



UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO

FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

Digestión Anaeróbica (AD) para el Tratamiento de Residuos
Sólidos del Sistema de Producción Acuícola de Recirculación
(RAS): Revisión sistemática

TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL DE:

Ingeniero Ambiental

AUTORES:

Orcotorio Mamani, Luis Hernan (orcid.org/0000-0002-9048-2028)

Pineda Quispitupa, Mary Kleider (orcid.org/0000-0002-3637-2637)

ASESOR:

Mgtr. Reyna Mandujano, Samuel Carlos (orcid.org/0000-0002-0750-2877)

LÍNEA DE INVESTIGACIÓN:

Tratamiento y Gestión de los Residuos

LÍNEA DE RESPONSABILIDAD SOCIAL UNIVERSITARIA:

Desarrollo sostenible y adaptación al cambio climático

LIMA – PERÚ

2022

Dedicatoria

Dedicado con todo mi ser a mis padres Víctor y Hermenegilda, su bendición me guía siempre mi camino y permitió que logremos esta meta, cada enseñanza, cada palabra, cada cariño brindado están impregnados en mí, los amo eternamente.

LUIS HERNAN ORCOTORIO MAMANI

Esta tesis está dedicada a:

A mis padres Gerardo e Ildaura quienes con su amor, paciencia y esfuerzo me han permitido llegar a cumplir hoy un sueño más; a mis hermanos Norvely y Jamil por su cariño y apoyo incondicional, a mis tías Reyna y Rocío y a mi enamorado Benjamín que siempre me dieron esos ánimos para seguir adelante en mi vida profesional.

MARY KLEIDER PINEDA QUISPITUPA

Agradecimiento

Eternamente agradecido a nuestra CREADOR. A mi amada GINA por todo el apoyo brindado, a mi amado hijo LEONARDO con su llegada impulso mi carrera, a mis hermanos: SAUL, VICTOR, PAMELA por los momentos vividos, a mis sobrinos que alegran mis días, a mi asesor por todo lo enseñado, a mi casa de estudios, Universidad Cesar Vallejo.

LUIS HERNAN ORCOTORIO MAMANI

Agradezco a dios por cada momento de mi vida y por cada sueño que se ha vuelto realidad. A mi asesor por su apoyo, paciencia, tiempo y dedicación en el desarrollo de esta investigación. A mi casa de estudios, Universidad Cesar Vallejo.

MARY KLEIDER PINEDA QUISPITUPA

Índice de contenidos

Carátula	i
Dedicatoria	ii
Agradecimiento	iii
Índice de contenidos.....	iv
Índice de tablas	v
Índice de gráficos	vi
Índice de figuras	vii
Resumen	viii
Abstract	ix
I. INTRODUCCIÓN	1
II. MARCO TEÓRICO.....	4
III. METODOLOGÍA.....	15
3.1. Tipo de diseño de investigación	15
3.2. Categoría, subcategoría y matriz de categorización	16
3.3. Escenario de estudio	16
3.4. Participantes	17
3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos.....	17
3.6. Procedimiento	17
3.7. Rigor científico	19
3.8. Método de análisis de información.....	20
3.9. Aspectos éticos.....	20
REFERENCIAS	34
ANEXOS	44

Índice de tablas

<i>Tabla 1. Inconvenientes de la eficiencia de la digestión anaeróbica</i>	_____	18
<i>Tabla 2. Eficiencia de la digestión anaeróbica en la reducción de los sólidos volátiles</i>	_____	21
<i>Tabla 3. Tipo de reactor aplicado con la digestión anaeróbica</i>	_____	24

Índice de gráficos

<i>Gráfico 1. Fuentes de residuos de la acuicultura</i>	8
<i>Gráfico 2. Fuentes de desechos sólidos en la acuicultura de acuerdo a los sistemas de cultivo</i>	10
<i>Gráfico 3. Procedimiento de estudio</i>	15

Índice de figuras

<i>Figura 1. Impactos ambientales negativos de los SAR</i> -----	10
<i>Figura 2. Aplicación de la DA en los desechos sólidos de RAS</i> -----	11

Resumen

El objetivo del presente estudio se enfocó en analizar cuáles son los aspectos relevantes de la aplicación de la digestión anaeróbica en el tratamiento de residuos sólidos del sistema de producción acuícola de recirculación. Como metodología el estudio presentó un tipo de investigación aplicada de diseño sistemático, utilizando como técnica el análisis documental y como instrumento de estudio a la ficha de recolección de datos.

Mediante los resultados, los inconvenientes de la eficiencia de la digestión anaeróbica en el tratamiento de residuos sólidos del sistema de producción acuícola de recirculación se dan por factores como las especies cultivadas, la formulación del alimento y la digestibilidad de la dieta; ya que, podrían afectar las características específicas, la composición y la degradabilidad anaeróbica de los desechos. La eficiencia de la digestión anaeróbica en la reducción de los sólidos volátiles de residuos sólidos del sistema de producción acuícola de recirculación ha demostrado claramente el potencial para la recuperación de energía de los desechos a través de la DA. El tipo de reactor aplicado con la digestión anaeróbica para el tratamiento de residuos sólidos del sistema de producción acuícola de recirculación son los reactores por lotes discontinuos, continuos y secuenciales.

Palabras clave: residuos, acuicultura, salina, eficiencia, recirculación

Abstract

The objective of this study was focused on analyzing the relevant aspects of the application of anaerobic digestion in the treatment of solid wastes in the recirculating aquaculture production system. As a methodology, the study presented a type of applied research of systematic design, using documentary analysis as a technique and the data collection form as a study instrument.

According to the results, the drawbacks of the efficiency of anaerobic digestion in the treatment of solid wastes in the recirculating aquaculture production system are due to factors such as the species cultivated, the formulation of the feed and the digestibility of the diet, which could affect the specific characteristics, composition and anaerobic degradability of the wastes. The efficiency of anaerobic digestion in reducing the volatile solids of solid waste from the recirculating aquaculture production system has clearly demonstrated the potential for energy recovery from waste through AD. The type of reactor applied with anaerobic digestion for the treatment of solid waste from recirculating aquaculture production system are batch, continuous and sequential batch reactors.

Keywords: waste, aquaculture, saline, efficiency, recirculation.

I. INTRODUCCIÓN

Las pesquerías marinas han estado en continuo declive a nivel mundial y las proyecciones indican que el colapso de la industria es inminente dentro de unas décadas si los niveles actuales de comercio continúan (Bergland H. et al., 2019, p.2). Para aliviar las presiones sobre las poblaciones de peces silvestres y satisfacer el creciente consumo mundial de alimentos marinos, cada vez se recurre más a la acuicultura de especies marinas (Alexander K. et al., 2016, p.2).

Siendo, la acuicultura costera es una práctica tradicional en el sudeste asiático, pero el desarrollo acelerado en las últimas tres décadas ha creado impactos ambientales negativos (Olaussen J. et al., 2018, p.2). Como la conversión extensiva de manglares en estanques, cambios en los regímenes hidrológicos en aguas cerradas debido a la proliferación de estructuras acuícolas y la descarga de altos niveles de materia orgánica en las aguas costeras (Bergland H. et al., 2020, p.1).

El creciente deterioro de la calidad del agua costera como resultado de la descarga de desechos domésticos, agrícolas e industriales en las aguas costeras ha afectado la producción y la rentabilidad de la acuicultura (Holen S. et al., 2018, p.1). Así mismo, los desechos sólidos de los sistemas de recirculación de acuicultura (RAS) son principalmente una mezcla de materia fecal y alimentos no consumidos acumulados durante el proceso de cultivo de peces (Xiao R. et al., 2019, p.3).

Trayendo como consecuencia presencia de sustancias nocivas están presentes debido a grandes cantidades de partículas residuales, como alimentos residuales, heces y pequeñas partículas sólidas en suspensión, así como amoníaco, nitrito, bacterias y dióxido de carbono (CO₂), en el agua (Stevens J. et al., 2018, p.2).

Por tales motivos, se busca aplicar procesos como la digestión anaeróbica el cual puede utilizar los desechos orgánicos producidos por el cultivo, la recolección y el procesamiento de peces y pueden proporcionar un recurso valioso, aunque subutilizado (Venugopal V., 2021, p.45).

Debido a que la eliminación ambientalmente responsable de los desechos orgánicos sólidos de los sistemas acuícolas de recirculación marinos y salobres en

tierra es fundamental para promover la aceptación e implementación generalizadas (Quinn B. et al., 2016, p.1). Se plantea la siguiente pregunta general del estudio:

Problema general: ¿Cuáles son los aspectos relevantes de la aplicación de la digestión anaeróbica en el tratamiento de residuos sólidos del sistema de producción acuícola de recirculación?

PE1: ¿Cuáles son los inconvenientes de la eficiencia de la digestión anaeróbica en el tratamiento de residuos sólidos del sistema de producción acuícola de recirculación?

PE2: ¿Cuál es la eficiencia de la digestión anaeróbica en la reducción de los sólidos volátiles de residuos sólidos del sistema de producción acuícola de recirculación?

PE3: ¿Cuál es el tipo de reactor aplicado con la digestión anaeróbica para el tratamiento de residuos sólidos del sistema de producción acuícola de recirculación?

Objetivos General: Analizar cuáles son los aspectos relevantes de la aplicación de la digestión anaeróbica en el tratamiento de residuos sólidos del sistema de producción acuícola de recirculación.

OE1: Determinar los inconvenientes de la eficiencia de la digestión anaeróbica en el tratamiento de residuos sólidos del sistema de producción acuícola de recirculación

OE2: Clasificar la eficiencia de la digestión anaeróbica en la reducción de los sólidos volátiles de residuos sólidos del sistema de producción acuícola de recirculación

OE3: Identificar el tipo de reactor aplicado con la digestión anaeróbica para el tratamiento de residuos sólidos del sistema de producción acuícola de recirculación

Este trabajo busca analizar la digestión anaeróbica mediante la búsqueda y recolección de estudios científicos, por cual se presenta una justificación teórica. Ya que, se busca analiza los desafíos de la DA debido a las bajas concentraciones

de contaminantes en las corrientes de desechos para recuperar valiosos nutrientes; siendo dirigido este trabajo de investigación a los profesionales competentes.

II. MARCO TEÓRICO

Suhr Karin et al., (2016, p.1); en su estudio evaluó el potencial acidogénico bioquímico de los residuos sólidos de juveniles de trucha arcoíris midiendo el rendimiento de ácidos grasos volátiles (AGV) durante la digestión anaerobia por operación discontinua o discontinua del reactor en el tiempo de hidrólisis (HT)/tiempo de retención hidráulica (HRT.) de 1, 5 o 10 días (y por lotes 14 y 20 días adicionales) en reactores de tanque de agitación continua. A los 10 días HT o 10 días TRH, el rendimiento de AGV alcanzó $222,3 \pm 30,5$ y $203,4 \pm 11,2$ mg AGV g⁻¹ TVS₀ (sólidos volátiles totales en el día 0) en reactor por lotes y por lotes, respectivamente. Para el reactor de lote alimentado, aumentar la TRH de 5 a 10 días no generó un rendimiento adicional significativo de AGV. La prolongación del experimento del reactor por lotes a 20 días aumentó aún más la producción de AGV ($273,9 \pm 1,6$ mg AGV g⁻¹ TVS₀, $n = 2$). Después de 10 días de HT/HRT, el 16,8–23,5 % del N Kjeldahl total se encontró como TAN y el 44,3–53,0 % del P total se encontró como ortofosfato. Concluyendo que se detectó una diferencia significativa entre los tipos de reactores para la disolución de fósforo a los 5 días HT/HRT, ya que se produjo un aumento relativamente pronunciado (de un factor de 2–3) en el contenido de orto-P en los reactores por lotes alimentados, pero un aumento pronunciado similar solo fue notable después 10 días HT para reactores discontinuos.

