



**Implementación de la recirculación del biol en la digestión anaerobia del estiércol
avícola**

John Alejandro Ruiz Pulgarín

Tesis de maestría presentada para optar al título de Magíster en Ingeniería

Asesor

Carlos Alberto Peláez Jaramillo, PostDoctor (PostDoc) en bioquímica de lípidos y
respuesta inmune

Universidad de Antioquia
Facultad de Ingeniería
Maestría en Ingeniería
Medellín, Antioquia, Colombia
2024

Cita	Ruiz Pulgarín [1]
Referencia Estilo IEEE (2020)	[1] J. A. Ruiz Pulgarín, Implementación de la recirculación del biol en la digestión anaerobia del estiércol avícola”, Tesis de maestría, Maestría en Ingeniería, Universidad de Antioquia, Medellín, Antioquia, Colombia, 2024.



Maestría en Ingeniería, Cohorte XXII.

Grupo de Investigación Interdisciplinario de Estudios Moleculares (GIEM)

Sede de Investigación Universitaria (SIU).

Programa Colombia científica como fuente de financiación, en el marco de las convocatorias Ecosistema científico, contrato No. FP44842- 218-2018.



Centro de documentación ingeniería (CENDOI)

Repositorio Institucional: <http://bibliotecadigital.udea.edu.co>

Universidad de Antioquia - www.udea.edu.co

El contenido de esta obra corresponde al derecho de expresión de los autores y no compromete el pensamiento institucional de la Universidad de Antioquia ni desata su responsabilidad frente a terceros. Los autores asumen la responsabilidad por los derechos de autor y conexos.

Página dejada intencionalmente en blanco

**IMPLEMENTACIÓN DE LA RECIRCULACIÓN DEL BIOL EN LA DIGESTIÓN
ANAEROBIA DEL ESTIÉRCOL AVÍCOLA**

Trabajo de investigación presentado como requisito parcial para optar al título de:
Maestría en Ingeniería

Director:
Carlos Alberto Peláez Jaramillo

Grupo Interdisciplinario de Estudios Moleculares – GIEM



Universidad de Antioquia
Facultad de Ingeniería
Medellín, Colombia
2024

**IMPLEMENTACIÓN DE LA RECIRCULACIÓN DEL BIOL EN LA DIGESTIÓN
ANAEROBIA DEL ESTIÉRCOL AVÍCOLA**

Alejandro Ruiz

“Prohibida la reproducción sin la autorización expresa del autor”

**UNIVERSIDAD DE ANTIOQUIA
MEDELLÍN
2024**

Agradecimientos

- Al profesor Carlos Peláez por su dedicación y paciencia
- Al Grupo Interdisciplinario de Estudios Moleculares – GIEM-
- Al Programa Colombia científica como fuente de financiación, en el marco de las convocatorias Ecosistema científico, contrato No. FP44842- 218-2018.

Página dejada intencionalmente en blanco

Resumen

La digestión anaerobia de la fracción líquida, producto de la extracción de materia orgánica del estiércol avícola con biol (efluente del proceso), fue evaluada en digestor piloto UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket). Tres tipos de estiércol avícola, gallinaza de jaula californiana, gallinaza de banda transportadora con y sin insuflado de aire, fueron caracterizadas físicoquímica y microbiológicamente, para dar cuenta del efecto de la aireación y la acumulación antes de la disposición final. La gallinaza de banda con insuflado de aire presentó los mayores contenidos de Sólidos Totales (ST) (45.1%) y Volátiles (SV) (66.4%ST), la mayor densidad (0.43 g/cm^3), respirometría ($3.08 \text{ mgCO}_2/\text{g}$) y porcentaje de partículas $<2\text{mm}$ (11.8%), el menor pH (7.9), así como, las mayores poblaciones de mesófilos ($7.9 \times 10^9 \text{ ufc/g}$), enterobacterias ($1.1 \times 10^4 \text{ ufc/g}$) y la presencia de levaduras ($3.5 \times 10^3 \text{ ufc/g}$); estas últimas, no fueron encontradas en las gallinazas sin insuflado y de jaula californiana.

Mediante el monitoreo del pH, la conductividad, Sólidos Totales, Volátiles y Fijos en un proceso de dilución de gallinaza con agitación, se llevó a cabo un seguimiento cinético del proceso de solubilización de los sólidos durante 30 horas para los tres tipos de gallinaza. El insuflado de aire y la acumulación del estiércol antes de la disposición final, mostraron un efecto sobre el proceso de solubilización de los sólidos, siendo más acentuado en la gallinaza con insuflado de aire, la cual, registro la mayor solubilización de ST, $13.18 \pm 0.08 \text{ g/L}$, en 15h y de materia orgánica, expresadas como SV $7.14 \pm 0.09 \text{ g/L}$ en 3h y sin mostrar cambios importantes a tiempos mayores.

La gallinaza sin insuflado de aire mostro la mayor solubilización de ST, $8.50 \pm 0.08 \text{ g/L}$ en 12h y de materia orgánica, $5.02 \pm 0.16 \text{ g/L}$ SV en 6h, mientras, la gallinaza de jaula registró un comportamiento intermedio, alcanzando una máxima solubilización de $9.89 \pm 0.25 \text{ g/L}$ ST en 15 h y $5.98 \pm 0.07 \text{ g/L}$ SV. Una vez se alcanzó la mayor solubilización de sólidos (ST, SV) para la gallinaza con insuflado, los valores registrados para los sólidos y pH no varían significativamente en el tiempo, en

contraste con los otros dos tipos de gallinaza, que luego mostraron una fuerte variación en los niveles estos parámetros, probablemente, debido a procesos de degradación que se activan con la adición de agua y la agitación. Estos resultados indican que el insuflado de aire facilita la solubilización de la materia orgánica y el tiempo requerido para el proceso, dado que, se favorece el desarrollo de poblaciones microbianas, que transforman el material en formas químicas más simples y disponibles durante el transporte hasta el sitio de disposición.

La fracción líquida que se obtuvo de la dilución de la gallinaza con biol, en una proporción inicial de 1:5, fue evaluada durante 93 días en un digestor UASB acoplado a un lecho de lodos como digestor soporte, de esta manera se monitoreo en el pH, la Demanda Química de Oxígeno (DQO), los Sólidos Totales (ST), Volátiles (SV) y Fijos (SF), la relación Ácidos Grasos Volátiles/ Alcalinidad (AGV/ALK) y la producción de biogás en el UASB. A partir de los resultados obtenidos del monitoreo durante el periodo de evaluación de la digestión en el UASB, la relación gallinaza/ biol fue reducida a 1:3 para incrementar la velocidad de carga orgánica (OLR), sin embargo, posteriormente se presentaron obstrucciones en el sistema de bombeo que alimenta el digestor UASB, que imposibilitaron la evaluación completa a esta relación.

Para la relación 1:5 se obtuvo una Producción Específica de biogás (P_{esp}) de 1.83 ± 0.19 L/L_{Reactor}.día, con una OLR de 5.69 ± 0.42 gDQO/L.día y una remoción del 82.5% del DQO. Para la relación 1:3 se registraron 2.87 L/L_R.día y una OLR de 7.29 ± 0.02 g DQO/L.día. Además, se alcanzaron rendimientos de 57.94 y 54.54L/kg de gallinaza húmeda para las relaciones 1:5 y 1:3, respectivamente. Factores ajenos al estudio imposibilitaron el seguimiento del Nitrógeno amoniacal, sin embargo, los resultados obtenidos indican que no se presentó una inhibición por acumulación de Amoniaco.

Tabla de contenido

1. Antecedentes y Fundamentos Teóricos.....	1
1.1. El Estiércol Avícola	1
1.2. Digestión Anaerobia (DA).....	4
1.2.1. Etapas Metabólicas de la Digestión Anaerobia	5
1.2.2. Aplicaciones de la Digestión Anaerobia	6
1.2.3. Factores que Afectan la Digestión Anaerobia	7
1.3. Nitrógeno en Estiércol Avícola	12
1.3.1. Inhibición por Amoníaco	13
1.3.2. Estrategias para Controlar la Inhibición	14
1.4. Digestor UASB (Upflow anaerobic sludge blanket)	18
2. Planteamiento del Problema y Objetivos.	20
2.1. Planteamiento del Problema	20
2.2. Objetivos.....	22
3. Metodología.....	23
3.1. Caracterización Físicoquímica y Microbiológica	23
3.2. Análisis Cinético de la Extracción de Materia Orgánica de la Gallinaza	24
3.3. Digestión en continuo	25
3.4. Perfil de Lodos	27
4. Resultados y Discusión	28
4.1. Caracterización Físicoquímica y Microbiológica	28
4.2. Análisis Cinético de la Extracción de Materia Orgánica de la Gallinaza	30
4.2.1. Comportamiento de los sólidos en la fracción líquida.....	30
4.2.2. Cambios en el pH y Conductividad	34
4.2.3. Análisis de Regresión para los Sólidos Volátiles y el pH.....	37
4.3. Digestión Anaerobia en Continuo de la Fracción Líquida Obtenida en la Dilución De la Gallinaza con Insuflado de Aire	40
4.3.1. pH, Ácidos Grasos Volátiles y Alcalinidad.....	40
4.3.2. Carga Orgánica y Eficiencia en la Remoción.....	41
4.3.3. Velocidad de Carga Orgánica (OLR) y Tiempo de Retención Hidráulico (TRH).....	44
4.3.4. Producción de Biogás y Rendimiento.....	45
4.3.5. Niveles de Nitrógeno Amoniacal Total (TAN) y Nitrógeno Amoniacal Libre (FAN)	48

4.3.6. Perfil de Lodos	49
5. Conclusiones.....	53
Bibliografía.....	55

Lista de figuras

Figura 1.1 Tipos de estiércoles avícolas.....	3
Figura 1.2 Proceso de digestión anaerobia, basado en [13].....	6
Figura 1.3 Porcentaje de Nitrógeno amoniacal libre (N-NH ₃) a 20, 35, 55°C a diversos pH [48].....	13
Figura 3.1 Sistema para seguimiento cinético de la dilución de la gallinaza.....	25
Figura 3.2 Proceso de digestión anaerobia. Dilución/extracción (1), tanque de alimentación (2), bomba peristáltica (3), digestor UASB, digestor soporte lecho de lodos (LL) (5), almacenamiento biol, medidor de gas (7), bolsa almacenamiento de biogás (8), temporizador (9).....	27
Figura 4.1 Comportamiento de los sólidos totales en la fracción líquida, durante la dilución de los tres tipos de gallinaza.....	31
Figura 4.2 Comportamiento de los sólidos volátiles en la fracción líquida, durante la dilución de los tres tipos de gallinaza.....	32
Figura 4.3 Comportamiento de los sólidos fijos en la fracción líquida, durante la dilución de los tres tipos de gallinaza.....	33
Figura 4.4 Relación SV/ST durante el proceso de dilución de los tres tipos de gallinaza. Se omite desviación para simplicidad de gráfico.....	34
Figura 4.5 pH durante la dilución de las gallinazas.....	35
Figura 4.6 Sólidos Volátiles (SV), fijos (SF) y pH durante la dilución de gallinaza con insuflado de aire.....	35
Figura 4.7 Conductividad durante la dilución de las gallinazas.....	36
Figura 4.8 Primera derivada para los Sólidos Volátiles (SV) de los tres tipos de gallinaza.....	39
Figura 4.9 pH a través del proceso de digestión anaerobia: Alimento, salida del UASB y LL.....	41
Figura 4.10 Demanda química de Oxígeno para el alimento, a la salida del UASB y LL a través del periodo de evaluación.....	42
Figura 4.11 Relación SV/ST para el alimento y salidas del UASB y LL (se omite desviación por simplicidad).....	44
Figura 4.12 Velocidad de Carga Orgánica (OLR) a la entrada del UASB y LL, Tiempo de Retención Hidráulico aplicado. Se omite desviación.....	45
Figura 4.13 Producción Específica de biogás en el UASB y Velocidad de Carga Orgánica a la entrada del UASB.....	46
Figura 4.14 Producción específica de biogás y acumulada, a través del periodo de evaluación.....	47
Figura 4.15 Perfil del pH a diferentes alturas del UASB.....	50
Figura 4.16 Perfil de DQO soluble y relación SV/ST.....	51
Figura 4.17 Perfil de sólidos volátiles (SV) y relación (SV/ST).....	52

Lista de tablas

Tabla 1.1 Caracterización fisicoquímica de la gallinaza [6].....	2
Tabla 1.2 Características fisicoquímicas en estiércoles avícolas[7].....	3
Tabla 1.3 Estudios de digestión anaerobia de estiércol avícola que implementan digestor UASB.....	19
Tabla 3.1 Parámetros determinados en la caracterización fisicoquímica y microbiológica. (*)1 gramo de muestra en 10 mL.....	23
Tabla 4.1 Caracterización fisicoquímica de gallinazas de banda transportadora con y sin insuflado de aire y de jaula californiana.....	28
Tabla 4.2 Análisis tamaño de partícula gallinazas de banda transportadora con y sin insuflado de aire, y de jaula californiana (%masa seca).	28
Tabla 4.3 Análisis microbiológicos gallinazas de banda transportadora con y sin insuflado de aire, y de jaula californiana.	29
Tabla 4.4 ANOVA del modelo de calibración para los SV.	37
Tabla 4.5 ANOVA del modelo de calibración para el pH.....	37
Tabla 4.6. Niveles de Ácidos Grasos Volátiles, Alcalinidad y relación AGV/ALK durante el arranque *(A. Ac. ácido acético).	40
Tabla 4.7 Porcentaje de remoción en términos de DQO a la salida del UASB y del LL (Total).....	43

1. Antecedentes y Fundamentos Teóricos.

1.1. El Estiércol Avícola

Una forma apropiada para definir lo que es el estiércol y para este contexto podría entenderse como: “El estiércol corresponde al residuo del alimento que ingiere la gallina para la subsistencia y normal desarrollo de su actividad biológica” [1]. El estiércol avícola es producido de dos formas. Durante la producción de pollo de engorde, se denomina pollinaza y durante la producción de huevos donde se denomina gallinaza. La primera difiere de la segunda en que las excretas están mezcladas con un material de soporte al que cotidianamente se denomina cama, la cual, en el caso colombiano está ligada a la oferta de la zona y típicamente corresponde a cascarilla de arroz, viruta o aserrín. Siendo entonces la conformación final del material una mezcla de estiércol, cama, residuos de alimento y plumas. Por su parte, la gallinaza cuando no es de piso, corresponde a estiércol con diferentes grados de humedad y restos de alimento concentrado [2].

Fisicoquímicamente, tanto la gallinaza como la pollinaza se caracterizan por tener un contenido importante de Nitrógeno (N) y materia orgánica, así como pH básico, concentraciones apreciables de Potasio (K) y Fósforo (P), la [Tabla 1.1](#) recopila estas características. A nivel microbiológico se pueden encontrar una microbiota compuestas por Coliformes, *Staphylococcus sp*, *Salmonella sp*, *Clostridium Perfringens* y muchos otros saprófitos meso y termofílicos [3].

Tradicionalmente la disposición del estiércol avícola se realiza de dos formas: por aplicación directa, lo que implica esparcirla en los cultivos agrícolas. Esta práctica es muy común, sin embargo, riesgosa para el ambiente. El segundo tipo de disposición implica estabilizar la materia orgánica mediante diferentes técnicas, tales como, el compostaje y la formulación de fertilizantes orgánicos que se aplican al cultivo según un plan de fertilización establecido [4]. El primer procedimiento da origen a problemas ambientales como el desbalance de las poblaciones

microbianas del suelo, contaminación de las fuentes de agua por incrementos en la concentración de nitratos y eutrofización de cuerpos de agua. Por su parte, la estabilización por compostaje implica gran acumulación de biomasa residual, y por lo tanto, se generan olores que usualmente se definen como ofensivos [5], lixiviados, gases de efecto invernadero, además de la demanda de grandes áreas de suelo para su implementación. El uso de gallinaza/pollinaza se justifica en la riqueza nutricional del material y su alto potencial para generar co-productos con valor agregado.

Tabla 1.1 Caracterización fisicoquímica de la gallinaza [6].

Variable	Estiércol avícola
Contenido de materia orgánica, %BS	85,38
pH	8,8
Humedad, %BH	48,7
Nitrógeno total, %BS	3,56
Nitrógeno inorgánico, %BS	1,74
Nitrógeno como amonio, %BS	1,76
Relación OCC*/nitrógeno	10,89
Relación TCC**/nitrógeno	12,24
P ₂ O ₅ , %BS	0,71
K ₂ O ₅ , %BS	3,79

**Carbono Oxidable, **Carbono total, BS: base seca, BH: base húmeda*

La anterior caracterización del estiércol es recurrente en la literatura especializada, sin embargo, es imprecisa porque desde la perspectiva fisicoquímica es posible identificar si un estiércol corresponde a gallinaza o pollinaza, tal y como se presenta en la [Tabla 1.2](#).

Tabla 1.2 Características fisicoquímicas en estiércoles avícolas[7].

Parámetros	Gallinaza jaula	Gallinaza piso	Pollinaza
pH	9.0	8.0	9.50 ± 0.02
Conductividad (mS/cm)	6.9	1.6	4.1±0.1
Humedad (%)	57.8	34.8	25.8±0.2
Cenizas (%)	23.7	14	39±3
Potasio (K ₂ O%)	1.9	0.89	2.1±0.1
Carbono orgánico (%)	19.8	24.4	23±5
Materia orgánica (%)	34.1	42.1	39.6±8
Nitrógeno (%)	3.2	2.02	2.3±0.2
Relación C/N	6.2	12.1	10.0
Fósforo (P ₂ O ₅)	7.39	3.6	4.6±0.2

Ahora bien, es la operación que se da al estiércol lo que determina en buena medida las características del material, por tanto, en el cuadro siguiente (Figura 1.1) se presenta un resumen de los diferentes tipos de gallinazas/pollinazas que se obtienen en la avicultura colombiana.

