



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA
INGENIERÍA AMBIENTAL – AGUA

GENERACIÓN DE METANO EN SISTEMAS DE ALCANTARILLADO

MODALIDAD DE GRADUACIÓN: TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN INGENIERÍA

PRESENTA:
SAÚL LÓPEZ SAUCEDO

TUTOR:
DR. ENRIQUE CÉSAR VALDEZ, FACULTAD DE INGENIERÍA

COMITÉ TUTOR:
DR. RODOLFO SOSA ECHEVERRÍA, CENTRO DE CIENCIAS DE LA
ATMÓSFERA

DRA. LEONOR PATRICIA GÜERECÁ HERNÁNDEZ, INSTITUTO DE
INGENIERÍA

CDMX, DICIEMBRE 2018



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

JURADO ASIGNADO:

Presidente: Dr. Noyola Robles Adalberto
Secretario: Dr. Sosa Echeverría Rodolfo
Vocal: Dr. Carrillo Reyes Julián
1er. Suplente: Dra. Güereca Hernández Leonor Patricia.
2do. Suplente: Dr. César Valdez Enrique

Esta tesis se realizó en el Laboratorio de Ing. Ambiental del Edificio 5, del Instituto de Ingeniería de la UNAM; y el Laboratorio de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de la Facultad de Ingeniería de la UNAM.

TUTOR DE TESIS:
Dr. Enrique César Valdez



FIRMA

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional Autónoma de México y su Programa de Posgrado de Maestría y Doctorado en Ingeniería.

Al Concejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca.

Al personal del Laboratorio de Ingeniería Ambiental del Instituto de Ingeniería.

Al personal del Laboratorio de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de la Facultad de Ingeniería.

Al Dr. Enrique César Valdez por su asesoramiento, valiosos consejos y la oportunidad de desarrollar este trabajo.

Al Dr. Adalberto Noyola Robles por su contribución imprescindible en la investigación.

A los miembros de mi comité tutorial: Dr. Julián Carrillo Reyes, Dra. Leonor Patricia Güereca Hernández y Dr. Rodolfo Sosa Echeverría; por sus enriquecedoras recomendaciones para la elaboración del trabajo.

A la M.C. Margarita Cisneros y la Biol. Natasha Carime Villaseñor, por su generoso apoyo en la parte técnica.

Al Ing. Pascual Hernández Alcántara y la brigada de desazolve, por su enorme disposición al acompañarnos en los recorridos realizados a la red de alcantarillado de C.U.

A mis compañeros Mario Martínez y Lucía Alcantar, por compartirme sus conocimientos y tiempo para el desarrollo de la parte técnica.

A mi familia.

CONTENIDO

RESUMEN	1
1. INTRODUCCIÓN	3
2. OBJETIVO	5
2.1 Objetivos específicos	5
3. ANTECEDENTES	6
3.1. Calentamiento global.....	6
3.1.1. Forzamiento radiativo	9
3.1.2. Potencial de Calentamiento Global	10
3.1.3. Metano en la atmósfera.....	12
3.1.4. Metano antropogénico.....	13
3.2. Compromisos de México ante el cambio climático	14
3.2.1. Emisiones de gases y compuestos de efecto invernadero en México .	17
3.2.2. Emisiones de GEI por recolección y tratamiento de aguas residuales en México.....	18
3.3. Metodologías empleadas para la estimación de GEI por tratamiento y eliminación de aguas residuales en México.....	19
3.3.1. Aguas municipales	19
3.3.2. Aguas residuales industriales.....	21
3.4. Factores de emisión	23
4. MARCO TEÓRICO	28
4.1. Sistemas de alcantarillado.....	29
4.2. Formación de metano en sistemas de alcantarillado	31
4.2.1. Hidrólisis.....	32
4.2.2. Acidogénesis y acetogénesis	32
4.2.3. Metanogénesis	33
4.2.4. Metanógenos	34
4.2.5. Biopelículas.....	35
4.2.6. Concentración de Metano como Demanda Química de Oxígeno	37
4.3. Factores que promueven la generación de metano	37
4.4. Inhibidores en la generación de metano	39
4.4.1. Competencia entre metanógenos y bacterias sulfato reductoras.....	39
4.4.2. Dosificación química para el control de la formación de metano	40
4.5. Estado del arte: metano en la atmósfera de las alcantarillas	42
4.6. Estado del arte: metano disuelto en el agua residual de alcantarillas.	44
4.7. Métodos de medición de metano en fase líquida.....	46
4.7.1. Muestreo en tuberías a gravedad	46
4.7.2. Muestreo en tuberías a presión.....	48

4.8. Métodos de medición en fase gaseosa.....	49
4.8.1. Detección fotoacústica	50
4.8.2. Espectroscopía Raman	50
4.8.3. Semiconductores de óxidos metálicos	50
4.8.4. Espectroscopía IR	50
4.9. Medición de la velocidad de salida de los gases	50
4.9.1. Anemómetro térmico	51
5. METODOLOGÍA	52
5.1. Selección del sitio de muestreo	54
5.1.1. Descripción del sistema alcantarillado	54
5.2. Campañas de muestreo	56
5.2.1. Metano disuelto	56
5.2.2. Metano atmosférico	59
5.2.3. Flujo volumétrico de los gases de salida de la alcantarilla	59
5.2.4. Caudal de aguas residuales en el colector.....	60
5.3. Equipos y materiales	61
5.4. Medición de metano disuelto.....	64
5.4.1. Cálculo de la concentración	66
5.5. Medición de metano en fase gaseosa.....	68
5.5.1. Cálculo de la concentración	71
5.6. Medición del flujo de aire en pozos de visita	72
5.6.1. Cálculo del flujo de los gases de salida.....	72
5.7. Aforo del gasto de aguas residuales	73
5.8. Cálculo de la velocidad de flujo del agua residual	74
5.9. Cálculo de la velocidad teórico de flujo del agua residual	74
6. DISCUSIÓN Y RESULTADOS	75
6.1. Concentración de metano disuelto	75
6.2. Concentración de metano atmosférico.....	80
6.3. Flujo volumétrico de gases en los pozos de visita.....	81
6.4. Caudal de aguas residuales.....	82
6.5. Condiciones meteorológicas durante las campañas de muestreo	82
6.6. Caracterización del agua residual	84
6.7. Factores que influyen en la generación de metano.....	86
6.7.1. Velocidad del agua residual	86
6.7.2. Parámetros de calidad del agua.....	89
6.8. Producción de metano en el alcantarillado de CU.....	91
6.8.1. Cálculo de metano disuelto	91
6.8.2. Cálculo de metano emitido.....	92
6.9. Producción de metano en el alcantarillado de la CDMX	93
6.9.1. Cálculo del metano disuelto	94

6.9.2. Cálculo de metano emitido.....	95
6.9.3. Producción anual de metano.....	96
7. CONCLUSIONES	97
8. TRABAJOS FUTUROS	98
9. REFERENCIAS.....	99
10. ANEXOS	112
Anexo I. Planos	112
Anexo II. Concentración de fondo en los tubos Vacutainer.....	117
Anexo III. Procedimiento para la elaboración de la curva patrón para la concentración de metano	117
Anexo IV. Calibración del Oxímetro HI 9146.....	119
Anexo V. Calibración del medidor Oakton PC 450.....	120

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Cálculo del equilibrio anual y mundial de energía. IPCC, 2007.

Figura 2. Concentraciones de los principales gases de efecto invernadero en los últimos 2000 años. IPCC, 2007.

Figura 3. Temperatura media mundial en los últimos 150 años. IPCC, 2007.

Figura 4. Forzamiento radiativo del clima entre 1750 y 2005. La línea negra delgada anexa a cada barra de color representa el rango de incertidumbre para el valor respectivo. Fuente: IPCC, 2007.

Figura 5. (a) Fracciones molares de aire seco de CH₄ promediadas globalmente (verde: cuatro valores por año, excepto antes de 1984, cuando son de frecuencia más baja y variable), AGAGE (rojo, mensual) y NOAA / ESRL / GMD (azul, casi semanal). (b) Tasa de crecimiento instantáneo para CH₄ atmosférico promediado globalmente utilizando el mismo código de color que en (a). Fuente: IPCC, 2013.

Figura 6. Emisiones Antropogénicas Mundiales de Metano Estimadas por Fuente, 2010. Fuente: GMI, 2010.

Figura 7. Clasificación de los sistemas de alcantarillado de acuerdo a su funcionamiento hidráulico.

Figura 8. Distribución de las tuberías de una red de alcantarillado. Fuente: Brüning, 2018.

Figura 9. Diagrama esquemático de un cárcamo de bombeo. Fuente: CONAGUA, 2007.

Figura 10. Componentes de un pozo de visita. CONAGUA, 2009.

Figura 11. Digestión anaerobia en la producción de metano. Fuente. Madigan et. Al, 2003

Figura 12. Procesos biológicos en tuberías a presión y gravedad. Fuente: modificado de Liu, Yiwen, 2015.

Figura 13. A: Abundancia relativa de SRB y M; B: Perfiles de profundidad de sulfato y DQO biodegradable soluble en una biopelícula de alcantarillado. Fuente: adaptado de Sun et al. (2014), por Liu, Yiwen, 2014.

Figura 14. Muestreo en un pozo de inspección en Segevång, Malmö. Fuente: Malin Isgren & Patrick Mårtensson, 2013.

Figura 15. Las muestras se mantuvieron refrigeradas durante el día hasta que se analizaron en el laboratorio. Fuente: Malin Isgren & Patrick Mårtensson, 2013.

Figura 16. Procedimiento para pasar la muestra de agua residual de las botellas de muestreo a los tubos de vacío. Fuente: Malin Isgren & Patrick Mårtensson (2013).

Figura 17. Muestreo manual de agua residual en una tubería a presión. Fuente: Foley et al. (2009).

Figura 18. A la izquierda medidor GEM5000, a la derecha analizador portátil de biogás Multitec 560.

Figura 19. Anemómetro térmico. Fuente: HERTER INSTRUMENTS®.

Figura 20. Diagrama de proceso metodológico.

Figura 21. Ubicación del colector de Universum a PTAR de Ciencias Políticas.

Figura 22. Puntos de muestreo de metano disuelto.

Figura 23. Ubicación de los sitios de muestreo de los flujos volumétricos. Fuente: UNAM, Secretaría Administrativa, 2008.

Figura 24. Botella para muestreo de CH₄ disuelto.

Figura 25. Succión de aire de la botella.

Figura 26. Toma de muestra de agua residual en pozo de visita a gravedad.

Figura 27. Llenado de la botella serológica con el agua residual.

Figura 28. Toma de muestra con la jeringa Hamilton ®.

Figura 29. Extracción de aire de la botella serológica.

Figura 30. Sistema para la extracción de muestra de aire.

Figura 31. Toma de la muestra de aire en el pozo de visita.

Figura 32. Inyección de la muestra de aire en la botella serológica

Figura 33. Toma de la muestra con la jeringa Hamilton ®.

Figura 34. Selección de los puntos de medición de velocidad del aire y temperatura.

Figura 35. Aforo de agua residual en pozo de visita de un alcantarillado a gravedad.

Figura 36. Concentración de CH₄ disuelto. Campaña de muestreo: C1 (18/05/2018-20/05/2018).

Figura 37. Concentración de CH₄ disuelto. Campaña de muestreo: C2 (29/05/2018-30/05/2018).

Figura 38. Concentración de CH₄ disuelto. Campaña de muestreo: C3 (19/06/2018).

Figura 39. Precipitación pluvial y concentración de CH₄ disuelto. Campaña de muestreo: C3 (19/06/2018).

Figura 40. Promedio diario de CH₄ disuelto durante las temporadas de estiaje y lluvia, en los sitios A y C.

Figura 41. Concentración de CH₄ atmosférico. Campaña de muestreo: C4 (21/06/2018).

Figura 42. Hidrograma del colector Universum-PTAR de Ciencias Políticas, medido en el pozo de visita 9.

Figura 43. Concentración promedio de metano disuelto, y velocidad del agua residual en pozos de visita a lo largo del día.

Figura 44. Concentración promedio de metano atmosférico, y velocidad del agua residual en pozos de visita a lo largo del día.

Figura 45. Correlación entre velocidad y concentración de metano disuelto durante el estiaje.

Figura 46. Correlación entre velocidad y concentración de metano disuelto durante la lluvia.

Figura 47. Correlación entre velocidad y concentración de metano atmosférico durante el estiaje.

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Pilares y ejes estratégicos de la Estrategia Nacional de Cambio Climático en materia de saneamiento (SEMARNAT, 2016¹).

Cuadro 2. Estrategias del Programa Especial de Cambio Climático (PECC) para la mitigación de CH₄ (SEMARNAT, 2013).

Cuadro 3. Emisión potencial de CH₄ y N₂O para sistemas de tratamiento y eliminación de aguas y lodos residuales. Fuente: IPCC, 2006.

Cuadro 4. Observaciones de los inventarios respecto a los factores de emisión utilizados para alcantarillados cerrados y a gravedad.

Cuadro 5. Resumen de las nuevas entradas propuestas y valores de MCF predeterminados para el tratamiento de aguas residuales domésticas en México y otros países intertropicales, basado en la Tabla 6.3 de las Directrices del IPCC (IPCC (Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático), 2006a). Fuente: (Noyola, 2018).

Cuadro 6. Concentraciones de metano gaseoso dentro de alcantarillados de acuerdo con diversos estudios. Modificado de Liu, 2015.

Cuadro 7. Concentraciones de metano disuelto en el agua residual de acuerdo con diversos estudios. Fuente: Liu, 2015

Cuadro 8. Características geométricas y velocidad del flujo en la red de alcantarillado de C.U.

Cuadro 9. Localización y características de los puntos de muestreo de metano disuelto.

Cuadro 10. Localización y características de los puntos de muestreo de metano en fase gas.

Cuadro 11. Localización de pozos de visita: medición de velocidad de los gases de salida.

Cuadro 12. Equipo y material para medición de metano disuelto.

Cuadro 13. Equipo y material para medición de metano atmosférico.

Cuadro 14. Equipo y material para medición de velocidad de gases y calidad del agua.

Cuadro 15. Concentraciones de equilibrio para el metano.

Cuadro 16. Flujo de aire en la ventilación de los pozos de visita muestreados.

Cuadro 17. Condiciones meteorológicas durante las campañas de muestreo.

Cuadro 18. Caracterización del agua de las muestras de las campañas 1 y 2.

Cuadro 19. Caracterización del agua de las muestras de la campaña 3.

Cuadro 20. Correlación entre parámetros de agua residual y concentración de CH₄ disuelto en temporada de estiaje.

Cuadro 21. Correlación entre parámetros de agua residual y concentración de CH₄ disuelto en temporada de lluvia.

ACRÓNIMOS

ANL	Ácido nitroso libre,
A/V	Relación área mojada de la tubería/volumen del agua residual
BSR	Bacterias sulfato reductoras
CDMX	Ciudad de México
CH₄	Metano
CG	Cromatografía de gases
CGL	Cromatografía gas-líquido
CGS	Cromatografía gas-sólido
CND	Contribuciones Nacionalmente Determinadas
CONAGUA	Comisión Nacional del Agua
CONAPO	Consejo Nacional de Población
CO₂	Dióxido de carbono
CU	Ciudad Universitaria
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DBO₅	Demanda Bioquímica de Oxígeno en el quinto día
DQO	Demanda Química de Oxígeno
ENCC	Estrategia Nacional de Cambio Climático
EPA	Environmental Protection Agency
FAOSTAT	Food and Agriculture Organization Data
FE	Factor(es) de Emisión
GEI	Gases de Efecto Invernadero
GMI	Iniciativa Global de Metano
GWRC	Global Water Research Coalition
H₂S	Ácido sulfhídrico
HVAC	H (heating, calefacción), V (Ventilating, ventilación) AC (air conditioned, aire acondicionado)
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
LGCC	Ley General de Cambio Climático
LEI	Límite explosivo inferior del metano
MCF	Factor de Corrección para el metano
M	Metanógenos
MtCO₂eq	Millones de toneladas métricas de Dióxido de carbono equivalente
OH	Radical hidroxilo
N₂O	Óxido nitroso
PCG	Potencial de Calentamiento Global
pH	Potencial de hidrógeno
PECC	Programa Especial de Cambio Climático
PEAD	Polietileno de alta densidad

ppm	Partes por millón (Volumen)
PTAR	Planta de tratamiento de aguas residuales
PVC	Policloruro de vinilo
RUOA	Red Universitaria de Observatorios Atmosféricos
SEMARNAT	Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
SDT	Sólidos disueltos totales
SV	Sólidos volátiles
TCMA	Tasa de crecimiento anual
TOW	Total de materia orgánica en las aguas residuales
TRH	Tiempo de retención hidráulico
TS	Total de sólidos

RESUMEN

La degradación biológica de la materia orgánica presente en las aguas residuales colectadas por los sistemas de alcantarillado genera gases, que pueden ser peligrosos para el ser humano (como el ácido sulfhídrico (H_2S) o tener un impacto en la composición de los Gases de Efecto Invernadero (GEI) en la atmósfera, mediante la liberación de gas metano.

El metano es el segundo gas en importancia de origen antropogénico que contribuye al efecto invernadero. Por el tratamiento y recolección de aguas residuales, en 2012 se estimó que anualmente en el mundo se emitieron 512 MMT CO_2E de CH_4 , que representa aproximadamente 7% del CH_4 antropogénico (EPA, 2012). Esta estimación, y la mayoría de las reportadas en los inventarios por diversos países, no incluyen emisiones provenientes de los alcantarillados a gravedad, por no considerarlas significativas, según la recomendación de las guías del IPCC (2006).

Si bien la investigación sobre generación de metano en aguas residuales, se ha concentrado en cuantificar las emisiones de metano en plantas de tratamiento, estudios recientes enfocados en comprender y cuantificar el CH_4 generado en los alcantarillados proponen la existencia de una producción importante que no debe ser omitida o despreciada en la elaboración de los inventarios de GEI. Entre los avances de la investigación, se ha encontrado que la concentración de CH_4 disuelto en un alcantarillado subterráneo a gravedad llega a ser de 785 g $\text{CO}_{2\text{eq}}/\text{m}^3$ (Chaosakul et al., 2014).

Por lo tanto, el principal objetivo de este trabajo ha sido estimar la producción de metano en un sistema de alcantarillado urbano subterráneo a gravedad, con la finalidad de valorar su contribución a los GEI, y de esta manera corroborar o desestimar la postura del IPCC en sus guías Metodológicas de 2006, que establecen que emisiones de metano generadas por las aguas residuales de las alcantarillas subterráneas no son fuentes significativas. El motivo de realizar este estudio partió de las recientes investigaciones que estiman que la generación de CH_4 proveniente de los alcantarillados subterráneos podrían no ser tan despreciables, y tendrían que incluirse en los inventarios nacionales.

Se midió la concentración del metano disuelto en el agua residual y en la fase gaseosa de un alcantarillado subterráneo a gravedad en Ciudad Universitaria (CU), empleando cromatografía de gases. De las mediciones de metano disuelto se obtuvieron factores de concentración media para las temporadas de estiaje y lluvias, de 790 y 400 $\text{mg}/\text{m}^3_{\text{agua residual}}$, respectivamente. A partir de las mediciones de

metano en fase gaseosa de las alcantarillas, el factor para condiciones de estiaje fue de $40.9 \text{ mg/m}^3_{\text{aire}}$ (80.8 ppm).

Finalmente, se encontró que la velocidad de las aguas residuales es un factor que influye de manera directa en la generación de metano. Esto se concluyó al identificar que los sitios de muestreo donde se presentaban las velocidades más bajas en la red de alcantarillado también fueron donde se registraron las concentraciones más altas, tanto del metano disuelto como del atmosférico. Los coeficientes de correlación entre velocidad y generación fueron negativos, lo que significa que a menor velocidad la generación se incrementa. La concentración de metano disuelto en temporadas de estiaje y lluvias, tuvo coeficientes de correlación de -0.971 y -0.994 respectivamente; mientras que la concentración de metano atmosférico tuvo un coeficiente de correlación de -0.846.

1. INTRODUCCIÓN

Los sistemas de alcantarillado son parte fundamental de la infraestructura urbana, ya que permiten el desalojo y conducción de las aguas residuales y pluviales, de forma combinada o separada, para llevarlas hacia plantas de tratamiento, aunque todavía existen descargas indebidas del alcantarillado de manera directa en cuerpos de agua naturales. El agua una vez tratada puede ser empleada en actividades productivas, recreativas, riego de áreas verdes, etc.

En su recorrido por el alcantarillado urbano, el agua residual experimenta transformaciones físicas, químicas y biológicas; estas últimas producen gases que pueden causar serios problemas a los tubos que forman las alcantarillas y a otros componentes del sistema. Uno de los efectos ampliamente estudiado es la corrosión de los componentes del alcantarillado debido al ácido sulfhídrico (H_2S), cuya presencia puede ocasionar daños rápidos y extensos a tubos, tanques de concreto o metal, equipos mecánicos utilizados para el transporte y tratamiento de aguas residuales, y sistemas de control eléctrico e instrumentación (U.S. EPA, 1992).

Por otra parte, en las alcantarillas y bajo condiciones anaerobias, se genera metano (CH_4), uno de los principales gases que contribuyen al efecto invernadero. A nivel mundial se estima que este gas equivale a 14% del total de los Gases de Efecto Invernadero (GEI). Las emisiones antropogénicas provienen principalmente de actividades relacionadas con la producción y transporte de carbón, la extracción y refinamiento del gas natural y el petróleo, el manejo de residuos sólidos urbanos, la agricultura, la ganadería y por la recolección y tratamiento de las aguas residuales. En 2010, se estimó que por el manejo y tratamiento de las aguas residuales se producen mundialmente 512 MtCO₂eq de CH_4 , lo que equivale aproximadamente a 7% del CH_4 total de origen antrópico (U.S. EPA, 2012). La estimación anterior no tomó en cuenta la contribución de los sistemas de alcantarillado subterráneos por considerarlas insignificativas; sin embargo, esfuerzos recientes para la comprensión y cuantificación de CH_4 en los alcantarillados sugieren que la generación no debe ser ignorada o despreciada en la elaboración de los inventarios de GEI.

Hasta ahora se ha estudiado con mayor profundidad la generación de CH_4 en plantas de tratamiento de aguas residuales, ya que éstas son consideradas las fuentes con mayor aporte del gas durante el proceso de recolección y saneamiento. Para distintos procesos de tratamiento se han recomendado Factores de Emisión (FE) que van desde los 0.14 g a los 3.44 g CH_4/m^3 (Daelman et al., 2012). Con respecto a la generación en sistemas de alcantarillado subterráneos, el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, 2006) en sus

Guías Metodológicas de 2006 para la elaboración de Inventarios Nacionales de Gases de Efecto Invernadero menciona lo siguiente:

“No se cree que las aguas residuales de las alcantarillas cerradas sean una fuente significativa de CH₄. La situación es diferente para las aguas residuales en alcantarillas abiertas, ya que están sometidas a la calefacción del sol y pueden estancarse permitiendo que las condiciones anaerobias emitan CH₄”.

Pese a lo anterior, investigaciones recientes estiman que la generación de CH₄ que ocurre mientras se conduce el agua residual en un alcantarillado subterráneo puede llegar a ser de 0.19 kg CO₂eq/m³ (Liu, 2015), si se considera que 1 kg CH₄ equivale a 25 kg CO₂ en términos de potencial de calentamiento global (IPCC, 2006), mientras que durante el tratamiento del agua residual se pueden tener emisiones que van de los 0.6 a los 2.4 kg CO₂eq/m³ (De Haas et al, 2014). Comparando ambas etapas de generación (transporte y tratamiento) y considerando un valor medio de 1 kg CO₂-e/m³ durante el tratamiento, la contribución de CH₄ producido durante la recolección y transporte puede ser equivalente a 16 % del tratamiento. Por lo tanto, las emisiones de CH₄ provenientes de los sistemas cerrados de alcantarillado pueden ser significativas.

2. OBJETIVO

Estimar la producción de metano en un sistema de alcantarillado urbano subterráneo a gravedad.

2.1 Objetivos específicos

- Identificar los factores que favorecen la producción de metano en los sistemas de alcantarillado urbano subterráneo a gravedad.
- Proponer y aplicar una metodología para medir las concentraciones de metano en forma disuelta en el agua residual y en la fase gaseosa de un colector del sistema de alcantarillado.
- Determinar factores de generación y emisión de metano para estimar el potencial de producción de este gas en un sistema de alcantarillado urbano subterráneo a gravedad.
- Estimar la contribución de los sistemas de alcantarillado urbano a la emisión antropogénica de GEI.

3. ANTECEDENTES

3.1. Calentamiento global

El clima a menudo se define como un “estado promedio del tiempo”, donde el componente atmosférico es el más característico del sistema climático, sin dejar de lado otros factores como la superficie terrestre, los cuerpos de agua y elementos vivos que tienen gran influencia en el sistema. Las variables más importantes para describir el clima, están dadas en términos de valores medidos de temperatura, precipitación y viento. La evolución del clima en el tiempo responde a una dinámica interna y a factores externos (denominados “forzamientos”) que le afectan. Los forzamientos pueden ser naturales como erupciones, incendios forestales y variaciones solares; o inducidos por el hombre, como el cambio en la composición atmosférica. Las tres formas fundamentales para cambiar el equilibrio de radiación de la Tierra son:

- 1) Cambiando la radiación solar incidente (por ejemplo: mediante cambios en la órbita terrestre o en el propio Sol);
- 2) Cambiando la fracción de la radiación solar reflejada denominada ‘albedo’;(por ejemplo, mediante cambios en la envoltura de las nubes, las partículas de la atmósfera o la vegetación);
- 3) Modificando la radiación emitida de onda larga desde la Tierra hacia el espacio (por ejemplo: mediante cambios en las concentraciones de GEI).

A su vez, el clima responde directa e indirectamente a estos cambios mediante una serie de mecanismos de retroefecto (IPCC, 2007). Existen muchos mecanismos de retroefecto en el sistema climático que pueden amplificar (retroefecto positivo) o disminuir (retroefecto negativo) los efectos de un cambio en los forzamientos del clima. Por ejemplo, con el calentamiento del clima terrestre debido al incremento de las concentraciones de GEI, la nieve y el hielo comienzan a derretirse. El derretimiento muestra suelos y superficies de agua más oscuros, que se encontraban bajo la nieve y el hielo, estas superficies más oscuras absorben más calor solar causando más derretimiento, dando lugar a un ciclo de auto-reforzamiento. Este proceso denominado “retroefecto de albedo de los hielos”, amplifica el calentamiento inicial causado por el incremento de los GEI.

La cantidad promedio de energía (Figura 1) que incide sobre la Tierra es de aproximadamente 342 W/m^2 por segundo, un tercio de ésta es nuevamente

reflejada al espacio. De este tercio, a su vez alrededor de dos terceras partes de la luz es reflejada debido a la reflectividad que tienen las nubes, el otro tercio es reflejado por la superficie terrestre. Por lo tanto, la energía que no se refleja al espacio (240 W/m^2) es absorbida por la superficie terrestre y la atmósfera.

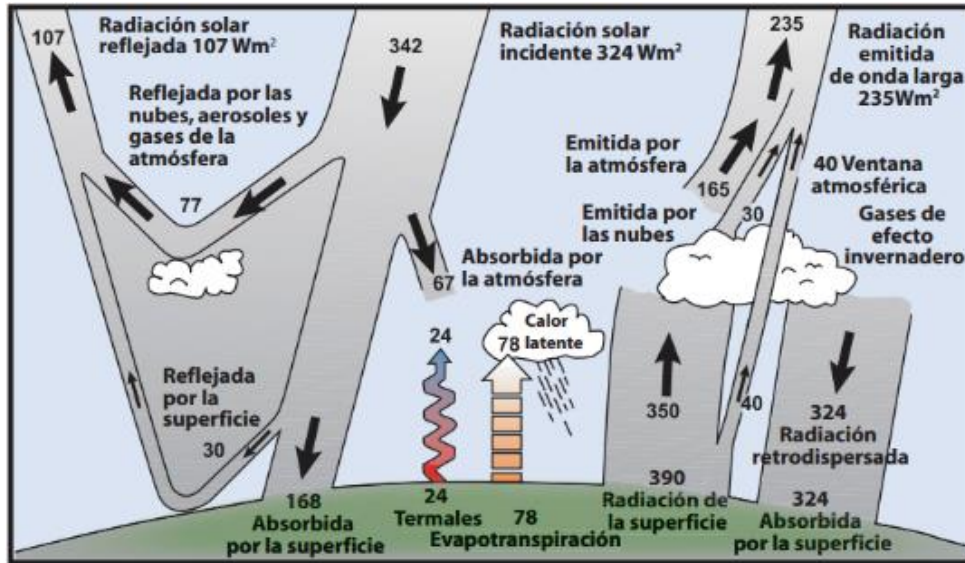


Figura 1. Cálculo del equilibrio anual y mundial de energía. IPCC, 2007.

A largo plazo la cantidad de radiación solar incidente absorbida por la Tierra y la atmósfera, alcanza su equilibrio al liberarse la misma cantidad de radiación en forma de onda larga. La superficie terrestre absorbe alrededor de la mitad de la radiación solar incidente, esta energía se transfiere al contactar con la atmósfera por medio de la evapotranspiración y la radiación de onda larga que es absorbida por las nubes y los GEI. A su vez, la atmósfera irradia la energía de onda larga de regreso a la Tierra y también al espacio (Kiehl y Trenberth, 1997).

La Tierra es cálida debido al proceso anteriormente mencionado, que permite a las radiaciones de onda larga emitidas por la superficie terrestre ser absorbidas por gases que de manera natural componen la atmósfera, siendo los más importantes el vapor de agua y el dióxido de carbono. Sin embargo, las actividades humanas han intensificado este efecto debido a la emisión de gases, alterando las características naturales de la atmósfera y consecuentemente las del clima. La afectación global del clima se debe a que la energía se transporta desde las zonas ecuatoriales hacia las latitudes más cercanas a los polos terrestres, a través de circulaciones atmosféricas y oceánicas.

A partir de la era industrial se ha presentado un aumento significativo en la concentración atmosférica (Figura 2) de óxido nitroso, metano y dióxido de carbono, siendo este último el de mayor impacto sobre el efecto invernadero. Las actividades

humanas que más contribuyen con la liberación CO_2 , son las relacionadas con la combustión de combustibles fósiles. El efecto general del cambio en la composición atmosférica sobre el clima ha sido provocar el calentamiento global.

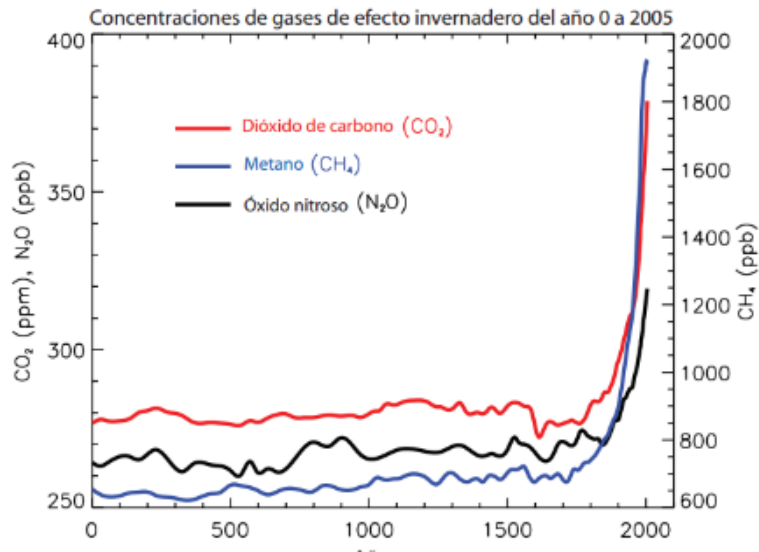


Figura 2. Concentraciones de los principales gases de efecto invernadero en los últimos 2000 años. IPCC, 2007.

