

DOI: <http://dx.doi.org/10.30972/eitt.604400>

Alternativas de configuración de estaciones de tratamiento asociando reactores UASB y lagunas de alta tasa para la recuperación de energía de aguas residuales

Ludmila Zotele Azeredo^{1*}, Ricardo F. Gonçalves¹, Renan B. Soares¹, Zúdivan Peterli²

Resumen

Ese artículo tiene como objetivo estimar el potencial energético de una estación de tratamiento de aguas residuales (ETAR), compuesta por la asociación en serie de tratamiento preliminar, reactor UASB y laguna de alta tasa con recuperación de micro algas. Cuatro configuraciones diferentes tuvieron su potencial energético evaluado a partir de modelos matemáticos consolidados en la literatura, comparados con una configuración de referencia y por la Energía de Retorno sobre el Inversión (EROI): **i)** configuración de referencia: digestión anaeróbica

del drenaje bruto; **ii)** cogestión de micro algas no reactor UASB; **iii)** cogestión de micro algas no reactor UASB y gasificación del lodo codicioso; **iiii)** gasificación de micro algas y del lodo anaerobio. La configuración 3 presentó el mayor potencial de generación térmica, 1,826 kWh/m³. Sin embargo, solo la configuración 2 mostró ser una estación de tratamiento de aguas residuales superavitaria en energía con EROI mayor que 1.

Palabras clave: estación de tratamiento de aguas residuales (ETAR), micro algas, energía, cogestión, gasificación.

¹ Departamento de Ingeniería Ambiental – Centro Tecnológico - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória/Espírito Santo, Brasil

² Instituto de Ingeniería Mecánica (IEM) – Núcleo de Excelência em Geração Termelétrica e Distribuída (NEST) – Universidade Federal de Itajubá (UNIFEI), Minas Gerais, Brasil

INTRODUCCIÓN

El avance de los conceptos NEXUS y la economía circular en el sector de saneamiento se encuentra en el origen de las nuevas concepciones de ETAR en desarrollo en el inicio de ese siglo. La nueva generación de ETAR tiene como enfoque la recuperación de productos de alcantarillado sanitario, siendo agua de reutilización, nutrientes y energía los principales productos recuperables (Puyol *et al.* 2017).

Todos los principales procesos involucrados en el tratamiento de aguas residuales y en la gestión de lodos, demandan energía. Esta Energía es usada para el bombeo, mezcla, separación, estabilización de la materia orgánica y gestión del lodo. El desarrollo de energía auto sostenible WWTPs es un foco de gran interés, lo que puede ser alcanzado incluso con las tecnologías convencionales (Gu *et al.* 2017). La energía líquida producida en una ETAR se produce mediante la combinación de la optimización del consumo energético con la recuperación de energía del alcantarillado (Smith *et al.* 2018). Sin embargo, la innovación tecnológica en esta dirección enfrenta muchas barreras técnicas y ambientales, siendo la mayoría de las investigaciones basadas en

tecnologías desarrolladas desde hace varias décadas.

La configuración prevé la asociación de procesos físico-químicos y biológicos, buscando explorar las principales ventajas de cada uno de manera integrada. Las posibles opciones para la producción de biocombustibles de compuestos orgánicos disponibles son: **i)** metanización de la materia orgánica de desagüe y lodo binario; **ii)** gasificación del exceso de lodo proveniente del UASB y del lodo binario y **iii)** producción de biodiesel de los O&G del alcantarillado bruto, del lodo de exceso del UASB y del lodo binario. De las opciones anteriormente citadas, varios autores consideran que la digestión anaeróbica con producción de CH₄ es la más viable técnicamente y económicamente (Mata-Alvarez *et al.* 2014). En este trabajo solo los dos primeros escenarios serán objeto de análisis.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del sistema

» Las configuraciones de las ETAR propuesta, abarcan la digestión anaeróbica, la producción de micro algas y la producción de biogás y de singas para el aprovechamiento energético (**Figura 2**). En este sentido, cuatro diferentes configuraciones

tecnológicas fueran estudiadas (Tabla 1).