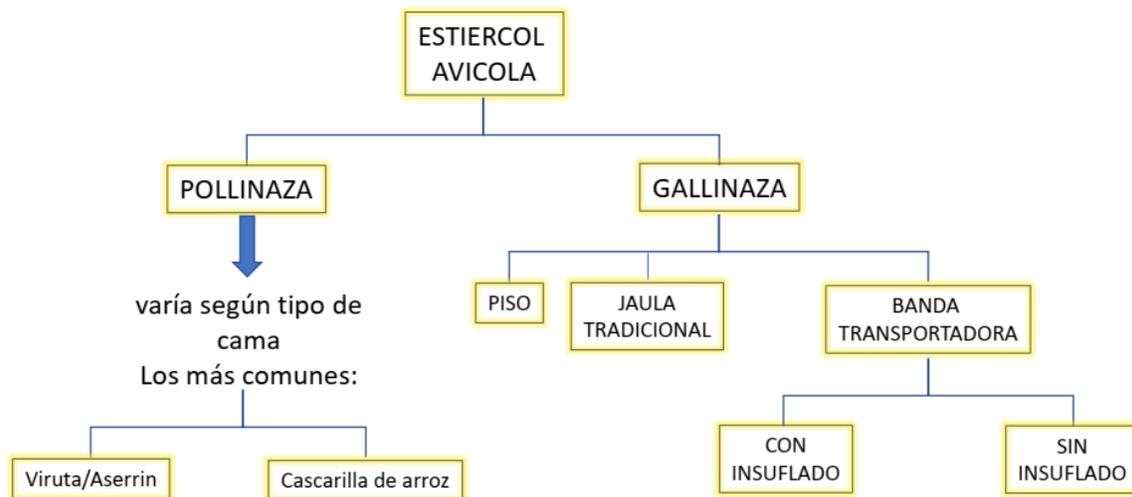


Figura 1.1 Tipos de estiércoles avícolas.

La pollinaza generalmente se maneja de forma manual y dependiendo de las prácticas de reuso de la cama, puede alcanzar largos periodos de tiempo antes de ser colectada. De otro lado, la gallinaza se genera tradicionalmente por tres métodos que difieren en la forma de colectar el material. Entre estos métodos, en la gallinaza

de piso y las jaula tradicional, el material tiene largos periodos de acumulación, con lo cual, al momento de ser colectado ha perdido algo de humedad. En los sistemas de banda se retira la gallinaza fresca y en los de insuflado la gallinaza es aireada sobre la banda, con el fin de reducir el contenido de humedad y permitir una mayor carga de sólidos.

1.2. Digestión Anaerobia (DA)

La digestión anaerobia es un proceso biológico en el que la materia orgánica en ausencia de oxígeno, es degradada por un conglomerado de microorganismos, transformándola en una fase gaseosa denominada biogás, compuesta fundamentalmente por CH_4 y CO_2 , además de componentes menores como H_2 , NH_3 , N_2 y H_2S , un digestato semisólido o lodo digerido y un efluente líquido (biol). Tanto el lodo como el biol son una mezcla de nutrientes (N, P, K, Ca, ente otros) y compuestos orgánicos de difícil degradación, dada la acción de los microorganismos que estabilizan la materia orgánica [8]. El biogás contiene un alto porcentaje en Metano, CH_4 (entre 50-70%), por lo que es susceptible de un aprovechamiento energético mediante su combustión en motores, turbinas o en calderas, bien sólo o mezclado con otro combustible [9].

Las características del digestato, dependen en gran medida del tipo de tecnología y de las materias primas utilizadas para la digestión. Durante el proceso anaeróbico, parte de la materia orgánica se transforma en Metano, por lo que el contenido en materia orgánica es menor en el producto que en las materias primas. Gran parte de la materia orgánica de este producto se ha mineralizado, por lo que normalmente aumenta el contenido de Nitrógeno amoniacal y disminuye el Nitrógeno orgánico [10]. Este grado de mineralización y otras características fisicoquímicas [11] otorgan un valor agregado a los efluentes de la digestión anaerobia, ya que, pueden ser implementados como fertilizantes orgánico-minerales según el criterio de la norma técnica colombiana NTC 5167 [12].

Todos los tipos de biomasa pueden ser usados como sustratos para la digestión anaerobia dependiendo de sus contenidos de carbohidratos, proteínas, grasas, celulosa y hemicelulosa. La composición del biogás, %CH₄, dependen del tipo de sustrato, sistema de digestión y el tiempo de retención [9], [11].

1.2.1. Etapas Metabólicas de la Digestión Anaerobia

La descomposición anaerobia es un proceso donde microorganismos derivan energía y crecen metabolizando materia orgánica en un ambiente libre de Oxígeno, resultando en la producción de metano (CH₄). Este proceso se subdivide en cuatro etapas bien definidas, las cuales no ocurren de forma secuencial, si no simultánea, y donde cada etapa es desarrollada por un determinado grupo de microorganismos [13] (Figura 1.2), con diferentes velocidades de crecimiento, acción y grado inhibición ante las sustancias que intervienen en el proceso [14].

- **Hidrólisis:** los bio-polímeros no solubles como polisacáridos, proteínas y lípidos son hidrolizados por acción de enzimas extracelulares y transformados en compuestos orgánicos solubles como azúcares, aminoácidos y ácidos grasos de cadena larga (AGCL), que servirán como fuente de materia y energía para los microorganismos [15].
- **Acidogénesis:** los compuestos orgánicos solubles son convertidos mediante procesos fermentativos en compuestos intermedios, como Dióxido de Carbono (CO₂), Hidrógeno (H₂), ácido Acético (CH₃COOH), ácidos grasos de bajo peso molecular (ac. Grasos Volátiles, AGV), Amoníaco (NH₃), alcoholes y otros metabolitos.
- **Acetogénesis:** en esta etapa los Ácidos Grasos Volátiles (AGV) producidos en la acidogénesis son convertidos por bacterias acetogénicas en acetato, Hidrógeno (H₂) y dióxido de Carbono (CO₂), precursores del Metano en la siguiente etapa.
- **Metanogénesis:** aquí se da la transformación del acetato y del CO₂ más Hidrógeno en gas Metano (CH₄), debido a la acción de las arqueas metanogénicas. En este punto se tienen dos rutas metabólicas para la

generación de Metano (CH_4) a partir del Acetato (CH_3COO^-) y dióxido de Carbono (CO_2). Alrededor del 70% del Metano (CH_4) procede de la descarboxilación del acetato (metanogénesis aceto-clástica) y el 30% restante proviene de la reducción del dióxido de Carbono con Hidrógeno (H_2) (metanogénesis hidrogenotrófica) [16]. Esta fase puede ser considerada como limitante en el proceso de digestión anaerobia para la mayoría de los sustratos, ya que, la acción de las bacterias metanogénicas es generalmente lenta en comparación con el resto de microorganismos involucrados en el proceso de digestión [17].

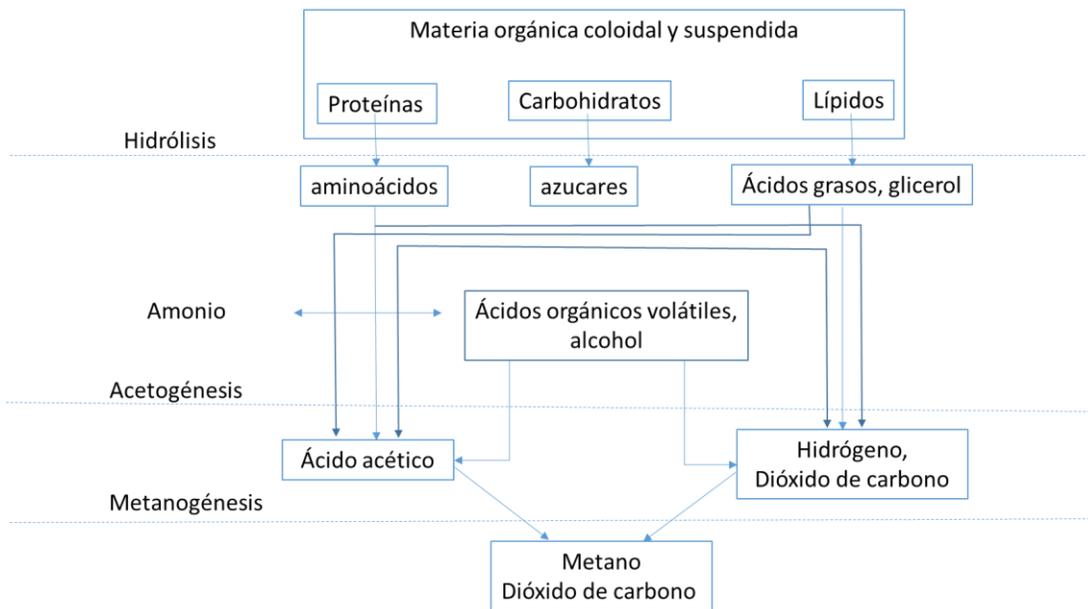


Figura 1.2 Proceso de digestión anaerobia, basado en [13].

1.2.2. Aplicaciones de la Digestión Anaerobia

Diversas revisiones de la literatura reportan la aplicación de la digestión anaerobia sobre un amplio grupo de sustratos. Gunaseelan habla de implementación de la digestión anaerobia en la fracción orgánica de residuos sólidos municipales, lodos de depuradora y efluentes industriales, residuos sólidos de frutas y vegetales, pastos, residuos de madera, malezas y biomasa de origen acuático como algas [18]. Se reportan estudios sobre residuos lignocelulósicos, residuos

sólidos municipales, residuos de comida, estiércoles y lodos activados residuales [19] y se categorizan los sustratos en tres grupos según el origen: agrícolas, como estiércoles, cultivos energéticos, algas remanentes de cosecha; industriales como efluentes de fabricación de bebidas gaseosa, cervecería, producción de leche, industria del almidón y el azúcar, industria cosmética, farmacéutica, bioquímica, industria de la pulpa y papel, mataderos; y los de origen en comunidades como los residuos sólidos municipales y su fracción orgánica, lodos de depuradora y residuos de poda y comida [20].

1.2.3. Factores que Afectan la Digestión Anaerobia

1.2.3.1. Temperatura

Como cualquier proceso biológico la DA es afectada por factores ambientales y de operación, controlando estos factores se determina las condiciones ideales o los parámetros adecuados para el proceso. Desde la termodinámica un microorganismo puede considerarse sistema abierto que intercambia materia y energía con su entorno, de esta forma, la temperatura es un factor que afecta directamente las velocidades de reacción de los procesos químicos que constituyen los metabolismos, por lo tanto, la temperatura es una de las variables de mayor incidencia sobre el proceso de digestión debido a que afecta la actividad metabólica y la tasa de crecimiento de los microorganismos. DA puede darse en el rango de 10 a 65°C, principalmente en tres intervalos, psicrófilo (10-20°C), mesófilo (20- 45°C) con una temperatura optima de 35°C y termófilo (45- 65°C) con una óptima de 55°C [21].

En el intervalo psicrófilo el proceso presenta bajas velocidades de degradación, debido a la baja actividad metabólica de los microorganismos, por el contrario, en el rango termófilo se presentan las mayores velocidades de degradación, no obstante, en el rango mesófilo las velocidades no están muy lejos de aquellas en el rango termófilo. Por otro lado, si bien en el rango termófilo los rendimientos son mayores; en términos de remoción de materia orgánica y producción de biogás, la cantidad de especies de microorganismos metanogénicos es menor en comparación al rango

mesófilo [22], y el requerimiento energético para mantener la temperatura del proceso es superior, por lo cual, 37°C se considera la temperatura óptima.

Los cambios de temperatura no afectan de igual forma a todos los microorganismos involucrados en la digestión anaerobia, la actividad metabólica en las etapas de hidrólisis y acidogénesis no se ve reducida significativamente, debido a la capacidad de adaptación de los microorganismos que intervienen, sin embargo, las etapas de acetogénesis y metanogénesis son limitadas debido a la sensibilidad de los microorganismos a los cambios de temperatura, lo cual, generara una acumulación de AGV [21].

1.2.3.2. pH

El pH es otro factor fundamental en el proceso de digestión, ya que, afecta directamente la actividad metabólica de los microorganismos, así como, las rutas metabólicas prevalentes, la solubilidad del sustrato y compuestos intermediarios presentes en el proceso. Los microorganismos anaerobios requieren de diferentes intervalos de pH para su desarrollo, por lo cual, cada grupo microbiano tiene sus propios valores de pH óptimos donde su actividad metabólica es máxima. Se ha reportado como intervalo apropiado para digestión anaerobia 6.8 - 7.4. Los microorganismos acidogénicos tienen un pH óptimo entre 5.5 -6.5, sin embargo, los metanogénos son más eficientes a un pH entre 6.5- 8.2 siendo 7 el valor óptimo, reduciéndose el crecimiento y la actividad microbiana a niveles de pH<6.6 [19].

1.2.3.3. Alcalinidad y Ácidos Grasos Volátiles

El pH al interior de un digestor anaerobio es regulado principalmente por el sistema tampón del bicarbonato (HCO_3^-), esto indica que el pH durante el proceso dependerá de la presión parcial de CO_2 , el nivel de alcalinidad y compuestos ácidos o bases, el sistema tampón (alcalinidad) contrarresta los cambios en el pH hasta cierto punto, sin embargo, si la capacidad tampón es superada se dará lugar a cambios drásticos en el pH y el proceso de digestión será inhibido [23].

Los ácidos grasos de bajo peso molecular (acetato, propionato, butirato, lactato etc.), denominados Ácidos Grasos Volátiles (AGV), son productos intermediarios del proceso de degradación anaerobio que son generados durante la etapa de acidogénesis. La acumulación de AGV es la principal consecuencia de un proceso inestable, lo que podría conducir a un descenso en el pH, no obstante, la acumulación de AGV no se expresará de forma inmediata mediante un descenso en el valor del pH, debido a la capacidad tampón de la fase líquida del digestor. Biomasa como los estiércoles son ricos en alcalinidad, lo que implica que la acumulación de AGV puede alcanzar un cierto nivel antes de manifestarse una reducción drástica del pH, y ser tan alta que inhiba el proceso de digestión [23]. Por lo anterior, el pH no debe ser el único parámetro para monitorear el proceso, para tal fin, se recomienda determinar la relación Ácidos Grasos Volátiles/ Alcalinidad (AGV/ALK) y tomar un valor >0.4 como punto crítico [24].

1.2.3.4. Nutrientes

La presencia de nutrientes en niveles apropiados es fundamental para el desarrollo de la biomasa microbiana en cualquier tratamiento biológico, estos se agrupan como macronutrientes, que son aquellos requeridos en cantidades relativamente grandes (p. ej. Carbono, Nitrógeno y Fósforo) y micronutrientes (p. ej. Cobalto, Níquel) requeridos en cantidades relativamente pequeñas. Macronutrientes como Nitrógeno y Fósforo, indispensables para cualquier

tratamiento, están disponibles para las bacterias, solo en formas solubles como Nitrógeno amoniacal (N-NH_3) y Ortofosfato (HPO_4^-), micronutrientes como Cobalto, Níquel, Selenio, Molibdeno, son esenciales como cofactores enzimáticos, otros como Manganeso y Hierro son necesarios para el transporte de electrones y para la acción de ciertas enzimas [16], [25].

La relación carbono- nitrógeno (C/N) da cuenta de los niveles de estos nutrientes en un sustrato, dada la sensibilidad del proceso a esta relación, por su incidencia directa sobre la viabilidad del proceso de digestión y en la producción de biogás, se constituye en un parámetro de especial atención para el proceso de biometanización (digestión anaerobia). Una relación C/N demasiado alta implica una falencia de Nitrógeno lo que genera problemas para síntesis de proteínas, comprometiendo el metabolismo estructural y energético de los microorganismos [26], ocurre entonces que el Nitrógeno será rápidamente consumido, no se suplirá la demanda para el mantenimiento celular y se afectará la producción de biogás, ya que, no es posible transformar todo el carbono presente en el sustrato. De otro lado, una baja relación C/N resulta en incremento en la concentración de nitrógeno amoniacal (N-NH_3) aumentando el riesgo de una inhibición por Amoniacó [19].

Las cantidades de Nitrógeno y Fósforo que deben estar disponibles para los microorganismos, dependerán de la cantidad de materia orgánica en el sustrato. Expresada como DQO, se requiere mantener una relación DQO:N:P de 1000: 7: 1 para condiciones de alta carga, 350:7:1 para baja carga [25] y una relación C/N 25:1 o en el intervalo 20-30 [27].

1.2.3.5. Velocidad de Carga Orgánica

La Velocidad de Carga Orgánica (OLR, por sus siglas en inglés) representa la cantidad de materia orgánica con la cual, se alimenta el proceso diariamente respecto a una unidad de volumen de digestor. OLR es el parámetro por el cual es posible determinar la cantidad de materia orgánica seca que alimenta a un digestor, por día y por unidad de volumen [28], se mide en kilogramos de Sólidos Volátiles o

kilogramos de Oxígeno (DQO) por metro cubico por día, estableciéndose como intervalos típicos en digestión anaerobia 1.2- 12 kgSV/m³/día, 2.2- 33 kgDQO/m³/día, sin embargo, el comportamiento de la OLR dependerá de las características del sustrato, la temperatura y Tiempo de Retención Hidráulico (TRH) en la que se opera el digester [29] . Incrementos no controlados reducen la producción de biogás, el contenido de metano (%CH₄) y la eficiencia en la remoción de materia orgánica, debido a desbalances por acumulación de sustancias inhibitorias [30], [31], OLR muy bajas demandaran mayores tiempos de retención, que generalmente se traduce en digestores de mayores volúmenes que incrementan costos de inversión [32], [33].

1.2.3.6. Tiempo de Retención Hidráulico (TRH)

Se define como el tiempo requerido para la degradación de la materia orgánica, es decir, el tiempo que el material permanecerá dentro del digester degradándose y produciendo biogás. La duración de este periodo de tiempo dependerá de las características fisicoquímicas del sustrato, así como, de la temperatura de operación y del tipo de digester que se utiliza [34], además, el volumen del digester es un parámetro que es definido por el TRH y la OLR que se implementen en el proceso [28]. Se tiene entonces que a una mayor OLR implica un TRH más bajo [35], lo cual, incrementa la probabilidad de una acumulación de AGV, de otro lado un TRH alto favorecerá la remoción de materia orgánica y por consecuencia la producción de biogás [36].

1.2.3.7. Factores Inhibitorios

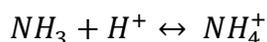
La DA puede ser inhibida por diversos factores como la acumulación de Ácidos Grasos Volátiles (AGV), altos niveles de Amoniaco (NH₃) o Sulfuro de Hidrógeno (H₂S), metales pesados, Tolueno, Benceno, Fenol, antibióticos etc. De los anteriores, la acumulación de AGV y altos niveles de NH₃ son los más comunes [37]. Debido a que, parte importante de los microorganismos involucrados en la digestión anaerobia son anaerobios estrictos, el Oxígeno es considerado como una sustancia tóxica para el proceso, así como cualquier nutriente que se encuentre en

concentraciones muy elevadas [10]. La co-digestión, digestión anaerobia conjunta de dos o más sustratos, es la principal estrategia para evitar la mayoría de los efectos inhibitorios, con base en la compensación de deficiencias en nutrientes, ajustes de relación C/N, mejoras en la alcalinidad del sistema, compartir instalaciones de tratamiento, unificar metodologías de gestión, amortiguar variaciones temporales en la composición o suministro de un tipo de residuo o reducir costos de operación e inversión [38].

