



**018530 - SWITCH**

## **Sustainable Water Management in the City of the Future**

Integrated Project  
Global Change and Ecosystems

### **Cámaras estáticas para la estimación de gases de efecto invernadero en lagunas de estabilización para el tratamiento de aguas residuales domésticas**

Due date of deliverable: M60  
Actual submission date: M60

Start date of project: 1 February 2006

Duration: 60 months

**Lead partner: UNIVALLE**

**Revision: final**

Project co-funded by the European Commission within the Sixth Framework Programme (2002-2006)		
Dissemination Level		
<b>PU</b>	Public	X
<b>PP</b>	Restricted to other programme participants (including the Commission Services)	
<b>RE</b>	Restricted to a group specified by the consortium (including the Commission Services)	
<b>CO</b>	Confidential, only for members of the consortium (including the Commission Services)	



**CÁMARAS ESTÁTICAS PARA LA ESTIMACIÓN DE EMISIONES DE GASES  
DE EFECTO INVERNADERO EN LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN PARA EL  
TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS**

**ANA PAOLA LASSO PALACIOS**

**UNIVERSIDAD DEL VALLE  
FACULTAD DE INGENIERÍA  
POSTGRADO EN INGENIERÍA  
SANTIAGO DE CALI  
SEPTIEMBRE DE 2010**



**CÁMARAS ESTÁTICAS PARA LA ESTIMACIÓN DE EMISIONES DE GASES  
DE EFECTO INVERNADERO EN LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN PARA EL  
TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS**

**ANA PAOLA LASSO PALACIOS**

**DIRECTOR  
ING MSc. JUAN PABLO SILVA VINASCO**

**UNIVERSIDAD DEL VALLE  
FACULTAD DE INGENIERÍA  
POSTGRADO EN INGENIERÍA  
SANTIAGO DE CALI  
SEPTIEMBRE DE 2010**

## **Agradecimientos**

Al Proyecto SWITCH por el soporte económico para la realización de esta investigación.

A ACUAVALLE por el uso de las instalaciones de la Estación de Investigación y Transferencia de Tecnología para el Tratamiento de Aguas Residuales de Ginebra – Valle.

A mi director de tesis, Juan Pablo Silva Vinasco por sus enseñanzas y paciencia.

## TABLA DE CONTENIDO

<b>1. INTRODUCCIÓN</b>	<b>10</b>
<b>2. ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN</b>	<b>12</b>
<b>3. Objetivos</b>	<b>16</b>
<b>3.1 Objetivo general</b>	<b>16</b>
<b>3.2 Objetivos específicos</b>	<b>16</b>
<b>4. REVISIÓN DE LITERATURA</b>	<b>17</b>
<b>4.1 Gases de efecto invernadero</b>	<b>17</b>
4.1.1. Dióxido de Carbono	18
4.1.2. Metano	19
4.1.3. Óxido nitroso	19
<b>4.2. Procesos de degradación biológica de materia orgánica en sistemas de tratamiento de aguas residuales</b>	<b>20</b>
4.2.1. Proceso aerobio	20
4.2.2. Proceso anaerobio	20
<b>4.3. Degradación biológica de nitrógeno</b>	<b>21</b>
4.3.1 Nitrificación	22
4.3.2 Denitrificación	22
4.3.3 Anammox	23
<b>4.4. Lagunas de estabilización para el tratamiento de aguas residuales</b>	<b>23</b>
4.4.1 Lagunas anaerobias	24
4.4.2 Lagunas facultativas	24
<b>4.5. Metodologías para la estimación de las emisiones de GEI</b>	<b>25</b>
4.5.1 Factores de emisión	25
4.5.2 Balances de materia	26
4.5.3 Mediciones en sitio	27
<b>5. METODOLOGÍA</b>	<b>29</b>
<b>5.1 Lugar de muestreo</b>	<b>29</b>
<b>5.2 Descripción del sistema de lagunas</b>	<b>30</b>
<b>5.3 Determinación de parámetros fisicoquímicos en las lagunas de estabilización</b>	<b>30</b>
<b>5.4 Definición del protocolo de muestreo de gases de efecto invernadero en lagunas de estabilización</b>	<b>30</b>
<b>5.5 Aplicación del protocolo de monitoreo en la evaluación de cámaras estáticas</b>	<b>31</b>

5.6	Análisis de laboratorio para la determinación de la concentración de GEI	33
5.7	Cálculo del flux de GEI en lagunas de estabilización	33
5.8	Análisis de los datos	35
6.	<b>RESULTADOS Y ANÁLISIS</b>	36
6.1	Caracterización de los parámetros fisicoquímicos del sistema de lagunas de estabilización	36
6.2	Protocolo de muestreo de gases de efecto invernadero en lagunas de estabilización	37
6.3	Evaluación del comportamiento de los gradientes de concentración de GEI en las cámaras estáticas evaluadas	38
6.4	Comparación de tres cámaras estáticas para la estimación de los flux de GEI en lagunas de estabilización	43
6.4.1	Laguna anaerobia	43
6.4.2	Laguna facultativa	48
6.5	Análisis de la producción de GEI en lagunas de estabilización	52
6.5.1	Laguna anaerobia	52
6.5.2	Laguna facultativa	58
6.6	Comparación de las lagunas de estabilización	61
7.	<b>CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES</b>	63
	<b>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	65
	<b>ANEXOS</b>	69

## Índice de figuras

Figura 1. Ciclo del carbono .....	18
Figura 2. Etapas de la digestión anaerobia. ....	21
Figura 3. Distribución del nitrógeno en un sistema de tratamiento con nitrificación y denitrificación .....	22
Figura 4. Procesos en lagunas anaerobias.....	24
Figura 5. Procesos desarrollados en una laguna facultativa. ....	25
Figura 6. Esquema de las cámaras estáticas .....	28
Figura 7. Localización del sitio de muestreo .....	29
Figura 8. Cámaras estáticas construidas.....	32
Figura 9. Esquema del protocolo de muestreo de GEI en lagunas de estabilización.....	38

## Índice de gráficas

Gráfica 1. Tendencia de las concentraciones de los GEI.....	12
Gráfica 2. Tendencias en las emisiones globales de GEI .....	13
Gráfica 3. Tendencias de la concentración vs tiempo .....	34
Gráfica 4. Tendencia de la concentración de GEI vs el tiempo .....	39
Gráfica 5. Efecto del burbujeo en el gradiente de concentración de metano .....	41
Gráfica 6. Diagrama de cajas de los datos de flux de CH <sub>4</sub> .....	44
Gráfica 7. Diagrama de caja de los datos de flux de CO <sub>2</sub> (g.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> ).....	45
Gráfica 8. Diagrama de caja de los datos de flux de N <sub>2</sub> O (mg.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> ) .....	47
Gráfica 9. Diagrama de caja de los datos de flux de CH <sub>4</sub> (g.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> ).....	49
Gráfica 10. Diagrama de caja de los datos de flux de CO <sub>2</sub> (g.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> ).....	50
Gráfica 11. Diagrama de caja de los datos de flux de N <sub>2</sub> O (mg.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> ) .....	51
Gráfica 12. Variación del flux de CH <sub>4</sub> y pH en la laguna anaerobia .....	53
Gráfica 13. Variación del flux de CH <sub>4</sub> y temperatura en la laguna anaerobia .....	53
Gráfica 14. Variación del flux de CO <sub>2</sub> y temperatura en la laguna anaerobia .....	55
Gráfica 15. Variación del flux de CO <sub>2</sub> y pH en la laguna anaerobia .....	56
Gráfica 16. Variación del flux de N <sub>2</sub> O y pH en la laguna anaerobia .....	57
Gráfica 17. Variación del flux de N <sub>2</sub> O y temperatura en la laguna anaerobia.....	57
Gráfica 18. Variación del flux de CO <sub>2</sub> y pH en la laguna facultativa .....	59
Gráfica 19. Variación del flux de CO <sub>2</sub> y temperatura en la laguna facultativa.....	59
Gráfica 20. Variación del flux de N <sub>2</sub> O y pH en la laguna facultativa.....	60
Gráfica 21. Variación del flux de N <sub>2</sub> O y temperatura en la laguna facultativa .....	61

## Índice de tablas

Tabla 1. Producción de metano según la remoción de DQO.....	14
Tabla 2. Tiempo de vida y GWP de GEI.....	17
Tabla 3. Parámetros de diseño del sistema de lagunas de estabilización.....	30
Tabla 4. Parámetros evaluados en la laguna anaerobia .....	36
Tabla 5. Parámetros evaluados en la laguna facultativa .....	36
Tabla 6. Rechazo de datos de concentración vs tiempo para la laguna anaerobia.....	40
Tabla 7. Rechazo de datos de concentración vs tiempo para la laguna facultativa.....	40
Tabla 8. Porcentaje de datos según el modelo lineal y exponencial en la laguna anaerobia .....	42
Tabla 9. Porcentaje de datos según el modelo lineal y exponencial en la laguna facultativa .....	43
Tabla 10. Estadística descriptiva de los datos de flux de CH <sub>4</sub> (g.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> ).....	44
Tabla 11. Estadística descriptiva de los datos de flux de CO <sub>2</sub> (g.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> ).....	45
Tabla 12. Prueba de ANOVA para los flux de CO <sub>2</sub> .....	46
Tabla 13. Estadística descriptiva de los datos de flux de N <sub>2</sub> O (mg.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> ).....	47
Tabla 14. Prueba de ANOVA para los flux de N <sub>2</sub> O .....	48
Tabla 15. Estadística descriptiva de los datos de flux de CH <sub>4</sub> (g.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> ).....	49
Tabla 16. Estadística descriptiva de los datos de flux de CO <sub>2</sub> (g.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> ).....	50
Tabla 17. Estadística descriptiva de los datos de flux de N <sub>2</sub> O (mg.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> ).....	51
Tabla 18. Producción de metano en la laguna anaerobia.....	54

## RESUMEN

Los sistemas de tratamiento de aguas residuales (STAR) han sido diseñados para prevenir y/o minimizar los impactos negativos de las cargas contaminantes de los desechos líquidos a los cuerpos de agua. Sin embargo, estos sistemas pueden generar gases como dióxido de carbono, metano y óxido nitroso. Estos subproductos secundarios son denominados gases de efecto invernadero (GEI) los cuales tienen el potencial de producir cambio climático.

Las emisiones de GEI provenientes de los STAR se han estimado en un 5% de las emisiones globales. Los inventarios de GEI generados en STAR tienen una alta incertidumbre especialmente en los países en desarrollo debido a la falta de información. Diferentes metodologías han sido empleadas para la realización de estimación de emisiones de GEI, especialmente los factores de emisión propuestos por el IPCC. Sin embargo, la falta de aplicación de metodologías para las estimaciones *in situ* de GEI es una de las principales deficiencias en la realización de inventarios de emisiones.

Acorde con lo anterior, para suplir los vacíos metodológicos, en este trabajo se desarrolló un protocolo de medición de GEI en lagunas de estabilización para el tratamiento de aguas residuales. Tres tipos de cámaras estáticas fueron empleados para determinación de las emisiones de CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O. Una cámara estática simple, otra con ventilador y una con recirculación se compararon y se determinó que los mecanismos de homogenización en las cámaras no tienen influencia en la estimación del flux de los GEI. Los flux estimados fueron de  $50.74 \pm 33.45 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ,  $158.50 \pm 59.36 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  y  $5.11 \pm 10.42 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  para CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O, respectivamente, en la laguna anaerobia. Por su parte en la laguna facultativa se obtuvieron flux de  $5.42 \pm 3.31 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ,  $3.72 \pm 34.39 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  y  $1.49 \pm 5.93 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O, respectivamente.

## 1. INTRODUCCIÓN

La sostenibilidad del planeta se encuentra amenazada por los diversos impactos negativos generados por las actividades humanas. La mitigación de las emisiones de gases de efecto invernadero y su potencial consecuencia de cambio climático es una de los mayores retos de la actualidad. Meehl *et al.* (2007) predicen que de no efectuarse acciones de mitigación se presentarían cambios en la temperatura media del planeta (+0.69°C al 2030), variaciones en la frecuencia e intensidad de las precipitaciones, deshielo de los casquetes polares y glaciares entre otros. En cuanto a la salud humana, cambios en la distribución de las enfermedades, malnutrición, muertes por temperaturas extremas, enfermedades respiratorias son algunos de los efectos relacionados con el cambio climático (Frumkin *et al.*, 2008; Haines *et al.*, 2006).

Los gases de efecto invernadero (GEI) asociados al cambio climático, provienen de diferentes fuentes: naturales y antropogénicas. Sistemas de generación de energía, cultivos de arroz, lagos, ríos, sistemas de tratamiento de residuos entre otros han sido evaluados y determinados como fuentes de GEI (Rogner *et al.*, 2007). Entre estas fuentes, se ha reportado que el uso de combustibles fósiles es el de mayor contribución. Respecto a las emisiones de GEI provenientes de sistemas de tratamiento de residuos se ha estimado que estas pueden ser equivalentes al 5% de las emisiones globales (Bogner, et al 2007).

Los sistemas de tratamiento de aguas residuales han sido concebidos para la protección del recurso hídrico y por lo tanto puede considerarse que ellos generan un beneficio ambiental. Sin embargo debido a los procesos de degradación se ha establecido que pueden generar impactos secundarios tales como generación de olores y GEI (Van der Steen *et al.*, 2003a).

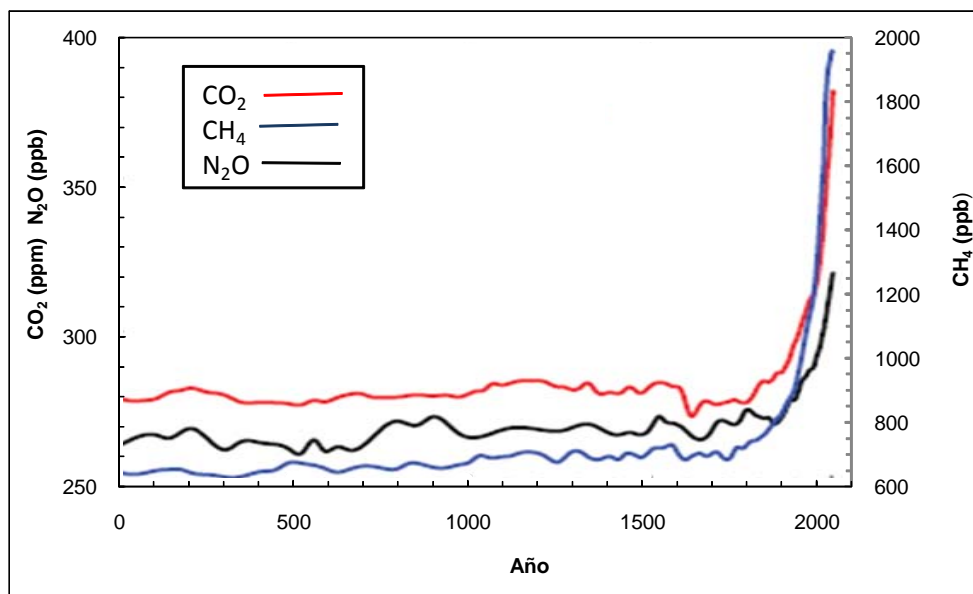
Aunque, las emisiones de GEI provenientes de estos sistemas pueden ser menores respecto a otras fuentes, se ha dicho que existen incertidumbres en estas estimaciones (Rogner *et al.*, 2007; Rypdal & Winiwarter, 2001), principalmente por la carencia de información confiable en cuanto al volumen real de aguas residuales producidas principalmente en países en desarrollo, las metodologías de estimación de emisiones de GEI involucradas basadas en factores de emisión las cuales no contemplan las condiciones locales y condiciones del proceso y el aumento de las coberturas de agua y saneamiento asociado al cumplimiento de las metas del milenio, lo que en un futuro incrementará el volumen de aguas residuales y por ende acorde con las tecnologías de tratamiento un incremento en la producción de GEI.

De esta forma, el presente trabajo de grado aborda lo relacionado con la incertidumbre en la estimación de emisiones de GEI en sistemas de tratamiento de aguas residuales. Es así, como uno de los logros importantes de este trabajo de grado fue el desarrollo un protocolo que permitió estandarizar una metodología de medición *in situ* de las emisiones de GEI, basado en cámaras estáticas, aplicada a lagunas de estabilización, uno de los sistemas de tratamiento más utilizados en países en desarrollo.

## 2. ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN

Los gases de efecto invernadero (GEI) presentes en la atmósfera provienen de fuentes naturales y antropogénicas. Sin embargo, el incremento de las concentraciones ambientales de los GEI como dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), metano ( $\text{CH}_4$ ), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), hexafluoruro de azufre ( $\text{SF}_6$ ), compuestos de cloro y flúor como clorofluorocarbonados, (CFC), hidrofluorocarbonos (HFC) y perfluorocarbonos (PFC) está asociado principalmente a las actividades humanas (Forster *et al.*, 2007; Rogner *et al.*, 2007).

Las concentraciones de  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  y  $\text{N}_2\text{O}$  se han incrementado en 36, 148 y 18% respectivamente desde la era pre-industrial en el año 1750 hasta el año 2005 (Forster *et al.*, 2007), como se observa en la Gráfica 1. Este incremento está asociado principalmente al uso de combustibles fósiles. Sin embargo la producción de energía, la deforestación, la agricultura, y la disposición de residuos (sólidos y aguas residuales) tienen una contribución creciente a los GEI en la atmósfera (Gráfica 2).

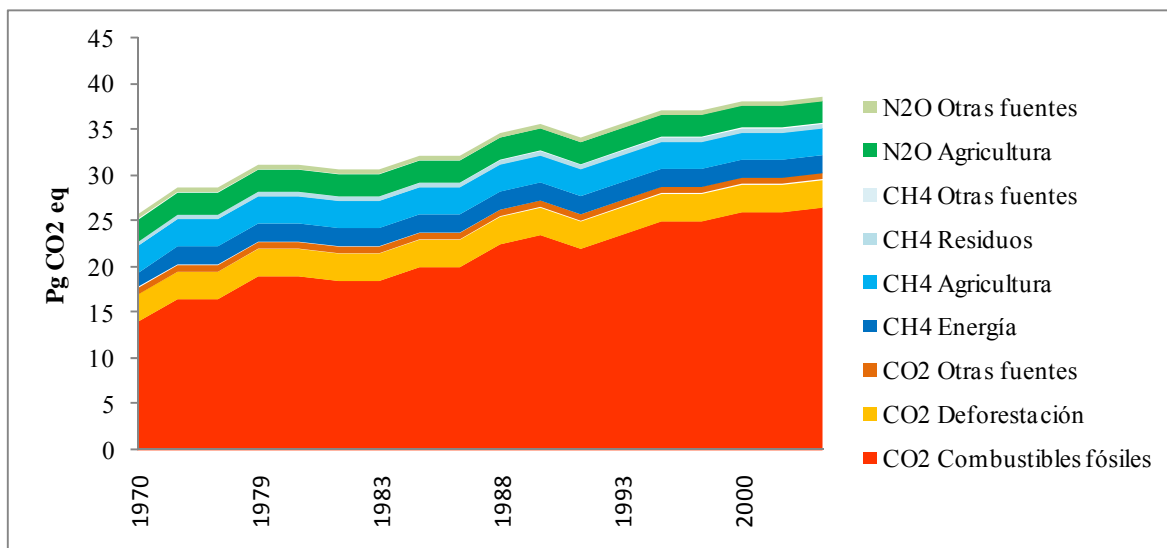


**Gráfica 1.** Tendencia de las concentraciones de los GEI

Fuente: Forster *et al.* (2007)

El aporte del manejo, tratamiento y disposición de las aguas residuales a las emisiones globales de GEI se ha calculado para el año 2000 en 1.6% de las 41755 M ton de  $\text{CO}_2$  (Baumert *et al.*, 2005). Por su parte Bogner *et al.* (2007) han proyectado que para el año 2020 se emitirán aproximadamente 770 M ton de  $\text{CO}_2$  provenientes de las aguas residuales.

Sin embargo existen incertidumbres relacionadas con la producción de aguas residuales y sus emisiones de GEI. En países en desarrollo se han reportado incertidumbres entre el 30 – 39 % para la estimación de CH<sub>4</sub> y entre el 10 y el 30% para el CO<sub>2</sub> ambos provenientes de la disposición de residuos. Para el caso de Colombia las emisiones de GEI son calculadas a partir de los factores de emisión del IPCC a partir de los datos oficiales de producción de aguas residuales que se han estimado solo representan el 49% de la producción real en Colombia (IDEAM, 2001).



**Gráfica 2.** Tendencias en las emisiones globales de GEI

Adaptado de: Olivier *et al.* (2005)

Las emisiones de GEI de sistemas de tratamiento de aguas residuales son atribuidas principalmente a los procesos anaerobios de degradación de la materia orgánica. Estudios realizados en las lagunas de estabilización, especialmente las lagunas anaerobias, han mostrado evidencia de esta problemática.

Las primeras investigaciones realizadas en lagunas anaerobias apuntaron a determinar la composición de los gases emitidos en el denominado biogás. Varios autores coinciden en que las lagunas anaerobias emiten un biogás con alto contenido de CH<sub>4</sub>. Toprak (1995) reporta una concentración de CH<sub>4</sub> en un rango que va desde 52 hasta 80% en una laguna anaerobia utilizada para tratar aguas residuales domésticas. Picot *et al.* (2003) en lagunas ubicadas cerca al mediterráneo reportaron 83% para este mismo gas. Estos resultados coinciden con los valores reportados para lagunas anaerobias utilizadas en tratamiento de aguas residuales diferentes a las domésticas, así Yacob *et al.* (2006) reportan una variación de CH<sub>4</sub> en un 35 – 70% para efluentes de un proceso de aceite de palma tratado en este tipo de lagunas, mientras que DeSutter & Ham (2005) estimaron entre un 7 y 71%. Referente al

CO<sub>2</sub> en las investigaciones anteriormente reportadas se encuentran cambios en concentración de CO<sub>2</sub> entre el 4 y el 30%.

La anterior variación en la composición de los gases en lagunas anaerobias ha sido atribuida a procesos como disolución de los gases generados en la columna de agua específicamente el CO<sub>2</sub>, el cual puede ser convertido a alcalinidad cuando el biogás producido en el fondo de la laguna burbujea a través de la columna de agua (Picot *et al.*, 2003). La concentración de CO<sub>2</sub> que es cercana al 15% en el fondo de la laguna es menor del 2% en el gas que emerge en la superficie (Oswald *et al.*, 1994).

Por otra parte en las investigaciones anteriormente mencionadas se ha reportado que la cantidad de CH<sub>4</sub> varía acorde con la cantidad de DQO removida, tal como se observa en la Tabla 1. Aunque los datos reportados difieren entre sí, ya sea por el tipo de agua residual tratada o por las condiciones locales en que se han desarrollado las investigaciones, dan estimaciones de la generación de GEI aproximadas a la máxima producción teórica (0,35 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>.kg<sup>-1</sup> DQO<sub>removida</sub>, a 0°C y 1 atm de presión; (Metcalf & Eddy, 2003)). Sin embargo la mayoría han sido obtenidas bajo condiciones experimentales en climas templados y no propiamente en climas tropicales.

**Tabla 1.** Producción de metano según la remoción de DQO

<b>Autores</b>	<b>Producción de CH<sub>4</sub> (m<sup>3</sup>.kg<sup>-1</sup> DQO<sub>removida</sub>)</b>
Oldham & Nemeth (1973)	0,057 – 0,30
Green <i>et al.</i> (1995)	0,15
Toprak (1995)	0,145
Picot <i>et al.</i> (2003)	0,36
van der Steen <i>et al.</i> (2003b)	0,18
Yacob <i>et al.</i> (2006)	0,223
Hasanudin <i>et al.</i> (2006)	0,147

De igual manera los resultados anteriores reportan la influencia de la carga orgánica en la emisión de CH<sub>4</sub>. Acorde con esto, Toprak (1995) determinó coeficientes de correlación entre la remoción de carga orgánica y la producción de gas de 92,6% para el CH<sub>4</sub> y de 76,9% para el CO<sub>2</sub>. Del mismo modo, Yacob *et al.* (2006) reportan diferencias en el biogás emitido relacionadas con la variación diaria de la carga orgánica en lagunas anaerobias.

En relación a la temperatura, Toprak (1995) determinó una expresión matemática correlacionando la emisión de biogás con este parámetro, la cual fue corroborada por Picot *et al.* (2003) donde se determina la disminución de la actividad metanogénica a bajas temperaturas. Sin embargo, estas mediciones han sido realizadas en países del subtrópico

de climas templados y no se adaptan a condiciones tropicales de países como Colombia, por lo tanto para nuestro medio no es claro si este comportamiento se puede presentar.

En cuanto a las emisiones de GEI en las lagunas de facultativas pocos estudios son reportados. Singh *et al.* (2005) señalan que estos sistemas son una fuente continua de emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  que se relaciona con el nitrógeno total en los sedimentos que se considera eutrofizado y con la temperatura que afecta las tasas de reacción del proceso de nitrificación-denitrificación. Por su parte, Stadmark & Leonardson (2005) relacionan la emisión de GEI con parámetros como la temperatura y el oxígeno disuelto, así a una temperatura mayor de  $15^\circ\text{C}$  se pueden emitir hasta  $54 \text{ mg CH}_4.\text{m}^{-2}.\text{h}^{-1}$  mientras que por debajo de  $10^\circ\text{C}$  menos de  $0,6 \text{ mg CH}_4.\text{m}^{-2}.\text{h}^{-1}$  es emitido. Sin embargo al igual que para otras eco-tecnologías los estudios realizados no son representativos para las condiciones de países tropicales y adicionalmente no se dan explicaciones de los procesos que lideran la emisión de GEI en este tipo de lagunas.

En cuanto a las cámaras estáticas, poca discusión se ha realizado frente a la influencia de los mecanismos de mezcla o la ausencia de estos. Autores como Picot *et al.* (2003), Stadmark & Leonardson (2005) y Toprak (1995) no emplean ningún mecanismo de homogenización del biogás recolectado en la cámara estática. Por su parte, Singh *et al.* (2005), Purvaja & Ramesh (2001), Zimmo *et al.* (2003) emplean mecanismos de mezcla. Dada las diferencias en los sistemas y los sitios de medición no es posible realizar una comparación de la influencia de la homogenización. Este punto representa uno de los aportes significativos de este trabajo de grado al realizar la comparación de tres tipos de cámaras estáticas.