Las observaciones instrumentales en los últimos 150 años muestran que las temperaturas de la superficie se han elevado en todo el orbe (presentando importantes variaciones regionales). En cuanto al promedio mundial (Figura 3), los principales incrementos se presentaron en dos etapas del siglo pasado; la primera de 1910 a 1940 fue $0,35^{\circ}\text{C}$, y de 1970 a 2007 alcanzó los $0,55^{\circ}\text{C}$ (IPCC, 2007).

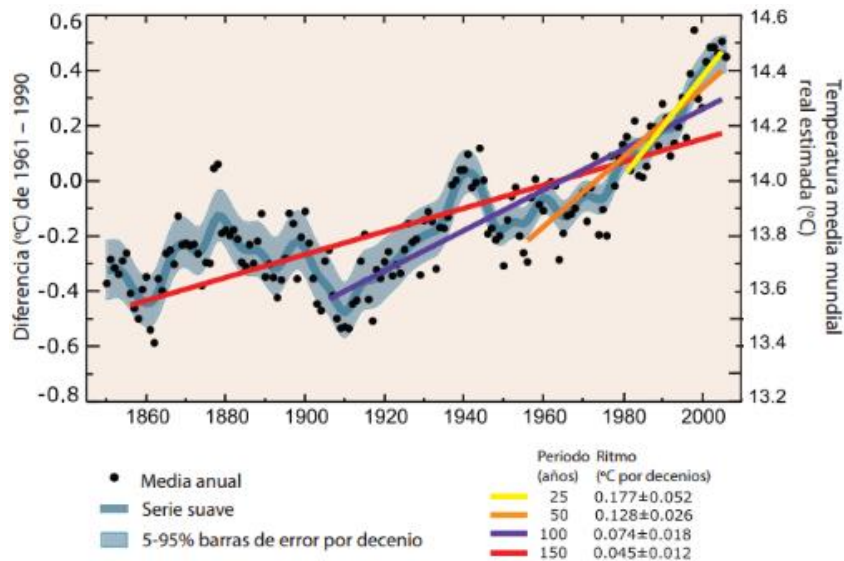


Figura 3. Temperatura media mundial en los últimos 150 años. IPCC, 2007.

3.1.1. Forzamiento radiativo

La influencia que tiene un factor sobre el cambio climático como el gas de efecto invernadero, se evalúa a menudo en términos de su forzamiento radiativo, que constituye una medida de cómo el equilibrio del sistema atmosférico de la Tierra se comporta cuando se alteran los factores que afectan el clima. La palabra radiativo proviene del hecho de que estos factores cambian el equilibrio entre la radiación solar entrante y la radiación infrarroja saliente dentro de la atmósfera terrestre. El equilibrio radiativo controla la temperatura de la superficie terrestre, y el término forzamiento se utiliza para indicar que el equilibrio radiativo de la Tierra está siendo separado de su estado normal.

Un forzamiento radiativo se cuantifica por lo general como la ‘tasa de cambio de energía por unidad de área del planeta medida en la parte superior de la atmósfera’ y se expresa en vatios por metro cuadrado (Figura 4). Cuando el forzamiento radiativo de un factor o grupo de factores se evalúa como positivo, la energía del sistema atmósfera–Tierra se incrementará posteriormente, conduciendo al calentamiento del sistema. Por el contrario, un forzamiento radiativo negativo hará que la energía disminuya ulteriormente, conduciendo a un enfriamiento del sistema.

La Figura 4 muestra las contribuciones a los forzamientos radiativos hechas por algunos factores influidos por actividades humanas, estos valores reflejan el forzamiento total en comparación con el comienzo de la era industrial. Por otra parte, los principales forzamientos naturales se deben a cambios solares y erupciones volcánicas. En cuanto a la radiación solar total, ésta se ha incrementado gradualmente en la era industrial causando un pequeño forzamiento, ello se añade a los cambios cíclicos que tienen una duración de 11 años; a su vez, la energía solar puede afectar también la abundancia en la atmósfera de algunos GEI, como el ozono estratosférico. Las erupciones volcánicas pueden crear un forzamiento negativo de breve duración (de 2 a 3 años) mediante el incremento temporal de sulfato (en aerosol) en la estratosfera (IPCC, 2007).

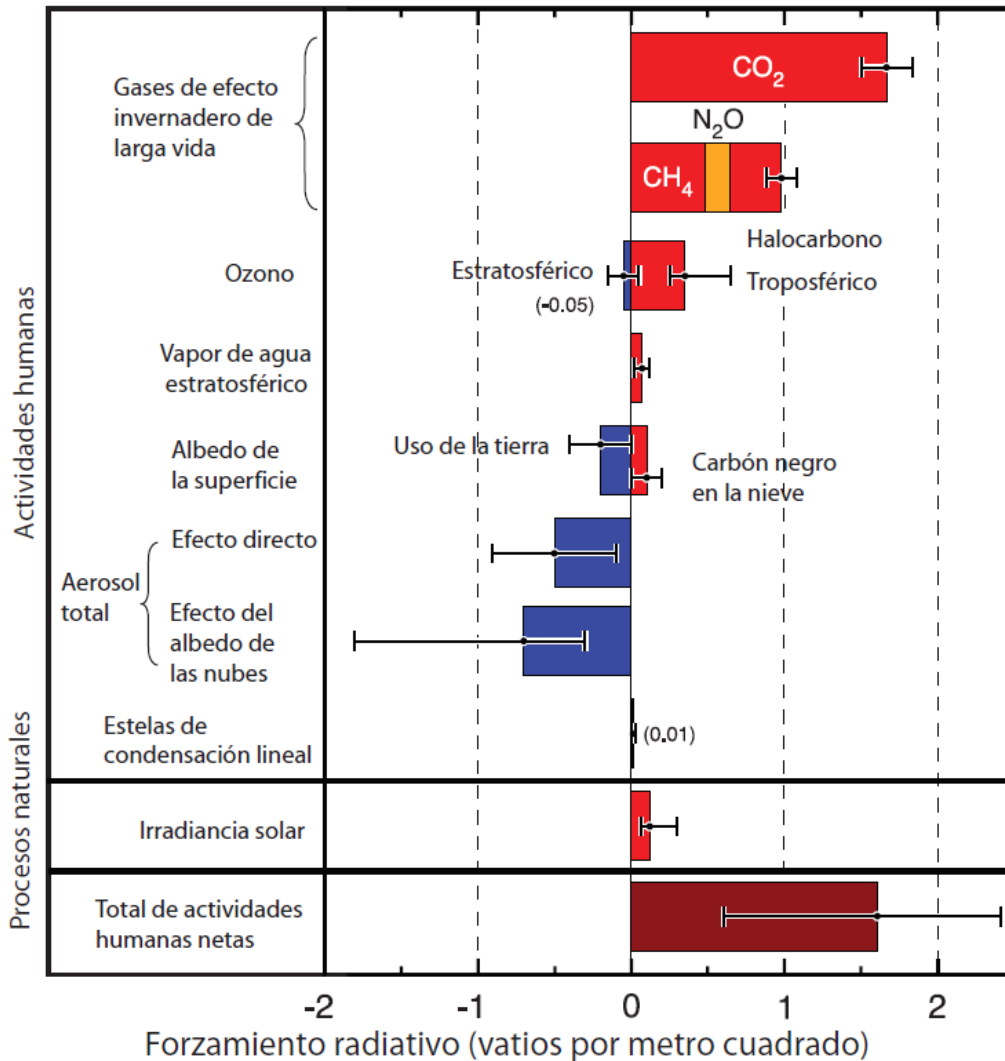


Figura 4. Forzamiento radiativo del clima entre 1750 y 2005. La línea negra delgada, anexa a cada barra de color, representa el rango de incertidumbre para el valor respectivo. Fuente: IPCC, 2007.

3.1.2. Potencial de Calentamiento Global

El Potencial de Calentamiento Global (PCG) es un índice que mide el forzamiento radiativo debido a la emisión de una unidad de masa de cierta sustancia, acumulada durante un horizonte temporal determinado, en comparación con el causado por la sustancia de referencia: el dióxido de carbono (CO₂). Por consiguiente, el PCG representa el efecto conjunto de los distintos periodos de permanencia de las sustancias en la atmósfera y de su eficacia relativa como causantes de forzamiento radiativo (IPCC, 2013). Sin embargo, el PCG no conlleva una equivalencia con la temperatura u otras variables climáticas. (Fuglestedt et al., 2000, 2003; O'Neill, 2000; Daniel et al., 2012; Smith and Wigley, 2000; Tanaka et al., 2009). Por lo tanto, el nombre PCG puede ser algo engañoso, y el Índice de Forzamiento Acumulativo Relativo sería más apropiado.

El PCG global depende de los siguientes factores:

- La absorción de la radiación infrarroja por una determinada especie

Algunos gases en el aire pueden absorber luz infrarroja térmica, por lo que no toda la luz IR emitida escapa directamente al espacio. Algunas moléculas como el CH₄ reemiten la luz de onda larga (luz infrarroja) de manera aleatoria en todas direcciones, parte de la radiación es redirigida hacia la superficie terrestre. La concentración de GEI de origen antropogénico propicia un desbalance entre la energía de entrada y salida de la Tierra, esto produce consecuentemente un forzamiento en el calentamiento de la superficie terrestre y la atmósfera.

Una molécula absorbe luz cuando la frecuencia de la misma prácticamente coincide con la frecuencia de algún movimiento interno de la molécula. Para que las moléculas absorban radiación IR que induzcan vibración en los enlaces, debe existir un cambio en el momento dipolar de la molécula durante alguna etapa de su vibración. Las vibraciones en el IR son más fuertes cuanto mayor sea el cambio en el momento dipolar (C - O más fuerte que C - C) (Universidad de Córdoba, 2018).

- La ubicación del espectro de absorción de las longitudes de onda

En el caso del CH₄ las vibraciones de tensión del enlace C-H ocurren fuera de la región del IR térmico. La vibración de flexión entre los enlaces H-C-H absorbe radiación de 7.7 μm (cercano al límite del IR térmico).

- La vida en la atmósfera, de las especies

La vida media de un gas atmosférico en estado estacionario, se refiere a la cantidad de tiempo promedio que una de sus moléculas existe en el aire antes de ser eliminada por cualquier vía. La vida media del CH₄ atmosférico es de 12.4 ± 1.4 años (IPCC, 2013).

Vida media= C/V

C = cantidad total atmosférica;

V = velocidad promedio de entrada o salida de una sustancia por unidad de tiempo

3.1.3. Metano en la atmósfera

Las fuentes humanas que aportan CH_4 hacia la atmósfera exceden las fuentes naturales; la proporción de este gas en la atmósfera se ha incrementado en un 150% desde los tiempos preindustriales (IPCC, 2013), pasando de una concentración media de 722 ± 25 ppb el año de 1750 (Etheridge et al., 1998; Dlugokencky et al., 2005) a 1803 ± 4 ppb de CH_4 en 2011 (IPCC, 2013). Entre 1960 y 1999 las concentraciones aumentaron (mostrando un crecimiento casi nulo a partir de 1980, ver Figura 5) con una tasa promedio al menos seis veces mayor que en cualquier otro período de 40 años de los dos milenios previos a 1800. La principal fuente natural de CH_4 son los humedales, mientras que se suman fuentes secundarias provenientes de las termitas, los océanos, la vegetación y los hidratos de CH_4 .

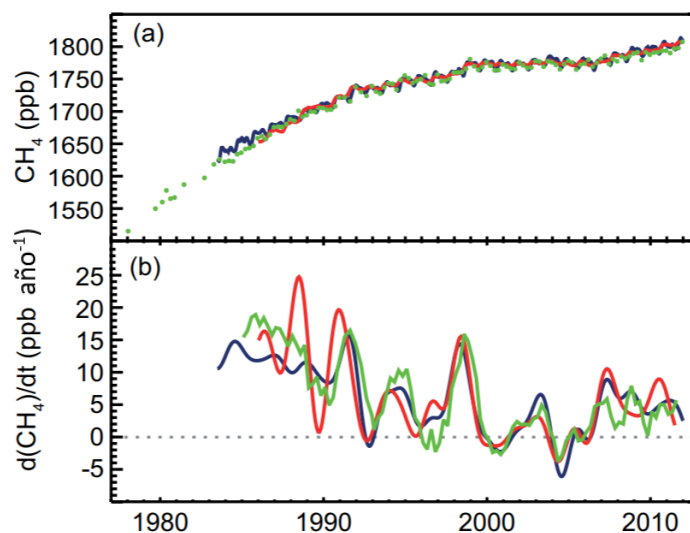


Figura 5. (a) Fracciones molares de aire seco de CH_4 promediadas globalmente (verde: cuatro valores por año, excepto antes de 1984, cuando son de frecuencia más baja y variable), AGAGE (rojo, mensual) y NOAA / ESRL / GMD (azul, casi semanal). (b) Tasa de crecimiento instantáneo para CH_4 atmosférico promediado globalmente utilizando el mismo código de color que en (a). Fuente: IPCC, 2013.

El principal sumidero de CH_4 se da a través de su reacción con el radical hidroxilo (OH) en la troposfera (Ehhalt y Heidt, 1973). Una fuente primaria de OH troposférico se inicia por la foto disociación del ozono, seguida de la reacción con el vapor de agua (que crea sensibilidad a la humedad, la capa de nubes y la radiación solar) (Levy, 1971; Crutzen, 1973). Otra fuente principal de OH es a través de reacciones secundarias (Lelieveld et al., 2008), aunque algunas de esas reacciones aún son poco conocidas (Paulot et al., 2009; Peeters et al., 2009; Taraborrelli et al., 2012).

Una estimación reciente de la vida química troposférica del CH_4 respecto al OH restringida por observaciones superficiales de metilcloroformo es de $11,2 \pm 1,3$ años

(Prather et al., 2012). Además de los sumideros antes mencionados, el CH₄ es absorbido por bacterias presentes en los suelos proporcionando adicionalmente una pérdida pequeña (Fung et al., 1991), y una vida media estimada de 120 ± 24 años (Prather et al., 2012); otra pequeña pérdida se produce en la estratosfera (Ehhalt y Heidt, 1973), con una duración estimada de 150 ± 50 años (Prather et al., 2012). La química del halógeno en la troposfera también contribuye a la pérdida parcial de CH₄ (Allan et al., 2007), cuya duración estimada es de 200 ± 100 años (Prather et al., 2012).

3.1.4. Metano antropogénico

Entre las actividades humanas que producen CH₄ se incluyen la producción de energía a partir del carbón y gas natural, la eliminación de desperdicios, la crianza de animales rumiantes (por ejemplo, ganado y ovejas), la agricultura del arroz y la quema de biomasa. Una vez que se emite, el CH₄ permanece en la atmósfera durante unos 9.1 años (IPCC, 2013). En el año 2010 la Iniciativa Global de Metano (GMI) estimó que las emisiones antropogénicas de CH₄ fueron equivalentes a 6,875 MMTCO₂eq, de las cuales aproximadamente el 50% provinieron de las siguientes fuentes (Figura 6): agricultura, minas de carbón, vertederos (residuos), sistemas de petróleo y gas natural, así como aguas residuales.

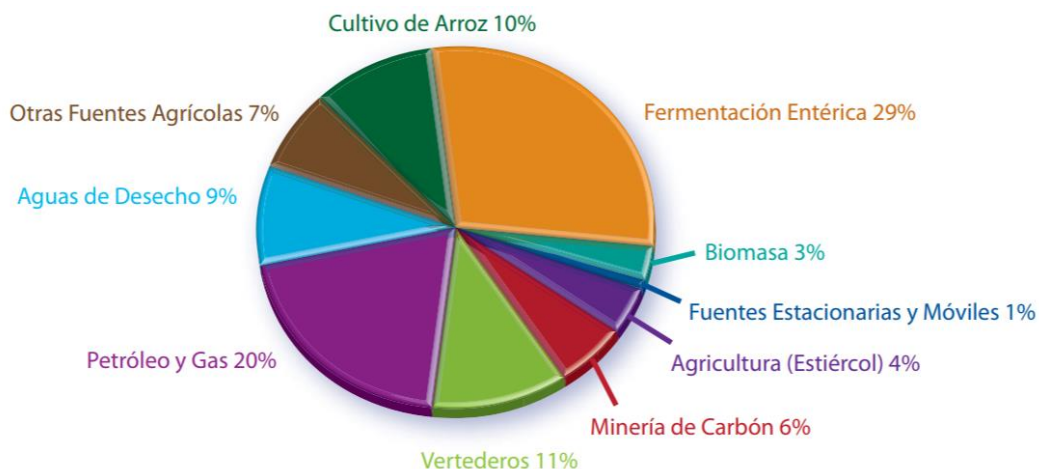


Figura 6. Emisiones Antropogénicas Mundiales de Metano Estimadas por Fuente, 2010. Fuente: GMI, 2010.

El aumento de las concentraciones de CH₄ atmosférico desde el periodo preindustrial contribuyó a un forzamiento radiativo de +0,48 ± 0,05 W m⁻². Entre los GEI, este forzamiento ocupa el segundo lugar en magnitud después del ejercido por el CO₂ (+1,66±0,17 W m⁻² (IPCC, 2007)).

3.2. Compromisos de México ante el cambio climático

Es indudable, que solo el esfuerzo global permitirá hacer frente a uno de los grandes retos ambientales que amenazan la supervivencia de la especie humana; por ello la política ambiental de México dirige acciones para la mitigación y adaptación frente al cambio climático. Esto ha quedado establecido en los compromisos internacionales a los que la nación se ha unido, siendo la ratificación del Acuerdo de París el instrumento internacional de mayor importancia para atender el cambio climático. Este acuerdo compromete a los países a descarbonizar sus economías y aumentar su resiliencia durante la segunda mitad de este siglo. Las metas que incluye son (SEMARNAT, 2016):

- Limitar el aumento de la temperatura media por debajo de los 2°C por encima de los niveles pre-industriales y proseguir los esfuerzos para limitarlo a 1.5°C.
- Mejorar la capacidad de adaptación global, fortalecer la resiliencia y reducir la vulnerabilidad al cambio climático.
- Aumentar el flujo de recursos financieros para apoyar la transformación hacia sociedades resilientes y economías bajas en carbono.

Para lograr lo anterior, México se comprometió con sus Contribuciones Nacionalmente Determinadas (CND) y la ratificación del Acuerdo de París, en reducir 22% el total de GEI en 2030 de manera no condicionada, y el 36% de manera condicionada. Esta contribución contiene dos componentes, uno de mitigación y otro de adaptación. El componente de mitigación contempla dos tipos de medidas: las no condicionadas, que se refieren a aquellas que el país puede solventar con sus propios recursos, y las medidas condicionadas, que requieren del establecimiento de un nuevo régimen internacional de cambio climático en el cual México pudiera obtener recursos adicionales y lograr mecanismos efectivos de transferencia de tecnología (SEMARNAT, 2015¹).

Para el caso de Carbono Negro (CN), un contaminante climático de vida corta (CCVC), se espera la reducción no condicionada del 51% al 2030, y del 70% de manera condicionada.

Como resultado de los compromisos adquiridos, y emanada de Ley General de Cambio Climático (LGCC) se implementó a nivel nacional la Estrategia Nacional de Cambio Climático (ENCC) y el Programa Especial de Cambio Climático (PECC), que establece acciones con miras al periodo 2020-2030 sobre dos vertientes; adaptación y mitigación.

En acciones de mitigación México se ha comprometido a:

- Reducir las emisiones de carbono negro en un 51% hacia el 2030.
- Reducir las emisiones de GEI en un 22% al 2030.

En acciones de adaptación, se ha comprometido a:

- Incrementar la capacidad adaptativa de la población ante el cambio climático.
- Disminuir la alta vulnerabilidad a los efectos del cambio climático en 160 municipios.
- Alcanzar la tasa cero de deforestación en 2030.
- Generar sistemas de alerta temprana ante eventos climatológicos extremos.

Para el cumplimiento de los objetivos fundamentales (adaptación y mitigación), la ENCC integra un tema propio sobre los pilares de la política nacional de Cambio Climático; los temas son:

- Pilares de política nacional de cambio climático (P)
- Adaptación a los efectos del cambio climático (A)
- Desarrollo bajo en emisiones/mitigación (M)

A su vez, cada uno de los temas contiene una sección en la que se describen los ejes estratégicos. La ENCC define 6 pilares de política nacional de cambio climático (P), tres en el tema de adaptación (A) que nos dirigen hacia un país resiliente y cinco ejes estratégicos en materia de mitigación (M) que nos llevan a un desarrollo con bajas emisiones. Los pilares y ejes estratégicos se integran a su vez por líneas de acción. Estas últimas son directrices que involucran diferentes actividades que requieren participación, integración y continuidad de esfuerzos, y señalar los aspectos críticos para su cumplimiento. El orden de las líneas de acción es también relevante pues busca presentar primero las líneas indispensables para el logro del pilar o eje, (SEMARNAT, 2016¹).

Las estrategias a desarrollar en los próximos años dentro del sector agua y saneamiento están concentradas en aumentar la afluencia de recursos económicos mediante la reestructuración de subsidios en las tarifas de cobro, la dotación de los servicios con la participación del sector privado que permita incrementar la inversión en infraestructura (plantas de tratamiento), el aprovechamiento de las economías de escala para la reducción de los costos de operación, y la mejor calidad de los mismos. En cuanto a la reducción de las emisiones de GEI, se plantea la implementación de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales que

permitan el aprovechamiento energético del biogás y eviten la fuga de CH₄ (Cuadro 1).

Cuadro 1. Pilares y ejes estratégicos de la Estrategia Nacional de Cambio Climático en materia de saneamiento (SEMARNAT, 2016¹).

Pilares de política	líneas de acción	Ejes Estratégicos	líneas de acción
P1 Contar con políticas y acciones climáticas transversales, articuladas, coordinadas e incluyentes	P1.10 Alinear la planeación y las políticas de desarrollo urbano, suelo, edificaciones sustentables, vivienda, energía, transporte, movilidad, áreas verdes, costas, gestión integral de residuos y agua para reducir la huella de carbono de los centros de población. M3	M3 Transitar a modelos de ciudades sustentables con sistemas de movilidad, gestión integral de residuos y edificaciones de baja huella de carbono	M3.8 Impulsar la participación del sector privado en proyectos de separación, reutilización, reciclaje de desechos, desarrollo de plantas de biogás, plantas de tratamiento de aguas y en la creación de centros de acopio, previo desarrollo y refuerzo de mecanismos, regulaciones y mercados. Lo anterior como fomento a la inversión en el sector y como medidas de corresponsabilidad en la generación de los residuos.
	P2.11 Replantear la estructura actual de subsidios a la electricidad y al agua en todos los sectores para incentivar el incremento en la eficiencia tanto del consumo energético como del consumo de agua. M2, M4		M3.9 Impulsar nuevas tecnologías e infraestructura para el tratamiento de aguas residuales, el manejo integral de los residuos sólidos y el aprovechamiento energético del biogás, a través de esquemas de coinversión e instrumentos económicos que faciliten el autofinanciamiento de la operación y mantenimiento de la infraestructura nueva y existente.
	P2.12 Ajustar gradualmente las tarifas de uso doméstico de electricidad y agua a los precios reales de mercado, con la aplicación de medidas compensatorias para grupos vulnerables. M1, M2		M3.10 Crear organismos regionales para el desarrollo de rellenos sanitarios y tratamiento de aguas con visión de largo plazo a nivel nacional y regional, dar certeza a proyectos con tiempos largos de desarrollo y aprovechar economías de escala, con la adecuación del marco regulatorio y tarifas para fomentar la reinversión y mejora continua.
		M5 Reducir emisiones de Contaminantes Climáticos de Vida Corta y propiciar co-beneficios de salud y bienestar	M5.16 Impulsar proyectos de aprovechamiento y generación eléctrica a partir de biogás proveniente de rellenos sanitarios y plantas de tratamiento de aguas y evitar la emisión del metano y COVs a la atmósfera.

Otro instrumento de planeación que emana de LGCC es el PECC, en este se establecerán los objetivos, estrategias, acciones y metas para enfrentar el cambio climático mediante la definición de prioridades en materia de adaptación, mitigación,

investigación, asignación de responsabilidades, tiempos de ejecución, coordinación de acciones y resultados, y la estimación de costos de acuerdo con la ENCC (SEMARNAT, 2014). Una de las metas prioritarias del PEC para el periodo 2013-2018 (Cuadro 2), es atender los contaminantes de vida corta para la protección a la salud pública y la disminución de GEI. Uno de los principales contaminantes de vida corta es el CH₄, las acciones que más contribuyen para su mitigación, están relacionadas con el incremento en la cobertura del saneamiento de las aguas residuales (pasando del 47.45% al 63%); dicho aumento en la cobertura equivale a dejar de emitir 161 724 Ton de CH₄ anualmente y aporta el 74% de las emisiones mitigadas esperadas por la ejecución de la estrategia 4.2 del PEC.

Cuadro 2. Estrategias del Programa Especial de Cambio Climático (PECC) para la mitigación de CH₄ (SEMARNAT, 2016¹).

Objetivo	Estrategia	Línea de acción	Ton CH ₄ /anuales mitigadas (2013-Línea base)	Ton CH ₄ /anuales mitigadas (2018)
4. Reducir las emisiones de contaminantes climáticos de vida corta, propiciando co-beneficios de salud y bienestar.	4.2 Reducir emisiones de metano en plantas de tratamiento de agua residual, rellenos sanitarios y en los sectores petrolero y agropecuario.	4.2.3 Mitigar las emisiones de GEI con el incremento de la cobertura de tratamiento de aguas residuales municipales.	0	119,583
	4.5. Promover el desarrollo de Acciones Nacionales Apropriadas de Mitigación (NAMA) que reducen contaminantes climáticos de vida corta.	4.5.3 Impulsar la realización de proyectos de NAMA para tratamiento de aguas residuales	0	116,667 (Mitigación Adicional Potencial de metano por la implementación de NAMAs sin incluir acciones la línea de acción 4.5.1.

3.2.1. Emisiones de gases y compuestos de efecto invernadero en México

Las emisiones totales de GEI en 2015 para México fueron de 683 MtCO₂eq, es decir, las emisiones resultantes de las actividades de los distintos sectores, sin incluir las absorciones por las permanencias de Uso del suelo, cambio de uso del suelo y silvicultura (USCUSS). Las emisiones netas, al incluir las absorciones por permanencias, fueron de 535 MtCO₂eq (SEMARNAT, 2015). A nivel mundial, México se ubicó entre los primeros quince países emisores en 2010 con el 1.4% de las emisiones totales.

El inventario comprende las emisiones de bióxido de carbono, metano, óxido nitroso, hidrofluorocarbonos, perfluorocarbonos, hexafloruro de azufre y carbono negro en el periodo 1990-2015. El gas que más emite México es el CO₂ con el 71%, seguido del CH₄ con el 21%.

Del total de las emisiones, 64% correspondieron al consumo de combustibles fósiles; 10% se originaron por los sistemas de producción pecuaria; 8% provinieron de los procesos industriales; 7% se emitieron por el manejo de residuos; 6% por las emisiones fugitivas por extracción de petróleo, gas y minerías, y el 5% se generaron por actividades agrícolas. En el inventario también se contabilizaron 148 MtCO₂eq absorbidas por la vegetación, principalmente en bosques y selvas.

En 1990, las emisiones de GEI en México fueron 445 MtCO₂eq. Es decir, entre 1990 y el 2015 las emisiones de México aumentaron un 16.8%, presentando una tasa de crecimiento media anual (TCMA) de 1.7% de 1990 a 2010, y del 0.8% para el periodo 2010-2015 (INECC, 2015). De seguir con el escenario tendencial observado (TCMA del 0.8%), se estima que para 2020 las emisiones nacionales de GEI alcancen las 556.74 MtCO₂eq.

3.2.2. Emisiones de GEI por recolección y tratamiento de aguas residuales en México

Las proyecciones para 2020 posicionan al sector de residuos en el cuarto lugar (tomando en cuenta un PCG a 20 años) como emisor de GEI, ya que pasarán de los 139.8 MtCO₂eq anuales durante el 2012 a los 199.6 MtCO₂eq para el año 2020. El incremento en las emisiones provendrá del crecimiento poblacional y del aumento de la generación de residuos sólidos urbanos per cápita como resultado del incremento del poder adquisitivo y la urbanización. Las emisiones de CH₄ en el periodo 1990-2010 en la subcategoría de Desechos, tuvieron un crecimiento de 178.0%, al pasar de 14.866 MtCO₂eq en 1990 a 41.323 MtCO₂eq en 2010. En el caso de la eliminación de desechos sólidos, el incremento fue de 232.4%, pasando de 6.653 MtCO₂eq en 1990 a 22.117 MtCO₂eq para 2010, con una TCMA de 6.2%. El incremento en el periodo para aguas residuales municipales fue de 126.6%, con emisiones de 3.948 MtCO₂eq en 1990 y de 8.946 MtCO₂eq en 2010, con una TCMA de 4.2%. Por último, para aguas residuales industriales el incremento fue de 149.7%, ya que en 1990 se tuvieron 3.808 MtCO₂eq y en 2010, 9.507 MtCO₂eq, lo que representó una TCMA de 4.7%. En términos de las emisiones de CH₄, los desechos sólidos aumentaron de 44.8% en 1990 a 53.5% en 2010, mientras que las aguas residuales disminuyeron de 52.2% a 44.7% del total.

3.3. Metodologías empleadas para la estimación de GEI por tratamiento y eliminación de aguas residuales en México

Las aguas residuales son fuente de metano (CH₄) debido a la descomposición de la materia orgánica en condiciones anaerobias. También pueden ser una fuente de emisiones de óxido nitroso (N₂O). Las emisiones de bióxido de carbono (CO₂) de las aguas residuales no se consideran en este inventario porque son de origen biogénico y tampoco deben incluirse en el total nacional de emisiones (IPCC, 2006).

Para la elaboración del Primer Informe Bienal (INECC y SEMARNAT, 2015) , las emisiones generadas como parte del tratamiento y eliminación de las aguas residuales se han fundamentado principalmente en las directrices metodológicas del IPCC. En este subsector se reportan emisiones de aguas generadas en:

- Procesos productivos de los subsectores azucarero, químico, papel y celulosa, petrolero, bebidas, textiles, y de alimentos, fundamentalmente (aguas industriales).
- Casas y servicios municipales (aguas municipales).

Las emisiones por el tratamiento de las aguas residuales industriales se realizaron con base en la metodología y los Factores de Emisión (FE) del IPCC. En el caso del tratamiento de las aguas residuales municipales se empleó la metodología del IPCC y sus Factores de Corrección para el Metano (MCF por si siglas en inglés). También se emplearon algunos MCF específicos del país propuestos por Noyola et al. en 2013.

3.3.1. Aguas municipales

La cuantificación de GEI de las aguas tratadas se hizo con base en los siguientes datos:

- Capacidad instalada,
- Caudal real tratado, y
- Tipo de tecnología de tratamiento.

El inventario elaborado por la CONAGUA reporta la existencia de 2,287 PTAR, las cuales se pueden clasificar en 24 tecnologías de tratamiento. Adicionalmente, se empleó un valor promedio de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) considerado

por Noyola, et al. (2013); y se emplearon FE de emisión específicos para las plantas que reciben el 87.5% del caudal tratado.

Los datos utilizados a nivel estatal para las aguas residuales no tratadas fueron:

- Fracciones de población rural y urbana (CONAPO, 2013),
- Consumo de proteína por habitante (FAOSTAT, 2014), y
- Población por estado (CONAPO, 2013).