1.3. Nitrógeno en Estiércol Avícola

Al momento de implementar la digestión anaerobia para el aprovechamiento energético de los estiércoles avícolas, se afronta la dificultad de alcanzar niveles de Amoniac (NH₃) inhibitorios para las poblaciones microbianas. El Nitrógeno presente en el estiércol se encuentra en dos formas, como proteína no digerida y ácido Úrico, las cuales representan respectivamente el 30% y 70% del Nitrógeno total. Este Nitrógeno al ser metabolizado en condiciones anaerobias será transformado en Nitrógeno amoniacal (TAN por sus siglas en ingles), el cual según el pH y la temperatura se presenta en forma de Amoniac (NH₃) y Amonio (NH₄⁺) [39].

De estas dos especies, el N-NH₃, Nitrógeno amoniacal libre (FAN por sus siglas en inglés) ha sido distinguido como el causante de la inhibición [40], [41]. Aunque el N-NH₃ a bajas concentraciones es necesario para el crecimiento de la bacteria (<200mg/L N-NH₃), a concentraciones altas (1400-17000mg/L N-NH₃) causan perturbaciones al proceso [42], como reducción en la producción de biogás [43] descensos en la actividad microbiana [44], [45], y toxicidad cuando cesa la actividad metanogénica [46].



Ecuación 1 Equilibrio Amonio y Nitrógeno amoniacal libre (FAN)

1.3.1. Inhibición por Amoniaco

Los niveles de Nitrógeno amoniacal libre $N-NH_3$ (FAN) dependerán de la concentración de Nitrógeno total amoniacal (TAN), el pH y la temperatura en los que se mantenga el proceso de digestión, estudios demuestran que digestores anaerobios operados a pH 7 y 35°C el Nitrógeno amoniacal libre (FAN) constituye un 1% del Nitrógeno amoniacal total (TAN), mientras que a pH 8 y a la misma temperatura se incrementa a un 10%. Por otro lado, a un mismo pH a condiciones termófilas se esperan concentraciones seis veces mayores que a mesófilas [47]

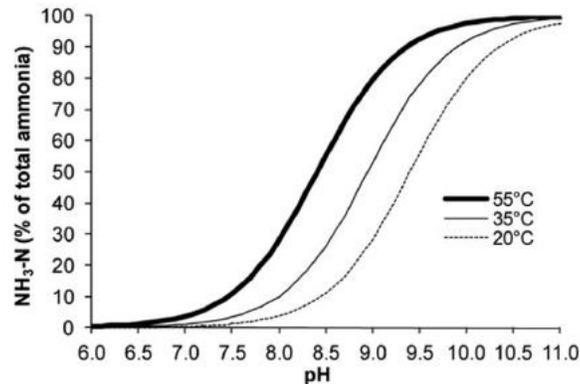


Figura 1.3 Porcentaje de Nitrógeno amoniacal libre ($N-NH_3$) a 20, 35, 55°C a diversos pH [48].

A partir de la Ecuación 2 puede estimarse que a condiciones mesófilas un incremento de pH 7 a 8 se incrementa el nivel de FAN ocho veces y en condiciones termófilas será mayor aun, esto debido al efecto de la temperatura sobre la constante de disociación del Amoniaco.

$$FAN = TAN \times \left(1 + \frac{10^{-pH}}{10^{-\left(0.09018 + \frac{2729.92}{T(K)}\right)}} \right)^{-1}$$

Ecuación 2 Nitrógeno amoniacal libre $N-NH_3$ (FAN) [49].

Se ha sugerido que la capacidad de inhibición del Nitrógeno amoniacal libre (N-NH_3) se debe a su permeabilidad a través de la membrana celular [50], [51]. Una vez el Nitrógeno amoniacal se difunde en el citosol se proponen dos mecanismos para la toxicidad, la inhibición directa de la actividad de enzimas capaces de asimilar de amoniaco involucradas en la producción de metano, y la acumulación intracelular de Amonio (N-NH_4^+), ya que el pH intracelular más bajo genera la conversión de parte del Nitrógeno amoniacal libre (N-NH_3) en Amonio (N-NH_4^+), absorbiendo protones (H^+) en el proceso y por tanto alterando el pH del citosol [52]. Para mantener el pH intracelular, la célula incrementa la acción de las bombas de potasio para compensar los protones absorbidos, lo que incrementa los requerimientos energéticos que potencialmente causan inhibición de reacciones enzimáticas específicas [53]. Además, cuando las células están expuestas a altos niveles de Amoniaco las bombas de potasio no podrán seguir el ritmo de la acumulación, por lo tanto serán incapaces de mantener el pH intracelular y se generara citotoxicidad [54].

1.3.2. Estrategias para Controlar la Inhibición

1.3.2.1. Ajuste de pH y Temperatura

El pH y la temperatura están entre los parámetros que pueden ser optimizados para controlar la acumulación de Amoniaco al interior del digestor anaerobio. En fase líquida pueden influenciar el equilibrio entre el Amonio (N-NH_4^+) y el Nitrógeno amoniacal libre (N-NH_3), por lo tanto, son determinantes en el cambio entre las dos especies, ya que, el Amonio es menos tóxico para los microorganismos metanogénicos y tiene un alto valor como fertilizante [55], [56].

Un incremento en temperatura, pH o ambos favorece la acumulación de N-NH_3 , afectando, el contenido de Metano (CH_4) y posteriormente la producción de biogás, causando la falla del digestor debido a la inhibición de los metanogénos, por lo cual, con el fin de controlar los niveles de N-NH_3 durante la digestión anaerobia de

sustratos ricos en Nitrógeno, se recomienda que mantener un pH inferior a 7.4 en condiciones mesófilas [57], [58].

1.3.2.2. Ajuste de la Relación Carbono-Nitrógeno

Otra opción para el control del N-NH₃ es mezclar el estiércol con otros sustratos ricos en Carbono, con el fin de incrementar la relación carbono/nitrógeno (C/N). Las gallinazas de banda transportadora y de jaula californiana tienen una relación C/N entre 6-12, en contraste con 20-30, rango óptimo para la digestión anaerobia [59]. De este modo, es plausible reducir la posibilidad de que se acumule el N-NH₃, cuando se procesan materias primas con un contenido de Nitrógeno alto como el estiércol avícola, mediante la co-digestión con sustratos orgánicos que provean el suficiente Carbono, como para incrementar la relación C/N al rango óptimo y de esta manera garantizar un equilibrio entre las cantidades de Carbono y Nitrógeno, que permitirán un apropiado desarrollo de los microorganismos anaerobios.

La co-digestión hace posible desde el punto de vista del costo beneficio, la recepción y tratamiento conjunto de diversos residuos, junto con el beneficio de los incrementos en la producción de biogás [58]. Mezclas de gallinaza con aguas residuales de molinos de oliva [60], sueros lácteos [61], lodos de depuradora [62], [63], residuos agrícolas [64]–[67], residuos de comida [68] o con otros estiércoles [69] son aplicaciones comunes.

Sin embargo, si no se dispone de un co-sustrato rico en Carbono, en los volúmenes necesarios y en zonas cercanas, la co-digestión será inviable debido a los altos costos en transporte residuos hasta el sistema de digestión, por lo cual, para procesos a escalas de planta la tendencia para el manejo del estiércol avícola, se enfoca en procesos mono-sustrato y tecnologías para la remoción del N-NH₃ [70].

1.3.2.3. Adaptación

La aclimatación de los microorganismos puede influenciar el grado de inhibición ocasionada por altos niveles de Nitrógeno amoniacal libre (N-NH_3), particularmente, la adaptación de los metanogénos a altas concentración de amoniaco podría acelerar la tolerancia hacia el Nitrógeno amoniacal libre (N-NH_3) [37], por lo tanto, un incremento paulatino de la concentración de Amoniaco mejoraría la resistencia de las comunidades microbianas [71], entre la cuales, los metanogénos que son los más sensibles a la toxicidad del Amoniaco y presentan una variable resistencia entre las diversas especies [47].

La adaptación puede ser el resultado de cambios en el metabolismo de las especies predominantes entre los metanogénos o también a un cambio en las poblaciones metanogénicas [72], [73], el tiempo requerido para una apropiada aclimatación es de dos meses o incluso más [47] , en este punto la continua exposición a altas concentraciones de Amoniaco (1 - 2.5 g/L N-NH_3) puede incrementar la tolerancia de los metanogénos a la inhibición por encima del rango de aclimatación empleado [74].

1.3.2.4. Dilución

Se ha encontrado una fuerte correlación entre el contenido de sólidos totales (ST) y la actividad metanogénica cuando se usa como sustrato el estiércol avícola (gallinaza), un incremento de ST dará lugar a un incremento en la carga orgánica, lo cual, tiene como consecuencia la disminución en la producción de metano [75]. Valores superiores al 10% ST tienen un efecto negativo sobre la generación de Metano (CH_4) [76], y se reporta en algunos estudios como valores óptimos el intervalo 4-6% [77]. Este efecto es debido al impacto que el contenido de ST tiene sobre el aumento de las concentraciones de Ácidos Grasos Volátiles (AGV) y Amoniaco al interior del digestor, por lo cual, la dilución es método apropiado que mantener los niveles de nitrógeno amoniacal libre (N-NH_3), controlar los efectos inhibitorios y favorecer la producción de metano [78] .

La lixiviación es la extracción selectiva de uno o más componentes de una mezcla sólida mediante el contacto con un solvente líquido que disuelve dichos componentes [79]. El lixiviado es la fracción orgánica e inorgánica que se solubiliza durante el contacto del solvente con la fase sólida, como productos finales se obtienen entonces un lixiviado (fracción líquida) y la fracción sólida remanente que no disuelve [80].

Se ha establecido que la recirculación del lixiviado tratado impacta de manera positiva los procesos de digestión anaerobia [81], incrementando producción de metano, pues se favorece la actividad metanogénica hacia el sustrato y se da un aporte de alcalinidad, que ayuda a controlar el pH en el rango apropiado para la acetogénesis y metanogénesis [82].

Para extraer la mayor cantidad de materia orgánica en el lixiviado es fundamental garantizar el mayor contacto posible entre el sólido y el líquido, para tal fin, se implementan principalmente dos métodos. Para sólidos demasiado gruesos o espesos como para ser suspendidos fácilmente en el líquido, se implementa el método de la percolación, donde se hace gotear o rociar el líquido sobre el sólido. El segundo consiste en sumergir completamente el sólido en el líquido y recircular el efluente del proceso, la principal ventaja de este método radica en la rápida solubilización de la fracción soluble, debido a la acción de la agitación y la simplicidad frente al sistema de percolación [83].

1.3.2.5. Otros Métodos para Controlar la Inhibición

Entre estos se tienen tratamientos fisicoquímicos como los de sistemas stripping con aire, en los que se busca la remover el Nitrógeno amoniacal libre (N-NH_3) del efluente del proceso de digestión, por medio de una contracorriente de aire dentro de un sistema de columna empacada [84], [85]. La precipitación química mediante la obtención de Estruvita ($\text{Mg}(\text{NH}_4)\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) permite remover el N-NH_3 y puede ser recuperada para uso como fertilizante dado el valor agregado por su

composición química [86], [87]. También la adsorción del $N-NH_3$ es factible mediante zeolitas [88] y procesos de intercambio catiónico que depuran el $N-NH_3$ del efluente [89].

1.4. Digestor UASB (Upflow anaerobic sludge blanket)

El biorreactor UASB es espacialmente utilizado con el propósito de remover materia orgánica, producir biogás y recuperar el efluente luego del tratamiento anaerobio. Un diseño específico le permite la acumulación de biomasa en su interior, lo cual, da lugar a Tiempos de Retención Hidráulicos (TRH) menores; por lo tanto, OLR mayores en comparación con los procesos de digestión anaerobia convencionales. El sustrato se alimenta al reactor mediante un sistema de distribución interno en la parte inferior, y asciende a una velocidad preestablecida hasta el separador de fases, donde las partículas sólidas más grandes (lodo metanogénico) precipitan de nuevo hacia el interior, lo que permite la acumulación de biomasa, el incremento del tiempo de retención de los sólidos (TRS) [90] y le otorga al sistema resistencia a cambios repentinos de carga orgánica.

Diversos reportes implementan digestores UASB a escala de laboratorio para estudio del aprovechamiento de la fracción líquida del estiércol avícola ([Tabla 1.3](#)). Mediante la adición de agua en proporciones preestablecidas, con el fin extraer la materia orgánica en el estiércol, es posible alimentar el digestor con un sustrato que puede alcanzar valores de DQO mayores a $50000 \text{ mgO}_2/\text{L}$, con eficiencias en remoción de materia orgánica superiores al 65% de la DQO alimentada, en un rango de temperatura mesófilo, alcanzando velocidades de carga orgánica (OLR) típicas para sistemas de alta tasa (segunda generación), con tiempos de retención hidráulico (TRH) muy inferiores a los sistemas tradicionales (primera generación) y un contenido de metano en el biogás arriba del 57%.

Tabla 1.3 Estudios de digestión anaerobia de estiércol avícola que implementan digester UASB.

Referencia	Sólidos	Temp(°C)	TRH	Vw(L)	OLR kgDQO/m ³ .d	%Rem DQO	Rendimiento/ Prod biogás	%CH ₄
[91]	SS: 0.85 g/L DQO:978mgO ₂ /L	26-34	5.2, 8.8, 23.2, 26.4h	3.5	2.9	78	0.26 m ³ CH ₄ /kgDQO	57
[92]	ST:8.9-15.8g/L SV:8.1-14.7g/L DQO:11-12gO ₂ /L	35	1-2d	2.6	11-12	70-75	3.5-3.6 L/L _R .dia	80
[85]	DQO:9-11 gO ₂ /L ST:1-2%	33-37	16 h	22.5	5.4-13.6	88-92	0.14-0.21 m ³ CH ₄ /kgDQO _{remov}	
[46]	DQO: 5 gO ₂ /L TAN:1-6g/L	35	4d	4.3	1.2	78-96		
[93]	1:8, 1:6, 1:4, 1:2 DQO: 12.1- 57.8gO ₂ /L ST:8.28-21.1 g/L	32	8, 12, 15.7d	15.7	0.65-7.22	75-81	4.3-29.4 L/d	70
[94]	1:8, 1:6, 1:4 DQO:11.5- 30.3gO ₂ /L	30-35	8, 12, 15.7d	15.7	0.65-4.26	72-82	0.27-1.87 L/L _R .d 4.2-29.4 L/d	70
[95]	ST: 8280mg/L SV:5370mg/L DQO: 12.1gO ₂ /L	32	8d	15.7	0.76	85.3	4.2-13 L/d	

Sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), sólidos suspendidos (SS), demanda química oxígeno (DQO), nitrógeno amoniacal total (TAN), velocidad de carga orgánica (OLR), tiempo de retención hidráulico (TRH), volumen útil (Vw), F.liq (fracción líquida).

2. Planteamiento del Problema y Objetivos.

2.1. Planteamiento del Problema

La avicultura es una de las principales subsectores de la industria pecuaria, está en conjunto con la ganadería y porcicultura, soportan gran parte de la demanda proteica de la población mundial [96]. El consumo de carne de pollo y huevos es tan cotidiano y masivo, que según proyecciones de la Federación Nacional de Avicultores de Colombia (FENAVI), para el año 2020 el consumo per cápita de carne de pollo alcanzó los 34,02 kg/año y las 325 unidades/año en el caso de los huevos [97], en tanto que, la generación de excreta oscila entre 1,1 – 2,4 t/día por cada 1.000 aves [98].

La manera tradicional de disponer gallinaza ha sido esparciéndola sobre los suelos, debido a su alto contenido de nutrientes como Carbono, Nitrógeno y Fósforo, pero una sobre-aplicación (práctica común), puede generar diversos problemas ambientales, como un enriquecimiento de nutrientes en los cuerpos de agua, produciendo su eutrofización, propagación de patógenos, producción de sustancias fito-toxicas, malos olores debido a la generación de sulfuro de hidrógeno y emisión de gases de efecto invernadero [6]. Ese alto contenido de nutrientes también es aprovechado para la elaboración de compost, siendo esta la manera más común como las explotaciones avícolas disponen gallinaza, sin embargo, las instalaciones para el compostaje deben ser muy amplias y se presenta una problemática de generación malos olores.

Son posibles otros procesos, como la digestión anaerobia, mediante los cuales, se puede dar una correcta disposición de la gallinaza y realizar un aprovechamiento material, por medio del uso de los bioles (efluentes líquidos) para fertirriego o como enmiendas orgánico-minerales en suelos, y energético a partir del biogás generado en el proceso. En la literatura se reportan diversidad de estudios y experiencias implementando la digestión anaerobia para el tratamiento y aprovechamiento de la

gallinaza; pero todos se enfrentan a una problemática común, la inhibición por el Amoniac (NH_3) proveniente del Nitrógeno orgánico presente en la gallinaza.

El Nitrógeno contenido en la gallinaza en forma de proteína, aminoácidos, urea y ácidos nucleicos, al ser degradados mediante digestión anaerobia son transformados en Amoniac (NH_3). Dependiendo del pH y la temperatura en una disolución, representará la suma de las concentraciones de NH_3 (nitrógeno amoniacal libre, FAN por sus siglas en ingles) y del ion Amonio NH_4^+ [51], teniendo el NH_3 el mayor efecto inhibitorio sobre el proceso.

Para evitar el efecto inhibitorio del amoniac (NH_3) se implementan principalmente tres estrategias: codigestión con otros sustratos para ajustar la relación de nutrientes y niveles de alcalinidad, diluir la gallinaza para controlar los niveles inhibitorios y la articulación del proceso de digestión con sistemas de stripping para depurar el amoniac del efluente liquido del proceso. Cada una de estas estrategias presenta una desventaja; la primera demanda grandes cantidades de co-sustratos para co-digestar, la segunda requiere altos volúmenes de agua para diluir la gallinaza a determinados valores de Sólidos Totales, y por último los stripping requieren un consumo alto de energía y tienen un límite para los niveles de Nitrógeno amoniacal que pueden depurar, además que representan un costo que debe ser cargado al del sistema de digestión anaerobia.

