



Centro de Investigación y de Estudios  
Avanzados del Instituto Politécnico Nacional

Departamento: Biotecnología y  
Bioingeniería

**“Medición de la emisión de metano en una planta de  
tratamiento de agua residual de lodos activados”**

Tesis

Que presenta:

Silvia Estefani Mendoza León

Para obtener el grado de:

Maestra en Ciencias en la especialidad de Biotecnología

Nombre de comité tutorial:

Dr. Frédéric Thalasso Siret

Dr. Luc Dendooven

Dr. Alberto Ordaz Cortés

Ciudad de México a Octubre 2020

*El presente trabajo se realizó en el Laboratorio de Bioprocesos del Departamento de Biotecnología y Bioingeniería del Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (Cinvestav), Unidad Zacatenco, México, D. F.*

## AGRADECIMIENTOS

A través de estas líneas quiero expresar mi más sincero agradecimiento a todas las personas que con su gran aporte científico y humano han colaborado en la realización de este trabajo de investigación.

Quiero agradecer en primer lugar a la institución que ha hecho posible la realización del trabajo presentado, al **CINVESTAV I.P.N ZACATENCO** por darme la oportunidad de realizar mi Maestría en el **Departamento de Biotecnología y Bioingeniería**, en el **Laboratorio de Bioprocesos**. También A CONACYT por la beca otorgada para la realización de este proyecto.

Muy especialmente a mis asesores:

Al **Dr. Frédéric Thalasso Siret** por su confianza, por la oportunidad de trabajar en un laboratorio, la oportunidad de aprender, desenvolverme y sobre todo por su gran apoyo en la dirección de este proyecto, además de su paciencia y comprensión.

Al **Dr. Alberto Ordaz** por ser la persona con una calidad humana enorme, brindándome su conocimiento a cada paso que daba, por su ayuda incondicional, por su sencillez, y por todo lo bueno que me brindo en cada momento y sobre todo por su amistad.

Al **Dr. Luc Dendooven** por sus comentarios y orientación en la realización de este proyecto.

A mis compañeros de laboratorio, Max, Janeth, Enya, Pablo, Tere, Jess, Ixchel, también mis compañeros de generación por su valiosa ayuda, sus consejos y todo el apoyo que me brindaron, además de los buenos momentos.

A los auxiliares, Victoria Velázquez, Juan Corona, Don David, Paco,

Gracias a todas aquellas personas que han influenciado en mi formación académica y personal.

## DEDICATORIA

A mi madre **Margarita Mendoza León** quien es mi ejemplo a seguir por ser una persona maravillosa, con una gran sencillez y un gran corazón. Por ser padre y madre y apoyarme en cada momento de mi vida. Por ser la luz en mí camino y nunca dejarme rendir, levantándose siempre con una gran sonrisa.

A mis abuelos **Silvia León Porras** y **Margarito Mendoza León** por su apoyo incondicional y todo el amor que me dan. Por despertarme cada día, para que siga adelante con mis sueños y metas.

A mi novio **Fernando Maximiliano Pérez Cabrera** por ser mi amigo, confidente, mi apoyo en cada paso que doy, por su confianza y por no dejarme rendir en ningún momento, y siempre ayudarme en todo momento. Por todo el amor que me da.

## CONTENIDO

Resumen.....	7
Abstract.....	8
1. Introducción.....	9
1.1 Calentamiento Global y Gases de Efecto Invernadero .....	10
1.2 Metano y aguas residuales.....	12
1.3 Generación de CH <sub>4</sub> en PTAR.....	13
1.4 PTAR de lodos activados, fuente importante de CH <sub>4</sub> .....	15
1.5 Instrumentos jurídicos para la mitigación de GEI .....	16
2. Antecedentes .....	17
2.1 Estudios reportados de emisiones en PTAR en México.....	17
2.2 Estudios reportados de emisiones en PTAR en el mundo .....	18
2.3 Métodos usados para determinar las emisiones en PTAR.....	21
3. Planteamiento del Problema .....	26
4. Justificación.....	27
5. Objetivos .....	28
5.1 Objetivo General .....	28
5.2 Objetivos Particulares .....	28
6. Materiales y métodos .....	29
6.1 Descripción de Sitio.....	

6.2 Muestreo y Toma de muestra.....	36
6.2.1 Colección de muestras .....	37
6.2.2 Medición de la emisión de CH <sub>4</sub> .....	38
6.2.3 Medición de CH <sub>4</sub> disuelto.....	47
7. Resultados.....	48
7.1 Determinación de parámetros in-situ.....	48
7.2 Demanda Química de Oxígeno (DQO) .....	50
7.3 Emisión de CH <sub>4</sub> .....	52
7.3.1 Muestreo superficial no aireado .....	52
7.3.2 Muestreo superficial aireado .....	55
7.3.3 Metano Disuelto.....	60
8 Conclusión.....	62
9. Referencias.....	65

## INDICE DE FIGURAS

Figura 6.1. Imagen área de la PTAR SJA .....	29
Figura 6.2.- Esquema de la planta en San Juan de Aragón. Representa las unidades de la planta, los trenes de tratamiento, el número de celdas, las entradas y salidas de los sedimentadores y reactor biológico, la recirculación de lodos.....	32
Figura 6.3.- Dimensiones de U1-TSSa y U1-TSSb en las 7 celdas (C1-C7; F1-F7) .....	33
Figura 6.4.- Dimensiones de U1-TSPa y U1-TSPb en las 7 celdas (A1-A7; D1-D7) .....	33
Figura 6.5.- Dimensiones de U1-TRBa en las 14 celdas (B1-B14).....	34
Figura 6.6.- Diagrama de los componentes de la CEC.....	39
Figura 6.7. Foto real de CEC muestreando en campo.....	40
Figura 6.8. Foto real de la cámara piramidal en pruebas de campo.....	43
Figura 6.9.- Diagrama de los componentes de la CEA .....	44
Figura 6.10.- Foto de la CEA real y foto de la CEA en operación en campo.....	47

## INDICE DE TABLAS

Tabla 1.1 contribución al calentamiento global de los principales GEI .....	11
Tabla 2.1 Emisiones de GEI reportado por diferentes autores.....	20
Tabla 2.2 muestra las técnicas de medición utilizadas por diferentes autores, con diferentes tipos de cámaras, en diferentes tipos de planta, así como diferentes gases medidos. ....	24

Tabla 6.1. Dimensiones de la PTAR SJA.....	30
Tabla 6.2. Dimensiones del sedimentador primario de la PTAR SJA .....	35
Tabla 6.3. Dimensiones del sedimentador secundario de la PTAR SJA.....	35
Tabla 6.4. Dimensiones del reactor biológico de la PTAR SJA.....	36
Tabla 6.5. Parámetros evaluados en la planta de tratamiento de agua residual .....	37
Tabla 7.1. Parámetros medidos in-situ .....	49
Tabla 7.2 Contenido de DQO total en el transcurso del tratamiento del agua residual con lodos activados. ....	51
Tabla 7.3 Contenido de DQO Soluble en el transcurso del tratamiento del agua residual con lodos activados .....	51
Tabla 7.4 Contenido de DQO Removida en el transcurso del tratamiento del agua residual con lodos activados .....	52
Tabla 7.5. Fluxes de CH <sub>4</sub> medidos en el sedimentador primario .....	53
Tabla 7.6. Emisiones de CH <sub>4</sub> medidos en el sedimentador primario .....	53
Tabla 7.7. Emisiones de CH <sub>4</sub> medidos en el sedimentador secundario .....	54
Tabla. 7.8. Área de cada celda de muestreo en el reactor biológico en la PTAR de SJA. ....	56
Tabla. 7.9. Tabla de fluxes y emisiones de CH <sub>4</sub> y CO <sub>2</sub> en las celdas del reactor biológico, del Muestreo 1.....	56
Tabla. 7.10. Tabla de fluxes y emisiones de CH <sub>4</sub> y CO <sub>2</sub> en las celdas del reactor biológico, del Muestreo 2.....	57
Tabla. 7.11. Tabla de fluxes y emisiones de CH <sub>4</sub> y CO <sub>2</sub> en las celdas del reactor biológico, del Muestreo 3.....	58
Tabla 7.12. Tabla de fluxes y emisiones de CH <sub>4</sub> y CO <sub>2</sub> en las celdas del reactor biológico, del Muestreo 4.....	59
Tabla. 7.13. Tabla de % de emisión, emisión total y flux promedio de CH <sub>4</sub> en todos los muestreos...	59
Tabla. 7.14. Tabla de % de emisión, emisión total y flux promedio de CO <sub>2</sub> en todos los muestreos...	60
Tabla 7.15 CH <sub>4</sub> disuelto en el tren de tratamiento para los muestreos del mes de Octubre, Noviembre, Diciembre y Enero .....	60

## Resumen

El Metano ( $\text{CH}_4$ ) es responsable del 25 % de las emisiones totales de gases efecto invernadero a la atmósfera. Considerando el compromiso tomado por México de cuantificar las emisiones nacionales de gases de efecto invernadero, es de primera importancia desarrollar métodos robustos, versátiles y aplicarlos para la determinación de las emisiones de metano en plantas de tratamiento de aguas residuales. Para entender el ciclo del  $\text{CH}_4$  en plantas de tratamiento de agua residual de lodos activados, es necesario cuantificar de forma precisa, extensa, con métodos exactos. En este trabajo, reportamos el desarrollo de un método; para la medición de  $\text{CH}_4$  en una planta de tratamiento de aguas residuales de lodos activados, empezando por el sedimentador primario, después el reactor biológico y finalmente el sedimentador secundario; para tener un balance total de emisiones de  $\text{CH}_4$ , para ello se desarrolló; (i) un método de medición continua del flux con diferentes cámaras, (ii) medición de metano disuelto para completar el balance de metano en toda la planta. Mostramos que esos métodos permiten



mejorar significativamente la exactitud y la precisión en la determinación de las emisiones y con ello podemos saber la producción y emisión de CH<sub>4</sub> en la planta, además del desarrollo de un método que pueda ser aplicado a más plantas de la ciudad de México.

**Palabras clave.** Agua residual, fluxes, cámara, efecto invernadero, medición en flujo continuo

## Abstract

Methane (CH<sub>4</sub>) is responsible for 25% of the total greenhouse gas emissions into the atmosphere. Considering Mexico's commitment to quantify national greenhouse gas emissions, it is of first importance to develop robust, versatile methods and apply them for the determination of methane emissions in wastewater treatment plants. To understand the CH<sub>4</sub> cycle in wastewater treatment plants of activated sludge, it is necessary to quantify accurately, extensively, with exact methods. In this work, we report the development of a method; for the measurement of CH<sub>4</sub> in an activated sludge wastewater treatment plant, starting with the primary settler, after the biological reactor and finally the secondary settler; to have a total balance of CH<sub>4</sub> emissions, for this it refers; (i) a method of continuous flow measurement with different chambers, (ii) measurement of dissolved methane to complete the methane balance throughout the plant. We show that these methods can improve the accuracy and precision in determining the limitations and with this we can know the production and emission of CH<sub>4</sub> in

the plant, in addition to the development of a method that can be applied to more plants in Mexico City.

**Keywords.** Wastewater, fluxes, chamber, greenhouse, continuous flow measurement

## 1. Introducción

Actualmente existe un consenso entre la comunidad científica que el cambio climático es debido al incremento de la concentración atmosférica de los 3 principales GEI: CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O. El metano (CH<sub>4</sub>) es un importante GEI con un potencial de calentamiento global de 34 en un horizonte de 100 años (Tumendelger et. al. 2019). El CH<sub>4</sub> contribuye en un 16% en las emisiones antropogénicas de gases de efecto invernadero (IPCC, 2013). El IPCC clasifica la emisión antropogénica global en siete sectores dentro de los cuales la gestión y el tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales se han identificado como una fuente importante de emisión de CH<sub>4</sub> (Bousquet et al., 2006). Durante los procesos anaeróbicos de tratamiento de aguas residuales, el CH<sub>4</sub> es un subproducto de la descomposición anaerobia activada por bacterias metanogénicas y posteriormente liberado a la atmósfera por difusión superficial y aireación mecánica.

La creciente preocupación por el calentamiento global y subsecuente cambio climático ha puesto de manifiesto la necesidad de mejorar la precisión en la estimación de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI).

## 1.1 Calentamiento Global y Gases de Efecto Invernadero

La Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC), en su artículo 1, define el cambio climático como “El cambio de clima atribuido directa o indirectamente a la actividad humana que altera la composición de la atmósfera global y que se suma a la variabilidad natural del clima observada durante períodos de tiempo comparables”. Lo que la comunidad científica ha definido como calentamiento global, es el aumento de la temperatura debido a un incremento de las concentraciones de gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera, lo que ha llevado a una mayor retención de la radiación solar sobre la superficie del planeta, reduciendo las pérdidas atmosféricas de esta radiación, generándose así dicho sobrecalentamiento (Chiaradia et al., 2009, Muñoz et al., 2010)

El cambio climático es una de las amenazas con las que se enfrenta hoy la sociedad y el planeta (Martínez et al. 2004). El calentamiento global es la manifestación más evidente del cambio climático, y se refiere al incremento promedio de las temperaturas terrestres y marinas a nivel global. En las últimas tres décadas la superficie de la Tierra se ha vuelto cada vez más cálida y se han superado los registros de cualquier época precedente a 1850 (IPCC, 2014). Se estima que como resultado del cambio en los patrones térmicos, la temperatura media global (que combina la superficie terrestre y oceánica) ha tenido una tendencia creciente desde 1880, con un aumento de 0.85 °C durante el período de 1880 al 2012 (IPCC, 2014).

Bajo condiciones normales, después de que la energía solar llegue a la superficie de la Tierra, un porcentaje de ese calor se irradia de regreso al espacio. Sin embargo, debido a la presencia de los gases de efecto invernadero, un mayor porcentaje del calor irradiado queda atrapado entre la superficie de la Tierra y la baja atmósfera. Este calor adicional hace que aumente la temperatura de la superficie de la Tierra y se evidencia por el aumento de las temperaturas globales, el aumento del nivel del mar, la disminución de los hielos en el océano ártico y el continente antártico, y los frecuentes eventos extremos de inundaciones y sequías (NASA, 2017).

Las emisiones de GEI se han visto incrementadas notablemente desde la Revolución Industrial, a partir de la cual la acción del hombre sobre la naturaleza se ha intensificado con las “actividades antropogénicas” (Le treut, et al. 2007, INECC, 2015). Durante las últimas décadas, el calentamiento global ha sido estudiado por diferentes disciplinas, las cuales han estimado aumentos en la temperatura de la atmósfera y los océanos, debido principalmente a los GEI como el dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), el metano (CH<sub>4</sub>), óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), ozono troposférico (O<sub>3</sub>) y los clorofluorocarbonos (CFC) (IPCC., 2007). Este incremento de GEI, es derivado de las actividades antropogénicas como deforestación, quema de biomasa, sobreexplotación de combustibles fósiles, agricultura y establecimiento de sistemas pecuarios entre otras actividades (Hsu et al., 2009).

Estas actividades humanas, generan una cantidad de GEI mucho mayor a la capacidad de asimilación de los ecosistemas y de las reacciones fotoquímicas en la atmosfera (p.ej. fotooxidación del CH<sub>4</sub>), rebasando su capacidad de amortiguación y produciendo así desequilibrio térmico (Shaver et al., 2000).

Después de ser liberados a la atmosfera, los GEI presentan diferente capacidad de provocar calentamiento global, lo cual depende de su poder radiativo y el tiempo promedio que la molécula del gas permanece en la atmósfera. Estos dos factores son considerados para determinar lo que se conoce como el “Potencial de Calentamiento Global” o GWP (Global Warming Potential). La Tabla 1.1 muestra el GWP de los principales gases de efecto invernadero (Tumendelger et al. 2019, IPCC 2014).

Tabla 1.1 contribución al calentamiento global de los principales GEI

Potencial de calentamiento global			
GEI	20 años	100 años	500 años
Dióxido de Carbono (CO <sub>2</sub> )	1	1	1
Metano (CH <sub>4</sub> )	84	34	8
Óxido Nitroso (N <sub>2</sub> O)	265	264	153

El GWP se define como la cantidad de energía que absorberá la emisión de 1 tonelada de gas durante un cierto período de tiempo, normalmente 100 años, en relación con la emisión de 1 tonelada de CO<sub>2</sub>. Por lo tanto, el valor GWP del CO<sub>2</sub> es 1 en un horizonte de 100 años, mientras que los GWP del CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O

son 34 y 265 en un horizonte de 100 años, respectivamente. Cabe señalar que los GWP varían según la metodología que define los impactos del calentamiento futuro en el ciclo del carbono y los métodos de cálculo utilizados (USEPA, 2017).on base en el GWP, podemos usar la siguiente ecuación para convertir las emisiones de CH<sub>4</sub> en emisiones equivalentes de CO<sub>2</sub>:

$$\text{CO}_2\text{eq} = 34 \times M_{\text{CH}_4}$$

Ecuación 1.1

Donde, M<sub>CH<sub>4</sub></sub> son las emisiones de gases de CH<sub>4</sub> (toneladas); y CO<sub>2</sub>eq es la emisión equivalente de CO<sub>2</sub> (toneladas) (IPCC, 2014).