Mazarino J. et al., (2018, p.1), estudió los rendimientos de la codigestión anaeróbica mesófila (AcD) de lodos activados residuales (WAS) y lodos de acuicultura (AS). Se utilizaron mezclas de diferentes composiciones (0, 30, 50, 70 y 100 % de AS sobre la base del volumen) como sustratos de AcD y se analizaron mediante un ensayo de potencial de metano bioquímico. Donde los resultados mostraron que la producción de CH₄ aumentó con el incremento de la relación AS/WAS, y el uso de AS solo como sustrato mostró el rendimiento máximo de CH₄, que fue un 8 % más alto que el logrado usando solo WAS como sustrato. Los valores de rendimiento de CH₄ se ajustaron bien con el modelo de Gompertz modificado. El potencial máximo de metano (P₀) y la tasa máxima de producción de metano (R₀) aumentaron de 66,8 mL CH₄/g SV_{alimentado} a 70,9 mL CH₄/g SV_{alimentado} y de 4,40 mL CH₄/g

$SV_{\text{alimentado}} \cdot d$ a $5,59 \text{ mL CH}_4 / \text{g SV}_{\text{alimentado}} \cdot d$, respectivamente, a medida que la relación AS/WAS aumentó de 0% a 100 %.

Wu Y. y Song K., (2020, p.1), estudiaron los rendimientos de la codigestión anaeróbica mesófila (AcD) de lodos activados residuales (WAS) y lodos de acuicultura (AS). Se utilizaron mezclas de diferentes composiciones (0, 30, 50, 70 y 100 % de AS sobre la base del volumen) como sustratos de AcD y se analizaron mediante un ensayo de potencial de metano bioquímico. Los resultados mostraron que la producción de CH_4 aumentó con el incremento de la relación AS/WAS, y el uso de AS solo como sustrato mostró el rendimiento máximo de CH_4 , que fue un 8 % más alto que el logrado usando solo WAS como sustrato. Los valores de rendimiento de CH_4 se ajustaron bien con el modelo de Gompertz modificado. El potencial máximo de metano (P_0) y la tasa máxima de producción de metano (R_0) aumentaron de $66,8 \text{ mL CH}_4 / \text{g SV}_{\text{alimentado}}$ a $70,9 \text{ mL CH}_4 / \text{g SV}_{\text{alimentado}}$ y de $4,40 \text{ mL CH}_4 / \text{g SV}_{\text{alimentado}} \cdot d$ a $5,59 \text{ mL CH}_4 / \text{g SV}_{\text{alimentado}} \cdot d$, respectivamente, a medida que la relación AS/WAS aumentó de 0% a 100 %.

Mirzoyan N. y Gross A., (2016, p.1), en su estudio busca demostrar los mecanismos de utilización del aceptor de electrones en BAS en condiciones metanogénicas. El nitrato, el nitrito y el hierro se agotaron casi por completo durante el primer día de AD, y la producción de metano comenzó solo cuando se eliminaron estos aceptores de electrones. Por el contrario, la reducción de sulfato también comenzó de inmediato, pero tomó de 15 a 28 d, dependiente del tratamiento, y coincidió en gran medida con la producción de metano. El volumen de biogás producido, la fase de retraso para la producción de metano y el contenido de metano en el biogás se vieron afectados por la inhibición de la reducción de sulfato y por el aumento de las concentraciones de nitrato y nitrito; además las tasas promedio de producción de metano en todos los tratamientos fueron similares.

Quinn Brigit M. et al., (2016, p.1), en su artículo se describe el desarrollo de un consorcio microbiano que puede convertir sólidos de desecho de peces orgánicos marinos en biometano con una eficiencia superior al 90 %. El consorcio microbiano halotolerante, que fue desarrollado por transferencia secuencial enmarcan desechos de pescado, está optimizado para baja DQO Proporciones :N típicas de

los desechos orgánicos de pescado y no requiere la adición de enmiendas como carbono orgánico o nutrientes. Las temperaturas para tasas máximas de conversión oscilan entre 26 y 35 °C. Se aislaron cinco filotipos predominantes identificados en el consorcio microbiano mediante HPLC desnaturalizante. Dos aislamientos incluyeron bacterias fermentativas anaerobias identificadas como una cepa de *Dethiosulfovibrio* y una cepa estrechamente relacionada con *Fusobacterium* spp., que hidrolizan y fermentan proteínas, péptidos y aminoácidos. Los otros tres aislamientos incluyeron una arquea metanogénica que utiliza acetato identificada como una cepa de *Methanosarcina* y dos arqueas metanogénicas que utilizan hidrógeno identificadas como cepas de *Metanogenium* y *Methanoplanus*. Donde, los resultados demuestran inequívocamente que se pueden desarrollar consorcios halotolerantes de bacterias y arqueas para la bioconversión de residuos sólidos orgánicos salinos con altas eficiencias equivalentes a las alcanzadas con sistemas de residuos no salinos.

Letelier Gordo C. et al., (2020, p.1), en su estudio tuvo como objetivo evaluar la toxicidad de las aguas residuales de pescado con diferentes salinidades en el proceso de biometanización y proponer escenarios óptimos de codigestión para un potencial máximo de metano y un uso seguro en plantas de biogás. Los resultados mostraron que, dependiendo de la salinidad y el contenido orgánico, es posible codigerir eficientemente de 3,22 a 61,85 % de aguas residuales de pescado (v/v, aguas residuales/estiércol) y mejorar la tasa máxima de producción de metano de 2,72 a 61,85 %. respectivamente en comparación con la monodigestión de estiércol de vaca. Además, la salinidad fue identificada como el principal inhibidor del proceso de biometanización con una concentración inhibitoria mitad de la máxima (IC₅₀) de 4,37 g L⁻¹, mientras que la reducción de sulfato se identificó como un inhibidor secundario.

Yogev Uri et al., (2017, p.1), estudió el destino del carbono y el nitrógeno mediante balance de masa en una nueva descarga casi nula (< 1% de intercambio de agua del volumen del sistema por día) escala de investigación salina RAS. El sistema incluía un tanque de peces conectado a tres circuitos de tratamiento: (a) un filtro sólido seguido de un reactor de película fija de nitrificación aireada, (b) un biorreactor de lodos activados de desnitrificación anóxica de una sola etapa que

utiliza lodos de peces como fuente de carbono, y (c) un biodigestor anaeróbico (manto de lodo anaeróbico de flujo ascendente [UASB]) para el tratamiento del exceso de biomasa de desnitrificación para la producción de biogás. Alrededor del 50 % del carbono introducido (del alimento) se eliminó mediante la asimilación y respiración de los peces, y otro 10 % mediante biodegradación aeróbica en el biorreactor de nitrificación. En el reactor de desnitrificación se eliminó un 10 % de carbono y se introdujo un 25 % de carbono en el reactor UASB, del cual un 12,5 % se convirtió en metano, un 7,5 % en CO_2 y el resto (5%) quedó como carbono no degradable en la UASB.

Da Borso F. et al., (2021, p.1), tiene como objetivo de su estudio de desarrollar el potencial bioquímico de metano (BMP) de los lodos de criadero de peces salobres. Las aguas residuales se concentraron por microfiltración y sedimentación y los lodos espesados se trataron en un sistema BMP con diferentes relaciones de sólidos volátiles inóculo/sustrato (I/S) (de 50:1 a sin inóculo). La relación I/S más alta mostró la mayor BMP (564,2 NmL CH_4 /g VS), mientras que las diferentes relaciones I/S mostraron una tendencia decreciente (319,4 y 127,7 NmL CH_4 /g VS, para I/S = 30 e I/S = 3). En ausencia de inóculo BMP resultó de 62,2 NmL CH_4 /g VS. El análisis cinético (modelo de Gompertz modificado) mostró una buena correlación con los datos experimentales, pero con una larga duración de la fase de latencia (de 14,0 a 5,5 días), en particular con el mayor I/S. La AD aplicada a lodos de agua salobre puede ser un tratamiento prometedor con interesantes producciones de metano.

Donoso Bravo A. et al., (2016, p.2), en su estudio científico tiene como objetivo evaluar la biodegradabilidad anaeróbica de varias fracciones de procesamiento de pescado, así como lodos de tratamiento de agua, para especies de tilapia y esturión cultivadas en sistemas acuícolas de recirculación. Después de la caracterización del sustrato, se estimaron la biodegradabilidad final y la tasa hidrolítica ajustando un modelo cinético de primer orden con los perfiles de producción de biogás. En general, el modelo de primer orden pudo reproducir correctamente los perfiles de biogás con un alto coeficiente de correlación. En el caso de la tilapia, la piel/aleta, vísceras, cabeza y carne presentaron un alto nivel de biodegradabilidad, por encima de $310 \text{ mLCH}_4 \text{ gCOD}^{-1}$, mientras que la cabeza y los huesos mostraron una baja

tasa hidrolítica. Para el esturión, los resultados para todas las fracciones fueron bastante similares en ambos parámetros, aunque las vísceras presentaron los valores más bajos.

Xu Jie et al., (2017, p.1), estudió los efectos de la relación inóculo a sustrato (I/S, basada en VS) y la codigestión con bagazo en la producción de biogás de FW en reactores por lotes. El valor I/S fue de 0,95 a 2,55, el contenido de bagazo en la codigestión (basado en VS) fue del 25 %, 50 % y 75 %. El mayor rendimiento de biogás (433,4 mL/gVS) con 73,34% de contenido de metano se obtuvo a un valor I/S de 2,19 en monodigestión de FW; la producción de biogás se inhibió y el contenido de metano estaba por debajo del 70 % cuando I/S estaba por debajo de 1,5. La codigestión de FW y bagazo podría mejorar la estabilidad y el potencial de biogás, reduciendo también el tiempo requerido para obtener el 70% de la producción total de biogás, aunque el rendimiento total de biogás y el contenido de metano disminuyeron con el aumento del contenido de bagazo en la codigestión. Rendimiento de biogás de 409. Se obtuvo 5 mL/gVS en codigestión de 75% FW y 25% bagazo; simultáneamente se logró el 78,46% de la producción total de biogás después de 10 días de digestión.

Después de mostrar los antecedentes más relevantes sobre la digestión anaeróbica como tratamiento de residuos sólidos del sistema de producción acuícola, se muestra la problemática que engloba al estudio y a los antecedentes mostrados.

La acuicultura, el cultivo de organismos acuáticos en condiciones controladas, es una importante industria que contribuye al desarrollo económico, genera ingresos y estimula el empleo en el sector agrícola (Khiari Zied et al., 2019, p.2). La acuicultura es también una de las industrias de producción de alimentos de más rápido crecimiento, impulsada por la creciente demanda de productos acuáticos (Bhari B. y Visvanathan C., 2018, p.2).

Según el último informe publicado en 2016 por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), la acuicultura suministró al mercado mundial 73,8 millones de toneladas de pescado en 2014, lo que supone casi la mitad de la producción pesquera total (Pretty Jules et al., 2020, p.1).

Pero, a pesar de sus positivas ventajas económicas, las actividades acuícolas plantean graves problemas medioambientales (Asche Frank et al., 2018, p.2). La acuicultura es como cualquier otra empresa productiva donde hay insumos para generar productos (Joesting Heather M. et al., 2016, p.2).

Por ejemplo, durante las operaciones acuícolas se generan importantes cantidades de residuos sólidos y efluentes líquidos; que son insumos no utilizados o subproductos (Rodriguez W. et al., 2016, p.1). Estos desechos tienen poco o ningún valor económico y, a menudo, son una molestia para el medio ambiente; por lo cual, la generación de residuos de la acuicultura ha hecho de su sostenibilidad una preocupación pública (Wu Y. y Song K., 2021, p.5).

El efluente líquido se compone de metabolitos solubles, mientras que los residuos sólidos (es decir, el estiércol) se componen principalmente de heces y piensos no consumidos (Rockstrom Johan et al., 2017, p.3). Si se gestionan de forma inadecuada, los residuos sólidos de la acuicultura pueden contribuir significativamente a la contaminación del suelo, el aire y el agua, debido a su alto contenido orgánico (Dauda Akeem B. et al., 2017, p.3).