Acorde con lo anterior, esta investigación contribuye a determinar la generación de los GEI en eco-tecnologías para el tratamiento de aguas residuales basadas en sistemas de lagunas estabilización en Colombia, aportando una metodología analítica que permita la determinación experimental de GEI. Con estas determinaciones se espera poder dar un paso en el desarrollo de mediciones de GEI *in situ* que permitan en un futuro determinar factores de emisión a las condiciones de nuestro país y de este modo enriquecer el conocimiento en cuanto a la generación de GEI y su inventario. Para el caso de Colombia y en el marco del protocolo de Kyoto con el Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL) (ONU, 1998), la obtención de datos de emisiones de GEI representa una oportunidad determinar la posibilidad de secuestrar GEI y comercializar bonos de emisión, contribuyendo a la mitigación de los impactos del cambio climático. Por otra parte con esta investigación se da un paso en la determinación del potencial impacto que pueden generar los sistemas de tratamiento basado en lagunas de estabilización, lo que puede contribuir al análisis integral de los beneficios e impactos generados por estos sistemas.

### **3. Objetivos**

#### **3.1 Objetivo general**

Estimar las emisiones de gases de efecto invernadero en lagunas de estabilización para el tratamiento de aguas residuales mediante el uso de cámaras estáticas.

#### **3.2 Objetivos específicos**

- Desarrollar un protocolo para el muestreo de gases de efecto invernadero mediante el uso de cámaras estáticas.
- Evaluar el desempeño de tres tipos de cámaras estáticas para el muestreo de gases de efecto invernadero en lagunas de estabilización.
- Comparar las emisiones de GEI provenientes de una laguna anaerobia y una laguna facultativa.

## 4. REVISIÓN DE LITERATURA

### 4.1 Gases de efecto invernadero

Los gases de efecto invernadero (GEI) tienen la propiedad de absorber la radiación infrarroja re-radiada desde la superficie terrestre y disiparla en forma de calor trayendo como consecuencia el incremento de la temperatura de la superficie de la Tierra (IPCC, 2001). Sin embargo, sin la presencia de los GEI la temperatura promedio de la superficie sería alrededor de  $-19^{\circ}\text{C}$ ,  $33^{\circ}\text{C}$  más baja que la actual (Le Treut *et al.*, 2007).

Los GEI se encuentran naturalmente en la atmósfera. Sin embargo el incremento de estos gases por las actividades antropogénicas puede crear un desbalance energético en la atmósfera que conduciría a un calentamiento artificial. La generación de energía, la explotación y el uso de combustibles fósiles, el uso del suelo, la producción agrícola e industrial y el manejo de los residuos son las principales actividades antropogénicas generadoras de GEI.

Los principales GEI relacionados con las actividades humanas son  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ , CFC, HFC, PFC y  $\text{SF}_6$  (ONU, 1998). El impacto de los GEI sobre el sistema climático se determina en términos del potencial de calentamiento global (GWP por sus siglas en inglés), el cual es una medida de la efectividad de los gases para atrapar radiación. El GWP está relacionado con la fuerza de radiación y el tiempo de vida de las moléculas y se expresa en equivalentes de  $\text{CO}_2$  que tiene un GWP de 1. En la Tabla 2 se encuentran los valores de GWP para algunos GEI.

**Tabla 2.** Tiempo de vida y GWP de GEI

Compuesto	Tiempo de vida (años)	GWP		
		Horizonte en años		
		20	100	500
$\text{CO}_2$	50 – 200	1	1	1
$\text{CH}_4$	12	62	23	7
$\text{N}_2\text{O}$	114	275	296	156
$\text{SF}_6$	3200	15100	22200	32400

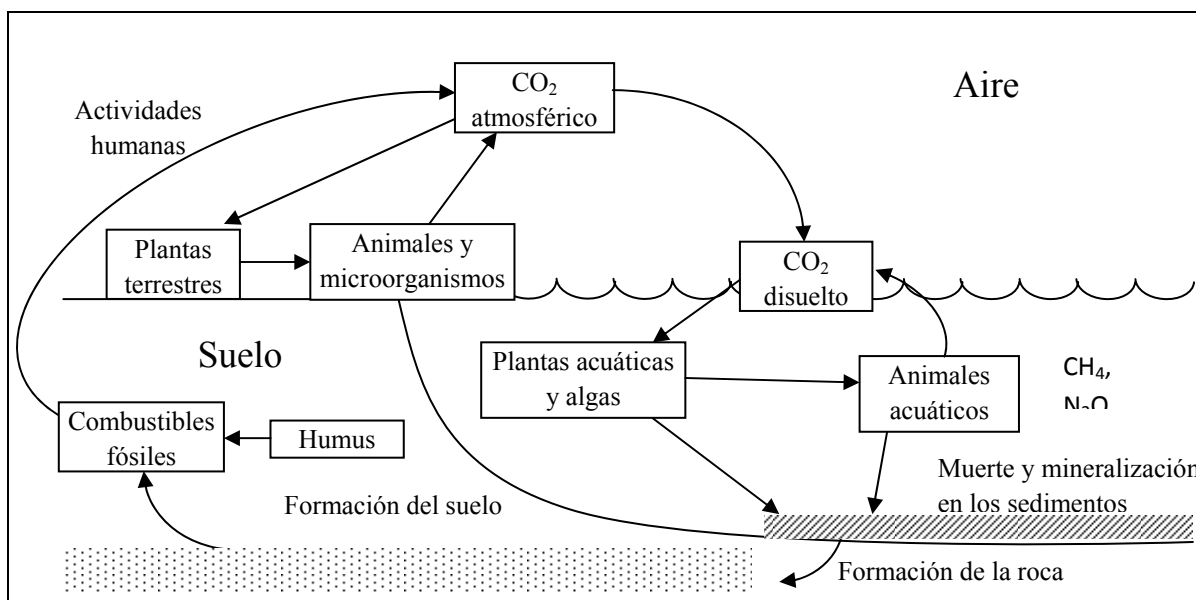
Fuente: Forster *et al.* (2007)

Metz *et al.* (2007) han planteado escenarios de los posibles impactos sobre el comportamiento del sistema climático del planeta en el marco del cuarto reporte del IPCC. Ejemplo de ellos son las variaciones en la temperatura del aire en la superficie entre -40 a +60%, periodos de sequía y lluvias extremas, acidificación del agua del mar por el incremento del CO<sub>2</sub>, elevación del nivel del mar hasta de 0,59 cm entre otras.

#### 4.1.1. Dióxido de Carbono

El dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) es el medio de transferencia de carbono más rápido de la naturaleza; es fijado naturalmente por los organismos fotosintéticos y es devuelto a la atmósfera a través de la respiración. En la Figura 1 se puede ver su participación del CO<sub>2</sub> en el ciclo global del carbono.

El CO<sub>2</sub> es el principal gas de efecto invernadero de origen antropogénico, subproducto de la combustión de combustibles fósiles y la quema de biomasa. Otras fuentes importantes son el transporte, la ganadería y la agricultura. La concentración del CO<sub>2</sub> atmosférico se ha elevado al menos 100 ppm desde la era pre-industrial. La tasa de anual promedia de CO<sub>2</sub> se ha incrementado mas entre los años 2000 y 2005 ( $4.1 \pm 0.1 \text{ Gt C. año}^{-1}$ ) que en la última década del siglo pasado ( $3.2 \pm 0.1 \text{ Gt C. año}^{-1}$ ) (Denman *et al.*, 2007).



**Figura 1.** Ciclo del carbono  
Fuente: Mandigan *et al.* (1999).

Los principales sumideros de CO<sub>2</sub> son los océanos debido al proceso de circulación marina y la actividad biológica, y la vegetación debido al proceso de fotosíntesis (Siegenthaler & Sarmiento, 1993; Fisher *et al.*, 2007).

#### **4.1.2. Metano**

El metano (CH<sub>4</sub>) es el principal producto de la digestión anaerobia de materia orgánica. El CH<sub>4</sub> es producido por fuentes naturales y antropogénicas. Los humedales son la principal fuente natural de CH<sub>4</sub>. Por su parte, la producción de energía, el manejo y disposición de residuos, la ganadería, la agricultura y la quema de biomasa son fuentes antropogénicas (Denman *et al.*, 2007).

En un periodo de 100 años, el CH<sub>4</sub> es un gas con la capacidad de producir un efecto de retención de calor 23 veces mayor que el del CO<sub>2</sub>. La abundancia del metano en la atmósfera terrestre ha variado desde 400 ppb en las épocas glaciares hasta 1774.62 ppm promedio medidos en 2005 (Forster *et al.*, 2007).

Pocos sumideros de CH<sub>4</sub> se encuentran en la naturaleza. La principal forma de eliminación de metano es la reacción con los radicales hidroxilo (OH), seguida por el transporte a la estratosfera y la oxidación en el suelo y (~7% y ~5%, respectivamente) (Wuebbles & Hayhoe, 2002).

#### **4.1.3. Óxido nitroso**

El óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) es producido durante el proceso de denitrificación como un subproducto intermedio en la transformación de los nitratos en nitrógeno molecular gaseoso. Los océanos y el suelo son las principales fuentes naturales de N<sub>2</sub>O. El uso de fertilizantes en la agricultura, la quema de biomasa, la ganadería y la disposición de residuos son fuentes antropogénicas (Denman *et al.*, 2007).

El N<sub>2</sub>O es un potente gas de efecto invernadero con un potencial de calentamiento global en cien años 296 veces mayor que el CO<sub>2</sub>. Las concentraciones atmosféricas de N<sub>2</sub>O se han incrementado 0.26%.año<sup>-1</sup> desde 1970 (Le Treut *et al.*, 2007).

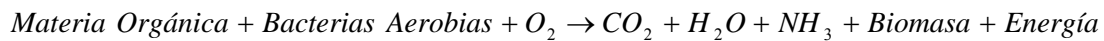
El principal sumidero de óxido nitroso es la reacción oxígeno activado en la estratosfera (Matson & Vitousek, 1990). También el proceso de denitrificación es un sumidero biológico para el óxido nitroso (Reay & Hewitt, 2007).

## 4.2. Procesos de degradación biológica de materia orgánica en sistemas de tratamiento de aguas residuales

El proceso de degradación de materia orgánica puede ser aerobio o anaerobio según la disponibilidad de oxígeno y los microorganismos presentes en el medio.

### 4.2.1. Proceso aerobio

En el proceso aerobio de degradación de materia orgánica el aceptor final de electrones es el oxígeno. Los microorganismos predominantes en el proceso aerobio son las bacterias. En la siguiente reacción se resume el proceso (Romero, 2004):



El proceso aerobio se desarrolla por tres reacciones:

- **Catabolismo:** es el proceso de oxidación o descomposición de las macromoléculas que componen la materia orgánica.
- **Anabolismo:** es el proceso de síntesis o asimilación de compuestos orgánicos simples por parte de los microorganismos.
- **Autólisis:** es el proceso de respiración endógena o autooxidación de las células microbianas.

### 4.2.2. Proceso anaerobio

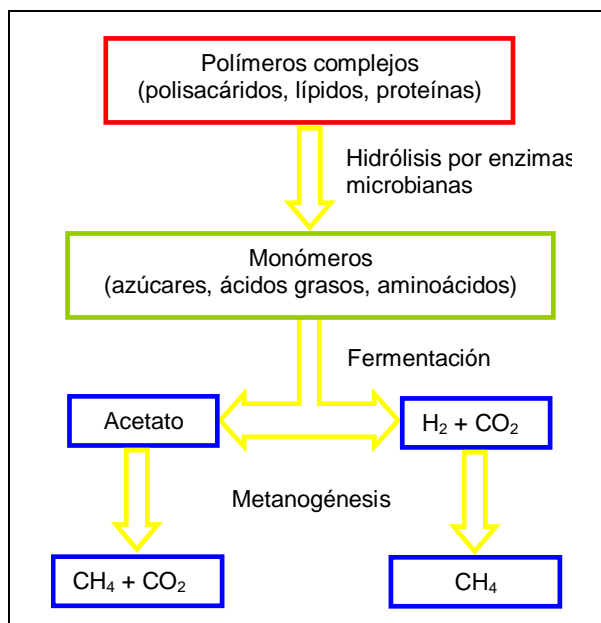
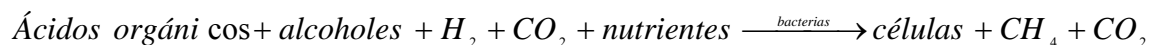
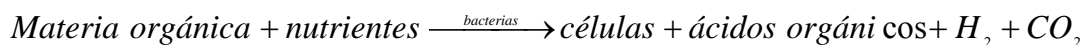
Los procesos de degradación anaerobia de las aguas residuales se desarrollan en tres etapas (Figura 2):

- **Hidrólisis y acidogénesis:** en esta etapa los compuestos orgánicos complejos se transforman en compuestos más sencillos y solubles por la acción de las enzimas de bacterias fermentativas. Compuestos como los carbohidratos, los lípidos y las proteínas son transformados en azúcares, aminoácidos, ácidos grasos y glicerol que son fuente de energía y de carbono para los microorganismos.
- **Acetogénesis:** los compuestos de la etapa anterior son transformados a través de una serie de reacciones fermentativas en acetato,  $\text{CO}_2$  y  $\text{H}_2$ , principalmente. Estas

transformaciones son llevadas a cabo por las bacterias acetogénicas productoras de hidrógeno y bacterias acetogénicas consumidoras de hidrógeno.

- **Metanogénesis:** en esta última etapa, la transformación del acetato,  $\text{CO}_2$  y  $\text{H}_2$  se realiza por las bacterias metanogénicas reductoras de  $\text{CO}_2$  y bacterias metanogénicas acetoclásticas. Los productos finales de esta transformación son  $\text{CH}_4$  y  $\text{CO}_2$ .

Las ecuaciones correspondientes a las reacciones globales del proceso anaerobio son (Romero, 2004):



**Figura 2.** Etapas de la digestión anaerobia.  
Adaptado de Mandigan *et al.* (1999).

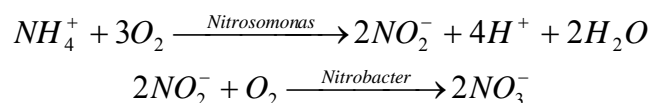
#### 4.3. Degradación biológica de nitrógeno

El nitrógeno en las aguas residuales puede encontrarse en forma orgánica o amoniacal. En aguas residuales domésticas, el nitrógeno total se encuentra entre 30 y 100  $\text{mg.L}^{-1}$ , de los cuales hasta un 79% está en forma orgánica (proteínas, aminoácidos, úrea), hasta un 20% en forma amoniacal y menos del 1% como nitritos y nitratos (Romero, 2004).

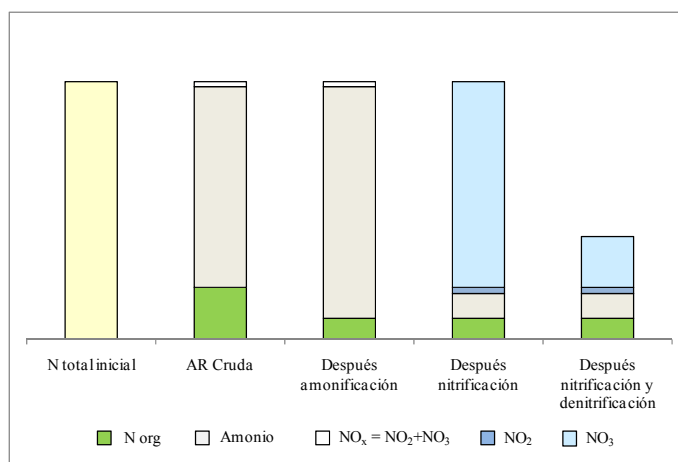
Los principales mecanismos de degradación biológica del nitrógeno son amonificación (conversión del nitrógeno orgánico en nitrógeno amoniacal), nitrificación y denitrificación.

#### 4.3.1 Nitrificación

El nitrógeno orgánico es convertido en amonio sin variación en la concentración del nitrógeno total. La oxidación del amonio a nitritos y posteriormente a nitratos en un ambiente aerobio ocurre en el proceso de nitrificación, acorde con las siguientes reacciones:



El proceso de nitrificación puede reducir el pH por la liberación de iones  $H^+$  en el medio. El proceso de nitrificación en si no es un proceso de eliminación de nitrógeno ya que el contenido total de nitrógeno no se modifica, solo se transforma (Figura 3) (von Sperling & Chernicharo, 2005).

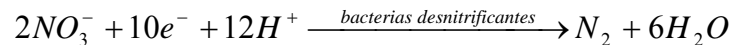


**Figura 3.** Distribución del nitrógeno en un sistema de tratamiento con nitrificación y denitrificación

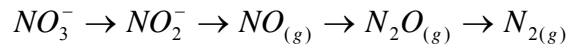
Fuente: von Sperling & Chernicharo *et al.* (2005)

#### 4.3.2 Denitrificación

La denitrificación es el proceso de reducción de nitratos a nitrógeno gaseoso ( $N_2$ ) en condiciones anóxicas. El proceso está regido por la siguiente reacción:



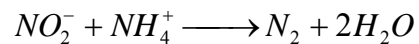
Este proceso ocurre en cuatro etapas principales (Romero, 2004):



El proceso de denitrificación es un proceso efectivo de eliminación de nitrógeno ya que convierte los nitratos en la fase acuosa en nitrógeno molecular que escapa a la atmósfera, reduciendo el contenido total de nitrógeno en el medio (Figura 3).

#### 4.3.3 Anammox

Anammox (acrónimo del inglés: anaerobic ammonia oxidation) es el proceso de conversión del nitrito y el amonio en nitrógeno molecular gaseoso en condiciones anóxicas, siguiendo la siguiente reacción:



Entre las ventajas que presenta el proceso Anammox es la baja producción de lodos, ahorro en energía, disminución de las emisiones de CO<sub>2</sub> ya que es utilizado como fuente de carbono por las bacterias *anammox* y reducción en las emisiones de N<sub>2</sub>O ya que este compuesto no es un paso intermedio en la producción de N<sub>2</sub>.

#### 4.4. Lagunas de estabilización para el tratamiento de aguas residuales

Las lagunas de estabilización son reservorios artificiales en los cuales se realiza el tratamiento de aguas residuales simulando los procesos naturales de depuración de las corrientes acuáticas contaminadas.

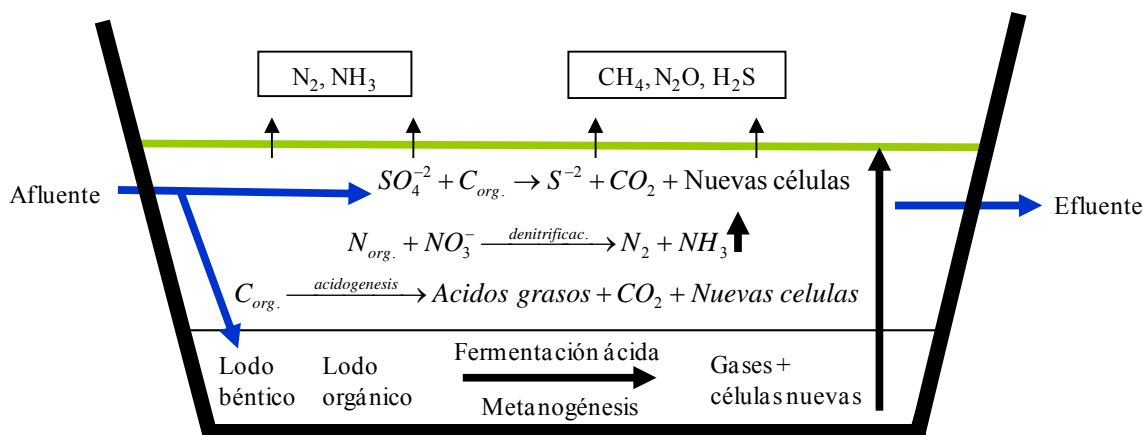
De acuerdo a los procesos desarrollados las lagunas de estabilización se pueden clasificar en anaerobias, facultativas y de maduración, las cuales se combinan para tener un sistema de tratamiento de aguas residuales con dos o más unidades.

El tratamiento de las aguas residuales en las lagunas de estabilización se realiza por medio de la interacción entre la biomasa conformada por diferentes microorganismos (algas,

bacterias, protozoarios, etc.) y la materia orgánica contenida en el agua residual, influenciado por las condiciones naturales de temperatura, luminosidad, vientos, etc. (Yáñez, 1993).

#### 4.4.1 Lagunas anaerobias

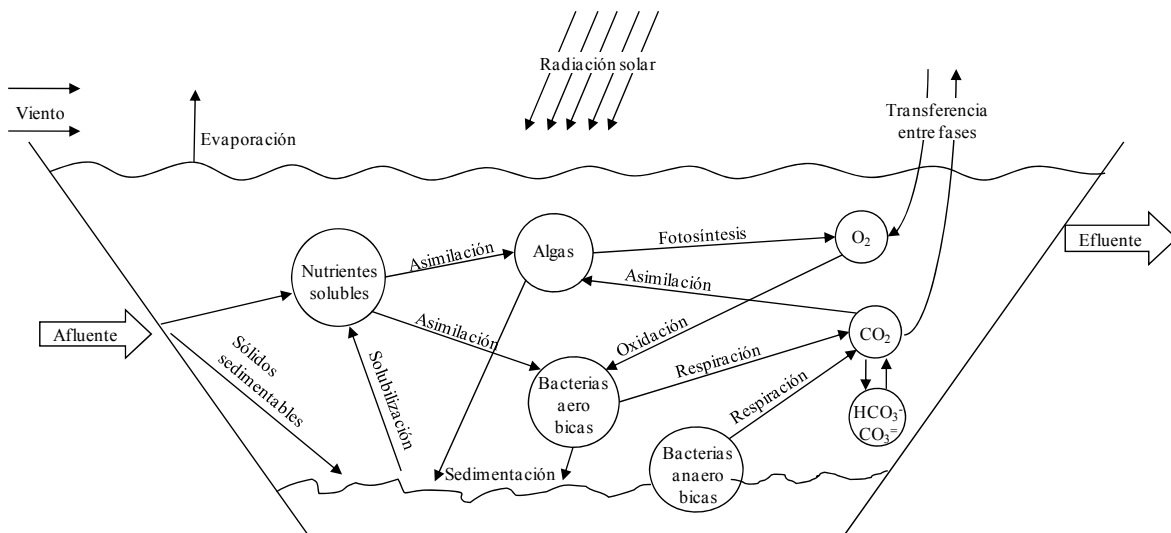
Las lagunas anaerobias se basan en los procesos de degradación anaerobia de baja tasa que tienen como productos finales  $\text{CH}_4$  y  $\text{CO}_2$ , principalmente (Figura 4). La profundidad en estas unidades varía entre 2 y 5 metros y son las unidades más pequeñas entre las lagunas de estabilización, su área superficial pequeña minimiza la transferencia de oxígeno con la atmósfera lo que contribuye al mantenimiento de condiciones anaerobias. El tiempo de retención hidráulica (TRH) mínima es de 1 día. Su objetivo es la remoción de sólidos y de materia orgánica. Con temperaturas de  $20^\circ\text{C}$  las lagunas anaerobias alcanzan remociones de  $\text{DBO}_5$  hasta del 60% (Mara, 2004).



**Figura 4. Procesos en lagunas anaerobias**

#### 4.4.2 Lagunas facultativas

Las lagunas facultativas presentan una alta complejidad de microorganismos dada la presencia de zonas aerobias y anaerobias en el mismo sistema. La Figura 5 es una representación de los procesos en una laguna facultativa. En la zona aerobia ubicada en la superficie de la laguna donde hay mayor intercambio de oxígeno con el ambiente, las algas y las bacterias fotosintéticas son primordiales para la degradación de la materia orgánica. En el fondo de la laguna, donde no hay presencia de oxígeno se dan procesos de descomposición anaerobia. La profundidad de las lagunas facultativas varía entre 1 y 2 metros y el TRH mínimo en las lagunas facultativas es de cuatro días.



**Figura 5.** Procesos desarrollados en una laguna facultativa.  
Adaptado de Yáñez (1993).

#### 4.5. Metodologías para la estimación de las emisiones de GEI

Los GEI pueden ser determinados por diferentes metodologías. Los factores de emisión, los balances de materia y las mediciones en sitio a través de cámaras estáticas y dinámicas son las metodologías más empleadas.

##### 4.5.1 Factores de emisión

Los factores de emisión son valores tabulados que relacionan la emisión de un compuesto de interés con una actividad o producto. El IPCC ha establecido factores de emisión para los GEI para las diferentes actividades contempladas en los Inventarios de Emisiones de GEI. En el caso de las aguas residuales, la metodología del IPCC presenta valores para la estimación de las emisiones de  $\text{CH}_4$  y  $\text{N}_2\text{O}$ , sin embargo no se consideran las emisiones de  $\text{CO}_2$  ya que estas son de origen biogénico (IPCC, 2006).

Las emisiones de  $\text{CH}_4$  provenientes de las aguas residuales se pueden calcular dependiendo del tipo de agua residual (doméstica o industrial), de la carga de materia orgánica, del tipo de tratamiento empleado, del tipo de población (urbana o rural), etc (IPCC, 2006). Para el caso de las aguas residuales domésticas, las emisiones de  $\text{CH}_4$  se calculan con la siguiente expresión:

$$Emisiones\ de\ CH_4\ (kg\ /\ año) = \left[ \sum_{i,j} U_i \times T_{i,j} \times FE_j \right] (CTM - CO) - R$$

Donde  $U_i$  es la población del estrato  $i$ ,  $T_{i,j}$  es la cobertura del sistema de tratamiento  $j$  en la población  $i$ ,  $i$  es la población de un determinado estrato,  $j$  es el tipo de tratamiento,  $FE$  es el factor de emisión ( $kg\ CH_4.kg\ DBO^{-1}$ ),  $CTM$  es la carga total de materia orgánica ( $kg\ DBO.año^{-1}$ ),  $CO$  es el componente orgánico separado como lodos ( $kg\ DBO.año^{-1}$ ) y  $R$  es la cantidad de  $CH_4$  recuperada ( $kg\ CH_4.año^{-1}$ ).