Tabla 1: Descripción de las configuraciones propuestas

CONFIG.	DESCRIPCION
1	Escenario utilizado como referencia. La masa de biomasa binaria (micro algas y bacterias) obtenida na LAT, sin adición de CO ₂ , está destinada para el lecho de secado y relleno sanitario junto con el lodo anaerobio. La biomasa binaria obtenida en la LAT con adición de CO ₂ es bombeada hasta el reactor UASB para la cogestión con el lodo anaerobio. Antes del proceso de cogestión, el lodo binario es hidrolizado para que ocurra la lisis celular, posibilitando, así, el aumento de la biodegradabilidad anaeróbica y la consecuente elevación de la producción de biogás. Por fin, el lodo codicioso producido es encaminado para el proceso de desagüe no mecanizado.
2	Idéntica a la 2, con adición de CO ₂ en la LAT, hidrólisis y cogestión del lodo binario. No obstante, el lodo resultante de la cogestión es destinado para una etapa de adensado y secado que precede la producción de energía en forma de singas en el proceso de gasificación del lodo codicioso
3	Después de la etapa de separación solido-líquido de la biomasa binaria en la LAT, el material no hidrolizado es, junto con el lodo anaerobio, adensado, seco e gasificado.
4	

La recolección de datos fue obtenida por informaciones de literatura técnico-científica, investigaciones climatológicas y datos admitidos para el dimensionamiento del sistema de tratamiento. Los flujos de materia y energía de los sistemas se simularon para una población de 20.000 habitantes y un caudal de 40 L.s-1. Se calcularon los valores de caudal per capta del afluente en el régimen permanente.

Modelos matemáticos fueron utilizados para la estimación del balance de masa y energía. Los modelos se basaron en el principio de la conservación de masa utilizando la Demanda Química de Oxígeno (DQO) como indicador de materia orgánica y la energía en la forma eléctrica como

resultado final del balance de energía. Para el tratamiento preliminar, se consideró que los flujos de materia orgánica y de energía no se alteran significativamente a efectos de balance de masa y energía.

Reactor UASB

» Los flujos de salida de los reactores UASB se estimaron a partir de los flujos de entrada y de las eficiencias de conversión en biogás o lodo. En este sentido, se adoptó una eficiencia del 70% para la remoción de DQO en el reactor UASB (Von Sperling, 2005). El balance de masa en términos de DQO fue realizado utilizando la ecuación propuesta por Souza.

La parcela de metano capturado en el reactor del UASB en la forma

de biogás adoptada fue del 75% del valor teórico pasible de recuperación (Pierrotti 2007). Esta consideración se basó en una pérdida del 25% de la producción teórica debido a la salida de metano disuelto en el efluente y en la transferencia del gas de la superficie de agua en el reactor a la atmósfera. (Lobato, 2011). Una vez determinada la producción teórica de metano y contabilizada la porción perdida en el efluente, el volumen de biogás puede ser calculado con base en una fracción volumétrica del 70% de metano y 30% de dióxido de carbono (Pecora, 2006).

Sistema de micro algas

» La producción de micro algas en la laguna de alta tasa fue estimada de acuerdo con Park *et al.*, (2011), a partir de la tasa máxima de conversión fotosintética de la luz solar. Fueron adoptados valores del 2,4% para la eficiencia máxima de conversión fotosintética de la luz y 21kJ/g para el valor energético (poder calorífico) de la biomasa binaria como calor (Park *et al.*, 2011). La variación media del índice de radiación solar adoptada en un período de 12 meses fue de 20,4MJ/m².d (INCAPER, 2015). Se adoptó una eficiencia de producción de biomasa del 90%, previendo pérdidas derivadas de la respiración endógena y de la sedimentación de las micro algas. Se admitió además

que la adición de CO₂, proveniente de la quema del biogás producido en el UASB, resulta en un incremento del 30% en la producción de biomasa binaria en LAT (Park *et al.*, 2011).

» Para estimar la demanda de CO₂ requerida para la producción adicional de biomasa binaria, se consideró que para cada kg de micro alga sintetizada son necesarios 1,8 kg de CO₂ (Raheem *et al.*, 2015). El área superficial de la laguna fue calculada a partir de un tiempo de detención hidráulica de 6 días y una profundidad de 0,45 m de lámina de agua (Mascarenhas *et al.*, 2004). La eficiencia de separación sólido-líquido de la biomasa binaria producida en la laguna de alta tasa fue estimada en el 90% (Manger-Krug, 2012). La producción *per capita* de biomasa binaria fue calculada en función del área superficial de la laguna.

