Base Legal

- Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para agua y disposiciones complementarias. (Decreto Supremo N° 004 – 2017 – MINAM)
- Límites Máximos Permisibles para efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas o municipales. (Decreto Supremo N° 003 – 2010 – MINAM)

CAPÍTULO III: EQUIPOS, MATERIALES Y MÉTODOS

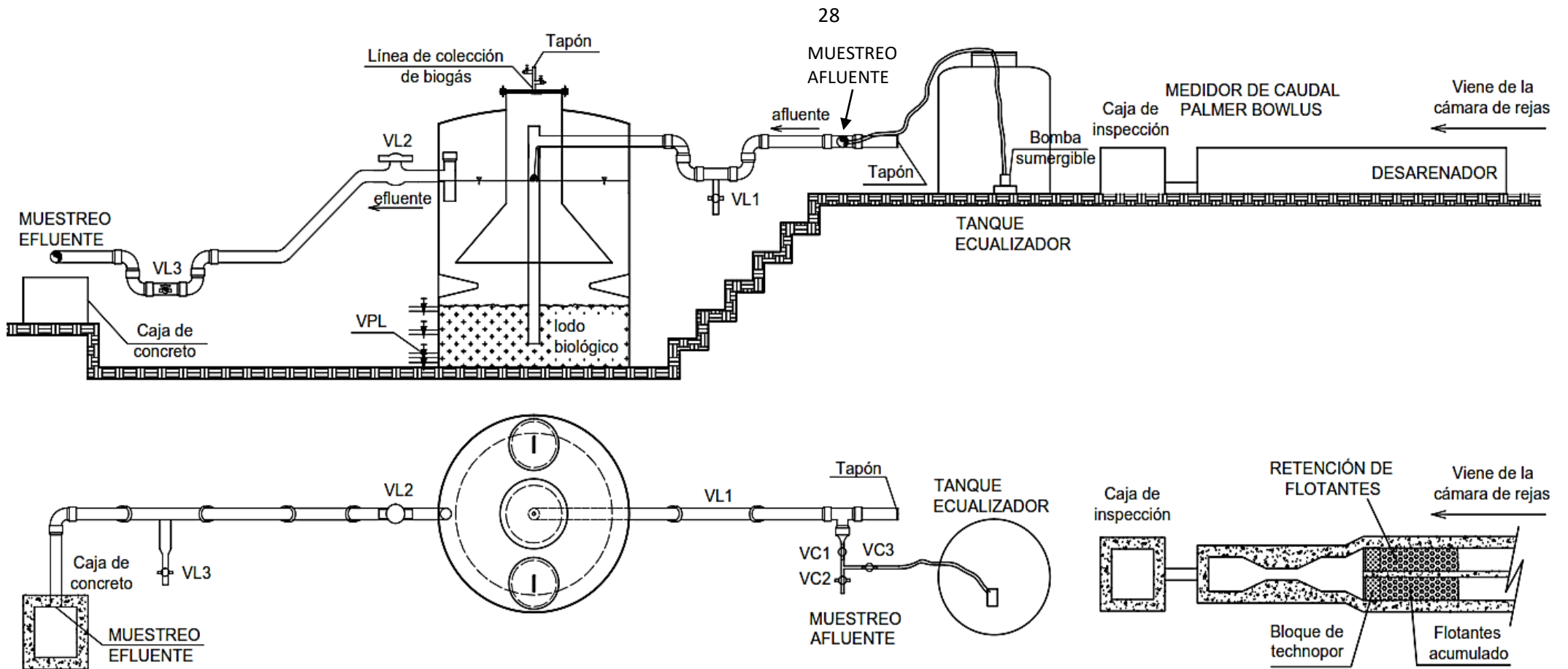
3.1. Ubicación de la investigación

La investigación se realizó en las instalaciones del CITRAR FIA – UNI ubicado en el sector “T” de la Universidad Nacional de Ingeniería. El centro de investigación cuenta con una PTAR piloto que capta el agua de la red de alcantarillado de SEDAPAL S.A. proveniente de los Asentamientos Humanos “El Ángel” y “El Milagro”.

3.2. Diseño de la investigación

El reactor UASB modificado es una estructura circular construida en Fibra de Vidrio Reforzado con Poliéster (FRP). El volumen del reactor es de 3.63 m^3 y está diseñado para tratar 0.16 L/s ($13.82 \text{ m}^3/\text{día}$) que en el ámbito rural equivaldría aproximadamente a 231 habitantes beneficiados (considerando una dotación de 60 L/hab/día), el diámetro interno es de 1.70 m y tiene una altura total de 2.10 m (altura útil = 1.60 m) con un TRH y Vas de 6.31 y 0.25 m/s , respectivamente. La figura 9 muestra el esquema del sistema de tratamiento y sus componentes:

1. Tanque de equalización: Se utilizaba para mantener operativo el sistema hasta por 2.5 horas adicionales.
2. Bomba sumergible: Se utilizaba para bombear el agua desde el tanque de equalización hasta el reactor UASB modificado
3. VC: Válvulas de control. Se utilizan para realizar la calibración de caudal durante el inicio de operación.
4. VL: Válvulas de limpieza. Se utilizaban para la hacer la limpieza de las tuberías, así como la remoción de flotantes del reactor.
5. VPL: Válvula de purga de lodo.
6. Línea de colección de biogás: Para captar el biogás producido en el reactor.
7. Sellos hidráulicos: Se encuentran ubicados en las tuberías del afluente y efluente, este sello es en forma de “U” en la ubicación de VL1 y VL3.



LEYENDA:

- VC1, VC2 y VC: Válvulas de control, usados para calibrar el caudal durante el inicio de operación. VC2 se utilizaba para la toma de muestras del afluente.
- VL1, VL2 y VL3: Válvulas de limpieza. Se utilizaban para hacer la limpieza de las tuberías, así como la remoción de flotantes del reactor.
- VPL: Válvulas de purga de lodo

Figura 9: Esquema del sistema de tratamiento mediante un reactor UASB modificado. (Fuente: Propia, 2020)

3.3. Afluente del reactor

Las aguas residuales crudas que ingresan a la PTAR del CITRAR FIA – UNI son pretratadas por rejas gruesas y fijas, luego ingresa a dos desarenadores desde donde el afluente llega a una caja repartidora de caudal. Desde esta caja se impulsa el afluente, por una bomba sumergible de 1 HP, hacia un tanque de ecualización ubicado antes del reactor UASB modificado, el ecualizador tenía la función de homogenizar el agua residual que tendría características muy cambiantes en el día.

Durante la investigación se tuvo el inconveniente de que se realizaban obras de mejoramiento de la red de alcantarillado de donde se captaban las aguas residuales hacia la PTAR del CITRAR FIA – UNI. Consecuentemente se contaba con una continuidad de afluente desde las 6:00 am hasta la 1:00 pm, aproximadamente, debido a la interrupción del servicio de agua potable de SEDAPAL S.A. en los asentamientos humanos “El Ángel” y “El Milagro”.

La interrupción del caudal afluente hizo que el reactor opere en batch debido a que se debía almacenar agua residual en un tanque ecualizador, sin embargo, el reactor pudo recuperar su operatividad hasta alcanzar las eficiencias de remoción mostradas para cada uno de los parámetros de la presente investigación, por lo que se concluye que sí es posible la operación en batch del reactor UASB modificado.

A continuación, se presenta la tabla 2 que muestra las características del afluente durante toda la etapa de investigación.

Tabla 2: Características del afluente

Nº	DÍAS DE OPERACIÓN	NÚMERO DE MUESTRAS	PARAMETRO	UNIDAD	RANGO	PROMEDIO
ARRANQUE	1 – 147	34	Turbiedad*	UNT	83.2 – 354	167 ± 63.6
		34	DQOt	mg/L	237 – 731	467 ± 117
		21	DQOcol	mg/L	4.00 – 325	87.1 ± 84.2
		21	DQOsol	mg/L	93.0 – 217	134 ± 34.0
		-	SST	mg/L	ND	ND
		147	Temperatura	°C	18.1 – 31.7	23.4 ± 3.90
ETAPA DE EVALUACIÓN	148 – 207	27	Turbiedad*	UNT	160 – 506	368 ± 91.6
		27	DQOt	mg/L	360 – 779	575 ± 105
		27	DQOcol	mg/L	66.0 – 346	214 ± 62.1
		27	DQOsol	mg/L	86.0 – 246	138 ± 45.7
		7	SST	mg/L	90.0 – 175	129 ± 27.1
		60	Temperatura	°C	20.2 – 30.1	25.3 ± 3.03

* El número de muestras considerado son los resultados de turbiedad para los días en que se realizaron análisis de la DQO total y son resultado de muestras puntuales
DQOt: DQO Total, DQOcol: DQO Coloidal, DQOsol: DQO soluble, SST: Sólidos Suspending Totales

3.4. Retención de flotantes

Durante la investigación se observó que ingresaban natas a la PTAR del CITRAR FIA – UNI por lo que se optó por acondicionar el desarenador de la PTAR para disminuir la cantidad de flotantes que ingresarían al reactor UASB modificado, el acondicionamiento consistió en colocar un bloque de poliestireno expandido sobre la superficie del agua en el desarenador, esto hacía que los flotantes queden retenidos en el desarenador. La altura de natas que quedaban retenidas era de aproximadamente 2.5 cm (fotografía 07 de los anexos)

También se encontraron problemas operativos del reactor cuando el afluente ingresaba con alto contenido inorgánico como arenillas y lodo al inicio de la operación del sistema debido a los trabajos realizados por SEDAPAL S.A., sin embargo, el reactor pudo incrementar sus eficiencias de remoción de las DQO evaluadas en la presente investigación.

En la figura 10 se aprecia el esquema del desarenador de flujo horizontal del CITRAR FIA – UNI, donde se instaló el retenedor de flotantes.

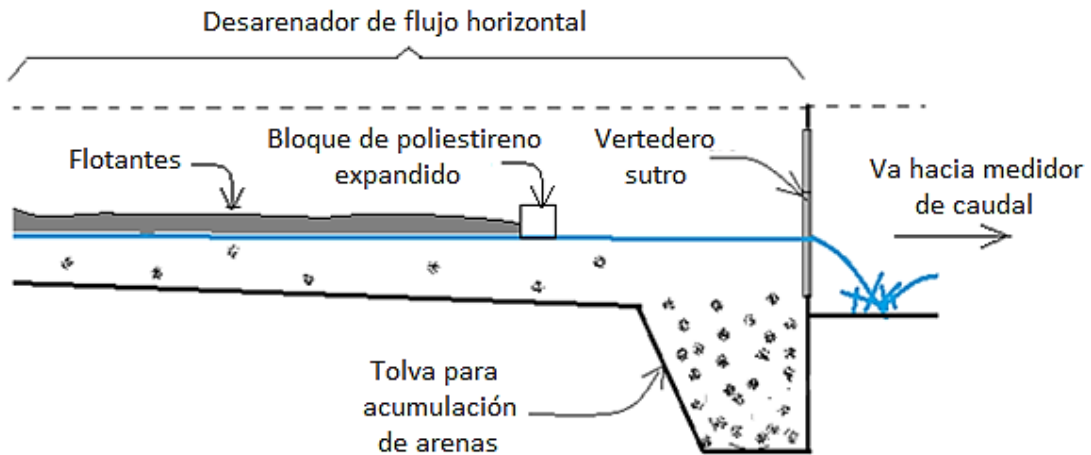


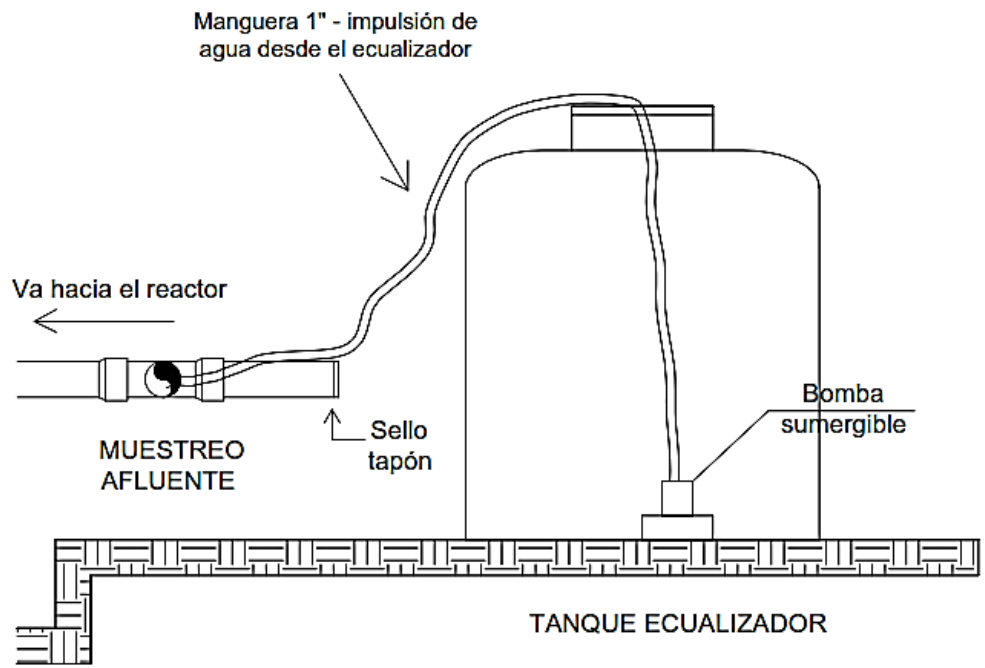
Figura 10: Esquema del desarenador y su retenedor de flotantes (Fuente: Propia, 2020)

3.5. Tanque ecualizador

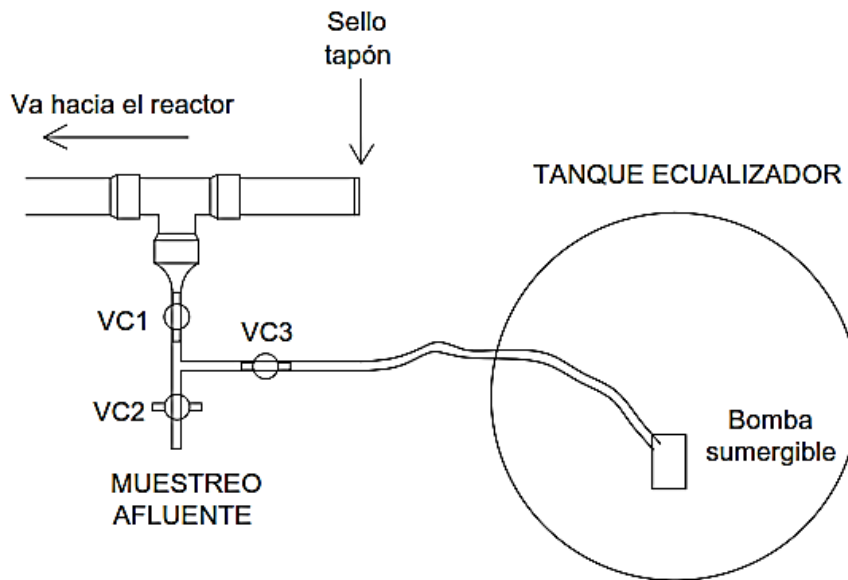
Se instaló un tanque ecualizador de 0.60 m^3 , debido a la restricción en la continuidad del afluente fue necesario almacenar agua residual para que el reactor continúe su operación aproximadamente 2.0 horas adicionales, desde la 1:00 pm hasta las 3:00 pm.

En el interior del tanque ecualizador se colocó una bomba sumergible para impulsar el agua residual hacia el reactor UASB modificado, previamente calibrando el caudal de diseño de la unidad que fue de $13.8 \text{ m}^3/\text{día}$. La bomba sumergible se colocó sobre un bloque de aproximadamente 0.10 m de altura para evitar que los sólidos sedimentables en el ecualizador afecten su funcionamiento.

En la figura 11 se muestra el esquema del tanque ecualizador, en él se observa la instalación de un sello tapón para hacer que todo el afluente bombeado se dirija hacia el reactor, también se muestran las válvulas de control VC1, VC2 y VC3 las que permitían la calibración de caudal del afluente al reactor.



a) Vista frontal



b) Vista superior

Figura 11: Diagrama esquemático del tanque equalizador. (Fuente: Propia, 2020)

3.6. Inóculo del reactor

Se inoculó lodo anaerobio proveniente del reactor UASB del CITRAR FIA – UNI². El proceso de inoculación consistió en purgar lodo del reactor UASB durante un minuto, luego de ello el lodo fue recolectado en baldes de 20 L para ser depositado en el interior del reactor UASB modificado. En total se inoculó 1.20 m³. Lo inoculado fue suficiente para que el lodo llegue hasta una altura de 0.50 m medido desde el fondo del reactor UASB modificado.