De forma similar, se puede proceder para la estimación de las emisiones de  $N_2O$  provenientes de las aguas residuales efluentes, con la diferencia que aquí se consideran tanto los aportes domésticos como industriales. Estas emisiones se pueden calcular con la siguiente expresión:

$$Emisiones\ de\ N_2O\ (kg\ /\ año) = N_{efluente} \times FE_{efluente} \times \frac{44}{28}$$

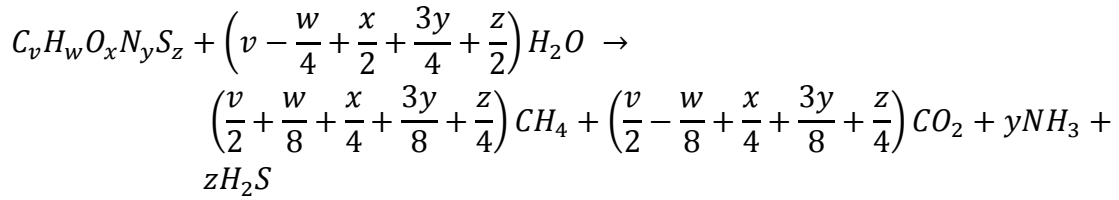
Donde  $N_{efluente}$  es el nitrógeno del efluente descargado ( $kg\ N.año^{-1}$ ),  $FE_{efluente}$  es el factor de emisión ( $kg\ de\ N_2O.\ kg^{-1}\ de\ N$ ) y  $\frac{44}{28}$  es el factor de conversión de  $N$  a  $N_2O$ . En el término

$N_{efluente}$  se considera el consumo de proteínas de la población y el nitrógeno descargado por los procesos industriales (IPCC, 2006).

#### 4.5.2 Balances de materia

La ley de la conservación de la materia aplicada a los sistemas de tratamiento de aguas residuales permite la estimación de la producción de gases de efecto invernadero. Los balances de materia requieren un conocimiento de las variables del sistema como entradas, salidas y procesos de degradación que permitan explicar los flujos y las transformaciones de la materia orgánica.

En condiciones anaerobias, conociendo la composición del agua residual es posible estimar la máxima cantidad de  $CO_2$  y  $CH_4$  a partir de la relación estequiométrica de la siguiente ecuación (Metcalf & Eddy, 2003).

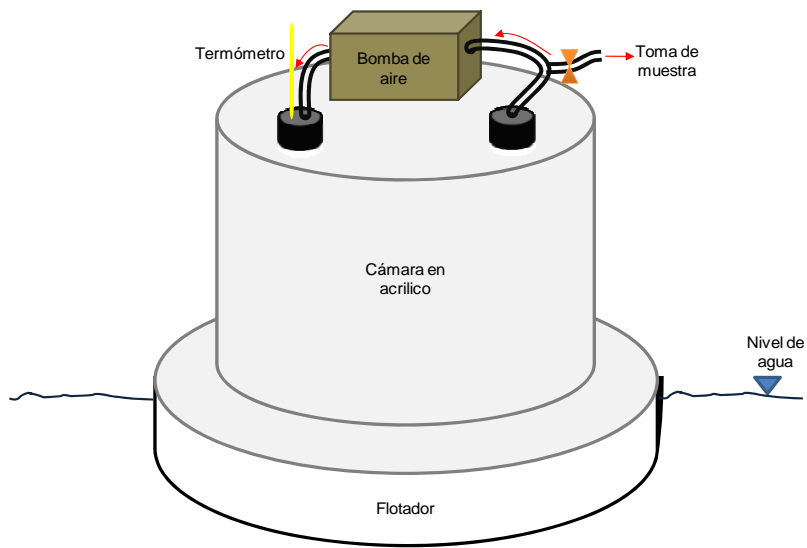


#### 4.5.3 Mediciones en sitio

Las cámaras estáticas y dinámicas son la metodología de medición en sitio para la cuantificación de gases más difundida por su bajo costo y fácil manejo. El principio de las cámaras se basa en determinación del cambio de la concentración de los gases, emitidos desde una superficie, en el tiempo en un volumen de aire definido. Su principal diferencia se encuentra en la continuidad del flujo de aire, mientras en las primeras no se da intercambio ni flujo de aire con el exterior, las segundas funcionan como sistemas con flujo continuo. Sin embargo, en las cámaras estáticas se puede proporcionar mezcla para homogenizar los gases y asegurar la representatividad de la muestra tomada.

En las cámaras dinámicas se utilizan sistemas de bombeo (bombas de vacío o de succión) que propician el movimiento e intercambio del aire a través de la cámara (Allaire *et al.*, 2002; Lim *et al.*, 2003; Milligan *et al.*, 2002; Osada & Fukumoto, 2001; Møller *et al.*, 2004). Usualmente en este tipo de cámaras se emplean analizadores en línea que hacen la determinación de la concentración de los gases de interés en tiempo real.

Por su parte, en las cámaras estáticas se mantiene una porción de aire confinado entre la superficie que emite los gases de interés y la cámara. Con el fin de homogenizar el aire interior de la cámara se pueden emplear diferentes dispositivos como bombas de recirculación (Singh *et al.*, 2005) o ventiladores (Barlaz *et al.*, 2004; Johansson *et al.*, 2004) (Figura 6). A diferencia de las cámaras dinámicas, en las cámaras estáticas es necesaria la toma de muestras de gas a intervalos de tiempo definidos. Estas muestras de gas son analizados en el laboratorio para determinar la concentración de los gases de interés. Autores como Toprak (1995), Picot *et al.* (2003), Purvaja & Ramesh (2001), Yacob *et al.* (2006) y Wu *et al.* (2007) han empleado esta técnica en investigaciones sobre emisiones de gases provenientes de sistemas de tratamiento de aguas residuales.



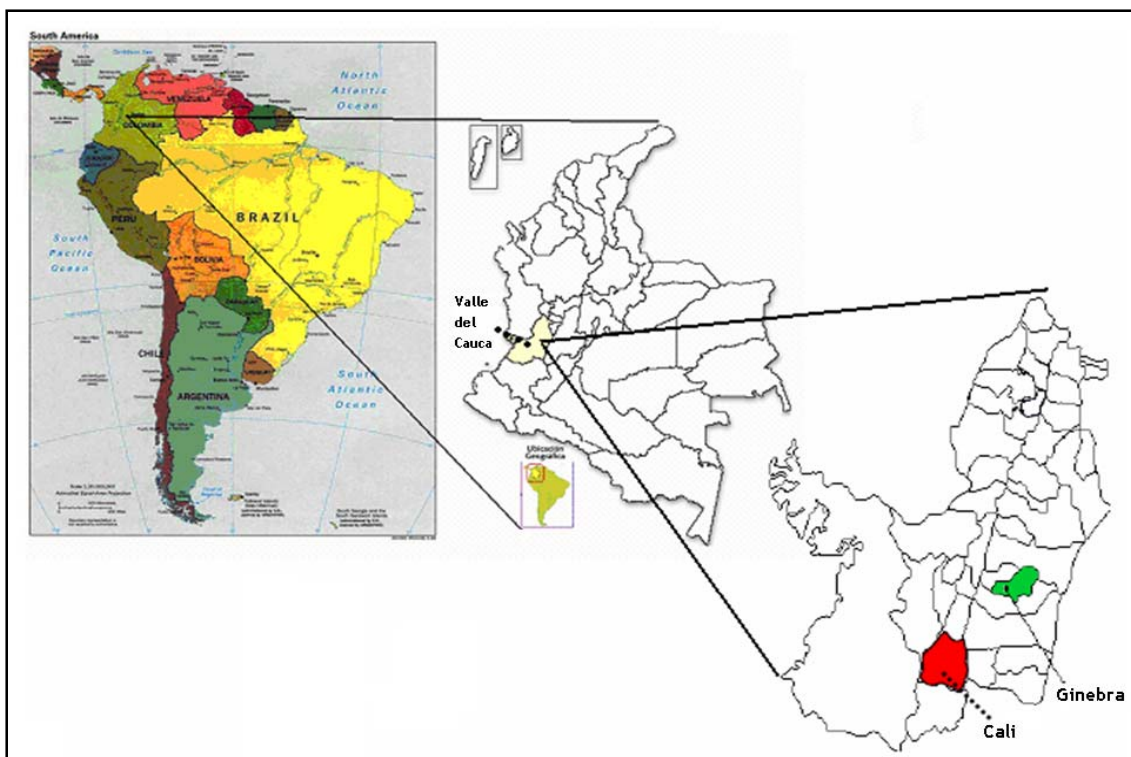
**Figura 6. Esquema de las cámaras estáticas**

## 5. METODOLOGÍA

### 5.1 Lugar de muestreo

El trabajo experimental fue desarrollado en el municipio de Ginebra en el centro del departamento del Valle del Cauca. Las coordenadas geográficas de Ginebra son 3°45'00"N y 76°10'00"W a una altura sobre el nivel del mar de 1100 m y una temperatura promedio de 22°C. Las actividades económicas principales de este municipio son la agricultura, la ganadería y el turismo. Según datos del censo para el 2005, Ginebra tiene 18808 habitantes (DANE, 2005). En la Figura 7 se observa la localización geográfica del sitio del trabajo de campo.

El municipio de Ginebra cuenta con una Estación de Investigación y Transferencia de Tecnología para el Tratamiento de Aguas Residuales de ACUAVALLE S.A. E.S.P. En esta estación se encuentran diferentes tecnologías para el tratamiento de aguas residuales. Hay sistemas a escala piloto como humedales, biodiscos y filtro percolador y sistemas a escala real como las lagunas anaerobia y facultativa. Este último sistema fue el empleado para el desarrollo de este trabajo de investigación.



**Figura 7.** Localización del sitio de muestreo

## 5.2 Descripción del sistema de lagunas

El sistema de lagunas de estabilización que se evaluó está conformado por dos unidades en serie a escala real: una laguna anaerobia (LA) y una laguna facultativa (LF). En la Tabla 3 se encuentran los parámetros de diseño de cada laguna.

**Tabla 3.** Parámetros de diseño del sistema de lagunas de estabilización

Laguna	Caudal (L.s <sup>-1</sup> )	TRH (días)	Remoción DBO (%)	Longitud (m)	Ancho (m)	Profundidad (m)
LA	10	2	65	52	26	4
LF	20	7	35 – 45	112	52	1.5

Fuente: Madera (2003)

## 5.3 Determinación de parámetros fisicoquímicos en las lagunas de estabilización

La determinación de los parámetros fisicoquímicos de afluentes y efluentes de las lagunas de estabilización se realizó de acuerdo con los Métodos Estandarizados (APHA, 2005). Los parámetros determinados fueron pH, temperatura, demanda química de oxígeno (DQO) y sólidos suspendidos totales (SST). El pH se midió con un pH-metro TS325 marca Thomas, el cual simultáneamente permitía medir la temperatura. La DQO se realizó por la metodología de reflujo cerrado en un equipo HACH y los sólidos se determinaron por filtración y secado en mufla.

Los parámetros fisicoquímicos se determinaron en muestras integradas en un periodo de 24 horas, tomando alícuotas cada 30 minutos. Los muestreos de los afluentes y efluentes se realizaron en paralelo con cada muestreo de las emisiones de GEI. Los puntos de recolección de la muestra líquida fueron entrada a la laguna anaerobia, entrada a la laguna facultativa y salida de la laguna facultativa.

## 5.4 Definición del protocolo de muestreo de gases de efecto invernadero en lagunas de estabilización

Es importante resaltar que gran parte de este trabajo de grado se centró en la estandarización de procedimientos para utilizar las cámaras estáticas en la estimación de las emisiones de GEI provenientes de lagunas de estabilización, lo cual constituye su principal aporte. Así, inicialmente una exhaustiva revisión de literatura guió los inicios en la estandarización del protocolo el cual finalmente fue ajustado a nuestras condiciones,

concernientes a la disponibilidad de equipos, características de las lagunas y disponibilidad de recursos entre otros. Una mayor descripción del protocolo de medición de GEI en lagunas de estabilización utilizando las cámaras estáticas se muestra en un posterior capítulo.

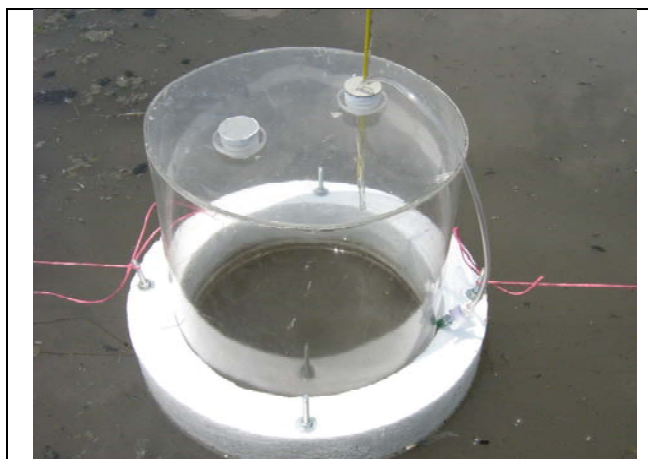
## **5.5 Aplicación del protocolo de monitoreo en la evaluación de cámaras estáticas**

Una vez definido el protocolo, este se utilizó para evaluar y comparar tres tipos de cámaras estáticas. A pesar de ser las cámaras estáticas ampliamente empleadas en el muestreo de GEI en lagunas, lagos, humedales y ríos entre otros (Toprak, 1995; Picot et al., 2003; DeSutter & Ham, 2005; Sing et al., 2005; Stadmark & Leonardson, 2005; Yacob et al., 2006), no hay una discusión ni comparación de la influencia de la circulación de los GEI al interior de las cámaras en el instante de la medición.

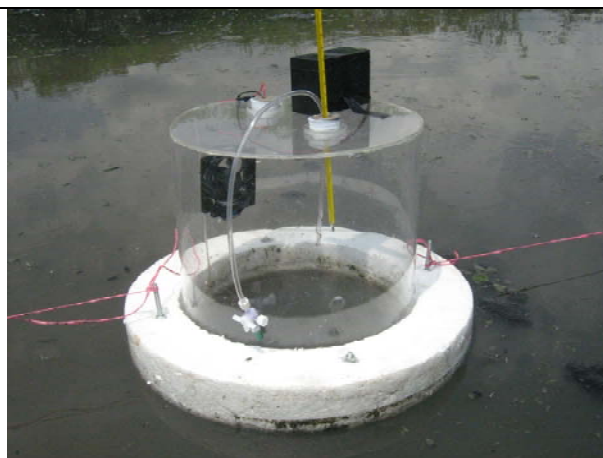
De esta manera, tres tipos de cámaras estáticas fueron construidas en acrílico de 3 mm de espesor, de igual diámetro y altura, equivalente a 30 cm, con el propósito de establecer sus potenciales diferencias en la estimación de las emisiones de GEI. La variación en los tres tipos de cámaras estáticas dependió de la circulación del gas en su interior. Un primer tipo consistió en una cámara estática simple (C01), es decir, sin ningún aditamento que estimule la circulación de gas. El segundo tipo, cámara estática con ventilador (C02), fue provisto de un dispositivo que favorece la mezcla y la homogenización del gas en el interior de la cámara. Por último, la tercera, cámara estática con recirculación (C03), en la cual se usó una bomba que permite la circulación del gas a través de todo el sistema.

Las cámaras fueron colocadas en el punto de muestreo y la muestra fue tomada tal como se recomienda en el protocolo que se encuentra en el Anexo A. Jornadas de muestreo fueron llevadas a cabo empleando las tres variaciones de cámaras estáticas con el fin de evaluar las emisiones de GEI en las lagunas de estabilización. Los datos de campo se reportaron en los formatos consignados en el Anexo B.

Las mediciones se desarrollaron entre el 17 de abril y el 19 de agosto de 2008. Se realizó un muestreo semanal entre el 17 de abril y el 27 de mayo de 2008 y posteriormente se tomó una muestra mensual hasta el 19 de agosto de 2008. Los muestreos se desarrollaron entre las 10 am y las 4 pm, buscando las horas de mayor radiación solar.



a.



b.



c.

**Figura 8. Cámaras estáticas construidas**

a. Cámara simple, b. Cámara con ventilador, c. Cámara con recirculación

## 5.6 Análisis de laboratorio para la determinación de la concentración de GEI

Las muestras gaseosas fueron analizadas para determinar las concentraciones de GEI en el Laboratorio de isótopos estables del CIAT. El metano y el óxido nitroso se analizaron en un cromatógrafo de gases GC-14A Shimadzu con detector de ionización de llama (FID) y detector de captura de electrones (ECD), equipado con una precolumna y una columna Porapak Q (80-100 mesh) de 1 y 2 m de longitud respectivamente. La fase móvil fue nitrógeno de alta pureza con un flujo de 22 mL.min<sup>-1</sup>. Las temperaturas del horno, inyector y detector fueron 70 °C, 80 °C y 320 °C, correspondientemente. El tiempo de retención fue de 2.64 minutos para el metano y 4.01 minutos para el óxido nitroso.

El análisis de dióxido de carbono se utilizó un analizador infrarrojo de CO<sub>2</sub> con trampa de NaOH y sílica gel para retener el dióxido de carbono y la humedad que provienen del aire. La fase móvil fue aire con un flujo de 75 mL.min<sup>-1</sup>. El tiempo de análisis para cada muestra es de 2 minutos.

## 5.7 Cálculo del flux de GEI en lagunas de estabilización

El primer paso para realizar el cálculo del flux de los GEI es graficar los datos obtenidos de concentración (C) vs tiempo (t) de muestreo. Con estas gráficas se pueden observar las tendencias que presentan los datos.

Una primera aproximación para el cálculo del flux es la consideración del comportamiento lineal de la emisión. Esta consideración ha sido empleada por diversos autores: Toprak (1995), Picot *et al.* (2003), Yacob *et al.* (2006), Singh *et al.* (2005), Stadmark & Leonardson (2005), entre otros. Asumiendo un comportamiento lineal, el cálculo del flux se realiza por la siguiente expresión:

$$F = \frac{\Delta C}{\Delta t} \times \frac{P_c \times M}{R \times T_c} \times \frac{V_c}{A} \times \frac{1440 \text{ min}}{d}$$

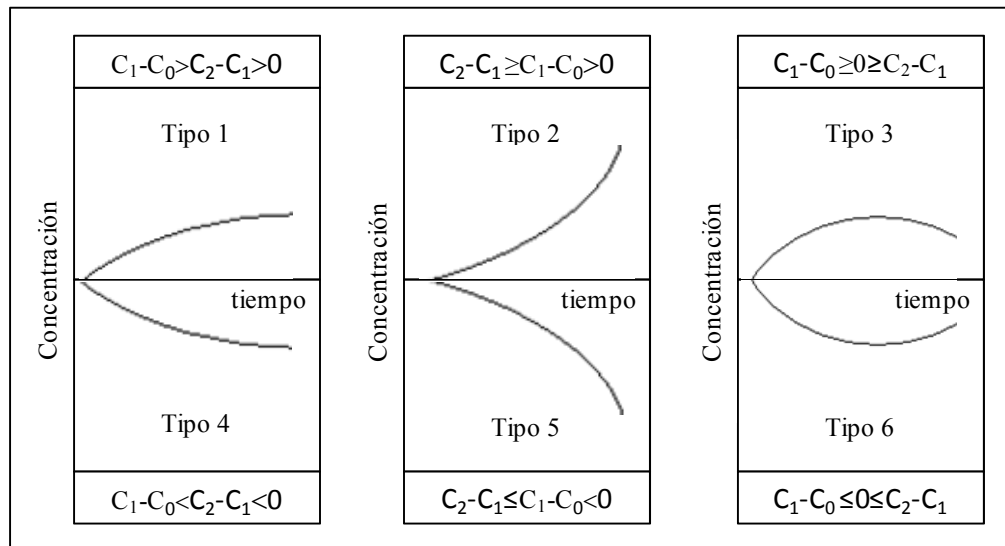
Donde F es el flux expresado en g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, P es la presión en la cámara en at, R es la constante universal de los gases (0.082 at.L.g.mol<sup>-1</sup>.K<sup>-1</sup>), M es el peso molecular, T<sub>c</sub> es la temperatura de la cámara en K,  $\frac{\Delta C}{\Delta t}$  es la pendiente de la gráfica de C vs t (ppmv.min<sup>-1</sup>), V<sub>c</sub> es el volumen de la cámara en L y A<sub>c</sub> es el área transversal de la cámara en m<sup>2</sup>. No obstante, no siempre se encuentra un buen ajuste lineal de los datos.

Otra opción es considerar un proceso de difusión en el sistema y emplear un modelo exponencial para la determinación del flux (Anthony *et al.*, 1995). Con este supuesto, se pueden obtener seis tipos de gráficas de C vs t que agrupan las tendencias presentadas en los datos recopilados en las mediciones de GEI. En la Gráfica 3 se observan los seis tipos de gráficas.

El cálculo del flux para los datos que presentan las tendencias de las gráficas tipo 1, 2, 4 y 5 se pueden calcular por medio de la expresión:

$$F = \frac{V \times (C_1 - C_0)^2}{A \times t \times (2C_1 - C_2 - C_0)} \times \ln \left[ \frac{C_1 - C_0}{C_2 - C_1} \right]$$

Este cálculo es posible siempre y cuando se cumpla que los intervalos de tiempo de toma de muestra son iguales y  $\left[ \frac{C_1 - C_0}{C_2 - C_1} \right] > 1$ . Al no cumplir la segunda condición, para las gráficas del tipo 3 y tipo 6 no es posible el cálculo del flux, ya que el término del logaritmo es indeterminado.



**Gráfica 3.** Tendencias de la concentración vs tiempo

## **5.8 Análisis de los datos**

Los datos obtenidos durante el desarrollo del trabajo de campo se analizaron empleando las herramientas graficas y estadísticas de los programas Microsoft Excel 2007 y SPSS 15.0 para Windows.

En Excel se llevaron los registros digitalizados del trabajo de campo y los resultados de laboratorio, con los cuales posteriormente se realizaron las tablas de estadística descriptiva y los cálculos de flux. Por su parte empleando SPSS se realizaron los diagramas de cajas, las pruebas de normalidad, Shapiro – Wilk para muestras pequeñas y las pruebas de comparación ANOVA y no paramétrica. En las pruebas de normalidad y las pruebas de comparación se empleo  $\alpha = 0.05$ . En las pruebas de comparación, la hipótesis nula fue que el tipo de cámara estática empleada para el muestreo de GEI no afecta el flux obtenido

## 6. RESULTADOS Y ANÁLISIS

### 6.1 Caracterización de los parámetros fisicoquímicos del sistema de lagunas de estabilización

A continuación se presentan los datos obtenidos en la caracterización fisicoquímica de los afluentes y los afluentes de las lagunas de estabilización. En la Tabla 4 se presenta un resumen de los datos obtenidos para la laguna anaerobia y en la Tabla 5 los de la laguna facultativa.

**Tabla 4.** Parámetros evaluados en la laguna anaerobia

Parámetro	Punto	Mínimo	Máximo	Promedio	Desviación estándar
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	Afluente	680	840	733	58
	Efluente	240	289	264	16
SST (mg.L <sup>-1</sup> )	Afluente	100	195	152	32
	Efluente	28	93	47	21
pH (unidades)	Afluente	6.56	7.15	-	-
	Efluente	6.45	6.85	-	-
Temperatura del agua (°C)	Afluente	21.6	25.5	24.2	1.2
	Efluente	24.2	25.8	24.9	0.6

**Tabla 5.** Parámetros evaluados en la laguna facultativa

Parámetro	Punto	Mínimo	Máximo	Promedio	Desviación estándar
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	Afluente	240	289	264	16
	Efluente	170	260	214	32
SST (mg.L <sup>-1</sup> )	Afluente	28	93	47	21
	Efluente	40	112	73	24
pH (unidades)	Afluente	6.45	6.85	-	-
	Efluente	7.05	7.85	-	-
Temperatura del agua (°C)	Afluente	24.2	25.8	24.9	0.6
	Efluente	24.5	27.5	25.9	1.0

La entrada al sistema de lagunas de estabilización es decir el afluente de la laguna anaerobia presenta una concentración promedio de materia orgánica en términos de DQO de  $733 \pm 58$  mg.L<sup>-1</sup> y de SST de  $152 \pm 32$  mg.L<sup>-1</sup>. Estos valores permiten clasificar el agua residual del municipio de Ginebra como agua residual doméstica de concentración media (Metcalf & Eddy, 2003).

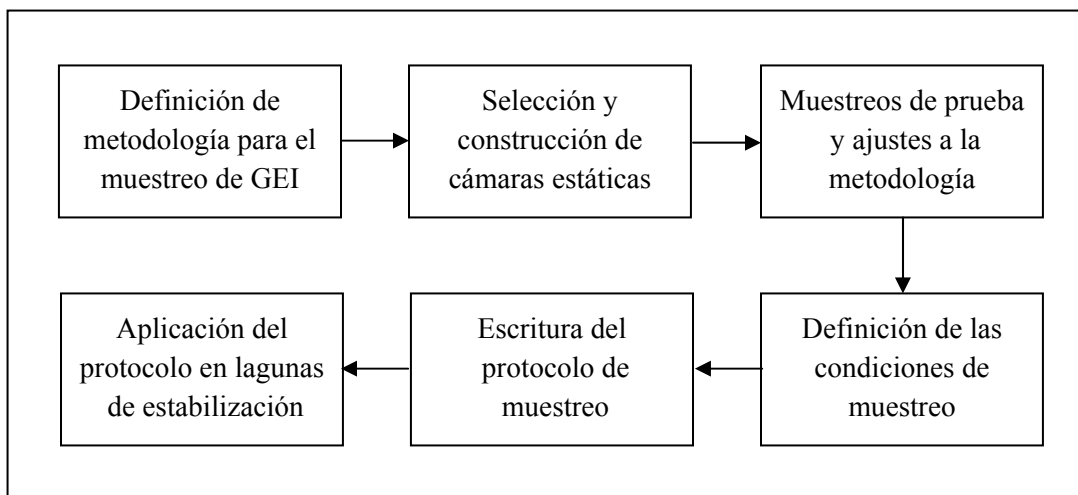
Los valores de pH medidos en la laguna anaerobia variaron entre 6.45 y 7.15 unidades. Este rango de pH está acorde con los valores de pH reportados en la literatura (6.4 – 7.2) como favorables para el proceso de metanogénesis. Por su parte, los valores de pH en la laguna facultativa variaron entre 6.45 y 7.85 unidades. En este tipo de lagunas tienden a ser mayores los valores de pH, especialmente en las horas de radiación solar que favorece el proceso de fotosíntesis de las algas que consumen el CO<sub>2</sub> disuelto en el agua (Abis, 2002).

La temperatura promedio en las lagunas anaerobia y facultativa fue mayor de 20°C. De acuerdo a los datos encontrados en la literatura, por encima de esta temperatura se espera una buena eficiencia en los procesos de degradación biológica.