En el contexto de la avicultura la implementación de la codigestión no es sencilla, las granjas que generalmente se encuentra en zonas rurales, que no disponen de un co-sustrato en los volúmenes requeridos para la cantidad de gallinaza generada diariamente, por otro lado, realizar diluciones demanda grandes volúmenes de agua, lo que se traduce en un uso poco racional del recurso hídrico. Dado este escenario el avicultor se ve obligado a realizar procesos de compostaje, en los cuales, no es posible realizar aprovechamiento energético y debe lidiar con las dificultades que dicho proceso conlleva. Sin embargo, a diferencia de los procesos que implementan codigestión, los procesos de digestión anaerobia mono-sustrato

vía húmeda, tienen requerimientos técnicos menores a los implementados en sistemas de codigestión, y permiten la implementación de biorreactores anaerobios de alta tasa como el UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket).

2.2. Objetivos

Objetivo General

Implementar la recirculación del biol para la dilución del estiércol avícola, en la digestión anaerobia de la fracción líquida extraída de la gallinaza, evitando la operación con altos niveles de sólidos e inhibición por Amoníaco.

Objetivos Específicos

- Caracterizar fisicoquímica y microbiológicamente tres tipos de gallinaza: jaula californiana, gallinaza de banda transportadora con y sin insuflado de aire.
- Evaluar cómo afecta el insuflado de aire (aireación) y los periodos de acumulación, la solubilización de los sólidos durante el proceso de dilución de la gallinaza.
- Evaluar la digestión anaerobia de la fracción líquida extraída del estiércol avícola, en un digestor anaerobio piloto UASB en términos de remoción de materia orgánica, producción de biogás y rendimiento.

3. Metodología.

3.1. Caracterización Físicoquímica y Microbiológica

Para conocer el efecto que aireación y el periodo de acumulación tiene sobre la composición química, propiedades físicas y poblaciones microbianas de la gallinaza, se realizó una caracterización físicoquímica y microbiológica. Con esta caracterización se buscó determinar la composición mineral, la distribución de los sólidos, el contenido de materia orgánica, Nitrógeno orgánico, grado de degradación y tamaños de partícula en la gallinaza.

Se utilizaron tres tipos de sustrato: gallinaza de banda transportadora con insuflado, gallinaza de banda transportadora sin insuflado y gallinaza de jaula californiana suministradas por la avícola Emaus s.a.s. Los diferentes tipos de gallinaza fueron caracterizados a través de la determinación de diferentes análisis físicoquímicos y microbiológicos ([Tabla 3.1](#)).

Tabla 3.1 Parámetros determinados en la caracterización físicoquímica y microbiológica. (*)1 gramo de muestra en 10 mL.

Análisis físicoquímicos		
Parámetro	Técnica	Norma
Magnesio total (% MgO), Potasio total (% K₂O), Sodio total (% Na), Zinc total (% Zn)	Electroforesis capilar. Método interno grupo GIEM	No aplica
Densidad (g/cm³)	Gravimetría	NTC 5167
Sólidos totales (%)		SM 2540
Sólidos volátiles (% ST)		SM 2540
Sólidos fijos (% ST)		SM 2540
pH (10 %)	Potenciometría	NTC 5167
Carbono orgánico oxidable total (% CO)	Método modificado de Walkley y Black	NTC 5167
Fósforo total (% P₂O₅)	Método colorimétrico del ácido Vanadomolibdofosfórico	NTC 234
Nitrógeno orgánico (% N)	Método Kjeldahl	NTC 370
Tamaño de partícula	Gravimétrico	NTC 326
Relación C/N	No aplica	No aplica
Respirometría (mg CO₂ / g)	Producción de CO ₂	No aplica
Análisis microbiológicos		
Mesófilos, termófilos, mohos, levaduras, nematodos y/o protozoos, enterobacterias, salmonella	Unidades formadoras de colonia (UFC). Método de las diluciones sucesivas con conteo en placa	NTC 5167

3.2. Análisis Cinético de la Extracción de Materia Orgánica de la Gallinaza

La eficiencia transferencia de materia orgánica desde la fase sólida a la líquida durante el proceso de dilución, es de gran importancia para maximizar el rendimiento del aprovechamiento energético de la gallinaza. Dentro del marco de una operación en continuo de un proceso de digestión anaerobia de gallinaza, se hizo necesario pre establecer cuanto tiempo sería necesario mantener el sistema en agitación, para extraer (solubilizar) el máximo de materia orgánica y el mínimo de material inorgánico. Por otro lado, el seguimiento cinético del proceso de dilución de la gallinaza, permitirá establecer cómo influye el efecto de la aireación y los periodos de acumulación en el proceso de solubilización de esta.

La dilución de la gallinaza para la extracción de materia orgánica, se llevó a cabo empleando una relación de 1:5 (gallinaza: agua), esta relación es la misma que fue aplicada en estudios desarrollados por el Grupo Interdisciplinario de Estudios Moleculares (GIEM) en convenios previos al del presente estudio [99], [100]. Para ello, 2 kg de cada tipo de gallinaza fueron llevados a un tanque agitador que contenía 10 L de agua, y se sometieron a agitación mecánica constante de 60 rpm por un periodo de 30 horas ([Figura 3.1](#)). Se realizaron 9 monitoreos a los tiempos de 1, 3, 6, 9, 12, 15, 23, 27 y 30 horas.

En cada uno de los tiempos de muestreo se determinó el contenido de Sólidos Totales (%), Sólidos Volátiles (% ST), Sólidos Fijos (% ST), pH y conductividad, de la fracción líquida remanente de la centrifugación de la muestra a 3000 rpm. Los análisis de los parámetros se llevaron a cabo empleando las metodologías utilizadas para la caracterización fisicoquímica. La conductividad se determinó por potenciometría según la norma NTC 5167. Todas las determinaciones se realizaron por duplicado.



Figura 3.1 Sistema para seguimiento cinético de la dilución de la gallinaza.

Para determinar la incidencia de la agitación, y por consiguiente el efecto de la aireación y la acumulación antes de la colecta, sobre el proceso de dilución de los tres tipos de gallinaza, se realizó un análisis de regresión utilizando el paquete estadístico Statgraphics® Centurión XVI.

3.3. Digestión en continuo

La digestión anaerobia de la gallinaza fue llevada a cabo en continuo (93 días), utilizando un reactor piloto UASB de 60 L de volumen útil, el cual, cuenta con un tanque agitado de 30L para la dilución de la gallinaza y un tanque de alimentación de 30 L para la fracción líquida. El sistema fue acoplado a un lecho de lodos de 55 L y un tanque efluente de 50 L. Para la alimentación del UASB se utilizó una bomba peristáltica Stenner 45M5 controlada por un temporizador, para el biogás generado se usó una bolsa de almacenamiento a baja presión de 120 L, y para el registro de producción de biogás se implementó un medidor de gas domiciliario Metrex© (Figura 3.2).

Tanto el UASB, como el LL fueron inoculados con un 60% del volumen de trabajo con lodo proveniente de digestor anaerobio UASB, que operan en estado metaestable con gallinaza con un proceso similar [100]. El UASB fue alimentado con la fracción líquida del proceso de dilución, luego de permitir la sedimentación tras

12h de agitacion a 60 rpm. Para este proceso se incorporo agua tras 4 recirculaciones del biol para la dilución de la gallinaza.

Durante el periodo de evaluacion de la digestion anaerobia en continuo en el UASB, se monitoreo la Demanda Química de Oxígeno (DQO) (metodo HACH 8000), los Sólidos Totales (ST), Volátiles (SV), Fijos (SF), y pH, en el alimento que se bombeo al UASB, a la salida de este y en el LL. La relación ácidos grasos/ alcalinidad (AGV/ALK) fue seguida mediante el metodo Kapp [101], a la salida del UASB y LL durante el periodo de arranque. Se registro la producción de biogás y el contenido de metano en el UASB mediante un contador de gas domiciliario (METREX©) y una analizador de gases (Lantec© Biogas 5000), respectivamente. El Tiempo de Retención Hidráulico (TRH) fue de reducido mediante el incremento del caudal de la bomba perstáltica, la relación Gallinaza: Biol recirculado se redujo de 1:5 a 1:3, según la información de los analisis de monitoreo y con el fin de incrementar la velocidad de carga organica (OLR). El nivel de Nitrógeno amoniacal no pudo ser determinado debido a circunstancias ajenas al desarrollo del proyecto, por tanto, el analisis de los niveles de Nitrógeno amoniacal total (TAN) y Nitrógeno amoniacal libre (FAN), se realizo con base en resultados de experiencias previas desarrolladas dentro de las investigaciones llevadas a cabo en el grupo GIEM.

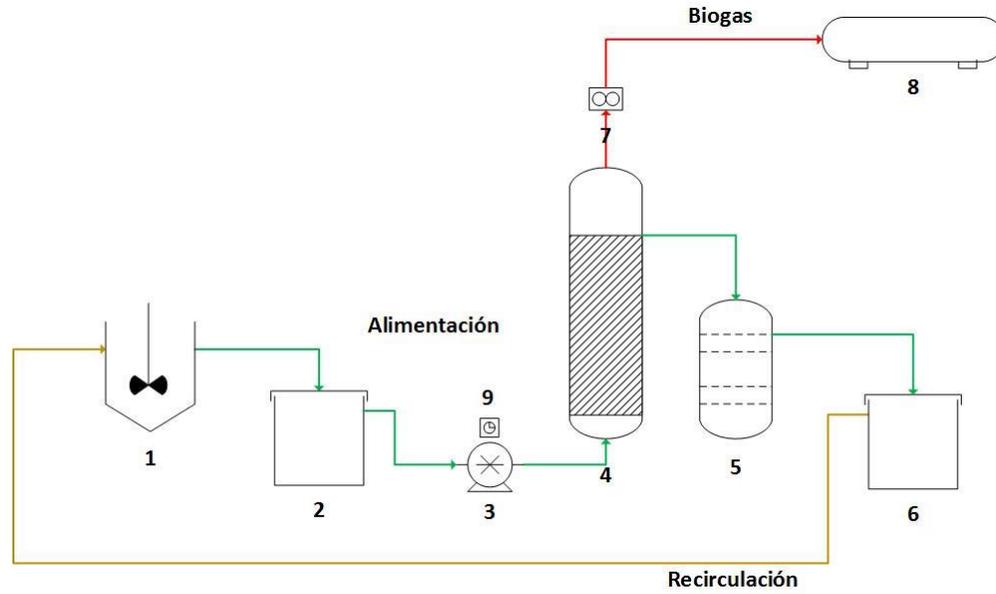


Figura 3.2 Proceso de digestión anaerobia. Dilución/extracción (1), tanque de alimentación (2), bomba peristáltica (3), digestor UASB, digestor soporte lecho de lodos (LL) (5), almacenamiento biol, medidor de gas (7), bolsa almacenamiento de biogás (8), temporizador (9).

3.4. Perfil de Lodos

El digestor UASB cuenta con puntos de muestreo a 14, 27, 48, 65, 81 cm de altura con el objeto de permitir realizar el análisis del perfil de lodos, para tal caso, una vez finalizado el estudio cinético se determino el pH, Demanda Química de Oxígeno soluble (DQO_s), Sólidos Volátiles y relación SV/ST en cada uno de los puntos de muestreo, para evaluar como se dio el proceso de degradación a lo largo de la altura del digestor UASB.

4. Resultados y Discusión

4.1. Caracterización Físicoquímica y Microbiológica

Para la caracterización físicoquímica de los tres tipos de gallinaza estudiadas según el sistema de colecta implementado: banda transportadora sin insuflado, banda transportadora con insuflado de aire y batería de jaula californiana, se llevó a cabo la determinación analítica de los parámetros reportados en la [Tabla 4.1](#) y [Tabla 4.2](#), para la caracterización microbiológica se evaluaron las poblaciones microbianas en términos de unidades formadoras de colonia (ufc) reportadas en la [Tabla 4.3](#).

Tabla 4.1 Caracterización físicoquímica de gallinazas de banda transportadora con y sin insuflado de aire y de jaula californiana.

Parámetro	Sin Insuflado	d.e.	Con Insuflado	d.e.	Jaula Californiana	d.e.
Magnesio (%MgO)	1.189	0.003	0.70	0.01	0.771	0.006
Potasio (%K ₂ O)	2.898	0.004	2.339	0.009	2.20	0.01
Sodio (%)	0.465	0.002	0.419	0.004	0.435	0.002
Zinc (%)	0.0549	0.0003	0.0278	0.0001	0.03739	0.00009
Fósforo (%P ₂ O ₅)	4.93	-	1.66	-	2.90	-
Carbono org. oxidable (%)	19.0	-	22.6	-	24.7	-
Nitrógeno org. (%N)	3.47	-	4.45	-	5.23	-
Densidad (g/cm ³ , 20°C)	0.36	-	0.43	-	0.36	-
pH (10%)	8.77	-	7.95	-	8.18	-
Relación C/N	5.48	-	5.07	-	4.72	-
Sólidos totales (%)	38.32	3.45	45.14	13.96	35.11	9.48
Sólidos volátiles (%ST)	50.95	4.36	66.43	2.83	58.67	3.98
Sólidos fijos (%ST)	49.05	4.36	33.57	2.83	41.29	4.03
Respirometría (mgCO ₂ /g)	2.16	-	3.08	-	2.78	-

Tabla 4.2 Análisis tamaño de partícula gallinazas de banda transportadora con y sin insuflado de aire, y de jaula californiana (%masa seca).

Tamaño de partícula	Sin Insuflado	Con Insuflado	Jaula Californiana
> 2 mm (%)	98.3	88.2	99.2
< 2 mm (%)	1.7	11.8	0.8

Tabla 4.3 Análisis microbiológicos gallinazas de banda transportadora con y sin insuflado de aire, y de jaula californiana.

Gallinaza	Mesófilos (ufc/g)	Termófilos (ufc/g)	Mohos (ufc/g)	Levaduras (ufc/g)	Nemátodos y/o Protozoos	Enterobacterias (ufc/g)	Salmonella (ufc/25g)
Sin Insuflado	2,2E+09	2,0E+06	2,0E+03	0,0E+00	Ausentes	4,9E+03	Presente
Con Insuflado	7,9E+09	1,1E+06	3,0E+03	3,5E+06	Ausentes	1,1E+04	Presente
Jaula Californiana	4,1E+09	1,0E+07	8,0E+03	0,0E+00	Ausentes	2,0E+03	Presente

A partir de los resultados de las caracterizaciones fisicoquímicas y microbiológicas, se puede evidenciar el efecto, que los periodos de acumulación y el insuflado de aire tienen sobre los parámetros químicos, físicos y microbiológicos preestablecidos. Se presentaron variaciones en la densidad, pH, el contenido de Sólidos Totales; por consiguiente, también en la humedad, además de un aumento en la concentración de materia orgánica (Carbono orgánico oxidable, COO), Nitrógeno orgánico y consecuentemente en la relación C/N,

En el caso particular de la gallinaza de banda transportadora con insuflado de aire, el efecto de la aireación durante el transporte genera un material con un nivel de Sólidos Totales superior y de mayor variabilidad (45.14 %ST ± 13.96), frente a los obtenidos para la gallinaza de banda transportadora sin insuflado de aire y batería de jaula californiana.

La caracterización del tamaño de partícula indica que la gallinaza con insuflado de aire, presenta una mayor fracción de sólidos con un tamaño de partícula menor a 2mm (11.8%), este hecho junto con una respirometría que alcanza 3.08 mgCO₂/g; también superior a las demás, sugiere que, en comparación a los otros dos tipos de gallinazas estudiadas, la gallinaza con insuflado de aire ha experimentado un proceso de degradación previo, es decir, un pretratamiento posiblemente favorecido por efecto de la aireación que fomenta la actividad microbiológica.

El incremento en la cantidad de partículas de menor tamaño es un indicio de procesos de hidrólisis enzimática, donde macromoléculas como los biopolímeros, son fraccionados en partículas o fragmentos más pequeños, mientras que una mayor respirometría, indica que la materia biodegradable presente en este tipo de gallinaza, tiene una mayor disponibilidad para acción de los microorganismos, de otro lado, el pH de esta es el más bajo, lo cual, denota la formación de ácidos orgánicos característicos de los primeros estadios de la descomposición de la materia orgánica [102].

Las anteriores observaciones pueden ser verificadas con la caracterización microbiológica, la cual, muestra que la gallinaza con insuflado de aire presenta la mayor población microorganismos mesófilos, enteros bacterias y levaduras, estas últimas ausentes en las gallinazas de jaula californiana y banda sin insuflado de aire, por lo cual, en la gallinaza con insuflado se encuentra más avanzado el proceso de descomposición de la materia orgánica, de manera similar a las primeras fases de un proceso de compostaje [103].

4.2. Análisis Cinético de la Extracción de Materia Orgánica de la Gallinaza

4.2.1. Comportamiento de los sólidos en la fracción líquida

El análisis cinético del proceso de dilución de los tres tipos de gallinaza estudiadas mostro, así como, en el caso de las caracterizaciones fisicoquímicas y microbiológicas, que la aireación y los largos periodos acumulación antes de la colecta del estiércol, influyen sobre el comportamiento del proceso de dilución y extracción de materia orgánica de la gallinaza. El máximo contenido de Sólidos Totales que se obtienen en la fracción líquida fue superior para la gallinaza con insuflado de aire, registrando alrededor de $13.18 \pm 0,08$ g/L ST, seguida por la gallinaza de jaula californiana con 9.89 ± 0.25 g/L ST, luego de transcurrir 15h de agitación en ambos casos, y 8.50 ± 0.08 g/L ST para la gallinaza sin insuflado de aire, trascurridas 12h de agitación (Figura 4.1).

La dilución con agitación mostró un comportamiento en dos etapas para la gallinaza con insuflado de aire, donde en la primera parte ocurre una rápida solubilización durante las primeras tres horas y que ronda los 12g/L ST, para luego de 9h de agitación alcanzar los 13 g/L aproximadamente, y mantenerse relativamente constante hasta el final del periodo de evaluación. En el caso de las gallinazas sin insuflado de aire y de jaula californiana, la primera etapa transcurrió en las primeras seis horas de agitación, sin embargo, en una segunda etapa luego de 15h, los Sólidos Totales no se mantuvieron estables en el tiempo en comparación a la gallinaza con insuflado de aire. En este punto se observó un leve descenso en el contenido de Sólidos Totales, el cual, en el caso de la gallinaza sin insuflado se incrementaron de forma drástica luego de las 23h de agitación.