3.7. Parámetros de control

Todos los parámetros fisicoquímicos que se consideraron en la investigación se midieron en ambos puntos de monitoreo del afluente y efluente (ver figura 9). En la tabla 3 se muestran los parámetros estudiados y su metodología de análisis.

Tabla 3: Métodos de análisis de laboratorio

PARÁMETRO	METODOLOGÍA DE ANÁLISIS
pH	APHA-AWWA-WEF (2005) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21th Edition. New York, método 4500-H ⁺
Temperatura de la muestra	APHA-AWWA-WEF (2005) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21th Edition, método 2550
Turbiedad	APHA-AWWA-WEF (2005) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21th Edition, método 2130B
DQO total (DQO tot)	APHA, AWWA, WEF (1998) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th Edition, método 5220B
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	APHA-AWWA-WEF (2005) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21th Edition, método 2540D
DQO filtrada (DQO fil)	(a)
DQO particulada (DQO part)	(b)
DQO coloidal (DQO col)	(c)
DQO soluble (DQO sol)	(d)
DQO no soluble (DQO no-sol)	(e)
Volumen de metano producido	Método AME

(a) DQOfil: Se calcula midiendo la DQO (método estándar) de muestra filtrada en papel filtro 1.5 µm
 (b) DQOpart=DQOtot–DQOfil. (c) DQOcol=DQOfil–DQOsol. (d) DQOsol: Se calcula midiendo la DQO (método estándar) de muestra filtrada en membrana 0.45 µm. (e) DQOno-sol: DQOpart+DQOcol.

Las relaciones entre las DQO son:

² El lodo se tomó a los 2.00 m contados desde el fondo del reactor

$$DQO_{total} = DQO_{particulada} + DQO_{filtrada}$$

$$DQO_{filtrada} = DQO_{coloidal} + DQO_{soluble}$$

$$DQO_{total} = DQO_{particulada} + DQO_{coloidal} + DQO_{soluble}$$

$$DQO_{total} = DQO_{no\ soluble} + DQO_{soluble}$$

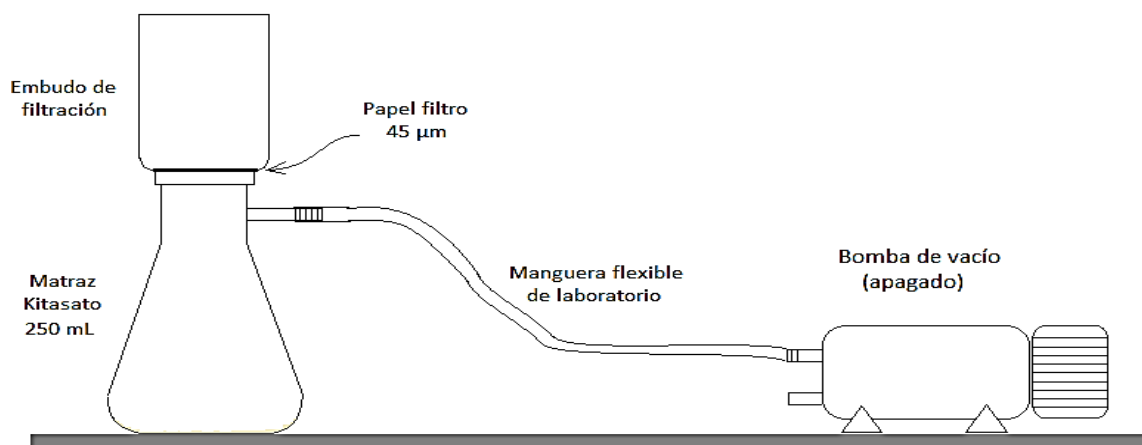
Metodología para encontrar la DQO filtrada

La DQO filtrada se debe a la presencia de compuestos orgánicos disueltos en una muestra de agua residual. La determinación de la DQO filtrada se realiza utilizando la parte de la muestra que pasa por un filtro de papel de abertura conocida (1.5 μm), de manera alternativa a la filtración, se puede proceder a la centrifugación de la muestra con una rotación de 5000 RPM, durante 5 minutos, luego de ello se determinará la DQO del agua residual filtrada siguiendo los métodos estándares (Von Sperling & De Lemos Chernicharo, 2007)

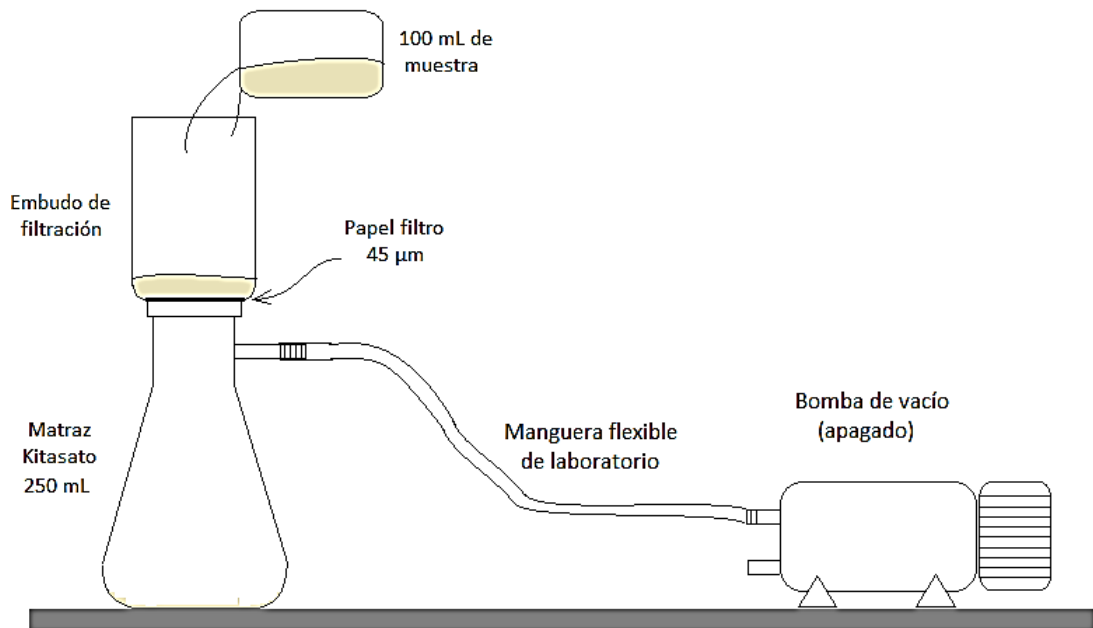
Para la determinación de la DQO filtrada se realiza el siguiente procedimiento:

- 1°) Armar el equipo de filtración como se muestra en la figura 12a
- 2°) Agregar 100 mL de muestra dentro del embudo de filtración
- 3°) Encender la bomba de vacío y esperar a que la muestra ingrese al matraz kitasato
- 4°) Realizar la prueba de DQO de la muestra recolectada en el matraz kitasato, para ello seguir el método estándar para la determinación de la DQO

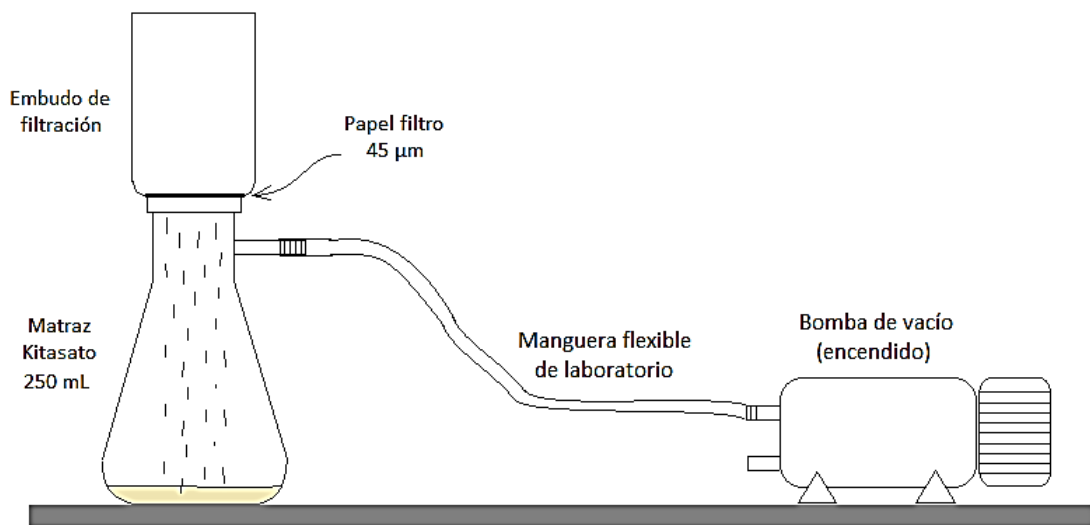
La figura 12 muestra el procedimiento de la filtración.



a) Instalación del equipo



b) Agregar 100 mL de muestra



c) Encendido del equipo

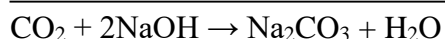
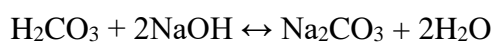
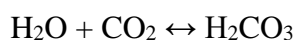
Figura 12: Esquema del procedimiento de filtración. (Fuente: Propia, 2020)

Medición del metano – Método AME

La actividad metanogénica específica se define como la capacidad máxima de producción de metano por un consorcio de microorganismos anaerobios, realizada en condiciones controladas de laboratorio (Von Sperling & De Lemos Chernicharo, 2007). Sin embargo, como no se pudo controlar la temperatura, se utilizó el factor de corrección $f(T)$ descrito en el ítem 3.10

Se utiliza un método volumétrico para la medición del metano, en el caso de la medición directa deberá “lavarse” el biogás con una solución de hidróxido de sodio (NaOH) al 15%

Cuando se hace referencia al “lavado” del biogás, significa que se provoque una absorción del CO_2 , de acuerdo con las siguientes reacciones:



La figura 13 muestra el proceso de lavado del biogás y la medición de la cantidad de metano producido por el reactor UASB modificado.

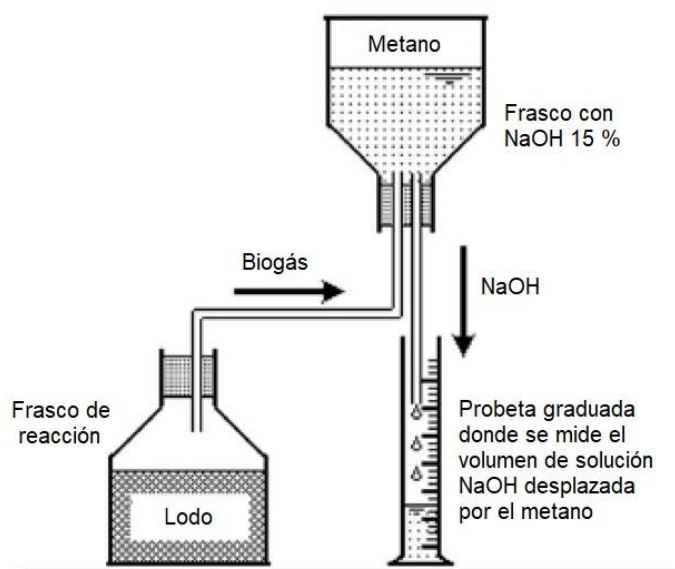


Figura 13: Esquema de la experimentación del lavado del biogás y medición del metano producido (Fuente: Adaptado de Von Sperling & De Lemos Chernicharo, 2007)

La frecuencia de los monitoreos realizados según cada parámetro de control se muestra en la siguiente tabla:

Tabla 4: Frecuencia de monitoreos

Programación de monitoreos de los parámetros de control											
Semana	1-9	10-12	13-15	16-18	19-36	35-39	40-42	43-45	46-48	49-51	52-53
pH	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
T°	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Turb.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DQOt	x	ND	x	ND	x	x	x	x	x	x	x
DQOcol	ND	ND	x	ND	x	x	x	x	x	x	x
DQOsol	ND	ND	x	ND	x	x	x	x	x	x	x
SST	ND	ND	ND	ND	ND	x	x	x	ND	x	x
CH ₄	ND	ND	ND	x	x	x	x	x	x	x	x

Fuente: Propia

ND: No Determinado, x: Sí se hicieron monitoreos

3.8. Etapas de estudio

La tabla 5 muestra las etapas de estudio en la investigación, las mismas que fueron: 1) etapa de arranque y 2) etapa de evaluación del sistema.

Tabla 5: Etapas de estudio

ETAPA	DÍAS DE OPERACIÓN
ARRANQUE	1 – 147
EVALUACIÓN DEL SISTEMA	148 – 207

Fuente: Propia

Según la tabla 5, el periodo de arranque culmina después de 147 de iniciado la operación del reactor biológico, en este día 147 se ha realizado el monitoreo 34 de las DQO.

De acuerdo a esta consideración de los días de operación y su correspondiente número de monitoreo se realiza la descripción de las condiciones operativas del reactor según lo mostrado en la tabla 4. En ella se describe las principales variaciones de operación en caudal debido a las restricciones por el abastecimiento de agua residual de la red de SEDAPAL S.A hacia la PTAR del CITRAR FIA – UNI.

La tabla 6 muestra el resumen de la operación del reactor UASB modificado, en ella se describen las etapas más importantes de todo el desarrollo de la investigación.

Tabla 6: Resumen de la operación del sistema

DÍAS DE OPERACIÓN		N° DE	DESCRIPCIÓN
INICIO	FINAL	DÍAS	
Día 1	Día 1	1	Se realiza la inoculación del lodo biológico
Día 56	Día 207	152	Se instala el ecualizador. Operó desde las 08:30am hasta las 3:30pm
Día 1	Día 147	147	Periodo de arranque
Día 148	Día 207	60	Evaluación del sistema

Fuente: Propia

3.9. Calibración de caudal

La calibración del caudal fue importante porque permite que el reactor UASB modificado opere siempre con las mismas condiciones hidráulicas, esto es, la misma velocidad de ascenso y el mismo tiempo de retención.

En la figura 11b se tiene el esquema de las Válvulas de Control (VC) con las que se realizó la calibración, la misma que se repetía a las 8:30 am y 11:30 am todos los días de operación del reactor.

- Abriendo al 100 % VC1 y VC3, cerrando VC2 se pone en funcionamiento a la bomba sumergible.
- Se abre al 100 % VC2 y luego se cierra VC1.
- Manteniendo abierto al 100 % VC2 y VC3 se utiliza una jarra de 3 L y un cronómetro para calcular 25 segundos de llenado. Para ello se va cerrando VC3 hasta llenar los 3 L en 25 segundos, lo que equivale a 0.12 L/s
- Luego de que se tiene el caudal requerido, se abre completamente VC1 y se procede a cerrar VC2, mientras que VC3 se mantiene con la apertura que se utilizó para alcanzar los 0.12 L/s

3.10. Medición del metano

Según la metodología descrita para la medición del metano en el ítem 3.6, se ha instalado directamente, en el reactor, el tanque de Mariotte (figura 14) para el lavado de biogás y medición del volumen de metano (figura 15)

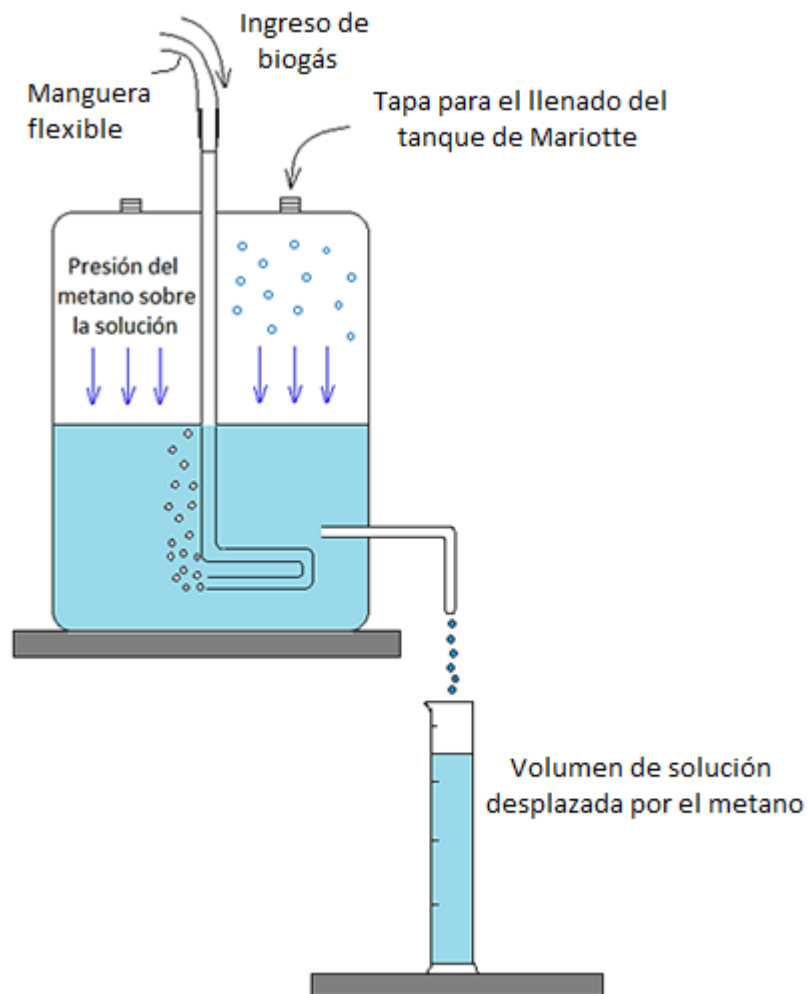


Figura 14: Esquema de la operación de un tanque de Mariotte (Fuente: Propia, 2020)