La ecuación utilizada para estimar las emisiones de CH₄ de las aguas residuales domésticas es la siguiente (IPCC, 2006):

$$Ec. 1 \dots \text{Emisiones de } CH_4 = \left[\sum_{i,j} (U_i * T_{i,j} * FE_j) \right] (TOW - S) - R$$

Donde:

Emisiones de CH₄ = Emisiones de CH₄ durante el año del inventario (kg/año)

TOW = Total de materia orgánica en las aguas residuales del año del inventario (kg de DBO/año)

S = Componente orgánico separado como lodo durante el año del inventario (kg de DBO/año)

U_i = Fracción de la población del grupo i en el año de inventario

T_{i,j} = Grado de utilización del sistema de tratamiento j para cada grupo i

i = Grupo rural o urbano

j = Sistema de tratamiento

FE_j = Factor de Emisión (kg de CH₄ / kg de DBO)

R = Cantidad de CH₄ recuperado durante el año del inventario (kg de CH₄ / año)

El factor de emisión (Ecuación 2) para una vía y sistema de tratamiento y eliminación de aguas residuales depende de la capacidad máxima de producción de CH₄ (B₀) y del Factor de Corrección para el Metano (MCF) de cada sistema de tratamiento. Los FE utilizados en la elaboración del inventario nacional, corresponden a los calculados directamente bajo condiciones de operación Noyola et al. en 2013, para plantas con caudales de 0-13 l/s, 14-70 l/s y 71-620 l/s y distintos tipos de tecnologías. Estos FE se ajustaron a la metodología del IPCC de 2006; y se aplicaron para el 90% de las plantas de tratamiento con 16 procesos de tratamiento, que representa el 87.5% del caudal total tratado. Para las plantas con tecnologías o caudales diferentes a los antes mencionados, así como para la estimación del N₂O se emplearon los FE recomendados por el IPCC (INECC y SEMARNAT, 2015).

$$Ec. 2 \dots FE_j = B_o * MCF_j$$

Donde:

FE_j = factor de emisión, kg de CH₄/kg de DBO

j = cada vía o sistema de tratamiento y/o eliminación

B_o = capacidad máxima de producción de CH₄, kg de CH₄/kg de DQO

MCF_j = factor corrector para el metano (fracción).

Para conocer el total de materia orgánica en las aguas residuales durante el año del inventario (TOW) se emplea la ecuación 3. Este parámetro está en función de la población humana y del índice de generación per cápita (DBO).

$$Ec. 3 \dots TOW = P * DBO * 0.001 * 365$$

Donde:

TOW = total de materia orgánica en las aguas residuales del año del inventario, kg de DBO/año

P = población del país en el año del inventario, (personas)

DBO = DBO per cápita específico del país en el año del inventario, g/persona/día

0,001 = conversión de gramos de DBO a kilogramos de DBO

I = factor de corrección para DBO industrial adicional eliminado en las alcantarillas (si es recolectado el valor por defecto es 1,25, si no es recolectado el valor por defecto es 1,00.)

3.3.2. Aguas residuales industriales

Las aguas residuales industriales pueden tratarse *in situ* o descargarse en los sistemas de alcantarillado urbanos. Si se descargan en los sistemas de alcantarillado, las emisiones deben incluirse en las emisiones de aguas residuales municipales. Si las aguas son tratadas antes de descargarse, los datos requeridos para el cálculo de emisiones son:

- Número de plantas en operación.
- Ubicación.
- Giro industrial del que proviene el agua a tratar.
- Tipo y proceso de tratamiento.
- Capacidad instalada por planta.
- Caudal en operación por planta.

- DQO por tipo de industria.
- Porcentaje de lodos removidos por tipo de industria

Para la cuantificación de las emisiones del Primer Informe Bienal (INECC y SEMARNAT, 2015), se seleccionaron 1,569 de las 2,610 plantas de tratamiento por tener un alto potencial de generación de CH₄. Una vez conocido el caudal total tratado de las 1,569 plantas, se estimó el contenido total de materia orgánica medido como DQO. A la materia orgánica total se le restó la cantidad de lodos residuales.

La ecuación general para estimar las emisiones de CH₄ procedentes de actividades industriales es la siguiente:

$$Ec. 4 \dots \text{Emisiones de } CH_4 = \sum [(TOW_i - S_i)FE_i - R_i]$$

Donde:

Emisiones de CH₄ = emisiones de CH₄ durante el año del inventario, kg de CH₄/año
 TOW = total de la materia orgánica degradable contenida en las aguas residuales de la industria i durante el año del inventario, kg de DQO/año

i = sector industrial

S_i = componente orgánico separado como lodo durante el año del inventario, kg de DQO/año

FE_i = factor de emisión para la industria i, kg de CH₄/kg de DQO para la vía o sistema(s) de tratamiento y/o eliminación utilizado(s) en el año del inventario. Si en una industria se utiliza más de una práctica de tratamiento, este factor debe corresponder a un promedio ponderado.

Debido a la diversidad en la composición de las aguas residuales industriales, existen diferencias significativas en el potencial de emisión de CH₄. Como se ha señalado anteriormente, el MFC indica en qué medida se manifiesta el potencial máximo de producción de CH₄ (B₀) para cada tipo de método de tratamiento. La ecuación 5 sirve para determinar el factor que se emplea para el caso de las aguas municipales. Los FE y de corrección de metano, empleados para la elaboración del inventario nacional 2013 (SEMARNAT, 2015), son los establecidos por el IPCC para máxima producción de CH₄.

El contenido total de materia orgánica en las aguas residuales industriales (TOW), depende de la producción industrial P (toneladas/año), de la generación de aguas residuales W (m³/tonelada de producto) y de la DQO (kg DQO/m³) y concentración de sustancias orgánicas degradables en las aguas residuales. La ecuación es:

$$Ec. 5 \dots TOW_i = P_i * W_i * DQO_i$$

TOW_i = total de la materia degradable de manera orgánica en las aguas residuales de la industria i, kg de DQO/año

i = sector industrial

P_i = producto industrial total del sector industrial i, t/año

W_i = aguas residuales generadas, m³/t_{producto}

DQO_i = Demanda Química de Oxígeno (componente industrial orgánico degradable en las aguas residuales), kg de DQO/m³

3.4. Factores de emisión

El IPCC considera que durante la recolección y tratamiento de las aguas residuales existen aportaciones de CH₄ a la atmósfera. La cantidad de emisiones depende principalmente del contenido de materia orgánica (medida como DBO o DQO), los ambientes anaerobios (poca agitación de las aguas y temperatura elevada) y el tipo de tratamiento. En las directrices para la elaboración de los inventarios nacionales de GEI (capítulo 6), el IPCC recomienda usar FE de acuerdo al origen de las aguas residuales (domésticas e industriales), el tipo de tratamiento y la eliminación. El Cuadro 3 presenta los principales sistemas de tratamiento y eliminación en países desarrollados y en desarrollo.

Cuadro 3. Emisión potencial de CH₄ y N₂O para sistemas de tratamiento y eliminación de aguas y lodos residuales. Fuente: IPCC, 2006.

Tipo de tratamiento y eliminación		Potenciales de emisión de CH ₄ y N ₂ O		
Recolectadas	No tratadas	Eliminación en ríos	Ríos y lagos estancados y pobres en oxígeno pueden permitir la descomposición anaerobia que produzca CH ₄ . Ríos, lagos y estuarios son probables fuentes de N ₂ O.	
		Alcantarillas (cerradas y subterráneas)	No son fuentes de CH ₄ /N ₂ O	
		Alcantarillas (abiertas)	Las alcantarillas abiertas, acequias o los canales abiertos, sobrecargados y estancados suelen ser fuentes significativas de CH ₄	
	Tratadas	Tratamiento aerobio	Plantas de tratamiento centralizado aerobio de aguas servidas	Pueden producir poco CH ₄ en bolsones anaerobios. Los sistemas de tratamiento mal diseñados o gestionados producen CH ₄ . Las plantas avanzadas con eliminación de nutrientes (nitrificación y desnitrificación) son pequeñas, pero fuentes bien diferenciadas de N ₂ O.
			Tratamiento anaerobio de los lodos en plantas centralizadas de tratamiento de aguas residuales	El lodo puede ser una importante fuente de CH ₄ si el CH ₄ emitido no se recupera ni se quema en antorcha.

	Tratamiento anaerobio	Pozas aerobias poco profundas	Fuente poco probable de CH ₄ y/o N ₂ O Los sistemas de tratamiento mal diseñados o mal gestionados producen CH ₄ .
		Lagunas anaerobias	Fuente probable de CH ₄ No es fuente de N ₂ O.
		Reactores anaerobios	Puede ser una importante fuente de CH ₄ si el CH ₄ emitido no se recupera ni se quema en antorcha.
No recolectadas		Pozo séptico	La separación frecuente de los sólidos reduce la producción de CH ₄
		Pozos abiertos y/o letrinas	Los pozos y/o letrinas suelen producir CH ₄ cuando la temperatura y el tiempo de retención son favorables
		Eliminación en ríos	Véase guías metodológicas del IPCC 2006.

Como se observa en el Cuadro 4, el IPCC y la mayoría de los países que elaboran sus inventarios, no consideran significativos los aportes de metano provenientes de alcantarillas subterráneas (ya sea en sistemas de alcantarillado o a presión), debido a que el movimiento del agua no propicia las condiciones para la degradación anaerobia de la materia orgánica. No obstante lo anterior, el inventario de 2015 de España incluyó las emisiones de CH₄ de este tipo alcantarillas (Cuadro 4) considerando un MCF de 0,05. Algunos otros países especifican que no toman en cuenta estas emisiones debido a que las condiciones climatológicas (temperatura) en sus países, no propician condiciones favorables para la degradación anaerobia de la materia orgánica y, por lo tanto, no son significativas.

Cabe destacar que, en el caso de Suecia, se recomienda la revisión del valor de máxima producción de CH₄ establecido en las directrices de 2006, que por defecto es B₀=0.6 (kg CH₄/kg DBO), ya que teóricamente 1 kg de DBO (o DQO biodegradable) produce 0.35 m³ de CH₄, y basándose en el peso específico del CH₄, el factor B₀ debe ser igual a 0.25 (kg CH₄/kg DQO); por lo tanto, este debería ser el valor teórico máximo. Con lo anterior Suecia pide que el valor predeterminado en las guías de 2006 sea modificado.

Cuadro 4. Observaciones de los inventarios respecto a los FE utilizados para alcantarillados cerrados y a gravedad.

Inventario de emisiones	Factor de CH ₄ .	Comentarios
Alemania	No	- No se cuantifican las emisiones de CH ₄ provenientes de los alcantarillados (German Environment Agency, 2017).
Australia	No	- No se cuantifican las emisiones de CH ₄ provenientes de los alcantarillados (Australian Government Department of the Environment and Energy, 2018).
Canadá	No	- No se cuantifican las emisiones de CH ₄ provenientes de los alcantarillados.

		<ul style="list-style-type: none"> - Las alcantarillas subterráneas cerradas no se consideran fuente importante de CH₄ o N₂O (Environment and Climate Change Canada, 2018).
Chile	No	<ul style="list-style-type: none"> - No se cuantifican las emisiones de CH₄ provenientes de los alcantarillados (Ministerio del Medio Ambiente, 2017).
Dinamarca	Si	<ul style="list-style-type: none"> - Las emisiones de metano de las PTAR se dividen en: contribución del sistema de alcantarillado, tanque de sedimentación primaria y los procesos biológicos de eliminación de N y P. - El factor de emisión $MCF_{sewer + MB}$ es la fracción de DQO que se convierte anaerobiamente en alcantarillas y al inicio de la PTAR. $MCF_{sewer+MB}$ equivale a 0.003 según el juicio de experto (Vollertsen, 2012). Una estimación conservadora de metano fugitivo en los tanques de sedimentación primarios y procesos de tratamiento biológico, se encontraría muy por debajo del 0.1% de la DQO influente, mientras que la emisión fugitiva del sistema de alcantarillado se considera insignificante o cero (DANVA, 2008; DANVA, 2011).
España	Si	<ul style="list-style-type: none"> - Se han considerado sólo las emisiones de metano de los tratamientos no aerobios de agua residual doméstica. - Las Guías IPCC de 2006 recomiendan un valor de 0 para el MCF de las aguas vertidas a un sistema de alcantarillado en movimiento, sin embargo, el juicio de experto recomienda, para el caso de España, adoptar un MCF conservador de 0,05 que tenga en consideración las posibles generaciones de CH₄ que se puedan dar por esta vía (Secretaría de Estado de Medio Ambiente, 2018).
Estados Unidos	No	<ul style="list-style-type: none"> - No se cuantifican las emisiones de CH₄ provenientes de los alcantarillados. - Solo se consideran emisiones de plantas de tratamiento anaerobias, aerobias (mal operadas), fosas sépticas, y fugas durante el aprovechamiento y manejo del biogás (U.S. EPA, 2018).
Francia	No	<ul style="list-style-type: none"> - No se cuantifican las emisiones de CH₄ provenientes de los alcantarillados. - Las emisiones asociadas con la descarga de aguas residuales al medio ambiente natural se consideran cero. De hecho, las condiciones climáticas francesas y la regulación que se aplica a las descargas en los entornos naturales aseguran que las aguas residuales (tratadas o no) no se descarguen en aguas estancadas o que ya estén cargadas con materia orgánica (Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique, 2018).
Japón	No	<ul style="list-style-type: none"> - No se cuantifican las emisiones de CH₄ provenientes de los alcantarillados (Ministry of the Environment, Japan, 2018).

México	No	<ul style="list-style-type: none"> - No se cuantifican las emisiones de CH₄ provenientes de los alcantarillados (SEMARNAT, 2015). - En la elaboración del Inventario Nacional de 2013 se emplearon MCF propios del país (Noyola et al., 2013) para las plantas con caudales de 0-13 l/s, 14-70 l/s y 71-620 l/s y por tipo de tecnología, obtenidos directamente bajo las condiciones de operación. Estos FE se ajustaron a la metodología de cálculo del IPCC 2006. Se aplicaron para 90% de las plantas de tratamiento con 16 procesos de tratamiento, lo que representa 87.5% del caudal total tratado (INECC y SEMARNAT, 2015).
Noruega	No	<ul style="list-style-type: none"> - No se cuantifican las emisiones de CH₄ provenientes de los alcantarillados. - Dado que en Noruega, todas las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas son aerobias y se consideran bien operadas; solo se ha considerado la descarga directa en el cálculo de las emisiones de CH₄ (Norwegian Environment Agency, 2018).
Países Bajos	No	<ul style="list-style-type: none"> - No se cuantifican las emisiones de CH₄ (National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), 2018).
Reino Unido	No	<ul style="list-style-type: none"> - No se estiman emisiones de este tipo de alcantarillas, ya que el valor predeterminado del IPCC es 0. - Si bien en términos estrictos, probablemente haya emisiones que no sean 0, es probable que esté muy cerca de ese valor debido a que en el Reino Unido, los sistemas de alcantarillado cerrados están bien operados (Brown et al., 2018).
Suecia	No	<ul style="list-style-type: none"> - No se cuantifican las emisiones de CH₄ provenientes de los alcantarillados. - En las directrices de 2006, el valor de máxima producción de CH₄ por defecto es $B_0 = 0.6$ (kg CH₄/kg DBO). Teóricamente 1 kg de DBO (o DQO degradable) produce 0,35 m³ de CH₄. Basándose en el peso específico del CH₄, el factor B_0 debe ser igual a 0.25 (kg CH₄/kg DQO), este es el valor teórico máximo absoluto; mientras que 0.6. Nuestra recomendación es que el valor predeterminado en las guías de 2006 sea modificado (Swedish Environmental Protection Agency, 2018).
Suiza	No	<ul style="list-style-type: none"> - No se cuantifican las emisiones de CH₄ provenientes de los alcantarillados. - La capacidad máxima de producción de CH₄ de las aguas residuales no tratadas en plantas WWT es cero, ya que las aguas tienen temperaturas muy bajas como para producir cantidades significativas (FOEN, 2018).

Respecto a las emisiones de metano en plantas de tratamiento de aguas residuales, para México Noyola et al. (2018), propuso la corrección e incorporación de algunos MCF. Considera pertinente la inclusión de tres MCF para plantas de tratamiento aerobio con digestor anaerobio de lodos, aerobio-anaerobio (anóxico) y aerobio con digestor anaerobio de lodos. Adicionalmente se considera pertinente la modificación del MCF para plantas de tratamiento aerobio propuesto por el IPCC (Cuadro 5).

Cuadro 5. Resumen de las nuevas entradas propuestas y valores de MCF predeterminados para el tratamiento de aguas residuales domésticas en México y otros países intertropicales, basado en la Tabla 6.3 de las Directrices del IPCC (IPCC (Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático), 2006a). Fuente: (Noyola, 2018).

Tipo de tratamiento y ruta de descarga o sistema	Comentarios	MCF propuestos	MCF del IPCC
Planta de tratamiento aerobio (Centralizado).	Debe estar bien operado. Algo de CH ₄ pueden ser emitidos desde los tanques de sedimentación y otros sitios.	0.06	0.0
Planta de tratamiento aerobio con digestor anaerobio de lodos (Centralizado).	Debe estar bien operado. Algo de CH ₄ pueden ser emitidos desde los tanques de sedimentación y otros sitios. Las emisiones fugitivas de los digestores deben ser consideradas	0.32	Esta es una nueva entrada en la tabla 6.3
Planta de tratamiento aerobio anaerobio (o anóxico).	Debe estar bien operado. Algo de CH ₄ pueden ser emitidos desde los tanques de sedimentación y otros sitios.	0.08	Esta es una nueva entrada en la tabla 6.3
Planta de tratamiento aerobio anaerobio (o anóxico) con digestor anaerobio de lodos (Centralizado).	Debe estar bien operado. Algo de CH ₄ pueden ser emitidos desde los tanques de sedimentación y otros sitios. Las emisiones fugitivas de los digestores deben ser consideradas	0.34	Esta es una nueva entrada en la tabla 6.3

4. MARCO TEÓRICO

Los procesos bioquímicos de las aguas residuales que ocurren durante la recolección y conducción a través de las redes de alcantarillado, son de gran importancia ya que generan gases que puedan ser peligrosos para los trabajadores, o impactar en la composición de GEI con la liberación de gas metano. La mayor parte de los procesos biológicos tienen lugar en las biopelículas formadas sobre la superficie húmeda de las tuberías. Dependiendo del tipo de alcantarillado (presión o gravedad), pueden verse favorecidos los procesos anaerobios o aerobios.

A pesar de que el IPCC en sus Guías Metodológicas de 2006 para la elaboración de Inventarios Nacionales de Gases de Efecto Invernadero, considera que las aguas residuales de las alcantarillas cerradas no son fuente significativa de CH₄, nuevas investigaciones (Liu, 2015, De Haas et al., 2014), estiman que la generación de CH₄ proveniente de los alcantarillados subterráneos podrían no ser tan despreciables.

Se han identificado que los factores clave que regulan la producción de metano en las alcantarillas incluyen el tiempo de retención hidráulico de las aguas residuales (TRH), la relación área-volumen (A/V) de la tubería, DQO, pH y la temperatura de la alcantarilla (Foley et al., 2009, Guisasola et al., 2008).

El metano generado se encuentra disuelto en el agua residual y en la atmosfera del alcantarillado al ser liberado. Para conocer la concentración de metano gaseoso y disuelto existen diversas técnicas para el muestreo y análisis, sin embargo, aún no hay pruebas estandarizadas debido a la reciente incursión de la investigación en el campo y a los escasos estudios documentados. Hay que mencionar que, aunque existe una técnica de la EPA para determinar la presencia de metano, etano y etileno disueltos en agua, esta se utiliza para analizar el agua de mantos freáticos (U.S. EPA, 1998).

4.1. Sistemas de alcantarillado

Los sistemas de alcantarillado consisten en un conjunto de elementos (principalmente tuberías) que tienen la función de desalojar las aguas residuales de una ciudad. Una primera clasificación de los sistemas está dada por el tipo de aguas que conducen, ya sean pluviales, residuales municipales o industriales. Esta clasificación es de gran importancia, ya que dependiendo del tipo de agua variarán sus características biológicas, químicas y físicas.

La segunda clasificación de los sistemas depende de su funcionamiento hidráulico, y pueden ser sistemas a gravedad o presurizados (Figura 7). Las tuberías de los sistemas presurizados trabajan completamente llenas y a presión, estas conducciones son empleadas cuando se requiere adicionar energía al fluido (por medio de equipo de bombeo), debido a que generalmente la elevación del agua es menor a la altura piezométrica requerida en el punto de entrega. Por otro lado, en los sistemas a gravedad el funcionamiento normal de las tuberías es a tubo semi lleno; estos son empleados cuando la elevación del agua del punto de origen es mayor a la altura piezométrica en el punto de entrega. La predominancia de los sistemas a gravedad sobre los presurizados se debe a su economía durante la construcción y operación.

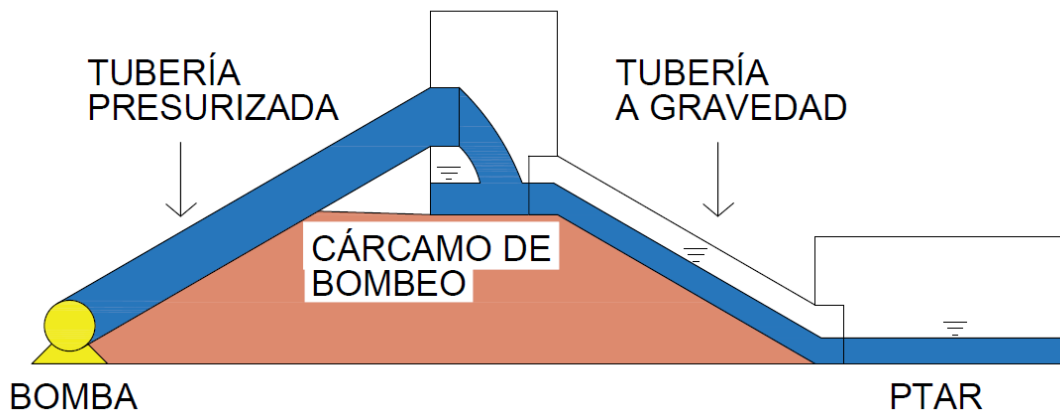


Figura 7. Clasificación de los sistemas de alcantarillado de acuerdo a su funcionamiento hidráulico.

Una clasificación respecto a la distribución de las tuberías (Figura 8), depende del origen del agua colectada; y se clasifican en atarjeas, colectores y emisores. En general las atarjeas conducen el agua residual proveniente de hogares, comercios, industrias, etc. (es decir de fuentes primarias); a su vez, las atarjeas descargan en los colectores, que finalmente incorporan el agua al emisor (interceptor). La red de tuberías se compone de tubos y conexiones acoplados mediante un sistema de unión hermético que generalmente se encuentran enterrados; estos componentes

pueden ser fabricados en materiales como: acero, concreto simple, concreto reforzado, políéster reforzado, PVC, PEAD o fibrocemento.

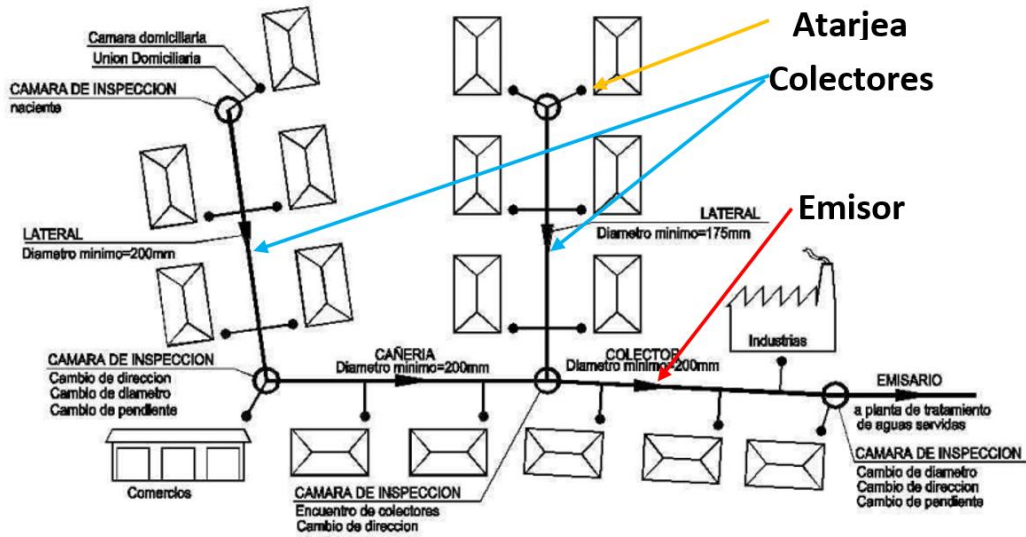


Figura 8. Distribución de las tuberías de una red de alcantarillado. Fuente: Brüning, 2018.

Los cárcamos de bombeo (estaciones de bombeo) tienen la función de transferir volúmenes de aguas residuales crudas o tratadas de un punto de menor elevación a otro de mayor, por medio de equipos electromecánicos (Figura 9).

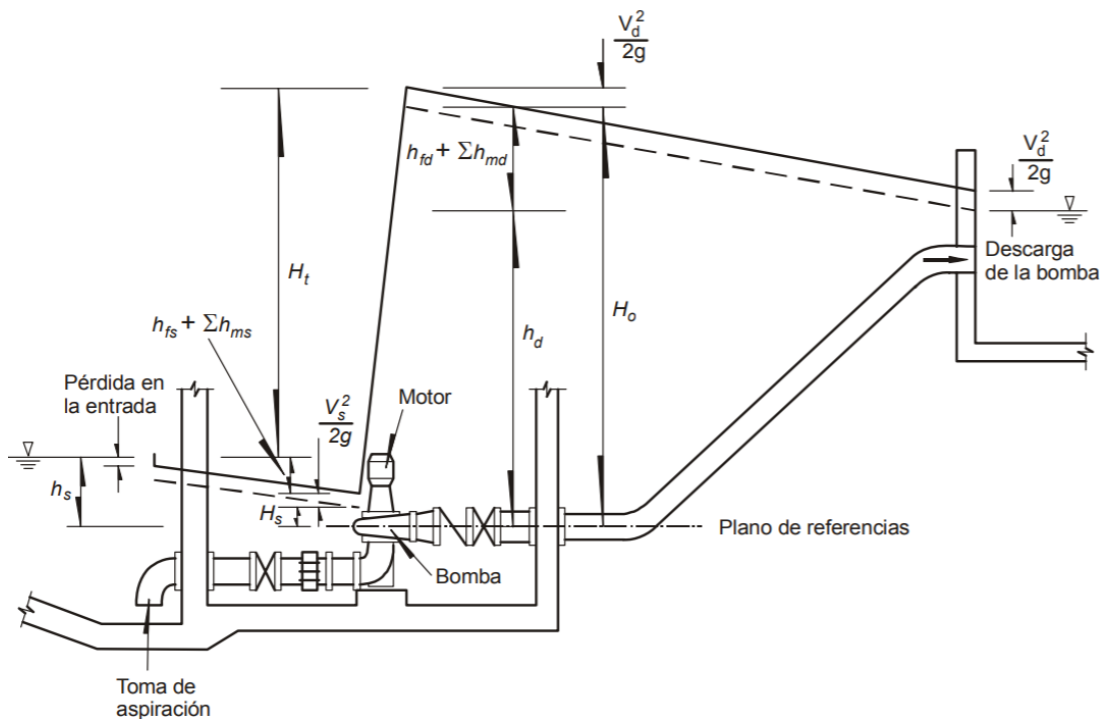


Figura 9. Diagrama esquemático de un cárcamo de bombeo. Fuente: CONAGUA, 2007.

Otras estructuras que forman parte importante de los sistemas son los pozos de visita (Figura 10); su función es facilitar la inspección, ventilación y limpieza de las tuberías. También se utilizan para la unión de dos o más tuberías, en todos los cambios de diámetro, dirección y pendiente, así como para las ampliaciones.

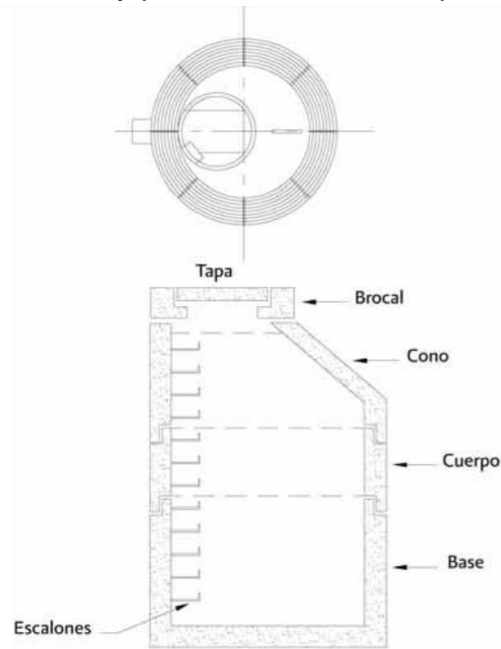


Figura a) Pozo de visita
Entrada excéntrica

Figura 10. Componentes de un pozo de visita. CONAGUA, 2009.

4.2. Formación de metano en sistemas de alcantarillado

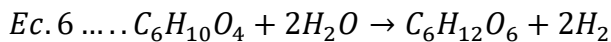
Cuando la materia orgánica contenida en las aguas residuales es degradada por diferentes poblaciones de microorganismos en ambientes anaerobios, durante el proceso se producen gases como metano y dióxido de carbono.

La degradación anaerobia de la materia orgánica requiere la intervención de diversos grupos de bacterias facultativas (anaerobias estrictas), las cuales utilizan en forma secuencial los productos metabólicos generados por cada grupo. La digestión anaerobia (Figura 11) de la materia orgánica involucra tres grandes grupos tróficos y cuatro pasos de transformación:

1. Hidrólisis: Grupo I: bacterias hidrolíticas
2. Acidogénesis: Grupo I: bacterias fermentativas
3. Acetogénesis: Grupo II: bacterias acetogénicas
4. Metanogénesis: Grupo III: arqueas metanogénicas

4.2.1. Hidrólisis

El proceso se inicia con la hidrólisis de polisacáridos, proteínas y lípidos. La hidrólisis es una reacción que descompone las moléculas orgánicas complejas en monómeros solubles (constituyentes). Esta reacción es catalizada por enzimas excretadas por bacterias hidrolíticas y fermentativas (celulasa, proteasa y lipasa). Los productos finales de esta reacción son azúcares solubles, aminoácidos, glicerol y ácidos carboxílicos de cadena larga (Ralph y Dong 2010). Tomando en cuenta la fórmula química aproximada para la fracción orgánica de $C_6H_{10}O_4$ (Shefali y Themelis 2002), la reacción de hidrólisis de la fracción orgánica se puede representar mediante la siguiente reacción:



4.2.2. Acidogénesis y acetogénesis

Esta etapa es facilitada por microorganismos, conocidos como formadores de ácido, que transforman los productos de la hidrólisis en ácidos orgánicos simples tales como: ácido acético, propiónico y butírico, así como etanol, dióxido de carbono e hidrógeno. La etapa de formación de ácido comprende dos reacciones, la fermentación y las reacciones de acetogénesis. Las reacciones típicas que ocurren en esta etapa son las siguientes:

- Conversión de glucosa en etanol
- Conversión de la glucosa en propionato y otros ácidos grasos volátiles de cadena corta.