De acuerdo a las afluentes y efluentes de cada laguna, la eficiencia promedio de eliminación de DQO de la laguna anaerobia es 64% y en la laguna facultativa es 19%. En conjunto las dos lagunas que conforman el sistema de lagunas de estabilización de Ginebra tienen una eficiencia de eliminación de DQO del 71%. Es importante destacar que estos valores se encuentran por debajo de los establecidos en el diseño inicial del sistema.

## **6.2 Protocolo de muestreo de gases de efecto invernadero en lagunas de estabilización**

El desarrollo del protocolo de muestreo de GEI en lagunas de estabilización (Anexo A) fue desarrollo en una secuencia de pasos como se detalla en Figura 9. Inicialmente, se revisó la descripción de las cámaras estáticas en diferentes documentos. De acuerdo con esta información, se selecciono una cámara cilíndrica con tres variaciones de acuerdo a la mezcla de los GEI en la porción de aire confinado. Posteriormente se inició el ajuste de la metodología con la realización de muestreos de prueba. A través de esta primera actividad, se esbozó el protocolo que fue corregido paso a paso adaptándolo a las condiciones locales. Una vez finalizadas las pruebas necesarias, se estableció la versión final del protocolo y se procedió a su aplicación en los muestreos de GEI en las lagunas de estabilización.

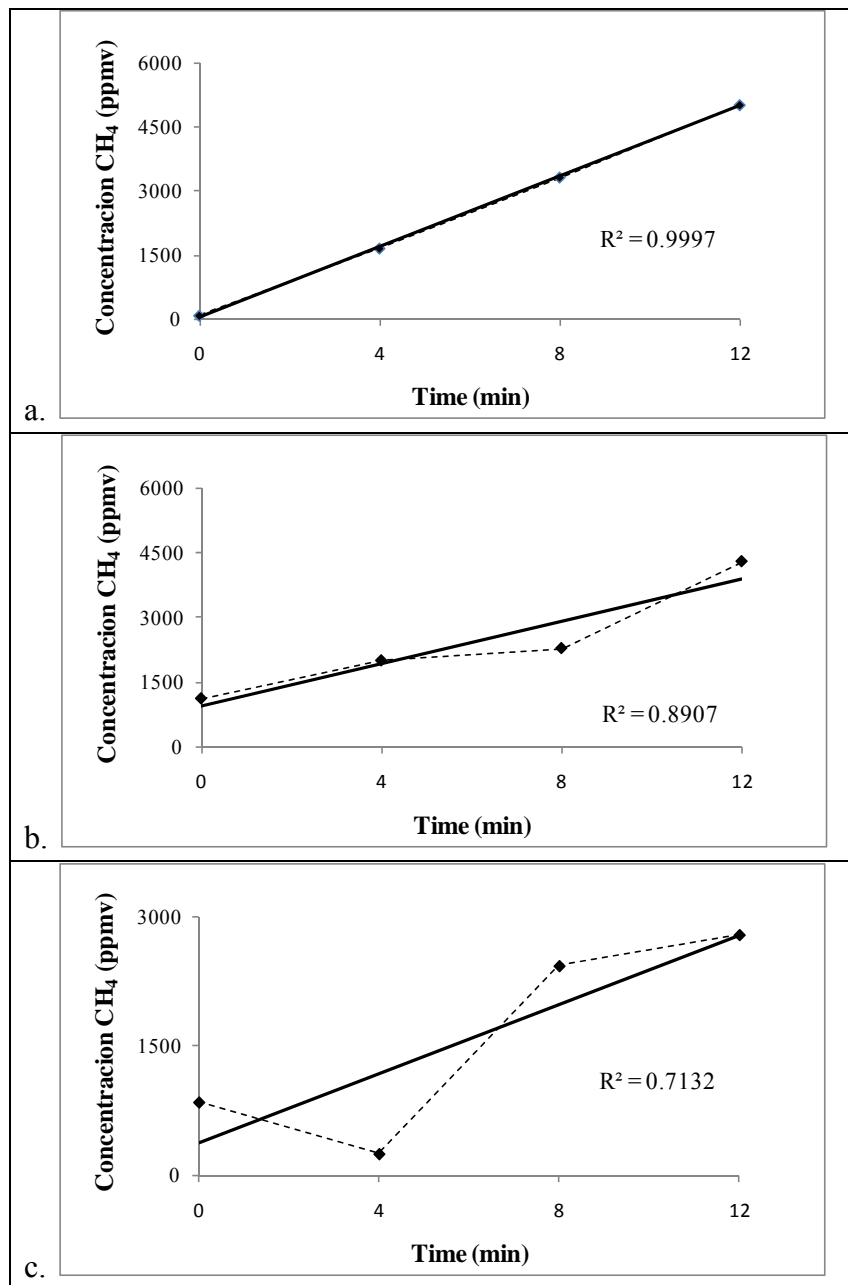


**Figura 9. Esquema del protocolo de muestreo de GEI en lagunas de estabilización**

### **6.3 Evaluación del comportamiento de los gradientes de concentración de GEI en las cámaras estáticas evaluadas**

Acorde con lo mencionado la medición en cámaras estáticas se basa inicialmente en la estimación de un gradiente de concentración respecto al tiempo. Por tanto, los datos de concentración de CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O y CO<sub>2</sub> obtenidos empleando los tres tipos de cámaras estáticas fueron graficados vs el tiempo de la medición, tal como se estableció en el protocolo. Las graficas de los gradientes de concentración de GEI de la laguna anaerobia y facultativa se encuentran en el Anexo C y en el Anexo D, respectivamente. En estas gráficas se analizó la tendencia del comportamiento de los gradientes de concentración de los gases estudiados. Los datos se clasificaron según el modelo lineal con  $R^2 \geq 0.85$  (Picot *et al.*, 2003; Singh *et al.*, 2005; Stadmark & Leonardson, 2005; Toprak, 1995; Yacob *et al.*, 2006) o el modelo exponencial (Anthony *et al.*, 1995). Sin embargo, algunos datos no se ajustaron a ninguno de estos modelos y fueron rechazados para el cálculo del flux.

En la Gráfica 4 se observan ejemplos de las tendencias de la concentración vs el tiempo de muestreo. En las gráficas a y b se obtuvo un  $R^2$  mayor de 0.85 y por tanto estos datos son empleados en el cálculo del flux. Por su parte, cuando los gradientes de concentración no se ajustaron a ninguno de los modelos reportados en la literatura como se muestra en la gráfica c, no fueron tenidos en cuenta para el cálculo del flux.



**Gráfica 4. Tendencia de la concentración de GEI vs el tiempo**

A partir de las tendencias encontradas en el análisis de los datos de concentración de cada uno de los GEI vs el tiempo de muestreo se seleccionaron y catalogaron los datos de flux. En la Tabla 6 se encuentran el conteo de los datos obtenidos y rechazados para la laguna anaerobia y en la Tabla 7 para la laguna facultativa.

En el análisis de los datos recopilados en las mediciones realizadas se rechazaron entre el 6 y 20% de los datos. En la laguna anaerobia se encontró un mayor porcentaje de rechazo

para el CO<sub>2</sub> medido con la cámara estática con recirculación (20%), con la misma cámara se obtuvo el mayor el rechazo de datos de N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub> (40% y 30%, respectivamente) en la laguna facultativa. Acerca del rechazo de datos se ha encontrado en la literatura que la metodología de cámaras estáticas flotantes puede presentar porcentajes de rechazo entre el 26% y el 51% (Lambert & Fréchette, 2005). Considerando todas las mediciones realizadas en la laguna anaerobia y en la laguna facultativa con los tres tipos de cámaras estáticas se encontró que los datos rechazados en este trabajo se encuentran por debajo de lo reportado en la literatura.

**Tabla 6.** Rechazo de datos de concentración vs tiempo para la laguna anaerobia

Cámaras	Total	Datos CH <sub>4</sub>	Datos CO <sub>2</sub>	Datos N <sub>2</sub> O
		Rechazados (%)	Rechazados (%)	Rechazados (%)
Simple	21	0 (0)	2 (10)	3 (14)
Con ventilador	18	3 (17)	3 (17)	1 (6)
Con recirculación	20	2 (10)	4 (20)	3 (15)
Totales	59	5 (8)	9 (15)	7 (12)

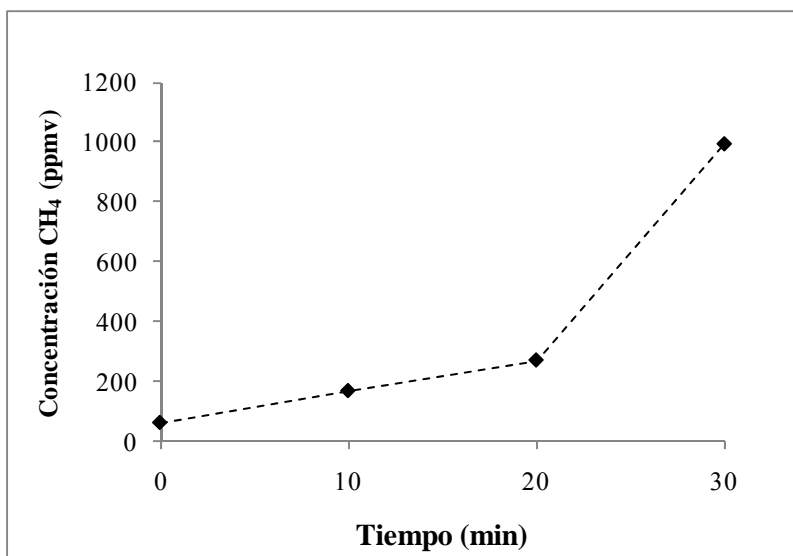
**Tabla 7.** Rechazo de datos de concentración vs tiempo para la laguna facultativa

Cámaras	Total	Datos CH <sub>4</sub>	Datos CO <sub>2</sub>	Datos N <sub>2</sub> O
		Rechazados (%)	Rechazados (%)	Rechazados (%)
Simple	12	0 (0)	3 (25)	0 (0)
Con ventilador	12	0 (0)	4 (33)	1 (8)
Con recirculación	10	3 (30)	2 (20)	4 (40)
Totales	34	3 (9)	9 (26)	5 (15)

El rechazo de los datos y los errores en las mediciones empleando las cámaras estáticas puede atribuirse a perturbaciones físicas en el ambiente, variaciones en la temperatura, la presión y concentraciones de los gases dentro de la cámara (Costa *et al.*, 2006), así como la alta variabilidad en los procesos biológicos (Moore & Knowles, 1990) entre otras. Estas consideraciones han sido tenidas en cuenta principalmente en la interfase suelo – atmósfera y no son mencionadas en investigaciones que realizan mediciones en la interfase agua – atmósfera (lagos, lagunas de estabilización, reservorios de agua, etc.). Sin embargo, Hutchison *et al.* (2000) mencionan que estas perturbaciones pueden ser consideradas para cualquier superficie considerada como fuente o sumidero de gases.

La perturbación de la interfase agua – atmósfera puede ser una de las principales causas de variación en las emisiones de GEI en esta investigación. Dadas las condiciones del sistema y el desarrollo de las mediciones en campo, solo la ubicación de la cámara estática puede representar una gran interferencia en el comportamiento del sistema. En las lagunas de estabilización evaluadas, especialmente en la laguna anaerobia, las condiciones en el tiempo fueron variables.

El burbujeo o ebullición de los gases y en la difusión molecular de los gases, consideradas los principales mecanismos de intercambio en la interfase liquido – aire (Moore & Knowles, 1990; Casper *et al.*, 2000), es un importante factor de variación en las estimaciones de GEI. Dada la irregularidad de las superficies de emisión y de los mecanismos de emisión de gases se puede obtener una subestimación o sobreestimación de las emisiones de GEI. Principalmente en la laguna anaerobia, la tasa de emisión del biogás producido en el manto de lodos no fue constante, la acumulación de este gas produjo grandes burbujes que interferían con las mediciones no solo en el sitio de la emisión sino también en los alrededores afectando todo el sistema. En la Gráfica 5 se puede observar el efecto del burbujeo en este tipo de laguna después de 20 minutos de iniciado el muestreo, lo cual cambia el gradiente de concentración. Por esta razón, como se explica más adelante dos tipos de análisis se emplearon para la determinación del flux.



**Gráfica 5. Efecto del burbujeo en el gradiente de concentración de metano**

La temperatura de la cámara en el momento de la medición también afecta el flux de los GEI (Costa *et al.*, 2006; Davidson *et al.*, 2002; Hutchinson *et al.*, 2000). Por tal razón, se realizó un análisis de sensibilidad para cuantificar el efecto de la temperatura de la cámara en el cálculo del flux. Se encontró que la variación de un grado centígrado en la

temperatura de la cámara afecta en un 0.32% el flux calculado para todos los GEI en idénticas condiciones de medición. Sin embargo en las mediciones en campo, se pudieron encontrar variaciones de temperatura de hasta de 7 grados centígrados entre la temperatura inicial y final de muestreo. En este caso se encontró una variación del 2.2% para el flux calculado con la temperatura menor y la mayor. De esta forma se puede decir que la temperatura de la cámara en la estimación de GEI no representa una fuente de variación importante frente a las variaciones propias del sistema.

Al igual que la temperatura, la variación de la presión afecta la emisión de los GEI. Davidson *et al.* (2002) encontraron pequeñas variaciones en la presión interna de la cámara que pueden llevar a incrementar el error en la determinación de las emisiones de GEI. En esta investigación, la presión al interior de la cámara estática no fue determinada, sin embargo se determinó el efecto de la presión atmosférica en el cálculo del flux. En este análisis se encontró que variaciones de 0.1 atm en la presión pueden ocasionar incrementos en el flux alrededor del 11%. Este efecto de la presión atmosférica es contrario al que ocurre con la presión interna de la cámara; cuando las cámaras estáticas se presurizan se limita el intercambio entre las fases y el flux decrece (Davidson *et al.*, 2002). Por tanto, la medición de la presión interna de la cámara estática es un factor para controlar en futuras mediciones.

Una vez evaluadas las situaciones presentadas anteriormente, con los datos que pasaron la selección para el cálculo del flux se hizo una clasificación según los modelos lineal y exponencial para la estimación del flux de GEI. Esta clasificación se encuentra en la Tabla 8 para la laguna anaerobia y en la Tabla 9 para la laguna facultativa. En ambos sistemas, tanto en la laguna facultativa como en la laguna anaerobia, el modelo lineal tiene un mayor porcentaje de ajuste con los datos aceptados. De manera similar ha sido reportado en múltiples investigaciones donde el cálculo del flux de los GEI es realizado a través del modelo lineal, exclusivamente. Sin embargo, los fenómenos de difusión, supuesto del modelo exponencial, no deben ser obviados en este tipo de análisis ya que permite la explicación del comportamiento de las emisiones gaseosas en las cámaras estáticas.

**Tabla 8.** Porcentaje de datos según el modelo lineal y exponencial en la laguna anaerobia

Flux	Lineal	Exponencial
CH <sub>4</sub>	100	0
CO <sub>2</sub>	100	0
N <sub>2</sub> O	98	2

**Tabla 9.** Porcentaje de datos según el modelo lineal y exponencial en la laguna facultativa

Flux	Lineal	Exponencial
CH <sub>4</sub>	100	0
CO <sub>2</sub>	75	25
N <sub>2</sub> O	0	0

De acuerdo a todos los análisis realizados, la utilización de cámaras estáticas ofrece ventajas y desventajas para su utilización. Ventajas: i) método relativamente simple y de fácil implementación y ii) confiable, estas brindan una buena aproximación de los fenómenos que ocurren en el sistema y permiten entender la dinámica de los GEI. Su principal desventajas es debida a la variación del fenómeno de difusión, asociado a sobrepresión en la cámara, disolución de los gases (particularmente el CO<sub>2</sub>) e incrementos súbitos en la tasa de emisión de los gases (burbujeo) principalmente en lagunas anaerobias, por lo cual pueden presentarse rechazos de muestras.

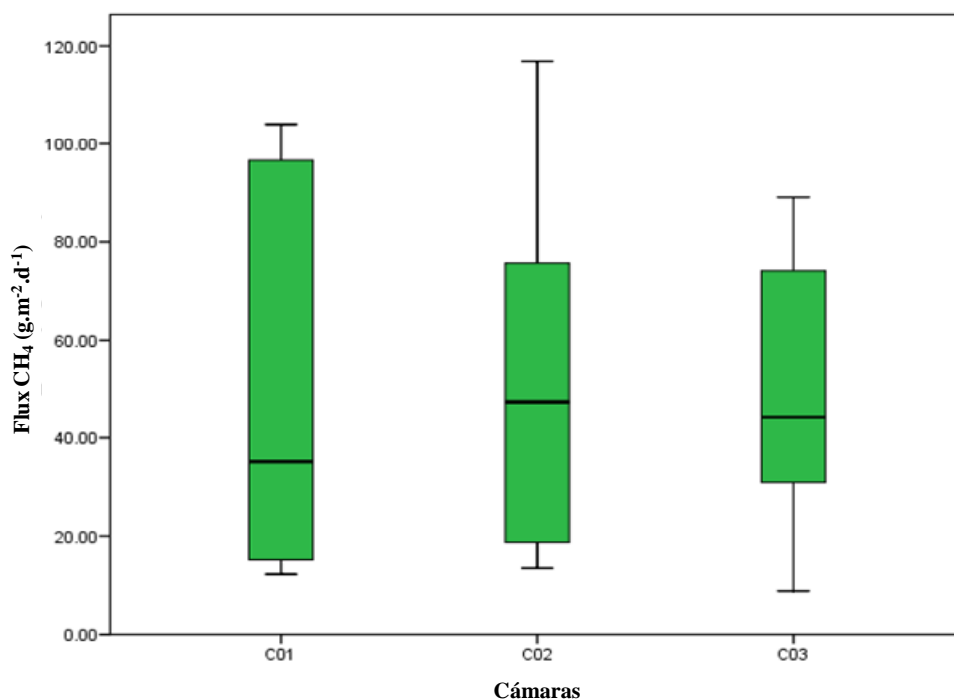
#### **6.4 Comparación de tres cámaras estáticas para la estimación de los flux de GEI en lagunas de estabilización**

Los datos de flux de GEI (CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O) fueron agrupados y graficados según el tipo de cámara estática empleada para el muestreo. Con estos datos se realizó la comparación entre las tres cámaras estáticas. Los resultados obtenidos se presentan a continuación.

##### **6.4.1 Laguna anaerobia**

###### **Metano**

En la Gráfica 6 se observa el diagrama de cajas de todos los datos de flux de metano obtenidos con los tres tipos de cámaras estáticas. La estadística descriptiva de los datos de flux de metano se presenta en la Tabla 10.



**Gráfica 6.** Diagrama de cajas de los datos de flux de CH<sub>4</sub>

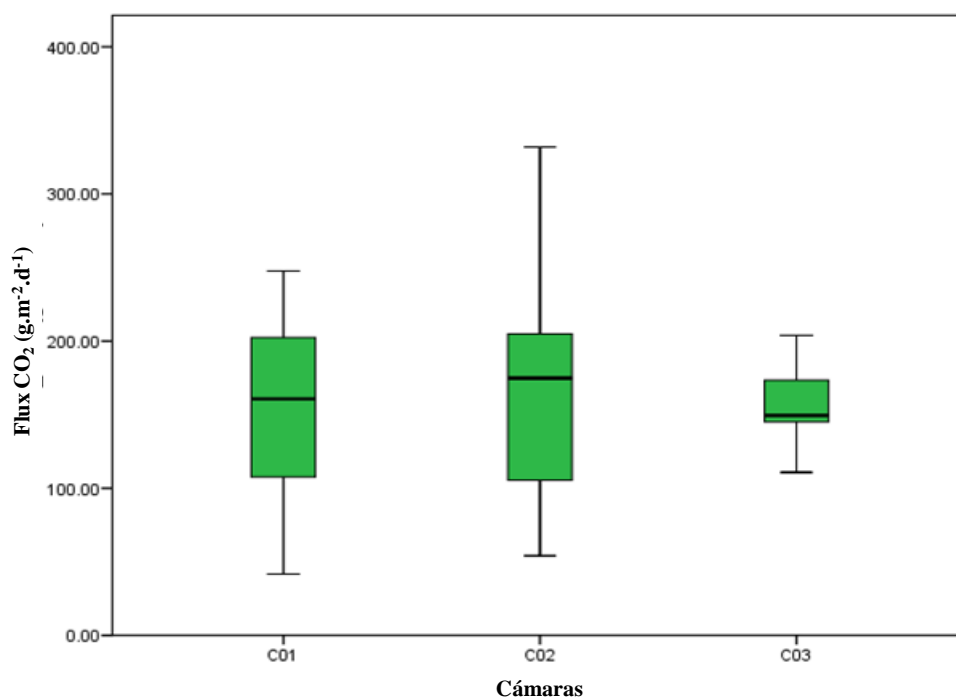
**Tabla 10.** Estadística descriptiva de los datos de flux de CH<sub>4</sub> (g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>)

Estadístico/Cámara	1	2	3
Media	53.79	51.29	46.74
Mediana	35.20	47.36	44.35
Desviación estándar	39.71	34.00	25.55
Mínimo	12.16	13.59	8.75
Máximo	103.99	116.94	89.15
Cuenta	21	15	18

Los flux promedio de metano calculados empleando las cámaras estáticas simple, con ventilador y con recirculación fueron 53.79, 51.29 y 46.74 g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, respectivamente. En este flux de metano se encontró una menor dispersión en los datos obtenidos con la cámara estática con recirculación. Según la prueba Shapiro – Wilk, se determinó que era necesario realizar una prueba de comparación no paramétrica a fin de no violar los supuestos de normalidad. La comparación se realizó con el test Kruskal – Wallis. Con los resultados obtenidos,  $P = 0.606$  no se encuentran diferencias estadísticamente significativas entre los flux obtenidos con los tres tipos de cámara estática. Por tanto cualquiera de estas metodologías puede ser empleada para el muestreo de metano. Sin embargo, los flux obtenidos empleando la cámara estática con recirculación presentan una mayor homogeneidad.

## Dióxido de carbono

El diagrama de cajas de los datos de flux de dióxido de carbono se observa en la Gráfica 7. La estadística descriptiva de los datos aceptados para el análisis del flux de CO<sub>2</sub> se presenta en la Tabla 11. De todos los datos obtenidos, se puede observar que los datos de flux CO<sub>2</sub> presentan una mayor dispersión en el caso de la cámara estática simple y con ventilador, observándose que hay mayor homogeneidad en la distribución de los datos obtenidos por la cámara con recirculación.



**Gráfica 7.** Diagrama de caja de los datos de flux de CO<sub>2</sub> (g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>)

**Tabla 11.** Estadística descriptiva de los datos de flux de CO<sub>2</sub> (g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>)

Estadístico/Cámara	1	2	3
Media	152.97	167.19	156.90
Mediana	160.63	174.48	149.46
Desviación estándar	61.60	82.22	26.93
Mínimo	41.14	53.97	110.61
Máximo	247.67	331.46	203.76
Cuenta	19	15	16

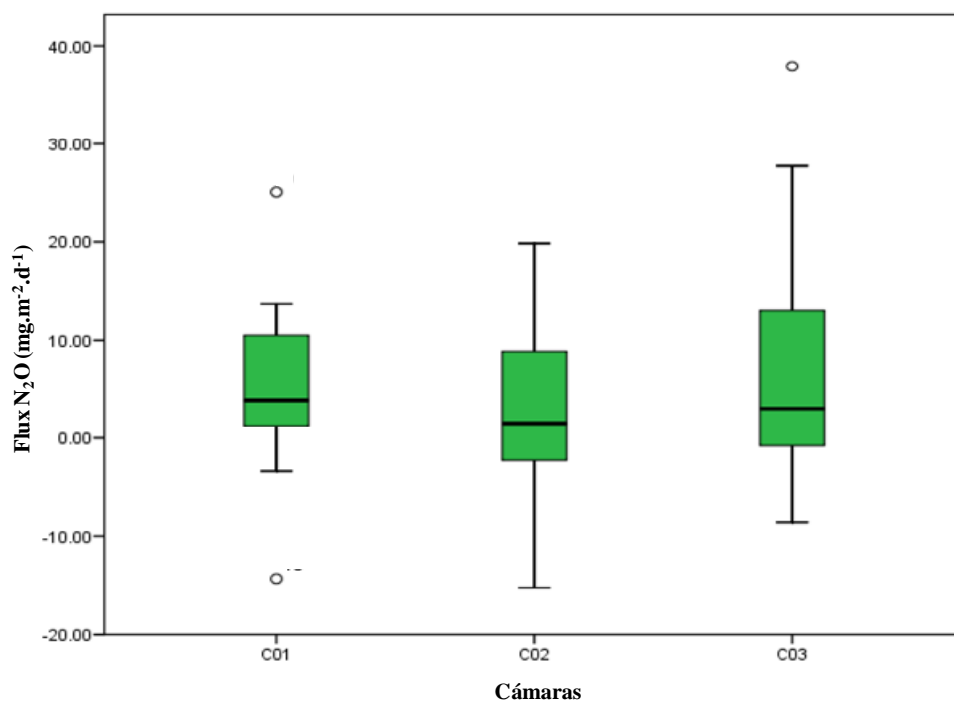
La comparación de los datos de flux de dióxido de carbono obtenidas por las tres metodologías de muestreo se realizó por una prueba de análisis de varianza (ANOVA), dado que la prueba de normalidad indicó que los datos se distribuyen normalmente ( $p > 0.05$ ). En la Tabla 12 se encuentran los resultados de la prueba ANOVA. De esta forma se determinó que no hay una influencia, estadísticamente significativa ( $p > 0.05$ ), del tipo de cámara empleada en la determinación del flux de dióxido de carbono.

**Tabla 12.** Prueba de ANOVA para los flux de CO<sub>2</sub>

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	P
Entre grupos	1753.51	2	876.76	0.790
En grupos	173809.11	47	3698.07	
Total	175562.62	49		

### Óxido nitroso

Por último se realizaron los análisis de los datos de flux de óxido nitroso en la laguna anaerobia. En la Gráfica 8 se encuentra el diagrama de caja para estos datos y en la Tabla 13 la estadística descriptiva. En estos datos se encontró que la menor dispersión está asociada a la cámara simple. Mientras las cámaras con ventilador y con recirculación muestran una mayor dispersión.