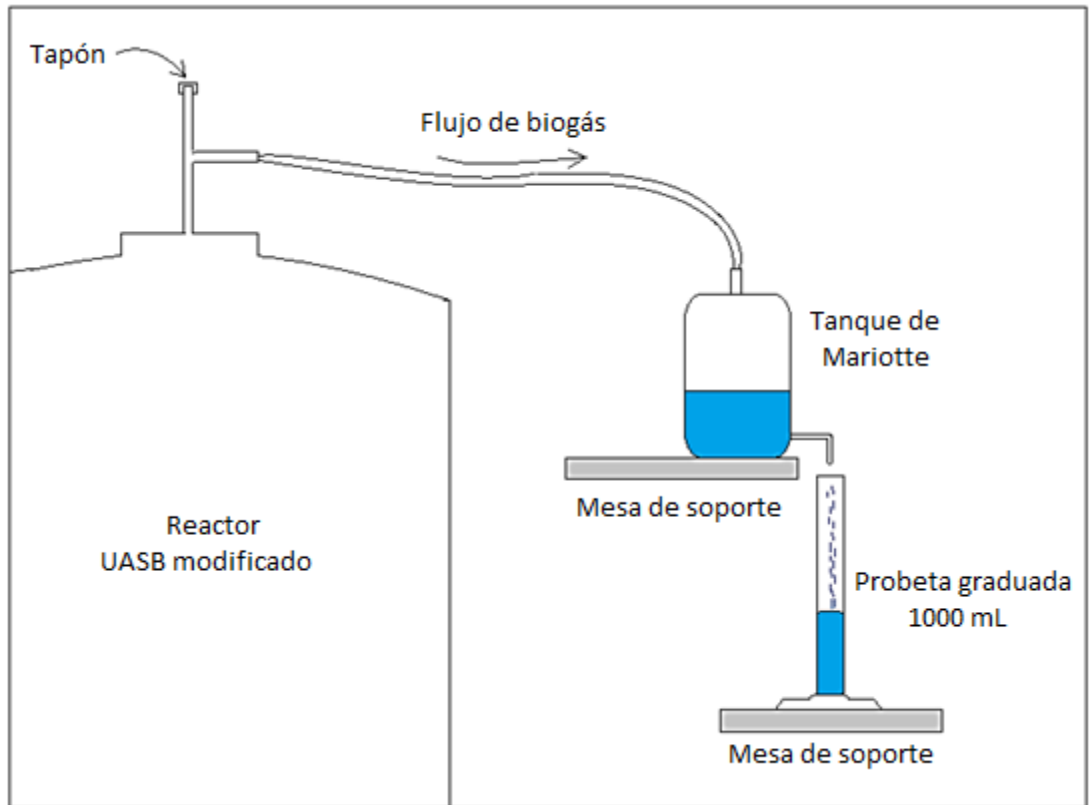
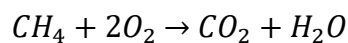


Figura 15: Esquema del sistema de medición de metano (Fuente: Propia, 2020)

Para las mediciones de metano, se tiene que un mol de metano requiere dos moles de oxígeno para su completa oxidación a CO_2 y H_2O , por tanto, por cada 16 g de CH_4 producido y removido de la fase líquida corresponde la remoción de 64 g de DQO del afluente. En condiciones normales de temperatura y presión, corresponde a 350 mL de CH_4 por cada gramo de DQO degradada (Von Sperling & De Lemos Chernicharo, 2007). La ecuación química que la gobierna es:



Moles: 1 2 1 1

Por peso molecular: 16g 64g 44g 18g

La expresión general que determina la producción teórica de metano por gramo de DQO removida del agua residual es: (Von Sperling & De Lemos Chernicharo, 2007)

$$Q_{CH_4} = \frac{DQO_{CH_4}}{f(T)}$$

Donde:

Q_{CH_4} : Producción volumétrica de metano (m³/día)

DQO_{CH_4} : Carga de DQO removida en el reactor y convertida en metano (g.DQO)

$f(T)$: Factor de corrección para la temperatura operacional del reactor (KgDQO/m³)

El factor de corrección $f(T)$ se calcula de la siguiente manera:

$$f(T) = \frac{P \cdot K_{DQO}}{R(273 + T)}$$

Donde:

P : Presión atmosférica (se asumió una $P_{atm} = 1 \text{ atm}$)

K_{DQO} : DQO correspondiente a una mol de CH_4 (64 g.DQO/mol)

R : Constante de los gases (0.08206 atm.L/mol.K)

T : Temperatura operacional del reactor (°C)

3.11. Mantenimiento del reactor

El mantenimiento del reactor consistió en realizar la limpieza de las natas y acumuladas en la zona de sedimentación del reactor, esto se realizaba una vez a la semana. En el inicio de la operación no estaba clara la forma en que se podría realizar la operación y mantenimiento del reactor.

Una de las primeras evidencias de una mejora en la calidad de agua en el efluente es el construir un homogenizador de lodo mediante una barra y una placa de PVC, para evitar los cortocircuitos y/o espacios muertos en el reactor; este homogenizador consistió en una barra con una placa de PVC de 0.20 x 0.10 m (figura 16) para realizar la agitación manual del lodo biológico del fondo del reactor y así evitar que en el interior existan espacios muertos debido a la formación de burbujas de biogás, esto también permitía que se tomaran mediciones de CH₄ más representativas, la actividad se realizaba a diario.

La siguiente figura muestra el esquema del procedimiento de agitación del lodo.

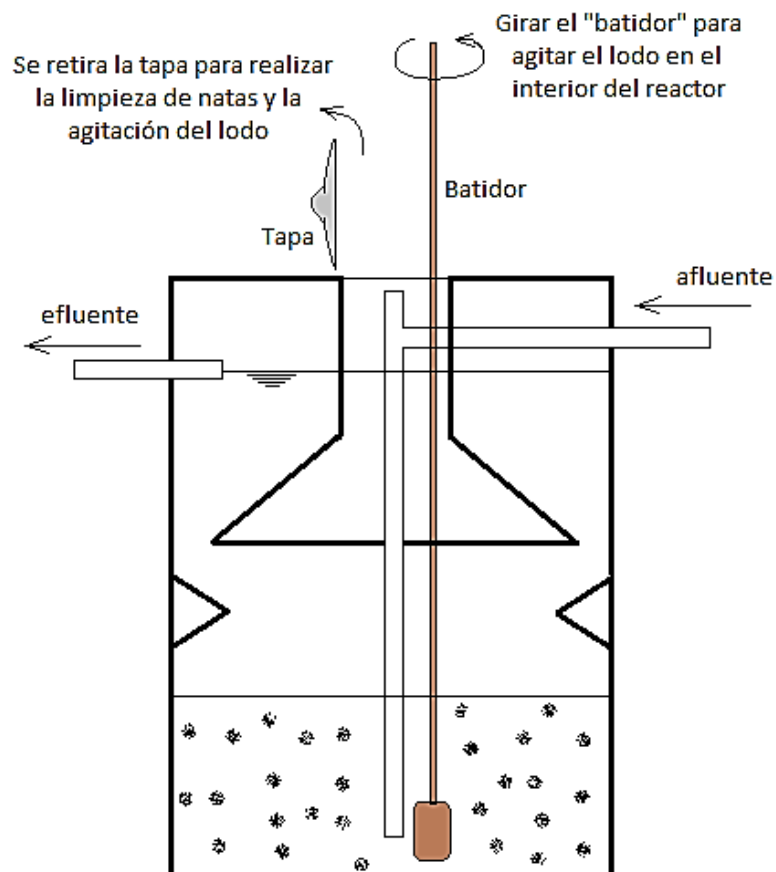
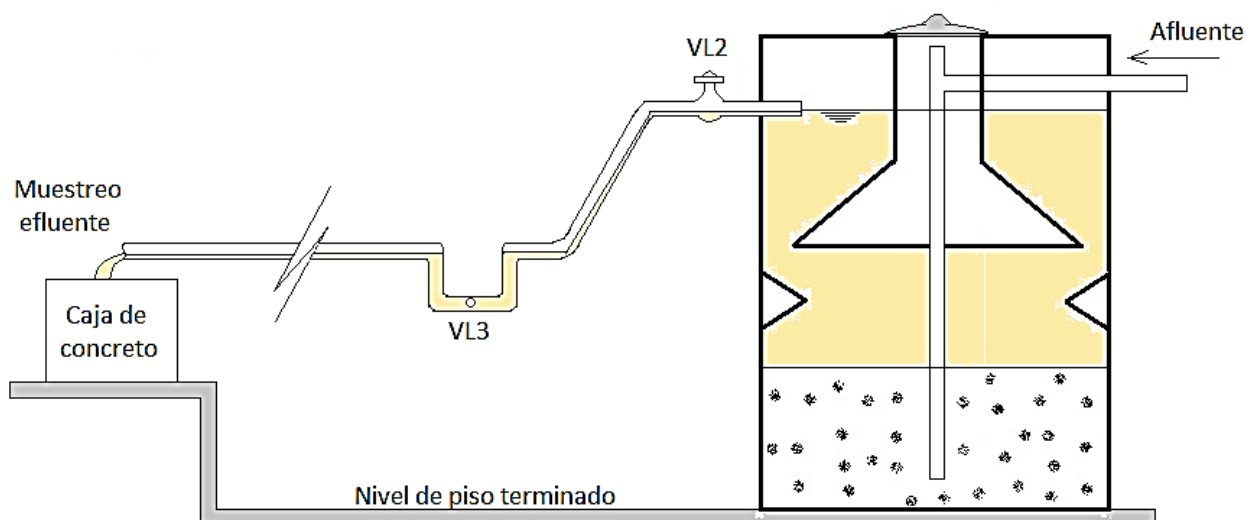


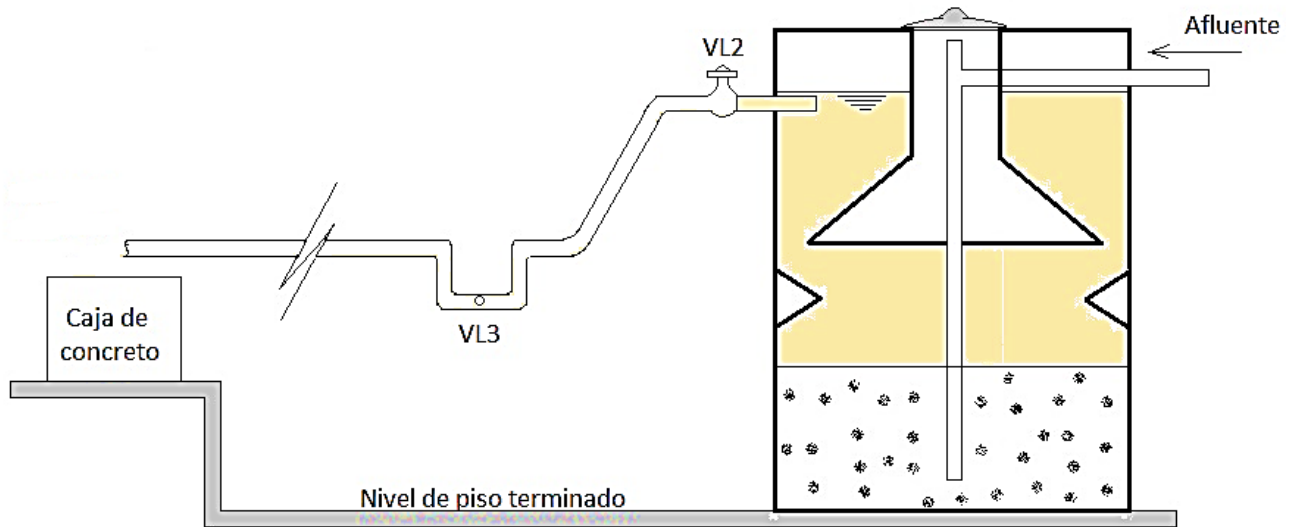
Figura 16: Esquema del procedimiento de agitación del lodo (Fuente: Propia, 2020)

Otro proceso de mantenimiento diario era la limpieza de la tubería de salida, para ello se cerraba la válvula VL2 por aproximadamente 3 minutos mientras que se hacía ingresar afluente al tanque, esto hacía que haya un embalse de unos 5 cm en el nivel de agua del tanque (figura 17-b); luego se abre la válvula VL2 para que el efecto de arrastre o tensión tractiva limpie el tramo de tubería de salida (figura 17-c). Por último, se abren VL1 y VL3 (ubicados en los sellos hidráulicos) debido a que en estas zonas se acumulan sólidos sedimentables o cualquier tipo de arenillas que pudo pasar la etapa del desarenado en la PTAR.

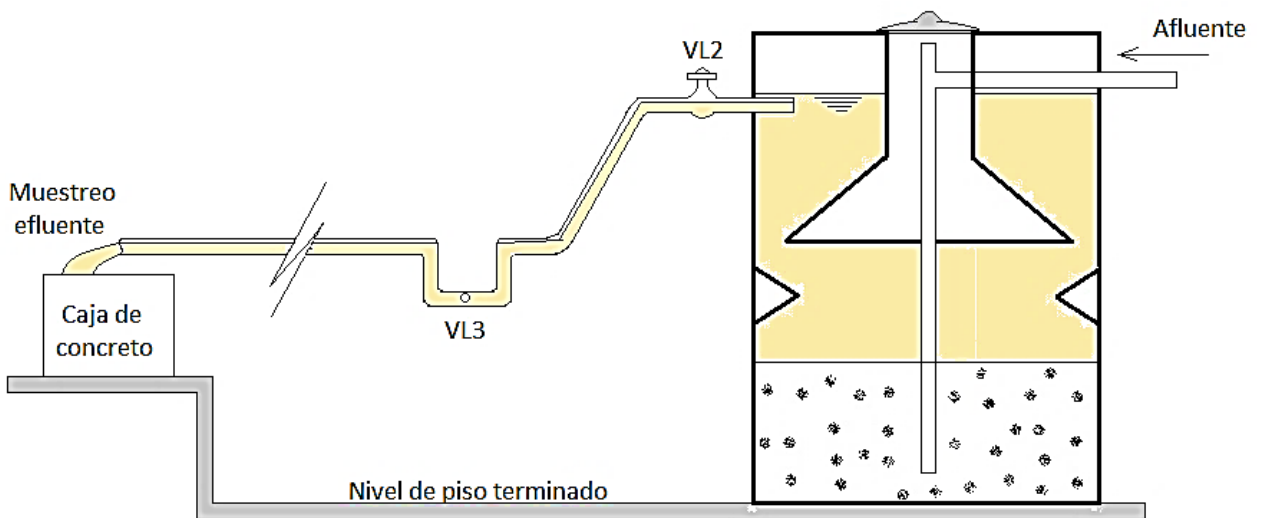
En la figura 17-a se observa el esquema del nivel de agua en el reactor y tubería durante la operación normal del sistema, pues al mantener un caudal constante el nivel de agua se mantiene también constante. La figura 17-b muestra el esquema del reactor luego de cerrar la válvula VL2. La figura 17-c muestra el esquema cuando el nivel de agua en el reactor sube debido a que se cerró la válvula VL2



a) Nivel de agua durante la operación normal del reactor



b) Nivel de agua luego de cerrar la válvula VL2



c) Nivel de agua durante la limpieza de la tubería de salida

Figura 17: Esquema de la limpieza de la tubería de salida (Fuente: Propia, 2020)

Además, para obtener muestras representativas del efluente, se tuvieron buenos resultados haciendo el lavado de la tubería de salida aprovechando el embalse y la fuerza tractiva para limpiar esa tubería (figura 17-c), ello sumado a la purga de sedimentos que quedan atrapados en los sellos hidráulicos.