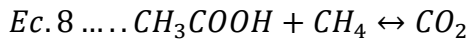
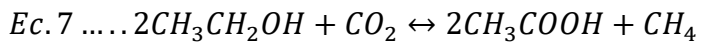
La acetogénesis se completa mediante la fermentación de carbohidratos y produce acetato, CO_2 y H_2 , compuestos que pueden ser utilizados por los metanógenos. La presencia de hidrógeno es de vital importancia en la acetogénesis de compuestos como el ácido propiónico y butírico. Estas reacciones solo pueden continuar si la concentración de H_2 es muy baja (Ralph y Dong, 2010). Por lo tanto, la presencia de bacterias que eliminan el hidrógeno es esencial para garantizar la viabilidad termodinámica de esta reacción (Ostrem y Themelis 2004). Las reacciones más importantes durante la etapa de acetogénesis son las siguientes:

- Conversión de glucosa en acetato
- Conversión de etanol en acetato
- Conversión de propionato a acetato
- Conversión de bicarbonato a acetato

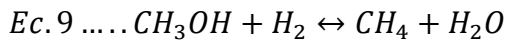
4.2.3. Metanogénesis

La metanogénesis es una reacción facilitada por los microorganismos metanogénicos, a partir del ácido acético o bien del H₂ y el CO₂. Dos tercios del metano total producido se derivan de la conversión del ácido acético o por fermentación del alcohol formado en la segunda etapa, como el metanol. El otro tercio del metano producido es el resultado de la reducción del dióxido de carbono por el hidrógeno. Las reacciones que ocurren durante esta etapa son las siguientes (Ostrem y Themelis 2004):

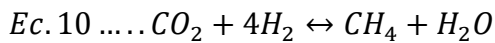
- Generación de CH₄ a partir de etanol a acetato y directamente del acetato:



- Generación de CH₄ a partir de metanol e hidrógeno



- Generación de CH₄ a partir de dióxido de carbono e hidrógeno



Las transformaciones anteriores involucran dos grupos de arqueas metanogénicas: acetotróficas e hidrogenotróficas. En menor proporción, compuestos como el metanol, las metilaminas y el ácido fórmico pueden también ser usados como sustratos del grupo metanogénico (Díaz et al., 2002).

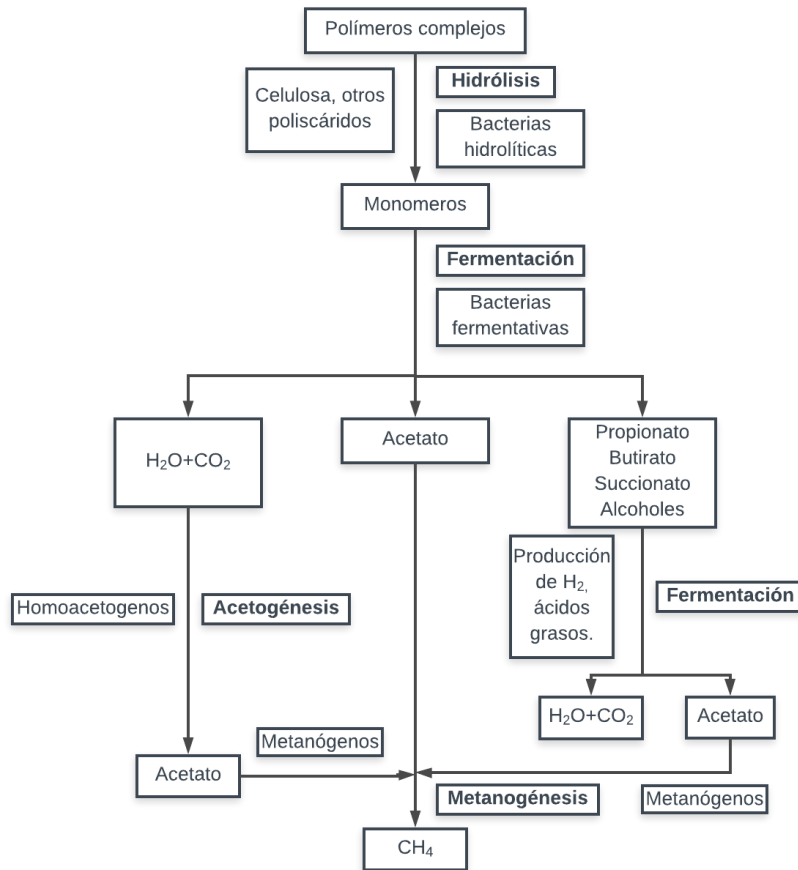


Figura 11. Digestión anaerobia en la producción de metano. Fuente: Madigan et. al., 2003.

4.2.4. Metanógenos

Los microorganismos metanógenos pertenecen al dominio conocido como *Archaea*, cuyos miembros presentan características diferentes a las encontradas en el *Bacteria*. Estas características están relacionadas fundamentalmente con la composición química de algunas estructuras celulares. Las arqueas metanogénicas son anaerobias estrictas y producen metano como principal producto del metabolismo energético. A pesar de los requerimientos estrictos de anaerobiosis obligada y el metabolismo especializado de este grupo, estas bacterias se encuentran ampliamente distribuidas en la naturaleza (Zinder, 1998).

Hay alrededor de cincuenta metanógenos conocidos hoy en día y pueden tener estructuras y formas diferentes, pero las más comunes tienen forma esférica (cocos) o de varilla (bacilos). Se plantea en general que el valor óptimo de pH para la digestión anaerobia es 7 (Acosta y Obaya, 2005), pero algunas *Archaea* extremófilas pueden tener una producción de metano a un pH tan bajo como 3 y tan alto como 9 (Williams y Crawford, 1984).

4.2.5. Biopelículas

Actualmente se reconoce la importancia de las transformaciones bioquímicas en las aguas residuales de los alcantarillados producidas por microorganismos. Dependiendo del funcionamiento hidráulico de la tubería (presión o gravedad), pueden verse favorecidos los procesos anaerobios o aerobios. En las tuberías a gravedad hay una predominancia de procesos aerobios, mientras que en tuberías a presión prevalecen los procesos anaerobios (Figura 12).

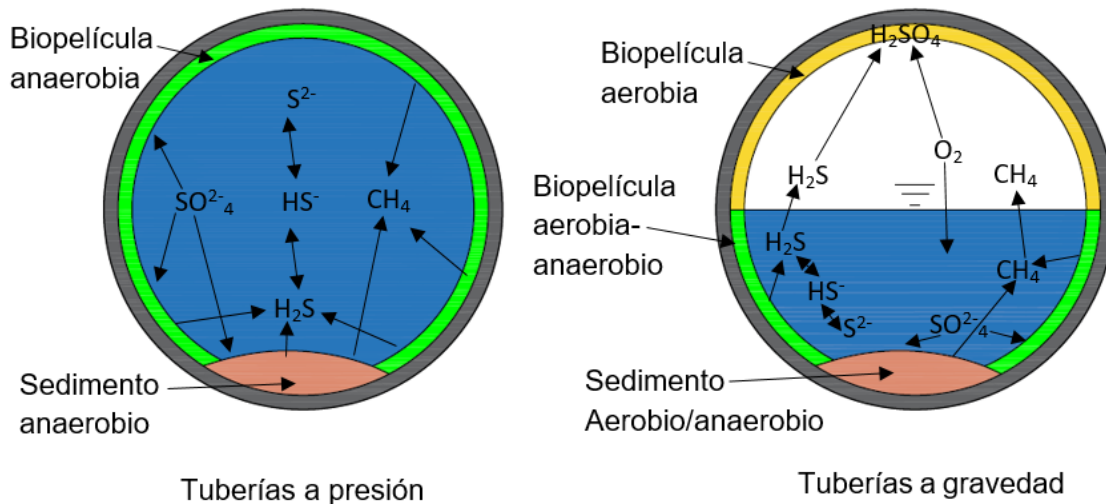


Figura 12. Procesos biológicos en tuberías de alcantarillado a presión y gravedad. Fuente: modificado de Liu, 2015.

La mayor parte de los procesos biológicos que suceden en las tuberías de alcantarillado tienen lugar en las biopelículas que se forman sobre su superficie; sin embargo, estos procesos también ocurren en los sedimentos, el medio líquido (aguas residuales) y en la atmósfera de las tuberías a gravedad. Los procesos microbianos del alcantarillado se producen principalmente en las biopelículas y sedimentos con poca contribución de la biomasa suspendida en la fase acuosa (Mohanakrishnan et al., 2009). En la figura 12 se señalan los lugares donde pueden encontrarse los diferentes ecosistemas en una tubería de alcantarillado a gravedad y presurizada.

En términos simples, las biopelículas se pueden describir como una comunidad de microorganismos que viven adheridos a una superficie. Las biopelículas han sido descritas como una "ciudad de microorganismos" donde los componentes estructurales son proporcionados por una matriz auto-producida de polímeros pegajosos y complejos, como proteínas y polisacáridos. Estos polímeros complejos se llaman sustancias poliméricas extracelulares (SPE). La observación de los

microorganismos ha revelado que su modo predominante de supervivencia en su hábitat natural se encuentra dentro de la biopelícula, y que rara vez se encuentran como unidades dispersas individuales de forma independiente. Por lo tanto, en orden de relevancia, el estudio de los procesos microbianos en las alcantarillas debe centrarse en las biopelículas (Jensen et al., 2016).

La formación de la biopelícula es un proceso de desarrollo de maduración que a menudo muestra estructuras especializadas tales como micro colonias, hifas aéreas, cuerpos y canales de fructificación para permitir el suministro de agua, oxígeno y nutrientes a los microorganismos dentro de la biopelícula. El grosor de una biopelícula adherida puede oscilar entre cientos de micrómetros a un centímetro.

En conclusión, las biopelículas en las alcantarillas son importantes de varias maneras, desde generar gases que puedan ser peligrosos para los trabajadores de mantenimiento de los alcantarillados, hasta potencialmente ofrecer oportunidades para el tratamiento a cierto nivel de las aguas residuales dentro de las alcantarillas. (Jensen et al., 2016).

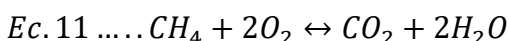
En cuanto al consumo de CH_4 por actividad biológica dentro de las alcantarillas, Damgaard et al. (2001) midió la concentración de CH_4 a lo largo del perfil de una biopelícula en un túnel emisor, y encontró que una porción de CH_4 producido en la capa anaerobia profunda se oxidaba en su capa aerobia superficial. A pesar de lo anterior, y dado que no se ha ampliado el conocimiento en este tema, no hay evidencia contundente de presencia relevante de microorganismos oxidantes de CH_4 en biopelículas o sedimentos. Por lo tanto, es probable que el consumo de CH_4 disuelto en el agua residual represente un sumidero débil (Jensen et al., 2016).

Se podría pensar que la biopelícula desarrollada en la zona expuesta al aire en una tubería a gravedad, podría ser un sumidero de CH_4 . Sin embargo, un estudio reporta la ausencia total de metanótrofos aerobios en las biopelículas aerobias, debido a que los medios ácidos de estas desfavorecen su crecimiento (Cayford et al., 2012). Por lo tanto, es poco probable que las biopelículas aerobias sean sumideros importantes de CH_4 .

4.2.6. Concentración de Metano como Demanda Química de Oxígeno

Uno de los contaminantes presentes en el agua residual es la cantidad de materia orgánica, que se puede medir en forma de DQO. La DQO se determina midiendo la cantidad de oxígeno necesario para degradar la materia orgánica hasta su oxidación total. Otro de los métodos empleados es la DBO, que es un parámetro que mide la cantidad de oxígeno consumido al degradar biológicamente la materia orgánica de una muestra líquida.

El método más utilizado actualmente para medir la cantidad de materia orgánica es la DQO, que consiste en estimar la oxidabilidad de los compuestos presentes en la muestra de agua mediante la adición de dicromato de potasio (potente oxidante), a una concentración específica (Vianna da Silva et al., 2011). Al convertir una concentración de metano a una concentración de DQO el valor se multiplica por cuatro. Este valor se encuentra a partir del balance de la reacción, cuando el metano está totalmente oxidado a dióxido de carbono y agua (Ecuación 11), como se puede observar, la relación es de dos moles de oxígeno (O₂) necesarios para la oxidación de una mol de metano.



4.3. Factores que promueven la generación de metano

En estudios recientes se han identificado algunos de los factores clave que regulan la producción y emisión de metano en las alcantarillas (Foley et al., 2009, Guisasola et al., 2008). Estos incluyen el tiempo de retención hidráulico de las aguas residuales (TRH), la relación área-volumen (A/V) de la tubería, DQO, pH y la temperatura del agua residual.

TRH: Guisasola et al. (2009) encontraron que la concentración de metano disuelto se correlacionó positivamente con el TRH en las alcantarillas. Foley et al. (2009) también confirmaron que los largos tiempos de retención causaron una alta producción de metano en los estudios de campo. Las concentraciones aumentaron a lo largo de la tubería, lo que indicó la influencia de altos TRH. Además, Chaosakul et al. (2014) encontraron mayores concentraciones de metano en las fases líquida y gaseosa en un sistema de drenaje por gravedad para TRH más prolongados.

Relación Área/Volumen (A/V): Se documenta que la concentración de metano disuelto está vinculada con la relación A/V de la tubería. Una relación A/V más alta implica una mayor proporción de biopelícula por unidad de volumen de las aguas

residuales y, por lo tanto, podría resultar en una mayor tasa de producción de metano. Tanto Guisasola et al. (2009) como Foley et al. (2009) reportan que las mayores relaciones A/V resultaron en una mayor producción de metano.

pH: Su importancia se debe al hecho de que las bacterias metanogénicas son muy sensibles a las condiciones ácidas, y su crecimiento y producción de metano se inhiben en estos ambientes. Las diferentes etapas del proceso también difieren en los valores óptimos de pH. Además, el valor del pH cambia en respuesta a las transformaciones biológicas durante las diferentes etapas del proceso. La producción de ácidos orgánicos durante la acetogénesis puede reducir el pH por debajo de 5, lo que es perjudicial para los metanógenos y causa una disminución en su actividad y la población. En consecuencia, esto llevaría a la acumulación de ácido, ya que los metanógenos son responsables del consumo de los ácidos formados.

Temperatura: La temperatura juega un papel particularmente importante en la producción de metano. Por lo general, se observa una mayor tasa de producción de este gas a temperaturas más altas dentro del alcantarillado (GWRC, 2011). Los resultados de las estaciones de bombeo en los EE.UU. muestran que la concentración de CH₄ en fase gaseosa fue más alta en verano que en invierno, en el 80% de los casos (GWRC, 2011).

DQO: Se encontró que los desechos comerciales que contenían alta DQO descargada en el alcantarillado municipal aumentaron significativamente la producción de metano (Sudarjanto et al., 2011).

4.4. Inhibidores en la generación de metano

4.4.1. Competencia entre metanógenos y bacterias sulfato reductoras

Tanto las bacterias sulfato reductoras (BSR) como los metanógenos (M) pueden usar compuestos de carbono orgánico generados a partir de procesos hidrolíticos y fermentativos (por ejemplo, hidrógeno, acetato y propionato), llegando a competir por el hidrógeno y el acetato (Chou et al., 2008; O'Reilly y Colleran, 2006; Omil et al., 1998; Yoda et al., 1987). Las BSR pueden superar a los M y competir con estos por el sustrato en condiciones ricas en sulfato y limitantes de carbono (Robinson y Tiedje, 1984, Schonheit et al., 1982, Uberoi y Bhattacharya, 1997).

Los alcantarillados suelen tener sulfato limitado (aproximadamente 10-30 mg/L) y suficientes sustratos de carbono (aproximadamente 200-500 mg DQO/L) para que ambos microorganismos (BSR y M) coexistan en las biopelículas del alcantarillado (Figura 13), permitiendo así la producción simultánea de CH₄ y sulfuro a pesar de la competencia por sustratos (Conrad et al., 1987, Raskin et al., 1996, Robinson y Tiedje, 1984). Esta coexistencia se debe a la estratificación de estos microorganismos anaerobios en la biopelícula (Guisasola et al., 2008, Sun et al., 2014). Las BSR se encuentran en las capas superiores de las biopelículas donde la concentración de sulfato es relativamente alta, mientras que los M requieren de condiciones bajas de sulfato, misma que se presenta en las capas más profundas de las biopelículas, debido a la limitación difusional del sulfato combinado con un suministro adecuado de precursores para la metanogénesis (Guisasola et al., 2008, Sun et al. 2014).

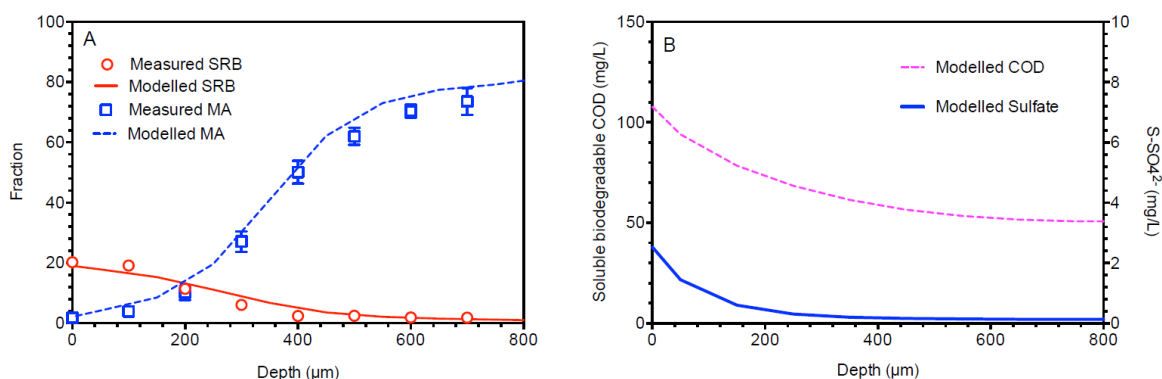


Figura 13. A: Abundancia relativa de BSR y M; B: Perfiles de profundidad de sulfato y DQO biodegradable soluble en una biopelícula de alcantarillado. Fuente: adaptado de Sun et al. (2014), por Liu, 2015.

4.4.2. Dosificación química para el control de la formación de metano

Diversos estudios recientes se han enfocado en la dosificación de químicos a las aguas residuales para mitigar la emisión de sulfuro en las alcantarillas (Zhang et al., 2008). La formación de CH₄ también puede ser suprimida con químicos, como oxígeno, nitrato, hierro férrico, hidróxido (aumento del pH) y ácido nitroso libre (ANL), que se utilizan normalmente para tratar problemas relacionados con el sulfuro (Ganigué et al., 2011).

A pesar de que los M son productores lentos y muy sensibles (en comparación con la BSR) a las condiciones ambientales (Whitman et al., 1999); su inhibición requiere una mayor (en comparación con las BSR) dosificación de productos químicos, debido a que los M habitan en la capa más profunda de las biopelículas, y la penetración de los productos químicos se limita. Por lo tanto, para una efectiva supresión del proceso metanogénico puede ser requerida una mayor dosificación de los químicos durante la dosificación inicial (Liu, 2015).

Oxígeno

Ganigué y Yuan (2014) encontraron que la inyección de oxígeno a largo plazo (15-25 mg / l) redujo la formación de metano un 47% en reactores de laboratorio a escala. La tasa de producción de CH₄ cayó al 15% durante 6 horas de inyección de oxígeno, después de suspender el suministro, la producción se recuperó completamente en 20 días. El inyectar oxígeno podría conducir al aumento de la producción de N₂O en las alcantarillas, debido al desarrollo de una comunidad microbiana nitrificante (Liu, 2015).

Dado que la oxidación del CH₄ biológica o químicamente es muy lenta, se requeriría que el oxígeno se dosificase en diversas ubicaciones del alcantarillado, generando costos significativos de operación (Liu, 2015).

Nitrato

Un estudio de Jiang et al. (2013) demostró que la adición a largo plazo de 30 mg/L de nitrato reduce el 90% en la actividad metanogénica en un alcantarillado. Se sugirió que la metanogénesis puede persistir en las secciones más profundas de la biopelícula debido a la disponibilidad de sustratos orgánicos solubles y la penetración limitada del nitrato. Se realizaron pruebas de campo para demostrar el efecto de la adición intermitente de nitrato en la producción de CH₄, después de una dosis de choque de nitrato (50 mg/L) se redujo en un 27%, y la recuperación completa de la metanogénesis se dio a los 2 días.

Sales de Hierro

Zhang et al. (2009), investigaron el impacto de la dosificación de cloruro férrico a largo plazo (21 mg/L) sobre la actividad metanogénica de las biopelículas de alcantarillado, e informaron que las concentraciones de CH₄ se redujeron en un 43%, junto con la eliminación casi completa de sulfuro (es decir, 99%).

Ácido nitroso libre (ANL)

El ANL (HNO₂) inhibe a las BSR y los M en las biopelículas del alcantarillado de acuerdo con los estudios de Jiang et al. (2010, 2011). Jiang et al. (2011), identificaron un fuerte efecto biocida del ANL sobre los metanógenos de las biopelículas, con una dosificación intermitente. La dosificación de ANL (0.26 mg-N/L) durante 12 horas, fue la adecuada para suprimir por completo la metanogénesis en el reactor de alcantarillado, en las dos semanas siguientes a la suspensión del químico, solo hubo un 20% de recuperación de la producción de metano. Este método de dosificación también se ha verificado en un alcantarillado real (Jiang et al., 2013). Adicionalmente, la producción de sulfuro también se redujo en más del 80% durante un período de 10 días posteriores a la dosificación (período de 8 horas) de ANL (Liu, 2015).

4.5. Estado del arte: metano en la atmósfera de las alcantarillas

Chaosakul et.al. (2014) encontraron concentraciones de CH₄ en fase gaseosa (7,164 a 17,183 ppmv) al final de un colector urbano a gravedad de 1 km de longitud en Tailandia. El estudio incluyó medición de la generación durante las épocas de sequía y lluvia, con el objetivo de conocer la influencia tanto de la dilución de las aguas colectadas como del TRH. A partir de la correlación de las principales variables con las mediciones de CH₄, se elaboró un modelo para predecir la generación. Las variables tomadas en cuenta fueron: DQO, temperatura, oxígeno disuelto, total de sólidos (TS) y sólidos volátiles (SV).

Al realizar mediciones de metano en fase gaseosa en los pozos de visita, otros estudios intentaron determinar las tasas de emisión (Cuadro 6). Un estudio en los EE. UU., reporta concentraciones de CH₄ de 500-900 ppmv en un pozo de visita del colector después de 5,3 km de recorrido. Este colector tuvo un gasto diario de aguas residuales de 1855 m³/d y produjo una emisión directa de 7.44 kg CH₄/d (Shah et al., 2011). Tomando muestras en 65 estaciones de bombeo en los Estados Unidos, se determinaron tasas de emisión de entre 1.13 y 11.68 kg CH₄/d (GWRC, 2011).

Eijo-Río et al. (2015) realizaron mediciones de CH₄ en pozos de visita y cárcamos de bombeo para las ciudades españolas de Bentazos y Calafell. Los resultados mostraron que los cárcamos de bombeo eran las fuentes más importantes de CH₄, con concentraciones de hasta 498 ppm. En el caso de Calafell se midió en tres estaciones de bombeo; durante el verano los valores variaron entre 2.79 y 490.15 ppm, y en el invierno el rango estuvo entre 15.5 y 138.8 ppm.

En dos poblados al norte de Egipto Fouad y Moftah (2017), encontraron que la generación máxima de CH₄ en los pozos de visita se da durante los meses de verano, y esta va aumentando conforme se avanza en la línea de conducción (600 metros de longitud).

Además, un estudio en Melbourne, Australia, reveló que casi la mitad de los 14 pozos de visita de una línea de alcantarillado a gravedad (GWRC, 2011) contenían concentraciones de CH₄ de hasta 50,000 ppmv; que equivalen al límite explosivo inferior de metano (LEI). Otro estudio de campo en los EE. UU, también encontró una gran cantidad de lugares donde las concentraciones en pozos de visita excedían el LEI (Phillips et al., 2013). Además del problema de la emisión directa de GEI, el metano en altas concentraciones plantea un grave problema de seguridad en las alcantarillas.

Cuadro 6. Concentraciones de metano gaseoso dentro de alcantarillados de acuerdo con diversos estudios. Modificado de Liu, 2015.

Alcantarillado	Longitud (m)	Diámetro (m)	A/V (m ² /m ³)	CH ₄ ppmv (mín-máx)	Emisión (kg CH ₄ /día)	Temperatura media °C	Comentarios	Referencia
Gravedad	1000	1	-----	17,183 (13,500-23,000)	-----	-----	Temporada de secas (Tailandia)	Chaosakul et al., 2014
Gravedad	1000	1	-----	7,164 (65-19 000)	-----	-----	Temporada de lluvia (Tailandia)	Chaosakul et al., 2014
Gravedad	-----	-----	-----	(1,500-50,000)	-----	-----	Pozos de visita que reciben agua industrial (Australia)	GWRC, 2011.
Presión	5310	0.406	9.9	600 (500-900)	7.44	-----	Medido en la descarga del pozo de visita (EE.UU)	Shah et al., 2011.
Presión	1300	0.300	13.3	10,000 (2,500-45,000)	-----	-----	Medido en la descarga del pozo de visita (Australia)	GWRC, 2011.
Estación de Bombeo	-----	-----	-----	116 (65-275)	1.18	-----		Shah et al., 2011.
Estación de Bombeo	-----	-----	-----	-----	1.13-11.68	-----	Medido en la descarga de 65 estaciones de bombeo (EE.UU)	GWRC, 2011.
Estación de Bombeo	-----	-----	-----	(2.79-490.15)	-----	29.2	Verano. Ciudad de Calafell (España).	Eijo-Río et al, 2015.
Estación de Bombeo	-----	-----	-----	(15.5-138.8)	-----	16	Invierno. Ciudad de Calafell (España).	Eijo-Río et al, 2015.
Estación de Bombeo	6000	-----	-----	9,000 (7,000-12,000)	-----		Perth A (Western Australia)	Liu et al., 2014.
Gravedad (Pozo de visita)	-----	-----	-----	0.021 mg/L	-----	14	Oxie2, Malmö, Suecia (2013)	Mårtensson P. y Isgren M., 2013.
Gravedad (Pozo de visita)	-----	-----	-----	0.021 mg/L	-----	14	Skånemejerier2, Malmö, Suecia (2013)	Mårtensson P. y Isgren M., 2013.
Gravedad (Pozo de visita)	-----	-----	-----	0.009 mg/L	-----	14	Turning Torso, Malmö, Suecia (2013)	Mårtensson P. y Isgren M., 2013.

4.6. Estado del arte: metano disuelto en el agua residual de alcantarillas

En una tubería presurizada de Australia, se midieron concentraciones de metano disuelto de entre 4.4 y 6.1 mg/L al final de la tubería (Cuadro 7). Los TRH variaron de 3.1 a 4.6 horas, produciendo en promedio 1.1 kg/d de CH₄ para un gasto medio de 200 m³/d (GWRC, 2011).

Dos estudios sobre generación de metano disuelto en un colector a presión en Gold Coast, Australia, revelan concentraciones promedio de 15.3 mg/L (GWRC, 2011) y 5.2 mg/L Foley et al., (2009), durante las respectivas campañas de muestreo de 4 y 6 horas (desde la mañana con muestreo manual a cada hora). Las muestras de ambos estudios se tomaron al final del colector, cuya longitud es de 1100 metros. El gasto diario promedio para ambos estudios fue de 707 m³/d, lo que resultó en una producción diaria de 9.8 y 2.6 kg de CH₄/d, respectivamente. La diferencia de los resultados no pudo explicarse completamente por diferencias de los TRH (3.9 - 11.0 h para el muestreo del GWRC en 2011, y 1.5-7.3 h para el muestreo de Foley en 2009), ni por las pequeñas diferencias de temperatura (22.5 ° C y 23.5 ° C). De acuerdo con (Liu, 2015) se requiere una campaña de monitoreo continuo de largo plazo para proporcionar más información sobre la producción de metano en este sitio.

Chaosakul et al. (2014) midieron la concentración de metano disuelto en un alcantarillado a gravedad de 1 km de largo en Tailandia. Las concentraciones variaron de 8.0 a 13.7 mg/L durante el estiaje (TRH de 22-31.4 h) y de 0.1 a 11.4 mg/L en las lluvias (TRH de 0-12 h).

En Gold Coast, Australia, Guisasola et.al (2007), a través de mediciones de campo de dos tuberías a presión, concluye que la producción de CH₄ es significativa en los sistemas de alcantarillado y está correlacionada positivamente con el tiempo de retención hidráulica. La temperatura media de las aguas residuales fue 28.4° y 26.6° C, y en uno de los sitios se llegó a tener una concentración de 22 mg/L.

De acuerdo con el estudio realizado por Short et al. (2017); las alcantarillas a gravedad transportan aguas residuales con niveles moderados de CH₄ ($\approx 1 \text{ mg L}^{-1}$). Lo anterior se deriva de las mediciones de CH₄ en el influente de tres plantas de tratamiento en New South Wales,.

Cuadro 7. Concentraciones de metano disuelto en el agua residual de acuerdo con diversos estudios. Fuente: Liu, 2015

Alcantarillado	Longitud (m)	Diámetro (m)	Gasto diario (m ³ /d)	A/V (m ² /m ³)	TRH (h) Promedio (min-max)	Temperatura del agua residual (°C)	CH ₄ (mg/L) Promedio (min-max)	Gasto (m ³ /día)	Emisión de metano (kg CO ₂ e/m ³)	Referencias	
Tubería presión	a	828	0.150	200	26.7	2.5 (3.1–4.6)	27.7	5.3 (4.4–6.1)	1.1	0.18	(GWRC, 2011)
Tubería presión	a	1100	0.300	707	13.3	2.6 (3.9–11.0)	22.5	15.3 (11.0–33.0)	9.8	0.52	(GWRC, 2011)
Tubería presión	a	1100	0.300	707	13.3	2.6 (1.5–7.3)	23.5	5.2 (3.4–6.6)	2.6	0.18	(Foley et al., 2009)
Tubería presión	a	828	0.150	90	----- ---	-----	-----	22	-----	-----	(Guisasola et.al, 2007)
Tubería gravedad	a	1000	1.000	----- ---	----- ---	27.9 (22–31.4)	33.3	27.9 (22–31.4)	-----	-----	(Chaosakul et al., 2014)
Tubería gravedad	a	1000	1.000	----- ---	----- ---	7.8 (0–12)	30.2	7.8 (0–12)	-----	-----	(Chaosakul et al., 2014)
Estación de Bombeo planta A	de	-----	-----	133 (118-164)	----- ---	-----	-----	0.5 (0.22-1.1)	-----	New South Wales, Australia (Dec-11 to Aug-12)	Short et al, 2017.
Estación de Bombeo planta B	de	-----	-----	535 (421-807)	----- ---	-----	-----	0.83 (0.15-1.9)	-----	New South Wales, Australia (Dec-11 to Aug-12)	Short et al, 2017.
Estación de bombeo planta C	de	-----	-----	519 (307-921)	----- ---	-----	-----	0.53 (0.06-1.7)	-----	New South Wales, Australia (Dec-11 to Aug-12)	Short et al, 2017.
Gravedad (Pozo de visita)	de	-----	-----	-----	----- ---	-----	-----	0.223	-----	Oxie2, Malmö, Suecia (2013)	Isgren1 & Mårtensson (2013)
Gravedad (Pozo de visita)	de	-----	-----	-----	----- ---	-----	-----	0.150	-----	Skånemejerier2, Malmö, Suecia (2013)	Isgren & Mårtensson (2013)
Gravedad (Pozo de visita)	de	-----	-----	-----	----- ---	-----	-----	0.339	-----	Turning Torso, Malmö, Suecia (2013)	Isgren & Mårtensson (2013)

4.7. Métodos de medición de metano en fase líquida

Uno de los métodos más empleados para la medición de metano en las alcantarillas ha consistido en campañas de muestreo manual en intervalos regulares durante varias horas, seguido de un análisis en cromatógrafo (Guisasola et al., 2008, Shah et al., 2011). La cuantificación de metano en las alcantarillas requiere medir tanto el CH₄ disuelto en el agua como el presente en la atmósfera de la alcantarilla.