**Gráfica 8.** Diagrama de caja de los datos de flux de N<sub>2</sub>O (mg.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>)

**Tabla 13.** Estadística descriptiva de los datos de flux de N<sub>2</sub>O (mg.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>)

Estadístico/Cámara	1	2	3
Media	5.01	2.29	8.04
Mediana	3.84	1.51	3.00
Desviación estándar	8.27	10.37	12.17
Mínimo	-14.40	-15.30	-8.62
Máximo	25.11	19.83	37.90
Cuenta	18	17	17

La prueba de normalidad realizada previamente a la comparación de las metodologías mostró que la distribución de los datos se asemeja a una distribución normal ( $P > 0.05$ ), por esta razón la comparación se realiza a través de una prueba ANOVA. En la Tabla 14 se encuentran los resultados de la ANOVA. A través de esta prueba se determinó que para el muestreo de N<sub>2</sub>O no se presentaba influencia del tipo de cámara ( $P > 0.05$ ).

**Tabla 14.** Prueba de ANOVA para los flux de N<sub>2</sub>O

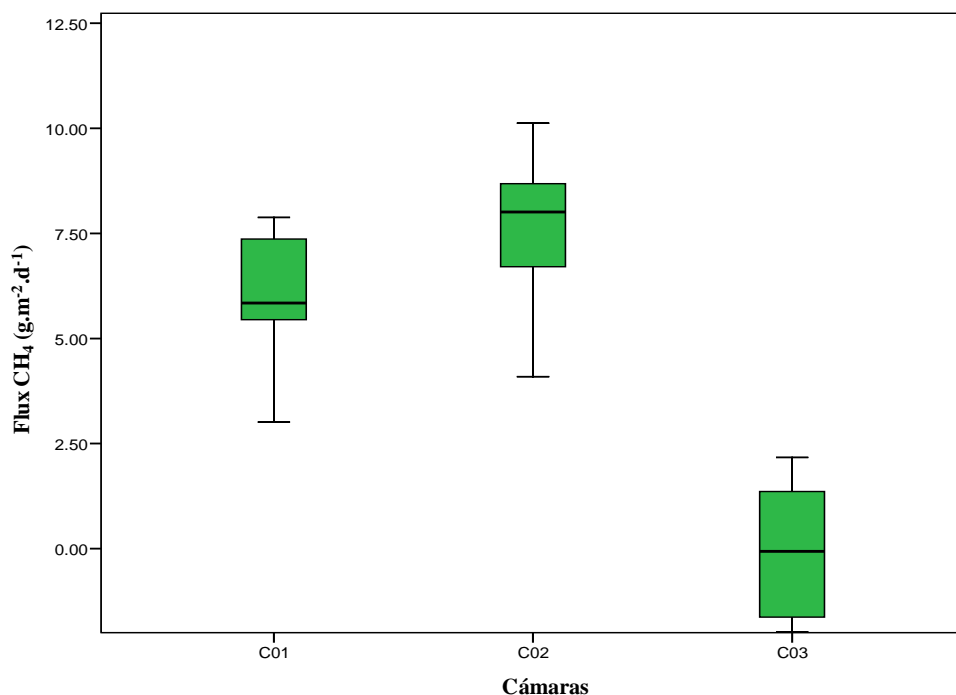
Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	P
Entre grupos	281.75	2	140.87	0.278
En grupos	5252.81	49	107.20	
Total	5534.56	51		

En general, del análisis de los tres GEI y los tres tipos de cámaras estáticas empleados en la laguna anaerobia se encontró que los tres tipos de cámaras estáticas presentan una buena aproximación para la estimación del flux. No obstante, se puede considerar que al emplear un sistema de homogenización como una bomba peristáltica se puede lograr una mejor estimación de la emisión de GEI en una laguna anaerobia.

#### **6.4.2 Laguna facultativa**

##### **Metano**

En la Gráfica 9 se presenta el diagrama de cajas de los datos de flux de metano calculados para la laguna facultativa. Los datos más bajos y con menor dispersión se encontraron con la cámara estática con recirculación.



**Gráfica 9.** Diagrama de caja de los datos de flux de CH<sub>4</sub> (g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>)

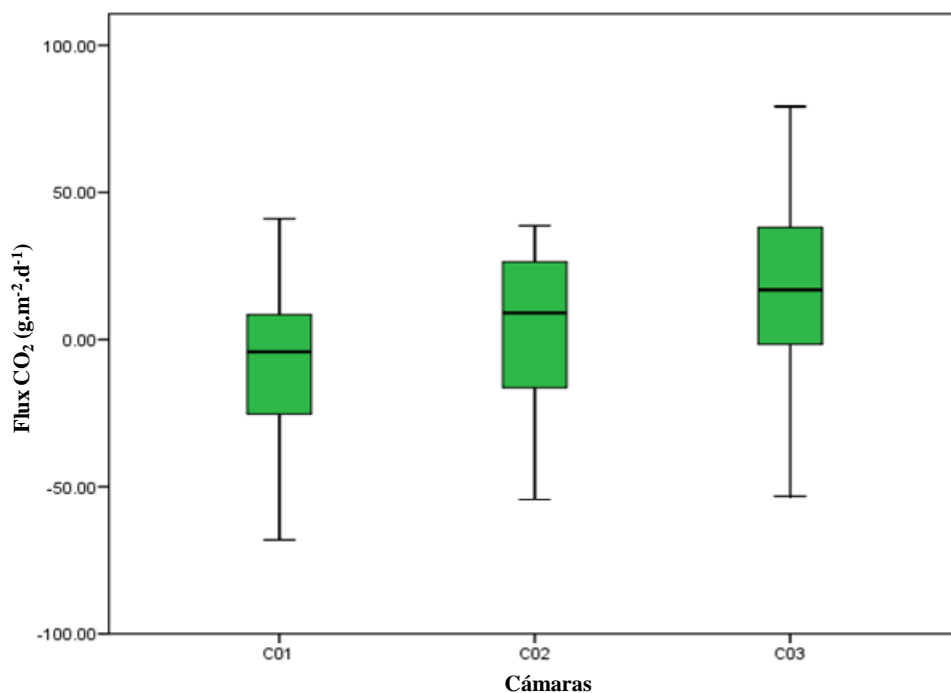
**Tabla 15.** Estadística descriptiva de los datos de flux de CH<sub>4</sub> (g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>)

Estadístico/Cámara	1	2	3
Media	6.10	7.67	-0.03
Mediana	5.85	8.01	-0.06
Desviación estándar	1.48	1.70	1.74
Mínimo	3.01	4.09	-1.98
Máximo	7.88	10.12	2.17
Cuenta	12	11	6

Dado que se encontró que los datos de flux de metano en la laguna facultativa presentaban una distribución normal ( $p > 0.05$ ) se hizo la comparación estadística para evaluar el efecto del tipo de cámara empleado para el muestreo a través de una análisis de varianza ANOVA. Esta prueba determinó que entre la cámara estática simple y la cámara estática con ventilador no hay diferencias estadísticamente significativas, pero estas dos cámaras si tienen diferencias con la cámara estática con recirculación. Estas diferencias podrían asociarse a la homogenización de gas contenido en la cámara estática durante el muestreo.

### Dióxido de carbono

En la Gráfica 10 se presenta el diagrama de cajas para los datos de flux calculados para el dióxido de carbono en la laguna facultativa. De igual forma en la Tabla 16 se presenta la estadística descriptiva de los datos. Al comparar los datos por una prueba estadística (ANOVA) no se encontraron diferencias significativas entre los tres tipos de cámaras estáticas ( $p=0.306$ ).



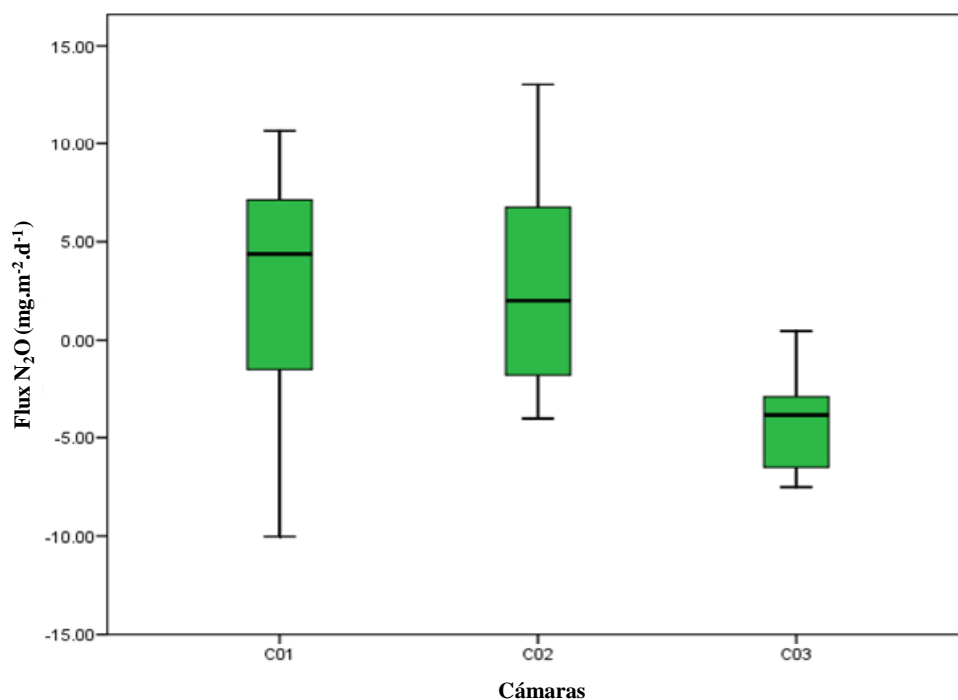
**Gráfica 10.** Diagrama de caja de los datos de flux de CO<sub>2</sub> (g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>)

**Tabla 16.** Estadística descriptiva de los datos de flux de CO<sub>2</sub> (g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>)

Estadístico/Cámara	1	2	3
Media	-9.07	2.68	16.05
Mediana	-4.12	8.89	16.61
Desviación estándar	34.08	31.38	37.64
Mínimo	-68.20	-54.52	-53.23
Máximo	40.79	38.52	79.13
Cuenta	9	8	10

## Óxido nitroso

La Gráfica 11 y la Tabla 17 presentan el diagrama de cajas y la estadística descriptiva de los datos de flux de óxido nitroso en la laguna facultativa. Dado que los flux de  $N_2O$  calculados mostraron una distribución normal, una prueba ANOVA fue realizada para comparar los resultados obtenidos por los tres tipos de cámaras estáticas. Por esta prueba se pudo determinar que no hay influencia estadísticamente significativa del tipo de cámara en la determinación del flux de  $N_2O$  en una laguna facultativa ( $p=0.065$ ). La cámara estática con recirculación presentó la menor dispersión de los datos



**Gráfica 11.** Diagrama de caja de los datos de flux de  $N_2O$  ( $mg.m^{-2}.d^{-1}$ )

**Tabla 17.** Estadística descriptiva de los datos de flux de  $N_2O$  ( $mg.m^{-2}.d^{-1}$ )

Estadístico/Cámara	1	2	3
Media	2.72	2.66	-4.05
Mediana	4.38	1.98	-3.82
Desviación estándar	6.25	5.41	3.14
Mínimo	-10.03	-3.99	-7.49
Máximo	10.68	13.01	0.46
Cuenta	12	11	5

En el caso de la laguna facultativa, se encontró que solo en la estimación del flux de metano hubo diferencias significativas entre las cámaras, pero en general esta metodología tuvo un comportamiento similar en cada uno de los tipos evaluados mostrando distribuciones similares.

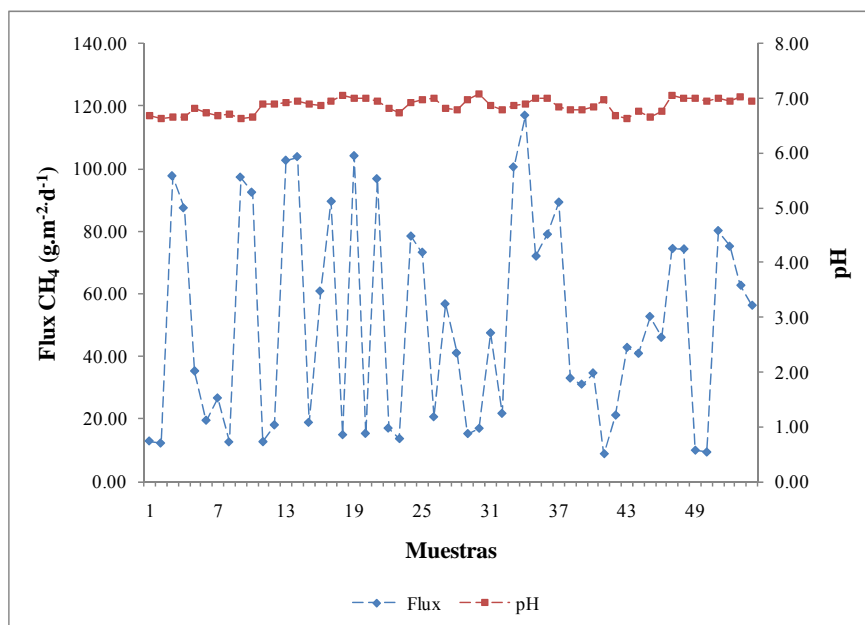
## **6.5 Análisis de la producción de GEI en lagunas de estabilización**

### **6.5.1 Laguna anaerobia**

#### **Metano**

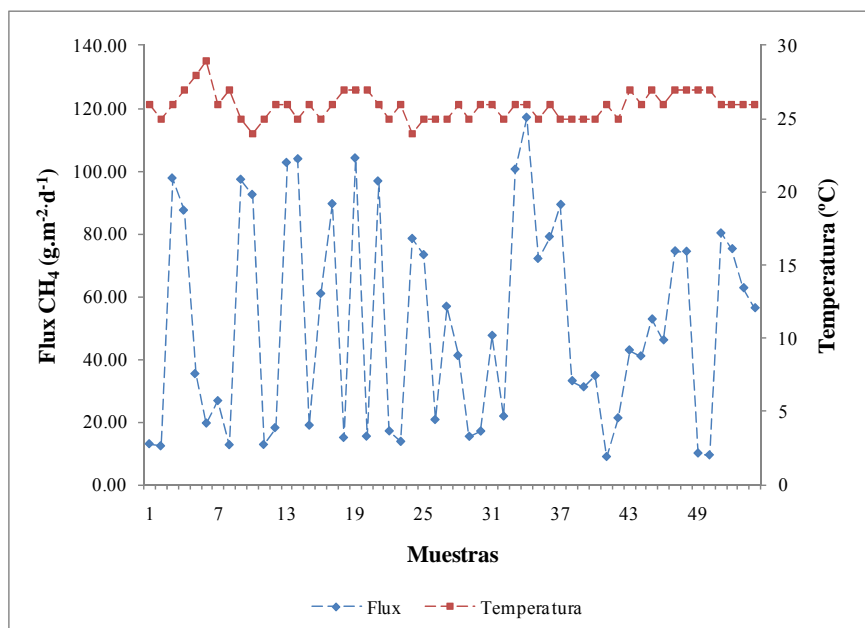
Los flux de metano calculados por los tres tipos de cámaras estáticas variaron entre 12.16 y 116.94 g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. Estos datos del flux son mayores que los reportados en la literatura para lagunas anaerobias (Sharpe & Harper, 1999; Toprak, 1995). Estas diferencias pueden ser explicadas, debido a que dichos estudios se realizaron en países de clima templados (Temperatura ambiente promedio de 16°C), mientras que el presente estudio se realizó bajo condiciones tropicales (temperatura ambiente promedio de 26°C), donde los procesos microbiológicos debido a las altas temperaturas son más activos y por ende la generación de GEI es mayor.

En la Gráfica 12 se presenta la variación del flux con el pH en la laguna anaerobia. En esta grafica se observa que la laguna no presento variaciones importantes del pH, mostrando la estabilidad y la capacidad amortiguadora del sistema. Adicionalmente, no se puede establecer ninguna correlación entre este parámetro y el flux de metano.



**Gráfica 12.** Variación del flux de CH<sub>4</sub> y pH en la laguna anaerobia

Las variaciones de temperatura en la laguna anaerobia se muestran en la Gráfica 13. Al igual que el pH, la temperatura no muestra una asociación entre los valores medidos y el flux de metano estimado. Variaciones pequeñas de temperatura no afectan un sistema en condiciones estables como es el caso de la laguna anaerobia evaluada.



**Gráfica 13.** Variación del flux de CH<sub>4</sub> y temperatura en la laguna anaerobia

La producción teórica de metano a condiciones estándar (0°C y 1 atm) es de 0.35 L CH<sub>4</sub>/kg DQO removida (Metcalf & Eddy, 2003). Teniendo en cuenta las condiciones de temperatura y presión atmosférica del municipio de Ginebra, es decir 26°C y 0.89 atm, la producción teórica esperada sería de 0.43 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg DQO removida. En la Tabla 18 se encuentra la estadística descriptiva de la producción de metano en la laguna anaerobia calculada a partir de los datos de flux y DQO eliminada en la laguna anaerobia

**Tabla 18.** Producción de metano en la laguna anaerobia

	<b>Flux CH<sub>4</sub> (g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>)</b>	<b>Volumen CH<sub>4</sub> (m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>)</b>	<b>Volumen CH<sub>4</sub>/DQO eliminada (m<sup>3</sup>/kg)</b>
Media	50.74	96.05	0.24
Mediana	44.35	83.94	0.22
Desviación estándar	33.45	63.32	0.16
Mínimo	8.75	16.56	0.04
Máximo	116.94	221.35	0.56
Cuenta	54	54	54

Así, con un flux promedio de metano igual a 50.74 g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, se obtiene un volumen promedio diario de 96.05 m<sup>3</sup> de metano. Al relacionar estos valores con la DQO eliminada, en promedio se producen 0.24 m<sup>3</sup> de metano por cada kg de DQO eliminada. Este valor es inferior al teórico esperado lo que indica que el desempeño de la laguna anaerobia evaluada no es el mejor, situación que se corrobora con las bajas eficiencias de eliminación de DQO obtenidas. Adicionalmente, al realizarse un perfil de lodos de la laguna se encontró que la laguna anaerobia estaba colmata de lodos, hecho que disminuye el volumen efectivo y el tiempo de retención que afecta la eficiencia en la eliminación de la materia orgánica. Sin embargo, valores extremos de flux producen una sobreestimación en el cálculo de la producción de metano. Se encontró que con un flux de 351.55 g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, se puede calcular una producción 1.38 m<sup>3</sup> de metano por cada kg de DQO eliminada. Este valor supera los cálculos estequiométricos y está asociado a fuertes burbujeos que se presentan en la laguna anaerobia y que no son representativos del comportamiento de las emisiones. En este caso, la utilización de cámaras estáticas presenta limitaciones y se hace necesario desarrollar otra técnica que permita estimar las emisiones por ebullición, tal como el uso de sistemas sumergidos.

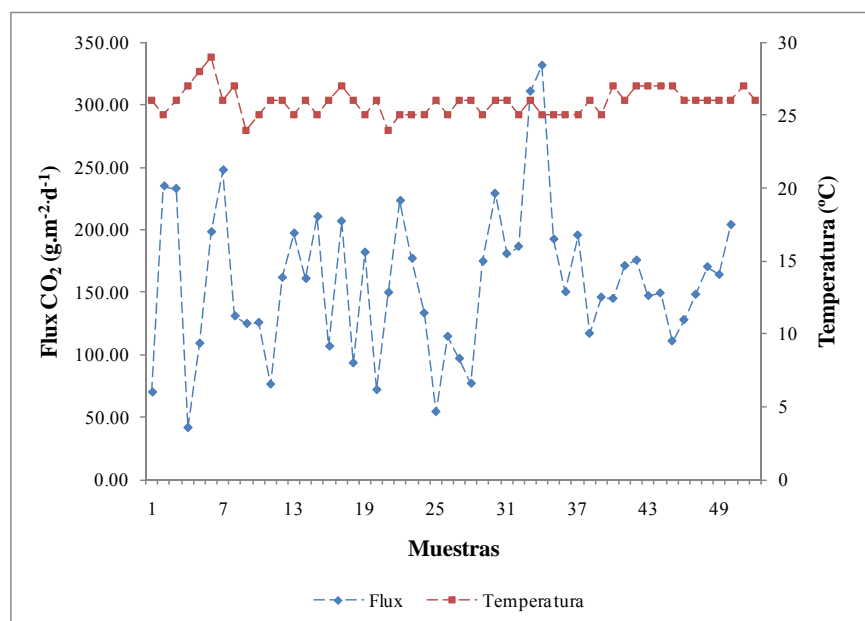
### **Dióxido de carbono**

Los valores de flux de CO<sub>2</sub> estimados variaron entre 41.14 y 331.46 g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. De los datos de flux de CO<sub>2</sub> en la laguna anaerobia se puede decir que su valor máximo es casi 20 veces mayor que el flux reportado en la literatura (Toprak, 1995). Al igual que en el caso del

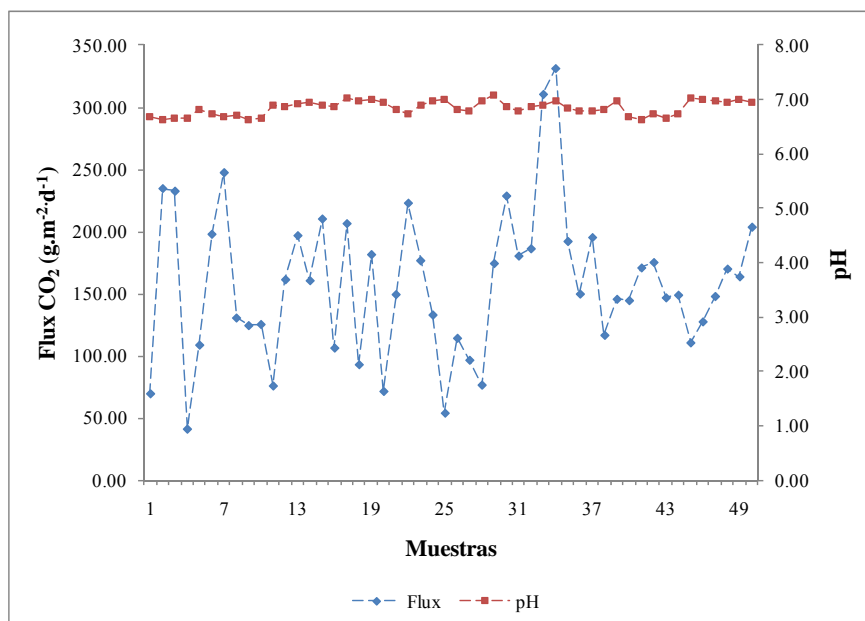
metano, el flux estimado de CO<sub>2</sub> en este trabajo podría variar por la influencia de la temperatura ambiental y de las condiciones de la laguna anaerobia.

En cuanto a la temperatura del agua en la laguna anaerobia, la Gráfica 14 muestra la variación de este parámetro durante las mediciones del flux de dióxido de carbono. La temperatura varió entre 24 y 29 °C, lo cual no resulta representativo para afectar los procesos biológicos en un periodo de tiempo corto.

En la Gráfica 15 se presenta la variación de pH y el flux de dióxido de carbono. El pH presentó una variación entre 6.62 y 7.09 unidades, mostrando condiciones estables en la laguna de estabilización. De acuerdo a lo observado en la Gráfica 15 no se puede hacer ninguna asociación entre la variación del flux y este parámetro.



**Gráfica 14.** Variación del flux de CO<sub>2</sub> y temperatura en la laguna anaerobia



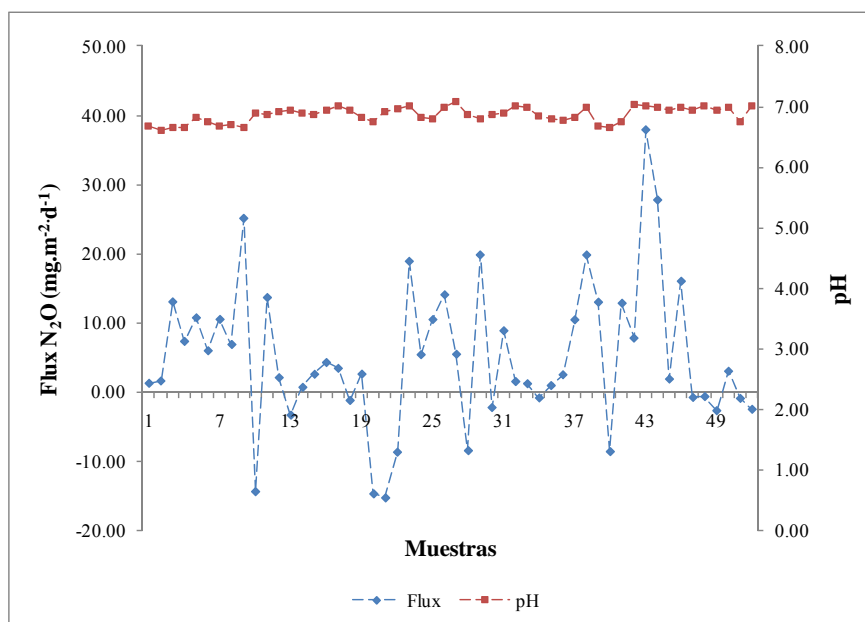
**Gráfica 15.** Variación del flux de CO<sub>2</sub> y pH en la laguna anaerobia

Con la relación estequiométrica planteada por Metcalf & Eddy (2003) y bajo el supuesto que la materia orgánica aprovechable que ingresa a la laguna anaerobia está conformada por glucosa (C<sub>6</sub>H<sub>12</sub>O<sub>6</sub>) se realizó una estimación teórica de la producción de CO<sub>2</sub>. En este cálculo se encontró que teóricamente en la laguna anaerobia se podrían producir diariamente 0.46 toneladas de CO<sub>2</sub>. Por otra parte, con el flux de CO<sub>2</sub> determinado experimentalmente ( $158.50 \pm 59.36 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ) se calculó una producción diaria de  $0.21 \pm 0.08$  toneladas de CO<sub>2</sub>. Como es de esperarse la producción calculada con los datos experimentales resultó menor que la teórica, ya que la primera está afectada por las condiciones reales.