Es importante mencionar que los sellos hidráulicos fueron instalados para evitar el ingreso de aire al reactor, así como la emanación de gases odorantes del mismo, esto con el objetivo de captar todos los gases producidos en el interior a través de la línea de colección de biogás ubicada en la parte superior de la tapa central del reactor.

3.12. Balance de la DQO

Se realizó según el siguiente esquema, donde la DQO afluyente es la cantidad en kilogramos de DQO que ingresa al sistema por unidad de tiempo y es el resultado del producto de la concentración de la DQO con el caudal promedio y el número de días de evaluación.

La figura 18 muestra la esquematización del balance de la DQO en un reactor anaerobio.

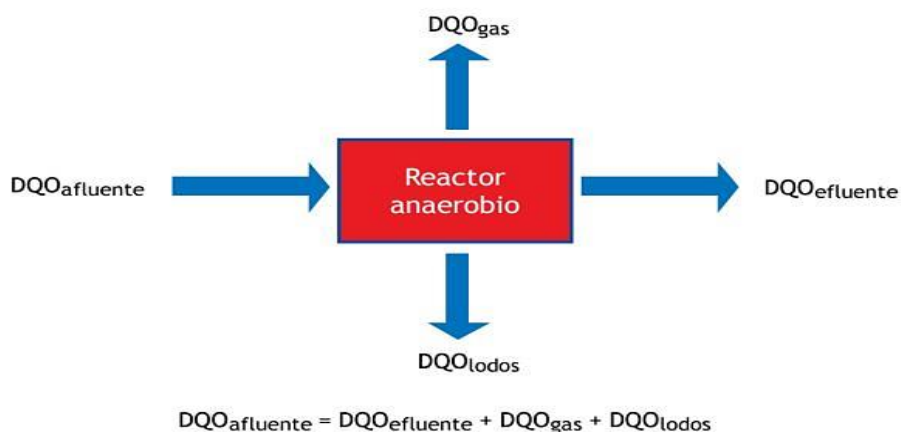


Figura 18: Balance de la DQO en un reactor anaerobio (Fuente: López & Buitrón, 2017)

Como en la investigación se realizó la inoculación de lodo del reactor UASB del CITRAR FIA – UNI, la ecuación a utilizar según Graaff y Temmink, et al (2010), es:

$$DQO_{\text{afluente}} = DQO_{\text{efluente}} + DQO_{\text{CH}_4} + DQO_{\text{lodo}}$$

Cálculo de la DQO_{afluente} :

$$DQO_{\text{afluente}} = DQO_{\text{promedio del afluente}} * Q_{\text{promedio}} * N^{\circ} \text{ de días evaluados}$$

Cálculo de la DQO_{efluente} :

$$DQO_{\text{efluente}} = DQO_{\text{promedio del efluente}} * Q_{\text{promedio}} * N^{\circ} \text{ de días evaluados}$$

Cálculo de la DQO_{CH_4}

Se debe tener en cuenta el metano disuelto y el gas obtenido según mediciones realizadas.

- DQO del metano disuelto

Al tratarse de un gas disuelto, la solubilidad del metano dependerá de la constante de Henry, de la presión parcial del metano en el gas y de la presión total, el valor de la constante de Henry para el CH_4 según su temperatura en el agua se muestra en la siguiente tabla:

Tabla 7: Constantes de la Ley de Henry para el CH_4 disuelto en agua

Temperatura (°C)	H (atm.L/frac.mol)	Temperatura (°C)	H (atm.L/frac.mol)
0	22400	30	52000
10	29700	40	57700
20	37600	50	62600

La ley de Henry se expresa por: $p = H * X$

Donde:

p: Presión parcial de metano en la fase gaseosa

H: Constante de Henry

X: Fracción molar de metano en el agua

Se considerará que el 50 % del volumen del biogás corresponde al metano por lo que la presión parcial del metano (p) será el 50 % de la P_{atm} (0.9882 atm).

Para la temperatura promedio en donde se hicieron mediciones del metano fue de 25.3 °C, para esta temperatura $H = 46637.14 \text{ atm.L/frac.mol}$, por lo que $X = 1.23 \cdot 10^{-5}$

Como 1 L de agua contiene 55.6 moles de H_2O , entonces la cantidad de moles de CH_4 por litro de agua (Y) será:

$$X = \frac{\text{moles } CH_4}{\text{moles } CH_4 + \text{moles } H_2O}$$

$$X = \frac{Y}{Y + 55.6}$$

Despejando Y:

$$Y = \frac{55.6X}{1 - X} = \frac{55.6 * 1.23 * 10^{-5}}{1 - 1.23 * 10^{-5}} = 6.84 * 10^{-4}$$

La DQO del metano disuelto, en gDQO se calculará mediante la siguiente expresión:

$$CH_4 \text{ disuelto (gDQO)} = \left[\frac{Y \cdot 64 \text{gDQO}}{\text{mol } CH_4} \right] \cdot Q \left(\frac{m^3}{\text{día}} \right) \cdot 1000 \cdot \text{N}^\circ \text{de días evaluados}$$

De donde:

$$CH_4 \text{ disuelto (gDQO)} = 18152.49 \text{ gDQO}$$

- DQO del metano gas obtenido en las mediciones

Los resultados se muestran en la tabla N° 13

3.13. Detalle de materiales utilizados en el reactor UASB modificado

En la tabla 8 se muestran los materiales y equipos utilizados en la presente investigación

Tabla 8: Equipos y materiales utilizados en la investigación

Descripción	Cantidad	Unidad
Reactor biológico		
Reactor biológico fabricado en Fibra de Vidrio Reforzado con Poliéster	1	Und.
Materiales de laboratorio		
Frascos de vidrio	4	Und.
Vaso de precipitado x 500 mL	2	Und.
Vaso de precipitado x 50 mL	4	Und.
Flexómetro x 3.00m	1	Und.
Bolsas metálicas x 20L	6	Und.
Kitasato x 1000 mL	3	Und.
Filtro de fibra de vidrio	4	Cajas.
Filtro de membrana	2	Cajas.
Capsula de porcelana	10	Und.
Pinza mediana	2	Und.
Pinza pequeña	2	Und.
Pipeta x 10 mL	8	Und.
Propipeta	2	Und.
Gradilla	2	Und.
Probeta x 50 ml	2	Und.
Jarra de plástico	1	Und.
Balde x 20 L	1	Und.
Probeta x 100m ml	1	Und.
Cronómetro digital	1	Und.
Piceta	1	Und.
Guantes de lates	20	Cajas.
Frascos de alcohol x 1 L	10	Und.
Mascarillas de laboratorio	10	Cajas.

Fuente: Propia

Tabla 8: Equipos y materiales utilizados en la investigación (continuación)

Descripción	Cantidad	Unidad
Reactivos de laboratorio		
Viales para DQO HR (20 – 1500 mg/L)	4	Cajas
Hidróxido de sodio (frasco x 250 g)	1	Frasco
Azul de bromotimol (frasco x 100 mL)	1	Frasco
Equipos		
pH – metro	1	Und.
Termómetro digital	1	Und.
Turbidímetro	1	Und.
Digestor	1	Und.
Colorímetro	1	Und.
Bomba de vacío	1	Und.
Balanza electrónica	1	Und.
Bomba sumergible 1 HP	1	Und.

Fuente: Propia

CAPÍTULO IV: RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Etapa de arranque

Los principales parámetros de control para la determinación del fin del periodo de arranque fueron la eficiencia de remoción de la turbiedad y la DQO total, donde se obtuvieron $33 \pm 21\%$ y $31 \pm 12\%$, respectivamente (figura N° 22)

Etapa de evaluación del sistema

Los resultados son producto de la operación de 50 semanas. Las eficiencias de remoción alcanzadas de acuerdo a los parámetros de control que definen el fin de la etapa de arranque e inicio de la etapa de evaluación fueron de 78 ± 6 y $50 \pm 5 \%$ para la turbiedad y la DQO total, respectivamente.

Las temperaturas del agua residual afluyente mínima y máxima, fueron de 18.1 y 31.7 °C. Las mediciones de pH para toda la duración de la investigación son los mostrados en la tabla 9 y figura 19

Tabla 9: Resultados de pH según horarios de monitoreo

	N° de muestras (n)	10:00 am		12:00 pm		2:00 pm		4:00 pm	
		Afluyente	Efluente	Afluyente	Efluente	Afluyente	Efluente	Afluyente	Efluente
P.Hor	207	7.30±0.37	6.68±0.32	7.32±0.38	6.73±0.27	7.35±0.49	6.87±0.31	7.58±0.51	6.94±0.22
Máx.		8.94	7.90	8.94	7.71	8.48	7.92	8.93	7.28
Mín.		6.32	6.02	6.17	6.17	6.36	6.32	6.47	6.37

P. Hor: Promedio horario, Máx: Valor máximo, Mín: Valor mínimo

Fuente: Propia

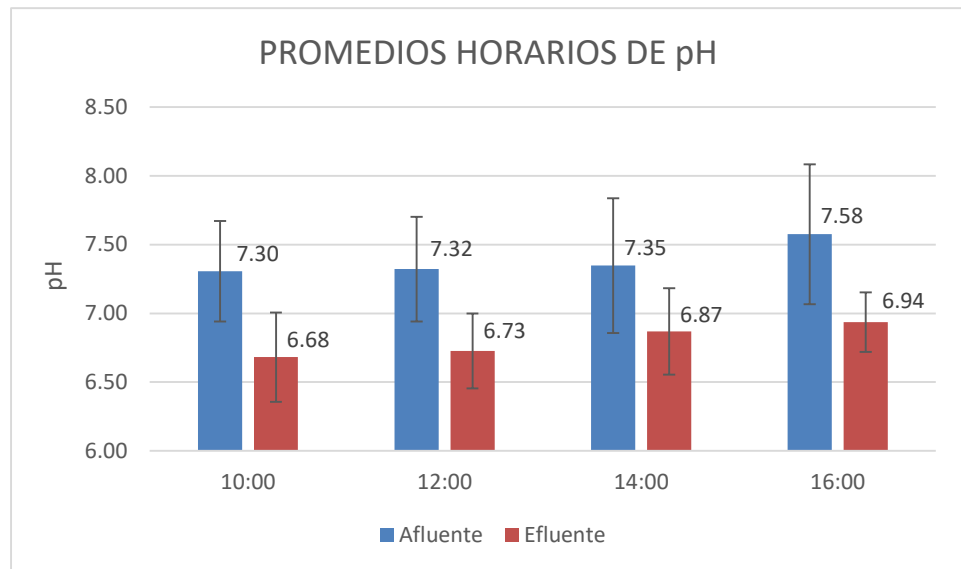


Figura 19: Promedios de pH en el afluente e efluente. (Fuente: Propia, 2020)

Los valores promedio de pH mostrados en la tabla N° 9 se encuentran en el rango óptimo de 6.0 a 8.0 (Von Sperling & De Lemos Chernicharo, 2006). Además, se observa que el pH en el efluente siempre tiende a ser menor en un promedio aproximado de 0.58 unidades, resultados similares fueron encontrados por Al – Shayah y Mahmoud (2008). Según Márquez y Martínez (2011), para sustratos solubles y de fácil degradación, las reacciones acidogénicas se producen con mayor velocidad y pueden incrementar las concentraciones de AGV e hidrógeno, además de la variación constante en la calidad de las aguas residuales en el afluente, esto traería como consecuencia la disminución del pH.

Las características del agua residual que ingresaba al reactor biológico se muestran en la siguiente tabla:

Tabla 10: Características del agua residual afluyente al reactor UASB modificado

ETAPA	DÍAS DE OPERACIÓN	CRITERIO	PARAMETRO	UNIDAD	RANGO	PROMEDIO
ARRANQUE	1 – 147	Turbiedad DQO total	Turbiedad	UNT	83.2 – 354	167 ± 63.6
			DQO tot	mg/L	237 – 731	467 ± 117
			DQO col	mg/L	4.00 – 325	87.1 ± 84.2
			DQO sol	mg/L	93.0 – 217	134 ± 34.0
			SST	mg/L	ND	ND
			Temperatura	°C	18.1 – 31.7	23.4 ± 3.90
EVALUACIÓN DEL SISTEMA	148 – 207	Turbiedad DQO total	Turbiedad	UNT	160 – 506	368 ± 91.6
			DQO tot	mg/L	360 – 779	575 ± 105
			DQO col	mg/L	66.0 – 346	214 ± 62.1
			DQO sol	mg/L	86.0 – 246	138 ± 45.7
			SST	mg/L	90.0 – 175	130 ± 27.1
			Temperatura	°C	20.2 – 30.1	25.3 ± 3.03

DQOtot: DQO total, DQOcol: DQO coloidal, DQOsol: DQO soluble, SST: Sólidos Suspendedos Totales

Fuente: Propia

Las eficiencias de remoción de cada uno de los parámetros estudiados en la presente investigación se muestran en la tabla 11.

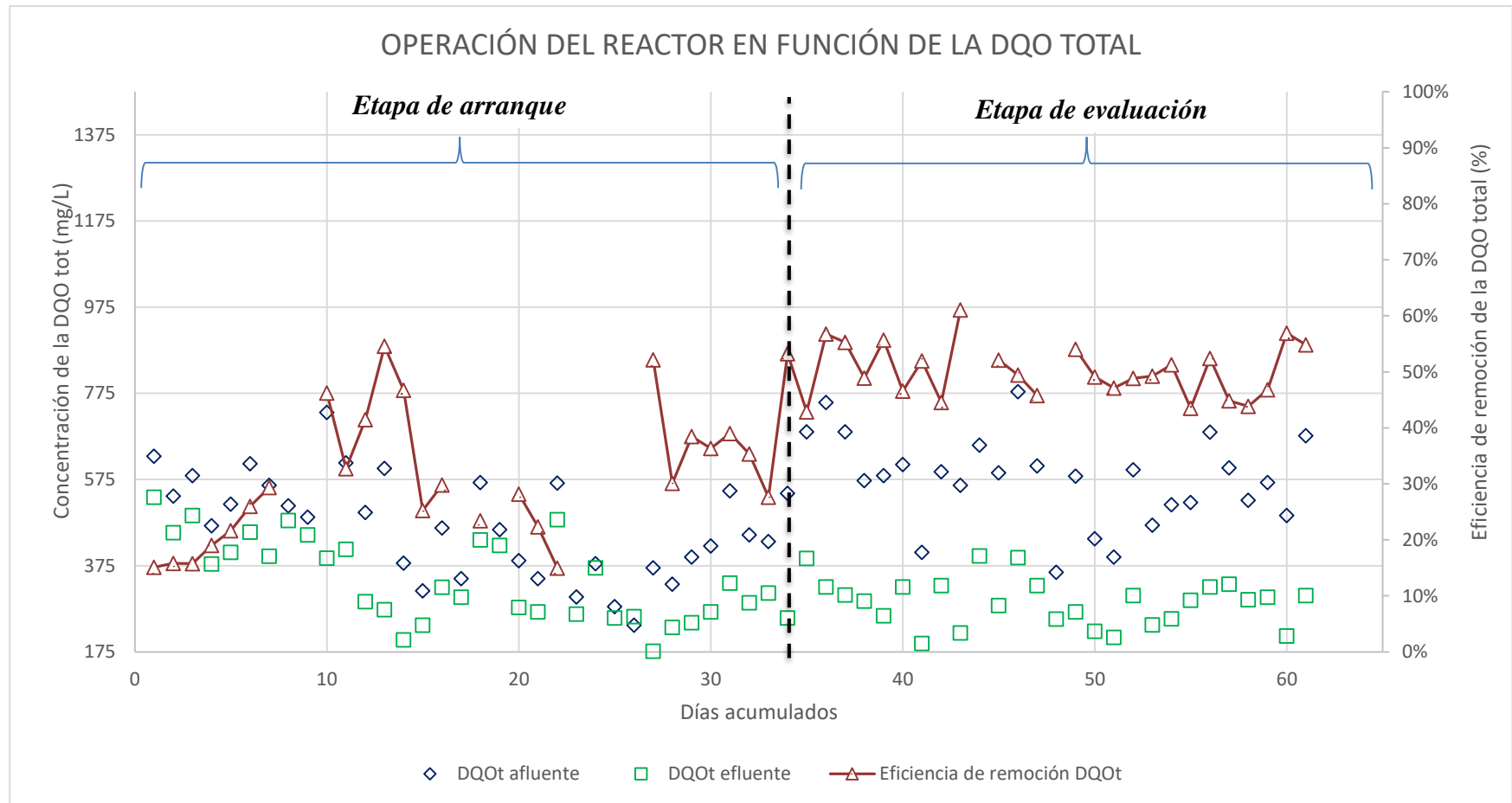
En la figura 20 se muestran las variaciones de las eficiencias de remoción de las DQO estudiadas, así como los valores de sus afluentes y efluentes en las dos etapas de la investigación, la línea vertical indica el fin de la etapa de arranque y el inicio de la etapa de evaluación del sistema.