## 1.2 Metano y aguas residuales

La concentración de CH<sub>4</sub> en la atmósfera ha aumentado de 0.7 partes por millón en la época preindustrial a 1.8 partes por millón en la actualidad (Zeebe, 2013). La tendencia aún continúa, con concentraciones de CH<sub>4</sub> atmosférico aumentando aproximadamente con una tasa de 7 partes por mil millones por año (Vollmer et al. 2015); Además el CH<sub>4</sub> contribuye en un 16% a las emisiones antropogénicas de gases de efecto invernadero (IPCC, 2013). Por tanto, la mitigación de la emisión de metano es muy importante a la hora de afrontar el calentamiento global.

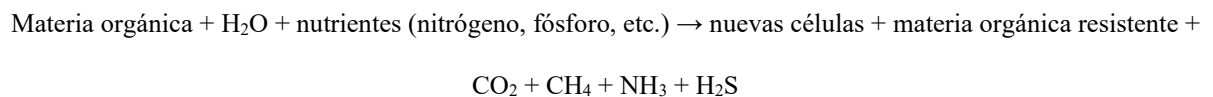
México emitió 683 millones de toneladas de CO<sub>2</sub> equivalente (MtCO<sub>2</sub>e) de GEI en el 2015, estos GEI comprenden las emisiones de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, hidrofluorocarbonos, perfluorocarbonos, hexafloruro de azufre y carbono negro en el periodo 1990-2015. En 1990, las emisiones de GEI en México fueron 445 MtCO<sub>2</sub>e. Es decir entre 1990 y 2015 las emisiones en México aumentaron un 54%. El CH<sub>4</sub> es el responsable del 21% de las emisiones totales en México (INECC, 2015). Este incremento se debe en parte al impulso dado en las últimas décadas al tratamiento de las aguas residuales municipales e industriales; de 2000 a 2015, el caudal de aguas residuales tratadas se duplicó. En 2010 se contaba con 2,186 PTAR en México; y para el año 2017, ya se contaba con 2526 plantas en operación a lo largo del país las cuales trataron 136 m<sup>3</sup>/s, es decir el 63% de los 215 m<sup>3</sup>/s recolectados a través de los sistemas

de alcantarillado (CONAGUA, 2015). La tecnología de tratamiento más utilizada es la de lodos activados (53%) (CONAGUA, 2017). Para 2030 se proyecta que la cantidad de metano generada por las aguas residuales en México será de 58.1 toneladas de CO<sub>2</sub> eq (EPA, 2012).

Esto hace necesario un cambio de perspectiva, en el que el manejo de aguas residuales se realice de manera integral ya que el manejo, tratamiento y disposición de las aguas residuales municipales contribuyen a la emisión de GEI a través de los procesos de descomposición de la materia orgánica contaminante y de las actividades de tratamiento asociadas (SEMARNAT, 2014).

### 1.3 Generación de CH<sub>4</sub> en PTAR

El CH<sub>4</sub> es generado por microorganismos en condiciones anaeróbicas en alcantarillas y en la misma PTAR cuando descomponen la materia orgánica (Ecuación 1.2). La conversión biológica de la materia orgánica que se encuentra en las aguas residuales es compleja e involucra una serie de etapas metabólicas microbianas que ocurren en condiciones anaeróbicas (Weiland, 2010).



Ecuación 1.2

El proceso de conversión consta de cuatro pasos: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. Cada paso se completa con microbiota específica usando sustratos generados a partir de los pasos anteriores

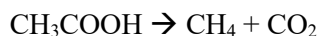
La materia orgánica en las aguas residuales está compuesta de carbohidratos (que incluyen celulosa, hemicelulosa y lignina), proteínas, lípidos y otros compuestos naturales o sintéticos. La hidrólisis es el primer paso para la degradación anaeróbica de la materia orgánica (Hu et al., 2008). Mediante enzimas excretadas por bacterias y hongos facultativos y obligados, estos compuestos orgánicos se hidrolizan en

moléculas más pequeñas, como aminoácidos, ácidos grasos, péptidos y CO<sub>2</sub>, así como una pequeña cantidad de ácido acético y H<sub>2</sub> (Cheng, 2009).

El segundo paso es la acidogénesis. Los aminoácidos, ácidos grasos, polisacáridos y péptidos generados en la etapa de hidrólisis se convierten además en ácidos grasos volátiles (VFA) por bacterias acidogénicas. También se producen pequeñas cantidades de ácido acético, H<sub>2</sub> y CO<sub>2</sub>.

Los VFA de ácido no acético producidos se convierten luego en ácido acético, H<sub>2</sub> y CO<sub>2</sub>. Este paso es la acetogénesis. El ácido acético, H<sub>2</sub> y CO<sub>2</sub> son precursores para la generación de metano en el último paso de la metanogénesis. El ácido acético y el H<sub>2</sub> / CO<sub>2</sub> producido en la acetogénesis y los pasos anteriores son utilizados por las arqueas para sintetizar CH<sub>4</sub>.

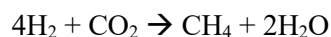
En aguas residuales, existen dos vías bioquímicas principales para la generación de CH<sub>4</sub> en función de los sustratos utilizados. Si se usa ácido acético como sustrato, la reacción es como se describe en la Ecuación 1.3.



Ecuación 1.3

Esta vía, conocida como metanogénesis acetotrófa, se completa con arqueas obligatorias o facultativas que utilizan acetato. La metanogénesis acetotrófa es ampliamente reconocida como la vía principal para la producción de CH<sub>4</sub>.

Adicionalmente, el H<sub>2</sub> y CO<sub>2</sub> también se pueden usar como sustratos para formar CH<sub>4</sub>, como se describe en la ecuación 1.4.



Ecuación 1.4

Esta vía, metanogénesis hidrogenotrófa, se completa con arqueas obligatorias o facultativas que utilizan hidrógeno.

#### 1.4 PTAR de lodos activados, fuente importante de CH<sub>4</sub>

El tratamiento de aguas residuales en una PTAR de lodos activados es una fuente importante de CH<sub>4</sub> (Daelman, et. al 2012). El metano se emite de la PTAR después de que ingresa a la planta a través de las diferentes etapas de tratamiento o después de que se forma en la propia planta. En la primera etapa que es la estación de bombeo, el CH<sub>4</sub> se genera en el sistema de alcantarillado principalmente, donde se forman fácilmente condiciones anaerobias. En los sistemas de alcantarillado se puede formar metano, hasta 20-120 mg DQO / L equivalente (Guisasola et al. 2008; Guisasola et al. 2009). Por lo tanto, se podría observar una emisión sustancial de CH<sub>4</sub> en la estación de bombeo debido a la turbulencia. La segunda etapa es un tratamiento preliminar que consta de una criba (un dispositivo con aberturas de tamaño uniforme para eliminar objetos grandes de los afluentes de las aguas residuales, como botellas, bolsas de plástico, etc.). Esta etapa es diseñada para tener tiempos cortos de retención hidráulica (HRT). Por ejemplo, las cámaras desarenoras tienen un HRT de 30 segundos a 3 minutos (Tchobanoglous et al. 2003). Por tanto, la generación de CH<sub>4</sub> en esta etapa es insignificante. La tercera etapa son los sedimentadores primarios que están diseñados para eliminar los sólidos suspendidos orgánicos e inorgánicos de las aguas residuales, debido a un tiempo de retención largo (hasta 2 horas típicamente). Bajo esas condiciones sin aireación y agitación, se desarrolla un cierto grado de condición anaeróbica, provocando la generación de CH<sub>4</sub>. El CH<sub>4</sub> generado en esta etapa es emitido en el propio sedimentador, y se acumula de forma de CH<sub>4</sub> disuelto. En la siguiente etapa; en el reactor biológico, gran parte del metano disuelto es emitido a la atmósfera, por el sistema de aireación y agitación de la planta. Finalmente la última etapa son los sedimentadores secundarios en los que la generación de CH<sub>4</sub> es prácticamente nula debido a la baja concentración de materia orgánica, aunque, en algunos casos por el tiempo de retención hidráulica puede llegar a haber una producción de CH<sub>4</sub>.



## 1.5 Instrumentos jurídicos para la mitigación de GEI

México es Parte de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático desde marzo de 1994, y de su Protocolo de Kioto desde febrero de 2005. En junio de 2012 promulgó la Ley General de Cambio Climático que entró en vigor en octubre de ese mismo año.

La Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático está a la vanguardia de los esfuerzos para salvar nuestro planeta. En 1992 la Cumbre para la Tierra dio lugar a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) como primer paso para afrontar este enorme problema. Actualmente un total de 197 países han ratificado la Convención, cuyo objetivo final es prevenir una interferencia humana "peligrosa" en el sistema climático.

El Protocolo de Kyoto, en 1995 la comunidad internacional inició negociaciones para fortalecer la respuesta mundial al cambio climático. Dos años después, en 1997, 83 países firmaron y 46 ratificaron el Protocolo de Kyoto –hoy son 192 los países parte. Este obliga jurídicamente a los países desarrollados que son Parte a cumplir unas metas de reducción de emisiones. El primer período de compromiso del Protocolo comenzó en 2008 y finalizó en 2012. El segundo período de compromiso empezó el 1 de enero de 2013 y terminará en 2020.

El Acuerdo de París agrupa a todas las naciones del mundo, por primera vez en la historia, bajo una causa común: realizar ambiciosos esfuerzos con el objetivo de combatir el cambio climático y adaptarse a sus efectos. Para lograrlo, la CMNUCC incide en que los países en desarrollo tendrán que recibir un mayor apoyo para impulsar su lucha contra el cambio climático. De esta manera, define una nueva ruta en los esfuerzos mundiales para frenar el cambio climático.

Finalmente el 23 de septiembre de 2019, el Secretario General António Guterres convocó a los Estados Miembros a participar en la Cumbre sobre la Acción Climática. Un importante evento que reunió a líderes mundiales, del sector privado y la sociedad civil con la finalidad de respaldar, incrementar y acelerar el proceso multilateral en la acción climática. Para dirigir los preparativos de esta Cumbre, el

Secretario General nombró a Luis Alfonso de Alba, ex diplomático mexicano, como su Enviado Especial para esta importante reunión.

Teniendo en cuenta todos estos aspectos y la importancia de las emisiones de CH<sub>4</sub>, es importante contar con métodos de medición que pueda cuantificar las emisiones de una forma fácil, barata y con resultados confiables.

## 2. Antecedentes

### 2.1 Estudios reportados de emisiones en PTAR en México

Desde 1992 México ha participado en la negociación y desarrollo de políticas para reducir el cambio climático ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC).

En 1997 se presentó la primera Comunicación Nacional de México ante la CMNUCC en el cual se incluyó un Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero para México.

En 1990, las emisiones de GEI en México fueron 445 Millones de toneladas de CO<sub>2</sub> equivalente (MtCO<sub>2</sub>e). De acuerdo con la última actualización del “Inventario Nacional de Emisiones de Gases y Compuestos de Efecto Invernadero (INEGYCEI)” que presenta el Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) en apego al Artículo 74 de la Ley General de Cambio Climático; México emitió 683 MtCO<sub>2</sub>e de GEI en el 2015. Es decir entre 1990 y 2015 las emisiones en México aumentaron un 54%.

El inventario comprende las emisiones de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, hidrofluorocarbonos, perfluorocarbonos, hexafluoruro de azufre y carbono negro. El gas más relevante que emite México es el CO<sub>2</sub> con 71% de las emisiones, seguido del metano con 21%. Del total de las emisiones, 64% correspondieron al consumo de combustibles fósiles; 10% se originaron por los sistemas de producción pecuaria; 8% provinieron de

los procesos industriales; 7% se emitieron por el manejo de residuos; 6% por las emisiones fugitivas por extracción de petróleo, gas y minerías y 5% se generaron por actividades agrícolas (INEGYCEI, 2015). Sin embargo estos inventarios se basan en estimaciones del total de las emisiones y se realizan cada cuatro años. Por lo anterior, resulta importante realizar estudios de cuantificación de emisiones de CH<sub>4</sub> en plantas de tratamiento de agua residual en México, con datos reales que proporcionen información confiable y permitan elaborar inventarios exactos.

## 2.2 Estudios reportados de emisiones en PTAR en el mundo

Según los informes publicados en la literatura, los valores informados varían significativamente, dependiendo de los procesos de tratamiento de aguas residuales utilizadas, las características de las aguas residuales entrantes, la temperatura y el funcionamiento de las PTAR (Véase tabla 2.2).

Por ejemplo; Czepiel et al. (1993) investigaron las emisiones de metano de una PTAR a menor escala en Durham, EE.U.U., en la cual su capacidad era de  $4 \times 10^3$  m<sup>3</sup>/día con una población equivalente (PE) de 12500; A diferencia de Wang et al. (2011) estudiaron las emisiones de metano de una PTAR a gran escala con 1500000 PE, en Jinan, China, con una capacidad de tratamiento de  $3 \times 10^5$  m<sup>3</sup>/día. En estas investigaciones, se utilizaron técnicas de muestreo aleatorio para monitorear la emisión directa de GEI.

Además estudios recientes indican que la formación de metano en los sistemas de alcantarillado puede ser sustancial (Foley et al., 2009; Guisasola et al., 2008), pero aún no se han informado las cantidades reales de metano que ingresan a una PTAR y se ha encontrado que la proporción de metano en la emisión total de gases de efecto invernadero del manejo de aguas residuales puede aumentar hasta un 75% expresado como equivalentes de CO<sub>2</sub> (Foley y Lant, 2007).

Las emisiones totales de metano en la PTAR municipales se pueden expresar en términos de kg<sub>CH<sub>4</sub></sub>/día, g<sub>CH<sub>4</sub></sub>/m<sup>3</sup> aguas residuales del afluente, kg<sub>CH<sub>4</sub></sub>/kg de demanda química de oxígeno entrante (DQO). De acuerdo con los informes publicados, los valores reportados varían significativamente, dependiendo de

los procesos de tratamiento de aguas residuales utilizadas, las características de las aguas residuales entrantes, la temperatura y el funcionamiento de cada PTAR. En la Tabla 2.2 podemos observar los factores de emisión de GEI reportado por diferentes autores.

Tabla 2.1 Emisiones de GEI reportado por diferentes autores

Autor	Capacidad de tratamiento	Medición de interés	Tipo de agua residual	Tipo de tratamiento	P.E.	Lugar	Temporada	Factores de Emisión	% DQO convertida a CH4
Czepiel y col. (1993)	$4 \times 10^3 \frac{m^3}{d}$	CH <sub>4</sub>	Doméstica	Lodos Activados	12500	EE.UU.		39 g CH <sub>4</sub> año <sup>-1</sup> , 0.140 m <sup>3</sup> de CH <sub>4</sub> / m <sup>3</sup> influente	0.16%
Wang et al. (2011)	$3 \times 10^5 \frac{m^3}{d}$	CH <sub>4</sub>	Doméstica	Anaerobio, Anóxico, Oxico (A/A/O)	1500000	China	Marzo 2010 – Junio 2010	11.0 g CH <sub>4</sub> año <sup>-1</sup> , 0.160 m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> / m <sup>3</sup> influente	0.08 %
Daelman y col. (2012)	-	CH <sub>4</sub> , N <sub>2</sub> O	Doméstica	Lodos Activados	360000	Holanda	Octubre 2010- Septiembre 2011.	306 g de CH <sub>4</sub> año <sup>-1</sup> o 3.44 g de CH <sub>4</sub> m <sup>-3</sup>	1.13 %
Aboobakar (2013)	-	CH <sub>4</sub> , CO <sub>2</sub> , N <sub>2</sub> O, NH <sub>4</sub>	Doméstica	Lodo Activado Nitrificante	210000	Reino Unido	Campaña de 8 semanas	668 kg CH <sub>4</sub> / año	0.07 %
Guisasola col. (2008)	-	CH <sub>4</sub>	Doméstica	Sistema de Alcantarillado	100000	Australia		40-250 tCH <sub>4</sub> /año	
Tauber y col. (2019)	5000 m <sup>3</sup>	CH <sub>4</sub> y CO <sub>2</sub>	Doméstica Industrial	Sistema de digestión anaerobica	260000	Australia	Campaña de 28 días	12.34 m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> / d	
Liu et al. (2014)		CH <sub>4</sub>	Doméstica	Anaerobio, Anóxico, Oxico (A/A/O)				0.182 g de CH <sub>4</sub> m <sup>-3</sup> y 24.8 g de CH <sub>4</sub> año <sup>-1</sup>	

### 2.3 Métodos usados para determinar las emisiones en PTAR

La creciente preocupación por el calentamiento global y subsecuente cambio climático ha puesto de manifiesto la necesidad de mejorar la precisión en la estimación de emisiones de GEI, por tal motivo es importante conocer la cantidad de gases emitidos directamente desde las instalaciones de tratamiento de aguas residuales. Primeramente las emisiones se clasifican como emisiones directas y emisiones indirectas (Polruang et al., 2018). Las emisiones directas de GEI son emitidas por procesos de tratamiento biológico (Zhang et al., 2017) y las emisiones indirectas de GEI consisten en emisiones internas y externas. Los gases internos indirectos están relacionados con el consumo de energía (Parravicini et al., 2016), o energía térmica, y las emisiones externas indirectas son de actividades fuera de las PTAR (Mannina et al., 2016). Las emisiones de GEI más significativas provienen de la electricidad y el tratamiento biológico, mientras que las emisiones indirectas de los materiales de construcción, los productos químicos y el transporte (Chai et al., 2015).