No obstante, que la mayoría de los estudios reportan mediciones que no se realizaron de forma continua, Liu (2015) menciona que se espera que las concentraciones de CH₄ en las fases líquida y gaseosa fluctúen a lo largo del tiempo. Por lo tanto, es importante el monitoreo continuo de las fases de CH₄ durante periodos largos para tener cuantificaciones más precisas y una mejor comprensión sobre la producción y emisión de CH₄ de las alcantarillas. Sin embargo, la dinámica de la concentración de CH₄ en las alcantarillas es muy difícil de conocer con los actuales métodos de muestreo manual. Esto impone una limitación para la cuantificación precisa de la emisión de CH₄.

4.7.1. Muestreo en tuberías a gravedad

La toma de muestras en un sistema de alcantarillado a gravedad generalmente se realiza en los pozos de visita. El procedimiento empleado por Mårtensson e Isgren (2013) para medir la concentración de metano disuelto en el agua residual se describe a continuación. Este abarca, desde la toma de la muestra en el pozo de visita, hasta su procesamiento en el laboratorio.

El muestreo de aguas residuales se realizó con botellas de 100 ml. En cada pozo, para la toma de muestras se bajó al interior del mismo y se llenaron dos botellas (Figura 14), una se usó para llenar en el sitio de muestreo tubos de vacío Labco® de 7 o 10 ml con 4 o 6 ml con aguas residuales, y la otra botella se almacenó refrigerada para analizarla posteriormente en el laboratorio. Los tubos de vacío Labco® fueron los mejores para el muestreo, ya que no contenían ningún compuesto de fondo. Los tubos vacíos llenados en campo se analizaron de la misma manera que los manipulados en el laboratorio.



Figura 14. Muestreo en un pozo de inspección en Segevång, Malmö. Fuente: Mårtensson e Isgren, 2013.

Otras consideraciones para la toma de muestra fueron: llenar a tope las botellas para evitar cualquier contacto con el oxígeno durante su transporte; su llenado se realizó a una profundidad media del tirante para tener un valor medio; durante el transporte, las muestras se mantuvieron en refrigeración dentro de una hielera para evitar cualquier otra producción de metano (Figura 15).



Figura 15. Las muestras se mantuvieron refrigeradas durante el día hasta que se analizaron en el laboratorio. Fuente: Mårtensson e Isgren, 2013.

El análisis de laboratorio consistió en lo siguiente:

- Liberar el vacío del tubo pinchando con una aguja la tapa de plástico (Figura 16).
- Pasar la muestra de la botella a los tubos de vacío a través del filtro (0.22 μm), empleando una jeringa de plástico (previamente enjuagada con el agua residual de la muestra).

- Agitar los tubos de 10 ml durante 30 segundos y dejar reposar una hora para alcanzar el equilibrio.
- Tomar una muestra de 0.2 ml de la fase gaseosa del tubo de 10 ml con una jeringa Hamilton®, justo sobre la superficie del agua residual e ingresarla al cromatógrafo de gases (Agilent 6850 equipado con detector de ionización de flama y columna HP-1 (19091Z-413E) 30 m+0.32 mm+ 0.25 μ m).

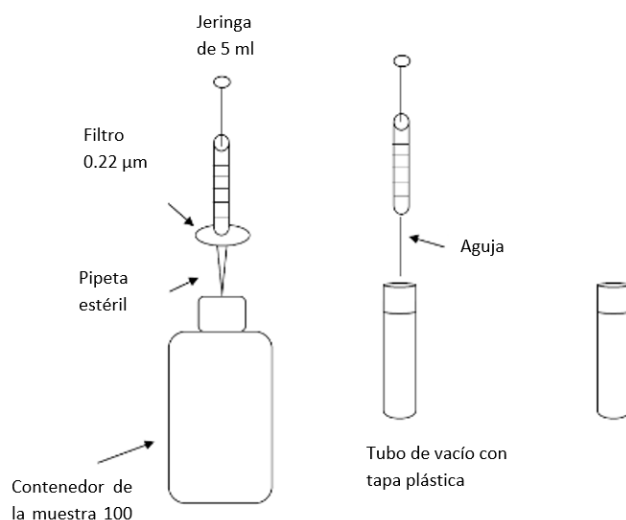


Figura 16. Procedimiento para pasar la muestra de agua residual de las botellas de muestreo a los tubos de vacío. Fuente: Mårtensson e Isgren, 2013.

4.7.2. Muestreo en tuberías a presión

El muestreo de CH₄ disuelto en el alcantarillado a presión, se hace generalmente utilizando un tubo pequeño y flexible conectado a un grifo de muestreo de la tubería subterránea. Las muestras se toman de la tubería utilizando una aguja hipodérmica y una jeringa de plástico (Figura 17). Este procedimiento evita la exposición del agua residual a la atmósfera, y evita cualquier contaminación por oxígeno (Foley et al., 2009). Las muestras a continuación se introducen en tubos de vacío Exetainer® (Labco, Wycombe, UK) o en botellas serológicas (Daelman et al., 2012). El contenido del tubo o botella se mantiene mezclado durante la noche para permitir que se produzca el equilibrio gas-líquido, y luego se toman muestras de gas para medir el CH₄ por cromatografía. Las concentraciones de CH₄ disuelto en la muestra líquida se calculan usando la Ley de Henry y el balance de masa.



Figura 17. Muestreo manual de agua residual en una tubería a presión. Fuente: Foley et al. (2009).

4.8. Métodos de medición en fase gaseosa

Se requieren arreglos particulares para medir la concentración de CH_4 en fase gas. El gas se puede muestrear en un punto de ventilación (Shah et al., 2011) utilizando bolsas de gas (Tedlar®) o tubos de vacío Exetainer®. Las muestras de gas capturadas se analizan para detectar CH_4 , usando un cromatógrafo de gases equipado con un detector de ionización de flama (FID), (Liu, 2015).

En la actualidad existen equipos que miden de manera automática y continua la concentración de metano como el caso de los analizadores portátiles para biogás: GEM5000 y Multitec 560 (Figura 18). Los métodos de detección más empleados son espectroscopía infrarroja (IR), espectrometría fotoacústica, espectrometría de Raman y semiconductores óxidos metálicos (Lawrence, 2006, Rothfuss et al., 1996).



Figura18. A la izquierda medidor GEM5000, a la derecha analizador portátil de biogás Multitec 560.

4.8.1. Detección fotoacústica

Se basa en el efecto fotoacústico por el cual la energía de una fuente de radiación se convierte primero en sonido y luego en una señal eléctrica; se trata de una tecnología en desarrollo para la medición del metano y hay pocos productos en el mercado (Rothfuss et al., 1996).

4.8.2. Espectroscopía Raman

La espectroscopía Raman se basa en el principio de que cuando una molécula exhibe rotación o vibración, una parte de la luz se dispersará encontrándose un desplazamiento de frecuencia Raman. El cambio característico para el estado de rotación y vibración hace que la espectroscopía Raman sea un método con alta especificidad y rapidez de análisis (Prien, 2007).

4.8.3. Semiconductores de óxidos metálicos

Los semiconductores variarán en conductancia o resistencia en respuesta a la presencia de diferentes gases. La principal limitación es que un semiconductor puede responder a cualquier gas que puede ser oxidado y por lo tanto no es específico para un gas en particular (Lawrence, 2006).

4.8.4. Espectroscopía IR

La espectroscopía IR es una tecnología madura que se ha aplicado en la detección de metano durante años. Se basa en el principio de medir una línea de absorción única para el gas detectado, con sensibilidad y selectividad significativas (Lawrence, 2006). Aunque los alcanos como el propano, el pentano, el butano y el hexano pueden interferir con la medición de CH₄ mediante espectroscopía IR, no se espera que estos hidrocarburos existan en las alcantarillas en cantidades significativas, a menos que se descarguen directamente (GWRC, 2011).

4.9. Medición de la velocidad de salida de los gases

Dado que no se encontró una metodología específica para la medición del flujo de gases en pozos de visita de las alcantarillas a gravedad, se optó por proponer una metodología que retoma algunos de los aspectos metodológicos de ECOPETROL (2014); a su vez esta metodología se basó en procedimientos realizados por la EPA para la detección de fugas de gas metano, en sitios donde se produce, refina o transporta petróleo y/o gas natural. El flujo volumétrico de los gases que salen de la

alcantarilla se puede medir a partir del área de salida de los gases y la velocidad del flujo de salida. Según las lecciones aprendidas del programa GasSTAR de la U.S. EPA (2003), hay varios instrumentos de medición que se usan con frecuencia como: Anemómetro de Aspas, Anemómetro de Hilo Caliente, Rotámetros y Medidores de Flujo y Tubo Pitot tipo S.

4.9.1. Anemómetro térmico

Se mide el coeficiente de transferencia de calor por convección, el cual depende de la velocidad del viento. Son instrumentos con sensor de hilo caliente para medir velocidades de aire y caudales volumétricos, en velocidades desde 0.1 m/s (Kassar, 2009). Este tipo de anemómetros (Figura 19) se utilizan especialmente en cabinas de flujo laminar, control en salas blancas, quirófanos, y también en aplicación en conductos de refrigeración y aire acondicionado. Algunos modelos permiten además guardar los datos en memoria y la lectura automática a intervalos seleccionables (HERTER INSTRUMENTS®).



Figura 19. Anemómetro térmico. Fuente: HERTER INSTRUMENTS®.

5. METODOLOGÍA

El proceso metodológico partió de la recopilación documental, que permitiese determinar las técnicas de muestreo y análisis a emplear (Figura 20). En los muestreos se midieron: velocidad de los gases de salida en las alcantarillas, velocidad del agua residual, parámetros de calidad de agua, concentraciones de metano disuelto y en fase gas.

En cuanto a las mediciones de metano, de acuerdo al capítulo anterior, existen diversas técnicas para el muestreo y análisis tanto del metano disuelto en las aguas residuales, como del presente en la atmósfera del alcantarillado. Sin embargo, debido a la reciente incursión de la investigación en el campo, aún no hay técnicas estandarizadas para el muestreo y análisis del metano disuelto y en fase gas. Cabe señalar que, aunque existe una técnica de la EPA para determinar la presencia de metano, etano y etileno disueltos en agua, esta se utiliza para analizar el agua de mantos freáticos (U.S. EPA, 1998).

A lo largo del presente estudio se probaron y adecuaron algunas de las técnicas citadas en los estudios sobre generación de metano en sistemas de alcantarillado; sin embargo, algunas se descartaron por que ciertos materiales empleados para el muestreo contenían concentraciones de fondo que interferían con las mediciones reales (Anexo II).

Aunque el principal objetivo del estudio fue medir la generación de metano en los sistemas de alcantarillado a gravedad. Adicionalmente se midieron parámetros de calidad del agua como DBO, DQO, oxígeno disuelto, pH, temperatura, nitritos, nitratos y sulfatos, ya que se ha encontrado que la DQO, el pH y la temperatura son determinantes en la generación de metano (Foley et al., 2009, Guisasola et al., 2008).

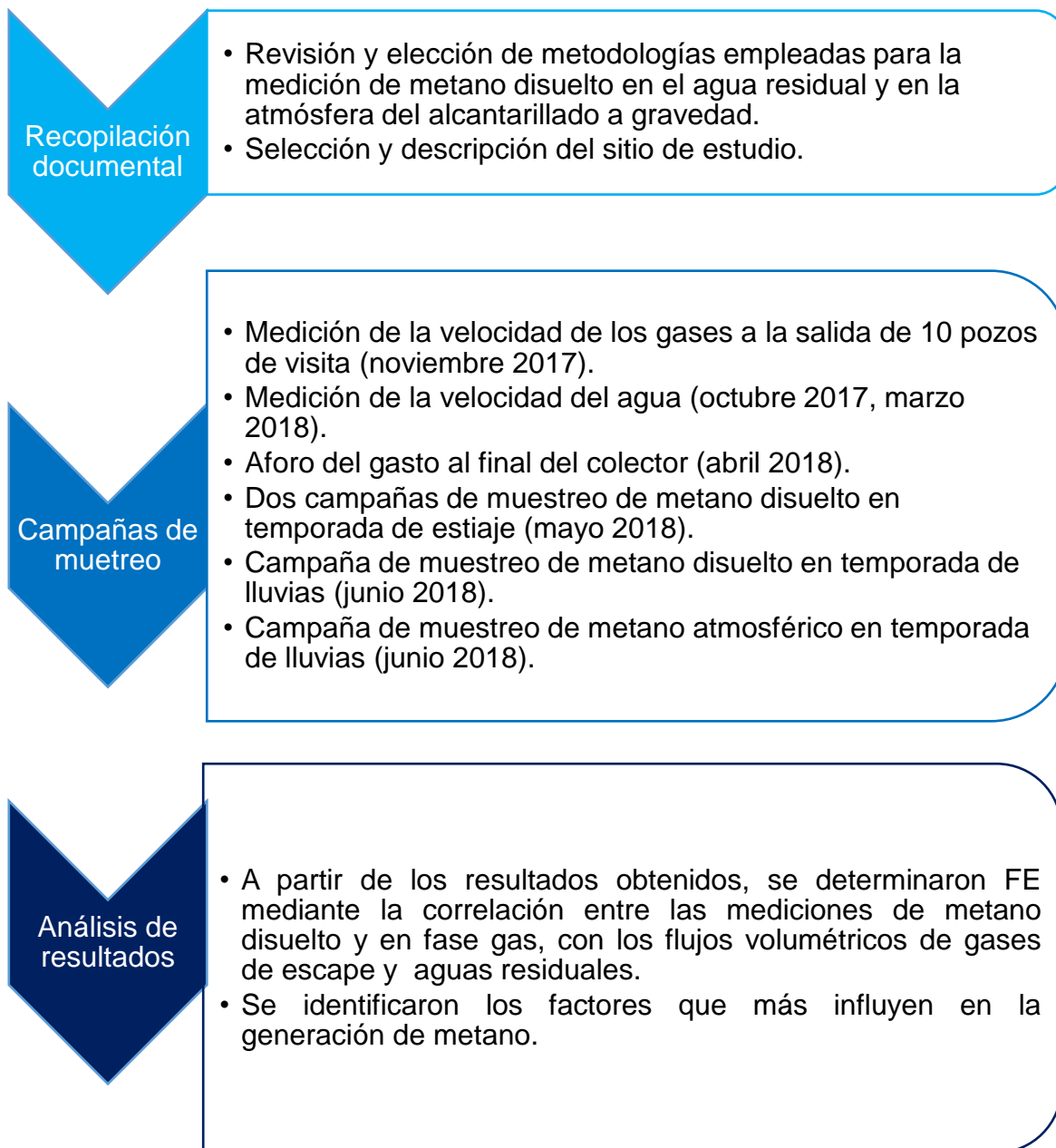


Figura 20. Diagrama de proceso metodológico.

5.1. Selección del sitio de muestreo

Se eligió para el estudio el alcantarillado sanitario de la zona sur de Ciudad Universitaria (CU), este es un alcantarillado combinado; por lo tanto, hay ingreso de agua pluvial de techos, pasillos, y patios de edificios. También, tiene la ventaja de contar con variaciones importantes en su pendiente, que son relevantes en la generación de metano. Estas características son similares a las que se presentan en una red de alcantarillado tipo urbano y a gravedad. Otros criterios tomados en cuenta para la selección fueron:

- El alcantarillado de CU en la zona de estudio solo transporta aguas residuales de tipo doméstico. Para fines de la investigación es necesario que las características biológicas, químicas y físicas del agua residual se asemejen a las presentes en los alcantarillados en la Ciudad de México (CDMX).
- Se dispone del plano utilizado para la construcción, por lo que fue posible obtener las características geométricas, como la pendiente del drenaje, que permiten analizar en el colector las variaciones de velocidad del agua residual (velocidades lentas y rápidas).
- Por cuestiones de seguridad del tesista para la toma de muestras y medición de caudales, entre otras características, la ubicación del colector es idónea, ya que se encuentra en las orillas de avenidas y calles por donde transitan los vehículos.

5.1.1. Descripción del sistema alcantarillado

Ciudad Universitaria se encuentra en el surponiente de la delegación Coyoacán en la CDMX, tiene una superficie de 755 ha. El área ecológica de CU constituye un área de captación y recarga de acuíferos importante, conserva parte de la flora y fauna nativa de los pedregales. El resto de Ciudad Universitaria tiene grandes espacios abiertos. Alrededor de 220 hectáreas se encuentran catalogadas como áreas de conservación patrimonial en el programa de desarrollo urbano de la delegación de Coyoacán, comprende el Campus Universitario de la UNAM y Estadio Olímpico México 68.

La red de alcantarillado estudiada se encuentra en la zona sur de Ciudad Universitaria (Figura 21) y está constituida por un conjunto de tuberías por las que son conducidas las aguas negras captadas. El ingreso del agua a las tuberías es

paulatino a lo largo de la red, lo que da lugar a ampliaciones sucesivas de la sección de los conductos en la medida en que se incrementan los caudales.

La red de drenaje y alcantarillado de Ciudad Universitaria corresponde a un sistema combinado. La red inicia con la descarga a partir del paramento exterior de las edificaciones. El diámetro de las atarjeas generalmente es de 15 cm. Los colectores van recolectando las aportaciones de las atarjeas. El diámetro mínimo que se utiliza en la red de colectores de Ciudad Universitaria es de 30 cm a un máximo de 60 cm, y su diseño, en general, sigue la pendiente natural del terreno (PUMAGUA, 2008).

El colector estudiado se construyó para conducir las aguas residuales de la zona cultural e institutos de investigación en CU. El trazo inicia en el museo Universum (1), para posteriormente recibir las descargas de la Coordinación de Humanidades (2 y 3), el Instituto de Investigaciones Históricas (4), el Instituto de Investigaciones Jurídicas (5), el Instituto de Investigaciones Económicas (6 y 7), TV UNAM (8), el CUEC y la Fimoteca (9), para finalmente descargar en la PTAR de Ciencias Políticas (10) (Figura 21).

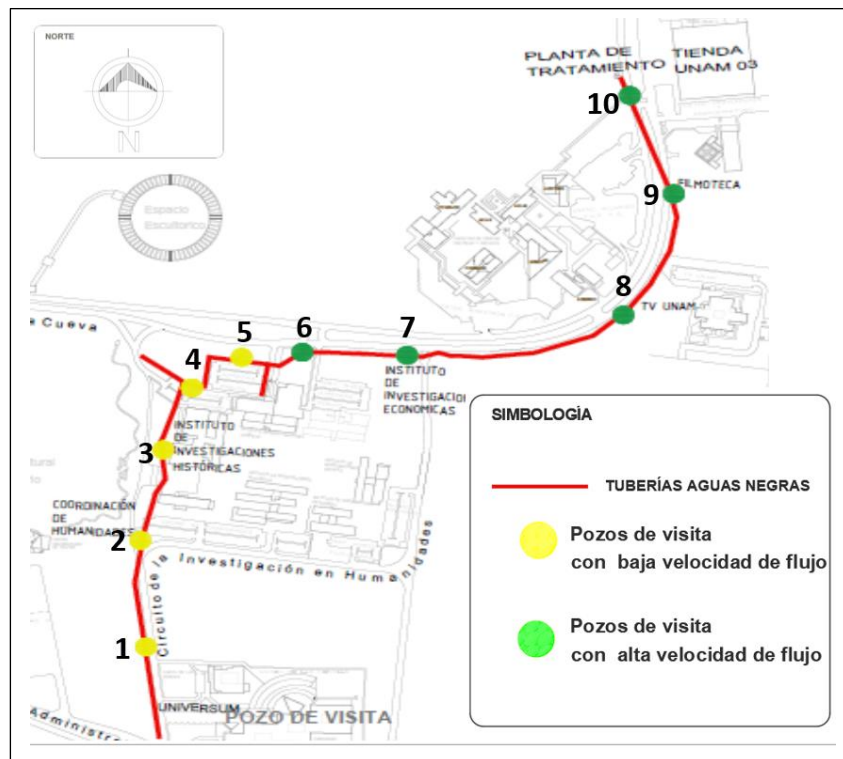


Figura 21. Ubicación del colector de Universum a PTAR de Ciencias Políticas.

En el Cuadro 8 se muestran algunas características geométricas del colector, como longitud y pendiente por tramos. Al inicio del colector (primeros 5 pozos de visita) se tienen las pendientes más pequeñas, con excepción del tramo 2-3, lo que se

traduce en velocidades bajas y poca aireación del agua residual, condiciones que favorecen la generación de metano. El segundo tramo del colector tiene condiciones que favorecen la degradación aerobia de la materia orgánica, debido a las grandes pendientes de la plantilla.

Cuadro 8. Características geométricas y velocidad del flujo en la red de alcantarillado de C.U.

Tramo	Longitud (m)	Pendiente media (m/m)	Velocidad media del agua residual medida(m/s)	Velocidad media del agua residual teórica (m/s)*
1-2	146	0.50%	0.27	
2-3	143.52	1.30%		
3-4	65	0.60%		
4-5	58	0.30%		
5-6	104.3	0.90%		
6-7	96.4	2.00%		0.692
7-8	362.95	3.40%		0.784
8-9	239.9	2.70%		0.763
9-10	200	0.90%		0.52
Total	1416.07			

* Calculada empleando la fórmula de Manning.

5.2. Campañas de muestreo

5.2.1. Metano disuelto

Durante el estudio se llevaron a cabo dos campañas (C1 y C2) de muestreo en época de estiaje (mayo), y una campaña (C3) de la época de lluvias (junio) del colector principal que va del Universum a la PTAR de Ciencias Políticas. En las campañas C1 y C2 (Cuadro 18) se tomaron muestras por duplicado en tres pozos de visita (A, B y C), durante la mañana (entre 9:05 a.m. y 10:45 a.m.), tarde (entre 1:40 p.m. y 2:48 p.m.) y noche (entre 6:30 p.m. y 7:30 p.m.). Para el caso de las muestras de la campaña C3 (Cuadro 19), también se realizaron duplicados en la mañana (entre 9:30 a.m. y 10:00 a.m.), tarde (entre 2:00 p.m. y 2:30 p.m.) y noche (entre 6:00 p.m. y 6:30 p.m.); sin embargo, solo se muestrearon dos pozos de visita (A y C). Los pozos de visita muestreados se pueden identificar en la Figura 22.

Adicionalmente en la campaña C1, se tomaron muestras por duplicado del pozo de visita (D) perteneciente a la atarjea que recolecta el agua de la Facultad de Ciencias Políticas y descarga directamente en la PTAR; las muestras se tomaron por la mañana (11:21 a.m.) y tarde (3:25 p.m.). Para este mismo pozo (D) en la campaña C2 se tomaron muestras en la mañana (10:00 a.m.) y tarde (3:20p.m.).

De la atarjea que conecta directamente la descarga de la Tienda UNAM y la PTAR Ciencias Políticas, se tomaron muestras por duplicado del pozo de visita (E) en la

campana C2 por la mañana (10:30 a.m.) y tarde (3:32p.m.). La muestra se tomó directamente en la descarga del cárcamo de bombeo de la PTAR.

Los criterios para la selección de los pozos de visita se basaron en la velocidad del agua residual, y en la localización de los pozos de visita en el colector y las atarjeas. Por este motivo los sitios seleccionados se encuentran al inicio (velocidad 0.15 m/s), en medio (velocidad 0.41 m/s) y al final del colector (velocidad 0.76 m/s) como se muestra en la Figura 22.

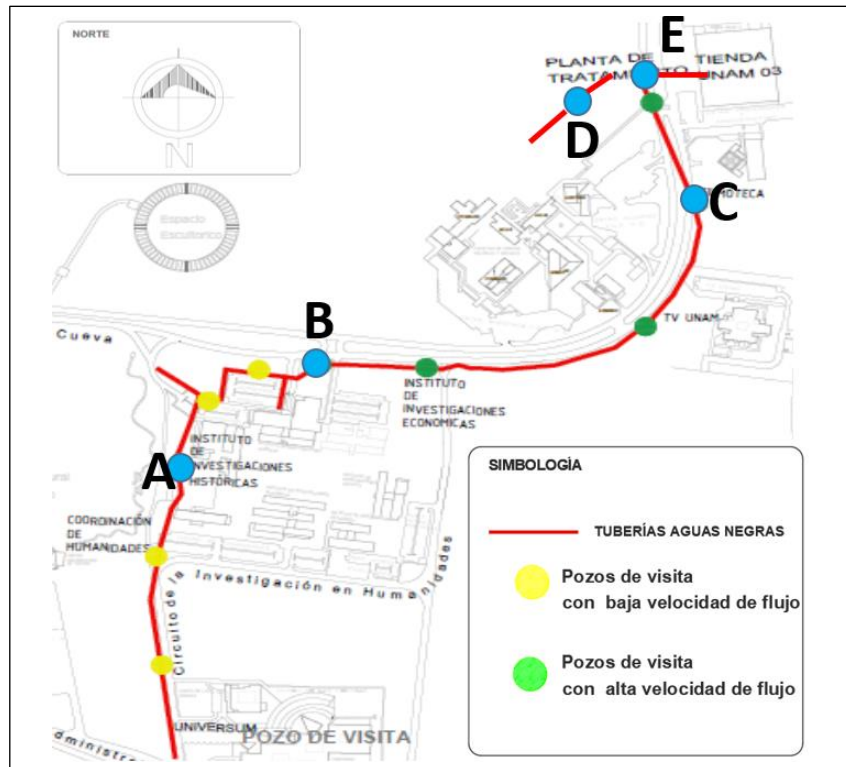


Figura 22. Puntos de muestreo de metano disuelto.

La descripción detallada de los puntos de muestreo como su ubicación y los criterios de selección (velocidad del agua residual y el TRH) se resumen en el Cuadro 9.

Cuadro 9. Localización y características de los puntos de muestreo de metano disuelto.

Punto de muestreo	Lugar de muestreo	Colector/ Atarjea	Latitud	Longitud	Campaña	Muestreo por la mañana	Muestreo por la tarde	Muestreo por la noche	Comentarios
A	Pozo de visita	Colector Universum-PTAR de Ciencias Políticas.	19°18'56.48"N	99°10'56.04"O	C1, C2 y C3	Si	Si	Si	- Velocidad promedio del agua residual*= 0.15 m/s. - TRH bajos.
B	Pozo de visita	Colector Universum-PTAR de Ciencias Políticas.	19°19'0.39"N	99°10'49.93"O	C1 y C2	Si	Si	Si	- Velocidad promedio del agua residual*= 0.41 m/s. - TRH medios
C	Pozo de visita	Colector Universum-PTAR de Ciencias Políticas.	19°19'10.39"N	99°10'33.22"O	C1, C2 y C3	Si	Si	Si	- Velocidad promedio del agua residual**= 0.76 m/s. - TRH altos.
D	Pozo de visita	Atarjea Ciencias Políticas-PTAR de Ciencias Políticas.	19°19'13.43"N	99°10'35.67"O	C1 y C2	Si	Si	No	- TRH bajos
E	Cárcamo de bombeo	Atarjea Ciencias Políticas-PTAR de Ciencias Políticas.	19°19'14.84"N	99°10'35.78"O	C2	Si	Si	No	- TRH bajos

* Medida en sitio

**Velocidad teórica calculada con la fórmula de Manning

5.2.2. Metano atmosférico

Para medir el metano atmosférico del interior de los pozos de visita (A, B y C) se realizó una campaña de muestreo (C4) sin influencia de lluvia el 21 de junio. Se tomaron muestras por duplicado de los pozos A y C durante la mañana (9:00 a.m. y 9:30 a.m. respectivamente), tarde (2:00 p.m. y 2:30 p.m. respectivamente) y noche (6:00 p.m. y 6:30 p.m. respectivamente); y para el pozo B solo se tomó una muestra a las 9:15 a.m., 2:15 p.m. y 6:15 p.m.

La selección de los puntos de muestreo se basó en los mismos criterios utilizados para los análisis de metano disuelto; su ubicación y nomenclatura corresponden con los puntos de la Figura 22, en el Cuadro 10 se resume su localización y características.

Cuadro 10. Localización y características de los puntos de muestreo de metano en fase gas.

Punto de muestreo	Lugar de muestreo	Campaña	Muestreo por la mañana	Muestreo por la tarde	Muestreo por la noche	Comentarios
A	Pozo de visita	C4	Si	Si	Si	- Velocidad promedio del agua residual*= 0.15 m/s. - TRH bajos.
B	Pozo de visita	C4	Si***	Si***	Si***	- Velocidad promedio del agua residual*= 0.41 m/s. - TRH medios
C	Pozo de visita	C4	Si	Si	Si	- Velocidad promedio del agua residual**= 0.76 m/s. - TRH altos.

* Medida en sitio

**Velocidad teórica calculada con la fórmula de Manning

*** Solo se tomó una muestra

5.2.3. Flujo volumétrico de los gases de salida de la alcantarilla

Se midió la velocidad de salida de los gases en algunos pozos de visita del colector durante los días 15, 16 y 17 de noviembre de 2017. Se muestrearon 10 pozos de visita (Figura 23), de los cuales 5 fueron seleccionados por mantener velocidades bajas del agua residual (0.15-0.41 m/s), y el resto velocidades altas (0.76 m/s). Las mediciones en cada pozo de visita fueron horarias, de las 9:00 a.m. a las 5:00 p.m. También se midió el área de ventilación en cada uno de los pozos de visita, cuyas coordenadas se muestran en el Cuadro 11.

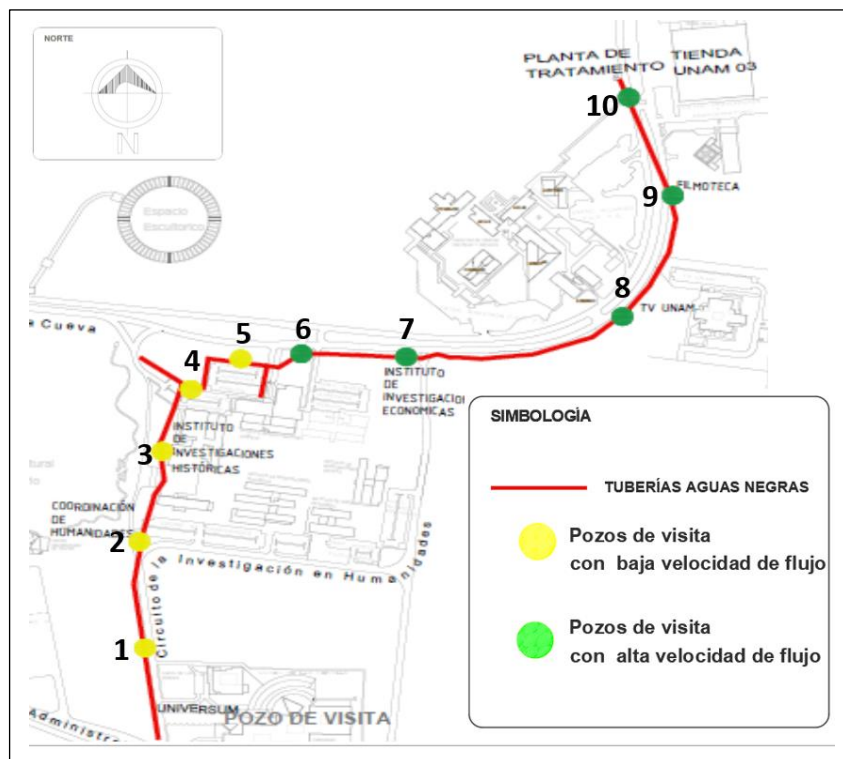


Figura 23. Ubicación de los sitios de muestreo de los flujos volumétricos. Fuente: UNAM, Secretaría Administrativa, 2008.

Cuadro 11. Localización de pozos de visita: medición de velocidad de los gases de salida.