Cogestión

» Como se ha descrito anteriormente, antes del proceso de cogestión de la biomasa binaria en el reactor UASB se hace necesario la hidrólisis de esa biomasa para solubilizar nutrientes y aumentar significativamente la producción de metano en el reactor UASB (Frigon *et al.*, 2013). Para este estudio, se considera una

etapa de hidrólisis alcalina como pretratamiento de la biomasa binaria. Para determinar el caudal de biogás en el reactor UASB, se adoptó como valor de referencia la generación de 0,331 L / gSSV de metano después del proceso de cogestión (Wágner *et al.*, 2016) y una eficiencia del 70% en el proceso de biodegradabilidad anaerobia biomasa binaria en el reactor (Manger-Krug, 2012). Dependiendo de la configuración de los sistemas propuestos, el lodo anaerobio codicioso es encaminado para desagüe no mecanizado (configuración 2) o para el proceso de gasificación (configuraciones 3 y 4) con etapas previas de desaguado mecanizado y secado térmico.

Gasificación

» Para el proceso de gasificación se realizó antes de la conversión de la biomasa en singas una etapa de densificación y secado del lodo anaerobio codificado y de la biomasa binaria. Se admitió en este estudio para el filtro prensa el contenido de humedad del 25% en masa para la biomasa binaria y el 50% en masa para el lodo anaerobio codificado. El lodo, después del filtro prensa, sigue a la etapa de secado para ajustar el contenido final de humedad de la biomasa al 20%.

Generación de energía

La generación de energía térmica por medio del potencial energético presente en el biogás, resultante del proceso de digestión o cogestión en el reactor UASB y también en la forma de singas a través del proceso de gasificación. La generación de energía disponible en forma de biogás fue calculada en función del caudal de metano estimado y de su Poder Calorífico Inferior (PCI). El PCI del metano admitido fue de 50,03MJ/kg (Perry, 1997) y el caudal de metano producido. Para estimar la energía térmica disponible presente en el singas, se consideró una producción de 1,105Nm³ por kg de biomasa alimentada (Molino *et al.*, 2016) y un PCI de 5,16 MJ/Nm³ para el singas (Naraharisetti *et al.*, 2017). Se consideró además que el lodo anaerobio codicioso posee un 39% en masa de contenido de gris (Lalaguna *et al.*, 2014). Es decir, sólo el 61% de la masa de lodo anaeróbico gasificado fue computada en la producción de singas. La concentración de cenizas en la biomasa binaria considerada en este estudio fue del 5,93% en masa (Phunkan *et al.*, 2011).

Demanda de energía

» Además de la demanda de energía térmica en la forma de biogás y singas, la demanda de eléctrica del