La medición de las emisiones directas de GEI no es fácil debido a las características cambiantes de las aguas residuales (variaciones estacionales y diurnas, el clima, las estrategias de operación y el rendimiento del sistema, entre otras.) (Zhang et al., 2017). Esto ha dado lugar al desarrollo de métodos y estudios exhaustivos de las emisiones y al desarrollo de instrumentos que incentivan la reducción de las emisiones de GEI. La cuantificación de estas emisiones es fundamental para determinar el efecto de la infraestructura del tratamiento de aguas residuales en los inventarios nacionales de GEI.

El Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC) proporciona pautas para la estimación de las emisiones de GEI nacionales relevantes a las emisiones de GEI del tratamiento de aguas residuales. El IPCC especifica una metodología para calcular las emisiones de GEI del tratamiento de aguas residuales en el Volumen 5, Capítulo 6 de las directrices de 2006. El marco proporciona tres metodologías de cálculo independientes (denominadas "Tier's"). La elección de la metodología se decide por el nivel de información disponible en el país en el que se van a calcular las emisiones de

GEI. Tier 1: Si no hay una cantidad suficiente de datos, o si no se han calculado factores de emisión específicos para el país en cuestión se puede utilizar esta metodología la cual permite que se realicen estimaciones de emisiones de GEI sin que se complete una investigación primaria significativa sobre los factores de emisión observados en países específicos. Sin embargo, debido a esto, existe una dependencia con los factores de emisión proporcionados, que pueden ser menos precisos que los factores de emisión determinados por la investigación de campo local. Por lo tanto, solo se considera utilizar este enfoque en países donde se dispone de datos limitados. Tier 2: Se aplica si los factores de emisión del país están disponibles para procesos específicos de tratamiento de aguas residuales. Estos factores de emisión específicos se determinan típicamente mediante un seguimiento a escala de campo. Sin embargo, también existe la dependencia hacia los factores y termina siendo una estimación. Tier 3: Se utiliza cuando se dispone de una gran cantidad de datos granulares en relación con las tasas de emisión de GEI basados en datos regionales y/o específicos de la planta. Debido a la gran cantidad de datos requeridos, pocos países han intentado este enfoque para evaluar las emisiones de GEI del tratamiento de aguas residuales.

Se han incrementado los esfuerzos por mejorar y proponer alternativas que logren evaluar con mayor precisión las emisiones. La precisión de las mediciones de GEI es crucial para actualizar y mejorar los actuales inventarios que cada país necesita y así desarrollar un plan de mitigación y reducción de emisiones.

En diversos estudios se utilizan diferentes métodos para la estimación de emisiones de CH<sub>4</sub> en aguas residuales municipales, que van desde (i) métodos de cámara flotante, en los que el flujo se determina a partir de la acumulación de gas dentro de la cámara; (ii) métodos de capa límite, que se basan en la determinación del gradiente de concentración en la interfaz agua / atmósfera y en los que los fluxes se determinan a partir de la primera ley de Fick; (iii) métodos micrometeorológicos, como la covarianza de Eddy, que se basan en la medición de turbulencias verticales, (iv) hasta modelamiento matemático (Nieto et al. 2019). Pero la técnica basada en diferentes tipos de cámaras estáticas es



probablemente el método más utilizado para la evaluación de las emisiones de GEI en aguas. (Wang., et al 2011; Czepiel et al. 1993; Guisasola et al 2008).




Actualmente se han desarrollado varios tipos de cámaras, entre las cuales se destacan la cámaras dinámica y la cámara estática cerrada, la primera integra un analizador de gases y un sistema que incluye un gas acarreador que minimiza los errores de muestreo derivados de la técnica, a pesar de reducir los errores de medición, sus costos de operación y la manipulación en campo hace que la técnica se complique, a diferencia de esta la cámara estática cerrada posee un diseño de bajo costo, más sencillo y más práctico para trabajar en campo.

La cámara estática cerrada es la alternativa más económica y práctica para llevar a cabo estudios de emisiones de  $\text{CH}_4$  en aguas residuales. El principio de la técnica se basa en cubrir un área determinada (en este caso agua residual), con una cámara cerrada y hermética que permita el intercambio de gas entre el agua que cubre la cámara y la atmosfera dentro de esta (interfaz aire-agua). La tasa de cambio de la concentración dentro de la cámara a través del tiempo se cuantifica para calcular una tasa de flujo, la cual puede ser extrapolada a un área fuera de la cámara. Las cámaras estáticas cerradas son una opción viable para determinar las emisiones en los trenes de tratamiento de los sedimentadores donde el flujo de agua es laminar y no existen mayor turbulencia. Sin embargo, en los reactores biológicos resulta ser difícil emplear esta técnica debido al sistema de aireación que causa importantes turbulencias, e imposibilita mantener una cámara flotando de forma estática a la superficie del agua. Por este motivo es esencial diseñar e implementar métodos capaces de superar estos obstáculos con el fin de minimizar los errores de estimación. Adicionalmente, es necesario diseñar una cámara capaz de medir las emisiones de  $\text{CH}_4$  en el reactor, y en los sedimentadores primarios y secundarios. Adicionalmente, es importante medir la concentración de metano disuelto en cada tren de tratamiento, para poder cerrar el balance de emisiones de  $\text{CH}_4$ .



Tabla 2.2 muestra las técnicas de medición utilizadas por diferentes autores, con diferentes tipos de cámaras, en diferentes tipos de planta, así como diferentes gases medidos.

Técnica	Tipo de planta	Gas medido	Material	Método	Ecuación	Ventajas	Desventajas	Autor
Velocidad del flujo de gas en las tuberías de ventilación 	Instalaciones de tratamiento de aguas residuales cerradas	CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , N <sub>2</sub> O	-	Cromatografía de gases o métodos infrarrojos, tubo pitot o anemómetros	$Q_{Ei} = Q_{0G} C_i M$ $\left(\frac{Kg}{d}\right)$	Emissiones totales de gases se pueden monitorear continuamente, además de las variaciones temporales	No hay distinción de emisiones de gases de unidades de proceso individuales. Esto significa que no se pueden identificar las variaciones espaciales de las emisiones de GEI en la planta.	(Foley <i>et al.</i> 2011)
Técnica de la bolsa 	Tanques Abiertos Aireados	CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub>	Bolsa de polietileno	Cromatografía de gases	$F_{Ei} = \rho_i C_i \frac{Q}{A}$ $\left(\frac{Kg}{m^2 d}\right)$	Simple, barata y fácil de ejecutar en un estudio de campo. Combina los datos de concentración de gas con las condiciones de operación del tanque.	No es preciso debido a: (1) la diferencia entre la presión y la temperatura del aire comprimido y el gas de escape; (2) la generación de gases en los tanques de aireación; y (3) la distribución desigual del flujo de aire a lo largo de la superficie del tanque.	(Czepiel <i>et al.</i> 1993) (Aboobakar <i>et al.</i> 2014).
Campanas flotantes	Tanques Abiertos Aireados	CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub>	Materiales de plástico	Método infrarrojo	$Q_{Ei} = \frac{Q_{eifc}}{A f c} A s$ $\left(\frac{Kg}{d}\right)$	Método simple, barato y fácil.	Difícil obtener una medición constante del flujo de gas advectivo.	Pan <i>et al.</i> (2016).

								
<p>Cámara de flujo de aislamiento de emisión superficial (SEIFC)</p> 	<p>Tanques Abiertos Aireados y Tanques no aireados</p>	<p>CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O</p>	<p>Materiales de plástico</p>	<p>Cromatografía de gases o métodos infrarrojos</p>	$Q_{OG} = \frac{Q_t(C_{Het} - C_{HeOG})}{C_{HeOG}}$ $\left(\frac{kg}{d}\right)$ $F_{Ei} = \rho_i C_i \frac{Qg}{A}$ $\left(\frac{kg}{m^2 d}\right)$	<p>Relativamente simple, diseño simple, y proporciona resultados más precisos.</p>	<p>Requiere mucho trabajo y mucho tiempo. Se requiere que la velocidad de flujo del gas de barrido provoque una mezcla suficiente pero no sea tan fuerte que cause turbulencia en la quietud de la superficie del agua.</p>	<p>USEPA SCAQMD (Chandran <i>et al.</i> 2016, Eklund, 1992)</p>
<p>Cámara estática</p> 	<p>Tanques no aireados</p>	<p>CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O</p>	<p>Materiales de plástico</p>	<p>Cromatografía de gases o métodos infrarrojos</p>	$F_{Ei} = H \frac{dC}{dt} \frac{P}{RT} M$ $\left(\frac{kg}{m^2 d}\right)$	<p>Es el diseño más simple y es muy fácil de configurar en el sitio, además de ser barato.</p>	<p>Un problema es que puede haber una mezcla insuficiente en la cámara, por lo que las muestras pueden no ser representativas.</p>	<p>(Hutchinson &amp; Mosier, 1981; Carney, 2012)</p>

### 3. Planteamiento del Problema

Se ha detectado que las concentraciones de GEI se incrementan año con año (SEMARNAT 2019), se estima que más del 50% de las emisiones globales de CH<sub>4</sub> están relacionadas con actividades del ser humano, incluidos los vertederos, los sistemas de gas natural y petróleo, el tratamiento de aguas residuales, la agricultura y ciertos procesos industriales (IPCC, 2007).

La problemática del cambio climático subraya la importancia de medir las emisiones de CH<sub>4</sub> y establecer inventarios exactos y actualizados. El estado del arte muestra que, hay diversos métodos para la medición de la emisión de CH<sub>4</sub>, sin embargo existen pocos reportes de balance total de emisiones en plantas de tratamiento y los reportes que se encuentran son en condiciones muy diferentes de las que existen en México, además de que estas metodologías tienen limitaciones, como mediciones confiables en el reactor biológico, además no hay una metodología establecida, en la cual todos los países puedan seguir, y finalmente en México las emisiones que se encuentran en los reportes se hacen mediante estimaciones por lo que no son mediciones reales; Con ello la necesidad de desarrollar métodos de estimación de CH<sub>4</sub>, confiables, que se puedan aplicar a cualquier planta de tratamiento de agua residual y con ello alimentar los inventarios de GEI para posteriormente desarrollar estrategias de mitigación. Este trabajo está orientado en (i) el establecimiento de métodos de medición de las emisiones de GEI en plantas de tratamiento de aguas domésticas por lodos activados, y (ii) aplicar los métodos desarrollados para establecer un balance total de CH<sub>4</sub> en una planta.

## 4. Justificación

En las PTAR existen condiciones anaerobias que promueven la producción de CH<sub>4</sub>. No obstante la relativa importancia de las emisiones de GEI en PTAR, hay relativamente pocos reportes de un balance total de emisiones de CH<sub>4</sub> y a nuestro conocimiento no existe ningún reporte de emisiones totales de CH<sub>4</sub> de una PTAR en México (Ver sección 2). Antes esta situación, resulta de interés estudiar las emisiones de CH<sub>4</sub> y hacer un balance total de emisiones en PTAR de México.

Adicionalmente, no se cuenta con una metodología definida, robusta y confiable, que permita establecer un balance total exacto de emisiones reales de CH<sub>4</sub> en PTARs.

Por ello, es importante desarrollar métodos robustos, versátiles susceptibles de ser aplicados en la determinación de las emisiones de CH<sub>4</sub> en una PTAR. A partir de ese ejercicio, se espera así disponer de una estrategia que se pueda generalizar a otras plantas y de esa forma mejorar el inventario nacional de GEI para después desarrollar estrategias de mitigación y así reducir las emisiones de GEI.

## 5. Objetivos

### 5.1 Objetivo General

Cuantificar las emisiones de CH<sub>4</sub> en una planta de tratamiento de agua residual de lodos activados de la Ciudad de México.

### 5.2 Objetivos Particulares

1. Seleccionar una PTAR como modelo de estudio y evaluar los parámetros de operación.
2. Diseñar métodos y medir las emisiones de CH<sub>4</sub> en cada una de las etapas de la PTAR.
3. Establecer el balance global de CH<sub>4</sub> en la PTAR seleccionada como modelo de estudio.

## 6. Materiales y métodos

Para cumplir con los objetivos de este trabajo, se decidió trabajar con una PTAR modelo, que tenga un diseño estándar y de tamaño mediano, que esté operando de forma continua.

### 6.1 Descripción de Sitio

Se seleccionó la planta de tratamiento de agua residual (PTAR) de lodos activados ubicada en San Juan de Aragón (SJA) I Sección (19.45601667, -99.098155).



Figura 6.1. Imagen área de la PTAR SJA

La planta trata las aguas residuales domésticas de una población equivalente (PE) de 10,000, con un flujo promedio de  $8 \times 10^3 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1}$ , la planta recibe principalmente aguas residuales domésticas. La eficiencia de remoción promedio de la planta es del 92%. Las dimensiones de la planta se muestran en la Tabla 6.1.

Tabla 6.1. Dimensiones de la PTAR SJA

Tren de tratamiento	No. trenes	Largo (m)	Ancho (m)	Profundidad (m)	Área tren (m <sup>2</sup> )	Volumen tren (m <sup>3</sup> )	Área total (m <sup>2</sup> )	Volumen total (m <sup>3</sup> )
Sedimentador primario	1	24.7	7	4	173	692	173	692
Reactor biológico	2	31.5	6.2	4	195	781	390	1562
Sedimentador Secundario	1	32.2	7	4	225	902	225	902
Total	4						788	3156

La planta aplica un sistema convencional de tratamiento de lodo activado, consta de dos unidades idénticas, cada unidad con 4 etapas de tratamiento conformados por 1 sedimentadores primario, 2 reactores biológicos y 1 sedimentador secundario. Los sólidos se eliminan de las aguas residuales en el sedimentador primario. Después, el agua se somete a un tratamiento biológico para descomponer la materia orgánica mediante lodo activado en condiciones aerobias. Posteriormente, el líquido rico en microorganismos fluye hacia el sedimentador secundario donde el lodo activado se separa del agua residual tratada por gravedad. Parte del lodo sedimentado se recicla continuamente a los reactores biológicos para mantener la comunidad microbiana y el efluente tratado finalmente se descarga en una corriente vecina. La Figura 6.2 muestra un esquema de la configuración de la planta.

### Nomenclatura

<b>Unidad 1 (U1)</b>	Sección de la planta conformada por TSPa, TSPb,TRBa,TRBb,TSSa y TSSb
<b>Unidad 2 (U2)</b>	Sección de la planta conformada por TSPc, TSPd,TRBc,TRBd,TSSc y TSSd
<b>TSPa</b>	Tren de tratamiento, sedimentador primario a, ubicado en U1
<b>TSPb</b>	Tren de tratamiento, sedimentador primario b, ubicado en U1
<b>TSPc</b>	Tren de tratamiento, sedimentador primario c, ubicado en U2
<b>TSPd</b>	Tren de tratamiento, sedimentador primario d, ubicado en U2
<b>TRBa</b>	Tren de tratamiento, reactor biológico a, ubicado en U1
<b>TRBb</b>	Tren de tratamiento, reactor biológico b, ubicado en U1
<b>TRBc</b>	Tren de tratamiento, reactor biológico c, ubicado en U2
<b>TRBd</b>	Tren de tratamiento, reactor biológico d, ubicado en U2
<b>TSSa</b>	Tren de tratamiento, sedimentador secundario a, ubicado en U1

<b>TSSb</b>	Tren de tratamiento, sedimentador secundario b, ubicado en U1
<b>TSSc</b>	Tren de tratamiento, sedimentador secundario c, ubicado en U2
<b>TSSd</b>	Tren de tratamiento, sedimentador secundario d, ubicado en U2
<b>A1-A7</b>	Código y número de celdas en TSPa, ubicado en U1
<b>B1-B14</b>	Código y número de celdas en TRBa, ubicado en U1
<b>C1-C7</b>	Código y número de celdas en TSSa, ubicado en U1
<b>D1-D7</b>	Código y número de celdas en TSPb, ubicado en U1
<b>E1-E14</b>	Código y número de celdas en TRBb, ubicado en U1
<b>F1-F7</b>	Código y número de celdas en TSSb, ubicado en U1
<b>G1-G7</b>	Código y número de celdas en TSPc, ubicado en U2
<b>H1-H14</b>	Código y número de celdas en TRBc, ubicado en U2
<b>I1-I7</b>	Código y número de celdas en TSSc, ubicado en U2
<b>J1-J7</b>	Código y número de celdas en TSPd, ubicado en U2
<b>K1-K14</b>	Código y número de celdas en TRBd, ubicado en U2
<b>L1-L7</b>	Código y número de celdas en TSSd, ubicado en U2
<b>A1,A2</b>	Entrada y salida de TSPa, ubicado en U1
<b>B1,B14</b>	Entrada y salida de TRBa, ubicado en U1
<b>C1,C7</b>	Entrada y salida de TSSa, ubicado en U1
<b>D1,D7</b>	Entrada y salida de TSPb, ubicado en U1
<b>E1,E14</b>	Entrada y salida de TRBb, ubicado en U1
<b>F1,F7</b>	Entrada y salida de TSSb, ubicado en U1
<b>G1,G7</b>	Entrada y salida de TSPc, ubicado en U2
<b>H1,H14</b>	Entrada y salida de TRBc, ubicado en U2
<b>I1,I7</b>	Entrada y salida de TSSc, ubicado en U2
<b>J1,J7</b>	Entrada y salida de TSPd, ubicado en U2
<b>K1,K14</b>	Entrada y salida de TRBd, ubicado en U2