Tabla 11: Eficiencias de remoción de los parámetros estudiados

Etapa	Temp. promedio	n	Af/ Ef.	DQO tot (mg/L)	R Tot.	DQO part (mg/L)	R part.	DQO sol (mg/L)	R sol	DQO col (mg/L)	R col	DQO no-sol (mg/L)	R no-sol	Turb. (UNT)	R Turb.
Arranque	T=23.4 ± 3.9	33	Af	467±117	31±12%	185±69.4	45±15%	134±34.0	14±8%	87.1±84.2	27±20%	272±89.0	38±18%	167±63.6	33±21%
			Ef	342±95.6		115±59.4		124±37.2		56.0±46.6		171±75.8		108±40.5	
Evaluación del sistema	T=25.3 ± 3.0	27	Af	575±105	50±5%	223±96.1	63±17%	138±45.7	21±6%	214± 62.1	52±18%	437±89.2	58±9%	368±91.6	78±6%
			Ef	291± 55.8		83.1±49.1		108±31.2		101±37.7		184±54.1		77.9±21.8	

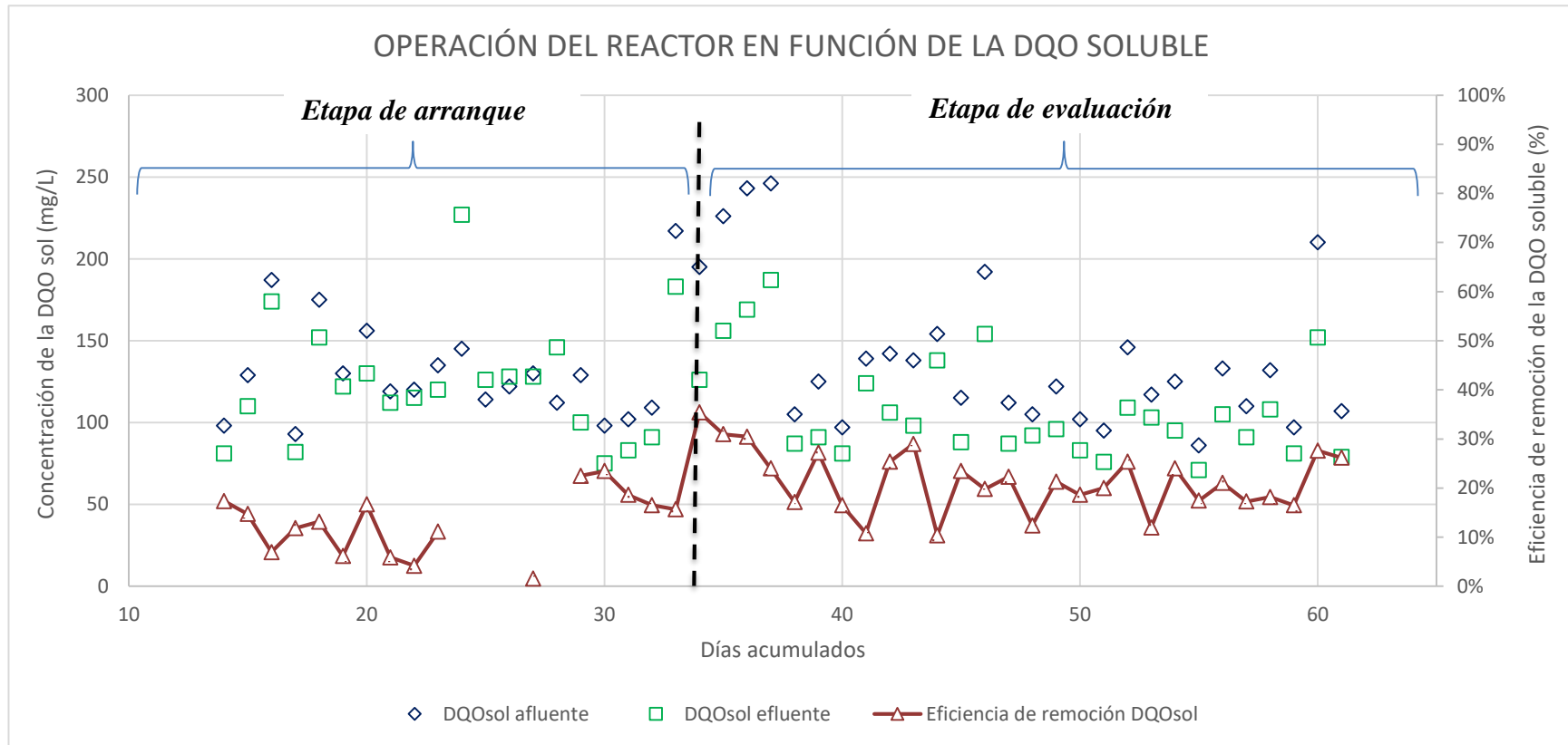
Temp: Temperatura, n: número de muestras Af: Afluente, Ef: Efluente R: Eficiencia de remoción, Af: Afluente, Ef: Efluente, R: eficiencia de remoción, DQO tot: DQO total, DQO part: DQO particulada, DQO sol: DQO soluble, DQO no-sol: DQO no soluble, Turb: Turbiedad T: Temperatura.

Fuente: Propia



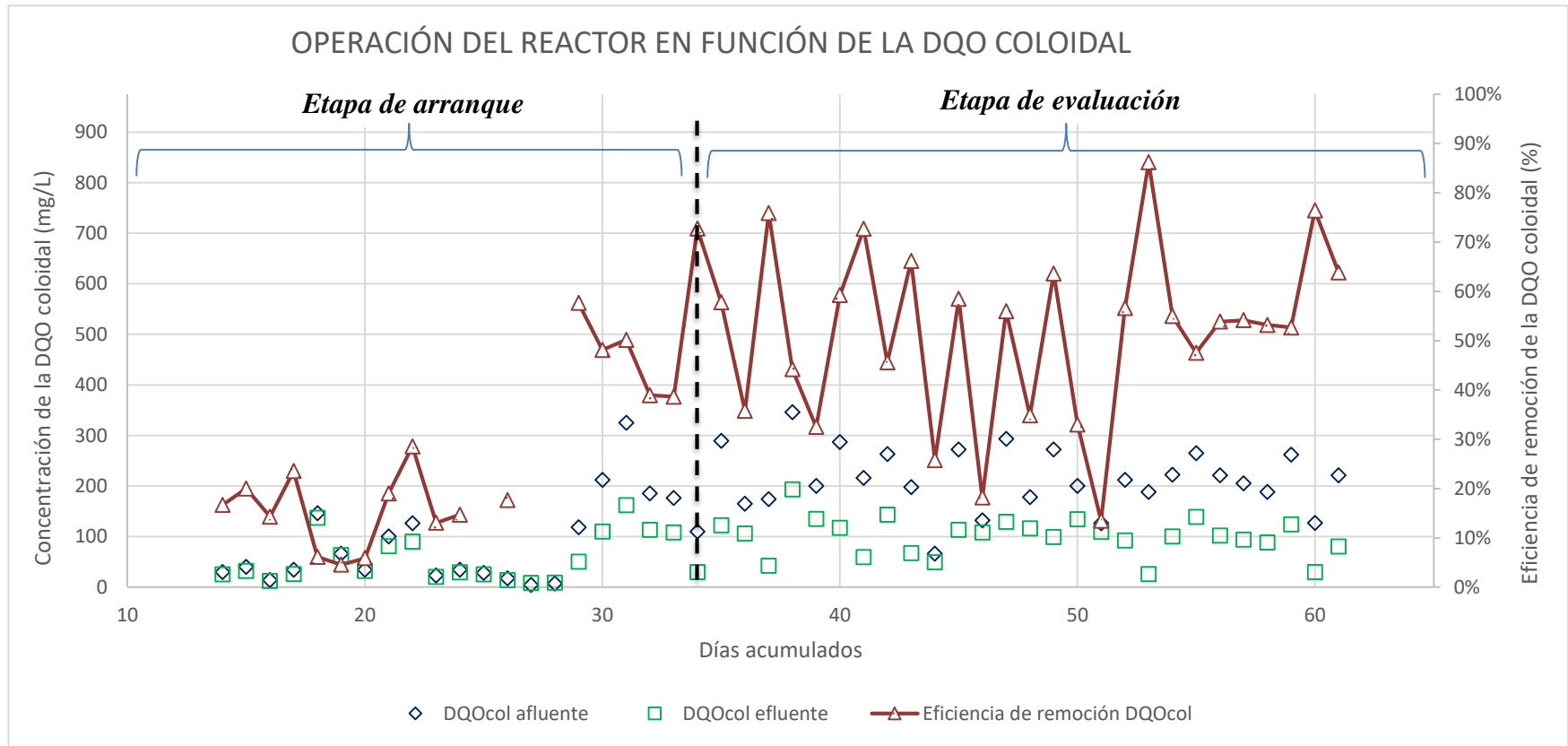
a) *Eficiencia de remoción de la DQO total. Fuente: Propia*

Figura 20: Eficiencias de remoción de las DQO estudiadas, según los días de monitoreo. (Fuente: Propia, 2020)



b) Eficiencia de remoción de la DQO soluble. Fuente: Propia

Figura 20: Eficiencias de remoción de las DQO estudiadas, según los días de monitoreo. (Fuente: Propia, 2020)



c) Eficiencia de remoción de la DQO coloidal. Fuente: Propia

Figura 20: Eficiencias de remoción de las DQO estudiadas, según los días de monitoreo. (Fuente: Propia, 2020)

La figura 21 muestra las eficiencias de remoción de las DQO estudiadas según la variación de temperatura. La línea vertical indica el fin de la etapa de arranque y el inicio de la etapa de evaluación del sistema. Se observa que, a lo largo de la investigación, el reactor operó en temporada fría y temporada cálida tal como indica la línea verde (temperatura) donde la temperatura inicia con valores bajos de aproximadamente 19 °C y se llega hasta casi los 30 °C para luego descender a los valores iniciales.

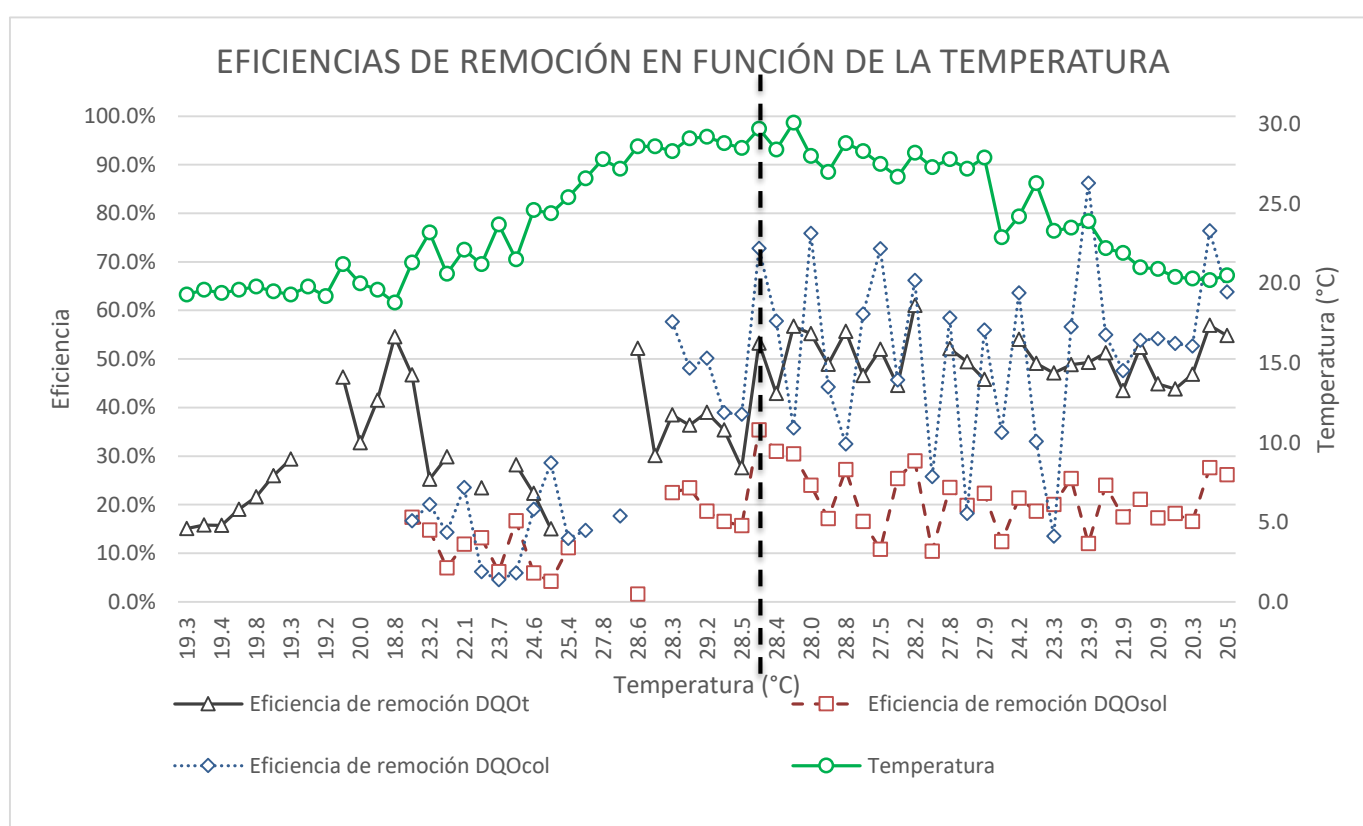


Figura 21: Eficiencias de remoción de las DQO estudiadas, según temperatura. (Fuente: Propia, 2020)

En la figura 20, se observa que el reactor biológico tuvo un periodo de arranque de aproximadamente 149 días que, tal como también observaron Luostarinen y Sanders (2006), el inóculo tuvo poca repercusión en la conversión a DQO soluble, por ello se recomendaría realizar otra investigación en donde no se realice ninguna inoculación de lodo para observar cómo repercute en la operación del sistema.

Según lo observado en la figura 20, a partir del día de operación 149 (donde se realizó el monitoreo de las DQO número 33), las eficiencias de remoción de la DQO total se encontraron por encima de 42.9 % llegando a un máximo de 61.0 % con promedio de 50 ± 5.00 %, mientras que antes del día 149 se obtuvo 30.7 ± 11.5 % con un rango de eficiencias entre 15 y 54.6 %. Estos resultados se encuentran dentro de los rangos de eficiencias de remoción de la DQO total encontradas según Moussavi, Kazembeigi y Farzadkia (2010); investigación en donde se operó un reactor UASB modificado según condiciones hidráulicas similares a la presente investigación, donde para TRH de 6 horas y 12 horas encontraron eficiencias de 31 y 67 %, respectivamente, para la DQO total.

En la figura 22 se muestra la comparación de las eficiencias de remoción de las DQO en la etapa de arranque respecto con la de evaluación, en ella observa que las curvas para las eficiencias de remoción de la turbiedad y DQO coloidal tienen tasas de crecimiento altas (45 % y 25 %, respectivamente) en comparación con la tasa de la DQO soluble (7 %) Esta relación es debido a que los coloides representan la turbiedad presente en el agua residual; durante los monitoreos se pudo observar que el efluente del reactor UASB modificado presentaba agua clarificada con eficiencias de remoción de la turbiedad promedio de hasta 81 %. Las rectas que representan el aumento de la eficiencia de remoción de la DQO particulada y DQO coloidal llegan a tener valores promedios de $63 \pm 17\%$ y $52 \pm 18\%$, respectivamente.

El promedio de eficiencia de remoción de la DQO total ($50 \pm 5\%$) fue debido principalmente a la remoción de la DQO particulada ($63 \pm 17\%$) y la DQO coloidal ($52 \pm 18\%$), similar a lo encontrado por Manal Alí, Al-Sa ed y Mahmoud (2007) con 43 % de eficiencia de remoción para la DQO soluble; el reactor UASB modificado no ha removido eficientemente la DQO por actividad biológica, mientras que sí lo hizo por medios físicos al remover la DQO no soluble (DQO particulada + DQO coloidal).