Número de sitio	Latitud	Longitud
1	19°18'46.53"N	99°10'55.89"O
2	19°18'51.63"N	99°10'56.37"O
3	19°18'56.48"N	99°10'56.04"O
4	19°18'59.04"N	99°10'54.70"O
5	19°19'0.52"N	99°10'53.46"O
6	19°19'0.39"N	99°10'49.93"O
7	19°19'0.34"N	99°10'46.48"O
8	19°19'2.87"N	99°10'34.76"O
9	19°19'10.39"N	99°10'33.22"O
10	19°19'14.74"N	99°10'34.89"O

5.2.4. Caudal de aguas residuales en el colector

La medición del caudal de aguas residuales se realizó en el pozo de visita C del colector Universum-PTAR de Ciencias Políticas (Figura 22), que se ubica frente a la Filmoteca. Se seleccionó este pozo debido a que por éste fluye la totalidad del caudal que recibe el colector, y, se presenta una caída libre del agua residual que permite un correcto aforo con la cubeta. Los aforos se hicieron cada 5 minutos el día 25 de abril de 2018, de las 8:00 am a las 7:00 pm.

5.3. Equipos y materiales

Para medir la concentración de metano disuelto se empleó lo siguiente:

- Botellas serológicas de vidrio de 160 y 140 ml para la colecta del agua residual.
- Cloruro de sodio (NaCl) de grado analítico, cuyas funciones son inhibir la actividad biológica y sobresaturar el líquido para aumentar la desorción del metano disuelto.
- Jeringas de plástico de 20 ml de capacidad para tomar la muestra.
- Cromatógrafo de gases SRI con columna de acero inoxidable diámetro 1/16 pulgadas y 3 metros de longitud, empacada con Porapak Q detector de ionización de flama (FID) para la medición de CH₄.

Cuadro 12. Equipo y material para medición de metano disuelto.

Equipos y materiales	Propósito	Modelo	
Jeringas desechables de plástico (20 ml)	Muestreo de agua residual		
Botellas de vidrio (160 ml y 140 ml)	Muestreo de agua residual		
Cloruro de sodio (NaCl) de grado analítico	Muestreo de agua residual		
Cromatógrafo de gases con detector de ionización de flama	Análisis de metano disuelto	SRI Technologies	

El muestreo y análisis de la fase gaseosa del CH₄ requirió lo siguiente:

- Jeringas de plástico de 20 ml para la toma de muestra.
- Botellas de vidrio de 160 y 140 ml para la muestra de atmósfera de la alcantarilla.
- Equipo para la extracción de la muestra atmosférica de la alcantarilla. Consiste en un contenedor de vidrio con dos válvulas y un tapón de plástico para la toma de muestra.
- Cromatógrafo de gases SRI con columna de acero inoxidable diámetro 1/16 pulgadas y 3 metros de longitud, empacada con Porapak Q detector de ionización de flama (FID) para la medición de CH₄.

Cuadro 13. Equipo y material para medición de metano atmosférico.

Equipos y materiales	Propósito	Modelo	
Jeringas desechables de plástico (20 ml)	Muestreo de la atmosfera		
Botellas de vidrio (160 ml y 140 ml)	Muestreo de la atmosfera		
Equipo para la extracción de la muestra atmosférica.	Muestreo de la atmosfera		
Cromatógrafo de gases con detector de ionización de flama	Análisis de metano gaseoso	SRI Technologies	

Otros equipos empleados fueron:

- Para la medición de la velocidad se empleó un anemómetro de hilo caliente, ya que este tipo es el más indicado para la medición en venteos, líneas abiertas, y flujos en tubos cerrados con sección transversal conocida.
- Los parámetros de calidad del agua que se midieron en sitio fueron pH, conductividad, temperatura y SDT; se midieron con el multiparamétrico portátil OAKTON, modelo PC 450.
- Con el oxímetro portátil de HANNA (modelo HI9146) se midió el oxígeno disuelto del agua residual en el sito de muestreo.

Cuadro 14. Equipo y material para medición de velocidad de gases y calidad del agua.

Equipos y materiales	Propósito	Modelo	
Anemómetro térmico	Medir la velocidad de salida de los gases	Marca: OUTEST Modelo: GM8903 Velocidad de flujo: 0-30 m/s Resolución: 0.001 m/s Precisión: +-2%; Temperatura de operación: 0-45° C	
Multiparamétrico portátil	Medir parámetros de calidad del agua	Marca: OAKTON Modelo: PC 450 pH Rango: -2.00 to 16.00 mV Rango: +/- 2000 Conductividad Rango: 0 to 200 mS SDT Rango: 0 to 200 ppt Temperatura Rango: -10 to 110 °C.	
Medidor de oxígeno disuelto.	Medir parámetros de calidad del agua	Marca: Hanna Instruments Modelo: HI9146 Intervalo: 0.00 a 45.00 ppm (mg/L); Resolución de OD 0.01 ppm (mg/L); 0.1% de saturación Exactitud de OD ± 1.5% E.C. o ± un dígito, lo que sea mayor	

5.4. Medición de metano disuelto

El método empleado para el muestreo y medición de metano disuelto es una combinación de las técnicas utilizadas por F. Gal'chenko et al. (2004) y Daelman et al. (2012). El procedimiento consta de los siguientes pasos:

1. Se agregan 20 g de cloruro de sodio a la botella serológica de 160 o 140 ml, y se tapa con un tapón de plástico; después, en la boquilla se coloca un aro metálico para evitar fugas de gas o líquido (Figura 24).

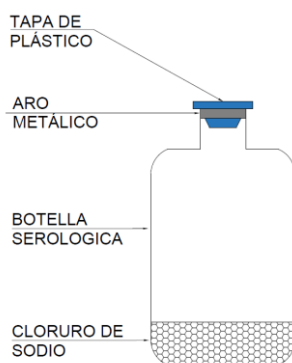


Figura 24. Botella para muestreo de CH₄ disuelto.

2. Extraer de la botella sellada 40 ml de aire con una jeringa. Este volumen será el mismo del líquido a introducir (Figura 25).

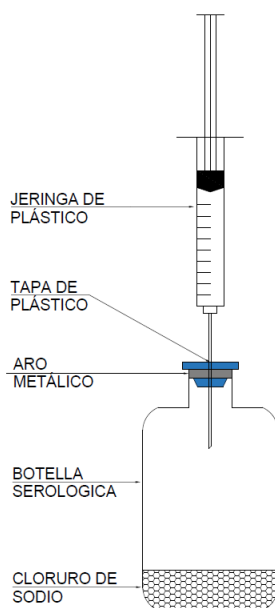


Figura 25. Succión de aire de la botella.

3. Extraer la muestra de agua residual del pozo de visita con un recipiente (Figura 26).

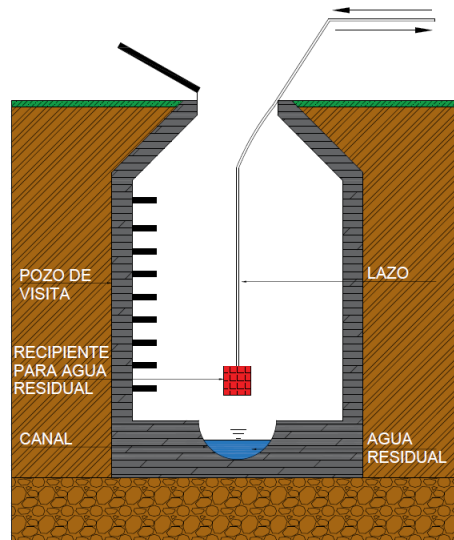


Figura 26. Toma de muestra de agua residual en pozo de visita a gravedad.

4. En el sitio del muestreo, con la jeringa de plástico, tomar 40 ml de muestra del efluente recolectado en el recipiente evitando generar alguna turbulencia e inyectarlo dentro de la botella serológica (140 o 160 ml) (Figura 27). Etiquetar el frasco con datos de sitio, fecha y hora del muestreo.

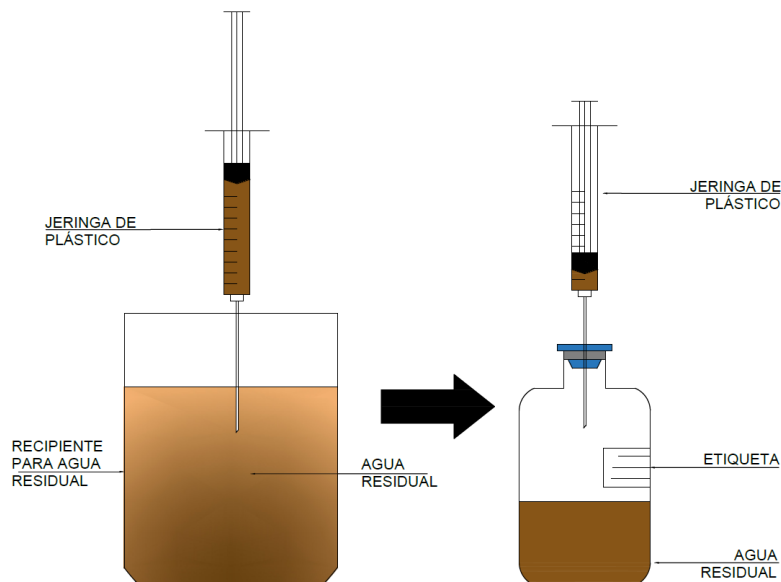


Figura 27. Llenado de la botella serológica con el agua residual.

5. Previo al análisis de la muestra, ponerla en una incubadora a 21 °C por un tiempo de 20 minutos. Al finalizar este tiempo, se agita vigorosamente durante 10 segundos.

6. Extraer 0.5 mililitros de la fase gaseosa de la botella serológica con una jeringa Hamilton® e inyectarla al cromatógrafo de gases (Figura 28).

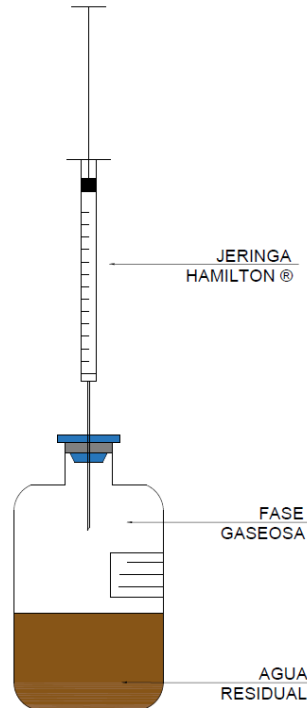


Figura 28. Toma de muestra con la jeringa Hamilton®.

5.4.1. Cálculo de la concentración

La determinación de metano disuelto requiere emplear la Ley Henry y balances de masa. El primer paso es corregir la constante de la Ley de Henry para metano a la temperatura del laboratorio, para esto se emplea:

$$Ec. 12 \dots \dots \dots H_T^{CH_4} = 10^{\left(\frac{-675.74}{T(K)} + 6.88\right)}$$

La concentración de metano disuelto se calcula a partir de la concentración conocida de metano en fase gaseosa después del equilibrio, para ello se utiliza la siguiente ecuación:

$$Ec. 13 \dots \dots \dots CH_4 \text{ dis} = \left(\frac{V_g}{V_l RT} + \frac{M^W}{H_T^{CH_4} - P * y^{CH_4}} \right) * P * M_{CH_4} * y^{CH_4}$$

Donde:

CH_{4dis} = Concentración de metano disuelto (g/L)

V_g = Volumen de la fase gaseosa (L)

V_l = Volumen de la fase líquida (L)

M^W = Molaridad del agua pura = 55 (mol/L)

P = Presión atmosférica (CDMX) = 0.771 (atm)

M_{CH_4} = Masa molecular del metano = 16 (g/mol)

y^{CH_4} = Fracción molar del metano en el gas

R = Constante de los gases ideales = $0.082057 \left(\frac{atm \cdot L}{mol \cdot K} \right)$

T = Temperatura ambiente (K)

La carga total de metano disuelto en el sistema de alcantarillado puede estimarse empleando la siguiente expresión:

$$Ec. 14 \dots \dots C_{CH_4 dis} = CH_{4dis} * Q_{agua}$$

Donde:

$C_{CH_4 dis}$ = Carga de metano disuelto en el agua residual (kg CH_4 / día)

CH_{4dis} = Concentración de metano disuelto (kg/m³)

Q_{agua} = Gasto de agua residual (m³/día)

Para conocer el equivalente de la carga de metano disuelto como CO_{2eq} , se utiliza:

$$Ec. 15 \dots \dots CO_{2eq} = GWP_{CH_4} * C_{CH_4 dis}$$

CO_{2eq} = Carga de metano disuelto en kilogramos de CO_{2eq} (kg CO_{2eq} /día)

GWP_{CH_4} = Potencial de calentamiento global del metano, 25 (kg CO_{2eq} /kg CH_4)

$C_{CH_4 dis}$ = Carga de metano disuelto en el agua residual (kg CH_4 /día)

5.5. Medición de metano en fase gaseosa

Para la toma de muestra del aire en la alcantarilla se optó por diseñar una metodología específica. Lo anterior fue consecuencia de detectar interferencias en la concentración (ver Anexo II) al emplear tubos de vacío Vacutainer® (Mårtensson e Isgren, 2013). A continuación, se describe la metodología:

1. Cerrar la botella serológica de 160 o 140 ml con una tapa plástica, y colocar en la boquilla un aro metálico para asegurar hermeticidad. Enseguida, extraer lentamente un volumen de 40 ml de aire con una jeringa de plástico (Figura 29).

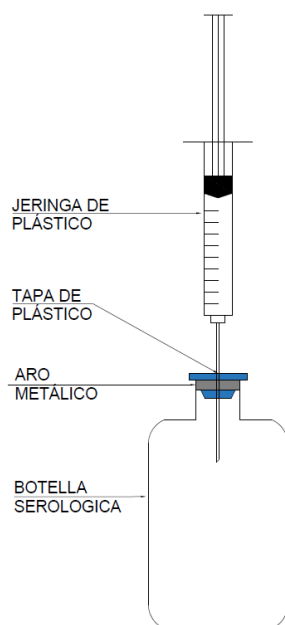


Figura 29. Extracción de aire de la botella serológica.

2. Extraer la muestra de aire del pozo de visita, succionando aire por medio de un dispositivo como el de la Figura 30. Como se ilustra, la toma de la muestra se realiza con una manguera de plástico, mientras la tapa del pozo de visita se encuentra cerrada. La manguera se introduce 10 cm por debajo del brocal y al centro. A continuación, se extrae todo el aire del sistema hasta purgar su atmósfera por medio de una jeringa de 40 ml. Al volumen succionado del sistema, se adicionó un volumen de 80 ml para asegurar que el sistema estuviese totalmente purgado antes de la toma de la muestra. El cálculo del volumen de purga se realizó utilizando la ecuación 16.

$$\text{Ecuación 16} \dots \dots \dots VTS = VM + VC + 80 \text{ ml}$$

VTS= Volumen Total de Succión (ml)

VM= Volumen de la manguera de plástico de 2m de longitud y diámetro de 0.01 m= 157 ml.

VC= Volumen del contenedor=100 ml

VTS= 337 ml

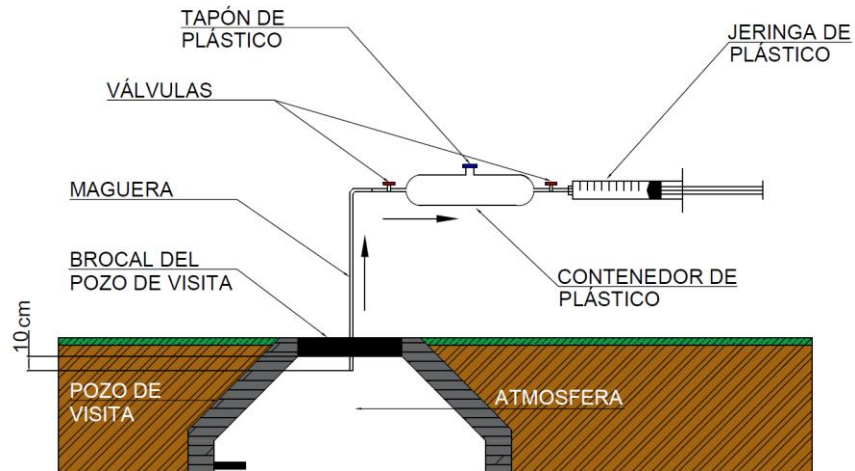


Figura 30. Sistema para la extracción de muestra de aire.

3. Una vez purgado el aire del sistema se cierran las válvulas del contenedor y se toman 40 ml de muestra, introduciendo la jeringa en el tapón de plástico (Figura 31).

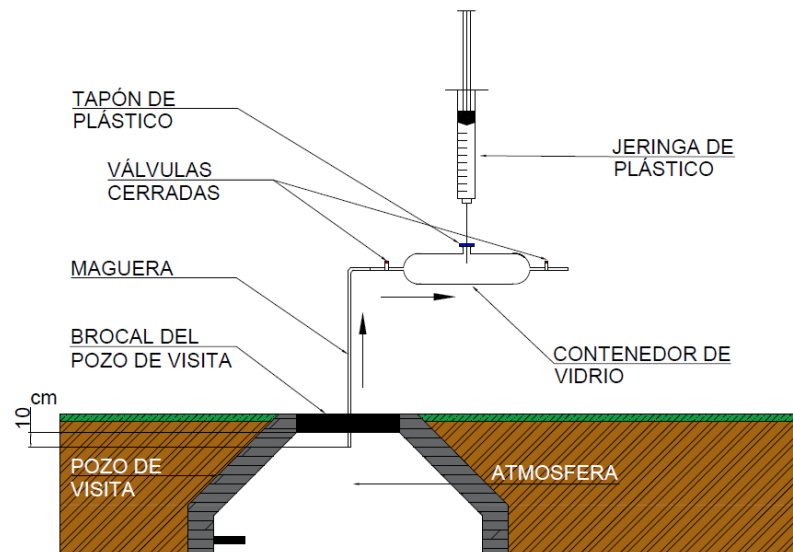


Figura 31. Toma de la muestra de aire en el pozo de visita.

4. Los 40 ml de aire se introducen a la botella serológica previamente preparada (Figura 32). Etiquetar el frasco con datos de sitio, fecha y hora del muestreo.

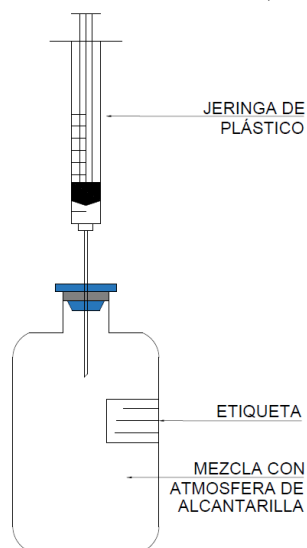


Figura 32. Inyección de la muestra de aire en la botella serológica

5. Antes del análisis de la muestra en el cromatógrafo, ponerla en una incubadora a 21 °C por un tiempo de 20 minutos. Finalmente, extraer 0.5 mililitros de la fase gaseosa de la botella serológica con una jeringa Hamilton® e inyectarla al cromatógrafo (Figura 33).

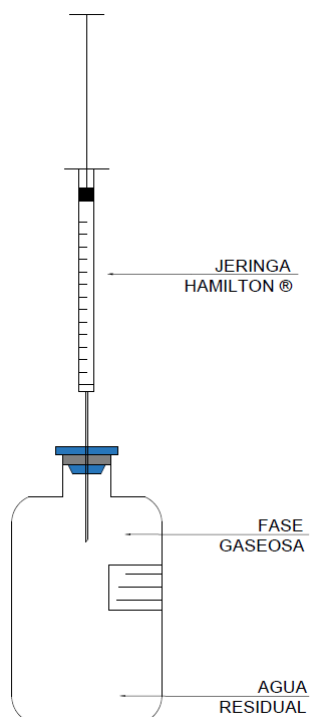


Figura 33. Toma de la muestra con la jeringa Hamilton®.

5.5.1. Cálculo de la concentración

La cuantificación de metano en fase gaseosa solo requiere del balance de masa. El cromatógrafo da la concentración en ppmv, sin embargo, para conocer la concentración másica-volumétrica se emplea la ecuación de los gases ideales y el concepto de ppm de la siguiente manera:

$$Ec. 17 \dots CH_4 (\mu g/m^3) = \frac{CH_4 (ppm) * P * M_{CH_4}}{R * T} * 1000$$

Donde:

$CH_4(\mu g/m^3)$ = Concentración de metano en la atmósfera de la alcantarilla en $\mu g/m^3$)

$CH_4(ppm)$ = Concentración de metano en la atmósfera de la alcantarilla en ppmv

P= Presión atmosférica (CDMX)=0.771 (atm)

M_{CH_4} = Masa molecular del metano= 16 (g/mol)

R= Constante de los gases ideales= $0.082057 \left(\frac{atm * L}{mol * K}\right)$

T=Temperatura ambiente (K)

Con la ecuación 18, se estima la emisión de metano (flujo másico) de los pozos de visita. Para ello se utiliza la concentración de metano y el gasto volumétrico del aire que sale por el pozo de visita.

$$Ec. 18 \dots E_{CH_4} = E_g * CH_4 \left(\frac{mg}{m^3}\right) * \frac{1 \text{ kg}}{1000000 \text{ mg}}$$

Donde:

E_{CH_4} = Emisión de gas metano (kg CH_4 /día)

E_g = Emisión de gases de la alcantarilla (m^3 /día)

$CH_4(mg/m^3)$ = Concentración de metano en la atmósfera de la alcantarilla en (mg/m^3)

Las emisiones de metano en términos de CO_2eq , se calculan con la siguiente ecuación:

$$Ec. 19 \dots CO_2eq = GWP_{CH_4} * E_{CH_4}$$

CO_2eq = Kilogramos de CO_2eq (kg CO_2eq /día)

GWP_{CH_4} =Potencial de calentamiento global del metano= 25 (kg CO_2eq /kg CH_4)

E_{CH_4} = Emisión de gas metano (kg CH_4 /día)

5.6. Medición del flujo de aire en pozos de visita

Debido a que no existe una metodología específica para cuantificar el flujo de aire, se propuso una. La propuesta parte del supuesto de que el flujo de aire que sale de las alcantarillas, se puede determinar a partir de la velocidad de salida de los gases que escapan por las ranuras de la tapa de la alcantarilla (brocal), y el área de la misma.

El procedimiento consiste en obtener una velocidad media de los gases de salida, debido a las grandes variaciones presentes en las distintas ranuras del brocal. Por este motivo se optó por tomar horariamente 6 mediciones en las aperturas de la alcantarilla.

Los criterios para la selección de los 6 puntos de medición, se basaron en obtener una distribución simétrica que debería abarcar toda la tapa (Figura 34). Las mediciones en cada punto duraron 2 minutos, lo que significó tener mediciones por cada pozo de 12 minutos de duración.

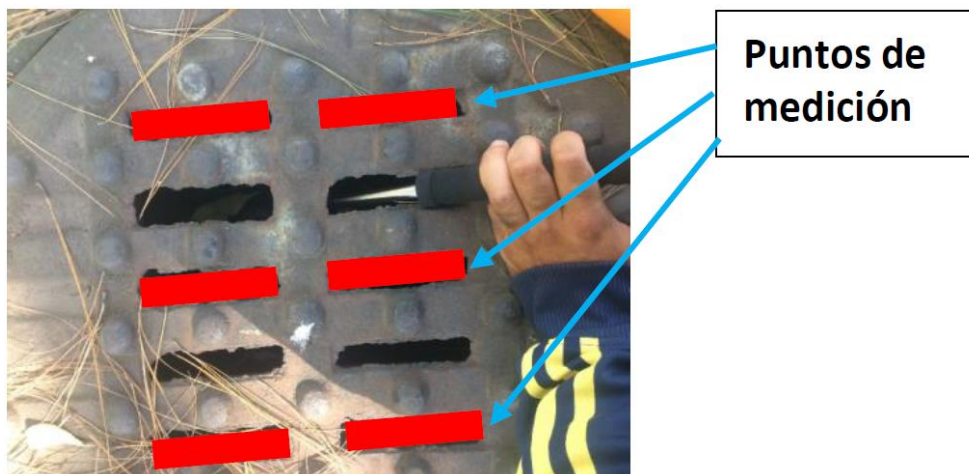


Figura 31. Selección de los puntos de medición de velocidad del aire y temperatura.

5.6.1. Cálculo del flujo de los gases de salida

Conociendo la velocidad promedio de los gases a la salida del alcantarillado y el área transversal de la ventilación, se puede determinar el flujo volumétrico horario de los gases. Para la velocidad media horaria de los gases de salida se realiza el siguiente promedio:

$$Ec. 20 \dots \dots v_p = \frac{v_{p1} + v_{p2} + v_{p3} + v_{p4} + v_{p5} + v_{p6}}{6}$$

Donde:

v_p : Velocidad promedio de salida de gases en el pozo de visita (m/s)

$v_{p1} \dots v_{p6}$: Velocidades promedio de salida de gases (m/s)

Posteriormente el flujo volumétrico se obtiene multiplicando el área de ventilación y la velocidad promedio.

$$Ec. 21 \dots \dots F_{aire} = A_{efectiva} * v_p$$

F_{aire} : Flujo volumétrico de los gases de salida de la alcantarilla (m^3/s)

$A_{efectiva}$: Área efectiva de ventilación de la alcantarilla= $0.03096 m^2$

5.7. Aforo del gasto de aguas residuales

El aforo es la operación para medir el volumen de agua que pasa por una sección en un tiempo determinado. Para conocer el gasto del colector se utilizó un método volumétrico. Este consiste en tomar el tiempo que demora en llenarse un recipiente de volumen conocido. En este caso el recipiente que se utilizó fue un bote de plástico de 20 litros, y las mediciones se realizaron en la descarga libre del pozo de visita de la filmoteca (Figura 35). Posteriormente se divide el volumen (litros) entre el tiempo de llenado, obteniéndose el gasto (L/s).

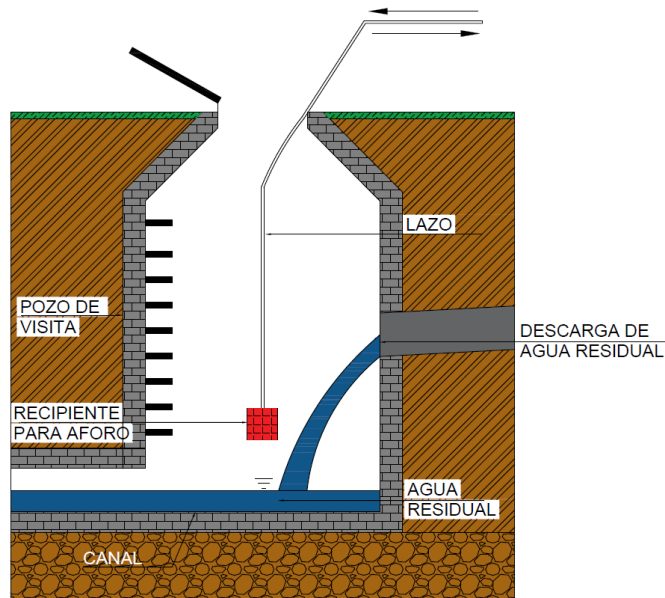


Figura 35. Aforo de agua residual en pozo de visita de un alcantarillado a gravedad

5.8. Cálculo de la velocidad de flujo del agua residual

La velocidad del flujo de agua en el alcantarillado se obtuvo empleando el método por flotadores. La elección del método tomó en cuenta la facilidad y rapidez de su implementación, a pesar de las imprecisiones. Con este método se calcula la velocidad superficial del agua empleando como flotador esferas de unicel de 2 cm de diámetro. Los pasos a seguir son los siguientes.

1. Medir la distancia entre los puntos que se desea conocer la velocidad, en este caso entre pozos de visita.
2. Medir el tiempo que tarda en recorrer el flotador la distancia previamente medida.
3. Utilizar la siguiente ecuación para determinar la velocidad media de las aguas residuales:

$$Ec. 22 \dots \dots v_{\text{agua residual}} = \frac{d_{\text{recorrido}}}{t_{\text{recorrido}}}$$

Donde:

$v_{\text{agua residual}}$ = velocidad media del agua residual (m/s)

$d_{\text{recorrido}}$ = distancia entre pozos de visita (m)

$t_{\text{recorrido}}$ = tiempo que el flotador tarda en recorrer la distancia (s)

5.9. Cálculo de la velocidad teórico de flujo del agua residual

La velocidad media teórica del agua residual para el tramo que va del punto 6 al 10 del colector Universum- PTAR Ciencias Políticas (Ver figura 23), se calculó empleando la fórmula de Manning, las pendientes medias y un gasto promedio de 1.4 L/s.

$$Ec. 23 \dots \dots V_T = \frac{1}{n} R_h^{2/3} S^{1/2}$$

Dónde:

V_T = Velocidad media teórica del agua residual (m/s), que es función del tirante hidráulico

n = Coeficiente de rugosidad = 0.013 (\sqrt{g})

R_h = Radio hidráulico (m), que es función del tirante hidráulico

S = pendiente del canal (m/m)

6. DISCUSIÓN Y RESULTADOS

6.1. Concentración de metano disuelto

Las mediciones de metano se llevaron a cabo en el Laboratorio de Ing. Ambiental del Edificio 5, del Instituto de Ingeniería de la UNAM. La campaña C1 correspondiente a la temporada de estiaje, se llevó a cabo entre el 18 y el 20 de mayo de 2018. Se tomaron dos muestras de agua residual por punto de muestreo (A, B y C), en la mañana (entre 9:30 a.m. y 10:45 a.m.), tarde (entre 1:40 p.m. y 2:45 p.m.) y noche (entre 6:35 p.m. y 7:30 p.m.). Para el punto D de igual manera se tomaron muestras por duplicado a las 11:21 a.m. y 3:25 p.m. En la Figura 36, se observa que las mayores concentraciones a lo largo del día se presentaron en el punto de muestreo A, con un promedio de 1.65 mg/L, una máxima de 2.53 mg/L en la mañana, y la mínima por la tarde de 1.09 mg/L. El promedio en el punto B durante el día fue 0.54 mg/L, y el punto C presentó la concentración promedio más baja, de 0.13 mg/L, con la mayor concentración en la tarde (0.3 mg/L). En el punto D la concentración fue prácticamente nula, promediando 0.0037 mg/L. La temperatura media diaria fue de 19.8 °C con una desviación estándar de +- 1.1 °C. La concentración promedio de los puntos (A, B y C) fue de 0.62 mg/L con picos de 2.54 y 0.01 mg/L.