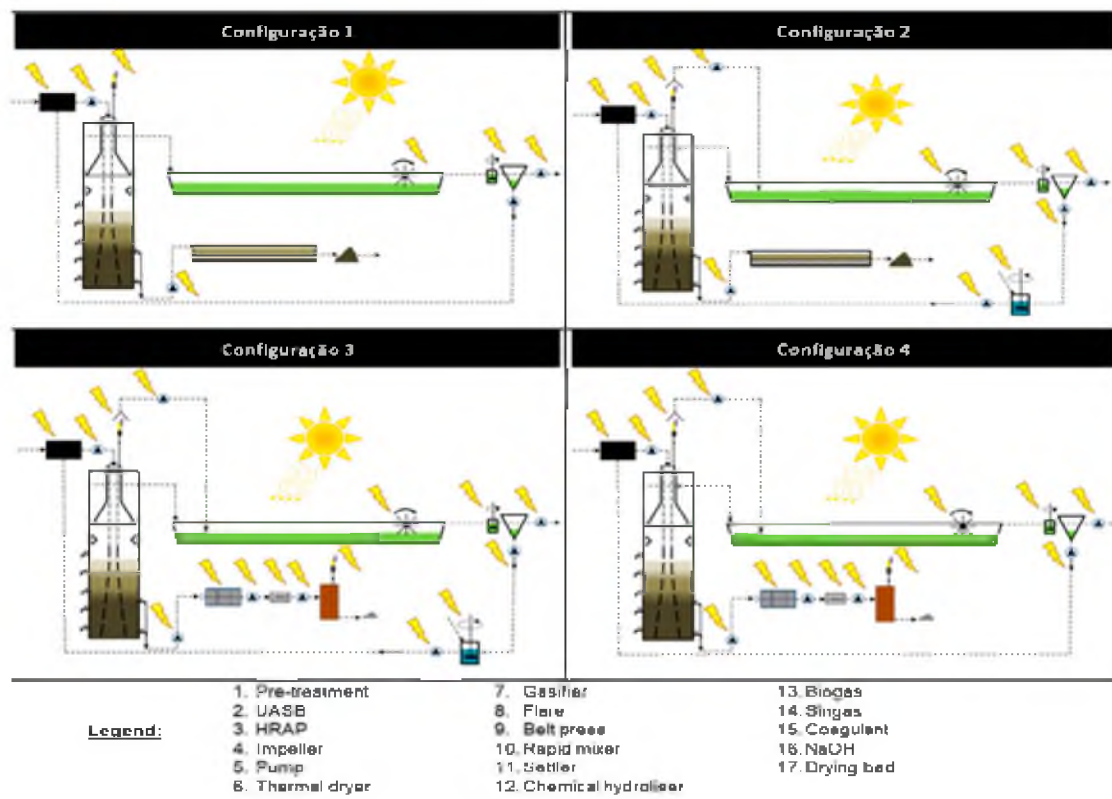


Figura 1: Modelos das configurações propostas:

- (1) Digestión anaeróbica de aguas residuales sin tratar seguido por el sistema de micro algas;
- (2) Cogestión do lodo binario en el UASB, adición de CO₂ en la LAT y extracción de agua do lodo producido;
- (3) Cogestión del lodo binario en el UASB, adición de CO₂ en la LAT y gasificación del lodo codicioso;
- (4) Cogestión del lodo binario en el UASB, adición de CO₂ en la LAT y gasificación del lodo de UASB y del lodo binario

sistema fue cuantificada para cada uno de los procesos que componen la ETAR. Se contabilizaron los gastos energéticos para el accionamiento de equipos electromecánicos para producir las diversas formas de trabajo en la estación. Se tomaron en consideración las demandas de electricidad de la rejilla, del desarenado y de los bombeos de alcantarillado bruto, tratado y de lodo.

Se consideró también los consumos energéticos con sistema de micro algas para a agitación e inyección de CO₂ en la laguna, así como la Energía requerida en la separación sólido-líquido de la biomasa con base en la agitación y la bomba de dosificación química. Con respecto al proceso de hidrólisis alcalina, también se contabilizaron los consumos con agitación y bomba de dosificación

química. Los gastos con energía eléctrica en el lecho de secado fueron despreciados, por ser realizado de forma no mecanizada. Sin embargo, se cuantificó la demanda de energía referente al filtro de prensa, utilizado para la densificación de la biomasa y del ventilador del sistema de secado térmico. Además, se contabilizó el consumo energético para la peletización del lodo seco para alimentar el proceso de gasificación. La demanda de energía para secar el lodo fue considerada como la energía térmica proveniente de la combustión de parcela del biogás y singas producido. La demanda térmica de energía utilizada en el secado de biomasa fue estimada considerando las fases sólidas (biomasa binaria y lodo anaerobio), además de la parcela de agua líquida y evaporada.

Se consideró que todos los componentes de los lodos son sustancias incomprensibles y el calor específico es constante para eles. Para el lodo binario fue admitido un cp de 1,5 kJ/kg.K (Naraharisetti et al., 2017) y para el lodo anaerobio fue de 1,61084 kJ/kg.°C (Rosa et al., 2016), mientras para el vapor de agua fue considerado un calor específico medio entre 100-105°C (Perry, 1997). La temperatura de referencia del estudio fue definida en 25°C y la temperatura final del

secado fue de 100°C, mientras la parcela de agua evaporada fue considerada que la temperatura final de calentamiento fue de 105°C para evitar posibles condensaciones de vapores. Se consideró el 20% de pérdidas de energía en el proceso de secado, según lo adoptado por Rosa et al., (2016). Para el reactor UASB no se consideraron demandas de energía, ya que no requiere aireación, agitación ni recirculación. Como se mencionó anteriormente, en los escenarios en que las etapas de densificación y secado eran presentes, se consideró que la energía térmica referente al biogás y las singas producidas eran utilizadas para atender las demandas térmicas del secador de lodos. El excedente de este de energía fue convertido a la electricidad. La conversión de la energía térmica en energía eléctrica fue modelada por medio de un motor de combustión interna (MCI), seguido de un generador eléctrico, cuya eficiencia global del conjunto fue definida en el 33% (Santos et al. (2016).

Potencial energético del sistema y EROI

» El potencial energético del sistema es el resultado final en relación a la capacidad del sistema en generar o consumir energía. La estimativa del potencial energético

del sistema fue realizada por medio de un balance de energía entre la generación de energía eléctrica producida pelo sistema e las demandas de sus equipos electromecánicos, ya descontada la energía térmica para el secado do lodo. Indudablemente, se necesita energía para extraer energía.