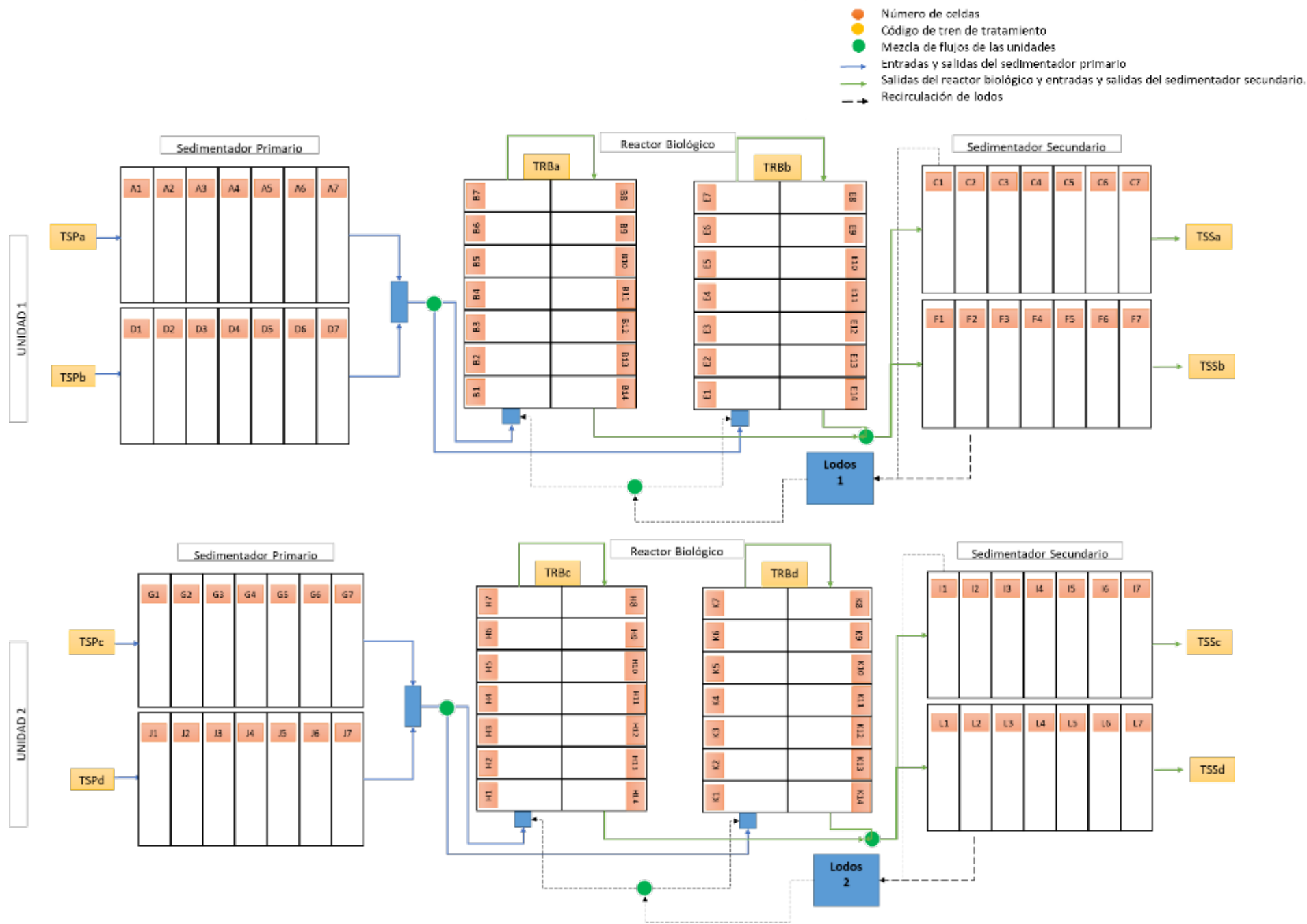


Figura 6.2.- Esquema de la planta en San Juan de Aragón. Representa las unidades de la planta, los trenes de tratamiento, el número de celdas, las entradas y salidas de los sedimentadores y reactor biológico, la recirculación de lodos. 32

DIMENSIONES DEL SEDIMENTADOR PRIMARIO

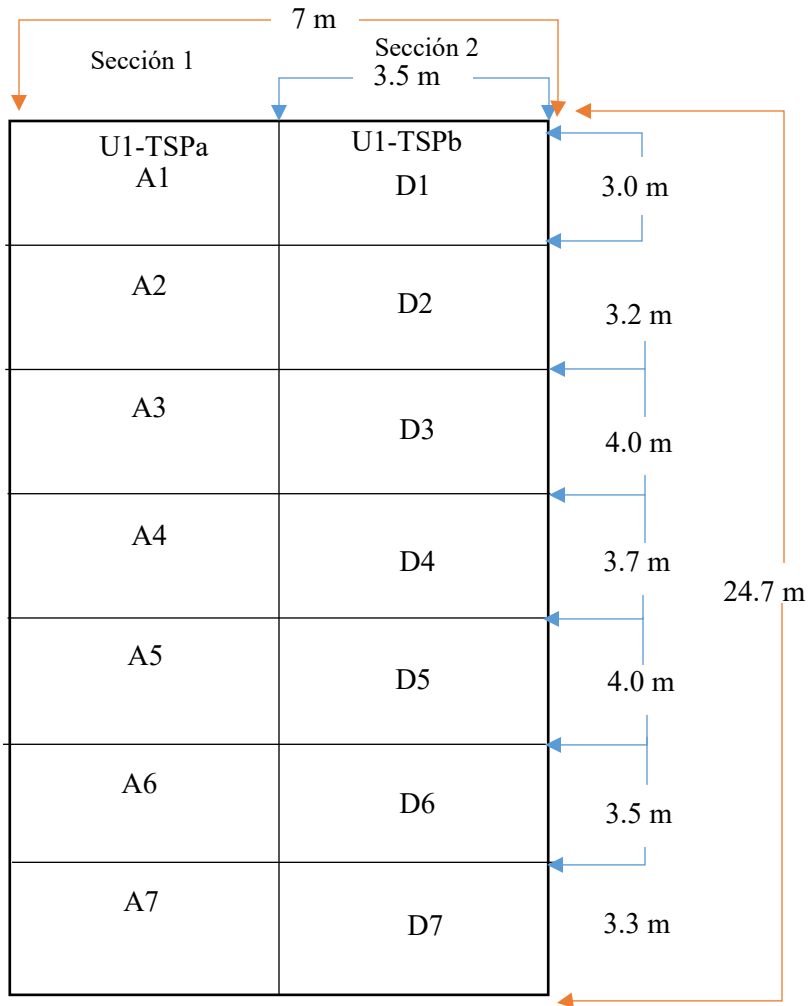


Figura 6.3.- Dimensiones de U1-TSPa y U1-TSPb en las 7 celdas (A1-A7: D1-D7)

DIMENSIONES DEL SEDIMENTADOR SECUNDARIO

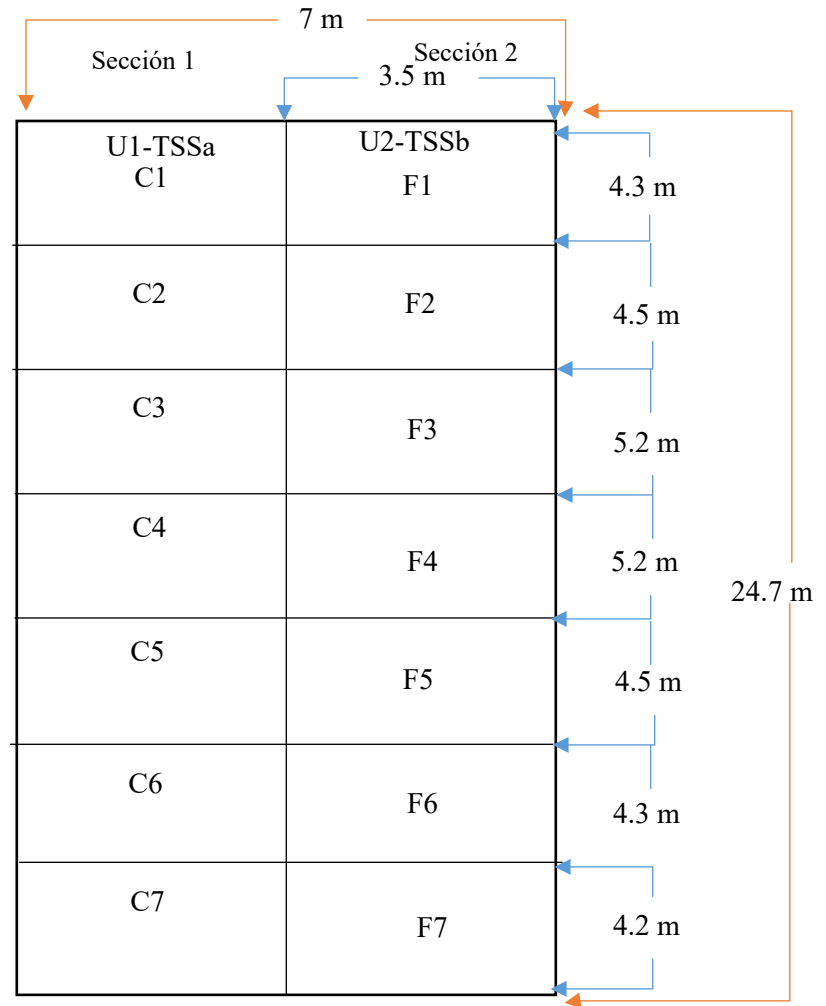


Figura 6.4.- Dimensiones de U1-TSSa y U1-TSSb en las 7 celdas (C1-C7: F1-F7)

DIMENSIONES DEL REACTOR BIOLÓGICO

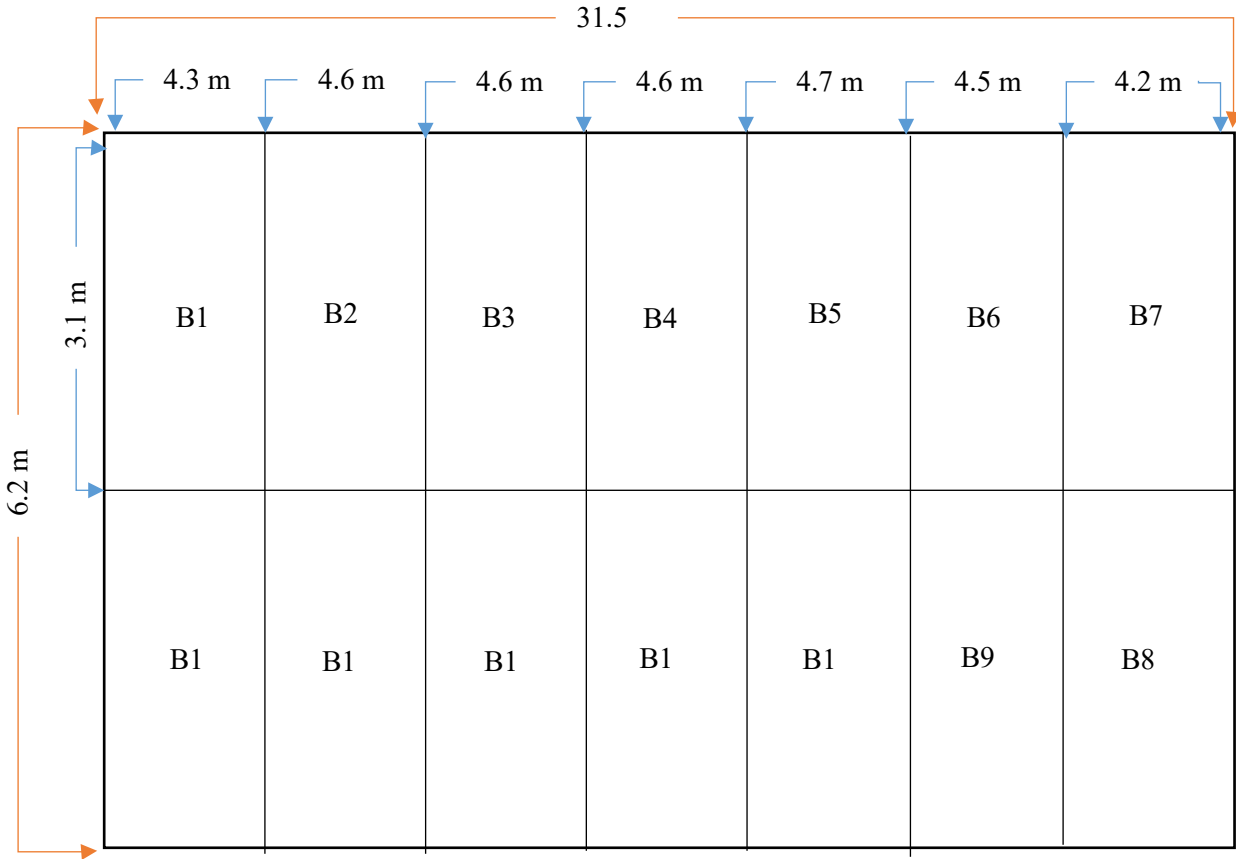


Figura 6.5.- Dimensiones de U1-TRBa en las 14 celdas (B1-B14)

Tabla 6.2. Dimensiones del sedimentador primario de la PTAR SJA

(U1-TSPa-A1-A7;U1-TSPb D1-D7)					
Celda	Largo (m)	Ancho (m)	Profundidad (m)	A (m <sup>2</sup> )	V (m <sup>3</sup> )
A1	3	3.5	4	10.5	42
A2	3.2	3.5	4	11.2	44.8
A3	4	3.5	4	14	56
A4	3.7	3.5	4	12.95	51.8
A5	4	3.5	4	14	56
A6	3.5	3.5	4	12.25	49
A7	3.3	3.5	4	11.55	46.2
Totales parciales	24.7	3.5	4	86.45	345.8
Total 2 secciones	24.7	7	4	172.9	691.6

Tabla 6.3. Dimensiones del sedimentador secundario de la PTAR SJA

(U1-TSSa-C1-C7; U1-TSSb-F1-F7)					
Celda	Largo (m)	Ancho (m)	Profundidad (m)	A (m <sup>2</sup> )	V (m <sup>3</sup> )
C1	4.3	3.5	4	15.05	60.2
C2	4.5	3.5	4	15.75	63
C3	5.2	3.5	4	18.2	72.8
C4	5.2	3.5	4	18.2	72.8
C5	4.5	3.5	4	15.75	63
C6	4.3	3.5	4	15.05	60.2
C7	4.2	3.5	4	14.7	58.8
Totales parciales	32.2	3.5	4	112.7	450.8
Total 2 secciones	32.2	7	4	225.4	901.6

Tabla 6.4. Dimensiones del reactor biológico de la PTAR SJA

(U1-TRBa-B1-B14)					
Celda	Largo (m)	Ancho (m)	Profundidad (m)	A (m <sup>2</sup> )	V (m <sup>3</sup> )
B1	4.3	3.1	4	13.33	53.32
B2	4.6	3.1	4	14.26	57.04
B3	4.6	3.1	4	14.26	57.04
B4	4.6	3.1	4	14.26	57.04
B5	4.7	3.1	4	14.57	58.28
B6	4.5	3.1	4	13.95	55.8
B7	4.2	3.1	4	13.02	52.08
B8	4.2	3.1	4	13.02	52.08
B9	4.5	3.1	4	13.95	55.8
B10	4.7	3.1	4	14.57	58.28
B11	4.6	3.1	4	14.26	57.04
B12	4.6	3.1	4	14.26	57.04
B13	4.6	3.1	4	14.26	57.04
B14	4.3	3.1	4	13.33	53.32
Total	31.5	6.2	4	195.3	781.2

## 6.2 Muestreo y Toma de muestra

Para cumplir con el objetivo de cuantificar las emisiones de CH<sub>4</sub> en la PTAR SJA, se diseñó un método de medición de CH<sub>4</sub> en el cual se pudiera obtener no solo las emisiones de CH<sub>4</sub> si no un balance global, que incluyera tanto las emisiones CH<sub>4</sub>, como la concentración de CH<sub>4</sub> disuelto de cada tren de tratamiento de la planta (Sedimentador primario, reactor biológico y sedimentador secundario). Para ello se aplicaron 2 estrategias de medición de emisiones, una que incluye una técnica conocida de medición para los sedimentadores primarios y secundarios, y para el reactor biológico se diseñó un método totalmente nuevo, cada estrategia fue diseñada tomando en cuenta las características de cada tren de tratamiento, esto con el fin de tener mediciones confiables, capaces de replicarse y en un futuro poder aplicar esta metodología a otras plantas de tratamiento. Además se midió el CH<sub>4</sub> disuelto de cada tren de tratamiento con el fin de cerrar el balance global de CH<sub>4</sub> en la

planta. Además para tener un estudio más completo se midió la DQO para relacionar la emisión con la carga contaminante que llega a la planta.

### 6.2.1 Colección de muestras

Se recolectaron muestras de agua por triplicado en 2 sitios de cada tren de tratamiento (Figura 6.1), sedimentador primario en la entrada y salida (U1-TSPa-A1 y U1-TSPa-A7), reactor biológico en la entrada y salida (U1-TRBa-B1 y U1-TRBa-B14), sedimentador secundario en la entrada y salida (U1-TSSa-C1 y U1-TSSa-C7). Estas muestras fueron utilizadas para medir ex situ la Demanda Química de Oxígeno (DQO), por el método reflujó cerrado colorimétrico (APHA 5220). Las muestras se guardaron en recipientes de vidrio a -4 °C por 12 h.