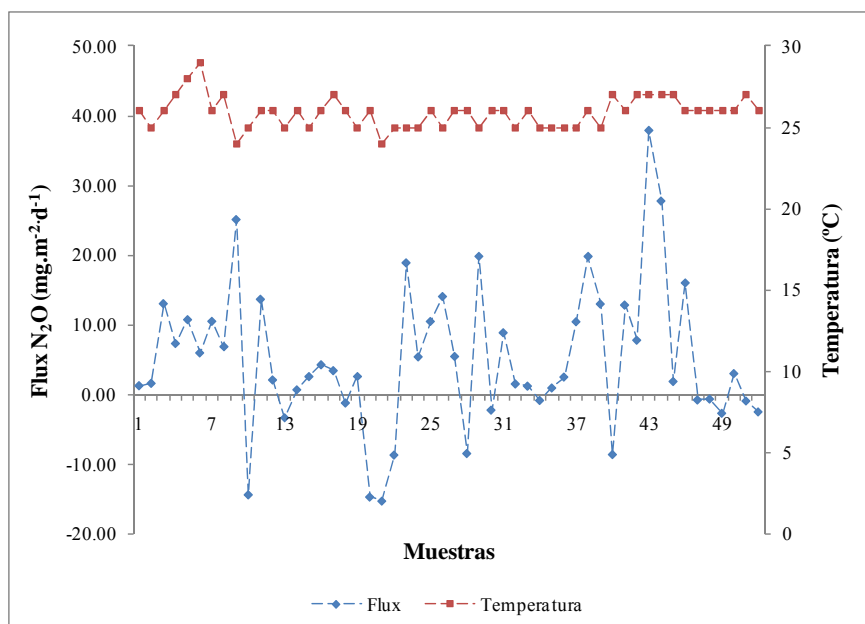
### Óxido nítrico

Los flux de N<sub>2</sub>O fueron los más bajos reportados de los tres gases analizados en la laguna anaerobia. Debido a los procesos biológicos que tienen lugar en la laguna anaerobia, se espera que el proceso de denitrificación sea despreciable y por tanto la producción y emisión de N<sub>2</sub>O también. Sin embargo, la presencia de nitrógeno en forma de nitrato en el afluente puede asociarse con la presencia de N<sub>2</sub>O ya que se favorece el proceso de denitrificación en el proceso anaerobio. Sin embargo, la baja pendiente de las curvas de concentración vs tiempo de medición muestran que este proceso no es representativo frente a la metanogénesis. Al igual que ocurrió con el metano y el dióxido de carbono, ninguna

asociación entre las variaciones de pH y temperatura durante la medición con los flux de óxido nitroso estimados.



**Gráfica 16.** Variación del flux de  $N_2O$  y pH en la laguna anaerobia



**Gráfica 17.** Variación del flux de  $N_2O$  y temperatura en la laguna anaerobia

### 6.5.2 Laguna facultativa

#### Metano

Los flux promedio de  $\text{CH}_4$  en la laguna facultativa calculados estuvieron entre  $-1.98$  y  $10.12 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ . Como era de esperarse para un sistema facultativo, los valores de flux de metano son menores a los encontrados en la laguna anaerobia, ya que en la laguna facultativa solo se presentan procesos anaerobios en la parte más profunda y la presencia de oxígeno en las capas superiores de la laguna inhibe la producción de metano (Stadmark & Leonardson, 2005). Adicionalmente, las emisiones de metano pueden ser reducidas en las lagunas facultativas por la compleja interacción de microorganismos en la capa superior de la lámina de agua, donde se puede presentar oxidación del metano (Van der Steen *et al.*, 2003a).

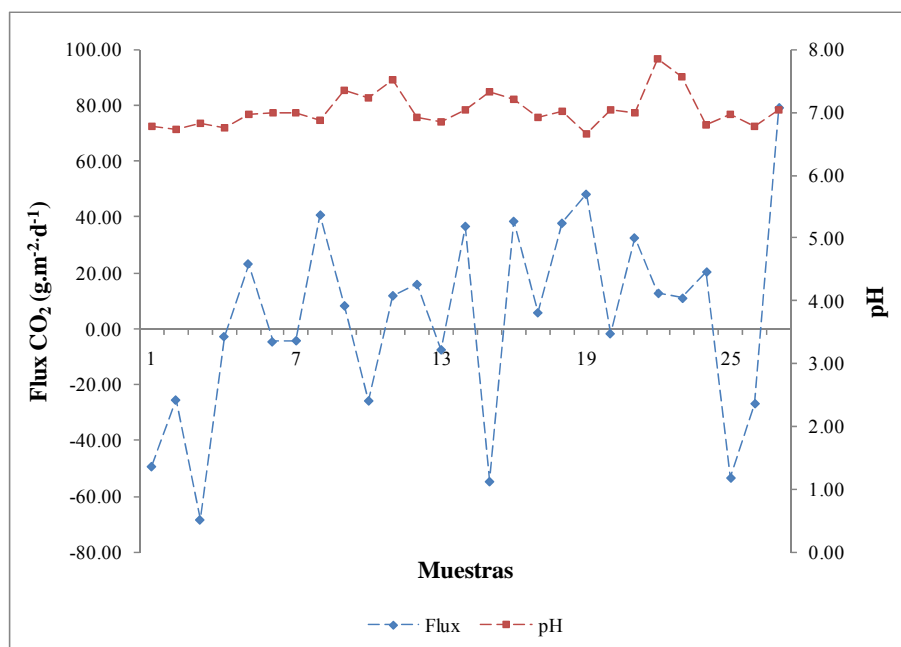
Teniendo en cuenta que una laguna facultativa puede considerarse una extensión de un sistema acuático eutrofizado, las emisiones de metano de la laguna evaluada resultan mayores que otros sistemas reportados en la literatura (Liikanen *et al.*, 2002a; Liikanen *et al.*, 2002b; St.Louis *et al.*, 2000). Las diferencias de temperatura ambiental resulta ser la mayor fuente de variación entre este tipo de sistemas, además de las cargas orgánicas que se encuentran en los afluentes.

#### Dióxido de carbono

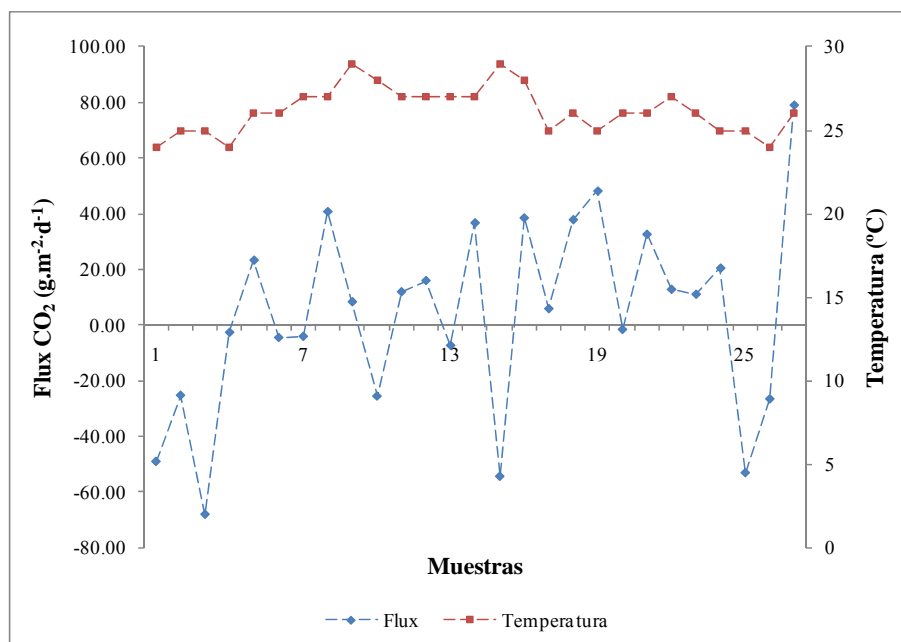
Los flux de dióxido de carbono estimados para la laguna facultativa reportaron valores entre  $-68.20$  y  $79.13 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ . Acorde con estos resultados, este tipo de sistema puede actuar como fuente emisora o como sumidero de acuerdo a los procesos que ocurren en estos sistemas y a la influencia de la intensidad de la luz y temperatura del agua. En periodos de máxima radiación solar, se incrementa la acción fotosintética de las algas presentes en la capa superior de la columna de agua, de modo tal que además de retener el dióxido de carbono producido por la degradación biológica de la materia orgánica presente en la laguna, a la vez que toman dióxido de carbono de la atmósfera para incorporarlo en el proceso fotosintético. Por tanto, la presencia de algas puede ser la causa de bajos flux de dióxido de carbono en la laguna facultativa.

En cuanto a los valores de pH y temperatura medidos durante los periodos de estimación del flux de  $\text{CO}_2$  (Gráfica 18 y Gráfica 19, respectivamente), ninguna asociación directa puede hacerse. En un sistema estable con la laguna facultativa con capacidad de amortiguar

variaciones en parámetros como el pH y la temperatura, los procesos biológicos no se encuentran afectados por pequeñas variaciones en periodos de tiempo corto.



**Gráfica 18.** Variación del flux de CO<sub>2</sub> y pH en la laguna facultativa

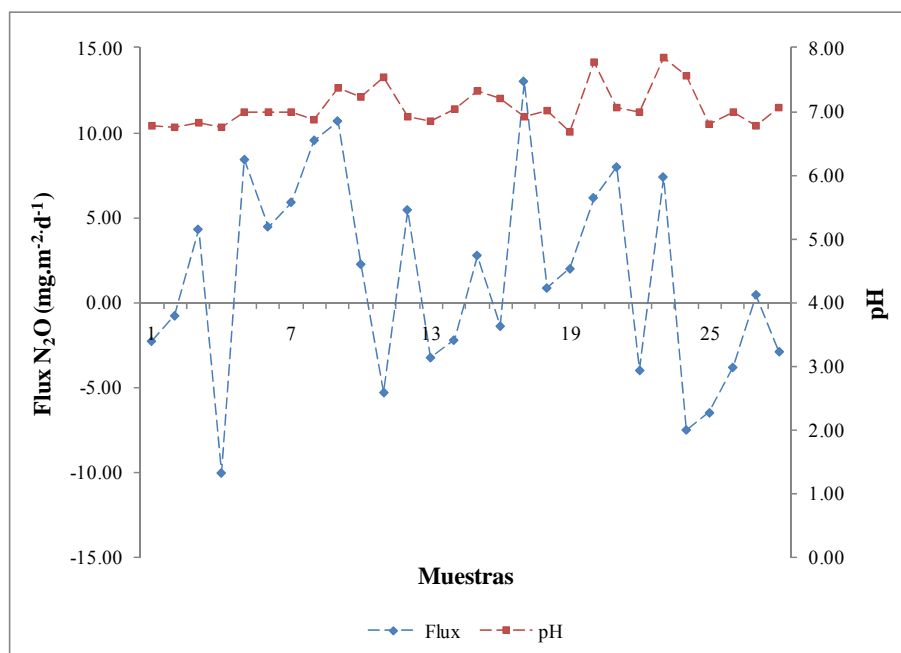


**Gráfica 19.** Variación del flux de CO<sub>2</sub> y temperatura en la laguna facultativa

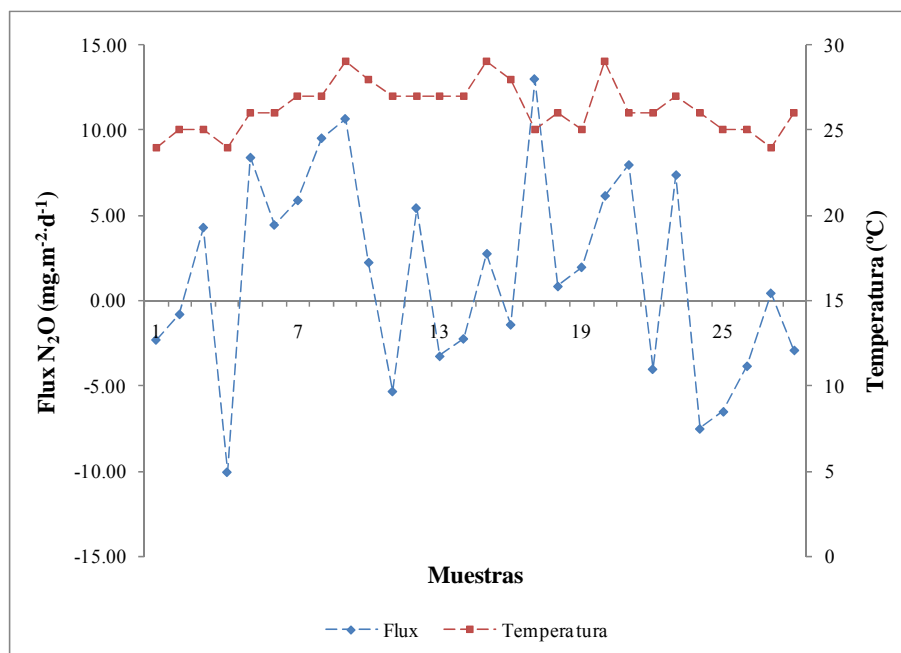
## Óxido nitroso

Los flux de  $\text{N}_2\text{O}$  estimados estuvieron entre  $-10.03$  y  $13.01 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ . La presencia de algas y las condiciones de eutrofización pueden hacer que un sistema acuático actúe como sumidero de  $\text{N}_2\text{O}$  (Singh *et al.*, 2005). Este caso se pudo presentar en la laguna facultativa evaluada ya que los procesos de nitrificación – denitrificación son limitados (Abis, 2002) y el  $\text{N}_2\text{O}$  producido en los sedimentos puede disolverse en la columna de agua.

Al igual que con los otros GEI, en las estimaciones del flux de óxido nitroso no se encontró influencia por las variaciones de pH y temperatura medidos para la laguna facultativa durante los muestreos de GEI (Gráfica 20 y Gráfica 21).



**Gráfica 20.** Variación del flux de  $\text{N}_2\text{O}$  y pH en la laguna facultativa



**Gráfica 21.** Variación del flux de N<sub>2</sub>O y temperatura en la laguna facultativa

## 6.6 Comparación de las lagunas de estabilización

Las lagunas de estabilización anaerobia y facultativa debido a los procesos biológicos que ocurren en el medio exhiben comportamientos diferentes. Los procesos de degradación, las comunidades de microorganismos, las eficiencias de remoción son algunas de las diferencias ampliamente discutidas. En esta investigación se evidenció la diferencia entre las emisiones de GEI.

En la laguna anaerobia, flux de metano casi 10 veces mayores son producidos en comparación con los flux de la laguna facultativa (50.74 g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> vs 5.42 g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>). Mientras en la laguna anaerobia se propician las condiciones sin oxígeno en el volumen disponible, en la laguna facultativa solo ocurren estas condiciones en la capa más baja que normalmente no excede 1.5 m de profundidad.

La laguna facultativa, debido a la presencia de algas en la capa superior de la columna de agua, puede actuar como fuente o sumidero de dióxido de carbono, como se demostró en los flux estimados. Entre tanto, en la laguna anaerobia debido a los procesos de degradación de la materia orgánica, el dióxido de carbono es otro subproducto importante junto con el metano de este proceso. Adicionalmente, la presencia de algas en la laguna anaerobia es

despreciable y su metabolismo no representa un proceso significativo frente a los otros procesos.

En lo referente a las emisiones de óxido nitroso, en ambos sistemas se presentan las mayores incertidumbres. En la laguna anaerobia, el proceso de denitrificación es limitado por la disponibilidad de nitratos, producidos en un proceso aerobio. Sin embargo, se obtuvieron flux de  $\text{N}_2\text{O}$  mayores que los obtenidos en la laguna facultativa ( $5.11 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  vs  $1.49 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ). Sin embargo, se encontró que ambas lagunas durante las mediciones realizadas podían comportarse como sumideros de óxido nitroso.

## **7. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES**

El establecimiento de los procedimientos para el desarrollo del muestreo de GEI en lagunas de estabilización permite la adecuación a las condiciones locales de metodologías reportadas en la literatura. Las condiciones locales y la disponibilidad de herramientas son aspectos fundamentales para la adaptación de una metodología.

Las cámaras estáticas para la estimación de GEI en lagunas de estabilización son una metodología confiable y económica. Sin embargo una serie de factores deben ser controlados para minimizar las perturbaciones que se asocian tanto al método como a las condiciones locales. El control de todos los factores de perturbación no es metodológicamente posible, sin embargo su observación y seguimiento permiten dar explicación de las situaciones encontradas.

En la mayoría de las mediciones desarrolladas, se encontró que la cámara estática con recirculación presentó menor dispersión de los datos de flux de GEI. Esto puede asociarse a la homogenización del gas en la cámara que permite una mejor estimación de las emisiones. Sin embargo, cualquiera de las tres variaciones de cámara estática puede ser empleada para el muestreo de GEI sin presentar diferencias significativas en las estimaciones.

Las emisiones de GEI se pueden ver afectadas por las variaciones de temperatura y de presión en la cámara durante la aplicación de la metodología para el muestreo. Sin embargo, mediante un análisis de sensibilidad se pudo determinar que la presurización del sistema tiene una mayor influencia que la variación de la temperatura. Esto es debido a que al aumentar la presión dentro de la cámara se limita el desprendimiento desde la fase acuosa a la gaseosa de los gases.

La temperatura del agua de las lagunas es un factor determinante en los procesos biológicos de degradación de la materia orgánica. A mayores temperaturas la actividad biológica en las lagunas de estabilización es mayor y por tanto se incrementan las emisiones de GEI. Esta es una de los principales factores asociados a las diferencias encontradas entre las emisiones de GEI en esta investigación y las reportadas en la literatura.

La laguna anaerobia se comporta como una fuente de GEI, especialmente de metano y dióxido de carbono. Aunque en esta investigación se encontraron valores de flux de óxido nítrico negativos no hay suficiente evidencia para afirmar que la laguna anaerobia sea un

sumidero para este gas. Estos valores podrían asociarse a las bajas emisiones y al rango de medición del método.

Dadas las características de la laguna facultativa evaluada, esta podría comportarse como una fuente emisora o como un sumidero de GEI. Esto está especialmente relacionado con el dióxido de carbono que puede ser liberado o consumido por las algas presentes en la capa superior de la columna de agua.

Mediciones empleando diferentes configuraciones de cámaras estáticas deberían ser realizadas a fin de determinar la influencia de la geometría de estas cámaras en la estimación de las emisiones de GEI. El uso de formas esféricas podría disminuir la presencia de zonas muertas para el flujo de gases en la cámara estática.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abis, K. L. (2002) The performance of facultative waste stabilisation ponds in the United Kingdom. The University of Leeds.
- Allaire, S. E., Yates, S. R., Ernst, F. F. & Gan, J. (2002) A dynamic two-dimensional system for measuring volatile organic compound volatilization and movement in soils. *Journal of environmental quality*, 31, 1079.
- Anthony, W. H., Hutchinson, G. L. & Livingston, G. P. (1995) Chamber measurement of soil-atmosphere gas exchange: linear vs. diffusion-based flux models. *Soil Science Society of America Journal*, 59, 1308.
- APHA (2005) Standard methods for the examination of water and wastewater, Washington, D.C.
- Barlaz, M. A., Green, R. B., Chanton, J. P., Goldsmith, C. D. & Hater, G. R. (2004) Evaluation of a biologically active cover for mitigation of landfill gas emissions. *Environmental science & technology*, 38, 4891-4899.
- Baumert, K. A., Herzog, T. & Pershing, J. (2005) Navigating the numbers: greenhouse gas data and international climate policy. World Resources Institute. USA.
- Bogner, J., Abdelrafie Ahmed, M., Diaz, C., Faaij, A., Gao, Q., Hashimoto, S., Mareckova, K., Pipatti, R. & Zhang, T. (2007) Waste Management. In *Climate Change 2007: mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*(Eds, Metz, B., Davidson, O. R., Bosch, P. R., Dave, R. & Meyer, L. A.) Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Casper, P., Maberly, S. C., Hall, G. H. & Finlay, B. J. (2000) Fluxes of methane and carbon dioxide from a small productive lake to the atmosphere. *Biogeochemistry*, 49, 1-19.
- Costa, F. S., Gomes, J., Bayer, C. & Mielniczuk, J. (2006) Métodos para avaliação das emissões de gases de efeito estufa no sistema solo-atmosfera. *Ci. Rural*, 36, 693-700.
- DANE (2005) Censo General 2005.
- Davidson, E. A., Savage, K., Verchot, L. V. & Navarro, R. (2002) Minimizing artifacts and biases in chamber-based measurements of soil respiration. *Agricultural and Forest Meteorology*, 113, 21-37.
- Denman, K. L., Brasseur, G., Chidthaisong, A., Ciais, P., Cox, P. M., Dickinson, R. E., Hauglustaine, D., Heinze, C., Holland, E. & Jacob, D. (2007) Couplings between changes in the climate system and biogeochemistry. *Climate change*, 541-584.
- DeSutter, T. M. & Ham, J. M. (2005) Lagoon-biogas emissions and carbon balance estimates of a swine production facility. *Journal of environmental quality*, 34, 198-206.
- Fisher, B. S., Nakicenovic, N., Alfsen, K., Morlot, J. C., de la Chesnaye, F., Hourcade, J. C., Jiang, K., Kainuma, M., La Rovere, E. & Matysek, A. (2007) Issues related to mitigation in the long term context *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Inter-governmental Panel on Climate Change*. B. Metz, OR Davidson, PR Bosch, R. Dave and LA Meyer Cambridge, United Kingdom and New York, NY.
- Forster, P., Ramaswamy, V., Artaxo, P., Bernsten, T., Betts, R., Fahey, D. W., Haywood, J., Lean, J., Lowe, D. C., Myhre, G., Nganga, J., Prinn, R., Raga, G., Schulz, M. & Van Dorland, R. (2007) Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. . In *Climate Change 2007: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*(Eds, Solomon, S.,

- Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K. B., Tignor, M. & Miller, H. L.) Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Frumkin, H., Hess, J., Luber, G., Malilay, J. & McGeehin, M. (2008) Climate change: the public health response. *American Journal of Public Health*, 98, 435.
- Green, F. B., Bernstone, L., Lundquist, T. J., Muir, J., Tresan, R. B. & Oswald, W. J. (1995) Methane fermentation, submerged gas collection, and the fate of carbon in advanced integrated wastewater pond systems. *Water Science & Technology*, 31, 55-65.
- Haines, A., Kovats, R. S., Campbell-Lendrum, D. & Corvalan, C. (2006) Climate change and human health: impacts, vulnerability and public health. *Public Health*, 120, 585-596.
- Hasanudin, U., Utomo, T., Suroso, E., Hendri, J., Inokawa, A. & Fujie, K. (2006) Methane and CO<sub>2</sub> Gases Emission from Anaerobic Pond in Tapioca Wastewater Treatment. In 7 th Specialist conference on waste stabilization ponds 2006(Ed, IWA) Bangkok, Thailand.
- Hutchinson, G. L., Livingston, G. P., Healy, R. W. & Striegl, R. G. (2000) Chamber measurement of surface-atmosphere trace gas exchange: numerical evaluation of dependence on soil, interfacial layer, and source/sink properties. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 105, 8865-8875.
- IDEAM (2001) Primera Comunicación Nacional ante la convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Bogotá D.C.
- IPCC (2001) Climate Change 2001: Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. . Cambridge University Press. United Kingdom and New York, NY, USA.
- IPCC (2006) 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. (Ed, Eggleston H.S., B. L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K.) IGES, Japan.
- Johansson, A. E., Gustavsson, A. M., Öquist, M. G. & Svensson, B. H. (2004) Methane emissions from a constructed wetland treating wastewater—seasonal and spatial distribution and dependence on edaphic factors. *Water Research*, 38, 3960-3970.
- Lambert, M. & Fréchette, J. L. (2005) Analytical techniques for measuring fluxes of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> from hydroelectric reservoirs and natural water bodies. In *Greenhouse gas emissions - fluxes and processes: hydroelectric reservoirs and natural environments*. Springer Verlag.
- Le Treut, H., Somerville, R., Cubasch, U., Ding, Y., Mauritzen, C., Mokssit, A., Peterson, T. & Prather, M. (2007) Historical overview of climate change In *Climate Change 2007: the physical science basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change(Eds, Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K. B., Tignor, M. & Miller, H. L.) Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Liikanen, A., Flojt, L. & Martikainen, P. (2002a) Gas dynamics in eutrophic lake sediments affected by oxygen, nitrate, and sulfate. *Journal of environmental quality*, 31, 338.
- Liikanen, A., Murtoniemi, T., Tanskanen, H., Väisänen, T. & Martikainen, P. J. (2002b) Effects of temperature and oxygenavailability on greenhouse gas and nutrient dynamics in sediment of a eutrophic mid-boreal lake. *Biogeochemistry*, 59, 269-286.
- Lim, T. T., Heber, A. J., Ni, J. Q., Sutton, A. L. & Shao, P. (2003) Odor and gas release from anaerobic treatment lagoons for swine manure. *Journal of environmental quality*, 32, 406.
- Madera, C. (2003) Microbiological and Agronomic Effluent Quality from Duckweed and Stabilization Ponds. IHE, Delft.
- Madigan, M. T., Martinko, J. M. & Parker, J. (1999) *Brock Biología de los Microorganismos*, 8a edición revisada. Prentice Hall, Inc., ISBN: 0-13-571225-4.
- Mara, D. D. (2004) Domestic wastewater treatment in developing countries, Earthscan/James & James.