Se consideró el EROI, como indicativo, para la comparación entre las configuraciones estudiadas por este artículo. EROI es la sigla en inglés para "*Energy return on invested*", o sea, es la relación entre la energía devuelta sobre la energía invertida. Este indicativo representa en término de energía eléctrica la cantidad de energía necesaria para generar o explotar el recurso energético. Para el EROI, una razón menor o igual a 1 indica que la energía de la fuente es menor o igual a la energía consumida. Por otra parte, una proporción mayor de 1 indica que la energía total es mayor que la energía aplicada y, por lo tanto, es un saldo neto positivo. El EROI es el cociente de la energía total que la fuente es capaz de producir y la cantidad de energía aplicada y la energía neta.

RESULTADOS y DISCUSION

Expectativa de desempeño de los sistemas de tratamiento

- En la digestión anaeróbica de aguas residuales en el UASB al operar solamente con el aporte de alcantarillado bruto, la producción de lodo anaeróbico fue 46,93 gSST/hab.día, con una relación media SV/ST = 65%. A esta producción debe añadirse la producción de lodo resultante de la digestión de la biomasa binaria. Luego, la producción de lodo en el UASB operando en cogestión fue estimada en 87,35gST / hab.d. Para ello, se estima que la cogestión en el UASB será capaz de reducir el contenido de SV de la biomasa binaria en un 25%, resultando en 40,41 gSST / hab.d. El aumento relativo en la producción de lodo puede estar relacionado con la no digestión de las micro algas, las cuales son capturadas por el lodo en el reactor, pero no son totalmente digeridas por él.

La estimativa de productividad de biomasa de algas en las lagunas de alta tasa, en términos de masa seca, fue de 18 g/m². d. Considerando una pérdida de 10% de biomasa por sedimentación y respiración endógena durante el proceso o incluso pérdidas para la atmosfera, la producción de biomasa binaria fue de 16,1 g/m².d. Para las configuraciones 2. 3 y 4 se admitió que la adición de CO₂ en la laguna de alta tasa aumenta

cerca del 30% de la producción (Park *et al.*, 2011). Considerando esta estimación, la adición de CO₂ en el LAT ocasionó la producción de 0,16 gSST/hab.d de biomasa en la laguna. Este incremento generó una producción de 19,3 g/m².d. El proceso de cogestión de la biomasa binaria ocasionó un aumento del 86,10% en la producción total de lodo anaeróbico producido en el reactor UASB. Recordando que para esa estimación toda la biomasa binaria producida y recuperada en el proceso sólido-líquido fue encaminada a la para los procesos de generación de energía en la ETAR, excepto la configuración 1 que fue utilizada como referencia. Recordando que para esa estimación toda la biomasa binaria producida y recuperada en el proceso sólido-líquido fue encaminada a la para los procesos de generación de energía en la ETAR, excepto la configuración 1 que fue utilizada como referencia.

Producción de biogás y singas

» La producción de biogás estimada resultante de la digestión anaerobia exclusiva de aguas residuales (Configuración 1), considerando 70% de metano en su composición, fue de 15,61 L/hab.d (**Tabla 5**). Considerando apenas la combustión completa del metano producido por el tratamiento de

aguas residuales, la cantidad de CO₂ generado es suficiente para atender 97% de la demanda de CO₂ requerida por las micro algas en las configuraciones 2, 3 e 4.

A partir de la masa de micro algas producida en la LAT (69,31 g/hab.d), se estimó, después de la recolección de la fase líquida, la producción de biomasa binaria diaria de 56,56 g/hab.d. En el caso de las micro algas, entre el 55 y el 70% (Manger-Krug *et al.*, 2012, Azeredo, 2016) y que la cogestión anaeróbica con biomasa binaria genera 331 LCH₄/KgSSV (Wágner *et al.*, 2016) para los tres últimos sistemas, la producción adicional de 9,3 L/hab.d de metano en el reactor UASB. La cogestión de la biomasa binaria en las configuraciones propuestas aumentó en un 63% la estimación de producción de metano en el UASB con relación a la configuración 1, obteniendo una producción de metano 25,4 LCH₄/hab.d en el reactor.