Las concentraciones disueltas de CH<sub>4</sub> en muestras de agua se tomaron del mismo sitio que para la medición de DQO (U1-TSPa-A1, U1-TSPa-A7, U1-TRBa-B1, U1-TRBa-B14, U1-TSSa-C1 y U1-TSSa-C7). Los parámetros evaluados se midieron en el sitio utilizando una sonda multiparamétrica (Hanna- Multiparameter pH/ORP/EC/TDS/Salinity/DO/Pressure/ Temperature Waterproof Meter - HI98194) Anexo 1.1.

Tabla 6.5. Parámetros evaluados en la planta de tratamiento de agua residual

Parámetro	Especificaciones	
pH	Rango	0.00 a 14.00 pH
	Precisión	± 0.02
	Resolución	0.01
Temperatura (°T)	Rango	5 a 55 °C
	Precisión	± 0.15 °C
	Resolución	0.01 °C
Oxígeno Disuelto (O.D.)	Rango	0.0 a 500.0%; 0.00 a 50.00 ppm (mg/L)
	Precisión	±1.5%

	Resolución	0.01 ppm (mg/L)
--	------------	-----------------

## 6.2.2 Medición de la emisión de CH<sub>4</sub>

Se midió el flux de metano de cada tren de tratamiento en la unidad 1 de la PTAR SJA, es decir, el sedimentador primario de la celda A1-A7, sedimentador secundario de la celda C1-C7 y reactor biológico en la celda B1, B3, B5, B7, B8, B10, B12 y B14. Sin embargo, se emplearon dos técnicas diferentes para medir los fluxes de metano, ya que el sedimentador primario y secundario no cuenta con un sistema de aireación a comparación del reactor biológico, clasificándolo por muestreo superficial no aireado y muestreo superficial aireado.

### 6.2.2.1 Muestreo superficial no aireado

Se usó una técnica de cámara estática cerrada (CEC). La técnica de cámara estática fue descrita por Hutchinson y Mosier (1981) para muestreo en suelos, después Duchemin (1999) realizó modificaciones para la medición en cuerpos acuáticos. El principio de la técnica se basa en cubrir un área determinada (en este caso agua residual), con una cámara cerrada y hermética que permita el intercambio de gas entre el agua que cubre la cámara y la atmosfera dentro de esta (interfaz aire-agua). La tasa de cambio de la concentración dentro de la cámara a través del tiempo se cuantifica para calcular una tasa de flujo, la cual puede ser extrapolada a un área fuera de la cámara.

Esta técnica se usó para medir los fluxes en el sedimentador primario y sedimentador secundario ya que son superficies no aireadas, por lo cual la emisión de CH<sub>4</sub> se debe principalmente a la difusión, donde no hay mayor turbulencia.

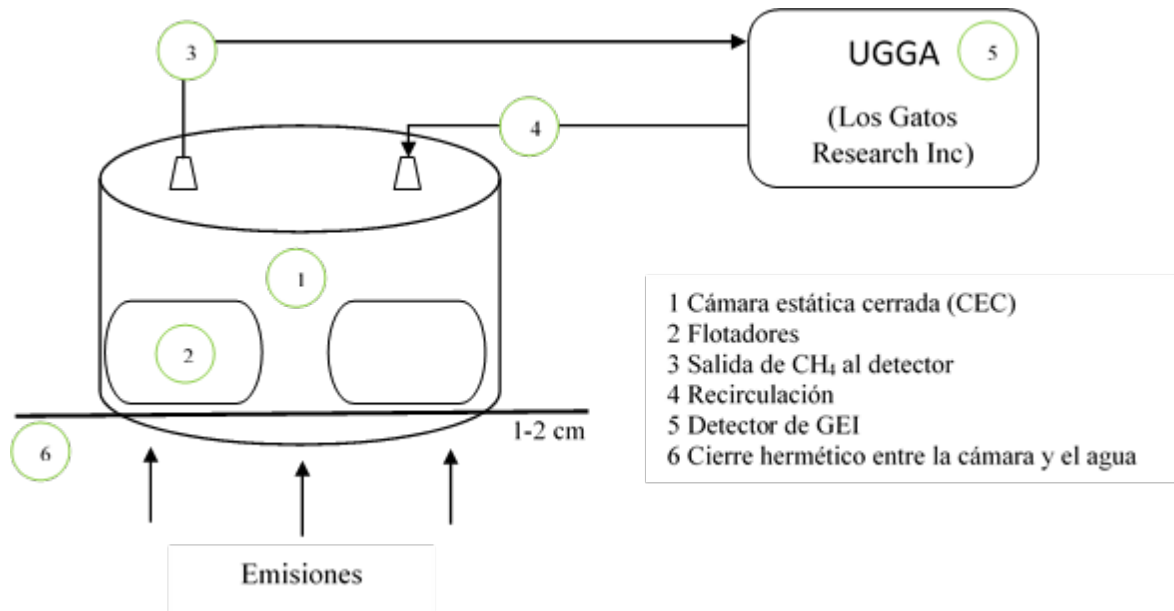


Figura 6.6.- Diagrama de los componentes de la CEC

La figura 6.6 muestra un esquema de la CEC la cual fue diseñada de Poli Cloruro de Vinilo (PVC) (1); con un diámetro y volumen de 0.39 m y 7.66 L, respectivamente, con un área de muestreo de 0.121 m<sup>2</sup>, equipada con 4 anillos de espuma de poliestireno los cuales están sujetos a los lados de la CEC para garantizar la flotabilidad (2), al mismo tiempo garantizar que la cámara estuviera sumergida de 1 a 2 cm para evitar el intercambio con la atmósfera y no perder la hermeticidad (Véase imagen 6.2) . El gas dentro de la cámara se extrajo (3) usando la bomba interna del equipo y después se recirculaba a la cámara (4); es decir; La concentración se midió en un circuito cerrado con un analizador de gases de efecto invernadero ultraportátil (5) (UGGA, modelo 915-0011, Los Gatos Research, Inc., California, EE. UU. (Anexo 1.2)), teniendo así una acumulación de la concentración en el tiempo, con un frecuencia de medición de 1 Hz. Las mangueras utilizadas en la CEC son de poliuretano y 6 mm de diámetro externo (Festo, México).

La tasa de cambio de la concentración dentro de la cámara a través del tiempo se cuantifica para calcular una tasa de flujo. La pendiente describe la tasa de cambio de la concentración medida del



espacio de cabeza en la cámara a lo largo del tiempo; entonces, para calcular los fluxes de CH<sub>4</sub>, se aplicó la siguiente ecuación:

$$F = \left( S * \frac{Vc}{Ac} \right)$$

Ecuación 6.1

Donde, S es la pendiente de la concentración observada. (mg m<sup>-3</sup> h<sup>-1</sup>), V es el volumen de la cámara (m<sup>3</sup>) y A es el área de la cámara (m<sup>2</sup>).

La CEC se mantuvo en su lugar manualmente durante el muestreo para minimizar el movimiento por el aire. El sitio de muestreo específico estaba a 1 m de la pasarela de cada celda. Cada muestreo tuvo una duración de 10 minutos y los fluxes se calcularon por triplicado.



Figura 6.7. Foto real de CEC muestreando en campo

### 6.2.2.2 Muestreo superficial aireado

En este muestreo se utilizó una técnica totalmente diferente debido a que las condiciones del reactor son distintas a los sedimentadores. En este proceso el paso más importante es la aireación, la cual se logra por difusión de aire atmosférico, que se inyecta por medio de sopladores a través de tuberías y difusores de aire, lo que provoca turbulencia entre el agua residual y los lodos para formar el licor mixto, este paso es muy importante debido a que en este proceso se desarrolla el lodo activado los cuales favorecen el crecimiento de organismos que tienen la capacidad de oxidar la materia orgánica.

Debido a esto la aireación que hay en el reactor, provoca una mayor turbulencia, que a su vez provoca un mayor movimiento del agua, así que realizar mediciones con la CEC resultó ser difícil, ya que la cámara no tenía estabilidad, ni hermeticidad debido a la aireación, permanecía unos minutos pero de momento se volteaba y se corría el riesgo de dañar los equipos, además el manipular la cámara resultaba muy difícil y las mediciones no eran continuas, así que tener un flux continuo y sin fugas resultó ser aún más difícil.

Algunos autores ya han medido emisiones de GEI para tanques aireados, por ejemplo, Czepile et al. (1993), Wang et. al. (2011) y Aboobakar et al. (2014), utilizaron la técnica de bolsa, para medir fluxes de  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  y  $\text{CO}_2$  la cual se basa en una bolsa de polietileno que se sujeta al interior de un marco de soporte de plástico o madera. Cuando comienza la prueba, se vacía el aire de la bolsa de polietileno y luego se sumerge el soporte varios centímetros de profundidad. Después por la aireación la bolsa se comienza a llenar con gas, se toman muestras de gas de la bolsa con jeringas y se determina la composición del gas mediante cromatografía de gases (GC). Para el cálculo del flux utilizan el caudal de aire de los sopladores para representar el caudal de gas de escape, sin embargo este cálculo no es exacto debido a (1) la diferencia entre la presión y la temperatura del aire comprimido y el gas de escape; (2) la generación de gases en los tanques de aireación; y (3) la distribución desigual del flujo de aire a lo largo de la superficie del tanque.

Otra técnica que se utiliza son las campanas flotantes o cámaras de flujo suspendidas en la superficie aireada del tanque (Chandran et al. 2016). Después de medir el caudal de gas de escape y la concentración de gases en el gas de escape, la emisión de GEI de la superficie cubierta por las campanas flotantes o cámaras de flujo se calcula utilizando la emisión total de GEI de todo el tanque de aireación y se calcula asumiendo que el flujo de emisión de gas es uniforme en toda la superficie del tanque de aireación. Sin embargo el problema es que es difícil obtener una medición constante del caudal de gas advectivo, lo que puede resolverse utilizando el método de la cámara de flujo. Un método de cámara de flujo ampliamente utilizado es el método de cámara de flujo de aislamiento de emisión superficial (SEIFC) recomendado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA) (USEPA / 600 / 8-86 / 008 y el Distrito de Gestión de la Calidad del Aire de la Costa Sur (SCAQMD) método de seguimiento). Al medir el caudal de gas de escape, se introduce en la cámara un gas trazador, que normalmente utiliza helio (10% de helio y 90% de aire cero) a un caudal conocido (1 L / min). Se mide la concentración del gas trazador en el gas de escape de la cámara. Luego, la tasa de flujo de gases de escape se calcula con un balance de masa del gas helio en la cámara, sin embargo no es un método exacto y resulta ser más costoso al tener un gas de arrastre, además de ser más complicado de muestrear en campo.

Con este conocimiento se desarrolló una cámara (Cámara piramidal) (Véase Figura 6.8). Para empezar el diseño se basó en una pirámide con una base de 1.2m×1.2m y una altura de 0.82 m, con el fin de tener mayor superficie de contacto, reducir el volumen y tener una mayor estabilidad; Además en la parte superior contaba con un ventilador para homogeneizar, la cual estaba conectada a un analizador de gases de efecto invernadero ultraportátil (UGGA, Los Gatos Research, EE. UU.) en un circuito cerrado. Sin embargo a la hora de muestrear en campo, la aireación y la turbulencia afectó de manera negativa a la cámara, mostrando que la estabilidad es muy importante para este tipo de muestreo, ya que a pesar de pensar en un diseño basado en la estabilidad, la cámara se volteó y tampoco logró mantener mediciones continuas.



Figura 6.8. Foto real de la cámara piramidal en pruebas de campo

Por esas razones se pensó en diseñar una nueva cámara, la cual fuera estable, a pesar de la aireación y la turbulencia, con la que obtuviéramos mediciones continuas, estables, pero sobre todo confiables, además de fácil manipulación y manejo para trabajar en campo, así como facilidad de desplazar.

#### Cámara Efluente Abierto (CEA)

La CEA es un concepto desarrollado por nuestro grupo de trabajo, que se basa, al igual que todas las cámaras, en un contenedor flotando a la superficie del agua, en el cual se acumula el gas emitido por el cuerpo de agua. Esa cámara fue diseñada, específicamente para cumplir con los siguientes requisitos;

- Cámara operable en sistemas aireados, tal como reactores aerobios de lodos activados
- Cámara que presente buena estabilidad, aún en sistema turbulentos
- Cámara robusta, operable con un mínimo de sistemas de control y medición

En este caso, la CEA diseñada (Véase, Figura 6.9), consta de un tubo de Poli Cloruro de Vinilo (PVC) de 1 metro largo, 0.216 m de diámetro y 0.037 m<sup>2</sup> de área (1), con un sistema flotación conformado por 3 anillos de espuma de poliestireno (2), manteniendo una sección fuera del agua, que corresponde

al espacio de cabeza 0.4 m (8) donde migra los gases emitidos por la superficie del agua. La tapa superior de la CEA cuenta con un conector neumático conectado al detector (UGGA, Los Gatos Research, USA) (5), para medir la concentración de CH<sub>4</sub> acumulado en dicho espacio de cabeza (3). Adicionalmente, la tapa de la cámara cuenta con una purga, que permite evacuar el excedente del flujo de aire proveniente de la aireación del reactor (4). Adicionalmente, la cámara está equipada con un ancla flotante (peso fijado en la sección inferior de la cámara) para asegurar su estabilidad (6), y dos fijaciones superiores y una inferior permiten mantener la cámara en posición fija dentro del sistema (7), y en posición vertical, mediante cuerdas maniobradas por los operadores (10).

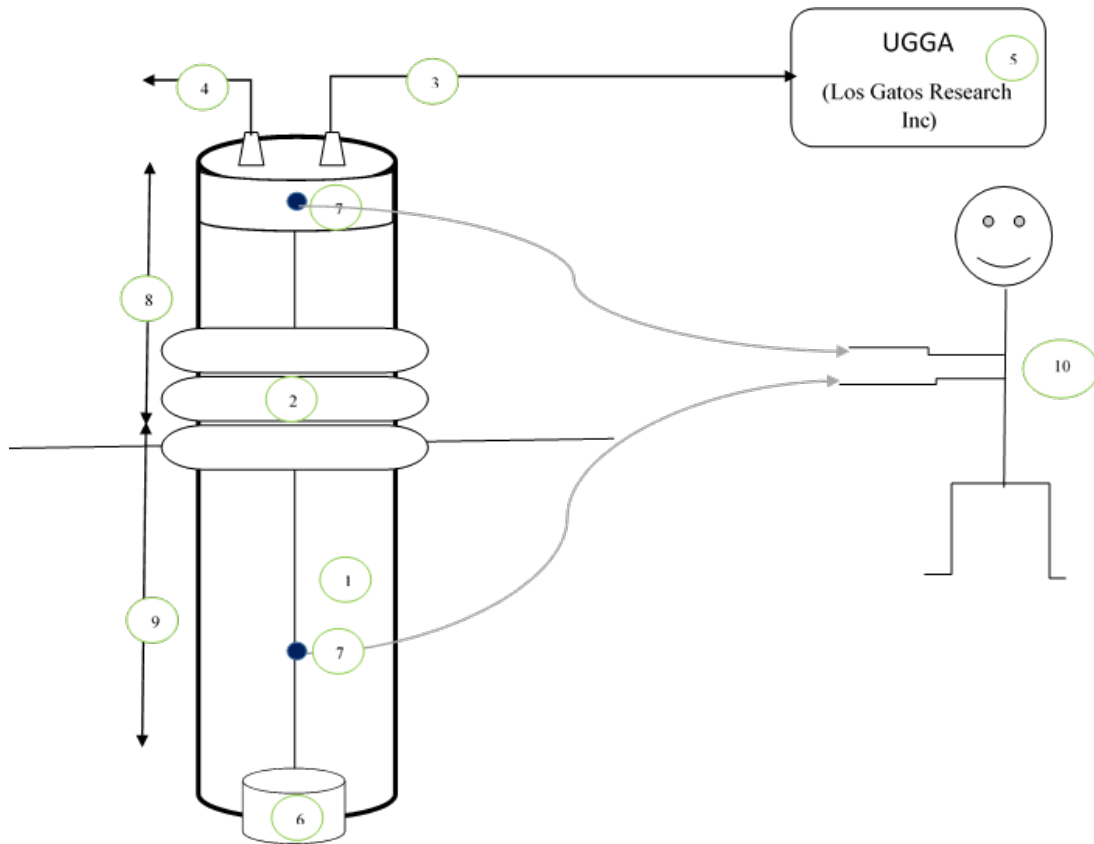


Figura 6.9.- Diagrama de los componentes de la CEA

- 1 Cámara Efluente Abierto (CEA)
- 2 Anillos de flotación de poliuretano
- 3 Salida de CH<sub>4</sub> al detector para medir la concentración
- 4 Purga
- 5 Detector de GEI (UGGA, Los Gatos Research Inc.”)
- 6 Ancla flotante (4 kg)
- 7 Fijaciones inferiores y superiores para mantener la estabilidad de la cámara
- 8 Espacio de cabeza (0.4 m)
- 9 Sección de la cámara que se mantiene sumergida dentro del reactor para dar estabilidad (0.6 m)
- 10 Cuerdas maniobradas por operadores

Bajo ese concepto, la cámara está permanentemente recibiendo el flujo de aire proveniente del sistema de aireación, La concentración de metano de este gas es analizando en continuo por el detector (frecuencia de medición de 1 Hz), que succiona un cierto flujo (Q<sub>D</sub>) mediante su bomba interna. El flujo excedente, es evacuado mediante la purga del sistema.