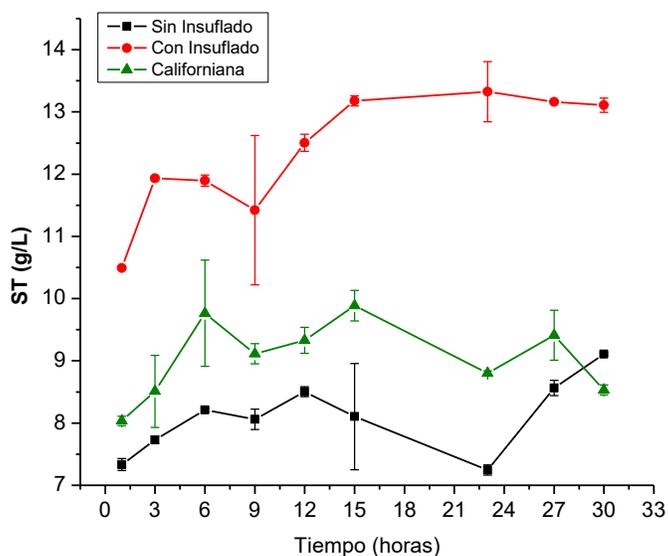


Figura 4.1 Comportamiento de los sólidos totales en la fracción líquida, durante la dilución de los tres tipos de gallinaza.

A partir del comportamiento de los Sólidos Volátiles (SV) se dio cuenta del nivel de solubilización de materia orgánica en la fase líquida (Figura 4.2). Se observó que la gallinaza con insuflado de aire nuevamente alcanza los mayores niveles de solubilización, superando los 7g/L SV en las primeras tres horas de agitación, y manteniéndose entre 7.0 y 7.2 g/L SV hasta el final del periodo de evaluación. Las

gallinazas sin insuflado y de jaula californiana durante las primeras seis horas presentaron una rápida solubilización de materia orgánica 5.9 y 5.0 g/L SV, respectivamente, a partir de este punto, se registró un descenso y posterior incremento similar al presentado por los Sólidos Totales, acompañado también con un incremento importante después las 23h de agitación para la gallinaza sin insuflado de aire.

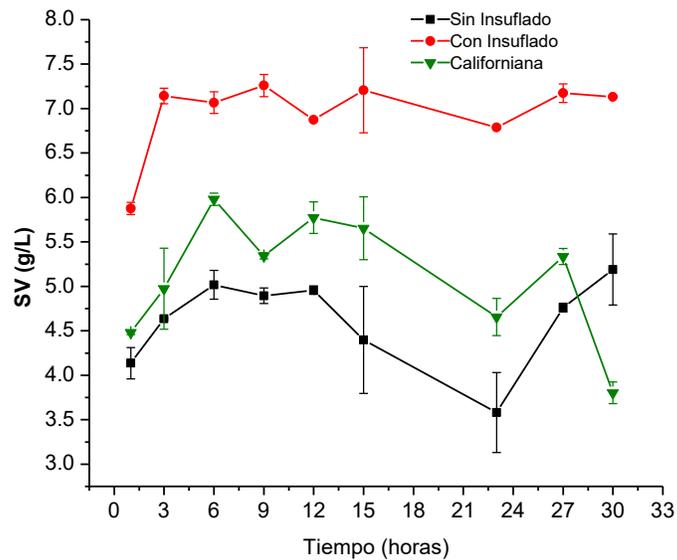


Figura 4.2 Comportamiento de los sólidos volátiles en la fracción líquida, durante la dilución de los tres tipos de gallinaza.

A diferencia de los Sólidos Volátiles (SV), en general, los Sólidos Fijos (SF, fracción inorgánica de los Sólidos Totales) presentaron una alta variación, aunque en promedio no mostraron cambios drásticos, mantuvieron valores menores frente a los SV y permanecieron constantes durante las primeras nueve horas (Figura 4.3), a partir de este punto se incrementaron, siendo mayores los niveles alcanzados con la gallinaza con insuflado de aire.

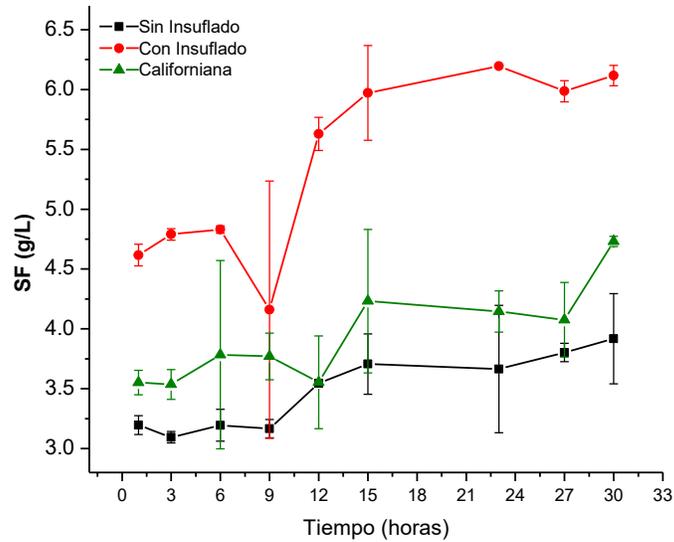


Figura 4.3 Comportamiento de los sólidos fijos en la fracción líquida, durante la dilución de los tres tipos de gallinaza.

Considerando el comportamiento de los Sólidos Volátiles (Figura 4.2) y Fijos (Figura 4.3) en el inicio del proceso, en las primeras horas la solubilización de sólidos corresponde principalmente a volátiles (materia orgánica), lo cual, es corroborado por el desarrollo mostrado por la relación SV/ST (Figura 4.4), la cual, durante las primeras nueve horas de agitación alcanza valores alrededor de 0.6, es decir que el 60% de los Sólidos Totales solubilizados corresponden a materia orgánica, para luego decrecer debido a la reducción en los Sólidos Volátiles y aumento de los Sólidos Fijos más allá de las nueve horas.

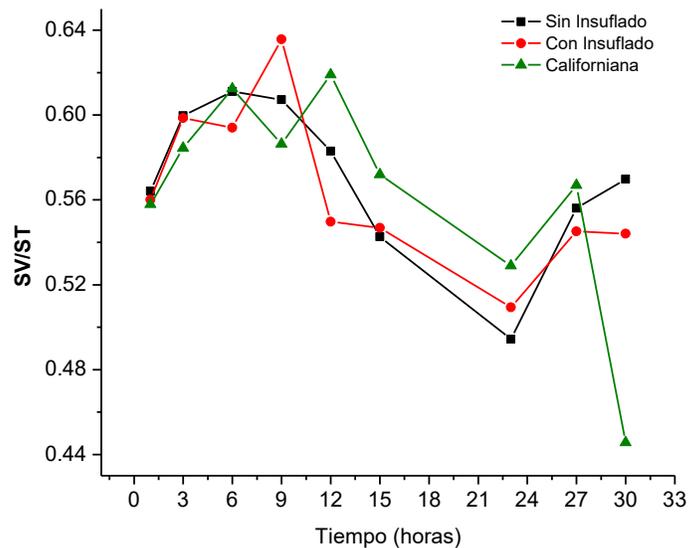


Figura 4.4 Relación SV/ST durante el proceso de dilución de los tres tipos de gallinaza. Se omite desviación para simplicidad de gráfico.

4.2.2. Cambios en el pH y Conductividad

La rápida solubilización de Sólidos Volátiles que mostró la gallinaza con insuflado de aire durante las primeras horas de agitación, es coincidente con el rápido descenso en el pH (Figura 4.5 y Figura 4.6) desde 8.4 hasta 7.6 y con un acelerado aumento de la conductividad (Figura 4.7), por lo cual, la materia orgánica que se solubiliza hasta ese momento debió experimentar previamente procesos de hidrólisis y fermentación, que la transforman en compuestos más solubles y dan lugar a la producción de ácidos orgánicos responsables del descenso del pH. Por lo anterior y tomando en consideración la caracterización microbiológica (Tabla 4.3) de la gallinaza con insuflado de aire, que señaló la presencia de microorganismos mesófilos, levaduras, una mayor población de enterobacterias y mayor valor en la respirometría, comprueban así, el efecto que la aireación tienen sobre la gallinaza.

Lo anterior puede tener fundamento en el hecho de que la aireación favorece el desarrollo microbiano, se acelera el proceso de descomposición donde se dan procesos de hidrólisis y fermentación, que reducen el tamaño de las partículas

(Tabla 4.2) y generan ácidos orgánicos a medida que la gallinaza es transportada por la banda, de esta manera la materia orgánica en la gallinaza es parcialmente transformada a compuestos más solubles y disponibles por la actividad microbiana.

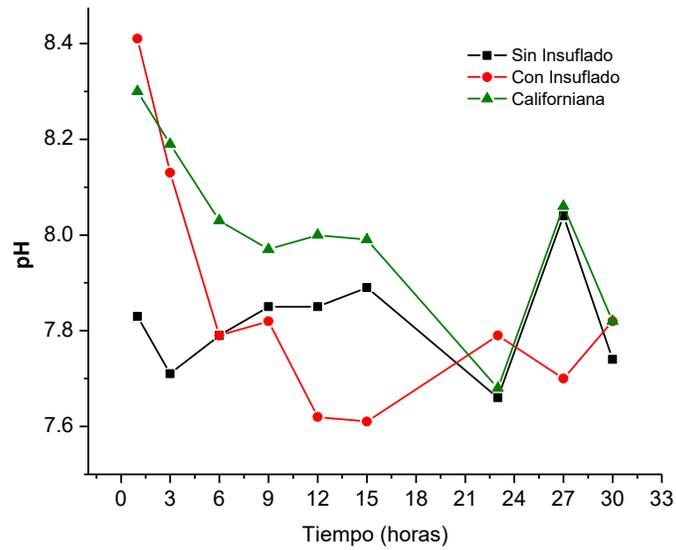


Figura 4.5 pH durante la dilución de las gallinazas.

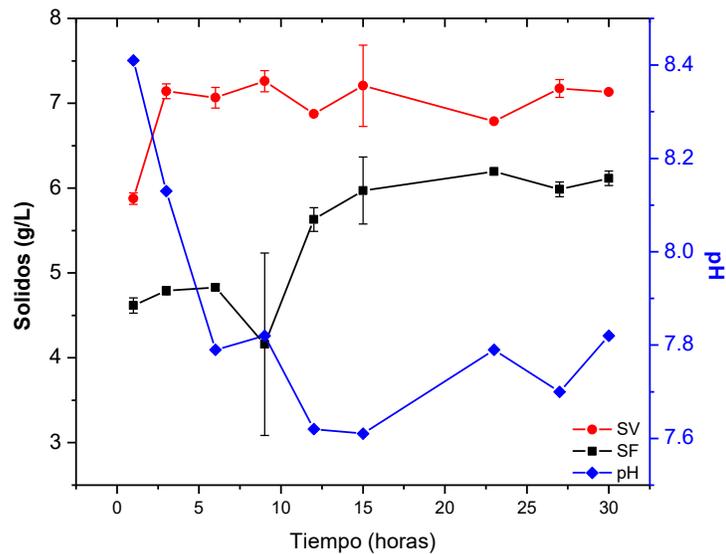


Figura 4.6 Solidos Volátiles (SV), fijos (SF) y pH durante la dilución de gallinaza con insuflado de aire.

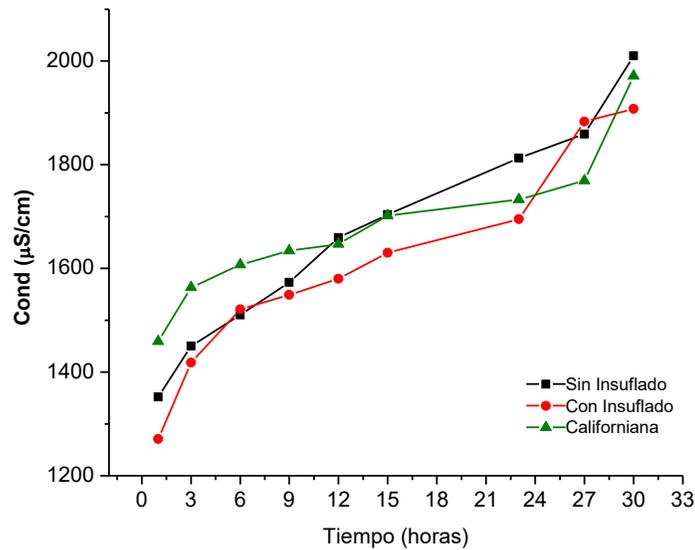


Figura 4.7 Conductividad durante la dilución de las gallinazas.

La gallinaza sin insuflado no experimentara el efecto de la aireación, por lo tanto, como lo muestra el comportamiento de los Sólidos Volátiles y el pH, se presentó la menor solubilización de materia orgánica y el descenso del pH no fue tan importante las primeras horas, por el contrario, aumenta cuando se alcanzan las 15 horas de agitación. La gallinaza de jaula californiana tuvo un comportamiento intermedio respecto a los otros dos tipos de gallinaza, se evidencia una mayor solubilización de materia orgánica que en el caso de la gallinaza sin insuflado, y una reducción apreciable del pH con las primeras horas de agitación. Lo anterior puede ser explicado a partir de los largos periodos de acumulación que experimenta la gallinaza de jaula antes de ser colectada, de esta forma se da el tiempo suficiente para que también se den procesos de degradación previos, como ocurre con la gallinaza con insuflado de aire, pero con un menor efecto.

4.2.3. Análisis de Regresión para los Sólidos Volátiles y el pH

El análisis de regresión del proceso de solubilización de los Sólidos Volátiles y el pH permitió ratificar el efecto de la aireación sobre la gallinaza de banda con insuflado, dado que, el valor-P en las tablas ANOVA es menor que 0.05, existe una relación estadísticamente significativa entre la solubilización de los Sólidos Volátiles (Tabla 4.4), y el pH (Tabla 4.5) con el tiempo de agitación, con un nivel de confianza del 95.0%. El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo ajustado explica el 78.7946% y el 84.2199% de la variabilidad en la solubilización de los sólidos y en el pH, respectivamente. El coeficiente de correlación fue igual a 0.917714 para el pH, indicando una relación relativamente fuerte entre el pH y el tiempo de agitación, para los sólidos fue de 0.887663, indicando una relación moderadamente fuerte entre la solubilización de Sólidos Volátiles y el tiempo de agitación.

Tabla 4.4 ANOVA del modelo de calibración para los SV.

Estadístico	Jaula Californiana	Con Insuflado	Sin Insuflado
Modelo	Inversa-Y Cuadrado-X: $Y = 1/(a + b \cdot X^2)$	Recíproco Doble: $Y = 1/(a + b/X)$	Cuadrado-Y Inversa de X: $Y = \sqrt{a + b/X}$
Coef. correlación	0.558344	0.887663	0.330616
R²	31.1748	78.7946	10.9307
Valor- p	0.1182	0.0014	0.3848

Tabla 4.5 ANOVA del modelo de calibración para el pH.

Estadístico	Jaula Californiana	Con Insuflado	Sin Insuflado
Modelo	Cuadrado-Y Log-X: $Y = \sqrt{a + b \cdot \ln(X)}$	Cuadrado-Y Inversa de X: $Y = \sqrt{a + b/X}$	Cuadrado-Y Raíz Cuadrada-X: $Y = \sqrt{a + b \cdot \sqrt{X}}$
Coef. correlación	0.822309	0.917714	0.161049
R²	67.6192	84.2199	2.59367
Valor- p	0.0065	0.0005	0.6789

Por lo anterior, el comportamiento registrado por el pH y los Sólidos Volátiles durante la dilución de la gallinaza con insuflado, fue influenciado principalmente por la agitación, esto indica que parte del material previamente sufrió procesos de hidrólisis y fermentación, que transformaron la materia orgánica en formas solubles, debido al efecto de la aireación, la cual, fomento el desarrollo de poblaciones microbianas (Tabla 4.3) responsables de la transformación del material en formas más simples y solubles.

El análisis de regresión de la gallinaza sin insuflado indico que no existe una relación estadísticamente significativa, entre la solubilización de los Sólidos Volátiles (Tabla 4.4) y el pH con la agitación (Tabla 4.5), por lo cual, la agitación no puede dar cuenta de la variabilidad de la solubilización de sólidos y el pH, por lo tanto, dicha variabilidad debe ser ocasionada por otros procesos de transformación de la materia orgánica, fomentados por la agitación, que incrementa el Oxígeno disuelto y favorece la acción de los microorganismos sobre esta. En contraste con la gallinaza con insuflado de aire, la materia orgánica en la gallinaza de banda sin insuflado, no se encuentra tan disponible, ni en formas químicas más simples, dado que no es previamente aireada durante el transporte sobre la banda.

En el caso de la gallinaza de jaula californiana el análisis de regresión, solo indicó una relación moderadamente fuerte entre el pH y la agitación, dado el coeficiente de correlación de 0.822309 (Tabla 4.5). Lo anterior puede tener relación con el hecho de que, aunque la gallinaza de jaula permanece apilada durante largos periodos de tiempo y expuesta parcialmente al aire, no se tendrá una aireación eficiente en el interior de la pila, por tanto, durante el periodo de acumulación se darán procesos aerobios y anaerobios que degradan la materia orgánica y generan ácidos orgánicos, aunque en un grado menor al mostrado por la gallinaza con insuflado de aire, pero mayor al de la gallinaza sin insuflado de aire.

El efecto de la aireación también pudo evidenciarse mediante el análisis de la primera derivada del proceso de solubilización de los Sólidos Volátiles (Figura 4.8).

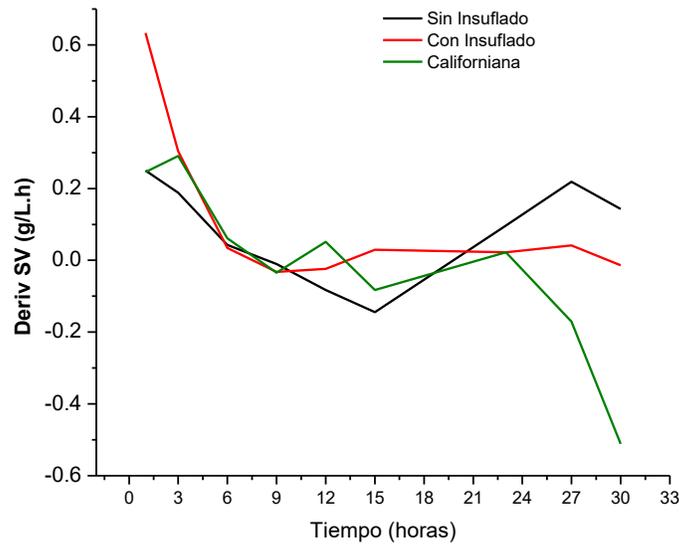


Figura 4.8 Primera derivada para los Sólidos Volátiles (SV) de los tres tipos de gallinaza.