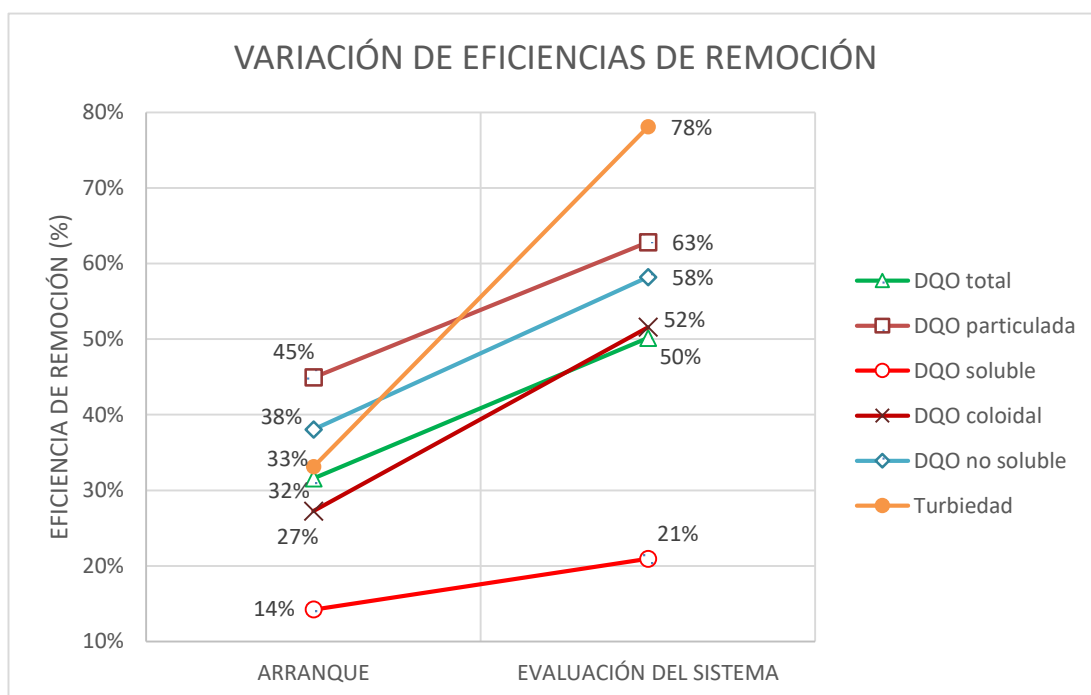


Figura 22: Crecimiento de las eficiencias de remoción entre la etapa de arranque y evaluación del sistema. (Fuente: Propia, 2020)

Las eficiencias de remoción de los SST y SSV fueron de $37 \pm 10 \%$ y $24 \pm 12 \%$ promediados de un total de siete muestras para el periodo de post arranque. En el afluente se observó que la relación SSV/SST es de aproximadamente 50% lo que indicaría que en promedio se tuvo el 50% de los SST de naturaleza no biodegradable. Luego, en el efluente SSV/SST resulta 61% , este aumento indicaría que existe una acumulación de materia orgánica en el lodo del reactor biológico. No se han encontrado relaciones directas o inversas entre la eficiencia de remoción de SST y SSV respecto de la temperatura.

En la tabla 12 se muestran los resultados de las mediciones de sólidos y su eficiencia de remoción en el reactor UASB modificado.

Tabla 12: Mediciones de sólidos y su eficiencia de remoción en el UASB modificado. (Fuente: Propia, 2020)

	n	SST			SSV		
		Afluente	Efluente	Efic.	Afluente	Efluente	Efic.
Promedio	7	129.6 ± 27.13	80.4 ± 17.1	37 ± 10%	64.4 ± 14	49.3 ± 13.5	24 ± 12%
Máximo		175.00	98.00	50%	80.00	65.00	44%
Mínimo		90.00	55.00	25%	45.00	28.00	11%

SST: Sólidos Suspendedos Totales, SSV: Sólidos Suspendedos Volátiles, n: Número de muestras

Fuente: Propia

La figura 23 muestra las mediciones de sólidos en el afluente y efluente del reactor UASB monitoreado.

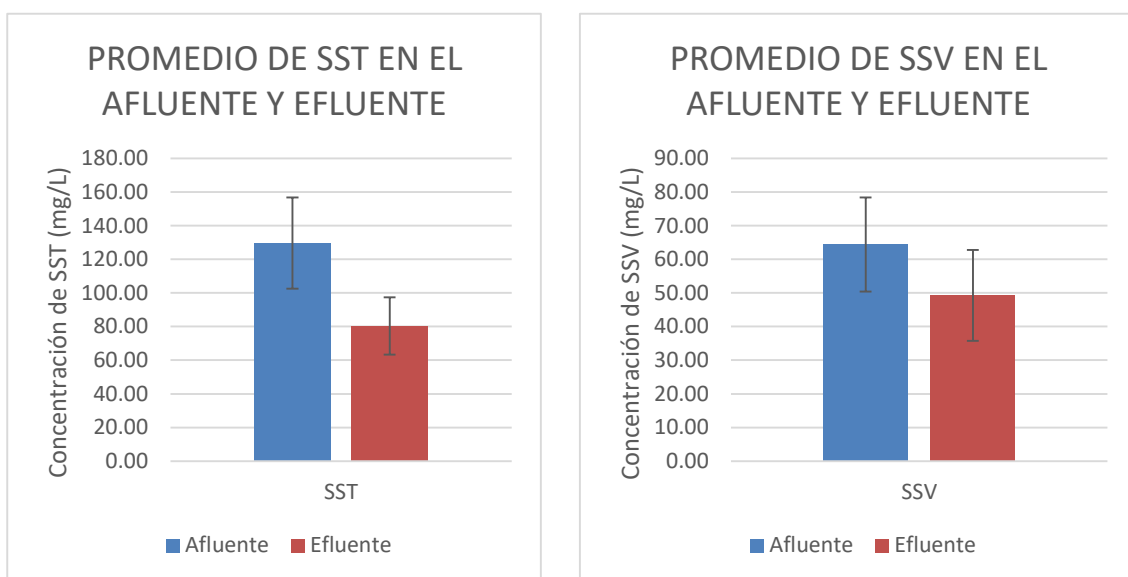


Figura 23: Mediciones de sólidos en el afluente y efluente del reactor UASB modificado. (Fuente: Propia, 2020)

La figura 24 muestra las eficiencias de remoción de los SST y SSV según la variación de temperatura.

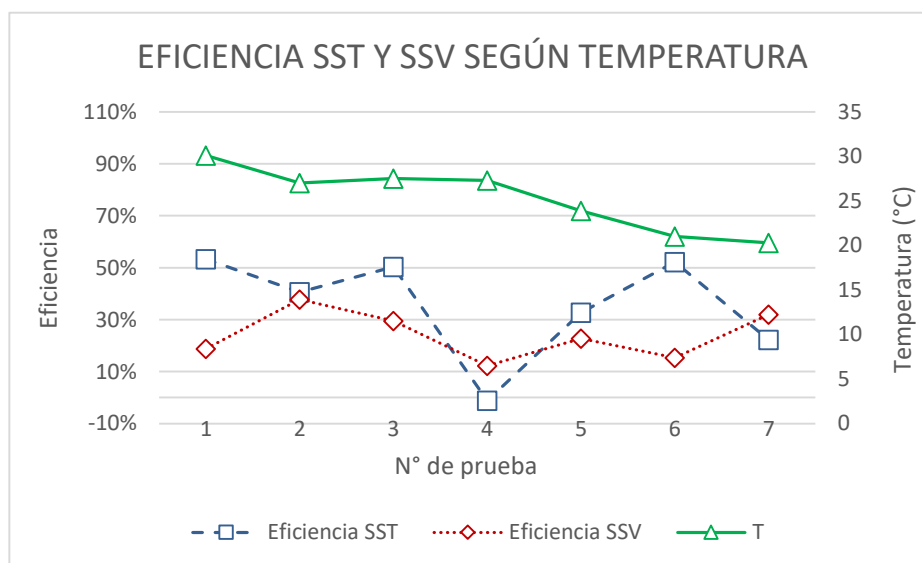


Figura 24: Eficiencia de remoción de SST y SSV según la temperatura de operación.
(Fuente: Propia, 2020)

En la prueba de sólidos realizada al lodo biológico se encontró que la relación SSV/SST era de 48 %, es importante conocer esta relación de sólidos presentes en el inóculo debido a que una mayor concentración de SSV nos da indicio de la presencia de microorganismos (Terry, Fernández & Almeyda, 2008). Según José Abefase (2012) el valor de la relación SSV/SST debe estar entre 0.70 – 0.80 para reactores que tratan aguas residuales domésticas, en este caso estamos por un nivel inferior lo que indicaría que al sistema ingresó agua con contenido de componentes industriales.

Según lo mostrado en la figura 24, no se ha encontrado una relación directa o inversa entre las eficiencias de remoción de los SST y SSV respecto a la temperatura de operación.

Mediciones de metano

La tabla 13 muestra el volumen de CH₄ con sus respectivos cálculos de la DQO:

Tabla 13: Valores de producción de metano y cálculo de su DQO

N° de monitoreo	CH ₄ (m ³ /día)	T (°C)	f(T) (KgDQO/m ³)	DQO - CH ₄ (KgDQO/día)
1	0.31	26.16	2.60702344	0.81
2	0.215	25.25	2.61497782	0.56
3	0.36	25.3	2.6145395	0.94
4	0.349	25.25	2.61497782	0.91
5	0.349	26.68	2.60249978	0.91
6	0.352	24.4	2.62245169	0.92
7	0.335	25.79	2.61025179	0.87
8	0.336	26.29	2.60589105	0.88
9	0.332	28.43	2.58739055	0.86
10	0.338	28.46	2.58713307	0.87
11	0.365	29.41	2.57900577	0.94
12	0.348	26.59	2.6032816	0.91
13	0.321	28.22	2.58919439	0.83
14	0.359	28.57	2.58618939	0.93
15	0.33	27.21	2.59790525	0.86
16	0.39	24.12	2.62492304	1.02
17	0.315	23.54	2.6300571	0.83
18	0.323	25.15	2.61585488	0.84
19	0.342	25.25	2.61497782	0.89
20	0.316	26.26	2.60615229	0.82
21	0.311	26.25	2.60623938	0.81
22	0.316	25.15	2.61585488	0.83
23	0.324	25.12	2.61611812	0.85
24	0.297	24.25	2.62377505	0.78
25	0.33	24.84	2.61857754	0.86
26	0.286	23.1	2.63396533	0.75
27	0.296	22.95	2.63530033	0.78
28	0.34	25.25	2.61497782	0.89
29	0.276	24.89	2.61813802	0.72
30	0.286	25.1	2.61629364	0.75
Promedio				0.85

T: Temperatura, f(T): Factor de corrección para la temperatura operacional del reactor, DQO – CH₄: DQO del metano. Fuente: Propia

En la tabla 13 se aprecian las temperaturas de operación y el cálculo del $f(T)$ que es el factor de corrección para la temperatura operacional del reactor, este sirvió para corregir la influencia de la temperatura en el cálculo de la DQO del metano (DQO- CH_4) en KgDQO/día. Fue necesario el ajuste mediante este factor de corrección debido a que no se pudo controlar la temperatura durante la investigación.

A partir de la tabla 14 se realizó la curva de comportamiento del metano producido mostrado en la figura 25.

Tabla 14: Volumen de metano producido en $\text{m}^3/\text{día}$

Temperatura promedio ($^{\circ}\text{C}$)	Frecuencia	Caudal promedio ($\text{m}^3/\text{día}$)
22.5	1	0.296
23.5	2	0.301 ± 0.311
24.5	5	0.329 ± 0.348
25.5	10	0.319 ± 0.198
26.5	6	0.328 ± 0.210
27.5	1	0.330
28.5	4	0.338 ± 0.146
29.5	1	0.365

Fuente: Propia

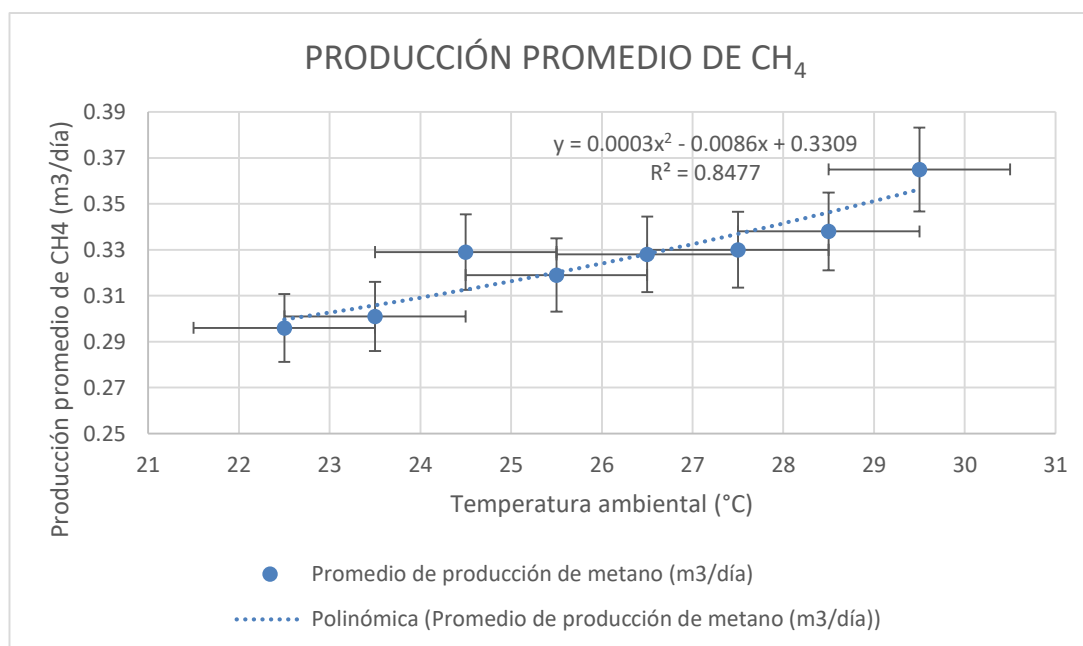


Figura 25: Producción promedio de CH_4 (Fuente: Propia, 2020)

Con una producción per cápita de metano de 1.41 L/hab.día, el promedio de producción de metano del reactor UASB modificado fue 0.326 ± 0.022 m³/día con valores máximos y mínimos de 0.365 y 0.296 m³/día, respectivamente. La variación de la temperatura ambiental fue de 8 °C. Se observa que la producción de metano en el reactor es mínima respecto de su caudal de producción, por tanto, no se recomendaría realizar su aprovechamiento.

La figura 26 muestra la relación diaria de metano y se compara con la eficiencia de remoción de la DQO soluble.

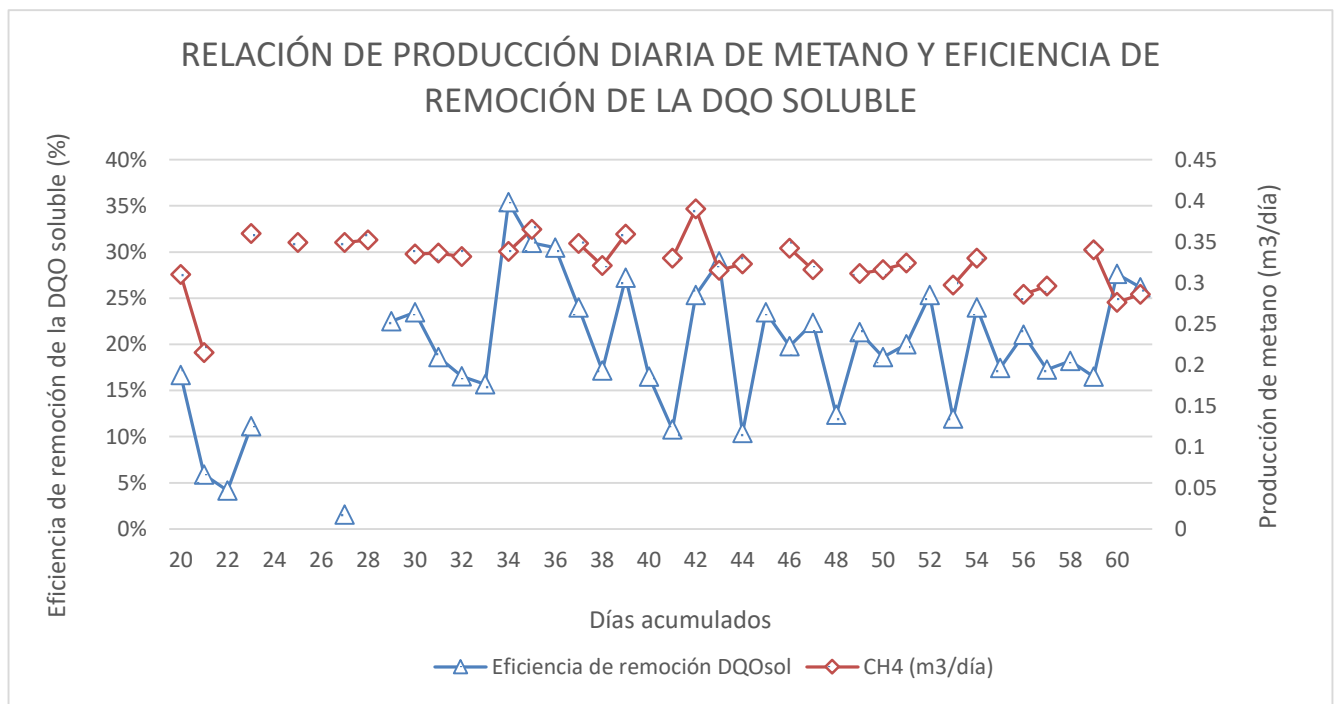


Figura 26: Relación de la producción de metano y eficiencia de remoción de la DQO soluble. (Fuente: Propia, 2020)

No se ha encontrado una relación directa respecto a la remoción de la DQO soluble y la producción de metano puesto que esta última mantiene una misma tendencia desde el inicio de las mediciones, mientras que la curva que representa DQO soluble es de característica dispersa, por ello no se podría afirmar que existe una relación directa entre ambos parámetros.