Así mismo, la contaminación por desechos generados en la acuicultura se puede dar por tres factores; siendo descritas en el gráfico 1:

Gráfico N°1: Fuentes de residuos de la acuicultura



Alimentación.- Se ha informado que el alimento es la principal fuente de desechos en los sistemas acuícolas y el efecto de la producción de desechos debido al alimento para peces varía con la cantidad de alimento suplementario.



Químicos.- Aunque los productos químicos son importantes para la piscicultura, también pueden constituir una molestia para el medio ambiente. A medida que el agua se libera de los estanques, fluye hacia los cuerpos de agua naturales. El efecto de estos desechos químicos sobre estos sistemas de agua naturales depende de la concentración de los productos químicos utilizados, el tamaño de la granja y el tamaño de los cuerpos de agua receptores.



Patógenos.- Este grupo de desechos rara vez se considera en los sistemas acuícolas, especialmente cuando está por debajo del nivel que afecta a los peces de cultivo. Sin embargo, la descarga de patógenos con las aguas residuales puede afectar negativamente a los organismos acuáticos en los cuerpos de agua naturales.

Cuatro fertilizantes orgánicos (desechos de sangre de vaca, estiércol de vaca, estiércol de cerdo y estiércol de aves) contribuyen a un alto nivel de estreptococos fecales

Fuente: Elaboración propia

Así también, al mismo tiempo, la agricultura y la gestión de la tierra también han contribuido a la pérdida de biodiversidad, la carga de nutrientes de la biosfera, el forzamiento del clima, el agotamiento de los acuíferos y las aguas superficiales y la contaminación del aire, el suelo y el agua (Díaz Sandra et al., 2019, p.1).

Además, los componentes de los desechos producidos por los sistemas acuícolas han sido caracterizados por diversos investigadores de dos maneras; mediante los desechos sólidos y los disueltos (Shih Yu Jen et al., 2020, p.3). Donde, los desechos sólidos se derivan principalmente de los alimentos no consumidos y los excrementos fecales de los peces de cultivo (Akinwole A. et al., 2016, p.2).

Los desechos sólidos se pueden clasificar además como sólidos en suspensión y sólidos sedimentados (Lee Jinhwan et al., 2019, p.2). Los sólidos suspendidos son partículas finas y permanecen suspendidos en el agua, excepto cuando se emplea un método de coagulación o sedimentación, y son el tipo de sólidos más difíciles de eliminar de los sistemas de cultivo (Fraga Corral M. et al., 2022, p.4).

Los desechos sólidos se consideran muy peligrosos porque pueden obstruir las branquias de los peces y causarles la muerte, especialmente en el caso de partículas sedimentadas grandes (Orisasona O. y Ajani E., 2016, p.2). Lo que, como consecuencia, si se dejan durante mucho tiempo y se dejan descomponer, estos desechos conducen a aumentos tanto en el total de sólidos en suspensión como en el total de sólidos disueltos (Vallejos M. et al., 2022, p.2).

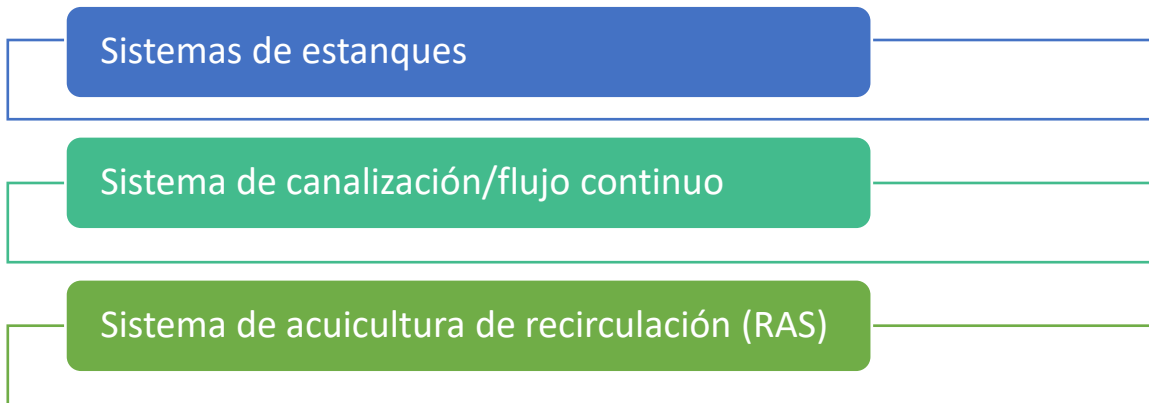
Por otro lado, los desechos disueltos son productos del metabolismo de los alimentos en los peces o alimentos descompuestos no consumidos. En los desechos disueltos, los dos principales componentes de interés son los productos de nitrógeno (N) y fósforo (P) (Dauda A. y Akinwole A., 2016, p.3).

Estos dos elementos constituyen componentes importantes de la proteína, que es el componente principal del alimento para peces; el pescado, independientemente de la especie, requiere un alto contenido de proteína cruda en la dieta, que oscila entre el 25 y el 50 % (Venugopal V. y Sasidharan A., 2021, p.4). Los alimentos ricos en proteínas para peces contienen altas cantidades de nitrógeno y fósforo, pero menos del 50% de estos posibles contaminantes del agua (nitrógeno y fósforo) se retienen en el cuerpo del pez (Bossier P. y Ekasari J., 2017, p.4).

Pero, además, la cantidad de desechos sólidos en los sistemas de piscicultura y los que finalmente se liberan al medio ambiente varía según el tipo de sistema de piscicultura, la cantidad de alimento suministrado y la efectividad del proceso de alimentación (Bergman K. et al., 2020, p.3). Por lo tanto, la gestión general de residuos se discutirá con referencia a estos diferentes sistemas de cultivo.

Por lo tanto, se muestran los sistemas en el gráfico 2:

Gráfico N°2: *Fuentes de desechos sólidos en la acuicultura de acuerdo a los sistemas de cultivo*

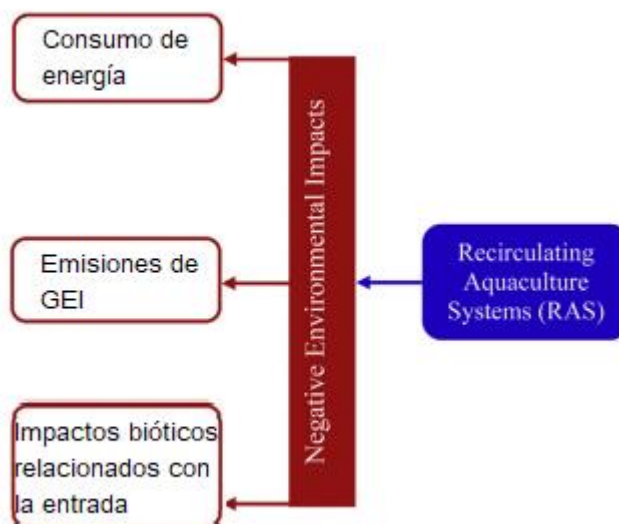


Fuente: Elaboración propia

Entre estos sistemas el RAS es un sistema de cultivo que permite reutilizar el agua de cultivo de peces y ha demostrado ser mejor en la eliminación de sólidos que el sistema de flujo continuo (Badiola M. et al., 2018, p.5).

El RAS elimina los desechos sólidos a través de sedimentación y filtros de pantalla, pero, aunque, puede eliminar una gran parte de los desechos sólidos a través de la sedimentación, no es eficaz para eliminar los sólidos finos del sistema (Ahmed N. y Turchini G., 2021, p.3). Para lo cual se muestra la figura 1 en la que se detallan los impactos ambientales negativos de los RAS:

Figura N°1: Impactos ambientales negativos de los SAR



Fuente: Modificado de Ahmed N. y Turchini G., 2021

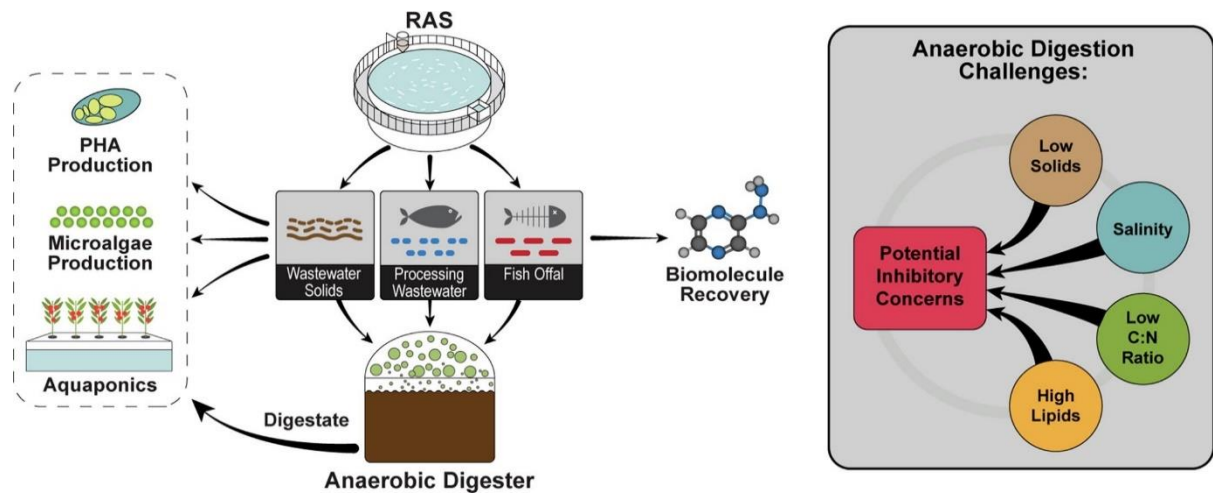
Una cantidad sustancial de partículas sólidas en RAS tienen menos de 10 μm y pueden causar problemas en RAS, si no se eliminan de manera efectiva (Azaria S. y Van Rijn J., 2018, p.2). Pueden obstruir los biofiltros, conducir a la producción secundaria de amoníaco, tener impactos negativos en otros componentes de los sistemas y en la salud de los peces cultivados (Almeida Gabriel M. et al., 2019, p.5).

Por lo tanto, un gran porcentaje se transfiere al agua de cultivo, donde se convierte en una molestia y, cuando finalmente se libera, tiene muchos impactos ambientales (Dauda Akeem B. et al., 2019, p.2).

Aunque la eliminación de desechos sólidos se considera comparativamente más barata y fácil que otros tipos de desechos en el sistema de cultivo de peces, es extremadamente importante emplear técnicas efectivas que los eliminen lo más rápido posible (Richards D. et al., 2016, p.2). Debido a que, la eliminación efectiva de los desechos sólidos puede asegurar la reducción de algunos otros nutrientes en el agua de cultivo, especialmente el fósforo y la materia orgánica, que se liberan en gran parte como material particulado (Thomas Nathan et al., 2017, p.1).

La digestión anaeróbica ha tratado con éxito las corrientes de desechos orgánicos de las industrias agrícolas y de tratamiento de aguas residuales, pero su aplicación en la acuicultura ha recibido un interés limitado. Es así como se busca estudiar la digestión anaeróbica (DA), ya que, la corriente de desechos que se generan puede ser adecuadas para la producción de biogás a través de este tratamiento. Ver figura 2.

Figura N°2: Aplicación de la DA en los desechos sólidos de RAS



Fuente: Extraído de Bolen T. et al., 2022

La digestión anaeróbica es una forma de utilizar la energía potencial contenida en los desechos sólidos producidos en los sistemas acuícolas de recirculación (RAS), ya sea proporcionando productos acidogénicos para impulsar la desnitrificación heterótrofa en el sitio o produciendo directamente metano comburente (Suhr Karin et al., 2016, p.1).