Para la gallinaza con insuflado de aire se logró solubilizar antes de seis horas la mayor cantidad de materia orgánica para la relación 1:5 establecida, ya que, el valor de la velocidad rápidamente desciende a cero antes de las seis horas de agitación, desde este punto y hasta las 27 horas no se observó un cambio relevante en la solubilización. Este comportamiento verifica que la aireación actúa como un pretratamiento que hidroliza la materia orgánica en la gallinaza, favoreciendo su rápida solubilización a diferencia de la gallinaza sin insuflado aire y de jaula californiana, donde no hay una aireación intensiva, por lo tanto, no ocurre un pretratamiento previo. De esta forma las variaciones en el proceso de solubilización de las gallinazas sin insuflado y de jaula, pueden tener origen en la activación de procesos biológicos favorecidos por las posteriores condiciones de dilución y agitación durante el ensayo.

4.3. Digestión Anaerobia en Continuo de la Fracción Líquida Obtenida en la Dilución De la Gallinaza con Insuflado de Aire

4.3.1. pH, Ácidos Grasos Volátiles y Alcalinidad

A lo largo de los primeros 28 días, a la salida del digestor UASB se alcanzan niveles de Ácidos Grasos Volátiles (AGV) de 3512.32 mg/L A. Ac y una Alcalinidad (ALK) de 8720.92 mg/L CaCO₃, los cuales, venían incrementándose desde el arranque del proceso de digestión. Para el digestor secundario lecho de lodos (LL) se registró un nivel de AGV de 2011.45 mg/L A. Ac y una ALK de 8250.12 mg/L CaCO₃ (Tabla 4.6). Estos niveles podrían considerarse altos para aun sistema proceso de digestión tradicional, sin embargo, la relación AGV/ALK se mantuvo en 0.4 y 0.24 para el UASB y LL, respectivamente, las cuales se mantienen dentro de los valores recomendados para un proceso de digestión anaerobia funcional [24]. A medida que transcurren los primeros 28 días el pH se mantiene en entre 7.3 y 8.1 en la salida del UASB a pesar del incremento en los AGV, posteriormente, el pH se mantuvo estable alrededor de 7.5, mientras que el en lecho de lodos se mantuvo estable alrededor de 7.7 (Figura 4.9), lo que indica que, no se presentaron fenómenos de inhibición por acumulación de AGV en ninguno de los digestores que componen el proceso.

Tabla 4.6. Niveles de Ácidos Grasos Volátiles, Alcalinidad y relación AGV/ALK durante el arranque *(A. Ac. ácido acético).

UASB			Lecho de lodos (LL)							
Día	ALK (mg/L aCO ₃)	d.e.	AGV (mg/L A. Ac*)	d.e.	AGV/ALK	ALK (mg/L CaCO ₃)	d.e.	AGV (mg/L A. Ac)	d.e.	AGV/ALK
7	6445.41	0.00	3564.12	208.03	0.55					
13	7147.00	258.34	3280.00	158.12	0.46	7353.37	126.82	1242.88	75.41	0.17
20	8631.24	158.52	2811.76	239.88	0.33	7353.37	380.46	477.96	23.42	0.06
28	8720.92	31.70	3512.32	85.16	0.40	8250.12	0.00	2011.45	416.06	0.24

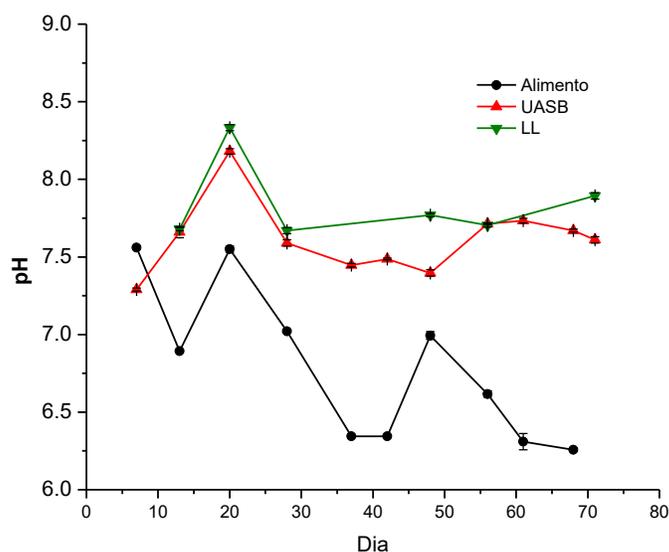


Figura 4.9 pH a través del proceso de digestión anaerobia: Alimento, salida del UASB y LL.

4.3.2. Carga Orgánica y Eficiencia en la Remoción

La relación 1:5 preestablecida que se implementó, se compuso de gallinaza con insuflado de aire y biol recirculado, esta permitió obtener una fracción líquida con una carga orgánica, expresada como DQO, que superó los 30.000 mgO₂/L (Figura 4.10). El día 37 se alimentó el proceso una con una carga inferior debido a fallas en el sistema de agitación, por lo tanto, la eficiencia durante la dilución de la gallinaza se ve mermada por la interrupción de la agitación.

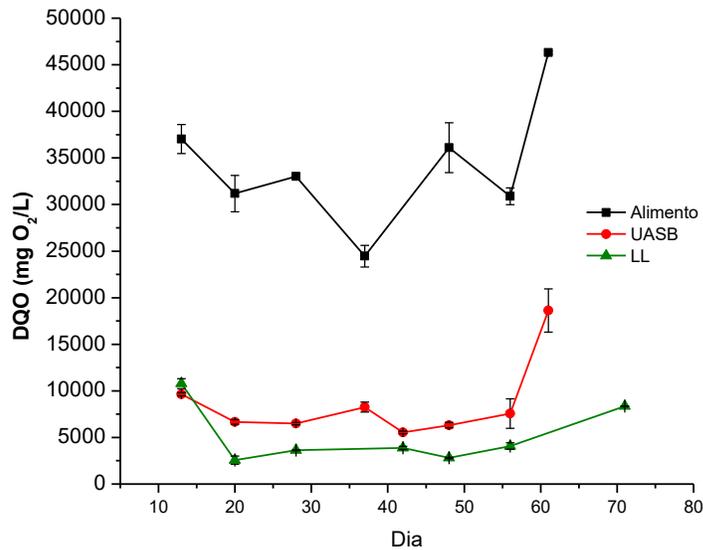


Figura 4.10 Demanda química de Oxígeno para el alimento, a la salida del UASB y LL a través del periodo de evaluación.

A partir de los resultados en el porcentaje de remoción de DQO (Tabla 4.7), donde se alcanzó para el día 48 un 82.5% en el UASB (92.2% en total), con pH cercano 7.5 (Figura 4.9) y un contenido de Metano en el biogás producido en el UASB superior al %60, el día 51 se redujo la relación Gallinaza: Biol recirculado a 1:3. Como resultado se observó un incremento en la DQO en el sustrato a alimentar (Figura 4.10), aunque las dificultades con la agitación durante la dilución persistieron, se alcanzó una carga orgánica de 46.300 mgO₂/L, sin embargo, con la relación 1:3 se presentó una significativa precipitación de sólidos en la fracción líquida de la gallinaza. Esto termino por generar obstrucción del sistema de bombeo el día 69, no sin antes, enviar una sobrecarga de materia orgánica al UASB. De esta forma, se suspendió el proceso para atender los inconvenientes que dieron origen a las obstrucciones, y se regresó a la relación 1:5 en la dilución de la gallinaza para permitir la operación del proceso.

Dicha sobrecarga se hace evidente en los resultados el día 61 de dos formas, se incrementan drásticamente el DQO a la salida del UASB (Figura 4.10) y en la caída

en el porcentaje de remoción del DQO a la salida del UASB hasta el 56% (Tabla 4.7). Aquí cabe resaltar el papel que desempeña el LL como digestor de apoyo para atenuar una sobrecarga como la experimentada por el UASB, ya que, no se evidenció un incremento sustancial en la carga orgánica o reducción importante en el porcentaje de remoción a la salida del LL (Figura 4.10), por lo que, no se ven afectados de forma drástica el pH, el contenido de Sólidos Totales y la relación SV/ST en el biol producido, de tal forma que, el biol no se sature de sólidos y se comprometa su capacidad para extraer materia orgánica cuando se reusa para la dilución de la gallinaza.

Tabla 4.7 Porcentaje de remoción en términos de DQO a la salida del UASB y del LL (Total).

Día	%R DQO UASB	%R DQO total
13	74.0	70.9
20	78.6	91.8
28	80.3	89.0
37	66.2	--
48	82.5	92.2
56	75.5	86.80
61	56.9	--

El comportamiento de los Sólidos Volátiles (SV) a lo largo del periodo de evaluación fue similar al mostrado por la DQO, a partir del cálculo de la relación SV/ST, se pudo notar que el alimento mantuvo esta relación arriba de 0.6 (Figura 4.11), indicando que mediante la relación establecida (1:5) y el periodo de agitación aplicado durante la dilución, se obtuvo una fracción líquida con un contenido de materia orgánica significativo (60%). De otro lado, esta relación mostro un descenso continuo durante el proceso de digestión hasta valores inferiores 0.4, lo que da cuenta del grado de estabilización conseguido durante el tratamiento anaerobio.

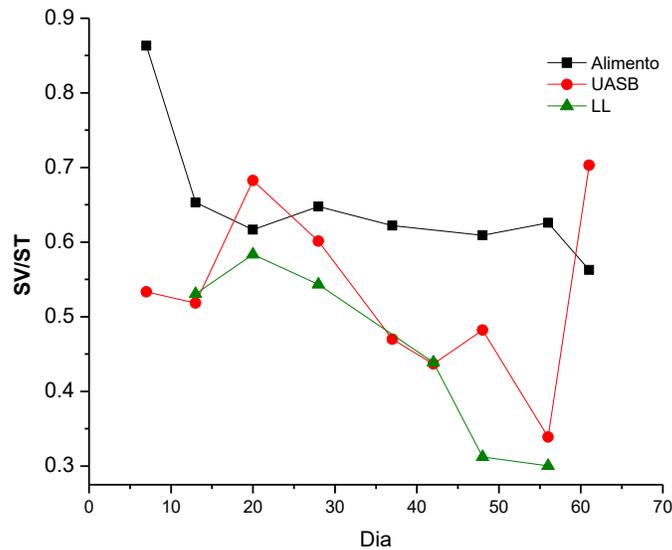


Figura 4.11 Relación SV/ST para el alimento y salidas del UASB y LL (se omite desviación por simplicidad).

4.3.3. Velocidad de Carga Orgánica (OLR) y Tiempo de Retención Hidráulico (TRH)

En la Figura 4.12, se observa que desde el arranque hasta la primera semana se mantiene un TRH de 12.7 días en el UASB, dados los resultados en las relaciones AGV/ALK y los pH registrados en la segunda semana se redujo el TRH a 8.4 días durante dos semanas, para luego incrementar nuevamente el caudal de alimentación y llevar el TRH hasta los 6.3 días. La Velocidad de Carga Orgánica (OLR) a partir de este punto dependió únicamente de los niveles de DQO en el alimento.

Antes de la reducción de la relación Gallinaza: Biol recirculado, se alcanzó una OLR máxima de 5.69 ± 0.42 gDQO/L.día en el UASB, posteriormente se obtuvo un pico de 7.29 ± 0.02 gDQO/L.día, por lo cual, se corroboró que el proceso en el UASB operó dentro del rango considerado para sistemas de digestión anaerobia de segunda generación, capaces de mantener altas tasas de alimentación.

De otra parte, el LL registró una de OLR máxima de 1.42 ± 0.09 gDQO/L.día con la relación 1:5 Gallinaza: Biol, y de 3.43 ± 0.39 gDQO/L.día con la relación 1:3, que son menores a las alcanzadas en el UASB, por tanto, como lo indico previamente el comportamiento de la DQO y los porcentajes de remoción a la salida del UASB, la mayor parte de la transformación y remoción de la materia orgánica se lleva cabo en el digester UASB.

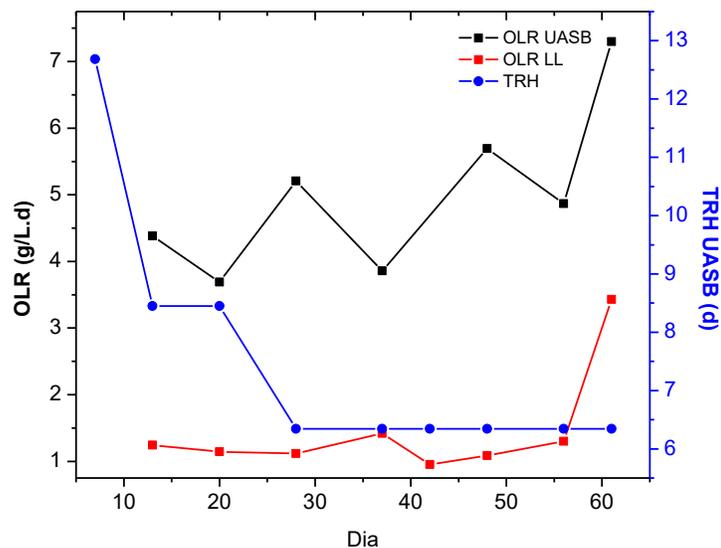


Figura 4.12 Velocidad de Carga Orgánica (OLR) a la entrada del UASB y LL, Tiempo de Retención Hidráulico aplicado. Se omite desviación.

4.3.4. Producción de Biogás y Rendimiento

La producción de biogás en el UASB estuvo influenciada por la OLR, tomando en cuenta que el TRH se mantuvo constante en 6.34 días desde el día 28, según la tendencia observada, el incremento en la OLR a la entrada del UASB es coincidente con incremento en la producción específica de biogás (P.esp) (Figura 4.13). Al término del día 51, momento hasta en el cual se implementó la relación 1:5 Gallinaza: Biol recirculado, Pesp alcanzó 1.67 L/L_R.día.

Para el día 61 cuando se hace evidente la sobrecarga en el UASB se registra 1.82 L/L_R.día, y días después, cuando las obstrucciones hicieron inviable la operación del sistema de bombeo, debido a la relación 1:3 (día 69) la Pesp en el UASB alcanzo 2.87 L/L_R.día.

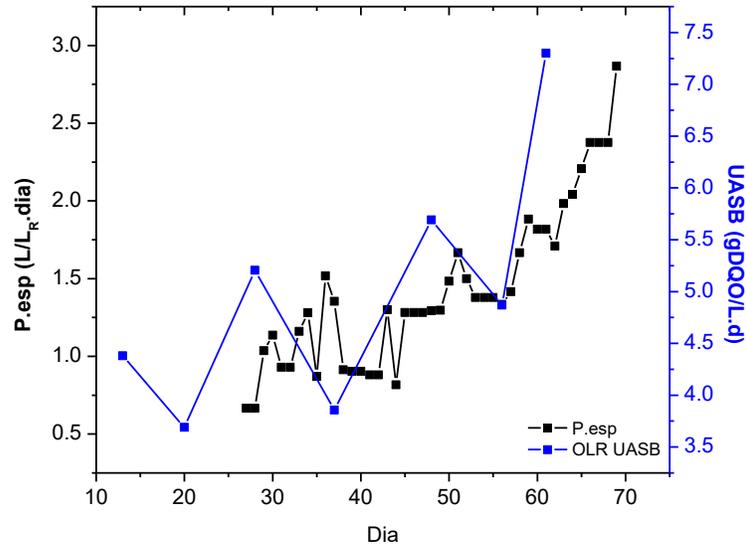


Figura 4.13 Producción Específica de biogás en el UASB y Velocidad de Carga Orgánica a la entrada del UASB.

A causa del incremento de la OLR la producción específica de biogás (con un contenido entre el 55-63% CH₄), mantuvo un incremento sostenido antes del día 69 (Figura 4.14). Una vez se realizó el mantenimiento del sistema de bombeo, se regresó la relación de dilución 1:5 manteniendo un TRH de 6.43 días en el UASB, desde este punto las condiciones de operación se mantuvieron constantes y la Pesp se sostuvo en 1.83 ± 0.19 L/L_R.día (Figura 4.14).

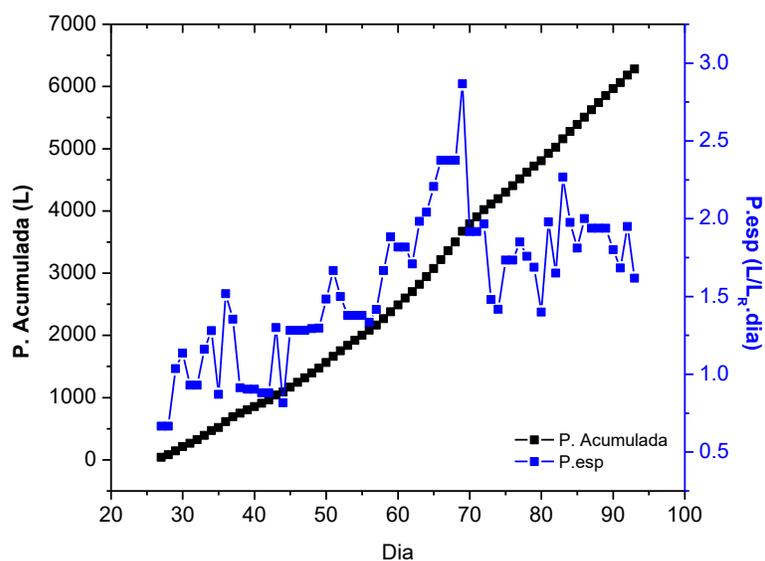


Figura 4.14 Producción específica de biogás y acumulada, a través del periodo de evaluación.

Considerando las relaciones 1:5 y 1:3 establecidas en el proceso de dilución de la gallinaza, se alcanza un rendimiento máximo en la producción de biogás de 57.94 y 54.54 L/kg gallinaza húmeda, respectivamente. Diversas fuentes referencian que para esta biomasa residual el rango de rendimiento fluctúa entre 50- 90 L/kg gallinaza húmeda [10], [16], [84], [104].

En contraste con los estudios previos enmarcados en la [Tabla 1.3](#), en los cuales, se implementó digestores UASB, observamos que todos aquellos mantuvieron un control de la temperatura e incorporaron solo agua a la gallinaza, a diferencia del presente proceso, donde se llevó a cabo el estudio a temperatura ambiente (25 ± 2 °C) (sin control de temperatura) y se realizó una adición inicial de agua en una proporción 1:5 y luego 1:3, llevando a cabo 4 recirculaciones donde se usó el mismo biol producido para la dilución de la gallinaza. De esta forma se mantuvieron porcentajes de remoción de DQO arriba del 70%, Velocidades de Carga Orgánica (OLR) y Producciones Específicas de biogás (Pesp), comparables a las de aquellos estudios a escalas menores y proporciones similares Gallinaza:Agua que no aplican el reúso del biol.