Balance de masas

Resultó complicado medir la altura de lodo en el reactor debido a que la estructura no era transparente ni se contaba con un mecanismo para una medición directa, sin embargo, con frecuencia mensual se manipulaba la válvula de purga de lodo (VPL) superior (ver figura 9) y no se encontraba presencia de lodo, mientras que en la válvula inmediata inferior siempre se encontró lodo, según esto se consideraría que el crecimiento de lodo en el reactor UASB modificado es despreciable por lo que no se realiza su cálculo de DQO.

La DQO del lodo inoculado fue de 63.31 Kg/m^3 , mientras que la DQO del lodo del reactor al culminar la investigación alcanzó 27.45 Kg/m^3 .

En la etapa de arranque ingresaron 949 KgDQO de los que se obtuvieron en el efluente 694.99 KgDQO y se han perdido 188.02 KgDQO y lo demás se encuentra en forma de lodo y CH_4 disuelto y obtenido entre el biogás. Durante la etapa de evaluación del sistema se encontraron 241.37 KgDQO en el efluente reduciéndose, entre el arranque y evaluación, al 50.61% de lo que inicialmente se perdía en el efluente; mientras que la parte de la DQO perdida aumentó de 188.02 KgDQO a 219.58 KgDQO , representando un 16.79% de aumento

La figura 27 muestra el balance de masas de DQO durante el arranque y evaluación del sistema.

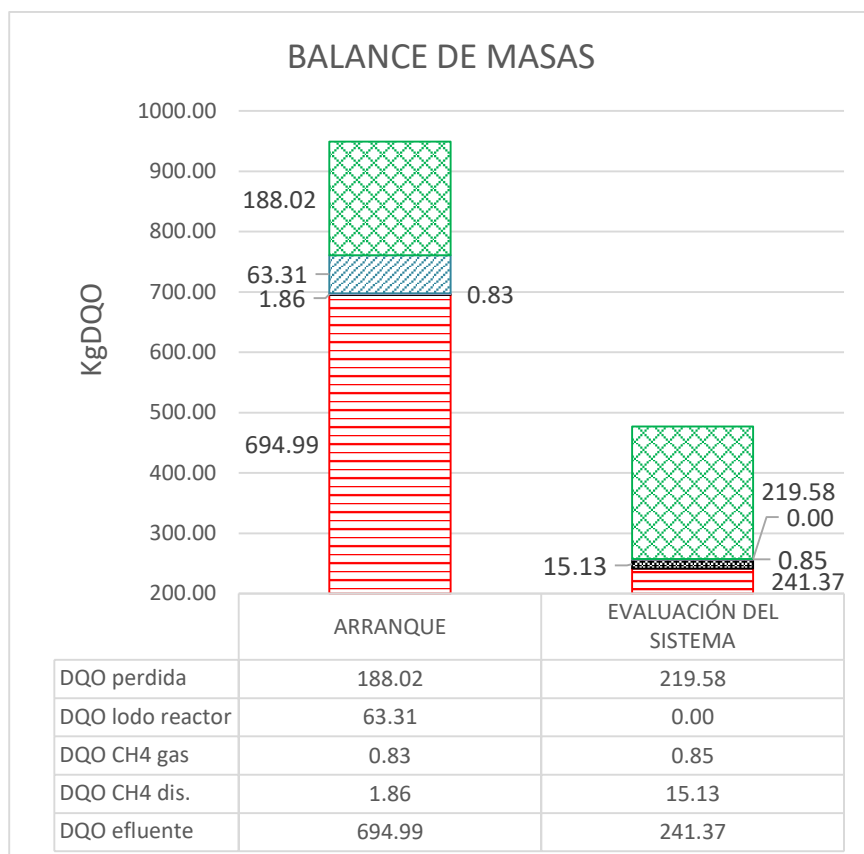


Figura 27: Balance de masas de la DQO en reactor UASB modificado, según KgDQO (Fuente: Propia, 2020)

La DQO perdida representa la remoción de la DQO por otros procesos químicos o biológicos debido a la existencia de otros subproductos (Seghezzo, 2004). Respecto a los encontrado en el balance de la DQO de la presente investigación, se observa que la DQO perdida (46.04 %) es considerablemente mayor que lo correspondiente a la DQO del CH₄ y del lodo debido a que en el tratamiento de aguas residuales con contenido graso existe una acumulación de la DQO (López & Buitrón, 2017), aquello se evidencia en la cantidad de flotantes y natas en el reactor UASB modificado (fotografía N° 06 de los anexos), mensualmente se eliminaba aproximadamente 0.50 L de natas en el reactor.

La figura 28 muestra el balance de masas en términos de porcentajes.

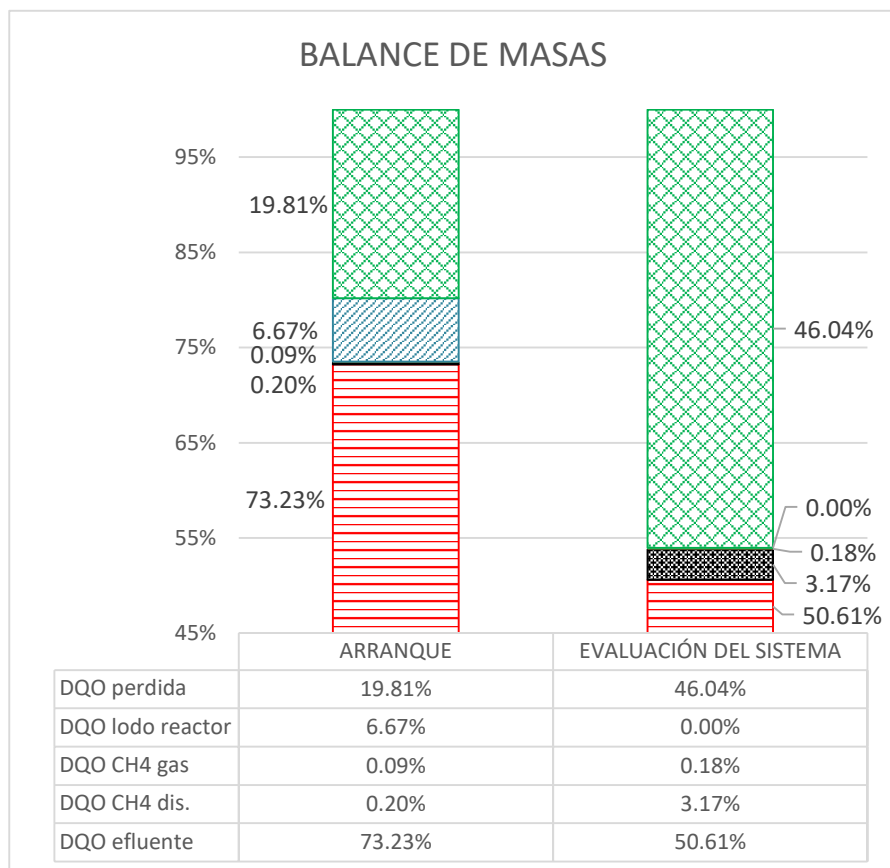


Figura 28: Balance de masas de la DQO en reactor UASB modificado, según porcentaje (Fuente: Propia, 2020)

El reactor UASB modificado no ha removido DQO con eficiencias mayores al 50 % debido a la actividad biológica, sino por los medios físicos del lodo que operó como un filtro para la retención de la DQO y posiblemente la hidráulica del reactor por operar como un sedimentador. Esto se muestra en los resultados de la producción de CH₄, en la etapa de evaluación se obtuvo sólo 0.18% y 3.17 % como parte de la DQO en forma de metano gas y disuelto, respectivamente.

La DQO del lodo llegó a 6.67 % en la etapa de arranque, también se observó un casi nulo crecimiento de lodo en el reactor que, según Luostarín (2005), no sería un buen indicador pues los reactores UASB modificados aumentan el volumen de lodo de 20 a 50 % del reactor después de aproximadamente 90 días de inoculado el lodo.

Análisis del cumplimiento legal vigente

En la presente investigación se observó que el reactor UASB modificado podría ser aplicado en el ámbito rural en condiciones de temperatura similares a las del Rímac (Perú) debido a que se encontraron turbiedades promedio de 77.9 ± 21.8 UNT que no causarían problemas de obstrucción en humedales artificiales y pozos de percolación debido a la baja concentración de SST, sin embargo, debe evaluarse su uso respecto de la concentración de materia orgánica.

Respecto a los Límites Máximos Permisibles (DS N° 003-2010-MINAM), en la tabla 15 se muestran los resultados encontrados en la presente investigación y son comparados con los LMP de efluentes para vertidos a cuerpos de agua.

Tabla 15: Volumen de metano producido en m³/día

Parámetro	Unidad	LMP de efluentes para vertidos a cuerpos de agua	Parámetros estudiados en la investigación
Aceites y Grasas	mg/L	20	NM
Coliformes Termotolerantes	NMP/100 mL	10,000	NM
Demanda Bioquímica de Oxígeno	mg/L	100	NM
Demanda Química de Oxígeno	mg/L	200	291 ± 55.8
pH	Unidad	6.5 – 8.5	6.70 ± 0.28
Sólidos Totales en Suspensión	mg/L	150	80.4 ± 17.1
Temperatura	°C	< 35	25.33 ± 3.03

NM: No medido

Fuente: Propia

Se observa que para la DQO total, el efluente del reactor UASB modificado no se encuentra dentro del rango exigido por el DS N° 003-2010-MINAM por lo que se recomendaría un tratamiento posterior para el efluente del reactor. Los parámetros de Sólidos Totales en Suspensión, pH y temperatura sí se encuentran dentro de lo exigido.

Se debe recordar los problemas descritos en la operación del reactor, como los cortes de servicio realizados por SEDAPAL S.A., el ingreso de material inorgánico y agua de proveniencia no doméstica a la Planta de Tratamiento del CITRAR FIA – UNI los que podrían haber afectado a la operación del reactor, la calidad del agua residual afluyente afectan los procesos de tratamiento por lo que es necesario su control (SEMARNAT, 2010). Es importante que se realicen investigaciones con agua residual doméstica en donde se propondría operar los reactores UASB modificados incluyendo un sistema de postratamiento.

Para los ECA (DS N° 004-2017-MINAM), se deberá tener en cuenta la aplicación de los reactores UASB modificados de acuerdo al caudal del cuerpo receptor y su zona de mezcla, en especial cuando el cuerpo receptor o río se presente como río “seco” en determinadas épocas del año.

Actividades de operación y mantenimiento

En la tabla 16 se muestran las actividades de operación y mantenimiento del reactor tal como se detalló en los ítems 3.4, 3.8, 3.9 y 3.10

Tabla 16: Actividades de operación y mantenimiento en el reactor UASB modificado

N°	ACTIVIDAD	VALORACIÓN*	TIEMPO ESTIMADO	PERSONAL REQUERIDO**
1	Limpieza del tanque ecualizador	Fácil	2 horas	SET
2	Limpieza de la bomba sumergible	Fácil	5 minutos	SET
3	Calibración de caudal	Fácil	5 minutos	CET
4	Toma de muestras	Fácil	5 minutos	SET
5	Purga de lodos mediante las VPL	Fácil	3 minutos	SET
6	Recolección de biogás	Mediano	10 minutos***	CET
7	Limpieza de natas en la superficie	Fácil	10 minutos	SET
8	Mezcla manual de lodo del reactor	Mediano	5 minutos	SET
9	Limpieza de tubería de salida	Fácil	5 minutos	SET

Fuente: Propia

(*) Valoración de actividades, la valoración se realiza según actividad “fácil”, “mediano” y “difícil”

(**) Personal requerido se ha ponderado según: Personal sin estudios técnicos (SET), personal con estudios técnicos (CET) y personal con estudios universitarios (EU)

(***) La recolección de biogás se realizó durante 24 horas para cada prueba, sin embargo, la instalación del sistema se realiza aproximadamente en 10 minutos

La tabla 17 muestra los perfiles del personal requerido según lo ponderado para las actividades de operación y mantenimiento. El personal deberá contar al menos con los siguientes conocimientos:

Tabla 17: Actividades de operación y mantenimiento en el reactor UASB modificado

N°	PERSONAL	PERFIL
1	Con estudios universitarios (EU)	<p>Conocimientos teóricos y experiencia práctica en diseño y control de procesos de tratamientos biológicos y fisicoquímicos en plantas de tratamiento de aguas residuales.</p> <p>Conocer y entender las diversas etapas de tratamiento y principales problemas de operación y mantenimiento en los sistemas de tratamiento.</p> <p>Conocimiento e interpretación de la normativa vigente para proponer sistemas de tratamiento.</p> <p>Conocer los tópicos de seguridad y salud ocupacional en plantas de tratamiento.</p> <p>Experiencia mínima de seis (06) meses en Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales. Brigadista de investigación.</p>
2	Con estudios técnicos (CET)	<p>Conocimientos básicos y experiencia práctica en control de procesos de tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales.</p> <p>Realización de operaciones durante todas las etapas de tratamiento en concordancia con las especificaciones y estándares de calidad de agua normados.</p> <p>Conocimiento de pruebas de calidad de agua en el laboratorio y mantenimiento básico de equipos para el tratamiento de agua.</p> <p>Conocimientos básicos de seguridad y salud ocupacional de plantas de tratamiento</p> <p>Experiencia mínima de seis (06) meses en Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (en mantenimiento de las unidades de tratamiento)</p>
3	Sin estudios técnicos (SET)	<p>Estudios culminados en el nivel secundario en colegio.</p> <p>Conocimientos básicos de seguridad y salud ocupacional en plantas de tratamiento.</p> <p>Experiencia mínima de seis (06) meses en Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (en mantenimiento de las unidades de tratamiento)</p>

Fuente: Propia

Problemas operativos

En el inicio de la investigación no se pudo controlar la producción de biogás del reactor y por consiguiente tampoco la medición del metano debido a que la tapa del reactor no era hermética, luego se instalaron tapas a presión y con cubierta de caucho flexible entre la tapa y el reactor, esto aseguraría la hermeticidad haciendo que el volumen de gases en el interior se mantenga invariable; sin embargo, era posible que haya ingreso de aire al interior del reactor debido a que el agua residual afluyente se impulsaba por bombeo. Para evitar el ingreso de aire se instalaron sellos hidráulicos donde se instalaron las válvulas VL1 y VL3 (ver figura 9).

Luego de mejorar la instalación de las tapas herméticas y sellos hidráulicos se observó que podría existir acumulación de burbujas de biogás en el interior del lodo biológico, por lo que se procedió a construir el mezclador para realizar el “batido” de lodo antes de realizar la instalación de la medición de metano. Dada la solución a estos problemas en la operación del reactor se procedió a realizar la experimentación para medir la producción de metano.

Otro problema operativo era la acumulación de lodo en la bomba sumergible que impulsaba el afluyente hacia el reactor UASB modificado por lo que se procedió a realizar su limpieza una vez a la semana. El problema operativo al que conllevaba la no limpieza de la bomba sumergible fue la disminución en aproximadamente el 50 % en bombeo del afluyente y se debía calibrar cada hora para tratar de mantener el caudal constante. Al realizar la limpieza de la bomba sumergible, los caudales de bombeo se mantenían casi constantes entre cada monitoreo.

El principal problema operativo era la inexistencia de un caudal constante durante las 24 horas para la operación del reactor; se pudo extender las horas de operación hasta las 3:00 pm con la instalación de un tanque ecualizador.