Además de la producción de biogás, las configuraciones 3 y 4 utilizaron la producción de biomasa para la obtención de singas por medio del proceso de gasificación. La conversión de la biomasa procedente del proceso de gasificación del lodo codicioso en el UASB produjo un volumen

de 58,88L/hab.d de singas para la configuración 3. En la configuración 4, cuando la biomasa binaria fue encaminada al proceso de gasificación junto con el agua lodo anaeróbico la producción de singas aumente 1,5 veces. Este aumento fue debido al hecho de que la cantidad de lodo gasificado prácticamente se duplicó (de 1747,11 Kg/d en la configuración 3 a 2070,05 Kg/d en la configuración 4).

Estigmatización de producción de energía térmica

» A partir de la producción de metano y singas se obtuvieron los flujos de producción de energía térmica para las configuraciones propuestas. La producción de metano estimada en el reactor UASB, como se mencionó anteriormente, fue 15,61 LCH₄/hab.d (configuración 1) y 25,4 LCH₄/hab.d (configuración 2 y 3). Considerando el poder calorífico del metano y la tasa de producción mencionada se verificó que la quema del biogás producido en el reactor UASB aumentó la potencia de energía térmica suministrada de 0,82 kwh/m³d en la configuración 1 a 1,34 kwh/m³d en la configuración 2 y 3. Sin embargo, la configuración 3 posee además de la producción de energía térmica presente en el biogás, también posee la energía disponible en la forma de singas proveniente

del proceso de gasificación del lodo codicioso en el UASB. La producción de singas estimada en los sistemas propuestos equivale a una energía térmica de 0,49 kwh/m³d para la configuración 3 y 0,75 kwh/m³d para la configuración 4. En consecuencia, la energía térmica total generada por la configuración 3 y 4, respectivamente, es de 1,83 kwh/m³d y 1,57 kwh/m³d.

La configuración 4, que propone gasificar la biomasa binaria, en lugar de codiciarla junto con el lodo anaerobio, produce una energía térmica de 0,75 kwh/m³d. Lo que representa un aumento del 53% en la energía disponible en forma de singas, con relación a la configuración 3. Esto se da por el hecho de que no existe la cogestión del lodo binario, siendo toda la biomasa de micro algas destinada a la gasificación. A pesar de que las configuraciones 3 y 4 presentan valores mayores de energía térmica disponible, buena parte de esa energía producida es utilizada para atender la demanda térmica del secado del lodo que será gasificado. A pesar de que las configuraciones 3 y 4 presentan valores mayores de energía térmica disponible, buena parte de esa energía producida es utilizada para atender la demanda térmica del secado del lodo que será gasificado.

Estimativa de la producción de energía eléctrica

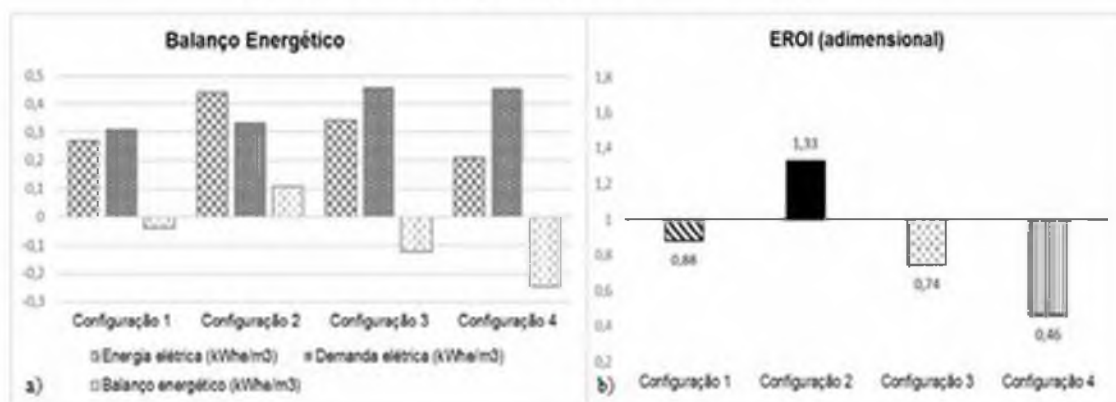
La eficiencia de generación de energía eléctrica, en el caso de motores de combustión interna, varía en un rango de 33 a 36% (Lobato *et al.*, (2012), lo que generaría una potencia efectiva para las configuraciones 1, 2, 3 y 4, respectivamente de 0,271, 0,441, 0,340 e 0,208 kwh/m³d.