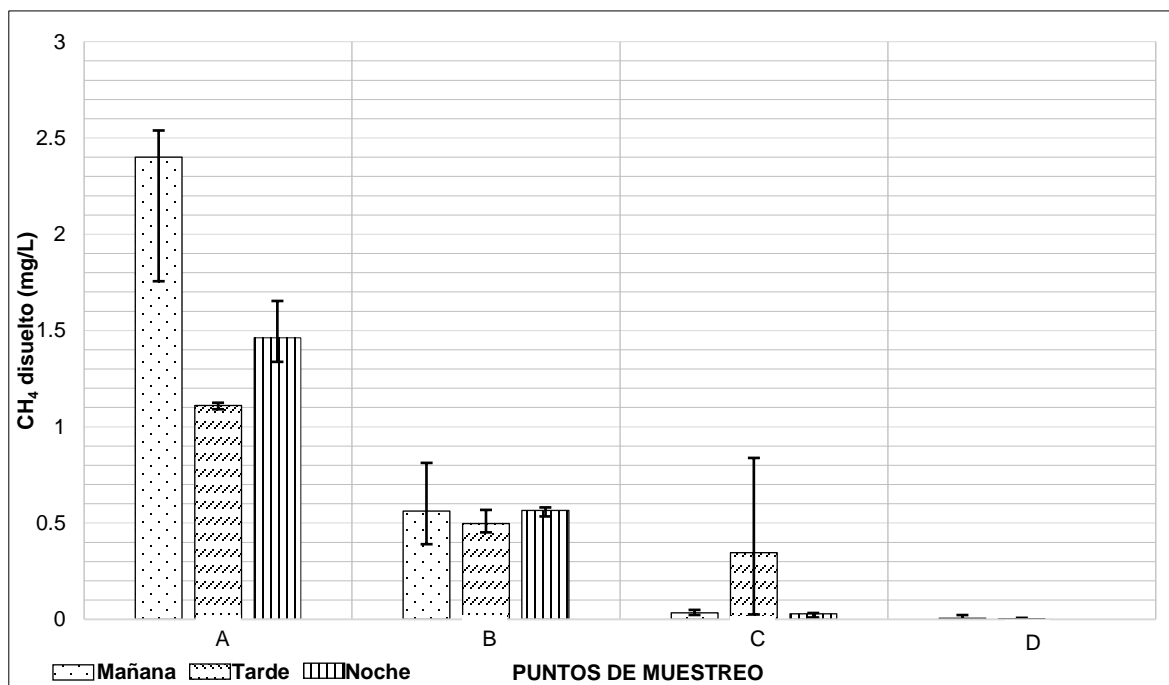


Figura 36. Concentración de CH₄ disuelto. Campaña de muestreo (estiaje): C1 (18/05/2018-20/05/2018).

La segunda campaña C2, también coincidente con el estiaje, se realizó entre el 29 y 30 de mayo de 2018. Se tomaron dos muestras de agua residual en los puntos de muestreo A, B y C; en la mañana (entre 9:05 a.m. y 9:30 a.m.), tarde (entre 1:44 p.m. y 2:48 p.m.) y noche (entre 6:00 p.m. y 7:00 p.m.). Adicionalmente, en los puntos D y E se tomaron muestras por duplicado, pero sólo en la mañana (entre 10:00 a.m. y 10:30 a.m.) y tarde (entre 3:20 p.m. y 3:32 p.m.). De la misma forma que en la C1, el punto A presentó las mayores concentraciones promedio (Figura 37), con una media diaria de 1.39 mg/L y las máxima y mínima por la tarde, de 1.75 y 1.12 mg/L respectivamente. El promedio en el punto B a lo largo del día fue 0.89 mg/L, y el punto C presentó la concentración promedio más baja del colector con 0.13 mg/L. La temperatura media diaria fue de 20 °C con una desviación estándar de +- 1.4 °C. La generación promedio de los puntos A, B y C, fue de 0.80 mg/L con extremos de 1.75 y 0.01 mg/L.

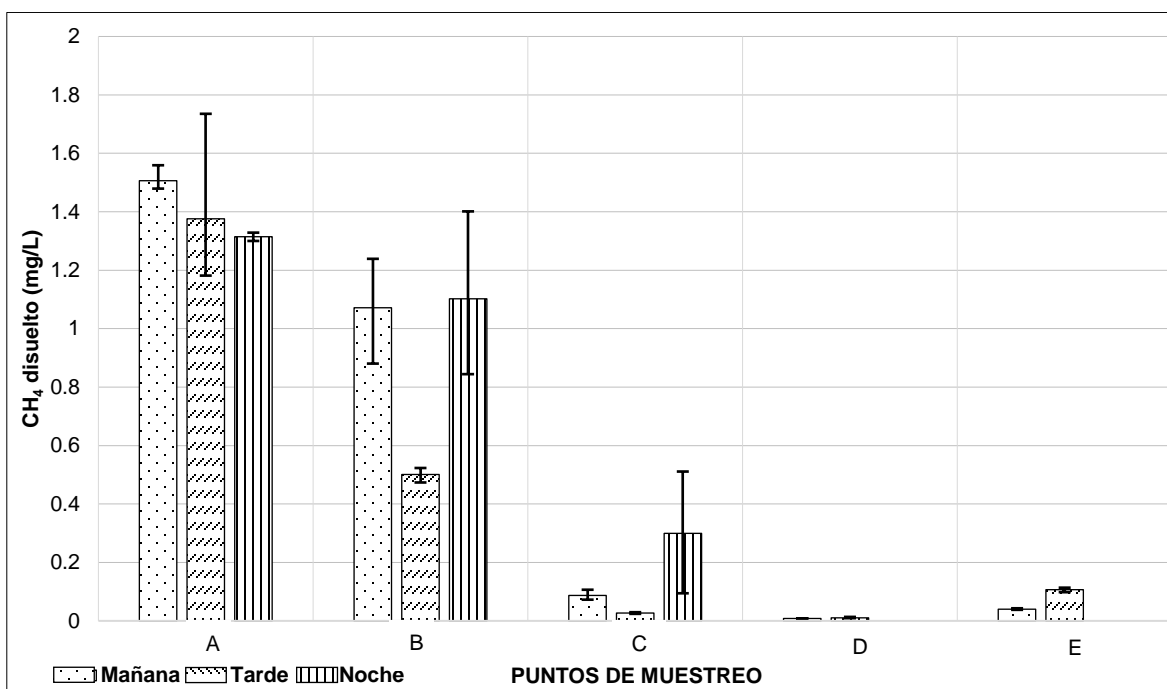


Figura 37. Concentración de CH₄ disuelto. Campaña de muestreo (estiaje): C2 (29/05/2018-30/05/2018).

La tercera campaña (C3) se llevó a cabo el 19 de junio de 2018. Las muestras de este día tienen efectos de dilución por la lluvia, ya que a pesar de que el alcantarillado está diseñado para desalojar solo las aguas residuales, también hay ingresos de agua pluvial a través las tapas en los pozos de visita. En este caso se tomaron dos muestras de agua residual en los puntos A y C en la mañana (entre 9:30 a.m. y 10:00 a.m.), tarde (entre 2:00 p.m. y 2:30 p.m.) y noche (entre 6:00 p.m. y 6:30 p.m.). De acuerdo con la Figura 38, las mayores concentraciones a lo largo del día se presentaron en el punto A, promediando 0.75 mg/L y teniendo una

máxima de 1.18 mg/L en la tarde, y en mañana la mínima de 0.18 mg/L. En el punto C se encontraron las concentraciones más bajas, promediando 0.04 mg/L. La temperatura media diaria fue de 19.1 °C con una desviación estándar de +- 0.6 °C. La concentración promedio en los puntos fue de 0.39 mg/L con extremos de 1.18 y 0.02 mg/L.

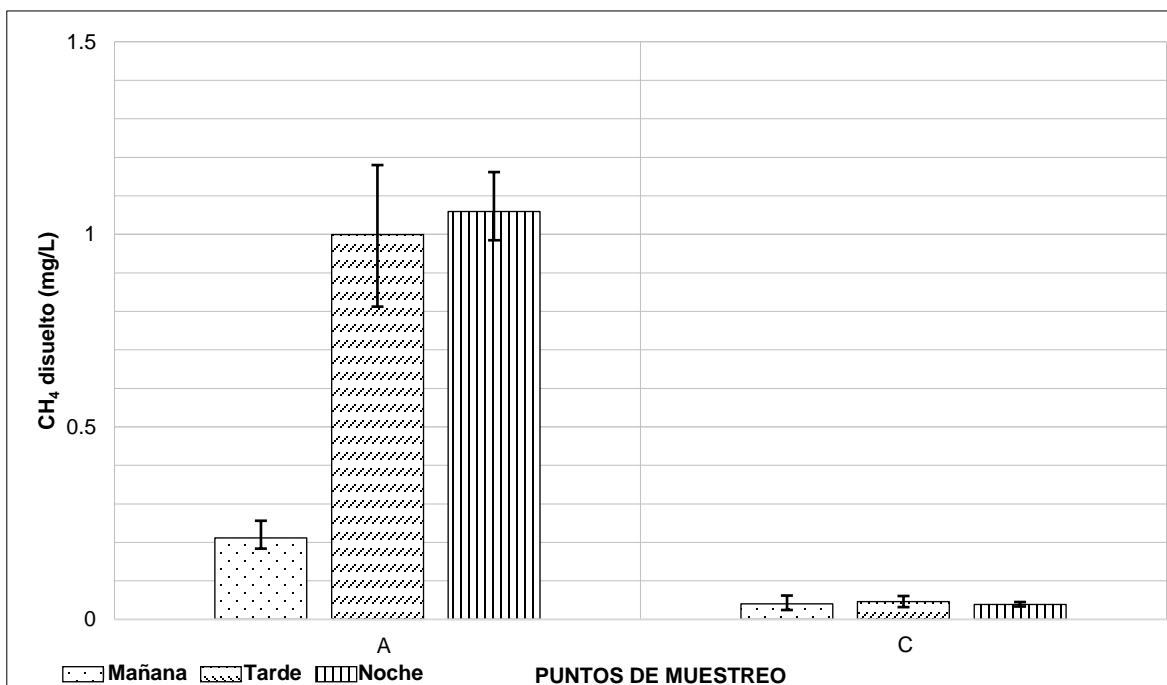


Figura 38. Concentración de CH₄ disuelto. Campaña de muestreo (lluvias): C3 (19/06/2018).

La Figura 39 muestra la variación de la precipitación pluvial y el CH₄ disuelto en los puntos de muestreo A y C, durante el día que se llevó a cabo la C3. Se puede observar que la concentración de 0.21 mg/L en el punto A durante la mañana es significativamente menor, respecto a las mediciones del mismo punto por la tarde y noche (0.99 y 1.05 mg/L). Esto podría atribuirse a la dilución del agua residual por el agua pluvial escurrida durante la madrugada. Si se compara este comportamiento con las mediciones de las campañas C1 y C2 en el punto A, se puede observar que las máximas concentraciones se presentan durante la mañana; caso contrario al día con lluvia.

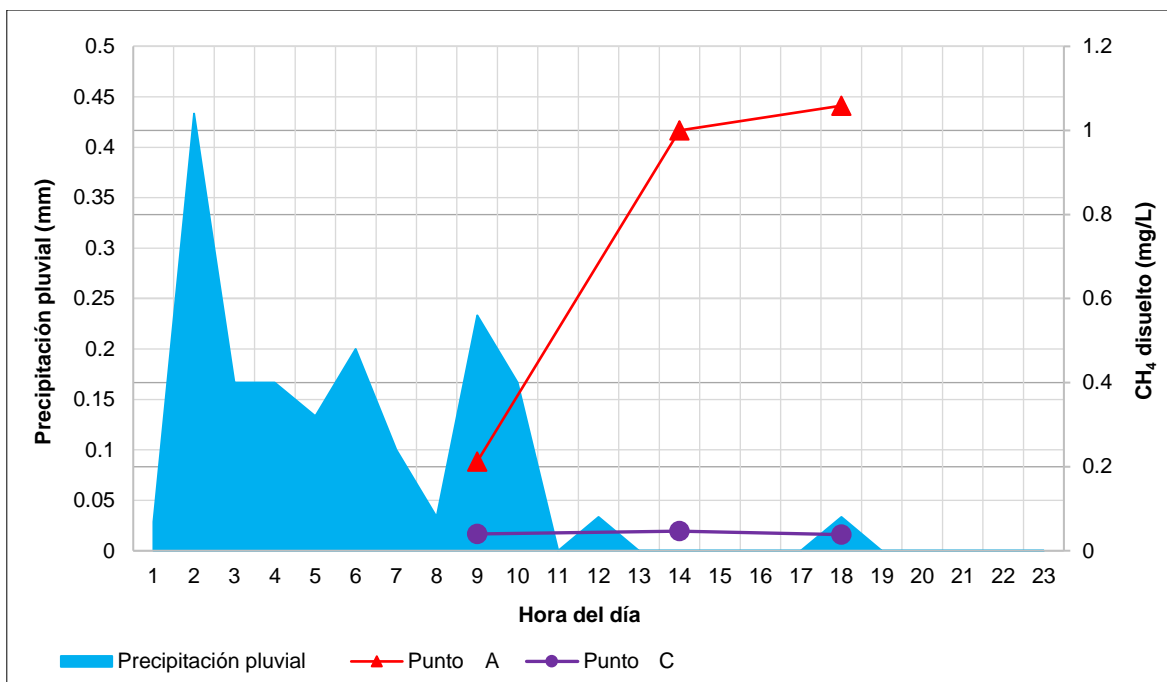


Figura 39. Precipitación pluvial y concentración de CH₄ disuelto. Campaña de muestreo: C3 (19/06/2018).

Los datos de precipitación pluvial utilizados para la construcción del hidrograma, corresponden a la estación pluviométrica del Centro de Ciencias de la Atmósfera (RUOA, 2018), que se encuentra a 1.4 km del punto de muestreo C, que es el más alejado.

Comparando las mediciones de las temporadas de estiaje y lluvia, la figura 40 muestra que las concentraciones promedio en cada uno de los puntos A y C durante el estiaje, fueron mayores a las presentadas en la campaña de lluvias. El promedio de CH₄ disuelto durante el estiaje en el punto A fue de 1.52 mg/L (1.09-2.53 mg/L); mientras que en las lluvias la concentración promedió 0.75 mg/L (0.12-1.18). Para el punto C el promedio diario en el estiaje fue de 0.13 mg/L (0.01-0.83 mg/L); en las lluvias la media fue de 0.04 mg/L (0.02-0.06 mg/L).

La menor concentración de metano disuelto podría atribuirse a la dilución causada por del agua pluvial. También se observa una disminución en la concentración de materia orgánica (DQO y DBO) durante la temporada de lluvias, si se le compara con lo medido en el estiaje (Ver Cuadros 14 y 15). Por lo tanto, es probable que la dilución sea la causa de las bajas concentraciones de metano disuelto y DQO, respecto a lo medido en el estiaje.

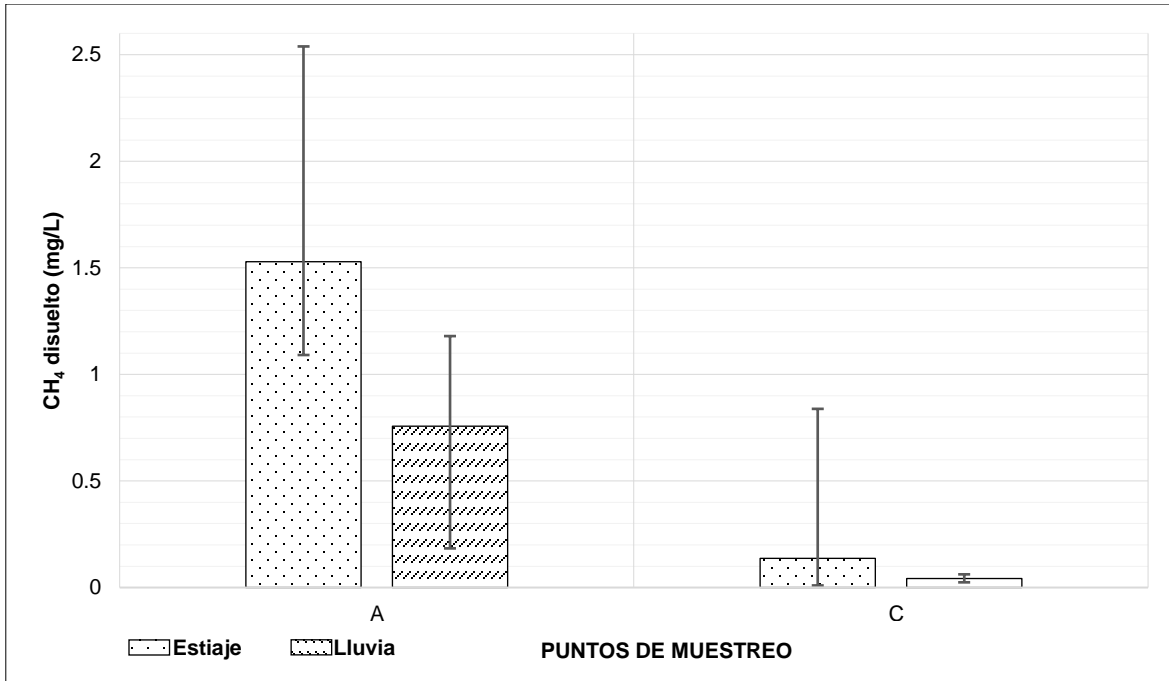


Figura 40. Promedio diario de CH₄ disuelto durante las temporadas de estiaje y lluvia, en los sitios A y C.

A partir de las concentraciones de metano en fase gas, se pueden calcular las concentraciones de equilibrio utilizando la ley de Henry, tomando en cuenta la siguiente ecuación 24. Conforme al Cuadro 15, las concentraciones de equilibrio en fase líquida son muy inferiores a las de metano disuelto

$$Ec. 24 \dots \dots = C_{CH_4} \frac{P_{tot} * X_{CH_4}}{H_{e_{CH_4}}} * \frac{16 \text{ g}}{\text{mol}} * \frac{1000 \text{ mg}}{1 \text{ g}} * \frac{1 \text{ m}^3}{1000 \text{ L}}$$

Donde:

C_{CH_4} = Concentración de metano disuelto en el agua residual $\left(\frac{mg}{L}\right)$

P_{tot} = Presión total dentro de la botella serológica = 78 121.58 Pa

X_{CH_4} = Presión parcial del metano en fase gaseosa (%)

$H_{e_{CH_4}}$ = Constante de Henry para el metano en agua = $1.4 * 10^5 \left(Pascal * \frac{m^3}{mol}\right)$

Conforme al Cuadro 15, las concentraciones de equilibrio en fase líquida son muy inferiores a las de metano disuelto

Cuadro 15. Concentraciones de equilibrio para el metano.

Muestra	Sitio de muestreo	Presión parcial del metano (%)	Concentración de CH ₄ disuelto (mg/L)	Concentración de equilibrio del CH ₄ disuelto (mg/L)
P1- Campaña 1	Pozo de visita A	0.18464009	2.401	0.016
P2- Campaña 1	Pozo de visita B	0.0432365	0.562	0.004
P3- Campaña 1	Pozo de visita C	0.00260671	0.034	0.000
P1- Campaña 1	Pozo de visita A	0.08538896	1.11	0.008
P2- Campaña 1	Pozo de visita B	0.03829783	0.498	0.003
P3- Campaña 1	Pozo de visita C	0.02656604	0.345	0.002
P1- Campaña 1	Pozo de visita A	0.11244849	1.462	0.010
P2- Campaña 1	Pozo de visita B	0.04347348	0.565	0.004
P3- Campaña 1	Pozo de visita C	0.00222597	0.029	0.000
P1- Campaña 2	Pozo de visita A	0.11586136	1.506	0.010
P2- Campaña 2	Pozo de visita B	0.08239514	1.071	0.007
P3- Campaña 2	Pozo de visita C	0.00672629	0.087	0.001
P1- Campaña 2	Pozo de visita A	0.10586812	1.377	0.009
P2- Campaña 2	Pozo de visita B	0.03850208	0.501	0.003
P3- Campaña 2	Pozo de visita C	0.00209464	0.027	0.000
P1- Campaña 2	Pozo de visita A	0.1010947	1.314	0.009
P2- Campaña 2	Pozo de visita B	0.08479522	1.103	0.008
P3- Campaña 2	Pozo de visita C	0.02302958	0.299	0.002
P1- Campaña 3	Pozo de visita A	0.01629798	0.21	0.001
P3- Campaña 3	Pozo de visita C	0.00308645	0.04	0.000
P1- Campaña 3	Pozo de visita A	0.07688777	1	0.007
P3- Campaña 3	Pozo de visita C	0.00358532	0.05	0.000
P1- Campaña 3	Pozo de visita A	0.08143748	1.06	0.007
P3- Campaña 3	Pozo de visita C	0.00257534	0.04	0.000

6.2. Concentración de metano atmosférico

Para medir el metano atmosférico interior se realizó una campaña de muestreo (C4) sin la influencia de lluvia el 21 de junio. Se tomaron muestras por duplicado en los puntos de muestreo A y C durante la mañana (entre 9:00 a.m. y 9:30 a.m.), tarde (entre 2:00 p.m. y 2:30 p.m.) y noche (entre 6:00 p.m. y 2:30 p.m.). Para el B sólo se tomó una muestra en los mismos horarios. La selección de los puntos de muestreo tuvo en cuenta los mismos criterios utilizados en los sitios de metano disuelto.

En la Figura 41 se observa que las mayores concentraciones durante el día tuvieron lugar en el pozo A, con un promedio de 70.53 µg/L y una máxima de 110.4 µg/L por la tarde, y en la mañana la mínima de 33.75 µg/L. Los promedios diarios de los pozos B y C, fueron de 31.14 y 21.01 µg/L, respectivamente. La concentración promedio del conjunto de pozos (A, B y C) fue 40.9 µg/L, presentando un mínimo y máximo de 16.97 µg/L y 110.4 µg/L.

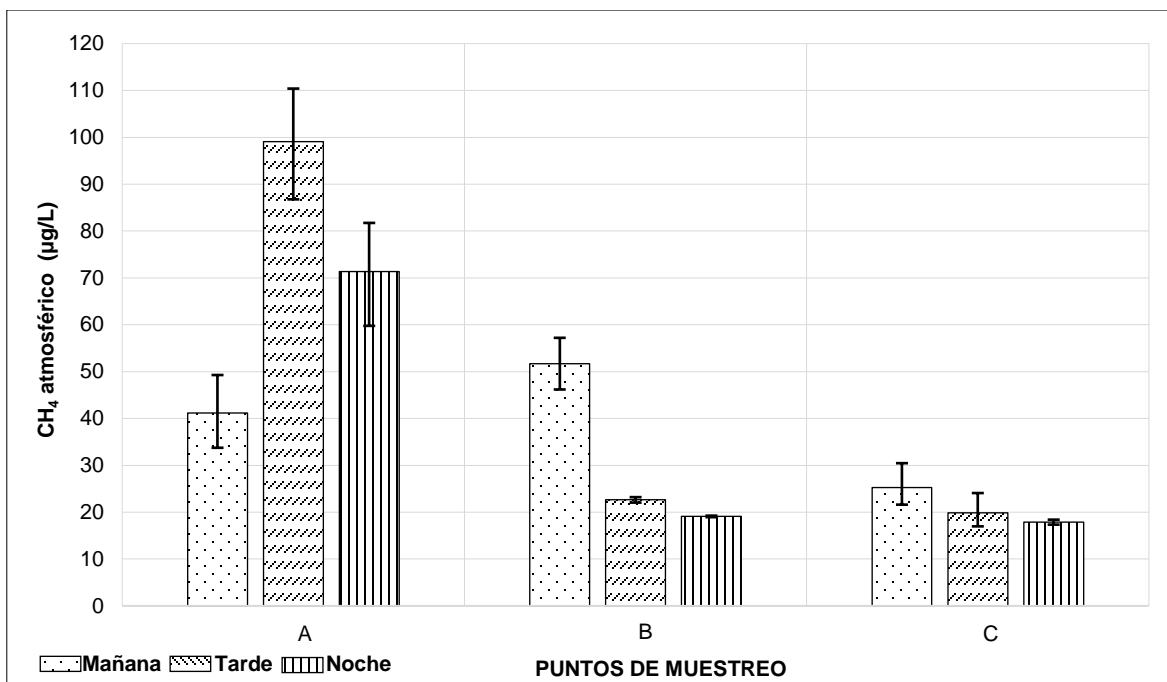


Figura 41. Concentración de CH₄ atmosférico. Campaña de muestreo: C4 (21/06/2018).

6.3. Flujo volumétrico de gases en los pozos de visita

En el cuadro 16 se presenta la velocidad de los gases de salida en la ventilación de la alcantarilla, el área de ventilación y su correspondiente flujo volumétrico (Ver figura 21). Como se observa, todos los brocales tienen la misma área de ventilación a excepción del pozo 9 de la filmoteca (Ver figura 21), cuya área es menor y por lo tanto su flujo también. El promedio de flujo de ventilación de los pozos de visita fue de 22.27 m³/h.

Cuadro 16. Flujo de aire en la ventilación de los pozos de visita muestreados.

Pozo de visita	Velocidad media de los gases (m/s)	Área efectiva de ventilación del pozo de visita(m ²)	Flujo de aire a la salida (m ³ /h)
1	0.217	0.031	24.178
2	0.232		25.804
3	0.229		25.555
4	0.219		24.448
5	0.194		21.675
6	0.205		22.887
7	0.231		25.771
8	0.215		23.944
9	0.231		0.008
10	0.197	0.031	21.910
Promedio	0.217	0.031*	22.27

* El promedio no incluye el área del pozo 9

6.4. Caudal de aguas residuales

La medición del caudal de aguas residuales se realizó en el pozo de visita 9 del colector de CU (Ver figura 21), que se ubica frente a la filmoteca. Este fue seleccionado debido a que en él fluye todo el caudal que recibe el colector (sin contabilizar los aportes de la Facultad de Ciencias Políticas y la Tienda UNAM), además de que en el pozo hay una caída libre del agua residual que facilita el aforo con cubeta. Los aforos se hicieron cada 5 minutos el día 25 de abril de 2018, de las 8:00 am a las 7:00 pm, en época de estiaje. La Figura 42 muestra el hidrograma aforo, cuyo volumen total de agua residual descargada fue de 60.89 m³/día.

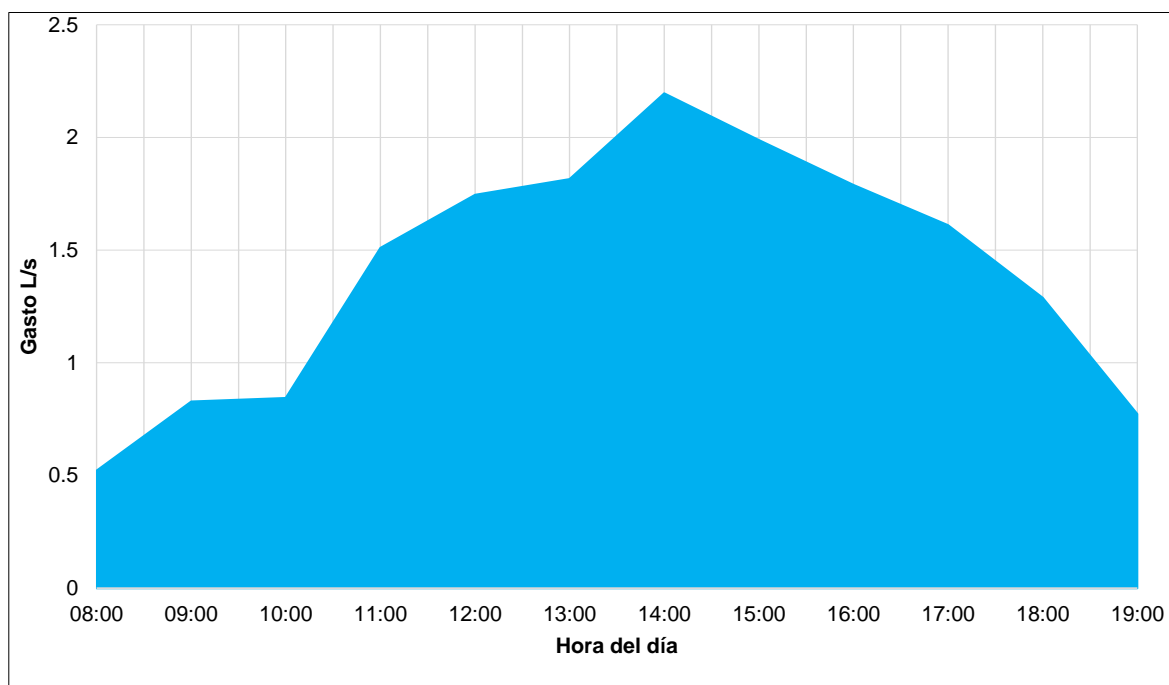


Figura 42. Hidrograma del colector Universum-PTAR de Ciencias Políticas, medido en el pozo de visita 9.

6.5. Condiciones meteorológicas durante las campañas de muestreo

Las condiciones meteorológicas como: temperatura, humedad relativa, precipitación y presión atmosférica (Cuadro 17), presentadas durante las campañas de muestreo (C1, C2, C3 y C4), corresponden a las mediciones del Observatorio Atmosférico de la UNAM (RUOA, 2018), que se encuentra a 1.4 km del punto de muestreo C, que es el más alejado. Hay que destacar que durante los muestreos de la campaña de lluvias (C2), no se presentaron precipitaciones significativas; sin embargo, la influencia de la lluvia por la madrugada, impactó las concentraciones de metano disuelto y fase gas (ver Figura 39).

Cuadro 17. Condiciones meteorológicas durante las campañas de muestreo.

Muestra	Sitio de muestreo	Fecha	Hora	Temperatura ambiental (°C)	Humedad relativa (%)	Precipitación pluvial (mm)	Presión atmosférica (hPa)
P1- Campaña 1	Pozo de visita A	18/05/2018	09:30:00 a. m.	19.31	39.68	0	777.338
P2- Campaña 1	Pozo de visita B	18/05/2018	10:00:00 a. m.	20.86	35.19	0	777.279
P3- Campaña 1	Pozo de visita C	18/05/2018	10:45:00 a. m.	20.86	35.19	0	777.279
P1- Campaña 1	Pozo de visita A	21/05/2018	01:40:00 p. m.	22.66	41.77	0	777.366
P2- Campaña 1	Pozo de visita B	21/05/2018	02:10:00 p. m.	23.3	38.26	0	776.692
P3- Campaña 1	Pozo de visita C	21/05/2018	02:45:00 p. m.	23.3	38.26	0	776.692
P1- Campaña 1	Pozo de visita A	18/05/2018	07:30:00 p. m.	26.29	19.93	0	773.288
P2- Campaña 1	Pozo de visita B	18/05/2018	07:14:00 p. m.	26.29	19.93	0	773.288
P3- Campaña 1	Pozo de visita C	18/05/2018	06:35:00 p. m.	27.02	16.72	0	772.989
P1- Campaña 2	Pozo de visita A	30/05/2018	09:05:00 a. m.	20.95	24.03	0	777.356
P2- Campaña 2	Pozo de visita B	30/05/2018	09:15:00 a. m.	20.95	24.03	0	777.356
P3- Campaña 2	Pozo de visita C	30/05/2018	09:30:00 a. m.	20.95	24.03	0	777.356
P1- Campaña 2	Pozo de visita A	30/05/2018	01:44:00 p. m.	28.84	11.42	0	776.055
P2- Campaña 2	Pozo de visita B	30/05/2018	02:04:00 p. m.	29.92	10.55	0	775.115
P3- Campaña 2	Pozo de visita C	30/05/2018	02:48:00 p. m.	29.92	10.55	0	775.115
P1- Campaña 2	Pozo de visita A	29/05/2018	06:30:00 p. m.	29.87	8.78	0	773.854
P2- Campaña 2	Pozo de visita B	29/05/2018	07:00:00 p. m.	29.87	8.78	0	773.854
P3- Campaña 2	Pozo de visita C	29/05/2018	06:00:00 p. m.	29.87	8.78	0	773.854
P1- Campaña 3	Pozo de visita A	19/06/2018	09:30:00 a. m.	16.03	57.47	0.23	777.11
P3- Campaña 3	Pozo de visita C	19/06/2018	10:00:00 a. m.	16.03	57.47	0.16	777.11
P1- Campaña 3	Pozo de visita A	19/06/2018	02:00:00 p. m.	22.62	29.74	0	776.328
P3- Campaña 3	Pozo de visita C	19/06/2018	02:30:00 p. m.	22.62	29.74	0	776.328
P1- Campaña 3	Pozo de visita A	19/06/2018	06:00:00 p. m.	20	51.12	0.03	775.652
P3- Campaña 3	Pozo de visita C	19/06/2018	06:30:00 p. m.	20	51.12	0.03	775.652
P1- Campaña 4	Pozo de visita A	21/06/2018	09:00:00 a. m.	16.77	71.47	0	777.566
P2- Campaña 4	Pozo de visita B	21/06/2018	09:15:00 a. m.	16.77	71.47	0	777.566
P3- Campaña 4	Pozo de visita C	21/06/2018	09:30:00 a. m.	16.77	71.47	0	777.566
P1- Campaña 4	Pozo de visita A	21/06/2018	02:00:00 p. m.	21.38	45.37	0	775.849
P2- Campaña 4	Pozo de visita B	21/06/2018	02:15:00 p. m.	21.38	45.37	0	775.849
P3- Campaña 4	Pozo de visita C	21/06/2018	02:30:00 p. m.	21.38	45.37	0	775.849
P1- Campaña 4	Pozo de visita A	21/06/2018	06:00:00 p. m.	18.86	58.67	0	774.924
P2- Campaña 4	Pozo de visita B	21/06/2018	06:15:00 p. m.	18.86	58.67	0	774.924
P3- Campaña 4	Pozo de visita C	21/06/2018	06:30:00 p. m.	18.86	58.67	0	774.924

6.6. Caracterización del agua residual

Además del metano, se midieron parámetros de la calidad del agua como DBO, DQO, oxígeno disuelto, pH, temperatura, nitritos, nitratos y sulfatos para comprender mejor los procesos bioquímicos que influyen en la generación de metano. Los análisis de DBO, DQO, nitritos, nitratos y sulfatos, se realizaron en el Laboratorio de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (LISA) de la Facultad de Ingeniería. Las muestras corresponden a los puntos de muestreo A, B y C de las campañas 1,2 y 3, de las cuales, las dos primeras son representativas de la época de estiaje y la tercera de lluvias.