CAPITULO VI: CONCLUSIONES

1. El reactor UASB modificado removió más del 50 % de la DQO total en el afluente. La producción de CH₄ (gas y disuelto) representa sólo el 3.35 % de la DQO total y hubo una mínima o casi nula producción de lodo.
2. La remoción de la DQO total no se habría realizado predominantemente por medios biológicos, sino por medios físicos como retención de DQO en el lodo a manera de filtro, esto se observa en la eficiencia de remoción de la DQO particulada y coloidal, donde se obtuvieron $63 \pm 17 \%$ y $52 \pm 18 \%$, respectivamente, frente al $21 \pm 6 \%$ de eficiencia de remoción de la DQO soluble.
3. Como las eficiencias de remoción de la DQO total, DQO coloidal, DQO particulada y turbiedad fueron de $50 \pm 5 \%$, $52 \pm 18 \%$, $63 \pm 17 \%$ y $78 \pm 6 \%$, respectivamente, se puede determinar que el reactor opera de mejor manera como remoción de material coloidal que provoca turbiedad en el agua.
4. Según la operación del reactor UASB modificado, se encontraron mejores resultados para todos los parámetros estudiados, a excepción de la DQO soluble, en temperaturas dentro del rango de 22.3 °C y 28.3 °C, mientras que en temperaturas menores al rango descrito, las eficiencias de remoción de los parámetros estudiados, disminuyeron.
5. Existe una relación directa entre la producción de metano y la temperatura, pues el aumento de temperatura favorece la actividad metanogénica en los reactores anaerobios, lo que podría verse reflejado en un aumento de la producción de metano.

6. Se demostró que el reactor UASB modificado puede operar en batch a pesar de que en el inicio de la investigación se propuso que operara de forma continua, pues la operación en batch permitió alcanzar eficiencias de remoción superiores al $50 \pm 5 \%$ y $78 \pm 6 \%$ para la DQO total y turbiedad, respectivamente.
7. La identificación de las actividades de operación y mantenimiento fueron realizadas por un personal con nivel de estudios universitarios.
8. Para realizar las actividades de operación y mantenimiento se requiere personal con estudios culminados en el nivel secundario y conocimientos básicos de seguridad y salud ocupacional en plantas de tratamiento. Sin embargo, para las actividades específicas de calibración de caudal y recolección de biogás se necesita de un personal con estudios técnicos en operación y mantenimiento de plantas de tratamiento de aguas residuales.
9. La capacidad de clarificación del reactor UASB modificado, que se encuentra alrededor de $78 \pm 6 \%$, se asemeja a lo encontrado en campo por los tanques sépticos convencionales que es de 50 a 90 % por lo que sí podría utilizarse en el tratamiento de aguas residuales.
10. El reactor UASB modificado aún requiere de un tratamiento posterior para cumplir con lo descrito para la DQO efluente en los Límites Máximos Permisibles actuales. En caso de realizarse más investigaciones en esta tecnología podría ser propuesto en el Reglamento Nacional de Edificaciones.

CAPITULO VII: RECOMENDACIONES

1. Realizar la investigación con diferentes TRH en las próximas investigaciones para conocer la influencia de estas variaciones en la capacidad de transformación de la materia orgánica por medios biológicos.
2. Realizar investigaciones para conocer el caudal con el que se debe iniciar el periodo de arranque en los reactores UASB.
3. Realizar la homogenización del lodo de forma periódica y con al menos una frecuencia semanal para evitar variar la calidad de agua en el efluente.
4. Realizar la limpieza de las natas y sobrenadantes con al menos una frecuencia semanal para mejorar el procedimiento de recolección de biogás producido en el reactor biológico.
5. Realizar investigaciones sin inoculación de lodo para observar cómo repercute en la operación del sistema.
6. Realizar investigaciones con el reactor UASB modificado y un postratamiento en una zona rural o cerca de ella en donde se propondría operar este tipo de sistemas.
7. En futuros diseños de reactores UASB modificados, se debe tener en cuenta la implementación de un sistema de medición visual directa de la altura de lodos utilizando el principio de vasos comunicantes, de tal manera que no sea necesario el uso de válvulas de purga. La incorporación de este sistema de medición permitiría cuantificar la acumulación de lodos en el reactor de una manera más fácil.
8. El Reglamento Nacional de Edificaciones debe incluir una mayor variedad de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales, así se tendría más alternativas para ser aplicadas a la realidad económica, topográfica y climática.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Abefase, José, 2012. Cálculos básicos para la operación de una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales. OSE. pp 2-3
2. Adhikari, J., Lohani, S., 2019. Design, installation, operation and experimentation of septic tank-UASB wastewater treatment system. Science Direct, Renewable Energy (143). 1406-1415
3. Ali, M., Al Sa'ed, R., Mahmoud, N., 2007. Start – up phase assessment of a UASB – Septic Tank system treating domestic septage. Water Studies Institute, pp. 70 – 71
4. Al – Jamal, W., Mahmoud, N., 2008. Community onsite treatment of cold strong in a UASB – septic tank. Bioresource Technology. 1061 – 1068
5. Almeida, M., 1997. Metodología de análisis de decisiones para seleccionar alternativas de tratamientos y uso de aguas residuales. Universidad de Brasilia. Departamento de Ingeniería Civil. Campus Universitario-Asa Norte 71910-090
6. Al – Shayah, M., Mahmoud, N., 2008. Start – up of an UASB – septic tank for community on – site treatment of strong domestic sewage. Bioresource Technology. 7761
7. Bastidas, W., Palomino, M., 2013. Estudio de tratamiento de aguas residuales proveniente del colector Huaycán mediante tanque séptico avanzado de flujo ascendente (TSA) a escala piloto. Universidad Nacional de Ingeniería (Lima), Facultad de Ingeniería Ambiental. Tesis
8. Elmitwalli, T., 2013. Sludge accumulation and conversión to methane in a septic tank treating domestic wastewater of black water. Water Science & Technology. IWA Publishing. 956

9. Gomes, C., Sandri, D., 2013. Eficiencia do tratamento de esgoto com tanques sépticos seguidos de leitos cultivados com diferentes meios de suporte. *Ambi – Agua, Taubaté*, v. 8, n. 1 p. 172 – 185.
10. Graaff, M., Temmink, H., Zeeman, G., Buisman, C., 2010. Anaerobic treatment of concentrated black water in a UASB reactor at a short HRT. *Water*. 104
11. Guerrero, J., 2012. Modelo de selección de tecnología para el tratamiento de aguas residuales en pequeñas localidades. Universidad Tecnológica de Pereira, Risaralda, Colombia. Seminario Internacional de Hidroinformática en la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos.
12. Gujer, W., Zehnder, A., 1983. Conversion processes in anaerobic digestion. Swiss Federal Institute for Water Resources and Water Pollution Control (EAWAG), pp 129
13. Kujawa, K., Fernandes, T., Wiryawan, Y., Tawfik, A., Visser, M., Zeeman, G., 2005. Performance of UASB septic tank for treatment of concentrated black water within DESAR concept. *Water Science & Technology*, pp. 307-313
14. Lettinga, G., 1994. Anaerobic digestion and wastewater treatment systems. Department of Environmental Technology, Wageningen Agricultural University, pp. 16
15. Lopera, A., 2018. Diseño y tratamiento de lagunas de estabilización de Santa Rosa de Cabal. Seminario internacional de la Universidad Nacional Autónoma de México, UNAM, México DF.
16. López, C., Buitrón, G., García, H., Cervantes, F., 2017. Tratamiento biológico de aguas residuales: Principios, modelación y diseño. IWA Publishing. Pp 481 – 482

17. Luostarinen, S., 2005. Anaerobic on – site wastewater treatment at low temperatures. *Jyvaskyla Studies in Biological and Environmental Science*. 158
18. Luostarinen, S., Rintala, J., 2004. Anaerobic on – site treatment of black water and dairy parlour wastewater in UASB – septic tanks at low temperatures. *Water Research*. 436 – 448
19. Luostarinen, S., Rintala, J., 2006. Anaerobic on – site treatment of kitchen waste in combination with black water in UASB – septic tanks at low temperatures. *Bioresource Technology*. 1734 – 1740
20. Luostarinen, S., Sanders, W., Kujawa – Roeleveld, K., Zeeman, G., 2006. Effect of temperature on anaerobic treatment of black water in UASB – septic tank systems. 986
21. Mackenzie L. Davis, 2010. *Water and Wastewater Engineering, Design Principles and Practice*. Mc. Graw Hill. 22-2
22. Mahmoud, N., Van Lier, J., 2010. Enhancement of a UASB-septic tank performance for decentralized treatment of strong domestic sewage. *Institute of Environmental and Water Studies (IEWS), Birzeit University, P.O.* 22-24
23. Máquez, M., Martínez, S., 2011. *Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente*. Centro Tecnológico Aragón. Laboratorio de Ingeniería Ambiental.
24. Mara, D., 2012. *Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries*. Earthscan, WWF-UK and the International Institute for Environment and Development. Pp. 69-71
25. Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento, 2006. *Reglamento Nacional de Edificaciones – Decreto Supremo N° 011-2006-VIVIENDA*. Primera edición. Norma OS 090, Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales.

26. Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento, 2018. Norma Técnica de Diseño: Opciones tecnológicas para sistemas de saneamiento en el ámbito rural – Resolución Ministerial N° 192-2018-VIVIENDA.
27. Moussavi, G., Kazembeigi, F., Farzadkia M., 2009. Performance of a pilot scale up – flow septic tank for on – site decentralized treatment of residential wastewater. *Process Safety and Environmental Protection*. 50
28. Oliveira de Ávila, Renata, 2005. Avaliação do desempenho de sistemas tanque séptico-filtro anaeróbico com diferentes tipos de meio suporte. Universidade Federal do Rio de Janeiro, pp. 27-32
29. Orozco, A., 2005. Bioingeniería de aguas residuales. Teoría y diseño. Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (ACODAL), pp. 119
30. Parimal, P., 2017. *Industrial Water Treatment Process Technology*. Butterworth Heinemann. Pages 65-144
31. Plan Nacional de Saneamiento 2017 – 2021. Aprobado mediante Decreto Supremo N° 018 – 2017 – VIVIENDA. Publicado en la separate de Normas Legales del Diario Oficial “El Peruano”, con fecha 25.06.2017
32. Rahman, M., Shahidullah, A., Ali, M., 1999. An evaluation of septic tank performance. Integrated development for water supply and sanitation. 25th WEDC Conference. Addis Ababa, Ethiopia. Pp. 61 – 64
33. Rizvi, H., Ahmad, N., Abbas, F., Bukhari, I., Yasar, A., Ali, S., Yasmeen, T., Riaz, M., 2013. Start – up of UASB reactors treating municipal wastewater and effect of temperatura/sludge age and hydraulic retention time (HRT) on its performance. *Arabian Journal of Chemistry*. King Saud University.

34. Santiago-Díaz, A., García-Alborante, J., Salazar-Peláez, M., 2018. UASB-septic tank as an alternative for decentralized wastewater treatment in Mexico. *Environmental Technology*. pp 14
35. Seghezzo, L., 2004. Anaerobic treatment of domestic wastewater in subtropical regions. Thesis Wageningen University, Wageningen, the Netherlands. CIP-Data Koninklijke Bibliotheek, Den Haag.
36. Seghezzo, L., Fernández, F., 2015. Diseño de reactores Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB). Proyecto Mejora de las Economías Regionales y Desarrollo Local. Cuaderno Tecnológico N° 15, pp. 70-71
37. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), Gobierno de México, 2010. Manual de Agua potable, alcantarillado y saneamiento. Diseño de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales: Zonas Rurales, Periurbanas y Desarrollos Ecoturísticos. Vol. 31
38. Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento (SUNASS), Perú. Diagnóstico de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales en el ámbito de operación de las entidades prestadoras de servicios de saneamiento. Segunda edición, febrero del 2016
39. Terry, A., Fernández, M., Almeida, D., 2008. Consideraciones generales para el desarrollo de una estrategia de granulación en reactores UASB. *Tecnología Química*, vol XXVIII, núm. 1. 74
40. United Nations, 2017. The United Nations World Water Development. Wastewater, The untapped resource. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO). World Water Assessment Programme. Pp 3, 121-123

41. United Nations, 2019. World Economic Situation and Prospects. Country classifications. Data sources, country classifications and aggregation methodology. Pp. 170
42. Von Sperling, M., 1996. Comparison among the most frequently used systems for wastewater treatment in developing countries. Department of Sanitary Environmental Engineering, Federal University of Minas Gerais. Belo Horizonte, Brazil. Wat. Sci. Tech. Vol. 33, N° 3, pp 59-72
43. Von Sperling, M., Chernicharo, C., 2006. Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions. Department of Sanitary and Environmental Engineering. Federal University of Minas Gerais, Brazil. IWA Publishing. 375, 665, 676, 681 – 689, 714 – 722
44. Zeng, G., Jiang, R., Huang, G., Xu, M., Li, J., 2005. Optimization of wastewater treatment alternative selection by hierarchy grey relational analysis. Department of Environmental Science and Engineering, Hunan University, Changsha 410082, China. Environmental Engineering Program, University of Northern British Columbia, Prince George, British Columbia, Canada. Journal of Environmental Management ELSEVIER 82 (2007) 250-259

ANEXOS

Anexo 1: Panel fotográfico

Fotografía 01: Reactor UASB modificado a escala real, se muestran los sellos hidráulicos y las válvulas de mantenimiento para la limpieza de la tubería de salida, las mismas que deben realizarse de forma diaria para asegurar obtener un efluente representativo para su análisis en el laboratorio.



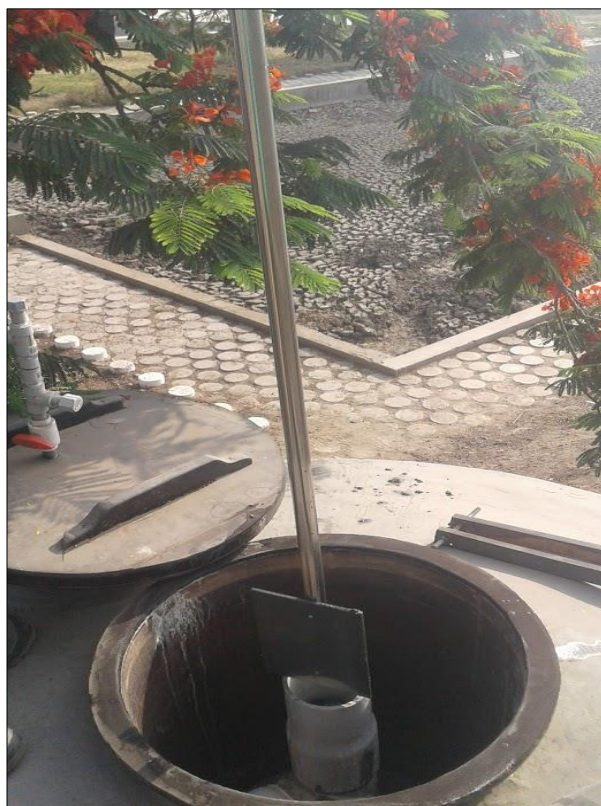
Fotografía 02: En la imagen se muestra la captación de agua residual cruda de la PTAR del CITRAR FIA – UNI, la imagen fue tomada durante la restricción de agua residual por SEDAPAL S.A. Estos cortes de agua influyeron en el arranque del reactor incrementando los días de obtención del post arranque.



Fotografía 03: Bomba sumergible utilizada en la investigación para su ubicación en el tanque de equalización.



Fotografía 04: Lodo de características visiblemente inorgánico atrapado en el interior del equipo de bombeo. Este problema hacía que el caudal regulado varíe significativamente en sólo dos horas, por ello la limpieza del equipo se debía realizar pasando un día para asegurar que no se encontrara suficiente cantidad de este material en su interior.



Fotografía 05: Se muestra el mezclador manual de lodo, se tuvo la necesidad de implementar este mecanismo debido a que se encontraban mediciones de gas que no correspondían con el criterio teórico, el problema radicaba en que en el interior del lodo se quedaban grandes burbujas de gas, esto representaba falsas medidas en las primeras mediciones. Por ello, luego de haber observado este problema se procedía a realizar el mezclado del lodo pasando un día o en todo caso antes de comenzar el monitoreo de la producción de gas.



Fotografía 06: Era importante realizar la limpieza de las natas sobrenadantes en la superficie del reactor. La primera vez que se abrió la tapa central (luego de tres semanas de arranque del sistema) se encontraron natas atípicas de consistencia viscosa y en “grumos”, no se puede inferir que sean grasas porque no se ha realizado tal análisis en el laboratorio, sin embargo, luego de esta primera vez de la limpieza no se volvió a encontrar este tipo de sobrenadante, por el contrario, se observó la formación de pequeñas placas blanco – cremas características de los reactores anaerobios.



Fotografía 07: Retención de natas en el desarenador por la colocación del material de *technopor*. Esto evitaría que llegue una excesiva cantidad de natas al reactor UASB modificado.