Potencial energético del sistema y EROI

» El potencial energético del sistema en términos de energía eléctrica, descontando la demanda eléctrica para cada uno de los procesos que componen el sistema, fue calculado para las configuraciones propuestas. (**Figura 2a**). La única configuración que presentó balance energético positivo fue la configuración 2 con

el valor de 0.109 kWh/m³. Las demás configuraciones 1, 3 y 4, respectivamente, necesitan 0,037, 0,120 y 0,249 kWh/m³ de energía eléctrica para que el balance se neutraliza, dejando de ser negativo. Como indicador de eficiencia energética se utilizó el EROI (**Figura 2b**). La configuración 1 admitida como referencia, presentó un EROI de 0,88. Este valor demuestra que la estación de tratamiento de aguas residuales con base en los datos estimados y la configuración propuesta en este trabajo, no es un sistema productor de energía cuando se opera sólo con un desagüe bruto. Las configuraciones 3 y 4 también presentaron EROI menor que 1 (0,74 y 0,46, respectivamente). El alto consumo de energía térmica en estas configuraciones impacta fuertemente en el balance energético, indicando que estos sistemas son disipadores de energía.

Figura 2: Potencial energético y EROI de los sistemas propuestos.



CONCLUSIONES

» Para la configuración 1 en la cual la recuperación de metano en el reactor UASB provenía sólo del tratamiento del desagüe bruto, es decir, sin aprovechamiento energético de lodo binario en el proceso de cogestión o de gasificación, el EROI del sistema superó las configuraciones 3 y 4, porque presento un déficit de electricidad menor. O sea, para que la configuración 1 presente EROI igual al alcalde que 1, existe una carencia de energía menor que la existente en las configuraciones 3 y 4. Por lo tanto, para que las configuraciones 1, 3 y 4 puedan ser productoras de energía a través del sistema, y en la configuración 2, se hace necesaria la adición de 0,037, 0,120 y 0,249

kWh/m³ energía eléctrica para cada uno de los sistemas. Entre las tres configuraciones estudiadas, la configuración 2 basada en la recuperación de energía a través de la producción de metano de la cogestión de micro algas, presentó un EROI de 1,33. Este valor es un indicador para el sistema que tiene un saldo de energía positivo, es una configuración de ETE superavitaria en energía. A pesar de que esta configuración presenta el menor valor de energía térmica disponible con relación a las configuraciones 3 y 4, el saldo de energía eléctrica cuando se descuenta la demanda de electricidad para el accionamiento de los equipos electromecánicos y para las demás formas de trabajo, es positivo.

REFERENCIAS

AZEREDO, L.Z. *Potencial energético da co-digestão da biomassa de microalgas no tratamento de esgoto sanitário em reatores UASB. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2016.*

BATSTONE, D.J., Hulsen, T., Mehta, C.M. and Keller, J. (2015) – *Platforms for energy and nutrient recovery from domestic wastewater: a review. Chemosphere, 140, 2 – 11, doi: 10.1016/j.chemosphere.2014.10.021.*