- Matson, P. A. & Vitousek, P. M. (1990) Ecosystem approach to a global nitrous oxide budget. *Bioscience*, 40, 667-672.
- Meehl, G. A., Stocker, T. F., Collins, W. D., Friedlingstein, A. T., Gaye, A. T., Gregory, J. M., Kitoh, A., Knutti, R., Murphy, J. M. & Noda, A. (2007) 2007: Global Climate Projections. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. (Eds, Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K. B., Tignor, M. & Miller, H. L.) Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Metcalf & Eddy (2003) *Wastewater engineering, treatment and reuse*. McGraw Hill, New York.
- Metz, B., Davidson, O. R., Bosch, P. R., Dave, R. & Meyer, L. A. (2007) *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY. Retrieved June, 26, 2007.
- Milligan, D. B., Wilson, P. F., Mautner, M. N., Freeman, C. G., McEwan, M. J., Clough, T. J. & Sherlock, R. R. (2002) Real-time, high-resolution quantitative measurement of multiple soil gas emissions: selected ion flow tube mass spectrometry. *Journal of environmental quality*, 31, 515.
- Møller, H. B., Sommer, S. G. & Ahring, B. K. (2004) Biological degradation and greenhouse gas emissions during pre-storage of liquid animal manure. *Journal of environmental quality*, 33, 27.
- Moore, T. R. & Knowles, R. (1990) Methane emissions from fen, bog and swamp peatlands in Quebec. *Biogeochemistry*, 11, 45-61.
- Oldham, W. K. & Nemeth, L. (1973) Anaerobic lagoons for treatment of high-strength organic wastes. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 45, 2397-2403.
- Olivier, J. G. J., Van Aardenne, J. A., Dentener, F., Ganzeveld, L. & Peters, J. A. H. W. (2005) Recent trends in global greenhouse gas emissions: regional trends and spatial distribution of key sources. In *Non-CO2 Greenhouse Gases (NCGG-4)* Millpress, Rotterdam.
- ONU (1998) *Protocolo de Kyoto*.
- Osada, T. & Fukumoto, Y. (2001) Development of a new dynamic chamber system for measuring harmful gas emissions from composting livestock waste. *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 44, 79.
- Oswald, W. J., Green, F. B. & Lundquist, T. J. (1994) Performance of methane fermentation pits in advanced integrated wastewater pond systems. *Water Science & Technology*, 30, 287-295.
- Picot, B., Paing, J., Sambuco, J. P., Costa, R. H. R., Rambaud, A. & Shilton, A. N. (2003) Biogas production, sludge accumulation and mass balance of carbon in anaerobic ponds. *Waste Stabilisation Ponds: Pond Technology for the New Millennium*, 48, 243-250.
- Purvaja, R. & Ramesh, R. (2001) Natural and anthropogenic methane emission from coastal wetlands of South India. *Environmental Management*, 27, 547-557.
- Reay, D. & Hewitt, C. N. (2007) *Greenhouse gas sinks*, Cabi Publishing.
- Reed, S. C. (1995) *Natural Systems for Wastewater Treatment*, Water Environment Federation.
- Rogner, H.-H., Zhou, D., Bradley, R., Crabbé, P., Edenhofer, O., Hare, B., Kuijpers, L. & Yamaguchi, M. (2007) Introduction. In *Climate Change 2007: mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (Eds, Metz, B., Davidson, O. R., Bosch, P. R., Dave, R. & Meyer, L. A.) Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Romero, J. A. (2004) *Tratamiento de aguas residuales, teoría y principios de diseño*. Editorial Escuela Colombiana de ingeniería. Santa Fé de Bogotá.

- Rypdal, K. & Winiwarter, W. (2001) Uncertainties in greenhouse gas emission inventories--evaluation, comparability and implications. *Environmental Science & Policy*, 4, 107-116.
- Sharpe, R. R. & Harper, L. A. (1999) Methane emissions from an anaerobic swine lagoon. *Atmospheric environment*, 33, 3627-3633.
- Siegenthaler, U. & Sarmiento, J. L. (1993) Atmospheric carbon dioxide and the ocean. *Nature*, 365, 119-125.
- Singh, V. P., Dass, P., Kaur, K., Billore, S. K., Gupta, P. K. & Parashar, D. C. (2005) Nitrous oxide fluxes in a tropical shallow urban pond under influencing factors. *Current science(Bangalore)*, 88, 478-483.
- St.Louis, V. L., Kelly, C. A., Duchemin, É., Rudd, J. W. M. & Rosenberg, D. M. (2000) Reservoir surfaces as sources of greenhouse gases to the atmosphere: A global estimate. *BioScience*, 50, 766-775.
- Stadmark, J. & Leonardson, L. (2005) Emissions of greenhouse gases from ponds constructed for nitrogen removal. *Ecological Engineering*, 25, 542-551.
- Toprak, H. (1995) Temperature and organic loading dependency of methane and carbon dioxide emission rates of a full-scale anaerobic waste stabilization pond. *Water Research*, 29, 1111-1119.
- Van der Steen, N. P., Ferrer, A. V. M., Samarasinghe, K. G. & Gijzen, H. J. (2003a) Quantification and comparison of methane emissions from algae and duckweed-based wastewater treatment ponds. Universidad del Valle; CINARA; International Water Association. *Memorias del evento: Agua 2003*. Cartagena de Indias, IWA, 2003, p. 1-7 Ilus..
- van der Steen, N. P., Nakiboneka, P., Mangalika, L., Ferrer, A. V. & Gijzen, H. J. (2003b) Effect of duckweed cover on greenhouse gas emissions and odour release from waste stabilisation ponds. *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 48, 341.
- von Sperling, M. & Chernicharo, C. A. (2005) Biological wastewater treatment in warm climate countries. IWA Publishing, London. *Water and Sanitation for Health Project (WSHP)(nd) Fact Sheet: Information for Action from the Water and Sanitation for Health Project, USA*. World Health Organization (WHO)(1989), *Health Guideline for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture*.
- Wu, L. C., Wei, C. B., Yang, S. S., Chang, T. H., Pan, H. W. & Chung, Y. C. (2007) Relationship between carbon dioxide/methane emissions and the water quality/sediment characteristics of Taiwan's main rivers. *Journal of the Air & Waste Management Association* (1995), 57, 319.
- Wuebbles, D. J. & Hayhoe, K. (2002) Atmospheric methane and global change. *Earth-Science Reviews*, 57, 177-210.
- Yacob, S., Ali Hassan, M., Shirai, Y., Wakisaka, M. & Subash, S. (2006) Baseline study of methane emission from anaerobic ponds of palm oil mill effluent treatment. *The Science of the Total Environment*, 366, 187-196.
- Yáñez, F. (1993) *Lagunas de estabilización: teoría, diseño, evaluación y mantenimiento*, Quito, Ecuador.
- Zimmo, O. R., Van der Steen, N. P. & Gijzen, H. J. (2003) Comparison of ammonia volatilisation rates in algae and duckweed-based waste stabilisation ponds treating domestic wastewater. *Water Research*, 37, 4587-4594.

## **ANEXOS**

## **Anexo A. Protocolo de muestreo de gases de efecto invernadero en lagunas de estabilización**

### **Materiales**

En la tabla A1 se detallan los materiales empleados para el muestreo de GEI en las lagunas de estabilización.

**Tabla A1.** Materiales para el muestreo de GEI

- Cámaras en acrílico
- Flotadores de icopor
- Plomadas de 6 onzas
- Tapones de caucho y de silicona
- Termómetros de vidrio
- Ventiladores de 12 voltios
- Bomba peristáltica de bajo caudal
- Baterías de 12 voltios
- Jeringa para gases con llave de paso
- Viales de 5 mL al vacío
- Cronómetros
- Formatos de campo (Anexo B)
- Formato de entrega al laboratorio (Anexo B)

### **Montaje y ubicación de cámara estática**

Las cámaras son provistas de un termómetro, una manguera de plástico con una pequeña llave de paso que constituye el puerto de muestreo y un collar de icopor ajustado a la base que sirve para mantener a flote la cámara durante el muestreo. Además a la base de la cámara se le acondicionaran dos plomadas de 6 onzas cada una, con el fin de proporcionar peso y sumergir parcialmente la base de la cámara para evitar cualquier tipo de fuga de gas.

En el montaje y uso de las cámaras se deben tener en cuenta las siguientes consideraciones:

- En las cámaras estáticas simple y con ventilador, la manguera del puerto de muestreo se ubica a  $\frac{1}{2}$  de la altura de la cámara de acrílico; en la cámara con recirculación la manguera de salida del aire está ubicada a 10 cm desde la parte superior de la cámara y la de entrada de aire a 15 cm de la parte superior de la cámara, con el propósito de mejorar la mezcla en la cámara.

- En todas las cámaras para mantener la manguera en posición se sujetara con un alambre delgado desde el tapón de caucho de la cámara.
- Los tapones son envueltos en cinta de teflón antes de introducirse en los orificios de la cámara para evitar los escapes de gas.
- El tapón de silicona del puerto de muestreo debe cambiarse después de cada jornada de muestreo para evitar el escape de gases debido al deterioro del sello.

La cámara estática montada se ubica en el punto de muestreo empleando un bote que se ubica aguas abajo del punto de muestreo. El bote debe ser anclado a las orillas de la laguna de forma tal que se logre estabilidad y de esta forma minimizar la perturbación en la toma de las muestras. De igual forma que el bote, la cámara debe ser anclada a la orilla de la laguna para mantenerla en su sitio durante el muestreo.

### **Toma de la muestra de gas**

Los muestreos realizados con estas tres cámaras estáticas fueron realizados en el punto central de ambas lagunas: anaerobia y facultativa. El muestreo se realizó el mismo día cada semana entre las 11 a.m. y las 3 p.m. buscando homogeneidad en las condiciones ambientales. De esta manera se buscó minimizar la variabilidad debida al día y la hora de muestreo, dada la fuerte influencia de las condiciones ambientales sobre los procesos biológicos.

Después de ubicar y fijar la cámara, se inicia la toma de muestras en cada punto teniendo cuenta las siguientes exigencias:

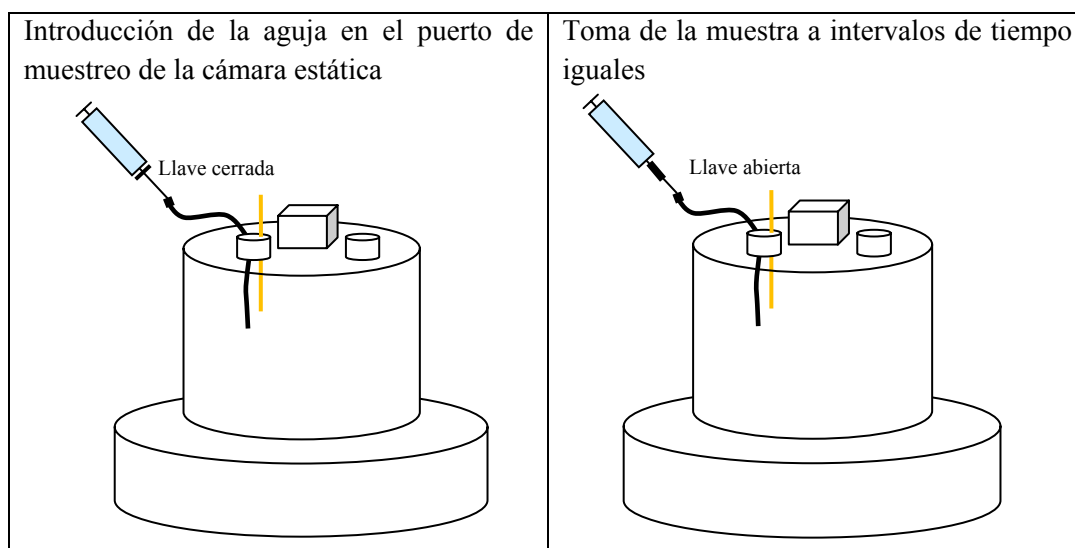
- Verificar que se cuenta con la cantidad requerida de viales y que estos se encuentran debidamente marcados. Previendo pérdidas y/o daños debe llevarse un exceso de viales.
- Debe haber dos viales por muestra en cada unidad de tiempo, es decir una será la muestra original, y la otra el duplicado.
- Los viales se rotularan siguiendo este ejemplo:

LX – P0# – C01 – Mi.#  
DD – MM – YY

Donde LX es el tipo de laguna (LA para la laguna anaerobia y LF para la laguna facultativa), P0# para el punto de muestreo (si se tienen varios puntos de muestreo # = 1, 2, 3, ..., n), C0# para el tipo de cámara (1 para la cámara simple, 2 para la cámara con ventilador y 3 para la cámara con recirculación), M para la muestra en el tiempo i (i = 0,

$0 + 1\Delta t, \dots, 0 + n\Delta t$ ) y # igual a 1 para la muestra y 2 para el duplicado, DD – MM – YY para la fecha de muestreo.

- Verificar que la cámara estática tiene todos sus componentes como termómetro, aditamento del puerto de muestreo, ventilador y/o bomba dependiendo del tipo de cámara.
- Revisar el estado de los sellos de los tapones y del icopor para detectar potenciales fugas del gas durante el tiempo de muestreo.
- El sitio de muestreo debe estar libre de materiales como plumas y exceso de lodos. En caso de que ello ocurra debe despejarse la zona sin generar turbulencia en la superficie del líquido.
- Antes de iniciar el muestreo la cámara debe estar con el extremo abierto hacia arriba buscando homogeneidad con el aire circundante. También se evacuará el volumen de aire contenido en la manguera del puerto de muestreo para asegurar la homogeneidad del sistema.
- Las muestras se tomarán en intervalos de tiempo iguales ( $\Delta t = 5, 10, 15$  o  $30$  minutos). La primera muestra se toma en el tiempo que se fija como cero ( $t = 0$ ), y las siguientes se tomarán sucesivamente de acuerdo al intervalo de tiempo definido. En total se debe contar con un mínimo de 4 muestras en un mismo punto.
- La muestra gaseosa se extrae introduciendo la aguja de una jeringa de  $20$  mL con llave de paso en el puerto de muestreo manteniendo la válvula de la manguera cerrada. Una vez introducida la aguja se abren la válvula del puerto de muestreo y la llave de paso de la jeringa y se extraen  $20$  mL de muestra del gas contenido en la cámara, posteriormente se cierran la llave y la válvula, se retira la jeringa y se inyectan los  $20$  mL en el vial al vacío comprimiéndolo (Figura A1). La muestra y su duplicado deben tomarse en un intervalo menor a  $1$  minuto.
- Al inyectar la muestra se debe chequear que el vial este al vacío. Al introducir la aguja en el tapón del vial y abrir la llave de paso se debe succionar la muestra desde jeringa. Si esto no ocurre se debe descartar esta muestra y proceder a toma otra haciendo la corrección del tiempo de muestreo.
- Los viales correspondientes a un determinado punto de muestreo se almacenan junto con el formato de entrega al laboratorio en una bolsa plástica que se transporta a temperatura ambiente en un recipiente de icopor al laboratorio de CIAT para el análisis. El transporte debe hacerse máximo en las siguientes  $24$  horas a la toma de las muestras.
- Las jeringas para gases no se deben emplear para otros fluidos



**Figura A1.** Esquema para la toma de las muestras gaseosas

**Anexo B. Formatos para el muestreo de GEI en lagunas de estabilización mediante el uso de cámaras estáticas**

**Formato de campo**

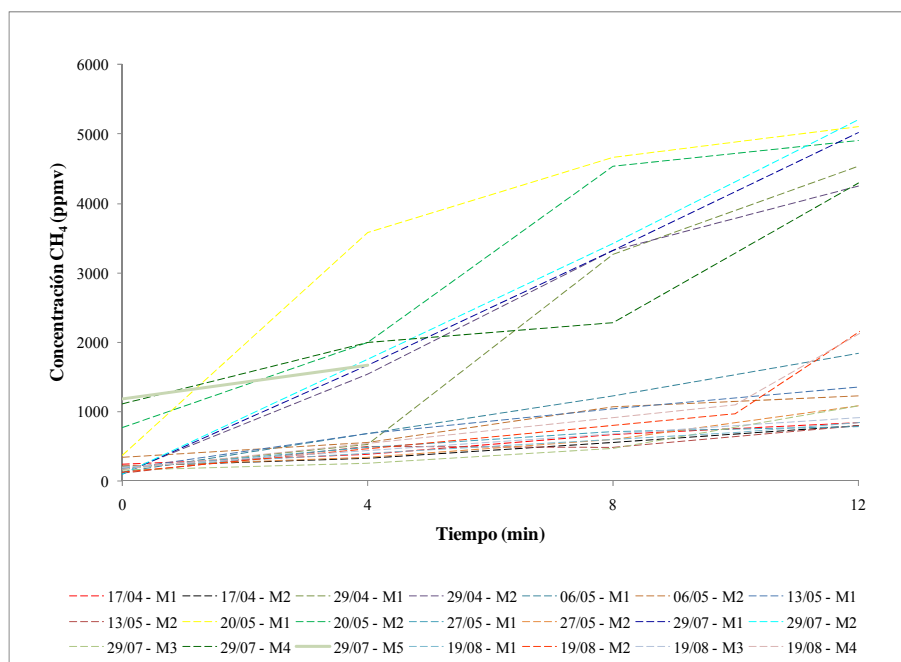
<b>Muestreo de gases de efecto invernadero en lagunas de estabilización</b>		
<b>Formato de campo</b>		
Fecha del muestreo:	Hora de inicio:	
Intervalo de muestreo:	Tiempo total del muestreo:	
Número de muestras:	Tipo de muestra:	
Sitio de muestreo:		
Tipo de muestreador:		
Encargados del muestreo:		
Descripción de las muestras		
Identificación	Tiempo (min)	Temperatura (°C)
Observaciones		
Revisado por:		

--

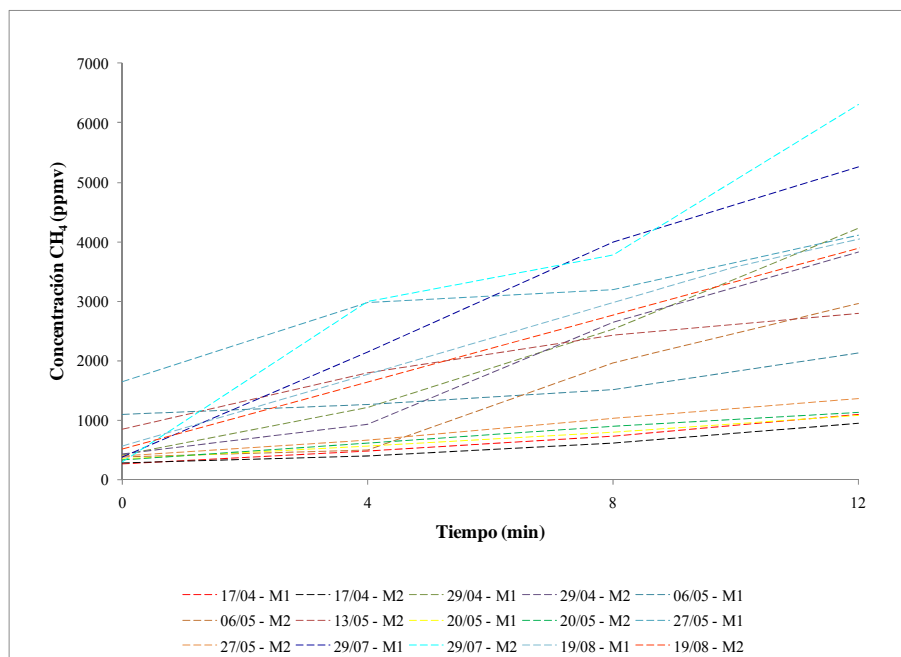
**Formato para entrega de muestras al CIAT**

<b>Muestreo de gases de efecto invernadero en lagunas de estabilización</b>		
<b>Formato de entrega al laboratorio</b>		
Fecha del muestreo:	Número de muestras:	
Descripción de las muestras		
Identificación	Tiempo (min)	Temperatura (°C)
Entregador:		
Recibido por:		

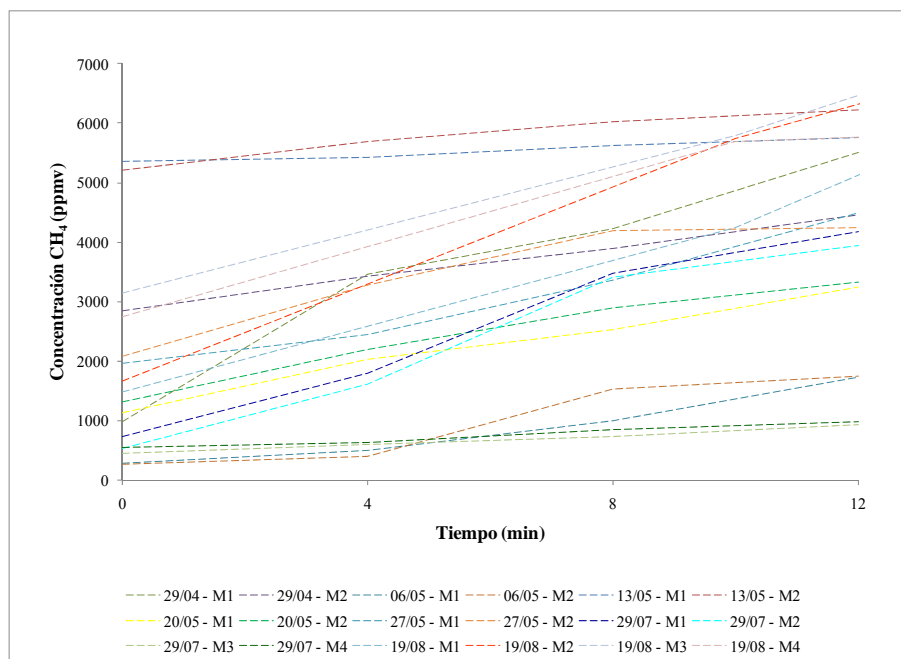
## Anexo C. Graficas de gradientes de concentración de GEI en la laguna anaerobia



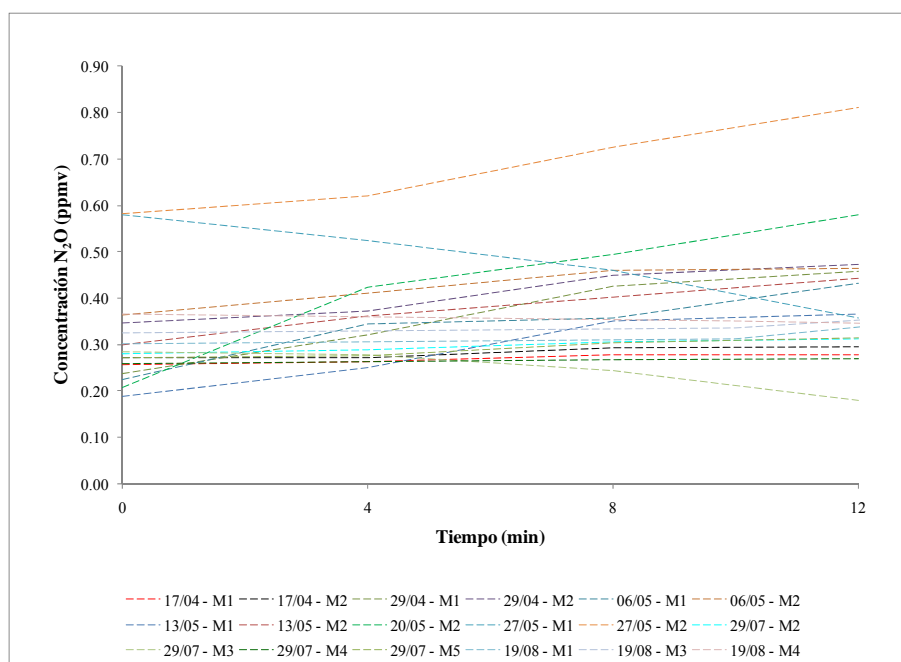
Gráfica C1. Concentración de metano vs tiempo medidos con la cámara estática simple



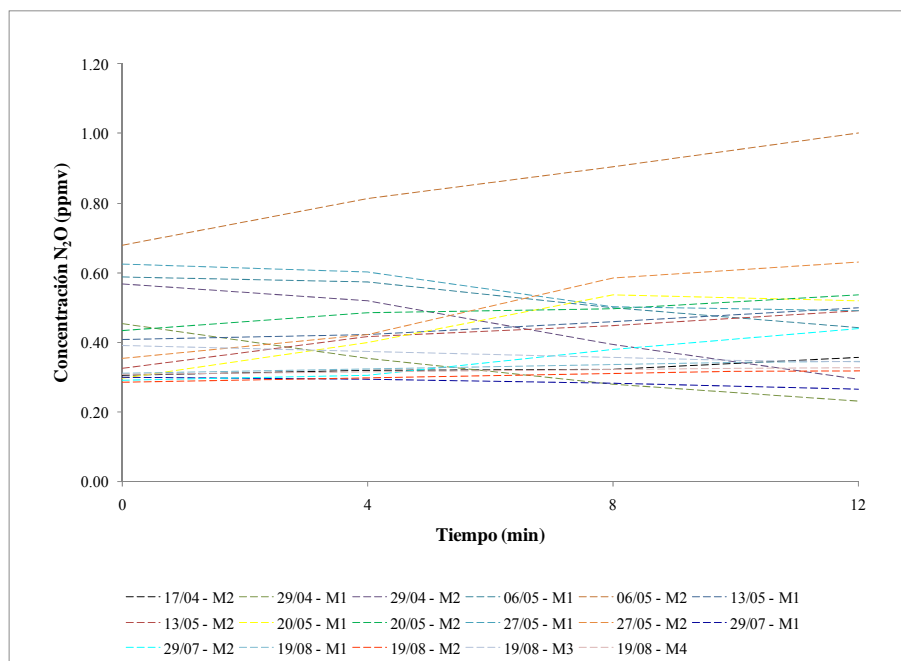
Gráfica C2. Concentración de metano vs tiempo medidos con la cámara estática con ventilador



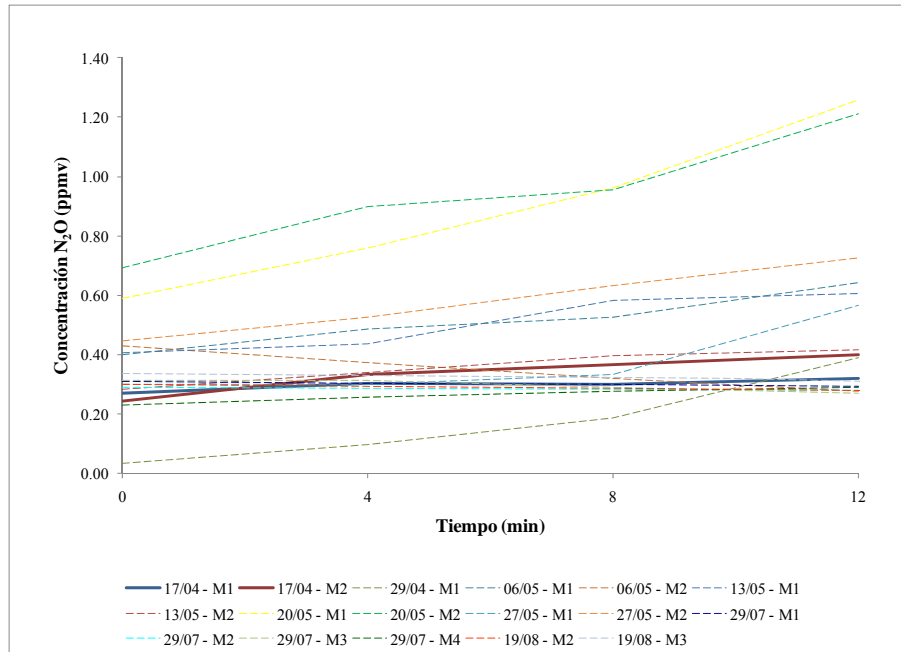
Gráfica C3. Concentración de metano vs tiempo medidos con la cámara estática con recirculación