El Tiempo de Retención Hidráulico (TRH) de 6.43 días alcanzado en este estudio, es significativamente menor a los 30 días ofrecidos por los sistemas de primera generación, que comúnmente se usan para el aprovechamiento energético de la gallinaza. El TRH alcanzado, el %CH₄ contenido en el biogás (55-63%), un %remoción del DQO mayor al 79% y las OLR registradas, indican que no se presentó una inhibición por Amoniaco durante el proceso de digestión llevado a cabo en el presente estudio.

4.3.5. Niveles de Nitrógeno Amoniacal Total (TAN) y Nitrógeno Amoniacal Libre (FAN)

Según lo planteado inicialmente en la metodología, se llevaría a cabo un seguimiento cinético de la concentración del Nitrógeno total amoniacal (TAN). Infortunadamente, debido a la inapropiada manipulación del piloto UASB a manos de terceros durante pruebas de campo, el lodo anaerobio fue vertido y se ocasionaron daños a la estructura del piloto UASB, por lo cual, para continuar el estudio se hacía necesario reparar y adaptar un nuevo lodo. Dada la posterior contingencia sanitaria a causa del COVID-19, no fue posible llevar a cabo en su totalidad estas actividades, por tanto, fue imposible la realización de dicha prueba.

Con el fin dar una aproximación a los niveles de Nitrógeno total amoniacal y Nitrógeno amoniacal libre (FAN), se apeló al apoyo de experiencias previas desarrollados en campo por el Grupo Interdisciplinario de Estudios Moleculares GIEM- Universidad de Antioquia, en los cuales, se implementó el mismo proceso propuesto en este estudio, aunque se tratan de datos puntuales tomados a la salida de digester UASB una vez alcanzado el estado metaestable. La primera experiencia [100], fue llevada a cabo en la avícola Kakaraka s.a.s. con un piloto UASB de 92L y LL de 55L, la segunda [99] en la avícola Santa Rita s.a.s en un digester anaerobio UASB con un volumen útil de 21m³. En estas una vez alcanzado el estado metaestable se registraron 3.0 g/L N-NH₃ (pH.7.60, 22°C) y 2.54 g/L N-NH₃ (pH 7.56, 22.4°C), respectivamente.

La literatura reporta que a pH 7.4 la inhibición ocurre en un rango TAN de 1500-3000 mg/L N-NH₃, a niveles superiores se da toxicidad independientemente del pH [44], [46], de otra parte, como se mencionó en el estado del arte, la inhibición es generada por el Nitrógeno amoniacal libre (FAN), para este se reportan que concentraciones arriba de 1.10 g/L [49], 0.7g/L [56] y 0.6 g/L [84], [105] pueden conllevar a inhibición.

Mediante la expresión propuesta por Hansen et al. [Ecuación 2](#), los valores de FAN calculados para los valores de TAN obtenidos en las experiencias descritas arriba, correspondieron a 42.26 g/L y 65.54 g/L N-NH₃ FAN. Con base en los niveles reportados como inhibitorios para el TAN, se pudo establecer que se logró adaptación del lodo a los altos niveles de TAN, sin embargo, para el FAN no se logran superar los umbrales de inhibición reportados, esto es debido probablemente, a que los valores de pH correspondientes aún son bajos para favorecer la formación del NH₃ en el equilibrio de la [Ecuación 1](#), lo anterior, puede ser explicado si se toma en cuenta que la implementación de la recirculación del biol, aporta alcalinidad que permite mantener altos niveles de AGV sin la acidificación del medio de digestión, y el efecto de dilución que también contribuye a que las concentraciones de Nitrógeno amoniacal libre (FAN) no alcancen los umbrales de inhibición reportados.

4.3.6. Perfil de Lodos

El perfil del pH ([Figura 4.15](#)) mostro como este se incrementa desde 6.4 en el alimento hasta 7.7 en el primer punto de muestreo (14cm), esto probablemente a causa de la alta alcalinidad al interior del UASB, en el segundo punto de muestreo (27 cm), se observó un leve aumento, este posiblemente atribuible a la continua degradación de proteínas presentes en la gallinaza en aminoácidos, además de ácido úrico, que dará lugar a la generación de amoniaco (NH₃) [95], [106]. Más arriba, desde el tercer punto de muestreo (48cm) hasta la salida del UASB (81cm), el pH desciende paulatinamente hasta 7.6, por lo cual no se evidencia fenómenos de acidificación en ninguna altura del digestor.

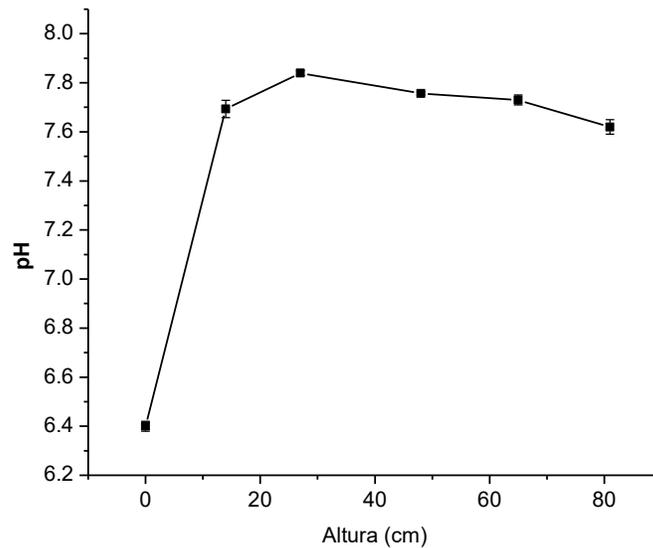


Figura 4.15 Perfil del pH a diferentes alturas del UASB.

El perfil de la Demanda Química de Oxígeno soluble (DQO_s) (Figura 4.16) indicó que la principal remoción de materia orgánica se da hasta del segundo punto de muestreo, dado el fuerte descenso que sufre el DQOs luego de los 48 cm de altura. Simultáneamente, en el perfil de la relación Sólidos Volátiles/ Sólidos Totales (SV/ST) (Figura 4.16), se registró en dicho punto un valor de 0.41, lo que señala una acumulación de material inorgánico en la base del UASB. Esta acumulación de materia inorgánico correspondería al alto contenidos de sólidos fijos que la gallinaza mostró en la caracterización, y tendría su origen en parte, en el calcio suministrado en la dieta de las aves, de esta forma favoreciendo la formación de carbonatos de calcio, y estaría relacionado con los altos niveles de alcalinidad alcanzados rápidamente al inicio del proceso de digestión anaerobia.

De forma general el comportamiento de los perfiles de pH, DQOs y relación SV/ST descritos en este estudio son similares a los reportados en otros estudios, tanto con gallinaza como sustrato, como aguas residuales domésticas en sistemas UASB [95], [107], [108]

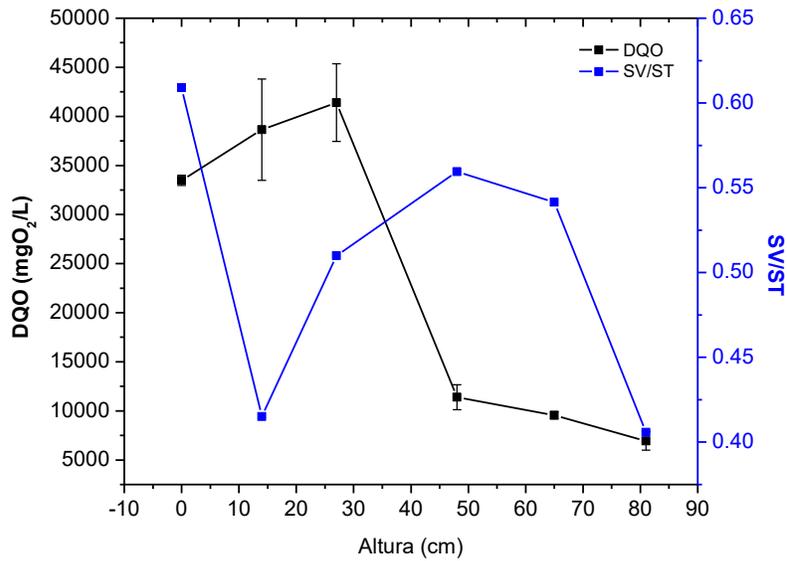


Figura 4.16 Perfil de DQO soluble y relación SV/ST.

El perfil de los sólidos volátiles (Figura 4.17) corrobora que, a los 14 cm de altura, aunque la concentración de sólidos volátiles es alta, la fracción de sólidos fijos tiene una mayor presencia, por lo que se tiene una baja relación SV/ST. Por otro lado, el perfil de Sólidos Volátiles tiene un comportamiento similar al de la DQOs, verificando que la mayor remoción de materia orgánica se da antes de los 27 cm de altura. Adicionalmente puede notarse el efecto del sistema separador de fases del UASB con la fuerte caída que tienen, tanto en los Sólidos Volátiles (SV), como en la relación SV/ST luego de los 65 cm de altura, punto de muestreo anterior al separador de fases.

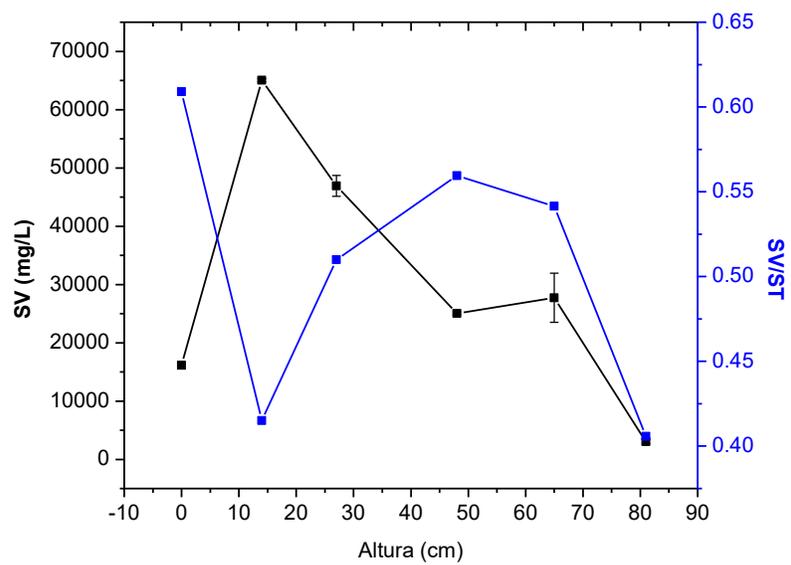


Figura 4.17 Perfil de sólidos volátiles (SV) y relación (SV/ST).

5. Conclusiones

- La caracterización fisicoquímica y microbiológica mostró que, el insuflado de aire da lugar a un pretratamiento que favorece la transformación del material a formas químicas más simples y disponibles, lo cual, se manifiesta sobre el contenido de sólidos, el tamaño de partícula, la respirometría y las poblaciones microbianas en la gallinaza.
- El seguimiento cinético del proceso de dilución de los tres tipos de gallinaza estudiadas mostro que, la aireación y los periodos acumulación, influyen en la solubilización de la materia orgánica e inorgánica presente en el estiércol. Los niveles de sólidos en la gallinaza con insuflado permanecieron estables luego de alcanzar la mayor solubilización en el menor tiempo, en contraste con las gallinazas de jaula y sin insuflado, donde una vez alcanzada la máxima solubilización, se presentan posteriormente variaciones drásticas en el contenido de sólidos y pH.
- El incremento en la OLR con un tiempo de retención hidráulico de 6.3 días, influenció drásticamente la producción de biogás. Para la relación gallinaza: biol (1:5) se obtuvo una P_{esp} de 1.83 ± 0.19 L/L_R.día con una OLR de 5.69 ± 0.42 g DQO/L.día y un %remoción de DQO 82.5%, además se alcanzaron 57.94 L_{Biogás}/kg de gallinaza húmeda. Para la relación gallinaza: biol (1:3) se obtuvieron 2.87 L/L_R.día con una OLR de 7.29 ± 0.02 g DQO/L.día.
- El perfil de lodos reveló que la principal remoción de materia orgánica se da antes de los 48cm de altura, y que el sistema de separación funcionó correctamente según la relación SV/ST de 0.4 a la salida del UASB. Por otro lado, la baja relación SV/ST en la base del UASB advierte que sólidos insolubles de la gallinaza se precipitan rápidamente, lo que impide una

acumulación sustancial de biomasa en la base debido al volumen ocupado por la fracción de sólidos fijos sedimentados.

- A partir del contenido de metano en el biogás (55-63%), las OLR, el %remoción de DQO y la P_{esp} alcanzadas durante la operación del piloto UASB, es posible evidenciar que no se presentó inhibición por amoníaco durante la digestión anaerobia de la fracción líquida de la gallinaza, lo cual, se corrobora con los niveles de nitrógeno amoniacal total (TAN) y amoniacal libre (FAN) registrados en sistemas previos a este estudio, en los que se implementó el mismo proceso.

Bibliografía

- [1] J. Galarza, "Gestión del manejo de gallinaza," *Sel. Avícolas*, pp. 149–152, 2005.
- [2] D. R. Edwards and T. C. Daniel, "Environmental impacts of on-farm poultry waste disposal - A review," *Bioresour. Technol.*, vol. 41, no. 1, pp. 9–33, 1992.
- [3] N. Omeira, E. K. Barbour, P. A. Nehme, S. K. Hamadeh, R. Zurayk, and I. Bashour, "Microbiological and chemical properties of litter from different chicken types and production systems," *Sci. Total Environ.*, vol. 367, no. 1, pp. 156–162, 2006.
- [4] R. Guerrero, *Fertilización de cultivos en clima frío* Editor: Ricardo Guerrero Riascos. 1998.
- [5] Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, *Resolucion 1541 de 2013*. Colombia, 2013.
- [6] B. P. Kelleher, J. J. Leahy, A. M. Henihan, T. F. O'Dwyer, D. Sutton, and M. J. Leahy, "Advances in poultry litter disposal technology--a review.," *Bioresour. Technol.*, vol. 83, no. 1, pp. 27–36, 2002.
- [7] C. Peláez, "Gallinaza: materia prima en proceso de compostación," *Rev. Avic. Colomb.*, vol. 53, pp. 18–32, 1999.
- [8] R. Ruiz, "Aprovechamiento del estiércol bovino generado en el municipio de Cumbal-Nariño para obtener energía renovable mediante digestión anaerobia," Universidad Nacional de Colombia Sede Palmira, 2017.
- [9] IDAE, *Biomasa: Digestores anaerobios*. 2007.
- [10] MinENERGIA, PNUD, FAO, and GEF, *Manual del Biogás*. Santiago de Chile, 2011.
- [11] P. Weiland, "Biogas production: current state and perspectives.," *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, vol. 85, no. 4, pp. 849–60, Jan. 2010.
- [12] ICONTEC, "NORMA TÉCNICA COLOMBIANA NTC 5167," no. 571. Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación, 2011.
- [13] R. H. Wijffels and H. Barten, *Bio-methane & Bio-hydrogen*. 2003.
- [14] D. Blanco-Cobian, "Tratamiento biológico aerobio-anaerobio-aerobio de

residuos ganaderos para la obtención de biogás y compost,” Universidad de León, España, 2011.

- [15] K. C. Surendra, D. Takara, A. G. Hashimoto, and S. Kumar, “Biogas as a sustainable energy source for developing countries: Opportunities and challenges,” *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 31, pp. 846–859, 2014.
- [16] FNR, *Guide to Biogas: From production to use*. Gülzow: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V (FNR), 2012.
- [17] M. Westerholm, J. Moestedt, and A. Schnürer, “Biogas production through syntrophic acetate oxidation and deliberate operating strategies for improved digester performance,” *Appl. Energy*, vol. 179, pp. 124–135, 2016.
- [18] V. N. Gunaseelan, “Anaerobic digestion of biomass for methane production: A review,” *Biomass and Bioenergy*, vol. 13, no. 1–2, pp. 83–114, Jan. 1997.
- [19] C. Mao, Y. Feng, X. Wang, and G. Ren, “Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion,” *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 45, pp. 540–555, 2015.
- [20] R. Kothari, a. K. Pandey, S. Kumar, V. V. Tyagi, and S. K. Tyagi, “Different aspects of dry anaerobic digestion for bio-energy: An overview,” *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 39, pp. 174–195, Nov. 2014.
- [21] L. Carrillo, *Energía de Biomasa*. 2004.
- [22] E. Sanchez, R. Borja, P. Weiland, L. Travieso, and A. Martin, “Effect of substrate concentration and temperature on the anaerobic digestion of piggery waste in a tropical climate,” *Process Biochem.*, vol. 37, no. 5, pp. 483–489, 2001.
- [23] T. Al Seadi *et al.*, *Biogas Handbook*. Esbjerg, Denmark: University of Southern Denmark Esbjerg, 2008.
- [24] A. Steinhäuser and D. Deublein, *Biogas from Waste and Renewables Energy: An Introduction*, 2nd ed. Weinheim: WILEY-VCH Verlag GmbH & Co KGaA, 2011.
- [25] M. Gerardi, *The microbiology of anaerobic digesters*. John Wiley & Sons, Inc, 2003.
- [26] A. C. Sheth, “Biogas from waste and renewable resources: an introduction,

- ed,” *Choice Curr. Rev. Acad. Libr.*, vol. 46, no. 5, p. 936, 2009.
- [27] C. Ji, C. X. Kong, Z. L. Mei, and J. Li, “A Review of the Anaerobic Digestion of Fruit and Vegetable Waste,” *Appl. Biochem. Biotechnol.*, vol. 183, no. 3, pp. 906–922, 2017.
- [28] K. C. Oibileke, N. Nwokolo, G. Makaka, P. Mukumba, and H. Onyeaka, “Anaerobic digestion: Technology for biogas production as a source of renewable energy—A review,” *Energy Environ.*, 2020.
- [29] M. F. M. A. Zamri *et al.*, “A comprehensive review on anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste,” *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 137, no. November 2020, p. 110637, 2021.
- [30] Z. Zuo, S. Wu, W. Zhang, and R. Dong, “Effects of organic loading rate and effluent recirculation on the performance of two-stage anaerobic digestion of vegetable waste,” *Bioresour. Technol.*, vol. 146, pp. 556–561, Oct. 2013.
- [31] Y. Jiang, S. Heaven, and C. J. Banks, “Strategies for stable anaerobic digestion of vegetable waste,” *Renew. Energy*, vol. 44, pp. 206–214, Aug. 2012.
- [32] J. K. Kim, B. R. Oh, Y. N. Chun, and S. W. Kim, “Effects of temperature and hydraulic retention time on anaerobic digestion of food waste,” *J. Biosci. Bioeng.*, vol. 102, no. 4, pp. 328–32, Oct. 2006.
- [33] L. I. Fernández-Rodríguez, J. Pérez, and M. Romero, “Dry thermophilic anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid wastes: Solid retention time optimization,” *Chem. Eng. J.*, vol. 251, pp. 435–440, 2014.
- [34] S. Jain, S. Jain, I. T. Wolf, J. Lee, and Y. W. Tong, “A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste,” *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 52, pp. 142–154, 2015.
- [35] F. Di Maria, A. Sordi, G. Cirulli, and C. Micale, “Amount of energy recoverable from an existing sludge digester with the co-digestion with fruit and vegetable waste at reduced retention time,” *Appl. Energy*, vol. 150, pp. 9–14, 2015.
- [36] N. Aramrueang, J. Rapport, and R. Zhang, “Effects of hydraulic retention time and organic loading rate on performance and stability of anaerobic digestion