Cuando se utiliza la materia orgánica biodegradable presente en el sistema como donantes de electrones en la desnitrificación heterótrofa se utiliza el término "desnitrificación de lodos simples" (Wu Yuqi et al., 2020, p.4). Este proceso tiene la ventaja de reducir tanto la materia orgánica como la descarga de nitratos de los SAR.

Así también, en los SRA experimentales de descarga cero, la desnitrificación de lodos simples está integrada en el SRA y sólo el excedente de residuos sólidos no utilizados para la desnitrificación se somete finalmente a la digestión del reactor de biogás (Sabbadin F. et al., 2018, p.3). Donde en estudios como Mirzoyan N. et al., (2013, p.3), revisaron el campo del uso de residuos sólidos de pescado en digestores anaeróbicos de biogás y encontraron eficiencias de digestión de materia orgánica (DQO y VS) de hasta casi el 100%. La producción de metano, sin embargo, variaba considerablemente (de 4 a >80% de metano del gas total producido) debido a las diferencias en las condiciones de funcionamiento de los distintos digestores.

Por tal motivo, debido a su naturaleza diluida, el retro lavado puede carecer de suficiente alcalinidad y materia orgánica para un proceso de digestión eficiente en biorreactores comúnmente utilizados para manejar estiércol animal, como los digestores de reactor de tanque agitado continuo (CSTR) y reactor de flujo pistón (PFR) (Goddek S. et al., 2018, p.5).

Ante ello, es debido mencionar que las diferencias en las condiciones de funcionamiento varían de acuerdo a los tipos de reactores, tipo de alimentación, tasa de carga, tiempo de retención hidráulica, pH, salinidad, temperatura, composición, diluciones, etc. (Filer J. et al., 2019, p.2).

III. METODOLOGÍA

3.1. Tipo de diseño de investigación

La presente investigación es cualitativa, ya que, los métodos de investigación cualitativa difieren según la naturaleza de la recopilación de datos, así como los medios para analizar esos datos. En las ciencias sociales de la energía, los enfoques más populares para la recopilación de datos cualitativos tienden a ser entrevistas semiestructuradas, grupos focales, observación directa, observación participante y análisis de documentos (Salgado A., 2007, p.71). Así mismo, lo que cada uno de estos métodos tiene en común es que son inductivos y exploratorios por naturaleza, buscando acceder a una perspectiva particular en profundidad, en lugar de probar una hipótesis específica.

Ante ello, el tipo de investigación es aplicada, ya que, ya que, este tipo de investigación busca resolver un problema social que engloba a la población, para lo cual adquiere conocimientos de estudios aplicados al tema y con ellos revelar nuevos conocimientos (Carter S. et al., 2019, p.2). Siendo aplicado, la búsqueda que se realizó para ampliar las nociones científicas del tratamiento de residuos sólidos mediante la digestión anaeróbica.

El presente trabajo de investigación se centra en una gama estrecha de preguntas y está sesgada hacia las metodologías de investigación cuantitativas donde se requiere de tiempo y recursos en comparación de un diseño narrativo; además, utiliza un enfoque "aditivo" de la síntesis que descuida la naturaleza complementaria de los diferentes estudios y el alcance amplio puede generar una visión más profunda (Sovacool B. et al., 2018, p.2). Debido a ello, es que se aplicó el diseño sistemático; ya que, se realizó un procedimiento que codificó estudios experimentales acerca de la digestión anaeróbica para el tratamiento de residuos sólidos; y el presente trabajo identificó datos esenciales de los documentos originales tomados para resolver el problema de estudio.

3.2. Categoría, subcategoría y matriz de categorización

Las tres categorías planteadas fueron extensiones de los objetivos específicos del estudio, los cuales buscaron dar a conocer los inconvenientes de la eficiencia de la digestión anaeróbica, la eficiencia de la digestión anaeróbica y el tipo de reactor aplicado con la digestión anaeróbica; y para generar unos resultados exactos de los objetivos y detallados se elaboraron las sub categorías mostradas en el anexo 1.

3.3. Escenario de estudio

El escenario de estudio por lo general es el entorno en físico donde se suscita el desarrollo experimental de un trabajo de investigación; por lo cual, al presentar estudio al presentar un diseño sistemático consideró como escenario a los lugares descritos por las diversas literaturas y citas científicas donde realizaron la digestión anaeróbica para el tratamiento de residuos sólidos del sistema de producción acuícola de recirculación.

3.4. Participantes

Los participantes considerados fueron: sciencedirect, scielo, scopus y Proquest. Siendo plataformas virtuales de libre acceso a nivel nacional e internacional. Así también, estos portales web fueron los que permitieron la revisión y extracción de diversas literaturas como artículos científicos y citas científicas.

3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos

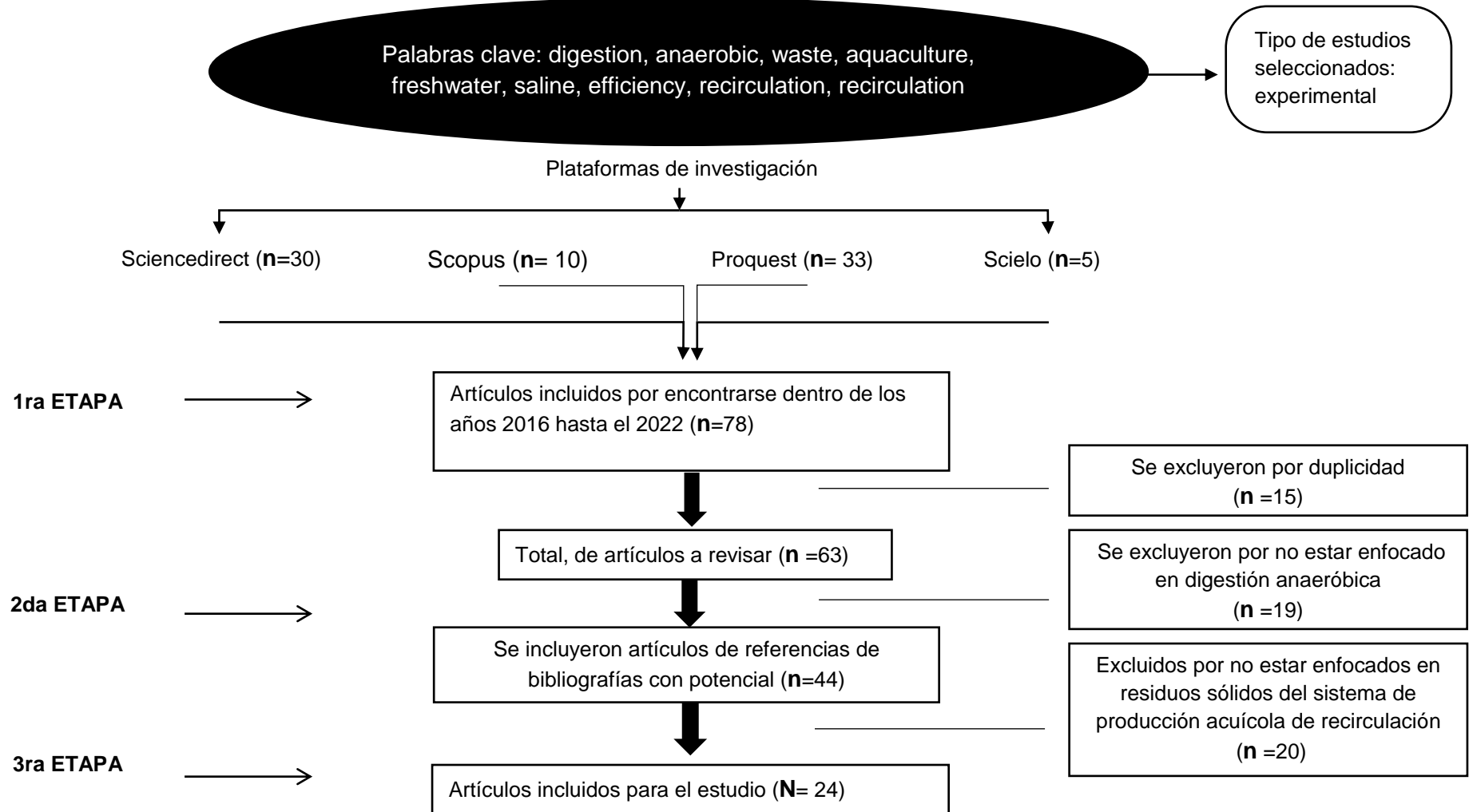
La técnica elegida para realizar la selección de estudios científicos fue el análisis documental, siendo este descrito por Ocak G. y Ocak I., (2016, p.648), como aquel método que busca conocer un documento para realizar una serie de procedimientos que permiten extraer la información relevante para generar un rápido acceso al documento original y fácil recuperación. Para lo cual, se empleó como instrumento de recolección de datos la ficha propuesta en el anexo 2.

Tal ficha fue elaborada para la descripción de los datos importantes del documento original, siendo informaciones del estudio, del autor y del contenido; como la metodología usada, el objetivo, los inconvenientes de la eficiencia de la digestión anaeróbica, la eficiencia de la digestión anaeróbica y el tipo de reactor aplicado.

3.6. Procedimiento

Los estudios seleccionados pasaron por un proceso de selección el cual consistió en un proceso de inclusión y exclusión como se muestra en la figura 1; teniendo como objetivos estudios que brinden la mayor información posible para los resultados.

Gráfico N°3: Procedimiento de estudio



Fuente: Elaboración propia

3.7. Rigor científico

El rigor científico es la aplicación estricta del método científico para garantizar un diseño experimental, una metodología, un análisis, una interpretación y un informe de los resultados sólidos e imparciales. Ante ello, se buscó cumplir con 4 de los criterios científicos para obtener el rigor científico del estudio; siendo descritos por (Cornejo et.al.,2011, pág.15); la dependencia, confirmabilidad, transferibilidad, credibilidad:

La dependencia; es un criterio que va a presentar en un estudio sistemático cierta controversia, ya que, investigadores manifiestan que la posibilidad que los datos mostrados sean estables, debido a que es casi imposible conseguirlos si los estudios son prácticos y por ende irrepetibles; por ello, no se puede tener una total precisión; pero también esto puede ser obtenido mostrando la mayor información detallada posible. Ante ello, el presente trabajo se encargó de brindar la transcripción de los estudios sin alterar su información y sin presentar opiniones que puedan modificar algún resultado, intentado que fueran los más exactos posibles a los que indican los estudios originales.

La confirmabilidad, este criterio permitir que cualquier persona pueda aplicar el mismo estudio en otros contextos y obtener resultados muy parecidos; lo cual se logra solo siguiendo las pistas dejadas por el autor responsable de la investigación. Donde, este criterio se cumplió dejando la mayor información de la metodología usada como las técnicas y métodos usados, para que así se pueda continuar con el estudio.

Transferibilidad, este criterio consiste en los puedan ser reproducido por varios científicos, valida los resultados originales y la preparación para avanzar a la siguiente fase de la investigación. Y es cumplido detallando la información de la manera más objetiva posible y brindando toda la información de los autores de quienes se utilizó los datos.

Credibilidad, es la capacidad del investigador para transmitir de manera clara los puntos de vista del autor y esto se consigue demostrando que los hallazgos

obtenidos son verídicos y reales. Siendo obtenido este criterio plasmando información selectiva de los estudios que aplicaron el tratamiento de residuos sólidos del sistema de producción acuícola de recirculación mediante la digestión anaeróbica.

3.8. Método de análisis de información

El método de la información fue realizado empleando el método de triangulación en el desarrollo metodológico del estudio; consistiendo este método en el uso de diversas técnicas y métodos de recolección de datos (Cadena-Iñiguez, P. et al., 2017, p.7).