Estableciendo el balance de masa del CH<sub>4</sub> en este sistema, podemos escribir;

$$\frac{dC_C}{dt} = \frac{Q_0}{V_C} \cdot C_0 - \frac{Q_0}{V_C} \cdot C_C = \frac{Q_0}{V_C} \cdot C_0 - \frac{Q_D + Q_P}{V_C} \cdot C_C$$

(Ecuación 6.2)

Donde C<sub>C</sub> es la concentración de CH<sub>4</sub> en la espacio de cabeza de la cámara, Q<sub>0</sub> es el flujo de aireación del reactor entrando en la cámara, V<sub>C</sub> es el volumen del espacio de cabeza de la cámara, C<sub>0</sub> es la concentración de CH<sub>4</sub> en el gas entrando en la cámara, que corresponde a la concentración del gas saliendo del reactor; i.e., emisiones de CH<sub>4</sub> del reactor, Q<sub>D</sub> es el flujo de aire succionado por el detector, y Q<sub>P</sub> es el flujo de la purga.

Reordenando la ecuación 1.2, podemos escribir;

$$\frac{dC_C}{dt} = \frac{Q_0}{V_C} \cdot (C_0 - C_C)$$

(Ecuación 6.3)

Después de posicionar la cámara en la superficie del reactor, se observa un aumento asintótico de la concentración de CH<sub>4</sub> en la cámara (C<sub>C</sub>), hasta que el sistema alcance el equilibrio; i.e., hasta que C<sub>C</sub> sea igual a C<sub>0</sub>, y por lo tanto dC<sub>C</sub>/dt sea igual a 0.

Ajustando el modelo de la ecuación 2 a los datos experimentales, usando como parámetros de ajuste Q<sub>0</sub> y C<sub>0</sub>, se puede determinar el flux de CH<sub>4</sub>, mediante la Ecuación 1.3. En este trabajo el ajuste se hizo mediante la función Solver de Excel, minimizando el raíz del error cuadrado promedio (RMSE por su siglas en Inglés).

$$F = \frac{Q_0 \cdot C_0}{A_C}$$

(Ecuación 6.4)

Donde AC es el área de la cámara en contacto con la superficie del agua.

El flux de CH<sub>4</sub> se puede por lo tanto determinar, sin medición de flujo de aire, el cual es relativamente difícil en condiciones reales; i.e., flujo altamente variable y bajo condiciones turbulentas. Adicionalmente, el sistema es portátil y no requiere de otro equipo que el detector. Este sistema, es conceptualmente similar al diseño propuesta anteriormente por Pan et al (2016) pero sin requerir diversos aditamentos incluido en el sistema de esos autores; e.g., sensor de presión, trampa de condensación, válvulas solenoides etc. De igual modo, esta cámara es similar, en concepto a la “surface emission isolation flux chamber”, propuesta por la USEPA (Chandran et al., 2016), pero sin requerir un gas acarreador.

La cámara utilizada (AC = 0.0071 m<sup>2</sup>; V<sub>C</sub> 8.37 L; Figura 6.6) fue aplicada en campo con experimentos duración de 10 a 15 minutos minutos cada uno, en cada celda del reactor biológico.



Figura 6.10.- Foto de la CEA real y foto de la CEA en operación en campo

### 6.2.3 Medición de CH<sub>4</sub> disuelto

Para hacer las mediciones de CH<sub>4</sub> disuelto se utilizó el método de espacio de cabeza. El espacio de cabeza se creó en una jeringa de plástico, con un volumen de líquido (40 ml) y como gas de arrastre N<sub>2</sub> (20 ml), inyectando 20 ml al equipo, la concentración se midió en un circuito cerrado de gas con un analizador de gases de efecto invernadero ultraportátil (UGGA, Los Gatos Research Inc.). La concentración de metano en la fase líquida se calculó utilizando la ley de Henry y posteriormente un balance de masa.

En el equilibrio, la concentración de CH<sub>4</sub> disuelto en la fase acuosa (C<sub>L</sub>), es igual a:

$$C_L = \frac{C_{g\ CH_4}}{H}$$

(Ecuación 6.5)



Donde  $C_{gas\ CH_4}$  es la concentración de  $CH_4$  en el gas y  $H$  es el coeficiente de partición aire/agua. Con ello se puede construir un balance de masa para saber la concentración de  $CH_4$  disuelto en el agua:

$$C_{CH_4} = \frac{(C_{g\ CH_4} * V_{hs}) + (C_L * V_L) - (C_{hs} * V_{hs})}{V_L}$$

(Ecuación 6.6)

Donde:  $C_{CH_4}$  es concentración  $CH_4$  disuelto en el agua;  $C_{gas\ CH_4}$  es la concentración de  $CH_4$  en el gas;  $V_{hs}$  volumen del espacio de cabeza en la jeringa;  $C_L$  es la concentración de  $CH_4$  disuelto en la fase acuosa;  $V_L$  es el volumen de agua en la jeringa;  $C_{hs}$  es la concentración de gas  $CH_4$  usado como espacio de cabeza.

## 7. Resultados

Se realizaron 4 campañas de muestreo en Octubre, Noviembre, Diciembre y Enero. Cada muestreo se realizó a la misma hora (8:00 am a 5:00 pm) y en los mismos puntos de muestreo. Los puntos de muestreo están descritos en Figura 6.2. (U1-TSPa-A1, U1-TSPa-A7, U1-TRBa-B1, U1-TRBa-B14, U1-TSSa-C1 y U1-TSSa-C7).

### 7.1 Determinación de parámetros in-situ

De acuerdo con El-Fadel y Massoud (2001) los parámetros operativos importantes son la temperatura, el pH y la presencia de oxígeno, ya que, puede ser un factor limitante en la formación de  $CH_4$ . Para cada muestreo se midieron parámetros de Temperatura ( $^{\circ}C$ ), pH y Oxígeno disuelto (O.D) utilizando una sonda multiparamétrica (Hanna-Multiparameter; Waterproof Meter - HI98194) (Anexo 1.1).

Tabla 7.1. Parámetros medidos in-situ

Muestreo	Punto de muestreo	T [°C]	pH	D.O. [%]
Enero	U1-TSPa-A1	23.84	7.70	0.00
Enero	U1-TSPa-A7	23.76	7.78	0.00
Enero	U1-TRBa-B1	23.67	7.72	20.44
Enero	U1-TRBa-B14	23.83	7.61	6.07
Enero	U1-TSSa-C1	23.26	7.67	0.00
Enero	U1-TSSa-C7	23.91	7.65	0.00
Diciembre	U1-TSPa-A1	22.66	7.75	0.00
Diciembre	U1-TSPa-A7	22.60	7.81	0.00
Diciembre	U1-TRBa-B1	22.61	7.79	9.33
Diciembre	U1-TRBa-B14	22.58	7.75	0.00
Diciembre	U1-TSSa-C1	22.36	7.64	0.00
Diciembre	U1-TSSa-C7	22.34	7.65	0.00
Noviembre	U1-TSPa-A1	24.78	7.68	0.00
Noviembre	U1-TSPa-A7	24.63	7.76	0.00
Noviembre	U1-TRBa-B1	24.50	7.82	9.33
Noviembre	U1-TRBa-B14	24.58	7.73	0.00
Noviembre	U1-TSSa-C1	24.38	7.70	0.00
Noviembre	U1-TSSa-C7	24.56	7.60	0.00
Octubre	U1-TSPa-A1	23.13	6.68	0.00
Octubre	U1-TSPa-A7	22.78	7.02	0.00
Octubre	U1-TRBa-B1	22.87	7.32	18.81
Octubre	U1-TRBa-B14	24.07	7.28	3.26
Octubre	U1-TSSa-C1	23.78	7.66	0.00
Octubre	U1-TSSa-C7	23.67	7.28	0.00

La tabla 7.1 muestra los parámetros medidos en campo durante cada muestreo (Octubre, Noviembre, Diciembre y Enero), se puede observar que todos los parámetros medidos, muestran valores similares. En las mediciones realizadas se puede obtener un rango de temperatura que va de 22 a 24 °C, un rango de pH de 6.7 a 7.8 y un rango de OD que va de 3.26 a 20.44 %. En la tabla 7.1 podemos observar que en la entrada y salida del sedimentador primario (U1-SPa-A1, U1-Spa-A7) no hay lecturas de Oxígeno Disuelto (D.O.), lo que puede indicar actividad metanogénica, ya que todos los

metanógenos son estricta y obligatoriamente anaeróbicos, por lo que bajas cantidades de oxígeno disuelto puede indicar la presencia de metanógenos (Bitton, 2005) y con ello la formación de CH<sub>4</sub> en agua residual, también podemos observar que desde la entrada al sedimentador no hay lecturas de O.D., así que probablemente en el sistema de alcantarillado hubo actividad metanogénica que provoco esas condiciones a la entrada a la planta. En el reactor biológico podemos observar un rango de O.D. que va de 3.26 a 20.44 %, sin embargo el reactor biológico cuenta con un sistema de aireación que provoca ese rango de lecturas. También es importante mencionar que las bacterias metanogénicas pueden desarrollarse en un rango de pH de 5.3-8.8 (Bitton, 2005), en este trabajo se obtuvo un rango de 6.7 y 7.8, así que las condiciones que tienen los sedimentadores son ideales para la formación de CH<sub>4</sub>. La actividad microbiana es sensible a numerosas variables de los procesos de tratamiento reales, como la concentración de oxígeno disuelto (D.O.), el pH, la temperatura y la disponibilidad del sustrato.

## 7.2 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La Demanda Química de Oxígeno es un parámetro que mide la cantidad de sustancias susceptibles de ser oxidadas por medios químicos que hay disueltas o en suspensión en una muestra líquida. El grado en el cual los resultados de prueba se aproximan al valor teórico depende principalmente de qué tan completa es la oxidación. Un gran número de compuestos orgánicos se oxidan en una proporción de 90 % a 100 %. Para aguas en las que estos compuestos predominan, tales como las descargas municipales, el valor de DQO es una medida realista de la demanda de oxígeno teórica (NMX-AA-030/1-SCFI-2012). La DQO es uno de los criterios que permite establecer el grado de contaminación de ríos, lagos, mantos acuíferos y efluentes residuales. Se evaluó el valor de DQO total y DQO soluble y su evolución a lo largo del tren de tratamiento.

Tabla 7.2 Contenido de DQO total en el transcurso del tratamiento del agua residual con lodos activados.

Tren de tratamiento	Punto de muestreo	Octubre		Noviembre		Diciembre		Enero	
		mg DQO/L		mg DQO/L		mg DQO/L		mg DQO/L	
Sedimentador primario	SP1	304	± 2	294	± 0	117	± 6	110	± 9
	SP2	246	± 0	254	± 4	86	± 2	97	± 7
Reactor biológico	RB1	71	± 4	182	± 8	32	± 4	22	± 3
	RB2	82	± 4	133	± 6	34	± 2	20	± 1
Sedimentador secundario	SS1	20	± 4	34	± 4	17	± 2	11	± 4
	SS2	0	± 0	15	± 4	0	± 0	0	± 0

Tabla 7.3 Contenido de DQO Soluble en el transcurso del tratamiento del agua residual con lodos activados

Tren de tratamiento	Punto de muestreo	Octubre		Noviembre		Diciembre		Enero	
		mg DQO/L		mg DQO/L		mg DQO/L		mg DQO/L	
Sedimentador primario	SP1	359	± 3	74	± 1	447	± 7	423	± 11
	SP2	103	± 2	109	± 3	169	± 1	102	± 3
Reactor biológico	RB1	1402	± 3	1573	± 5	1734	± 3	1610	± 2
	RB2	1243	± 2	1916	± 5	1255	± 1	1072	± 1
Sedimentador secundario	SS1	19	± 2	37	± 2	37	± 1	23	± 1
	SS2	22	± 0	23	± 1	33	± 1	24	± 0

Tabla 7.4 Contenido de DQO Removida en el transcurso del tratamiento del agua residual con lodos activados

Tren de tratamiento	Punto de muestreo	Octubre		Noviembre		Diciembre		Enero	
		mg DQO / L		mg DQO / L		mg DQO / L		mg DQO / L	
Sedimentador primario	SP1	663	± 9	368	± 13	564	± 22	533	± 9
	SP2	349	± 13	363	± 4	255	± 13	199	± 7
Reactor biológico	RB1	1473	± 21	1755	± 43	1766	± 21	1632	± 55
	RB2	1325	± 74	2049	± 56	1289	± 74	1092	± 21
Sedimentador secundario	SS1	39	± 2	71	± 11	54	± 2	34	± 4
	SS2	22	± 4	38	± 2	33	± 4	24	± 2

### 7.3 Emisión de CH<sub>4</sub>

El metano se puede producir durante procesos anaeróbicos y anóxicos en plantas de tratamiento de aguas residuales debido a la baja concentración de oxígeno disuelto. Con una baja solubilidad en agua (Speight, 2004), la emisión de CH<sub>4</sub> de las aguas residuales es relativamente rápida. Las mediciones de campo encontraron que la emisión de CH<sub>4</sub> ocurrió en cada unidad de procesamiento.

#### 7.3.1 Muestreo superficial no aireado

La cuantificación de CH<sub>4</sub> en el sedimentador primario y secundario se realizó con la técnica de cámara estática. Dicha técnica permite obtener el perfil de emisión de CH<sub>4</sub> de un sitio determinado en función del tiempo. La cámara estática ya ha sido ampliamente utilizada por su bajo costo y fácil aplicación, así como por ser el mejor método para dilucidar la variación espacial (Duchemin et al., 1998; Hendriks et al., 2010).

### 7.3.1.1 Emisiones de metano en el sedimentador primario

En la Tabla 7.2 se muestran los resultados de los fluxes de CH<sub>4</sub> y en la tabla 7.3 se muestran las emisiones de CH<sub>4</sub>, medidas con CEC de la campaña de muestreo de Octubre, Noviembre, Diciembre y Enero.

Tabla 7.5. Fluxes de CH<sub>4</sub> medidos en el sedimentador primario

Fluxes de CH <sub>4</sub>								
	Octubre		Noviembre		Diciembre		Enero	
Código	mg/m <sup>2</sup> h		mg/m <sup>2</sup> h		mg/m <sup>2</sup> h		mg/m <sup>2</sup> h	
U1-TSPa-A1	2599	±2225	6.16	±1.0	257	±28	313	±32
U1-TSPa-A2	2599	±2952	4.71	±1.8	244	±21	257	±26
U1-TSPa-A3	3105	±2585	5.57	±3.0	234	±22	265	±25
U1-TSPa-A4	9051	±4652	4.27	±1.5	197	±34	227	±43
U1-TSPa-A5	4185	±1607	4.25	±1.0	178	±63	156	±48
U1-TSPa-A6	319	±79.0	6.92	±0.5	154	±58	169	±45
U1-TSPa-A7	261	±57.0	5.37	±0.6	133	±47	155	±11

Tabla 7.6. Emisiones de CH<sub>4</sub> medidos en el sedimentador primario

Emisiones de CH <sub>4</sub>								
	Octubre		Noviembre		Diciembre		Enero	
Código	g/h		g/h		g/h		g/h	
U1-TSPa-A1	84	±72	0.20	±0.03	8	±0.9	10	±1.0
U1-TSPa-A2	86	±99	0.16	±0.06	8	±0.7	9	±0.9
U1-TSPa-A3	90	±75	0.16	±0.09	7	±0.6	8	±0.7
U1-TSPa-A4	271	±139	0.13	±0.04	6	±1.0	7	±1.0
U1-TSPa-A5	130	±50	0.13	±0.03	5	±2	5	±1.3
U1-TSPa-A6	11	±3.0	0.23	±0.02	5	±5	6	±1.5
U1-TSPa-A7	8	±2.0	0.17	±0.02	4	±1.5	5	±0.3

En los muestreos los fluxes promedio de CH<sub>4</sub> en el sedimentador primario fue de  $880 \pm 524$  mgCH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup> h, se puede ver una diferencia de fluxes muy notables con respecto al muestreo de Octubre;

en Octubre la planta operaba sin ningún inconveniente y ya llevaba 6 meses operando sin detenerse, formándose así una capa de lodo en el fondo del sedimentador, muy probablemente sea la razón de que sea la concentración más alta de todos los muestreos (promedio  $3095 \pm 2022$  mgCH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup> h), ya que puede existir una producción de metano en la propia planta, se puede esperar que en las zonas anaeróbicas, se formen capas de lodos, los cuales contribuyan a la metanogénesis para la producción de CH<sub>4</sub> (Liebetrau et al., 2010; Woess-Gallasch et al., 2010). Sin embargo el CH<sub>4</sub> también ingresa a la planta a través de las aguas residuales entrantes, así que el influente ya contiene metano disuelto que se va formando desde el sistema de alcantarillado. Estudios recientes indican que la formación de metano en los sistemas de alcantarillado puede ser sustancial (Foley et al., 2009; Guisasola et al., 2008), pero aún no se han informado las cantidades reales de metano que ingresan a una PTAR. En cuanto al muestreo de Noviembre, un día antes del muestreo los sedimentadores y el reactor habían sido lavados, por ello se ven fluxes con concentraciones bajas (promedio  $5.34 \pm 1.3$  mgCH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup> h), en los muestreos de Diciembre y Enero, la planta comenzó a operar de manera normal y podemos ver fluxes con concentraciones más estables (Promedio  $200 \pm 39$  y  $220 \pm 33$  mgCH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup> h) y los fluxes van aumentando.