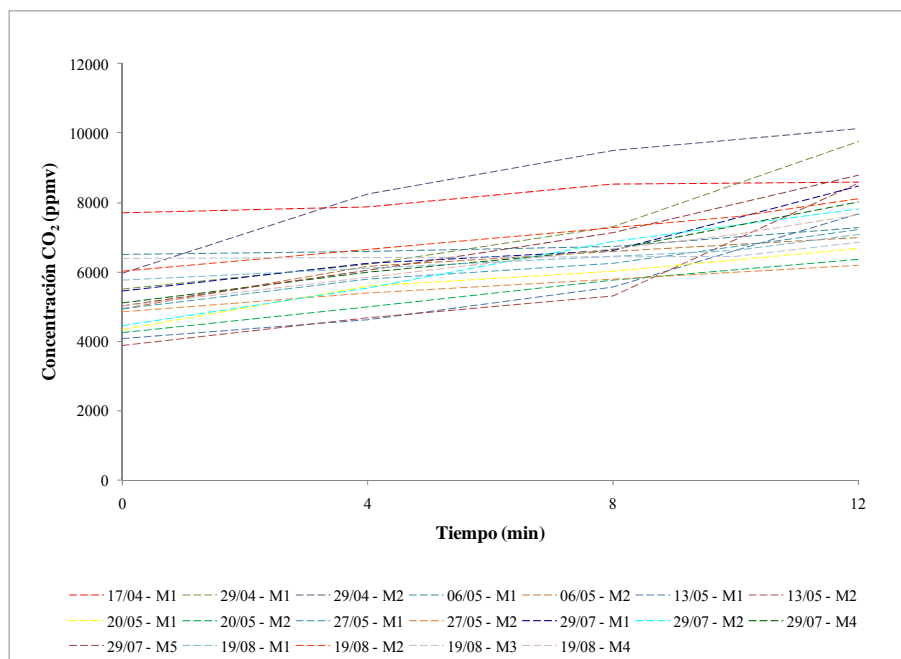
Gráfica C4. Concentración de óxido nítrico vs tiempo medidos con la cámara estática simple



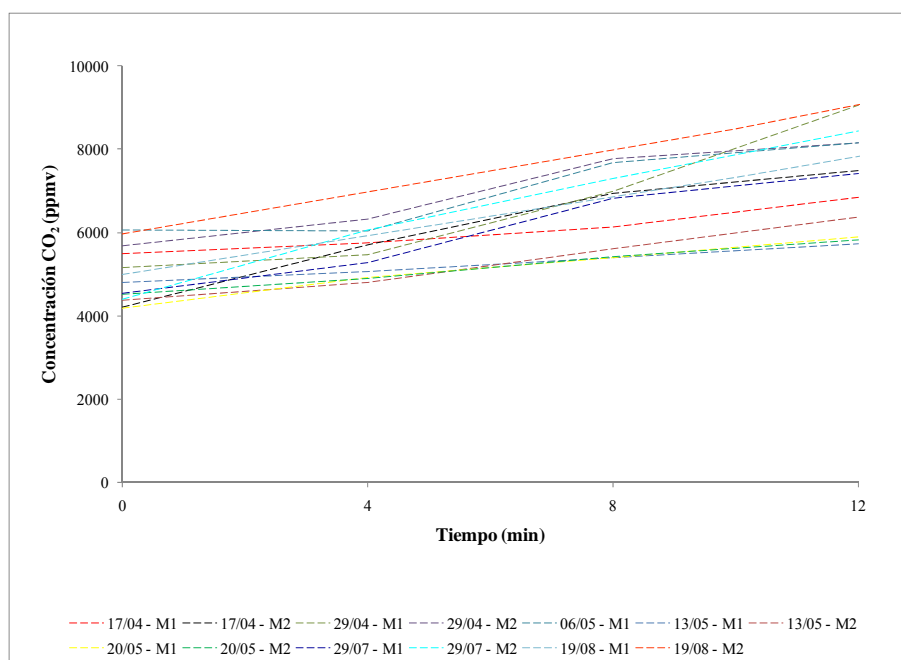
Gráfica C5. Concentración de óxido nítrico vs tiempo medidos con la cámara estática con ventilador



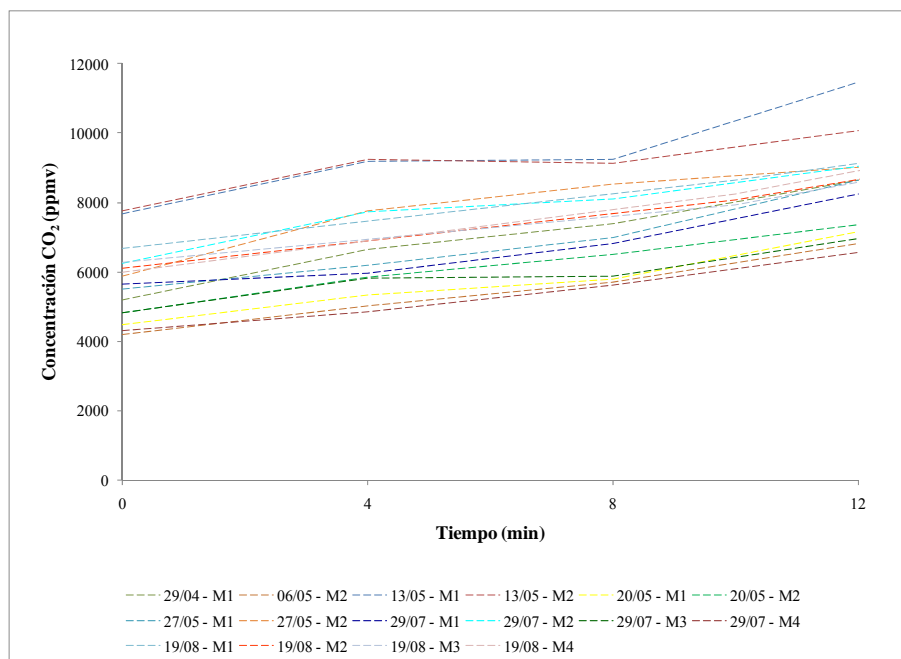
Gráfica C6. Concentración de óxido nítrico vs tiempo medidos con la cámara estática con recirculación



Gráfica C7. Concentración de dióxido de carbono vs tiempo medidos con la cámara estática simple

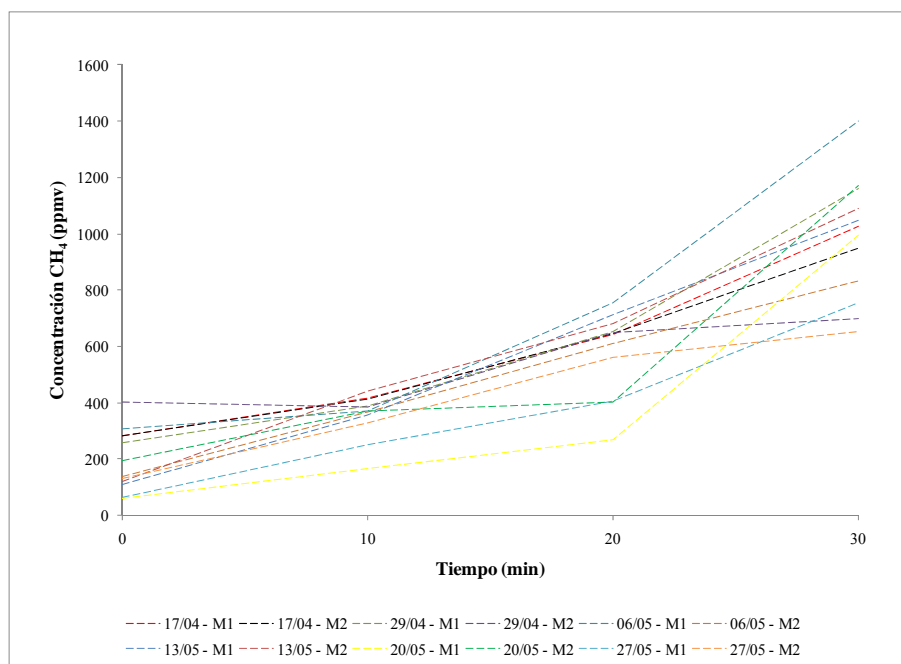


Gráfica C8. Concentración de dióxido de carbono vs tiempo medidos con la cámara estática con ventilador

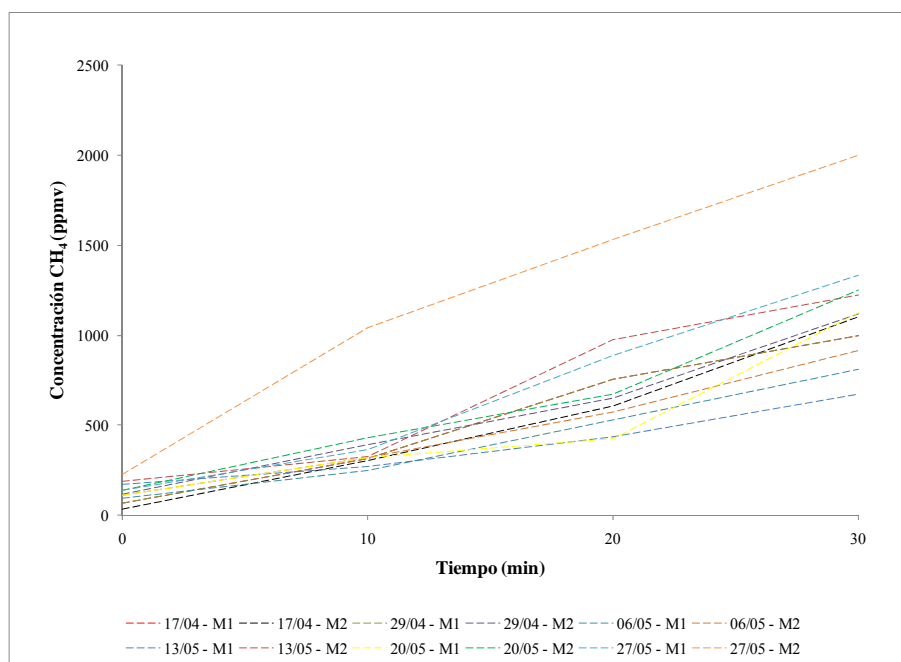


Gráfica C9. Concentración de dióxido de carbono vs tiempo medidos con la cámara estática con recirculación

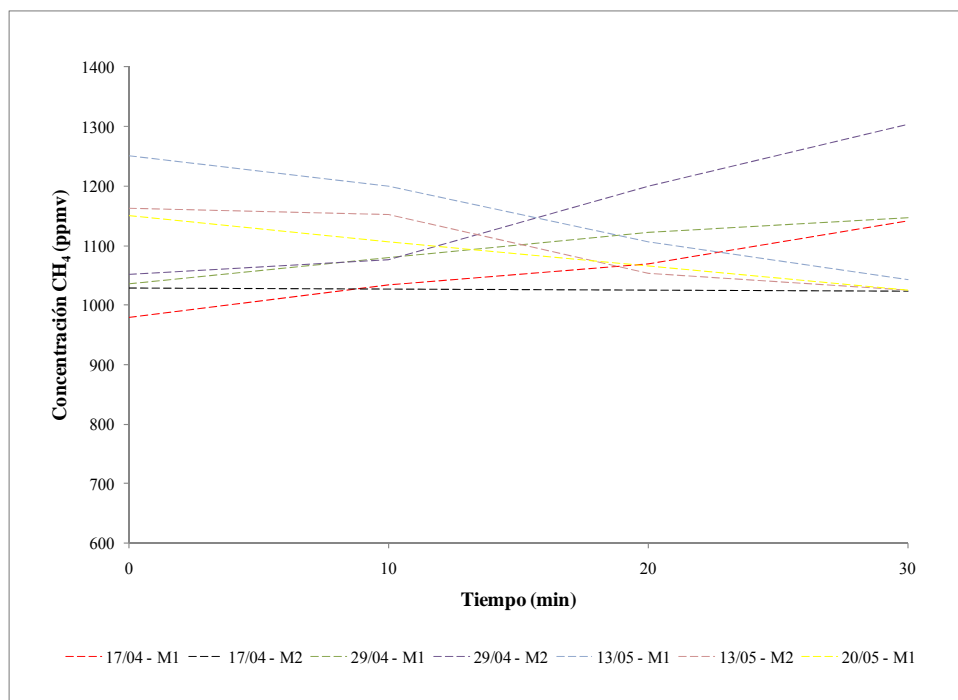
## Anexo D. Graficas de gradientes de concentración de GEI en la laguna facultativa



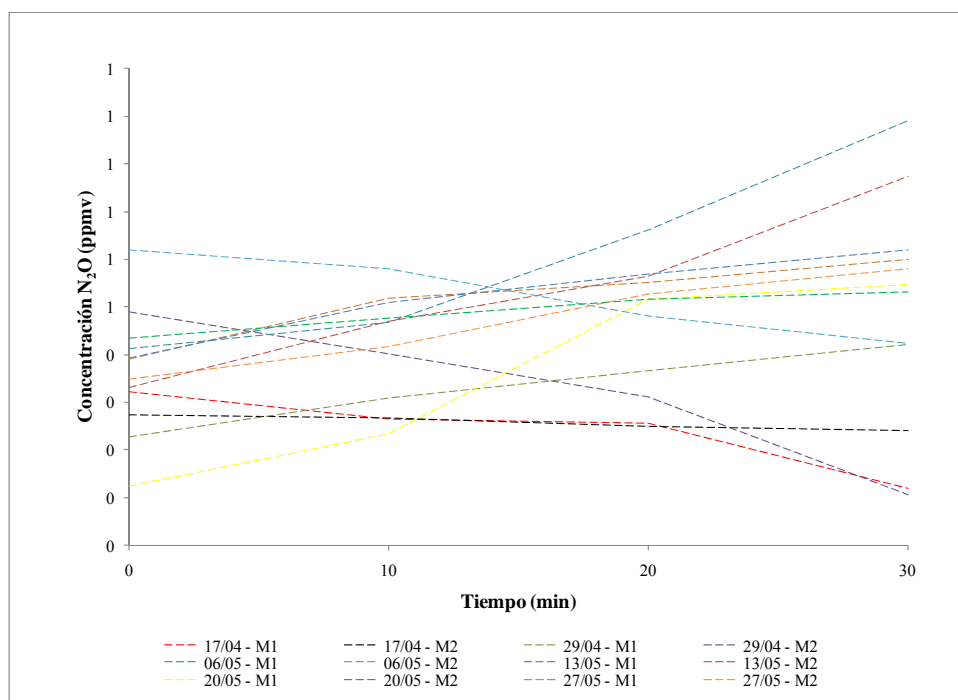
Gráfica D1. Concentración de metano vs tiempo medidos con la cámara estática simple



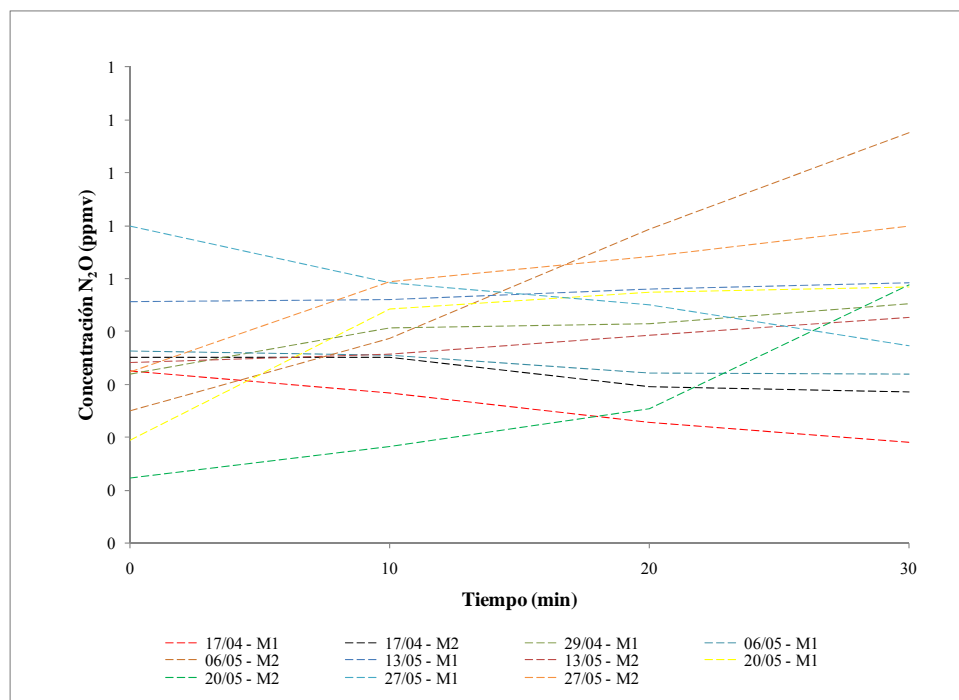
Gráfica D2. Concentración de metano vs tiempo medidos con la cámara estática con ventilador



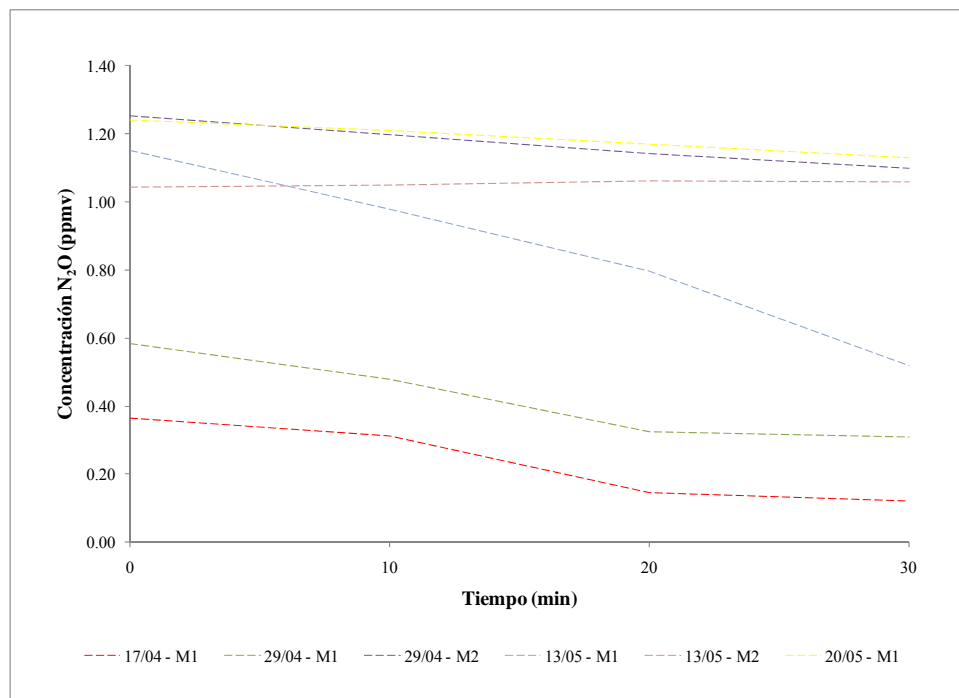
Gráfica D3. Concentración de metano vs tiempo medidos con la cámara estática con recirculación



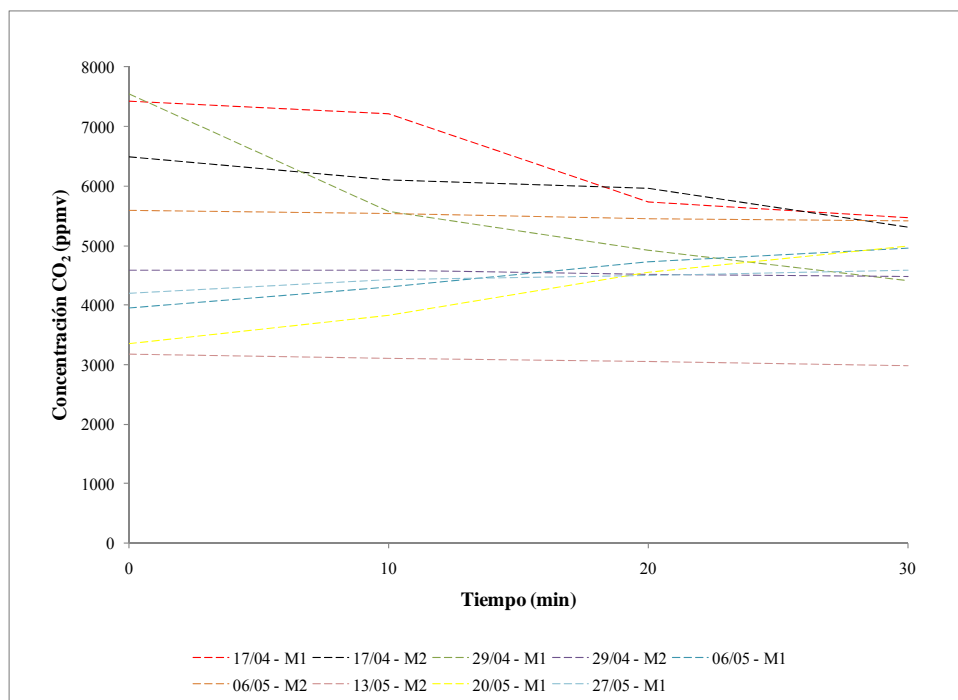
Gráfica D4. Concentración de óxido nítrico vs tiempo medidos con la cámara estática simple



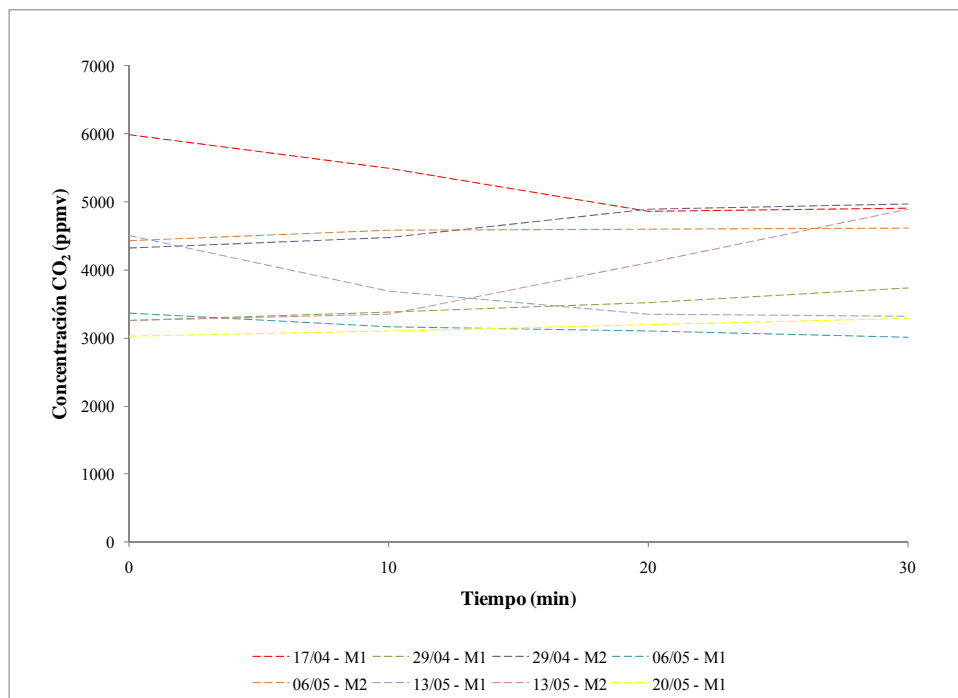
Gráfica D5. Concentración de óxido nítrico vs tiempo medidos con la cámara estática con ventilador



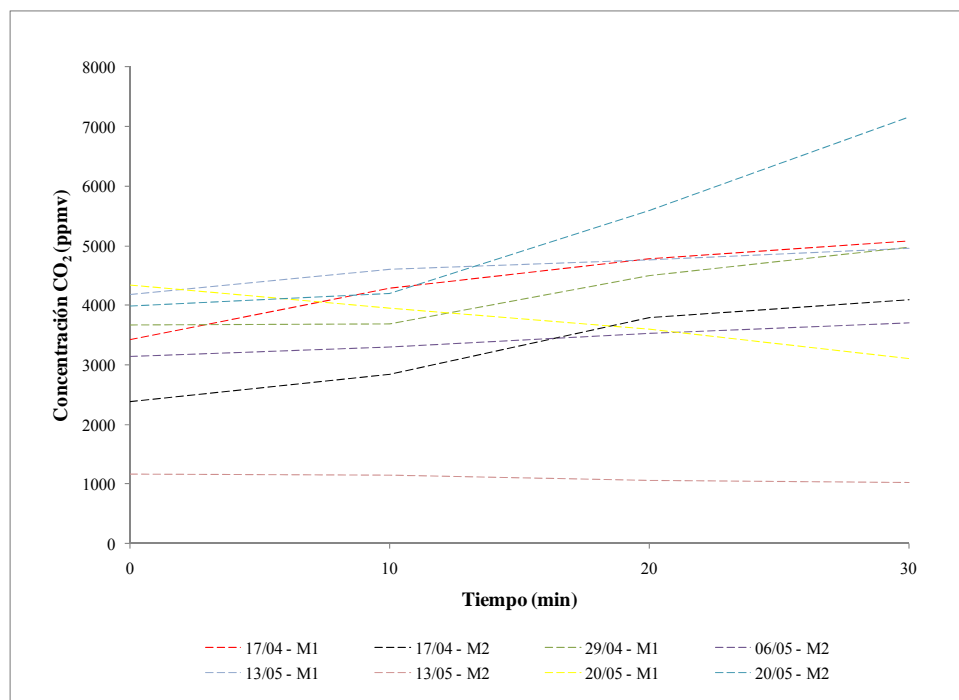
Gráfica D6. Concentración de óxido nítrico vs tiempo medidos con la cámara estática con recirculación



Gráfica D7. Concentración de dióxido de carbono vs tiempo medidos con la cámara estática simple



Gráfica D8. Concentración de dióxido de carbono vs tiempo medidos con la cámara estática con ventilador



Gráfica D9. Concentración de dióxido de carbono vs tiempo medidos con la cámara estática con recirculación