Siendo así como se usó el análisis documental como técnica de instrumento y la matriz de recolección de datos; en la cual se plasmaron las categorías y sub categorías que buscaron generar resultados ordenados y detallados; siendo descritos a continuación:

Categorías: Inconvenientes de la eficiencia de la digestión anaeróbica, Eficiencia de la digestión anaeróbica y Tipo de reactor aplicado con la digestión anaeróbica

Subcategorías: Alta concentraciones de lodo, Bajas temperaturas, Bajo contenido de TSS, Reducción de sólidos volátiles, Producción de metano normalizada, Reactores por lotes a escala de laboratorio, Reactores discontinuos a escala de laboratorio, Reactores continuos de tanque agitado.

3.9. Aspectos éticos

El presente trabajo cumplió con el derecho de autoría de las citas usadas de las diversas literaturas nacionales e internacionales, usando la Norma ISO 690 y 690-2, así mismo, se cumplió con el código de ética mencionado en la resolución N° 0103-2018 y la guía de productos observables de la UCV.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los aspectos relevantes de la aplicación de la digestión anaeróbica en el tratamiento de residuos sólidos del sistema de producción acuícola de recirculación son los inconvenientes de la eficiencia de la digestión anaeróbica y el tipo de reactor aplicado con la digestión anaeróbica y que de ello depende la eficiencia de la digestión anaeróbica en el tratamiento de residuos sólidos del sistema de producción acuícola de recirculación. Por lo cual, se realizó la comparación de artículos en la tabla 1, 2 y 3.

Mediante la Tabla 1 se determinó los inconvenientes de la eficiencia de la digestión anaeróbica en el tratamiento de residuos sólidos del sistema de producción acuícola de recirculación, teniendo como criterios los factores inhibitorios, codigestión y tipo de alimentación.

Tabla N°1: Inconvenientes de la eficiencia de la digestión anaeróbica

Tipo de alimentación	Codigestión (Y/N)	Sólidos volátiles de alimentación (%VS)	Factores inhibitorios	Referencia
RAS Residuos Sólidos	N	0,2 - 0,8%	Disminución del rendimiento de CH ₄ a mayores concentraciones de lodo	Suhr K. et al. (2016, p.2)
Lodo primario + Sólidos de desecho de pescado	Ambos	0,5 - 2,7%	La acumulación de AGV condujo a una disminución del pH	Mazarino J. et al., (2018, p.1)
Lodos Activados + Residuos Sólidos de Acuicultura	Y	0,6 – 0,7 %	La baja producción de metano se atribuyó a una menor fracción de VS en la alimentación.	Wu Y. y Song K., (2020, p.1)
Residuos sólidos de acuicultura (salobre)	N	N / A	Altas concentraciones de sulfuro	Mirzoyan N. y Gross A., (2016, p.1)

Lodo sólido de desechos de pescado (solución salina)	N	N / A	Bajo rendimiento de CH ₄ a bajas temperaturas	Quinn Brigit M. et al., (2016, p.1)
Sólidos de desecho de pescado (solución salina)	N	N / A	Alta salinidad y contenido de sulfuro	Letelier Gordo C. et al., (2020, p.1)
Lodo RAS (salobre)	N	N / A	Inhibición potencial de H ₂ S	Yogev Uri et al., (2017, p.1)
Sólidos de desecho de criadero (solución salina)	N	0,47%	Salinidad	Da Borso F. et al., (2021, p.1)
Despojos fraccionados	N	N / A	N / A	Donoso Bravo A. et al., (2016, p.2)
Menudencias	Y	94% (de DM)	Posible inhibición de AGV	Xu Jie et al., (2017, p.1)
Menudencias	N	89% (de DM)	Posible inhibición de amoníaco y LCFA	Cadavid R. et al. (2019, p.1)
Menudencias	Y	45%	Inhibición de amoníaco, AGV y LCFA	Wu Y. y Song K., (2021, p.1)
Menudencias	N	26%	Sin inhibición	Bucker F. et al. (2020, p.1)
Menudencias	N	75 – 83% (de DM)	N / A	Gruduls A. et al. (2018, p.1)
Menudencias	N	84%	AGV, inhibición de amoníaco y pH bajo	Bermúdez P. et al. (2017, p.1)
Menudencias	Y	79% (de DM)	Propionato e inhibición parcial de amoníaco	Cardona L. et al. (2019, p.1)
Despojos prehidrolizados mediante enzimas	N	0,21%	Posible inhibición de LCFA	Duarte J. et al. (2016, p.1)

Menudencias	N	20%	Inhibición de amoníaco y sulfuro	Morales P. et al. (2020, p.2)
Menudencias	N	77%	No se reporta inhibición	Paone E. et al. (2021, p.1)
Menudencias	Y	N / A	N / A	Gil A. et al. (2019, p.1)
Ensilaje de pescado	Y	93% (de DM)	Inhibición de amoníaco	Solli L. et al. (2018, p.1)
Ensilado de pescado	Y	16 - 19%	N / A	choi Hee J., (2020, p.1)
Ensilado de pescado	Y	94,1% (de DM)	inhibición de LCFA	Vivekanand V. et al. (2018, p.2)
Ensilado de pescado	Y	1,5 - 2,1%	Sin inhibición reportada	Choi Hee J., (2021, p.1)
Aguas residuales de procesamiento de pescado	Y	39%	N / A	Choe U. et al. (2020, p.1)
Aguas residuales de procesamiento de pescado	N	0,8 – 2,4 %	Inhibición de amoníaco y AGV	Sanjaya E. et al. (2020, p.1)
Aguas residuales de procesamiento de pescado	N	N / A	Inhibición de LCFA y amoníaco	Mannacharaju M. et al. (2020, p.1)

Fuente: Elaboración propia

De acuerdo con la tabla 1, se determinó que los inconvenientes de la eficiencia de la digestión anaeróbica en el tratamiento de residuos sólidos del sistema de producción acuícola de recirculación se dan por factores como las especies cultivadas, la formulación del alimento y la digestibilidad de la dieta; ya que, podrían afectar las características específicas, la composición y la degradabilidad anaeróbica de los desechos.

Además, el tipo de alimentación afecta sustancialmente el contenido de lípidos, proteínas, nutrientes y minerales de los sólidos de desecho y, por lo tanto, la

degradabilidad de los sólidos. Así lo confirman Mazarino J. et al., (2018, p.1), Mirzoyan N. y Gross A., (2016, p.1), Quinn Brigit M. et al., (2016, p.1) y Letelier Gordo C. et al., (2020, p.1).

Por ejemplo; Suhr K. et al. (2016, p.2), en su estudio utilizó los residuos sólidos obtenidos del RAS y ello demostró que se tuvo un impacto en el potencial de CH₄; siendo que la disminución del rendimiento de CH₄ ocurre a mayores concentraciones de lodo.

Pero también, una dieta basada en plantas rica en materiales lignocelulósicos recalcitrantes puede ser más difícil de hidrolizar (Letelier Gordo C. et al., 2020, p.1). Además, la hidrólisis del sustrato de desecho suele ser el paso limitante de la velocidad dentro del proceso de digestión, lo que lleva a tiempos de retención hidráulica (TRH) más prolongados para una producción óptima de CH₄ (Tetreault et al., 2021, p.2).

Por su parte Da Borso F. et al., (2021, p.1), señala que los sólidos de desecho de la acuicultura que contienen una cantidad significativa de proteína cruda y nitrógeno total también pueden reducir significativamente la relación C/N, lo que lleva a la inhibición del amoníaco durante la digestión. Siendo ello también corroborado por Quinn Brigit M. et al., (2016, p.1), Mazarino J. et al., (2018, p.1), Mirzoyan N. y Gross A., (2016, p.1 y Wu Y. y Song K., (2020, p.1).

Mazarino J. et al., (2018, p.1), evaluó el potencial de CH₄ de una mezcla de residuos sólidos acuícolas de salmón y lodos de aguas residuales. Los autores proporcionaron evidencia de un aumento en las concentraciones de amoníaco libre (50 g/L) y AGV, con un pH más bajo. Dentro del digester, el amoníaco existe en dos formas (ion de amonio, o NH₄⁺, y amoníaco libre, o NH₃), con concentraciones dependientes del pH del lodo.

Así también, se la eficiencia de la digestión anaeróbica en la reducción de los sólidos volátiles de residuos sólidos del sistema de producción acuícola de recirculación mediante la tabla 2, donde se tuvo como criterio el porcentaje de la reducción de sólidos volátiles.

Tabla N°2: Eficiencia de la digestión anaeróbica en la reducción de los sólidos volátiles

Especies de peces	Tipo de alimentación	Sólidos volátiles de alimentación (%VS)	Eficiencia de la DA		Referencia
			Reducción de sólidos volátiles (% VS)	Producción de metano	
Trucha arcoiris juvenil	RAS Residuos Sólidos	0,2 - 0,8%	N / A	359 ml/g VS	Suhr K. et al. (2016, p.2)
Salmón alevín	Lodo primario + Sólidos de desecho de pescado	0,5 - 2,7%	71%	340 – 406 mL/g SV	Mazarino J. et al., (2018, p.1)
Nosotros nunca	Lodos Activados + Residuos Sólidos de Acuicultura	0,6 – 0,7 %	17,6–18,6 %	70,5 – 76 ml/g VS	Wu Y. y Song K., (2020, p.1)
lubina rayada	Residuos sólidos de acuicultura (salobre)	N / A	N / A	95 – 125 ml/g VS	Mirzoyan N. y Gross A., (2016, p.1)
Dorada	Lodo sólido de desechos de pescado (solución salina)	N / A	N / A	428 mmol/kg DQO-día	Quinn Brigit M. et al., (2016, p.1)
trucha arcoiris	Sólidos de desecho de pescado (solución salina)	N / A	N / A	100 – 250 mL/g DQO	Letelier Gordo C. et al., (2020, p.1)
Bagre	Lodo RAS (salobre)	N / A	77%	94–105 mL/g ST	Yogev Uri et al., (2017, p.1)
Dorada y Lubina	Sólidos de desecho de criadero (solución salina)	0,47%	N / A	127 – 564 ml/g VS	Da Borso F. et al., (2021, p.1)
Tilapia esturión	Despojos fraccionados	N / A	N / A	202 – 321 mL/g DQO	Donoso Bravo A. et al., (2016, p.2)
Pez cabeza	Menudencias	94% (de DM)	N / A	221 – 433 mL/g SV	Xu Jie et al., (2017, p.1)

Múltiple	Menudencias	89% (de DM)	N / A	250 – 500 ml/g VS	Cadavid R. et al. (2019, p.1)
Múltiple	Menudencias	45%	N / A	51,5 – 684 ml/g VS	Wu Y. y Song K., (2021, p.1)
Carpa	Menudencias	26%	N / A	541 ml/g VS	Bucker F. et al. (2020, p.1)
gobio redondo	Menudencias	75 – 83% (de DM)	N / A	485 – 933 ml/g VS	Gruduls A. et al. (2018, p.1)
Atún	Menudencias	84%	N / A	< 100 ml/g VS	Bermúdez P. et al. (2017, p.1)
N / A	Menudencias	79% (de DM)	N / A	105 – 198 ml/g VS	Cardona L. et al. (2019, p.1)
sardinas	Despojos prehidroliza dos mediante enzimas	0,21%	68 – 95% (COD)	8–225 mL CH ₄ /g DQO eliminado	Duarte J. et al. (2016, p.1)
Múltiple	Menudencias	20%	39%	4,6 ml/g VS	Morales P. et al. (2020, p.2)
Anchoas	Menudencias	77%	N / A	278 ml/g VS	Paone E. et al. (2021, p.1)
Atunes fragata	Menudencias	N / A	N / A	88 – 308 ml/g VS	Gil A. et al. (2019, p.1)
N / A	ensilaje de pescado	93% (de DM)	N / A	180 – 360 ml/g VS	Solli L. et al. (2018, p.1)
N / A	Ensilado de pescado	16 - 19%	42–54%	180 – 410 mL/g SV	Choi Hee J., (2020, p.1)
N / A	Ensilado de pescado	94,1% (de DM)	N / A	370 – 729 ml/g VS	Vivekanand V. et al. (2018, p.2)
N / A	Ensilado de pescado	1,5 - 2,1%	52–88%	380 – 540 ml/g VS	Choi Hee J., (2021, p.1)
N / A	aguas residuales de procesamiento de pescado	39%	N / A	78 – 234 ml/g VS	Choe U. et al. (2020, p.1)
N / A	aguas residuales de procesamiento de pescado	0,8 – 2,4 %	53 - 82%	223 – 338 mL/g DQO	Sanjaya E. et al. (2020, p.1)
N / A	aguas residuales de procesamiento de pescado	N / A	50 – 80% (COD)	20 – 200 mL/g DQO eliminado	Mannacharaj u M. et al. (2020, p.1)

Fuente: elaboración propia

Respecto a la tabla 3, se tiene que la eficiencia de la digestión anaeróbica en la reducción de los sólidos volátiles de residuos sólidos del sistema de producción acuícola de recirculación ha demostrado claramente el potencial para la recuperación de energía de los desechos a través de la DA.