### 7.3.1.2 Emisiones de metano en el sedimentador secundario

Tabla 7.7. Emisiones de CH<sub>4</sub> medidos en el sedimentador secundario

Fluxes de CH <sub>4</sub>								
Código	Octubre		Noviembre		Diciembre		Enero	
	mg/m <sup>2</sup> h		mg/m <sup>2</sup> h		mg/m <sup>2</sup> h		mg/m <sup>2</sup> h	
U1-TSSa-C1	0	0	0.03	±0.01	0.01	±0.01	0.03	±0.01
U1-TSSa-C2	0	0	0.02	±0.01	0.01	±0.00	0.02	±0.00
U1-TSSa-C3	0	0	0.01	±0.00	0.01	±0.01	0.02	±0.01
U1-TSSa-C4	0	0	0.00	±0.00	0.00	±0.01	0.02	±0.01
U1-TSSa-C5	0	0	0.00	±0.03	0.00	±0.01	0.02	±0.01
U1-TSSa-C6	0	0	0.02	±0.00	0.01	±0.02	0.04	±0.02
U1-TSSa-C7	0	0	0.01	±0.02	0.01	±0.03	0.03	±0.03

Finalmente en el sedimentador secundario, los fluxes de CH<sub>4</sub> fueron muy bajos ( $0.02 \pm 0.01$  mgCH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup> h), esto es debido a que conforme va pasando el proceso de tratamiento el agua pasa por diversas unidades, en primera instancia la estación de bombeo es el primer lugar donde se comienza a emitir el CH<sub>4</sub> debido a la turbulencia, enseguida las unidades de proceso de tratamiento preliminar de cribado (un dispositivo con aberturas de tamaño uniforme para eliminar objetos relativamente grandes en las aguas residuales de entrada, como escombros, bolsas de plástico, etc.) donde se genera turbulencia y también hay un porcentaje de emisión, pero la generación resulta insignificante (Tchobanoglous et al. 2003). En los sedimentadores primarios, debido al tiempo de retención relativamente largo, típicamente de 2 a 3 horas, se desarrollaría un cierto grado de condición anaeróbica, lo que provocaría la generación de CH<sub>4</sub>. En el reactor biológico, es el mayor emisor de CH<sub>4</sub> debido a los aireadores ya que desplazan el CH<sub>4</sub> y lo conducen hacia la atmósfera y la generación de CH<sub>4</sub> no es significativa en las condiciones aeróbicas. En el sedimentador secundario, un tiempo de retención relativamente largo provocaría la formación de CH<sub>4</sub>, en particular si el sedimentador secundario está mal diseñado y la biomasa de lodo permanece en el clarificador durante demasiado tiempo.

### 7.3.2 Muestreo superficial aireado

Se realizaron 4 campañas de muestreo con la CEA en el reactor biológico, muestreando en los mismos puntos en cada campaña; El reactor biológico cuenta con 14 celdas, así que para realizar el muestreo de toda la planta solo se midió la emisión en las celdas (B1,B3,B5.B7.B8.B10.B12 Y B14), el área de cada celda se puede observar en la tabla 7.3.2. Los resultados obtenidos son los siguientes:



Tabla. 7.8. Área de cada celda de muestreo en el reactor biológico en la PTAR de SJA.

Código	Área (m <sup>2</sup> )
U1-TRBa-B1	13
U1-TRBa-B3	14
U1-TRBa-B5	15
U1-TRBa-B7	13
U1-TRBa-B8	13
U1-TRBa-B10	15
U1-TRBa-B12	14
U1-TRBa-B14	13

### 1) Muestreo 1

Fecha: 24 de Octubre de 2019; Rango de temperatura entre 24-25.5 °C. Cabe mencionar que en este muestreo la planta había estado operando sin interrupciones desde hace 11 meses.

Tabla. 7.9. Tabla de fluxes y emisiones de CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> en las celdas del reactor biológico, del Muestreo 1.

Código	Fluxes de CH <sub>4</sub>		Emisiones CH <sub>4</sub>		Fluxes de CO <sub>2</sub>		Emisiones CO <sub>2</sub>	
	mg/m <sup>2</sup> .h	desv.est	g/h	desv.est	mg/m <sup>2</sup> .h	desv.est	g/h	desv.est
U1-TRBa-B1	1241	386	17	5	77548	19239	1034	256
U1-TRBa-B3	802	320	11	5	58786	17585	838	251
U1-TRBa-B5	448	114	7	2	50929	7901	742	115
U1-TRBa-B7	111	25	1	0.3	106941	19648	1392	256
U1-TRBa-B8	108	27	1	0.4	126431	40079	1646	522
U1-TRBa-B10	67	5	1	0.1	142327	21994	2074	320
U1-TRBa-B12	38	4	0.5	0.05	93649	28346	1335	404
U1-TRBa-B14	2	2	0.02	0.02	3446	1459	46	19

En este muestreo podemos observar que mediante el transcurso del proceso de tratamiento los fluxes de CH<sub>4</sub> disminuyen, al inicio tenemos fluxes de hasta 1241 mg/m<sup>2</sup>\*h, sin embargo mediante va avanzando el proceso, se puede observar una disminución de la emisión de CH<sub>4</sub>. Esto se debe muy probablemente a los aireadores, los cuales causan que el aire que se inyecta al sistema desplace al CH<sub>4</sub> ya que tiene una baja solubilidad en agua, además la turbulencia que se genera en el sistema debido a los aireadores, hace más sencillo el desplazamiento de CH<sub>4</sub> hacia la atmosfera; Lo podemos

observar en la Tabla 7.3.2 ya que al inicio se tiene un flux muy alto de CH<sub>4</sub> (1241 mg/m<sup>2</sup>\*h) y en la celda 14 que es la celda final podemos observar un flux menor de 2 mg/m<sup>2</sup>\*h. Además podemos descartar la producción de CH<sub>4</sub> ya que las concentraciones van disminuyendo, esto es debido a las condiciones anaerobias del sistema.

#### 1) Muestreo 2

Fecha: 22 de Noviembre de 2019; Rango de temperatura entre 22.9 y 25.6 °C. En este muestreo un día antes lavaron la planta, así que a diferencia del muestreo 1, el agua residual proveniente del sedimentador primario paso directamente al reactor biológico, así que el tiempo de residencia fue muy corto.

Tabla. 7.10. Tabla de fluxes y emisiones de CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> en las celdas del reactor biológico, del Muestreo 2.

Código	Fluxes de CH <sub>4</sub>		Emisiones CH <sub>4</sub>		Fluxes de CO <sub>2</sub>		Emisiones CO <sub>2</sub>	
	mg/m <sup>2</sup> .h	desv.est	g/h	desv.est	mg/m <sup>2</sup> .h	desv.est	g/h	desv.est
U1-TRBa-B1	482	83	6	1	86615	13238	1155	176
U1-TRBa-B3	183	52	3	0.8	80394	17617	1146	251
U1-TRBa-B5	77	13	1	0.2	128428	24880	1871	362
U1-TRBa-B7	25	4	0.32	0.05	50240	15622	654	203
U1-TRBa-B8	34	2	0.44	0.03	93446	15223	1217	198
U1-TRBa-B10	8	4	0.12	0.05	20868	7782	304	113
U1-TRBa-B12	3	4	0.04	0.06	17996	6858	257	98
U1-TRBa-B14	3	2	0.03	0.03	11115	6505	148	87

En este muestreo podemos observar (Véase, Tabla 7.3.3) un comportamiento similar al Muestreo 1, en donde los fluxes de CH<sub>4</sub> van disminuyendo, conforme el proceso de tratamiento va avanzando, sin embargo los fluxes disminuyeron a comparación del Muestreo 1. Por ejemplo en la celda U1-TRBa-B1 del muestreo 1 tenemos fluxes de 1241 mg/m<sup>2</sup>\*h, a diferencia del Muestreo 2, que tenemos fluxes menores de 482 mg/m<sup>2</sup>\*h. Esto muy probablemente es debido a que un día antes la planta de tratamiento fue lavada, y cuando llegamos tenía un tiempo de haberse llenado muy corto, de apenas 4 horas, desde que la empezaron a llenar. Puede ser que la formación de CH<sub>4</sub> realizado por bacterias metanogénicas, no se pudo efectuar debido a los cortos tiempos de residencia en el sedimentador

primario, por tal motivo se obtuvieron fluxes muy bajos a diferencia del Muestreo 1 y que el CH<sub>4</sub> emitido fue arrastrado del sistema de alcantarillado ya que de acuerdo a Foley et al., 2009; y Guisasola et al., 2008, indican que la formación de metano en los sistemas de alcantarillado puede ser sustancial.

### 1) Muestreo 3

Fecha: 16 de Diciembre de 2019; Rango de temperatura entre 23 y 25 °C. Un día antes la planta había sido vaciada por una falla técnica con el sistema y el muestreo se efectuó 2 horas después de que la planta se llenara. .

Tabla. 7.11. Tabla de fluxes y emisiones de CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> en las celdas del reactor biológico, del Muestreo 3.

Código	Fluxes de CH <sub>4</sub>		Emisiones CH <sub>4</sub>		Fluxes de CO <sub>2</sub>		Emisiones CO <sub>2</sub>	
	mg/m <sup>2</sup> .h	desv.est	g/h	desv.est	mg/m <sup>2</sup> .h	desv.est	g/h	desv.est
U1-TRBa-B1	190	49	3	0.65	79150	18655	1055	249
U1-TRBa-B3	76	14	1	0.20	105170	42756	1500	610
U1-TRBa-B5	40	26	0.6	0.37	16146	7891	235	115
U1-TRBa-B7	25	4	0.3	0.05	120795	28905	1573	376
U1-TRBa-B8	48	14	0.6	0.18	72406	12484	943	163
U1-TRBa-B10	6	2	0.08	0.03	73753	7281	1075	106
U1-TRBa-B12	6	2	0.08	0.03	49294	6423	703	92
U1-TRBa-B14	4	2	0.05	0.03	6926	2424	92	32

Este muestreo sigue el mismo patrón que los anteriores, en donde a través del sistema el CH<sub>4</sub> es emitido a la atmosfera debido a la aireación y la baja solubilidad del CH<sub>4</sub>, y podemos observar en la Tabla 7.3.4 que los fluxes de CH<sub>4</sub> son aún más bajos que en el Muestreo 2. Esto es debido a que en la PTAR SJA hubo una falla técnica con el sistema de tuberías y la vaciaron para arreglar la tubería que se encontraba en el sedimentador primario, debido a eso podemos observar que al inicio del tren de tratamiento tenemos fluxes muy bajos (190 mg/m<sup>2</sup>h) y al final como en los demás muestreos el flux es muy bajo (4 mg/m<sup>2</sup>/h).

## 1) Muestreo 4

Fecha: 22 de Enero de 2020; Rango de temperatura entre 23 y 25 °C. Los reactores estaban trabajando de manera intermitente debido a una falla en las tuberías de la planta.

Tabla 7.12. Tabla de fluxes y emisiones de CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> en las celdas del reactor biológico, del Muestreo 4.

Código	Fluxes de CH <sub>4</sub>		Emisiones CH <sub>4</sub>		Fluxes de CO <sub>2</sub>		Emisiones CO <sub>2</sub>	
	mg/m <sup>2</sup> .h	desv.est	g/h	desv.est	mg/m <sup>2</sup> .h	desv.est	g/h	desv.est
U1-TRBa-B1	169	55.42	2.25	0.74	47040	10335	627	138
U1-TRBa-B3	161	61.22	2.29	0.87	83976	31124	1198	444
U1-TRBa-B5	86	12.27	1.25	0.18	97912	15074	1427	220
U1-TRBa-B7	17	3.51	0.22	0.05	90591	14463	1179	188
U1-TRBa-B8	5	2.24	0.06	0.03	66577	8343	867	109
U1-TRBa-B10	10	2.56	0.15	0.04	4523	5123	66	75
U1-TRBa-B12	7	2.50	0.10	0.04	14420	3991	206	57
U1-TRBa-B14	5	3.18	0.06	0.04	10798	3162	144	42

Este muestreo podemos observar un comportamiento muy similar a los anteriores, en donde tenemos fluxes de entrada de 169 mg/m<sup>2</sup>\*h y Fluxes de salida de 5 mg/m<sup>2</sup>\*h. En cada caso tomando en cuenta lo que entra al sistema y lo que sale tenemos los siguientes porcentajes de emisión en el reactor biológico a la atmosfera, así como la emisión total y Flux promedio de cada muestreo. (Véase Tabla 7.3.6 y 7.3.7)

Tabla. 7.13. Tabla de % de emisión, emisión total y flux promedio de CH<sub>4</sub> en todos los muestreos.

	Emisión	Emisión total		Flux promedio	
	%	g/h	Desv est	mg/m <sup>2</sup> *h	Desv est
Muestreo 1	99.88	39	12	352	110
Muestreo 2	99.5	11	3	101	20
Muestreo 3	98.33	5	2	49	14
Muestreo 4	97.34	6	2	58	18

Tabla. 7.14. Tabla de % de emisión, emisión total y flux promedio de CO2 en todos los muestreos.

	Emisión	Emisión total		Flux promedio	
	%	g/h	Desv est	mg/m2*h	Desv est
Muestreo 1	95.55	9108	2129	82526	19536
Muestreo 2	87.19	6752	1584	61180	13475
Muestreo 3	91.28	7175	1751	65018	15746
Muestreo 4	77.03	5713	1274	51766	11405

Hasta ahora a nuestro conocimiento no se cuenta con suficientes reportes en los que se hable de emisiones en el reactor biológico debido a las dificultades que este presenta. Sin embargo Wang et al. En el año 2011 midió las emisiones de CH<sub>4</sub> en una PTAR en china e identifico las principales fuentes de emisión en toda la planta. El reporto fluxes de CH<sub>4</sub> en tanques aireados de 46.66 mg/m<sup>2</sup>\*h a 115 mg/m<sup>2</sup>\*h, sin embargo el solo midió fluxes en un solo punto del tanque y uso la técnica de bolsa, la cual no es muy confiable ya que solo tomo una muestra en la bolsa y la lleva analizar en un cromatógrafo, a diferencia de nosotros medimos en diferentes áreas del reactor biológico, con una nueva metodología la cual nos permite obtener fluxes en tiempo real, dando como resultado mediciones más confiables y certeras. Por lo que obtuvimos un intervalo de emisión de 49 a 352 mg/m<sup>2</sup>\*h.

### 7.3.3 Metano Disuelto

Tabla 7.15 CH<sub>4</sub> disuelto en el tren de tratamiento para los muestreos del mes de Octubre, Noviembre, Diciembre y Enero

Código	Octubre		Noviembre		Diciembre		Enero	
	mg CH <sub>4</sub> / L		mg CH <sub>4</sub> / L		mg CH <sub>4</sub> / L		mg CH <sub>4</sub> / L	
U1-TSPa-A1	<b>2.18</b>	± 0.10	<b>1.10</b>	± 0.02	<b>2.09</b>	± 0.12	<b>0.93</b>	± 0.06
U1-TSPa-A7	<b>1.98</b>	± 0.07	<b>1.34</b>	± 0.02	<b>1.84</b>	± 0.09	<b>1.01</b>	± 0.07
U1-TRBa-B1	<b>0.00</b>	± 0.00	<b>0.11</b>	± 0.01	<b>0.18</b>	± 0.01	<b>0.00</b>	± 0.00
U1-TRBa-B14	<b>0.00</b>	± 0.00	<b>0.001</b>	± 0.05	<b>0.082</b>	± 0.04	<b>0.00</b>	± 0.00

U1-TSSa-C1	<b>0.003</b>	± 0.00	<b>0.002</b>	± 0.00	<b>0.001</b>	± 0.00	<b>0.01</b>	± 0.00
U1-TSSa-C7	<b>0.002</b>	± 0.00	<b>0.002</b>	± 0.00	<b>0.003</b>	± 0.00	<b>0.00</b>	± 0.00

En los resultados obtenidos en la entrada del sedimentador primario, se obtuvieron concentraciones de CH<sub>4</sub> disuelto para Octubre, Noviembre, Diciembre y Enero ( $2.18 \pm 0.10$ ,  $1.10 \pm 0.02$ ,  $2.09 \pm 0.12$  y  $0.93 \pm 0.06$ , mg CH<sub>4</sub> / L respectivamente) lo cual indica que el CH<sub>4</sub> fue arrastrado desde la alcantarilla, pero en la última unidad de tratamiento podemos ver que las concentraciones son muy bajas ( $0.002$  mg CH<sub>4</sub> / L), por lo cual podemos deducir que gran parte del CH<sub>4</sub> pudo haber sido ventilado a la atmósfera en el reactor biológico debido a los aireados, y una fracción pudo ser oxidada biológicamente.

## 8 Conclusión

Este estudio se centró en el establecimiento de un método simple y confiable para la determinación de las emisiones de metano. La metodología se aplicó luego para medir las emisiones.