GU, Y., LI, Y., LI, X., LUO, P., WANG, H., ROBINSON, Z.P., WANG, X., WU, J. AND LI,

- F. (2017) – *The feasibility and challenges of energy self sufficient wastewater treatment plants*. *Applied Energy*, 204, 1463 – 1475.
- JENSEN V. K. *Biomassa algal gerada em uma lagoa de estabilização facultativa: separação em malha geotêxtil e produção de biogás*. Dissertação de metrado. Programa de engenharia ambiental. Universidade federal do Rio de Janeiro.2014.
- LALAGUNA, N. G.; SÁNCHEZ, J. L.; MURILLO, M. B.; RODRÍGUEZ, E.; GEA, G. *Air-steam gasification of sewage sludge in a fluidized bed. Influence of some operating conditions*. *Chemical Engineering Journal*, v. 248, p. 373-382, 2014
- LOBATO, L. C. S.; CHERNICHARO, C. A. L.; SOUZA, C. L. *Estimates of methane loss and energy recovery potential in anaerobic reactors treating domestic wastewater*. *Water Science & Technology*, v. 66(12), p. 2745-2753, 2012.
- LONGO, S.; D'ANTONI, B. M.; BONGARDS, M.; CHAPARRO, A.; CRONRATH, A.; FATONE, F.; LEMA, J. M.;
- MANGER-KRUG E. B.; HOLLENBERG J. N.; ILLENBRAND T.; HIESSL H. *Integration of microalgae systems at municipal wastewater treatment plants: implications for energy and emission*. *Environmental Science & Technology*, v. 46, p. 11505-11514, 2012.
- MASCARENHAS L. C. A., M. VON SPERLING CHERNICHARO M., C. A. L., *Avaliação do desempenho de lagoas de polimento rasas, em série, para o pós-tratamento de efluentes de reator UASB*. *Engenharia Sanitária e Ambiental* 2004. v.9 p.45-54.
- MATA-ALVAREZ J., DOSTA, J., ROMEROGUIZA, M. S., FONOLL, X, PECES, M., AS-TALS, S. *A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013*. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, c. 36, p. 412-427, 2014.
- MCCARTY P. L., BAE, J. IM, . *Domestic wastewater treatment as a net energy producer-can this be achieved*.2011.
- MEDEIROS D. L., SALES E. A., KIPERSTOK A. *Energy production from microalgae biomass: carbon footprint and*
- METCALF & EDDY. *Tratamento de efluentes e recuperação de recursos*. Editora AMGH, 5ª Edição, 2013. Tradução Ivanildo Hespanhol e Jose Calos Mierzwa, 2016.
- METCALF & EDDY. *Wastewater Engineering: Treatment, disposal, reuse*. 4. ed. New York: McGraw-Hill International Editions, 2003. 1848p.
- MOLINO, A.; CHIANESE, S.; MUSMARRA, D. *Biomass gasification technology: the state of the art overview*. *Journal of Energy Chemistry*, v. 25, p. 10-25, 2016.
- MONNET F. *An introduction to anaerobic digestion of organic waste*. Final report. Remade Scotland (2003)
- NARAHARISSETTI P. K., YEO Y. T., BU J. *Factors Influencing CO₂ and Energy Penalties of CO₂ Mineralization Processes*. *ChemPhysChem*,v. 18, ed. 3 p. 189-202. 2017.
- OLIVEIRA SC, Sperling Mv. *Performance evaluation of UASB reactor systems*

- with and without post-treatment. *Water* PARK, J.B.K.; CRAGGS, R.J.; SHILTON, A. N. Evaluation of methane production and macronutrient degradations in anaerobic co-digestion of algae biomass residue and lipid waste *Bioresource Technology*, v. 105 (3), p. 35-42, 2011.
- PARK, J.B.K.; CRAGGS, R.J.; Wastewater treatment and algal production in high rate algal ponds with carbon dioxide addition. *Water Science & Technology*, v.111, p. 42-28, 2012.
- PECORA, V. (2006) Implantação de uma Unidade Demonstrativa de Geração de Energia Elétrica a partir do Biogás de Tratamento do Esgoto Residencial da USP – Estudo de Caso... *Dissertação de Mestrado, Programa Interunidades de Pós-Graduação em Energia da USP, Universidade de São Paulo, São Paulo* 152 pp.
- PERRY, R. H.; GREEN, D. W.; MALONEY, J. O. *Perry's Chemical Engineer's Handbook*, 7ª Edição. Editora Mc Graw-Hill, Nova Iorque, 1997.
- PHUNKAN, M. M.; CHUTIA, R. S.; KONWAR, B. K.; KATAKI, R. Microalgae *Chlorella* as a potential bio-energy feedstock. *Applied Energy*, v. 88, p. 3307-3312, 2011.
- PIEROTTI S. M. Avaliação da partida de um reator anaeróbico de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), em escala real, sob condições hidráulicas desfavoráveis. *Dissertação de mestrado. Mestrado em hidráulica e saneamento. Escola de engenharia de São Carlos. São Carlos. São Paulo. 2007.*
- PUYOL, D.; BATSTONE, D.; HÜLSEN, T.; ASTALS, S.; PECES, M.; KRÖMER, J. Resource Recovery from Wastewater by Biological Technologies: Opportunities, Challenges, and Prospects. *Frontiers in Microbiology*, v,7, 2017.
- SANTOS, I. F. S.; BARROS, R. M.; FILHO, G. L. T. Electricity generation from biogas of anaerobic wastewater treatment plants in Brazil: an assessment of feasibility and potential. *Journal of Cleaner Production*, v. 126, p. 504-514, 2016b.
- VAN HAANDEL AC, LETTINGA. *Anaerobic sewage treatment: a practical guide for regions with a hot climate*. Ed. John Wiley & Sons; 1994. p. 223. ISBN 0-471-95121-8.
- VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 2005.
- VON SPERLING, M. V. *Estudos e modelagem da qualidade da água de rios*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 2007.