Ello debido a que los sólidos de desecho de la acuicultura de agua dulce demostraron una producción de CH₄ normalizada excepcionalmente alta en la mayoría de los casos, la producción de biogás para los sólidos de desecho salobres y salinos fue menor que la de los sustratos convencionales (Duarte J. et al. 2016, p.1). Siendo ello también respaldado por Greggio Nicolas et al., (2018, p.1), manifiesta que el alto contenido de lípidos de los despojos de pescado sugiere que todas las partes de los despojos de pescado podrían utilizarse en la DA como única fuente de carbono.

Siendo así que estudios como el de Gruduls et al., (2018, p.1), analizaron las diferencias en la biodegradabilidad anaeróbica y los parámetros cinéticos mediante la evaluación del potencial de CH₄ de partes de desechos individuales y mezclas de todas las partes de pescado; donde se encontró que la producción de metano varió de 261 a 933 mL CH₄ /g VS, con escamas de pescado e intestinos (vísceras) que tienen el potencial de producción de CH₄ más bajo y más alto, respectivamente. Las muestras de vísceras de pescado produjeron el nivel más alto de CH₄ contenido, independientemente de la especie de pescado utilizada, debido a su alto contenido en lípidos y relación C/N.

Así mismo Xu Jie M. et al. (2017, p.1), observaron un contenido de CH₄ en el biogás que oscilaba entre el 63 y el 78% para la mono digestión de despojos de pescado del pez cabezona, normalmente obtenidos de la digestión de lípidos y no de estiércol animal y un 94% de sólidos volátiles de alimentación; obteniendo una producción de metano en 221 – 433 mL/g SV. También Abdul Aziz Nur I. et al., (2019, p.1), observó una tendencia creciente en el porcentaje de CH₄, a medida que la relación inóculo a sustrato (ISR) aumentó de 0,9 a 2,2.

Mientras que los resultados son respaldados por estudios como los de Bucker F. et al. (2020, p.1) en la tabla 2; han obtenido rendimientos que oscilan entre 540 y 828 mL CH₄/g VS usando exceso de inóculo preaclimatado a niveles elevados de TAN (4 g NH₄-N/L) junto con menudencias con una concentración de N relativamente alta y relaciones C/N bajas.

Por último, el tipo de reactor aplicado con la digestión anaeróbica para el tratamiento de residuos sólidos del sistema de producción acuícola de recirculación se identificó mediante la comparación de los tipos de reactores que los diversos estudios aplicaron en la tabla 3.

Tabla N°3: Tipo de reactor aplicado con la digestión anaeróbica

TIPO REACTOR ESCALA	DE Y ALIMENTACIÓN	TIPO DE ALIMENTACIÓN	DE REDUCCIÓN DE SÓLIDOS VOLÁTILES (% VS)	PRODUCCIÓN DE METANO	REFERENCIA
REACTOR DISCONTINUO	RAS	Residuos Sólidos	N / A	359 ml/g VS	Suhr K. et al. (2016, p.2)
REACTOR DISCONTINUO Y REACTOR DE ALIMENTACIÓN CONTINUA	Lodo primario + Sólidos de desecho de	Residuos de pescado	71%	340 – 406 mL/g SV	Mazarino J. et al., (2018, p.1)
REACTORES POR LOTES A ESCALA DE LABORATORIO	Lodos + Sólidos de	Activados Residuos de Acuicultura	17,6–18,6 %	70,5 – 76 ml/g VS	Wu Y. y Song K., (2020, p.1)
REACTORES POR LOTES A ESCALA DE LABORATORIO	Residuos sólidos de (salobre)	sólidos de acuicultura	N / A	95 – 125 ml/g VS	Mirzoyan N. y Gross A., (2016, p.1)
BOTELLAS DE SUERO	Lodo sólido de desechos de (solución salina)	de pescado	N / A	428 mmol/kg DQO-día	Quinn Brigit M. et al., (2016, p.1)
BOTELLAS DE SUERO	Sólidos de desecho de (solución salina)	de pescado	N / A	100 – 250 mL/g DQO	Letelier Gordo C. et al., (2020, p.1)
REACTOR UASB AMPERIOS	Lodo (salobre)	RAS	77%	94–105 mL/g ST	Yogev Uri et al., (2017, p.1)
	Sólidos de desecho criadero (solución salina)	de de	N / A	127 – 564 ml/g VS	Da Borso F. et al., (2021, p.1)

ENSAYOS DE DIGESTIBILIDAD ANAERÓBICA	Despojos fraccionados	N / A		202 – 321 mL/g DQO	Donoso Bravo A. et al., (2016, p.2)
REACTOR POR LOTES DE 500 ML	Menudencias	N / A		221 – 433 mL/g SV	Xu Jie et al., (2017, p.1)
LOTE DE BOTELLAS DE 250 ML	Menudencias	N / A		250 – 500 ml/g VS	Cadavid R. et al. (2019, p.1)
BOTELLAS DE VIDRIO DE 300ML	Menudencias	N / A		51,5 – 684 ml/g VS	Wu Y. y Song K., (2021, p.1)
REACTORES DE VIDRIO DE 2 L	Menudencias	N / A		541 ml/g VS	Bucker F. et al. (2020, p.1)
LOTE	Menudencias	N / A		485 – 933 ml/g VS	Gruduls A. et al. (2018, p.1)
REACTOR SEMICONTINUO DE 2 L	Menudencias	N / A		< 100 ml/g VS	Bermúdez P. et al. (2017, p.1)
BOTELLAS DE VIDRIO DE 1 LITRO	Menudencias	N / A		105 – 198 ml/g VS	Cardona L. et al. (2019, p.1)
MATRACES DE 100 ML	Despojos prehidrolizados mediante enzimas	68 – 95% (COD)		8–225 mL CH ₄ /g DQO eliminado	Duarte J. et al. (2016, p.1)
REACTOR POR LOTES DISCONTINUO	Menudencias	39%		4,6 ml/g VS	Morales P. et al. (2020, p.2)
BOTELLAS DE VIDRIO DE 1,1 L.	Menudencias	N / A		278 ml/g VS	Paone E. et al. (2021, p.1)
REACTORES PYREX DE 1,5 L	Menudencias	N / A		88 – 308 ml/g VS	Gil A. et al. (2019, p.1)
CSTR CONTINUOS DE 8L	ensilaje de pescado	N / A		180 – 360 ml/g VS	Solli L. et al. (2018, p.1)
SISTEMA POR LOTES DE SECUENCIACIÓN DE 10 L	Ensilado de pescado	de 42–54%		180 – 410 mL/g SV	Choi Hee J., (2020, p.1)
REACTORES DE BOTELLA POR LOTES	Ensilado de pescado	de N / A		370 – 729 ml/g VS	Vivekanand V. et al. (2018, p.2)
REACTORES POR LOTES SECUENCIALES DE 10 L	Ensilado de pescado	de 52–88%		380 – 540 ml/g VS	Choi Hee J., (2021, p.1)
REACTORES POR LOTES A ESCALA DE LABORATORIO	aguas residuales de procesamiento de pescado	N / A		78 – 234 ml/g VS	Choe U. et al. (2020, p.1)
REACTOR ANAEROBIO CON	aguas residuales de	53 - 82%		223 – 338 mL/g DQO	Sanjaya E. et al. (2020, p.1)

DEFLECTORES 15,4 L UASB EN SERIE CON OTROS REACTORES	procesamiento de pescado aguas residuales de procesamiento de pescado	50 – 80% (COD)	20 – 200 mL/g DQO eliminado	Mannacharaju M. et al. (2020, p.1)
---	--	-------------------	-----------------------------------	--

Fuente: Elaboración propia

Los reactores anaeróbicos son en su mayoría similares a los reactores aeróbicos, pero se deben considerar algunas condiciones para mantener un entorno anaeróbico (Gil A. et al. 2019, p.1). Este reactor es de construcción simple con una alta tasa de carga y puede soportar sustancias orgánicas y altamente tóxicas (Sharma N. y Arivalagan A., 2021, p.217).

Por ello, se tiene que los tipos de reactor aplicado con la digestión anaeróbica para el tratamiento de residuos sólidos del sistema de producción acuícola de recirculación son los reactores por lotes discontinuos, continuos y secuenciales. Siendo ello corroborado por Bermúdez P. et al. (2017, p.1), Suhr K. et al. (2016, p.2), Mazarino J. et al., (2018, p.1), Morales P. et al. (2020, p.2), Choi Hee J., (2020, p.1), Choi Hee J., (2021, p.1), Choe U. et al. (2020, p.1), Bermúdez P. et al. (2017, p.1).

Ello debido a que los reactores por lotes son los reactores preferidos por los laboratorios e industrias y es que estos se llenan con los medios y no se agrega ni elimina nada hasta el final de la reacción (Ren J. et al., 2020, p.154). Así también apoyando lo mencionado Cortés C. et al., (2018, p.14), señala que un reactor por lotes se utiliza debido a la simplicidad y la atención mínima requerida.

Pero estudios como los de Mannacharaju M. et al. (2020, p.1), señalan que la combinación de reactores como un reactor de manto de lodo anaeróbico de flujo ascendente (UASB), un reactor de oxidación de carbono de células inmovilizadas fluidizadas (FICCO) y reactores de oxidación de carbón activado quimioautotrófico (CAACO) en serie para tratar FPWW integrados como secuencia de operación para el tratamiento de las aguas residuales de pesca puede considerarse como una opción de tratamiento viable para obtener aguas residuales tratadas de alta calidad para la industria de procesamiento de pescado.

Siendo así como algunos otros estudios investigaron el potencial de AD para la mineralización de nutrientes o la reducción de sólidos para los sólidos de desecho de la acuicultura de agua dulce sin centrarse en la producción de CH₄ como Yogev Uri et al., (2017, p.1) y Mannacharaju M. et al. (2020, p.1).

Así mismo Madariaga S. y Marín S. (2017, p.1) demostró que el tratamiento AD redujo los coliformes fecales en un 80 % y una reducción máxima de VS de 62,3 %. Apoyando a los autores mencionados Godek S. et al. (2018, p.2), estudió el desempeño de AD en sólidos de desecho de acuicultura utilizando un reactor UASB y un reactor de lecho de lodo granular expandido en serie; donde el estudio mostró que los minerales macro y traza se mineralizaron de manera más eficiente en condiciones ácidas. Los autores sugirieron usar un CH 4 paso de producción en el primer reactor, seguido de una etapa ácida para mineralizar los minerales macro y traza y reducir los sólidos en el efluente UASB.