- of *Spirulina platensis*,” *Biosyst. Eng.*, vol. 147, pp. 174–182, 2016.
- [37] Y. Chen, J. J. Cheng, and K. S. Creamer, “Inhibition of anaerobic digestion process: a review.,” *Bioresour. Technol.*, vol. 99, no. 10, pp. 4044–64, Jul. 2008.
- [38] V. Kumar, L. A. Fdez-güelfo, Y. Zhou, C. J. Álvarez-gallego, and L. I. R. Garcia, “Anaerobic co-digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW): Progress and challenges,” vol. 93, no. April, pp. 380–399, 2018.
- [39] F. Abouelenien, W. Fujiwara, Y. Namba, M. Kosseva, N. Nishio, and Y. Nakashimada, “Improved methane fermentation of chicken manure via ammonia removal by biogas recycle,” *Bioresour. Technol.*, vol. 101, no. 16, pp. 6368–6373, 2010.
- [40] Q. Niu, W. Qiao, H. Qiang, T. Hojo, and Y. Y. Li, “Mesophilic methane fermentation of chicken manure at a wide range of ammonia concentration: Stability, inhibition and recovery,” *Bioresour. Technol.*, vol. 137, pp. 358–367, 2013.
- [41] H. B. Nielsen and I. Angelidaki, “Strategies for optimizing recovery of the biogas process following ammonia inhibition,” *Bioresour. Technol.*, vol. 99, no. 17, pp. 7995–8001, 2008.
- [42] R. Anjum, E. Grohmann, and N. Krakat, “Anaerobic digestion of nitrogen rich poultry manure: Impact of thermophilic biogas process on metal release and microbial resistances,” *Chemosphere*, vol. 168, pp. 1637–1647, 2017.
- [43] Z. Yang, W. Wang, Y. He, R. Zhang, and G. Liu, “Effect of ammonia on methane production, methanogenesis pathway, microbial community and reactor performance under mesophilic and thermophilic conditions,” *Renew. Energy*, vol. 125, pp. 915–925, 2018.
- [44] S. Sung and T. Liu, “Ammonia inhibition on thermophilic anaerobic digestion,” *Chemosphere*, vol. 53, no. 1, pp. 43–52, 2003.
- [45] Y. Zhang, E. M. Zamudio Cañas, Z. Zhu, J. L. Linville, S. Chen, and Q. He, “Robustness of archaeal populations in anaerobic co-digestion of dairy and poultry wastes.,” *Bioresour. Technol.*, vol. 102, no. 2, pp. 779–85, Jan. 2011.
- [46] B. Calli, B. Mertoglu, B. Inanc, and O. Yenigun, “Effects of high free ammonia

- concentrations on the performances of anaerobic bioreactors,” *Process Biochem.*, vol. 40, no. 3–4, pp. 1285–1292, 2005.
- [47] R. Rajagopal, D. I. Massé, and G. Singh, “A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia,” *Bioresour. Technol.*, vol. 143, pp. 632–641, 2013.
- [48] T. V. Fernandes, K. J. Keesman, G. Zeeman, and J. B. Van Lier, “Effect of ammonia on the anaerobic hydrolysis of cellulose and tributyrin,” *Biomass and Bioenergy*, vol. 47, pp. 316–323, 2012.
- [49] K. H. Hansen, I. Angelidaki, and B. K. Ahring, “Anaerobic digestion of swine manure: Inhibition by ammonia,” *Water Res.*, vol. 32, no. 1, pp. 5–12, 1998.
- [50] T. Müller, B. Walter, A. Wirtz, and A. Burkovski, “Ammonium Toxicity in Bacteria,” *Curr. Microbiol.*, vol. 52, no. 5, pp. 400–406, 2006.
- [51] B. E. Hadj, S. Astals, A. Galí, S. Mace, and J. Mata-Álvarez, “Ammonia influence in anaerobic digestion of OFMSW,” *Water Sci. Technol.*, vol. 59, no. 6, pp. 1153–1158, 2009.
- [52] C. Gallert, S. Bauer, and J. Winter, “Effect of ammonia on the anaerobic degradation of protein by a mesophilic and thermophilic biowaste population,” *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, vol. 50, no. 4, pp. 495–501, 1998.
- [53] C. Wittmann, A.-P. Zeng, and W.-D. Deckwer, “Growth inhibition by ammonia and use of a pH-controlled feeding strategy for the effective cultivation of *Mycobacterium chlorophenolicum*,” *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, vol. 44, no. 3–4, pp. 519–525, 1995.
- [54] Y. Jiang, E. McAdam, Y. Zhang, S. Heaven, C. Banks, and P. Longhurst, “Ammonia inhibition and toxicity in anaerobic digestion: A critical review,” *J. Water Process Eng.*, vol. 32, no. April, p. 100899, 2019.
- [55] K. H. Hansen, I. Angelidaki, and B. K. Ahring, “Improving thermophilic anaerobic digestion of swine manure,” *Water Res.*, vol. 33, no. 8, pp. 1805–1810, 1999.
- [56] I. Angelidaki and B. K. Ahring, “Anaerobic thermophilic digestion of manure at different ammonia loads: Effect of temperature,” *Water Res.*, vol. 28, no. 3, pp. 727–731, 1994.

- [57] H. Siegrist, D. Vogt, J. L. Garcia-Heras, and W. Gujer, "Mathematical Model for Meso- and Thermophilic Anaerobic Sewage Sludge Digestion," *Environ. Sci. Technol.*, vol. 36, no. 5, pp. 1113–1123, Mar. 2002.
- [58] E. Mutegoa, A. Hilonga, and K. N. Njau, "Approaches to the mitigation of ammonia inhibition during anaerobic digestion – A review," *Water Pract. Technol.*, vol. 15, no. 3, pp. 551–570, 2020.
- [59] W. Fuchs, X. Wang, W. Gabauer, M. Ortner, and Z. Li, "Tackling ammonia inhibition for efficient biogas production from chicken manure: Status and technical trends in Europe and China," *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 97, no. August 2018, pp. 186–199, 2018.
- [60] J. Gelegenis, D. Georgakakis, I. Angelidaki, N. Christopoulou, and M. Goumenaki, "Optimization of biogas production from olive-oil mill wastewater, by codigesting with diluted poultry-manure," *Appl. Energy*, vol. 84, no. 6, pp. 646–663, 2007.
- [61] J. Gelegenis, D. Georgakakis, I. Angelidaki, and V. Mavris, "Optimization of biogas production by co-digesting whey with diluted poultry manure," *Renew. Energy*, vol. 32, no. 13, pp. 2147–2160, 2007.
- [62] S. Borowski and J. Doman, "Anaerobic co-digestion of swine and poultry manure with municipal sewage sludge," vol. 34, pp. 513–521, 2014.
- [63] S. Borowski and L. Weatherley, "Co-digestion of solid poultry manure with municipal sewage sludge," *Bioresour. Technol.*, vol. 142, pp. 345–352, 2013.
- [64] Y. Li *et al.*, "Anaerobic co-digestion of chicken manure and corn stover in batch and continuously stirred tank reactor (CSTR)," *Bioresour. Technol.*, vol. 156, pp. 342–347, Mar. 2014.
- [65] C. Sun, W. Cao, C. J. Banks, S. Heaven, and R. Liu, "Biogas production from undiluted chicken manure and maize silage: A study of ammonia inhibition in high solids anaerobic digestion," *Bioresour. Technol.*, vol. 218, pp. 1215–1223, 2016.
- [66] S. Strömberg, M. Nistor, and J. Liu, "Towards eliminating systematic errors caused by the experimental conditions in Biochemical Methane Potential (BMP) tests," *Waste Manag.*, vol. 34, no. 11, pp. 1939–1948, 2014.

- [67] F. Abouelenien, Y. Namba, M. R. Kosseva, N. Nishio, and Y. Nakashimada, "Enhancement of methane production from co-digestion of chicken manure with agricultural wastes," *Bioresour. Technol.*, vol. 159, pp. 80–87, May 2014.
- [68] M. Wang *et al.*, "A novel alternate feeding mode for semi-continuous anaerobic co-digestion of food waste with chicken manure," *Bioresour. Technol.*, vol. 164, pp. 309–314, Jul. 2014.
- [69] S. Borowski, J. Domański, and L. Weatherley, "Anaerobic co-digestion of swine and poultry manure with municipal sewage sludge.," *Waste Manag.*, vol. 34, no. 2, pp. 513–21, Feb. 2014.
- [70] L. Odales-Bernal, R. K. Schulz, L. López González, and E. L. Barrera, "Biorefineries at poultry farms: a perspective for sustainable development," *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, vol. 96, no. 3, pp. 564–577, 2021.
- [71] F. Abouelenien, Y. Nakashimada, and N. Nishio, "Dry mesophilic fermentation of chicken manure for production of methane by repeated batch culture," *J. Biosci. Bioeng.*, vol. 107, no. 3, pp. 293–295, 2009.
- [72] G. Zeeman, W. M. Wiegant, M. E. Koster-Treffers, and G. Lettinga, "The influence of the total-ammonia concentration on the thermophilic digestion of cow manure," *Agric. Wastes*, vol. 14, no. 1, pp. 19–35, 1985.
- [73] C. Yangin-Gomec, T. Sapmaz, and S. Aydin, "Impact of inoculum acclimation on energy recovery and investigation of microbial community changes during anaerobic digestion of the chicken manure," *Environ. Technol. (United Kingdom)*, vol. 41, no. 1, pp. 49–58, 2020.
- [74] J. H. Park, J. J. Yoon, G. Kumar, Y. S. Jin, and S. H. Kim, "Effects of acclimation and pH on ammonia inhibition for mesophilic methanogenic microflora," *Waste Manag.*, vol. 80, pp. 218–223, 2018.
- [75] K. Singh, K. Lee, J. Worley, L. M. Risse, and K. C. Das, "Anaerobic digestion of poultry litter: A review," *Appl. Eng. Agric.*, vol. 26, no. 4, pp. 677–688, 2010.
- [76] G. Bujoczek, J. Oleszkiewicz, R. Sparling, and S. Cenkowski, "High Solid Anaerobic Digestion of Chicken Manure," *J. Agric. Eng. Res.*, 2000.
- [77] A. R. Webb and F. R. Hawkes, "The anaerobic digestion of poultry manure: Variation of gas yield with influent concentration and ammonium-nitrogen

- levels," *Agric. Wastes*, vol. 14, no. 2, pp. 135–156, 1985.
- [78] K. Dalkılıç and A. Uğurlu, "Influence of Hydraulic Retention Time and Reactor Configuration During Fermentation of Diluted Chicken Manure," *Appl. Biochem. Biotechnol.*, vol. 181, no. 1, pp. 157–176, 2017.
- [79] R. E. Treybal and A. García Rodríguez, *Operaciones de transferencia de masa*. 1988.
- [80] H. Aziz, M. N. Adlan, M. S. Mohamed Zahari, and S. Alias, "Removal of Ammoniacal Nitrogen (N–NH₃) from Municipal Solid Waste Leachate by Using Activated Carbon and Limestone," *Waste Manag. Res.*, vol. 22, pp. 371–375, Nov. 2004.
- [81] D. T. Sponza and O. N. Ağdağ, "Impact of leachate recirculation and recirculation volume on stabilization of municipal solid wastes in simulated anaerobic bioreactors," *Process Biochem.*, vol. 39, no. 12, pp. 2157–2165, 2004.
- [82] A. Degueurce, N. Tomas, S. Le Roux, J. Martinez, and P. Peu, "Biotic and abiotic roles of leachate recirculation in batch mode solid-state anaerobic digestion of cattle manure," *Bioresour. Technol.*, vol. 200, pp. 388–395, 2016.
- [83] Y. Alba Reyes, E. L. Barrera, and K. K. Cheng, "A review on the prospective use of chicken manure leachate in high-rate anaerobic reactors," *J. Environ. Chem. Eng.*, vol. 9, no. 1, p. 104695, 2021.
- [84] H. Nie, H. F. Jacobi, K. Strach, C. Xu, H. Zhou, and J. Liebetrau, "Mono-fermentation of chicken manure: Ammonia inhibition and recirculation of the digestate.," *Bioresour. Technol.*, vol. 178, pp. 238–46, 2015.
- [85] a. Gangagni Rao *et al.*, "Biomethanation of poultry litter leachate in UASB reactor coupled with ammonia stripper for enhancement of overall performance," *Bioresour. Technol.*, vol. 99, no. 18, pp. 8679–8684, 2008.
- [86] H. Ma, Y. Guo, Y. Qin, and Y. Y. Li, "Nutrient recovery technologies integrated with energy recovery by waste biomass anaerobic digestion," *Bioresour. Technol.*, vol. 269, no. June, pp. 520–531, 2018.
- [87] Y. Ye *et al.*, "A critical review on ammonium recovery from wastewater for sustainable wastewater management," *Bioresour. Technol.*, vol. 268, no.

June, pp. 749–758, 2018.

- [88] I. A. Fotidis, P. G. Kougias, I. D. Zaganas, T. A. Kotsopoulos, and G. G. Martzopoulos, “Inoculum and zeolite synergistic effect on anaerobic digestion of poultry manure,” *Environ. Technol.*, vol. 35, no. 10, pp. 1219–1225, May 2014.
- [89] T. Wirthensohn, F. Waeger, L. Jelinek, and W. Fuchs, “Ammonium removal from anaerobic digester effluent by ion exchange,” *Water Sci. Technol.*, vol. 60, no. 1, pp. 201–210, 2009.
- [90] M. Berni, I. Dorileo, G. Nathia, T. Forster-Carneiro, D. Lachos, and B. G. M. Santos, “Anaerobic digestion and biogas production: Combine effluent treatment with energy generation in UASB reactor as biorefinery annex,” *Int. J. Chem. Eng.*, vol. 2014, 2014.
- [91] E. I. Atuanya and M. Aigbirior, “Mesophilic biomethanation and treatment of poultry waste-water using pilot scale UASB reactor,” *Environ. Monit. Assess.*, vol. 77, no. 2, pp. 139–147, 2002.
- [92] S. Kalyuzhnyi, V. Fedorovich, and A. Nozhevnikova, “Anaerobic Treatment Of Liquid Fraction Of Hen Manure In UASB Reactors,” vol. 65, pp. 221–225, 1998.
- [93] K. Yetilmezsoy, F. Ilhan, Z. Sapci-zengin, S. Sakar, and M. T. Gonullu, “Decolorization and COD reduction of UASB pretreated poultry manure wastewater by electrocoagulation process : A post-treatment study,” vol. 162, pp. 120–132, 2009.
- [94] K. Yetilmezsoy and S. Sakar, “Development of empirical models for performance evaluation of UASB reactors treating poultry manure wastewater under different operational conditions,” *J. Hazard. Mater.*, vol. 153, no. 1–2, pp. 532–543, 2008.
- [95] K. Yetilmezsoy and S. Sakar, “Improvement of COD and color removal from UASB treated poultry manure wastewater using Fenton’s oxidation,” *J. Hazard. Mater.*, vol. 151, no. 2–3, pp. 547–558, 2008.
- [96] FAO, “Producción avícolas,” *Producción y productos avícolas*, 2021. [Online]. Available: <http://www.fao.org/poultry-production-products/production/es/>.

- [97] Fenavi, “Estadísticas Fenavi,” 2021. [Online]. Available: www.fenavi.org.
- [98] C. M. Williams and N. Carolina, “Gestión de residuos de aves de corral en los países en desarrollo,” *Revisión del Desarro. avícola*, pp. 1–5, 2011.
- [99] C. A. Pelaez, A. Ruiz, J. Uribe, and K. Rivera, “Informe tecnico Contrato de servicios y asesorias FG-0045/06 Findación para el apoyo a la investigacion en el grupo interdisciplinario de estudios moleculares - Avvicola Santa Rita s.a.s.,” 2015.
- [100] C. A. Pelaez, A. Ruiz, K. Rivera, and C. Uribe, “Informe Tecnico Recuperacion energetica y material Fenavi -GIEM Convenio CE032015,” 2015.
- [101] K. Buchauer, “A comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in influents to waste-water and sludge treatment processes,” *Water SA*, vol. 24, no. 1, pp. 49–56, 1998.
- [102] A. Román, Pilar; Martinez, Maria;Pantoja, *Manual de compostaje del agricultor*. 2015.
- [103] UAESP. Alcaldía Bogotá and SIPAF. Universidad Nacional de Colombia, *Guía técnica para el aprovechamiento de residuos orgánicos a través de metodologías de compostaje y lombricultura*. Bogota D.C.: Universidad Nacional de Colombia, 2016.
- [104] X. Flotats, L. Sarquella, and Instituto Catalán de la Energía, *Producció de biogàs per codigestió anaeròbia*, 1ra ed. Barcelona, 2008.
- [105] N. Duan, B. Dong, B. Wu, and X. Dai, “High-solid anaerobic digestion of sewage sludge under mesophilic conditions: Feasibility study,” *Bioresour. Technol.*, vol. 104, pp. 150–156, 2012.
- [106] M. Watford and G. Wu, “Glutamine metabolism in uricotelic species: Variation in skeletal muscle glutamine synthetase, glutaminase, glutamine levels and rates of protein synthesis,” *Comp. Biochem. Physiol. - B Biochem. Mol. Biol.*, vol. 140, no. 4, pp. 607–614, 2005.
- [107] A. A. Khan, I. Mehrotra, and A. A. Kazmi, “Sludge profiling at varied organic loadings and performance evaluation of UASB reactor treating sewage,” *Biosyst. Eng.*, vol. 131, pp. 32–40, 2015.
- [108] L. Florencio, M. Kato, and J. Morais, “Domestic sewage treatment in full-scale

UASB plant at Mangueira, Recife, Pernambuco,” *Water Sci. Technol.*, vol. 44, pp. 71–77, Feb. 2001.