En este trabajo se desarrolló un método de medición de la emisión de  $\text{CH}_4$  en plantas de tratamiento de agua residual, el cual permitió cuantificar de una manera más robusta y exacta la emisión de  $\text{CH}_4$ . La cámara efluente abierto es una técnica que te permite cuantificar de forma exacta la emisión, ya que es sencilla de usar, resiste entornos con fuertes turbulencias y a pesar de eso es capaz de mantenerse estable, resultado muy útil al muestrear en reactores biológicos de plantas de tratamiento de lodos activados, ya que a pesar de tener una aireación brusca, logramos que mantuviera la estabilidad para poder determinar las emisiones de todo el tren de tratamiento. Además el método de la cámara estática se puede adaptar con éxito a la determinación de las emisiones de  $\text{CH}_4$  en sedimentadores primarios y secundarios.

Además el muestreo reveló que gran parte del metano que se ha producido en las alcantarillas, en la planta de tratamiento se va a emitir debido a los procesos que se llevan a cabo, como la turbulencia que ocurre desde que entra a la planta y hace que emita un porcentaje de  $\text{CH}_4$ , y cuando entra al reactor biológico gran parte va a ser emitida debido a los aireados, además una fracción será oxidada biológicamente, en los procesos que tardan más tiempo.

## Anexo 1.1

### Sonda multiparamétrica

(Hanna- Multiparameter pH/ORP/EC/TDS/Salinity/DO/Pressure/ Temperature Waterproof Meter - HI98194).

El HI98194 es un medidor multiparamétrico de registro portátil a prueba de agua que monitorea hasta 12 parámetros diferentes de calidad del agua, incluidos 6 medidos y 6 calculados. La sonda multisensor se basa en un microprocesador que permite la medición de parámetros clave que incluyen pH, ORP, conductividad, oxígeno disuelto y temperatura. La sonda transmite lecturas digitalmente al medidor, donde se pueden mostrar y registrar puntos de datos.

#### Información General:

Nombre del instrumento: HI98194  
 Número de serie: 0.4160017  
 Versión de Software: HI 9298194 - v1.0.3  
 Versión de software: v1.08  
 Fecha de software: 08.06.2018  
 Tipo de archivo: Meter Real-time Logging

#### Parámetros que mide la sonda:

Párametros	Especificaciones	
pH	Rango	0.00 a 14.00 pH
	Precisión	± 0.02
	Resolución	0.01
Temperatura (T)	Rango	5 a 55 °C
	Precisión	± 0.15 °C
	Resolución	0.01 °C
Oxígeno Disuelto (D.O.)	Rango	0.0 a 500.0%; 0.00 a 50.00 ppm (mg/L)
	Precisión	±1.5%
	Resolución	0.01 ppm (mg/L)
Potencial Oxido-Reducción (ORP)	Rango	± 2000 mV
	Precisión	± 1.0 mV
Conductividad (EC)	Resolución	0.1 mV
	Rango	0 a 200 mS/cm
	Precisión	±1.0%
	Resolución	0.001 mS/cm
Salinidad (Sal.)	Rango	0.00 a 70.00 PSU
	Precisión	± 2.0 mS/cm
	Resolución	0.01 PSU
Presión atmosférica (Press.)	Rango	450 a 850 mmHg
	Precisión	± 3.0 mmHg
	Resolución	0.1 mmHg



## Anexo 1.2

### Analizador de gases de efecto invernadero (Modelo 915-0011)

(UGGA, Los Gatos Research Inc)

Monitorea las mediciones de metano, dióxido de carbono y vapor de agua simultáneamente, con alta sensibilidad (niveles de ppb en 1 segundo). Proporciona mediciones precisas de CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> a niveles de hasta 10% de fracción molar (sin dilución) sin reducir la precisión y la sensibilidad a niveles ambientales típicos (corrige con precisión la dilución de vapor de agua y los efectos de ampliación de la línea de absorción). Además, proporciona mediciones confiables y garantizadas en fracciones molares de 20 veces los niveles ambientales.

Los analizadores LGR tienen una computadora interna (sistema operativo Linux) que puede almacenar datos prácticamente indefinidamente en un disco duro y enviar datos en tiempo real a un registrador de datos a través de las salidas digitales (RS232), analógico o Ethernet. Además, los analizadores LGR pueden controlarse de forma remota a través de Internet. Esta capacidad permite al usuario acceder y operar el analizador utilizando un navegador web en cualquier lugar. Además, el acceso remoto permite un control total del instrumento y brinda la oportunidad de obtener datos y diagnosticar el funcionamiento del instrumento sin estar en el sitio.



Puede ser transportado a cualquier lugar, requiere 70 vatios, inicia la recopilación de datos dentro de los 100 segundos posteriores al encendido, se puede operar de forma inalámbrica con un iPhone o tableta.

Si requieres más información sobre el funcionamiento del equipo: <https://www.ecotech.com/wp-content/uploads/2015/03/UltraPortable-GGA-User-Manual-Rev-1.01.pdf>

## 9. Referencias

- Aboobakar A., Cartmell E., Stephenson T., Jones M., Vale P. and Dotro G. (2013). Nitrous oxide emissions and dissolved oxygen profiling in a full-scale nitrifying activated sludge treatment plant. *Water Research*, 47(2), 524–534.
- Ali M., Rathnayake R. M., Zhang L., Ishii S., Kindaichi T., Satoh H., Toyoda S., Yoshida N. and Okabe S. (2016). Source identification of nitrous oxide emission pathways from a single-stage nitrification-anammox granular reactor. *Water Research*, 102, 147–157.
- Beline F., Martinez J., Marol C. and Guiraud G. (2001). Application of the 15N technique to determine the contributions of nitrification and denitrification to the flux of nitrous oxide from aerated pig slurry. *Water Research*, 35(11), 2774–2778.
- Belmonte M., Vázquez-Padín J., Figueroa M., Campos J., Méndez R., Vidal G. and Mosquera-Corral A. (2012). Denitrifying activity via nitrite and N<sub>2</sub>O production using acetate and swine wastewater. *Process Biochemistry*, 47(7), 1202–1206.
- Chen Y., Wang D., Zheng X., Li X., Feng L. and Chen H. (2014). Biological nutrient removal with low nitrous oxide generation by cancelling the anaerobic phase and extending the idle phase in a sequencing batch reactor. *Chemosphere*, 109, 56–63.
- Cheng J. (2009). *Biomass to Renewable Energy Processes*. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Chiaradia, J.J., Chiba, M.K., de Andrade, C.A., do Carmo, J.B., de Oliveira, C., Lavorenti, A., 2009. CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes in an ultisol treated with sewage sludge and cultivated with castor bean. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 33, 1863–1870
- Chung Y.-C. and Chung M.-S. (2000). BNP test to evaluate the influence of C/N ratio on N<sub>2</sub>O production in biological denitrification. *Water Science and Technology*, 42(3–4), 23–27.
- Comisión Intersecretarial de Cambio Climático (CICC). 2012. *Adaptación al Cambio Climático en México: Visión, Elementos y Criterios para la Toma de Decisiones*.
- CONAGUA, 2015. *Inventario de Plantas Municipales de Potabilización y de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación, 2015th ed.* Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Ciudad de México.
- Conrad R. 2009. The global methane cycle: recent advances in understanding the microbial processes involved. *Environ. Microbiol Rep*, 1, 285–292.
- Czepiel P., Crill P.M., Harriss R. 1993. Methane emissions from municipal wastewater treatment processes. *Environ. Sci. Technol.* 27, 2472–2476. <https://doi.org/10.1021/es0004a025>
- Daelman M., van Voorthuizen E. M., van Dongen L., Volcke E., van Loosdrecht M.C.M. 2013. Methane and nitrous oxide emissions from municipal wastewater treatment—results from a long-term study. *Water Sci. Technol* 67: 235. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.109> PMID: 23676409
- Daelman M., van Voorthuizen E. M., van Dongen L., Volcke E., van Loosdrecht M.C.M. 2015. Seasonal and diurnal variability of N<sub>2</sub>O emissions from a full-scale municipal wastewater treatment plant. *Sci Total Environ.* 536: 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.122> PMID: 26188527

Daelman M.R.J., van Voorthuizen E.M., van Dongen U.G.J.M., Volcke E.I.P., van Loosdrecht M.C.M. 2012. Methane emission during municipal wastewater treatment. *Water Res.* 46, 3657–3670, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.04.024> PMID: 22575155

Desloover J., De Clippeleir H., Boeckx P., Du Laing G., Colsen J., Verstraete W. and Vlaeminck S. E. (2011). Floc-based sequential partial nitrification and anammox at full scale with contrasting N<sub>2</sub>O emissions. *Water Research*, 45(9), 2811–2821.

Desloover J., Vlaeminck S. E., Clauwaert P., Verstraete W. and Boon N. (2012). Strategies to mitigate N<sub>2</sub>O emissions from biological nitrogen removal systems. *Current Opinion in Biotechnology*, 23(3), 474–482. Dotro G., Jefferson B., Jones M., Vale P., Cartmell E. and Stephenson T. (2011). A review of the impact and potential of intermittent aeration on continuous flow nitrifying activated sludge. *Environmental Technology*, 32(15), 1685–1697.

Diario Oficial de la Federación (2012). Ley General de Cambio Climático. 6 de junio del 2012. México.

Díaz, C. (2012). EL CAMBIO CLIMÁTICO Ciencia y Sociedad, vol. XXXVII, núm. 2, pp. 227-240 Instituto Tecnológico de Santo Domingo Santo Domingo, República Dominicana.

Foley J., Yuan Z., Keller J., Senante E., Chandran K., Willis J., Shah A., van Loosdrecht M. and van Voorthuizen E. (2011). N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> Emission from Wastewater Collection and Treatment Systems: Technical Report. Global Water Research Coalition, London, United Kingdom. Applications, 16(6), 2091–2122.

Gerardo-Nieto, Ó., Vega-Peñaranda, A., González-Valencia, R., Alfano-Ojeda, Y., Thalasso, Frédéric, 2019. Continuous Measurement of Diffusive and Ebullitive Fluxes of Methane in Aquatic Ecosystems by an Open Dynamic Chamber Method. *Environmental Science & Technology* [acs.est.9b00425](https://doi.org/10.1021/acs.est.9b00425) <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b00425>

Hernández-Paniagua, I.Y., Ramírez-Vargas, R., Ramos-Gómez, M.S., Dendooven, L., Avelar-González, F.J., Thalasso, F., 2014. Greenhouse gas emissions from stabilization ponds in subtropical climate. *Environmental Technology* 35, 727–734. <https://doi.org/10.1080/09593330.2013.848910>

Hsu, Y., Singh, S. K., Chiang, M., Wu, Y., & Chang, I. (2009). Strategies to lower greenhouse gas level by rice agriculture. *Journal of Biotechnology*, 8(2), 126–132.

Hu Z. H., Liu S. Y., Yue Z. B., Yan L. F., Yang M. T. and Yu H. Q. (2008). Microscale analysis of in vitro anaerobic degradation of lignocellulosic wastes by rumen microorganisms. *Advances in Environmental Science and Technology*, 42(1), 276–281.

INECC, 2012. Adaptación al cambio climático en México: visión, elementos y criterios para la toma de decisiones. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático.

INECC, 2015. Inventario Nacional de Emisiones de Gases y Compuestos de Efecto Invernadero. Disponible en: <http://www.gob.mx/inecc/acciones-y-programas/inventario-nacional-de-emisiones-de-gases-y-compuestos-de-efecto-invernadero> [10 de Agosto de 2020]

IPCC 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. Cambridge, UK and New York, NY.

IPCC, 2007. AR4 Climate Change 2007: Synthesis Report — IPCC. URL <https://www.ipcc.ch/report/ar4/syr/> (accessed 4.6.19).

IPCC. 2014. *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, pág.2.

Kampschreur M. J., Temmink H., Kleerebezem R., Jetten M. S. M., van Loosdrecht M. C. M. 2009. Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Water Res.* 43, 4093–4103, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.03.001> PMID: 19666183

Le Treut H, et al. Historical overview of climate change. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change 2007.

Lim Y. and Kim D.-J. (2014). Quantification method of N<sub>2</sub>O emission from full-scale biological nutrient removal wastewater treatment plant by laboratory batch reactor analysis. *Bioresource Technology*, 165, 111–115.

López López. Víctor Manuel. Cambio Climático y Calentamiento Global. Ciencia, evidencias, consecuencias y propuestas para enfrentarlos. Editorial Trillas. 2009. Pág. 19.

Lu H. and Chandran K. (2010). Factors promoting emissions of nitrous oxide and nitric oxide from denitrifying sequencing batch reactors operated with methanol and ethanol as electron donors. *Biotechnology and Bioengineering*, 106(3), 390–398.

Mario, M. (2014). Información Estratégica para la Adaptación al Cambio Climático. ICLEI

Martínez J., Fernández A., Cambio climático una visión desde México, 1a. ed. México, D. F., 2004.

Muñoz. C, Surinder Sagggar, Peter Berben, Donna Giltrap, and N. J. (2011). Influence Of Waiting Time After Insertion Of Base Chamber, 71(December), 610–614.

NASA (2017). NASA, NOAA Analyses Reveal Record-Shattering Global Warm Temperatures in 2015. NASA.

Park K. Y., Inamori Y., Mizuochi M. and Ahn K. H. (2000). Emission and control of nitrous oxide from a biological wastewater treatment system with intermittent aeration. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 90(3), 247–252.

Peng L., Ni B.-J., Erler D., Ye L. and Yuan Z. (2014). The effect of dissolved oxygen on N<sub>2</sub>O production by ammonia-oxidizing bacteria in an enriched nitrifying sludge. *Water Research*, 66, 12–21.

SEMARNAT, 2014. Programa Especial de Cambio Climático 2014-2018.

Shaver, G. R., Canadell, J., Chapin III, F. S., Gurevitch, J., Harte, J., Henry, G., Rustad, L. (2000). Global Warming and Terrestrial Ecosystems: A Conceptual Framework for Analysis. *BioScience*, 50(10), 871–882. Disponible en: [http://www.nslc.wustl.edu/courses/archives/Bio4213/05/global\\_warming.pdf](http://www.nslc.wustl.edu/courses/archives/Bio4213/05/global_warming.pdf)

Shine K. P., Sturges W. T., Atmospheric science - CO<sub>2</sub> is not the only gas, *Science* 2007 30; 315: 1804 - 1805.

Tang B., Wu G., Wang H. and Guan Y. (2016). Nitrous oxide emission depending on the type of electron acceptor by a denitrifying phosphorus removal sludge. *Global NEST Journal*, 18(2), 251–258.

Tumendelger A, Alshboul Z, Lorke A (2019) Methane and nitrous oxide emission from different treatment units of municipal wastewater treatment plants in Southwest Germany. *PLoS ONE* 14(1): e0209763. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0209763>.

USEPA (2017). Understanding Global Warming Potentials by USEPA. Disponible en <https://www.epa.gov/ghgemissions/understanding-global-warming-potentials> [10 Abril 2020].

- Vollmer M. K., Rhee T. S., Rigby M., Hofstetter D., Hill M., Schoenenberger F. and Reimann S. (2015). Modern inhalation anesthetics: potent greenhouse gases in the global atmosphere. *Geophysical Research Letters*, 42(5), 1606–1611.
- Walter K. M., Smith L. C., Chapin F. S., Methane bubbling from northern lakes: present and future contributions to the global methane budget, *Philosophical Transactions of the Royal Society A-Mathematical Physical and Engineering Sciences* 2007, 15; 365, 1657-1676.
- Wang H., Fotidis I. A. and Angelidaki I. (2015). Ammonia effect on hydrogenotrophic methanogens and syntrophic acetate-oxidizing bacteria. *Fems Microbiology Ecology*, 91(11), 1–8.
- Wang J., Zhang J., Xie H., Qi P., Ren Y. and Hu Z. (2011). Methane emissions from a fullscale A/A/O wastewater treatment plant. *Bioresource Technology*, 102(9), 5479–5485.
- Weiland P. (2010). Biogas production: current state and perspectives. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 85(4), 849–860.
- Westerholm M., Moestedt J. and Schnurer A. (2016). Biogas production through syntrophic acetate oxidation and deliberate operating strategies for improved digester performance. *Applied Energy*, 179, 124–135.
- Wood B. R., Reimer J. A., Bell A. T., Janicke M. T. and Ott K. C. (2004). Methanol formation on Fe/Al-MFI via the oxidation of methane by nitrous oxide. *Journal of Catalysis*, 225(2), 300–306.
- Xie S., Wu G., Lawlor P. G., Frost J. P. and Zhan X. (2012). Methane production from anaerobic co-digestion of the separated solid fraction of pig manure with dried grass silage. *Bioresource Technology*, 104, 289–297.
- Yoshida H., Mønster J., Scheutz C. 2014. Plant-integrated measurement of greenhouse gas emissions from a municipal wastewater treatment plant. *Wat.Res.* 61, 108–118.
- Yver Kwok C. E., Müller D., Caldow C., Lebègue B., Mønster J. G., Rella C. W., Scheutz C., Schmidt M., Ramonet M., Warneke T., Broquet G., Ciais P. 2015. Methane emission estimates using chamber and tracer release experiments for a municipal waste water treatment plant. *Atmos. Meas. Tech.* 8, 2853–2867. <https://doi.org/10.5194/amt-8-2853-2015>
- Zeebe R. E. (2013). Time-dependent climate sensitivity and the legacy of anthropogenic greenhouse gas emissions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110(34), 13739–13744.
- Zhang Q. H., Yang W. N., Ngo H. H., Guo W. S., Jin P. K., Dzakpasu M., Yang S. J., Wang Q., Wang X. C. and Ao D. (2016). Current status of urban wastewater treatment plants in China. *Environment International*, 92–93, 11–22.