V. CONCLUSIONES

Mediante el estudio realizado se puede concluir de manera general que el biogás derivado de residuos acuícola de recirculación es una tecnología prometedora que produce una fuente de energía renovable, sostenible y ecológica. Además, los aspectos relevantes de la aplicación de la digestión anaeróbica son el tratamiento de residuos sólidos del sistema de producción acuícola de recirculación el tipo de alimentación y a continuación se detallan las conclusiones llegadas por los objetivos específicos estudiados:

Los inconvenientes de la eficiencia de la digestión anaeróbica en el tratamiento de residuos sólidos del sistema de producción acuícola de recirculación se dan por factores como las especies cultivadas, la formulación del alimento y la digestibilidad de la dieta; ya que, podrían afectar las características específicas, la composición y la degradabilidad anaeróbica de los desechos. Además, el tipo de alimentación afecta sustancialmente el contenido de lípidos, proteínas, nutrientes y minerales de los sólidos de desecho y, por lo tanto, la degradabilidad de los sólidos.

La eficiencia de la digestión anaeróbica en la reducción de los sólidos volátiles de residuos sólidos del sistema de producción acuícola de recirculación ha demostrado claramente el potencial para la recuperación de energía de los desechos a través de la DA. Ello debido a que los sólidos de desecho de la acuicultura de agua dulce demostraron una producción de CH₄ normalizada excepcionalmente alta en la mayoría de los casos, la producción de biogás para los sólidos de desecho salobres y salinos fue menor que la de los sustratos convencionales.

El tipo de reactor aplicado con la digestión anaeróbica para el tratamiento de residuos sólidos del sistema de producción acuícola de recirculación son los reactores por lotes discontinuos, continuos y secuenciales. Ello debido a que los reactores por lotes son los reactores preferidos por los laboratorios e industrias y es que estos se llenan con los medios y no se agrega ni elimina nada hasta el final de la reacción.

VI. RECOMENDACIONES

La primera recomendación de manera general se realiza por los principales obstáculos para la recuperación de energía a través de la AD de aguas residuales y subproductos de la acuicultura en tierra y las instalaciones de procesamiento de productos del mar, donde se recomienda que podrían abordarse a través de futuras investigaciones utilizando estrategias innovadoras como codigestión, aclimatación del microbioma, DIETA, bioaumentación y MEC.

Así también, se plantean las siguientes recomendaciones para que los futuros investigadores interesados en el tema puedan aplicarlos de manera práctica:

En base al efecto de diferentes dietas para peces sobre la digestibilidad de los sólidos de desecho también requiere investigación adicional para evaluar su viabilidad como sustrato de DA.

Además, el uso de AD junto con acuaponía, recuperación de biomoléculas, microalgas y producción de PHA podría aumentar aún más el valor de los flujos de desechos de la acuicultura.

Por último, se deben realizar investigaciones adicionales que utilicen análisis económicos con escala piloto y sistemas a gran escala para la adopción exitosa de AD dentro de la industria de la acuicultura.

REFERENCIAS

1. AHMED, Nesar; TURCHINI, Giovanni M. Recirculating aquaculture systems (RAS): Environmental solution and climate change adaptation. *Journal of Cleaner production*, 2021, vol. 297, p. 126604. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126604>
2. AKINWOLE, A. O.; DAUDA, A. B.; OLOLADE, A. O. Haematological response of *Clarias gariepinus* juveniles reared in treated wastewater after waste solids removal using alum or *Moringa oleifera* seed powder. *International Journal of Aquaculture*, 2016, vol. 6, no 11, p. 1-8. Disponible en: <https://doi.org/10.5376/mpb.2016.06.0011>
3. ALEXANDER, K. A., et al. The implications of aquaculture policy and regulation for the development of integrated multi-trophic aquaculture in Europe. *Aquaculture*, 2015, vol. 443, p. 16-23. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.03.005>
4. ALMEIDA, Gabriel MF, et al. The fate of bacteriophages in recirculating aquaculture systems (RAS)—towards developing phage therapy for RAS. *Antibiotics*, 2019, vol. 8, no 4, p. 192. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/antibiotics8040192>
5. ASCHE, Frank; COJOCARU, Andreea L.; ROTH, Bjørn. The development of large scale aquaculture production: a comparison of the supply chains for chicken and salmon. *Aquaculture*, 2018, vol. 493, p. 446-455. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2016.10.031>
6. AZARIA, Snir; VAN RIJN, Jaap. Off-flavor compounds in recirculating aquaculture systems (RAS): Production and removal processes. *Aquacultural Engineering*, 2018, vol. 83, p. 57-64. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2018.09.004>
7. AZIZ, Nur Izzah Hamna Abdul; HANAFIAH, Marlia M.; ALI, Mohamed Yasreen Mohamed. Sustainable biogas production from agrowaste and

- effluents—A promising step for small-scale industry income. *Renewable energy*, 2019, vol. 132, p. 363-369. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.07.149>
8. BADIOLA, M., et al. Energy use in recirculating aquaculture systems (RAS): a review. *Aquacultural engineering*, 2018, vol. 81, p. 57-70. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2018.03.003>
 9. BERGMAN, Kristina, et al. Recirculating aquaculture is possible without major energy tradeoff: life cycle assessment of warmwater fish farming in Sweden. *Environmental science & technology*, 2020, vol. 54, no 24, p. 16062-16070. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c01100>
 10. BERGLAND, Harald, et al. Aquaculture, pollution and fishery-dynamics of marine industrial interactions. *Ecological Complexity*, 2020, vol. 43, p. 100853. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2020.100853>
 11. BERGLAND, Harald; PEDERSEN, Pål Andreas; WYLLER, John. Stable and unstable equilibrium states in a fishery–aquaculture model. *Natural Resource Modeling*, 2019, vol. 32, no 2, p. e12200. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/nrm.12200>
 12. BERMÚDEZ-PENABAD, Noela; KENNES, Christian; VEIGA, Maria C. Anaerobic digestion of tuna waste for the production of volatile fatty acids. *Waste Management*, 2017, vol. 68, p. 96-102. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.06.010>
 13. BHARI, Bishal; VISVANATHAN, C. Sustainable aquaculture: Socio-economic and environmental assessment. En *Sustainable Aquaculture*. Springer, Cham, 2018. p. 63-93. Disponible en: https://doi.org/10.1007/978-3-319-73257-2_2
 14. BOLEN, T. J., et al. Feasibility assessment of biogas production from the anaerobic co-digestion of cheese whey, grease interceptor waste and pulped food waste for WRRF. *Energy*, 2022, p. 124144. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2022.124144>

15. BOSSIER, Peter; EKASARI, Julie. Biofloc technology application in aquaculture to support sustainable development goals. *Microbial biotechnology*, 2017, vol. 10, no 5, p. 1012-1016. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/1751-7915.12836>
16. BÜCKER, Francielle, et al. Fish waste: An efficient alternative to biogas and methane production in an anaerobic mono-digestion system. *Renewable Energy*, 2020, vol. 147, p. 798-805. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.08.140>
17. CADAVID-RODRÍGUEZ, L. S.; VARGAS-MUÑOZ, M. A.; PLÁCIDO, J. Biomethane from fish waste as a source of renewable energy for artisanal fishing communities. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 2019, vol. 34, p. 110-115. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.seta.2019.05.006>
18. CARDONA, Laëtitia, et al. Co-digestion of wastewater sludge: Choosing the optimal blend. *Waste Management*, 2019, vol. 87, p. 772-781. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.03.016>
19. CHOI, Hee-Jeong. Acid-fermented fish by-products broth: an influence to sludge reduction and biogas production in an anaerobic co-digestion. *Journal of Environmental Management*, 2020, vol. 262, p. 110305. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110305>
20. CHOE, Ungyong, et al. Anaerobic co-digestion of fish processing waste with a liquid fraction of hydrothermal carbonization of bamboo residue. *Bioresource technology*, 2020, vol. 297, p. 122542. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122542>
21. CORTÉS-CARMONA, Miguel, et al. Methane production from thermally pretreated *Scenedesmus obtusiusculus* biomass in semi-batch reactors at low reaction times. *Biochemical Engineering Journal*, 2018, vol. 136, p. 61-68. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.bej.2018.05.006>

22. DA BORSO, Francesco, et al. Biomethane potential of sludges from a brackish water fish hatchery. *Applied Sciences*, 2021, vol. 11, no 2, p. 552. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/app11020552>
23. DAUDA, Akeem Babatunde, et al. Assessment of fish farming practices, operations, water resource management and profitability in Katsina state, Nigeria. *Journal of Northeast Agricultural University (English Edition)*, 2017, vol. 24, no 4, p. 89-96. Disponible en: 1006-8104(2017)-04-0089-08
24. DAUDA, A. B.; AKINWOLE, A. O. Evaluation of polypropylene and palm kernel shell as biofilter media for denitrification of fish culture wastewater. *NSUK JST*, 2015, vol. 5, p. 207-213. ISSN: 1597-5527
25. DAUDA, Akeem Babatunde, et al. Waste production in aquaculture: Sources, components and managements in different culture systems. *Aquaculture and Fisheries*, 2019, vol. 4, no 3, p. 81-88. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.aaf.2018.10.002>
26. DÍAZ, Sandra, et al. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, 2019. Disponible en: <http://rid.unrn.edu.ar/handle/20.500.12049/4223>
27. DONOSO-BRAVO, Andres, et al. Anaerobic biodegradability of fish remains: experimental investigation and parameter estimation. *Water Science and Technology*, 2015, vol. 71, no 6, p. 922-928. Disponible en: <https://doi.org/10.2166/wst.2015.047>
28. DUARTE, J. G., et al. Enzymatic hydrolysis and anaerobic biological treatment of fish industry effluent: Evaluation of the mesophilic and thermophilic conditions. *Renewable Energy*, 2015, vol. 83, p. 455-462. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2015.04.056>

29. FILER, Jameson; DING, Huihuang H.; CHANG, Sheng. Biochemical methane potential (BMP) assay method for anaerobic digestion research. *Water*, 2019, vol. 11, no 5, p. 921. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/w11050921>
30. FRAGA-CORRAL, María, et al. Aquaculture as a circular bio-economy model with Galicia as a study case: How to transform waste into revalorized by-products. *Trends in Food Science & Technology*, 2022, vol. 119, p. 23-35. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2021.11.026>
31. GIL, A., et al. Optimizing the selection of organic waste for biomethanization. *Environmental technology*, 2019, vol. 40, no 5, p. 564-575. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1397769>
32. GODDEK, Simon, et al. Nutrient mineralization and organic matter reduction performance of RAS-based sludge in sequential UASB-EGSB reactors. *Aquacultural Engineering*, 2018, vol. 83, p. 10-19. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2018.07.003>
33. GREGGIO, Nicolas, et al. Exploitable fish waste and stranded beach debris in the Emilia-Romagna Region (Italy). *Waste Management*, 2018, vol. 78, p. 566-575. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.06.034>
34. GRUDULS, A., et al. Low temperature BMP tests using fish waste from invasive Round goby of the Baltic Sea. 2018. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.15159/ar.18.073>
35. HOLEN, Siri Mariane; UTNE, Ingrid Bouwer; YANG, Xue. Risk dimensions of fish farming operations and conflicting objectives. En *Advances in safety and reliability: proceedings of the European Safety and Reliability Conference,(ESREL 2005)*. Taylor & Francis, 2018. Disponible en: <https://doi.org/10.1201/9781351174664>
36. JOESTING, Heather M., et al. The use of marine aquaculture solid waste for nursery production of the salt marsh plants *Spartina alterniflora* and *Juncus*

- roemerianus. *Aquaculture reports*, 2016, vol. 3, p. 108-114. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2016.01.004>
37. KHIARI, Zied; KALUTHOTA, Soba; SAVIDOV, Nick. Aerobic bioconversion of aquaculture solid waste into liquid fertilizer: Effects of bioprocess parameters on kinetics of nitrogen mineralization. *Aquaculture*, 2019, vol. 500, p. 492-499. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2018.10.059>
38. LEE, Jinhwan, et al. Microbial valorization of solid wastes from a recirculating aquaculture system and the relevant microbial functions. *Aquacultural Engineering*, 2019, vol. 87, p. 102016. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2019.102016>
39. LETELIER-GORDO, Carlos O., et al. Saline fish wastewater in biogas plants-biomethanation toxicity and safe use. *Journal of Environmental Management*, 2020, vol. 275, p. 111233. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111233>
40. MADARIAGA, Sandra T.; MARÍN, Sandra L. Sanitary and environmental conditions of aquaculture sludge. *Aquaculture research*, 2017, vol. 48, no 4, p. 1744-1750. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/are.13011>
41. MANNACHARAJU, Mahesh, et al. Towards sustainable system configuration for the treatment of fish processing wastewater using bioreactors. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, vol. 27, no 1, p. 353-365. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06909-x>
42. MIRZOYAN, Natella; GROSS, Amit. Electron-acceptor utilization and methanogenesis in brackish aquaculture sludge. *Aquacultural Engineering*, 2015, vol. 67, p. 32-38. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2015.05.004>
43. MIRZOYAN, Natella; MCDONALD, Ryan Christopher; GROSS, Amit. Anaerobic treatment of brackishwater aquaculture sludge: an alternative to waste stabilization ponds. *Journal of the World Aquaculture Society*, 2013,

vol. 43, no 2, p. 238-248. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/j.1749-7345.2012.00554.x>

44. MORALES-POLO, Carlos, et al. Anaerobic digestion in wastewater reactors of separated organic fractions from wholesale markets waste. Compositional and batch characterization. Energy and environmental feasibility. *Science of the Total Environment*, 2020, vol. 726, p. 138567. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138567>
45. OLAUSSEN, Jon Olaf. Environmental problems and regulation in the aquaculture industry. Insights from Norway. *Marine Policy*, 2018, vol. 98, p. 158-163. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.08.005>
46. ORISASONA, O.; AJANI, E. K. The Growth and Mineral Utilization of Clarias Gariepinus Fingerlings Fed Phytase-Supplemented Toasted Lima Bean (*Phaseolus lunatus*) Diets. *Journal of Aquaculture Research & Development*, 2016, vol. 6, no 9, p. 1. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.4172/2155-9546.1000361>
47. PAONE, Emilia, et al. Towards the anchovy biorefinery: biogas production from anchovy processing waste after fish oil extraction with biobased limonene. *Sustainability*, 2021, vol. 13, no 5, p. 2428. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/su13052428>
48. PRETTY, Jules, et al. Assessment of the growth in social groups for sustainable agriculture and land management. *Global Sustainability*, 2020, vol. 3. Disponible en: <https://doi.org/10.1017/sus.2020.19>
49. QUINN, Brigit M., et al. Characterization of a microbial consortium that converts mariculture fish waste to biomethane. *Aquaculture*, 2016, vol. 453, p. 154-162. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.12.002>
50. REN, Jingzheng, et al. Sustainability assessment framework for the prioritization of urban sewage treatment technologies. *En Waste-to-Energy*. Academic Press, 2020. p. 153-176. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816394-8.00006-9>

51. RICHARDS, Daniel R.; FRIESS, Daniel A. Rates and drivers of mangrove deforestation in Southeast Asia, 2000–2012. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2016, vol. 113, no 2, p. 344-349. Disponible en: <https://doi.org/10.1073/pnas.1510272113>
52. ROCKSTRÖM, Johan, et al. Sustainable intensification of agriculture for human prosperity and global sustainability. *Ambio*, 2017, vol. 46, no 1, p. 4-17. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0793-6>
53. RODRIGUEZ, W.; FELLER, IkaC; CAVANAUGH, K. C. The use of marine aquaculture solid waste for nursery production of the salt marsh plants *Spartina alterniflora* and *Juncus roemerianus*. 2016. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.agrep.2016.01.004>
54. SABBADIN, Federico, et al. An ancient family of lytic polysaccharide monoxygenases with roles in arthropod development and biomass digestion. *Nature communications*, 2018, vol. 9, no 1, p. 1-12. Disponible en: <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03142-x>
55. SANJAYA, Eli Hendrik; CHENG, Hui; LI, Yu-You. Mesophilic methane fermentation performance and ammonia inhibition of fish processing wastewater treatment using a self-agitated anaerobic baffled reactor. *Bioresource Technology*, 2020, vol. 313, p. 123644. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123644>
56. SHARMA, Naresh K.; ARIVALAGAN, Arun Robin. Algae or bacteria—the future of biological wastewater treatment. En *Handbook of Advanced Approaches Towards Pollution Prevention and Control*. Elsevier, 2021. p. 217-247. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822134-1.00008-7>
57. SHIH, Yu-Jen, et al. Electrolytic characteristics of ammonia oxidation in real aquaculture water using nano-textured mono-and bimetal oxide catalysts supported on graphite electrodes. *Electrochimica Acta*, 2020, vol. 360, p. 136990. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2020.136990>

58. SOLLI, Linn; SCHNÜRER, Anna; HORN, Svein J. Process performance and population dynamics of ammonium tolerant microorganisms during co-digestion of fish waste and manure. *Renewable Energy*, 2018, vol. 125, p. 529-536. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.02.123>
59. STEVENS, Julien R., et al. The rise of aquaculture by-products: Increasing food production, value, and sustainability through strategic utilisation. *Marine Policy*, 2018, vol. 90, p. 115-124. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.12.027>
60. SUHR, Karin Isabel; LETELIER-GORDO, Carlos Octavio; LUND, Ivar. Anaerobic digestion of solid waste in RAS: effect of reactor type on the biochemical acidogenic potential (BAP) and assessment of the biochemical methane potential (BMP) by a batch assay. *Aquacultural Engineering*, 2015, vol. 65, p. 65-71. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2014.12.005>
61. THOMAS, Nathan, et al. Distribution and drivers of global mangrove forest change, 1996–2010. *PloS one*, 2017, vol. 12, no 6, p. e0179302. Disponible en: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0179302>
62. VALLEJOS, M. B., et al. Salinity and N input drive prokaryotic diversity in soils irrigated with treated effluents from fish-processing industry. *Applied Soil Ecology*, 2022, vol. 175, p. 104443. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104443>
63. VENUGOPAL, V. Valorization of seafood processing discards: Bioconversion and bio-refinery approaches. *Frontiers in Sustainable Food*, 2021, vol. 5. Disponible en: <https://books.google.com.pe/books?id=UvBWEAAQBAJ&lpg=PA42&ots=oPIkWp8x9U&lr&hl=es&pg=PA42#v=onepage&q&f=false>
64. VENUGOPAL, Vazhiyil; SASIDHARAN, Abhilash. Seafood industry effluents: Environmental hazards, treatment and resource recovery. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2021, vol. 9, no 2, p. 104758. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104758>

65. VIVEKANAND, Vivekanand, et al. Synergistic effects of anaerobic co-digestion of whey, manure and fish ensilage. *Bioresource technology*, 2018, vol. 249, p. 35-41. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.169>
66. WU, Yuqi; SONG, Kang. Process performance of anaerobic co-digestion of waste activated sludge and aquaculture sludge. *Aquacultural Engineering*, 2020, vol. 90, p. 102090. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2020.102090>
67. WU, Yuqi; SONG, Kang. Anaerobic co-digestion of waste activated sludge and fish waste: Methane production performance and mechanism analysis. *Journal of Cleaner Production*, 2021, vol. 279, p. 123678. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123678>
68. WU, Yuqi; SONG, Kang. Source, Treatment, and Disposal of Aquaculture Solid Waste: A Review. *Journal of Environmental Engineering*, 2021, vol. 147, no 3, p. 03120012. Disponible en: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001850](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001850)
69. XIAO, Ruichao, et al. A review on the research status and development trend of equipment in water treatment processes of recirculating aquaculture systems. *Reviews in Aquaculture*, 2019, vol. 11, no 3, p. 863-895. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/raq.12270>
70. XU, Jie; MUSTAFA, Ahmed M.; SHENG, Kuichuan. Effects of inoculum to substrate ratio and co-digestion with bagasse on biogas production of fish waste. *Environmental technology*, 2017, vol. 38, no 20, p. 2517-2522. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1269837>
71. YOGEV, Uri, et al. Nitrogen and carbon balance in a novel near-zero water exchange saline recirculating aquaculture system. *Aquaculture*, 2017, vol. 467, p. 118-126. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2016.04.029>

ANEXOS:

Anexo 1. Tabla de matriz de categorización apriorística

Objetivos específicos	Problemas específicos	Categoría	Subcategoría	Criterio 1
<i>Determinar los inconvenientes de la eficiencia de la digestión anaeróbica en el tratamiento de residuos sólidos del sistema de producción acuícola de recirculación</i>	¿Cuáles son los inconvenientes de la eficiencia de la digestión anaeróbica en el tratamiento de residuos sólidos del sistema de producción acuícola de recirculación?	Inconvenientes de la eficiencia de la digestión anaeróbica (Vallejos M. et al., 2022, p.2).	Alta concentraciones de lodo Bajas temperaturas Bajo contenido de TSS (Khiari Zied et al., 2019, p.2).	De acuerdo a la digestión anaeróbica
<i>Clasificar la eficiencia de la digestión anaeróbica en la reducción de los sólidos volátiles de residuos sólidos del sistema de producción acuícola de recirculación</i>	¿Cuál es la eficiencia de la digestión anaeróbica en la reducción de los sólidos volátiles de residuos sólidos del sistema de producción acuícola de recirculación?	Eficiencia de la digestión anaeróbica (Venugopal V. y Sasidharan A., 2021, p.4).	Reducción de sólidos volátiles Producción de metano normalizada (Díaz Sandra et al., 2019, p.1).	De acuerdo al porcentaje de la reducción de sólidos volátiles
<i>Identificar el tipo de reactor aplicado con la digestión anaeróbica para el tratamiento de residuos sólidos del sistema de producción acuícola de recirculación</i>	¿Cuál es el tipo de reactor aplicado con la digestión anaeróbica para el tratamiento de residuos sólidos del sistema de producción acuícola de recirculación?	Tipo de reactor aplicado con la digestión anaeróbica (Wu Yuqi et al., 2020, p.4).	Reactores por lotes a escala de laboratorio Reactores discontinuos a escala de laboratorio Reactores continuos de tanque agitado (Shih Yu Jen et al., 2020, p.3).	De acuerdo al tipo de despojos de pescado usado para la DA



UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO

**FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL**

Declaratoria de Autenticidad del Asesor

Yo, REYNA MANDUJANO SAMUEL CARLOS, docente de la FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA de la escuela profesional de INGENIERÍA AMBIENTAL de la UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO SAC - LIMA ESTE, asesor de Tesis Completa titulada: "Digestión Anaeróbica (AD) para el Tratamiento de Residuos Sólidos del Sistema de Producción Acuícola de Recirculación (RAS): Revisión sistemática", cuyos autores son ORCOTORIO MAMANI LUIS HERNAN, PINEDA QUISPITUPA MARY KLEIDER, constato que la investigación tiene un índice de similitud de 15.00%, verificable en el reporte de originalidad del programa Turnitin, el cual ha sido realizado sin filtros, ni exclusiones.

He revisado dicho reporte y concluyo que cada una de las coincidencias detectadas no constituyen plagio. A mi leal saber y entender la Tesis Completa cumple con todas las normas para el uso de citas y referencias establecidas por la Universidad César Vallejo.

En tal sentido, asumo la responsabilidad que corresponda ante cualquier falsedad, ocultamiento u omisión tanto de los documentos como de información aportada, por lo cual me someto a lo dispuesto en las normas académicas vigentes de la Universidad César Vallejo.

LIMA, 17 de Setiembre del 2022

Apellidos y Nombres del Asesor:	Firma
REYNA MANDUJANO SAMUEL CARLOS DNI: 31662440 ORCID: 0000-0002-0750-2877	Firmado electrónicamente por: SCREYNAR el 17-09- 2022 01:31:12

Código documento Trilce: TRI - 0429415