Cuadro 18. Caracterización del agua de las muestras de las campañas 1 y 2 (estiaje).

Muestra	Sitio de muestreo	Hora	CH ₄ disuelto (mg/L)	Nitratos (mg/L)	Nitritos (mg/L)	Sulfatos (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)	Temperatura (°C)	Oxígeno disuelto (mg/L)	Sólidos disueltos (ppm)	pH	Conductividad (µS/m)
P1- Campaña 1	Pozo de visita A	09:30:00 a. m.	2.401	10	0.2	10	135	882	17.3	1.6	816	8.58	1579
P2- Campaña 1	Pozo de visita B	10:00:00 a. m.	0.562	22	0.62	20	145	676	19	1.7	855	8.6	1702
P3- Campaña 1	Pozo de visita C	10:45:00 a. m.	0.034	28	0.27	10	150	738	20	1.6	857	8.84	1709
P1- Campaña 1	Pozo de visita A	01:40:00 p. m.	1.110	21	0.38	14	-	-	21	1.4	970	8.83	1941
P2- Campaña 1	Pozo de visita B	02:10:00 p. m.	0.498	21	0.29	11	-	-	21	1.5	969	8.72	1932
P3- Campaña 1	Pozo de visita C	02:45:00 p. m.	0.345	36	0.22	29	-	-	21	1.5	875	8.79	1738
P1- Campaña 1	Pozo de visita A	07:30:00 p. m.	1.462	26	0.9	10	145	704	19	1.4	1062	8.74	2120
P2- Campaña 1	Pozo de visita B	07:14:00 p. m.	0.565	23	0.3	20	155	592	20	0.9	1015	8.77	2030
P3- Campaña 1	Pozo de visita C	06:35:00 p. m.	0.029	24	0.43	20	150	1380	20	1.4	774	8.79	1547
P1- Campaña 2	Pozo de visita A	09:05:00 a. m.	1.506	4.5	0.295	5	190	-	17.7	-	743	8.24	1582
P2- Campaña 2	Pozo de visita B	09:15:00 a. m.	1.071	17.5	0.1	5	220	-	17.7	-	1047	7.83	2080
P3- Campaña 2	Pozo de visita C	09:30:00 a. m.	0.087	21.5	0.92	15	170	-	18	-	819.1	8.22	1648
P1- Campaña 2	Pozo de visita A	01:44:00 p. m.	1.377	21	0.24	35	170	-	22.1	1.6	964	8.56	1956
P2- Campaña 2	Pozo de visita B	02:04:00 p. m.	0.501	16.5	0.28	40	150	-	21	1.5	965	8.58	1918
P3- Campaña 2	Pozo de visita C	02:48:00 p. m.	0.027	20	0.365	40	170	-	21.8	1.5	834	8.8	1679
P1- Campaña 2	Pozo de visita A	06:30:00 p. m.	1.314	9.5	0.125	50	120	-	21	1.6	940	8.77	1650
P2- Campaña 2	Pozo de visita B	07:00:00 p. m.	1.103	13.5	0.095	37.5	160	-	21	1.4	865	8.76	1680
P3- Campaña 2	Pozo de visita C	06:00:00 p. m.	0.299	22.5	0.16	-	130	-	21	1.5	807	8.83	1686
		Promedio	0.79	19.86	0.34	21.85	157.33	828.67	19.98	1.47	898.73	8.63	1787.611
		σ	0.641	7.100	0.235	13.603	23.935	261.372	1.463	0.177	92.342	0.264	178.924
		Intervalo de confianza (5%)	0.339	3.751	0.124	7.468	13.852	239.169	0.773	0.102	48.784	0.139	94.526

En el cuadro 18 se observan los promedios de los parámetros de calidad del agua. Como se puede ver, la desviación estándar que más llama la atención por su elevado valor es la concentración de CH₄ disuelto; la principal causa de esto se debe a la gran diferencia de concentración entre los pozos A y C; presentándose en el pozo A los valores más elevados, y teniendo en el pozo C los más bajos. En general, las concentraciones de los parámetros de calidad son característicos de

un agua residual doméstica (Metcalf & Eddy, 1985), salvo en el caso de los nitratos, con un promedio de concentración de 22.5 mg/L, valor que se encuentra muy por arriba de los valores normales (Liu, 2015). También el promedio de la relación DBO₅/DQO de 1:5, no corresponde con lo comúnmente encontrado en el agua residual doméstica, cuya relación es de 1:2.5 (Metcalf & Eddy, 1985).

Cuadro 19. Caracterización del agua de las muestras de la campaña 3.

Muestra	Sitio de muestreo	Hora	CH ₄ disuelto (mg/L)	Nitratos (mg/L)	Nitritos (mg/L)	Sulfatos (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)	Temperatura (°C)	Oxígeno disuelto (mg/L)	Sólidos disueltos (ppm)	pH	Conductividad (µS/m)
P1- Campaña 3	Pozo de visita A	09:30:00 a. m.	0.21	9.5	0.195	10	70	260	18.3	1.4018	412.4	8.42	820.3
P3- Campaña 3	Pozo de visita C	10:00:00 a. m.	0.04	9.5	0.23	20	90	434	18.4	1.118	673.3	8.59	1343
P1- Campaña 3	Pozo de visita A	02:00:00 p. m.	1.00	4.5	0.185	35	100	534	20	-	873.3	8.82	1702
P3- Campaña 3	Pozo de visita C	02:30:00 p. m.	0.05	4.5	0.4	45	90	474	19.6	1.2298	837.7	8.88	1674
P1- Campaña 3	Pozo de visita A	06:00:00 p. m.	1.06	6.5	0.155	15	40	786	19.2	0.7396	660.3	8.75	1321
P3- Campaña 3	Pozo de visita C	06:30:00 p. m.	0.04	6.5	0	0	50	254	19.3	1.4792	714.6	8.74	1430
		Promedio	0.399	6.833	0.194	20.833	73.333	457.000	19.133	1.194	695.267	8.700	1163.250
		σ	0.450	2.055	0.118	15.115	22.111	180.280	0.610	0.260	149.486	0.154	291.752
		Intervalo de confianza (5%)	0.412	1.880	0.108	13.831	20.232	164.965	0.558	0.461	136.787	0.140	266.968

Los resultados del Cuadro 19 corresponden a los parámetros de calidad del agua medidos en época de lluvias. Al igual que en las campañas de estiaje, se puede ver que la desviación estándar más elevada es la concentración de CH₄ disuelto; esto se puede atribuir a la gran diferencia de entre los pozos A y C, presentándose en el pozo A los valores más elevados y en el pozo C los más bajos. Por otra parte, se puede ver que en la mayoría de los parámetros (salvo el pH, la temperatura y el oxígeno disuelto) la concentración promedio es claramente inferior respecto a las mediciones en temporada de estiaje; este hecho puede atribuirse a la dilución de las aguas residuales causada por la lluvia que ingresa al alcantarillado. Respecto a la concentración de nitratos, al igual que en las campañas de estiaje, esta continúa siendo elevada (6.83 mg/L); a pesar de la probable dilución del agua. Hay que destacar que la relación DBO₅/DQO no corresponde con lo encontrado comúnmente en el agua residual doméstica (1:2.5), ya que la relación promedio de los puntos de muestreo fue de 1:5.

6.7. Factores que influyen en la generación de metano

6.7.1. Velocidad del agua residual

Las mayores concentraciones de metano disuelto se registraron en el punto A durante las lluvias y el estiaje (Figura 43). Lo anterior se atribuye a las bajas velocidades (0.15 m/s) y la menor turbulencia del agua residual, que propician condiciones anaerobias. Además, la baja velocidad podría evitar la agitación del agua, que a su vez se traduciría en una baja desorción del metano disuelto.

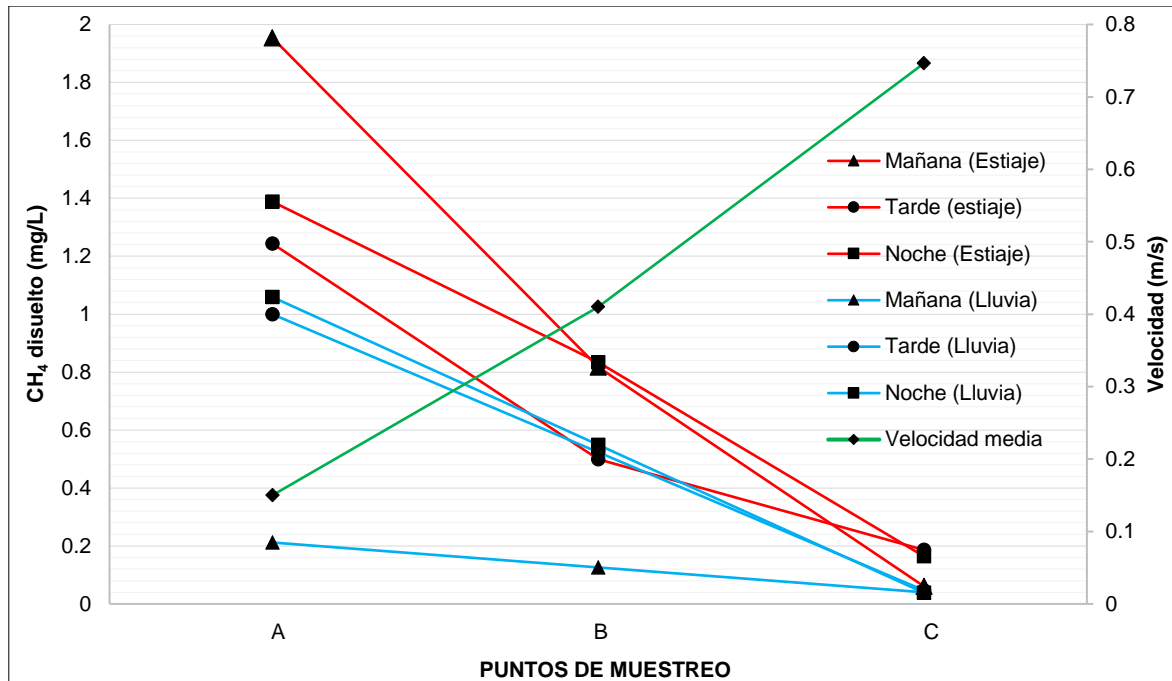


Figura 43. Concentración promedio de metano disuelto, y velocidad del agua residual en pozos de visita a lo largo del día.

Se identificó que la velocidad de agua residual es el factor más influyente en la generación de metano en las alcantarillas. Esta observación se verificó en el punto A; sitio donde se presentaron las menores velocidades, y a su vez se registraron las concentraciones más altas, tanto del metano en fase gas (Figura 44) como del disuelto en el agua residual (Figura 43). Sólo la muestra de atmósfera del punto A en la mañana, resultó ser menor a la del punto B, con una diferencia de $10.54 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Figura 44).

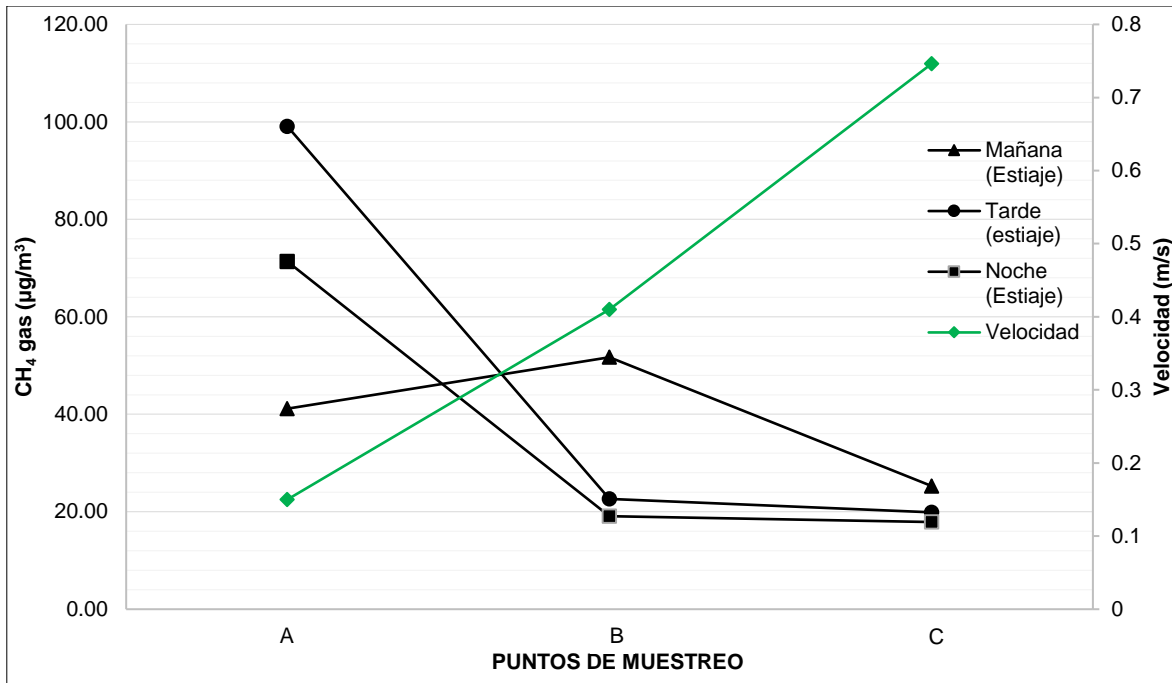


Figura 44. Concentración promedio de metano atmosférico, y velocidad del agua residual en pozos de visita a lo largo del día.

Para medir el grado de influencia que tiene la velocidad del agua residual sobre la generación de metano, se calcularon coeficientes de correlación. Se obtuvieron las correlaciones entre las concentraciones promedio de las cuatro campañas, y las velocidades medias de cada punto de muestreo. Las campañas 1 y 2 de CH₄ disuelto durante el estiaje se combinaron para obtener un solo coeficiente, y su valor fue de -0.971 (Figuras 45). Por otra parte, para el CH₄ disuelto durante las lluvias el coeficiente fue de -0.994 (Figuras 46). En el caso del CH₄ atmosférico, el coeficiente resultó ser el más bajo, con un valor de -0.846 (Figuras 47). La correlación negativa indica que a velocidades bajas la concentración de CH₄ disuelto y atmosférico se incrementa.

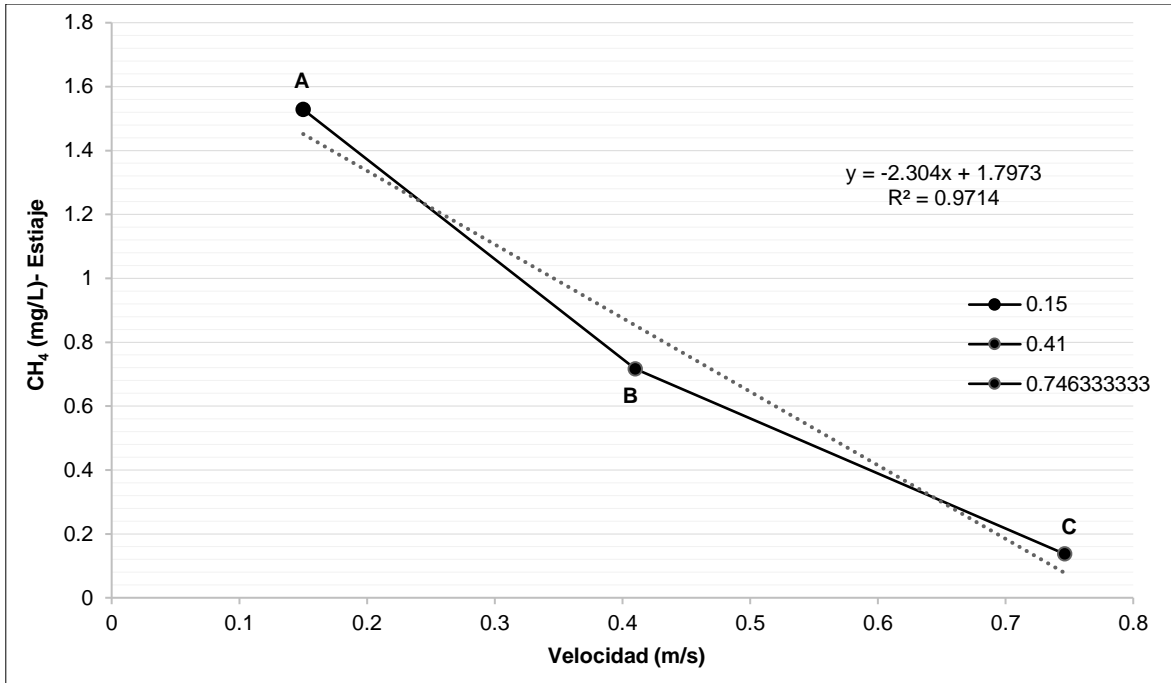


Figura 45. Correlación entre velocidad y concentración de metano disuelto durante el estiaje.

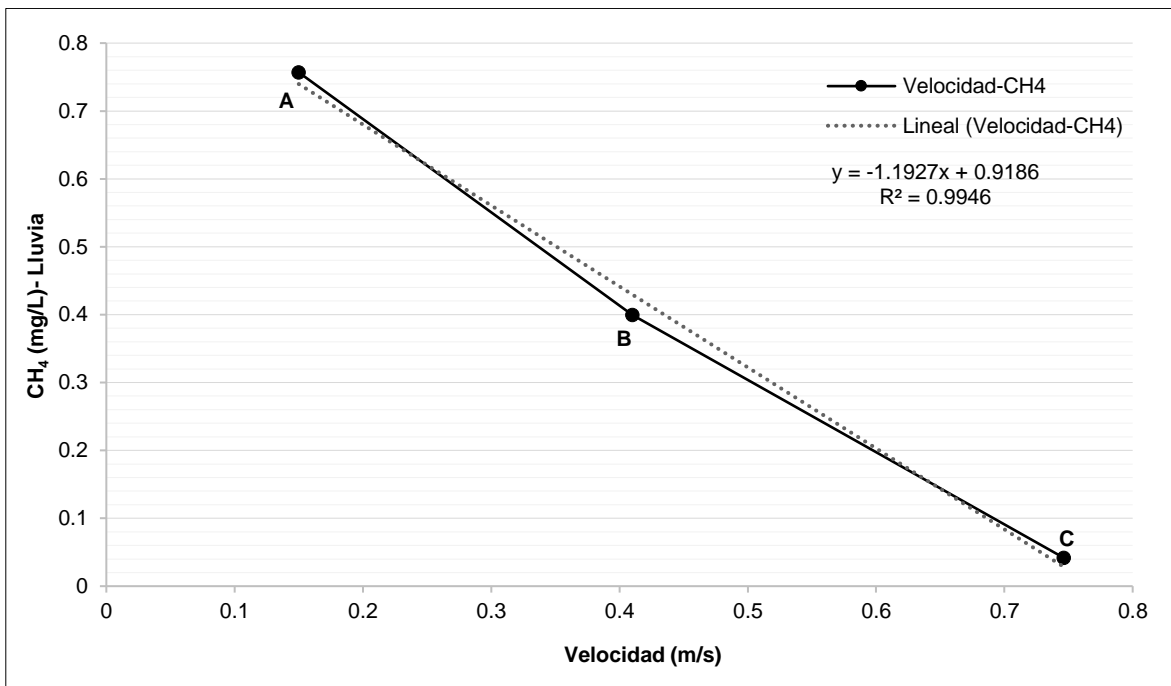


Figura 46. Correlación entre velocidad y concentración de metano disuelto durante la lluvia.

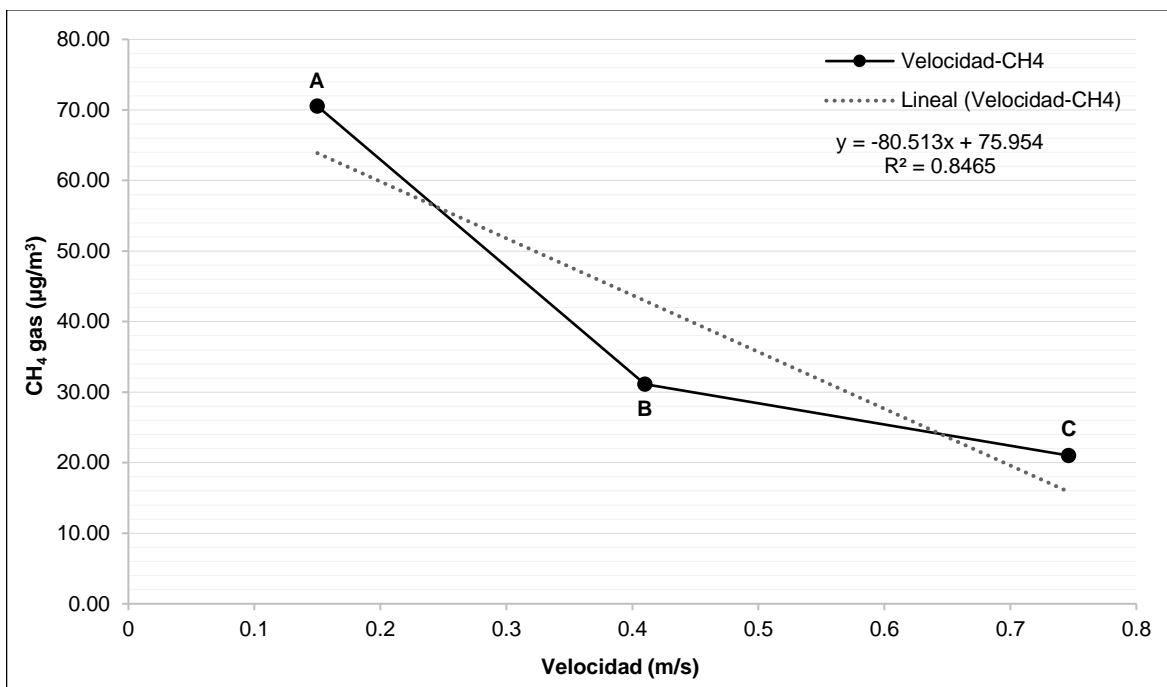


Figura 47. Correlación entre velocidad y concentración de metano atmosférico durante el estiaje.

6.7.2. Parámetros de calidad del agua

Para las mediciones de nitratos, nitritos, sulfatos, DBO₅, oxígeno disuelto, sólidos disueltos, pH y conductividad, también se evaluó el grado de correlación que tienen con la generación de metano disuelto para las temporadas de estiaje y lluvias. En el Cuadro 20 se encuentran los coeficientes de correlación de la temporada de estiaje, y en el Cuadro 21 los coeficientes correspondientes a la época de lluvias.

En términos generales no se encontraron correlaciones, que permitieran identificar de manera significativa la influencia directa de otros factores en la generación de metano. A pesar, de que se esperaba una fuerte correlación con la temperatura del agua (de acuerdo con otras investigaciones), los coeficientes calculados para las épocas de estiaje y lluvia (-0.19 y 0.46) no representan ninguna covariación. El factor que podría tener incidencia directa en la generación de metano, es la DQO, cuyo coeficiente para la campaña en la temporada de lluvias fue de 0.772; sin embargo, el valor reportado en temporada de estiaje fue de 0.24, por lo que deja gran incertidumbre para concluir que con el incremento de la DQO aumente la producción de metano.

Cuadro 20. Correlación entre parámetros de agua residual y concentración de CH₄ disuelto en temporada de estiaje.

	CH ₄ disuelto	Nitratos	Nitritos	Sulfatos	DBO ₅	DQO	T(°C)	Oxígeno disuelto	SS ppm	pH	Conductividad
Coefficiente de correlación con el CH₄ disuelto	1.000	-0.23	-0.09	-0.03	0.23	0.24	-0.19	-0.03	0.31	-0.20	0.119

Cuadro 21. Correlación entre parámetros de agua residual y concentración de CH₄ disuelto en temporada de lluvia.

	CH ₄ disuelto	Nitratos	Nitritos	Sulfatos	DBO ₅	DQO	T(°C)	Oxígeno disuelto	SS ppm	pH	Conductividad
Coefficiente de correlación con el CH₄ disuelto	1.000	-0.38	-0.15	0.15	-0.15	0.77	0.46	-0.83	0.21	0.29	0.191

6.8. Producción de metano en el alcantarillado de CU

La estimación de la producción de metano en el colector de CU incluye tanto el disuelto, como el emitido a la atmósfera a través de los brocales de los pozos de visita. La estimación toma en cuenta las siguientes consideraciones:

- El gasto medio diario medido es de 60.89 m³/día en días hábiles laborables.
- El total de pozos de visita en el colector es de 55 (Conforme al plano del Anexo I). El área promedio de ventilación de cada brocal es de 0.031 m², y la velocidad promedio de los gases de salida es de 0.217 m/s (ver Cuadro 16).
- El flujo volumétrico promedio de ventilación de gases de un pozo es de 22.27 m³/hora (ver Cuadro 16).

6.8.1. Cálculo de metano disuelto

Para estimar la carga diaria de metano disuelto, se considera el producido en las temporadas de estiaje y lluvia. Primero se calcula la carga durante el estiaje, empleando como factor 0.00079 (kg CH₄/ m³), que es el promedio de las muestras de los puntos de visita A, B y C (ver Cuadro 18). El gasto de agua residual total del colector es de 60.89 m³/día (ver 6.4. Caudal de aguas residuales). Con los datos anteriores se calcula la carga diaria de la siguiente manera:

$$Ec. 14 \dots \dots C CH_4 dis = CH_{4dis} * Q_{agua}$$

$$C CH_4 dis(estiaje) = 0.00079 \left(\frac{kg CH_4}{m^3} \right) * 60.89 \left(\frac{m^3}{día} \right) = 0.048 \left(\frac{kg CH_4}{día} \right)$$

Utilizando la Ecuación 15, se determina la carga en términos de equivalentes de CO₂:

$$Ecuación 15 \dots \dots CO_{2eq} = 25 \left(\frac{kg CO_{2eq}}{kg CH_4} \right) * 0.048 \left(\frac{kg CH_4}{día} \right) = 1.2 \left(\frac{kg CO_{2eq}}{día} \right)$$

En temporada de lluvia se utiliza un factor de 0.0004 (kg CH₄/ m³), que equivale a la concentración promedio de las muestras de la campaña de lluvias (ver Cuadro 19). Con un gasto de 60.89 m³/día y utilizando la ecuación 14, se tiene una carga diaria de:

$$\text{Ecuación 14 ... } C_{CH_4 \text{ dis(lluvias)}} = 0.0004 \left(\frac{kg \text{ } CH_4}{m^3} \right) * 60.89 \left(\frac{m^3}{día} \right) = 0.023 \left(\frac{kg \text{ } CH_4}{día} \right)$$

En términos de CO_{2eq}:

$$\text{Ecuación 15 ... } CO_{2eq} = 25 \left(\frac{kg \text{ } CO_{2eq}}{kg \text{ } CH_4} \right) * 0.048 \left(\frac{kg \text{ } CH_4}{día} \right) = 0.5936 \left(\frac{kg \text{ } CO_{2eq}}{día} \right)$$

6.8.2. Cálculo de metano emitido

El factor de emisión de metano atmosférico para el cálculo de las emisiones es 40.9 mg/m³, este corresponde al promedio de todas las mediciones realizadas en la campaña C4 (ver 6.2. Concentración de metano atmosférico).

El primer paso para conocer la emisión del colector, es calcular el flujo de aire que sale por la ventilación de un pozo de visita (brocal) utilizando la ecuación 21, la velocidad media de los gases de salida y el área efectiva de ventilación del pozo de visita (Ver Cuadro 16):

$$\text{Ec. 21 ... } F_{aire} = A_{efectiva} * v_p * 86400 \left(\frac{seg}{día} \right)$$

$$F_{aire} = 0.03096 (m^2) * 0.217 \left(\frac{m}{seg} \right) * 86400 \left(\frac{seg}{día} \right) = 580.67 \left(\frac{m^3}{día} \right)$$

A continuación, con la ecuación 18 se calcula la emisión diaria por pozo:

$$\text{Ec. 18 ... } E_{CH_4} = E_g * CH_4 * \frac{1 \text{ } kg}{1000000 \text{ } mg}$$

$$E_{CH_4 \text{ pozo}} = 580.67 \left(\frac{m^3}{día} \right) * 40 \left(\frac{mg}{m^3} \right) * \frac{1 \text{ } kg}{1000000 \text{ } mg} = 0.0237 \left(\frac{kg \text{ } CH_4}{día} \right)$$

La emisión diaria del colector es igual a:

$$\text{Ec. 25 ... } E_{CH_4 \text{ colector}} = E_{CH_4 \text{ pozo}} * \text{total de pozos}$$

$$E_{CH_4 \text{ colector}} = 0.0237 \left(\frac{kg \text{ } CH_4}{día} \right) * 55 \text{ pozos} = 1.306 \left(\frac{kg \text{ } CH_4}{día} \right) = 32.65 \left(\frac{kg \text{ } CO_{2eq}}{día} \right)$$

6.9. Producción de metano en el alcantarillado de la CDMX

Drenar la cuenca hidrológica de la CDMX representa un gran reto, y el sistema de alcantarillado es la infraestructura encargada de recolectar y desalojar las aguas residuales y pluviales. Esta infraestructura puede clasificarse en salidas artificiales, red secundaria y red primaria.

Para la estimación en una red de alcantarillado urbano se eligió la red secundaria de la CDMX, debido a que sus características son similares al colector estudiado. Hay que advertir que la estimación aquí presentada tiene un alto grado de incertidumbre, y que su objetivo principal solo es tener un panorama del potencial de contribución que podrían representar los sistemas de alcantarillado subterráneos. A continuación, se detallan las consideraciones tomadas en cuenta para la elaboración de la estimación:

- La red secundaria de la CDMX tiene una longitud de 11,626 kilómetros y se conforma por un conjunto de atarjeas que recolectan las aguas residuales domésticas y pluviales (SACMEX, 2013). En general, este tipo de red está integrada por tuberías con diámetros máximos de 45 centímetros.
- El factor de generación de metano atmosférico para el estiaje y las lluvias es de 40.9 mg/m^3 (ver 6.2. Concentración de metano atmosférico).
- Para estimar la producción anual de metano disuelto, se consideran las variaciones en las temporadas de estiaje y lluvia. Para el estiaje se emplea un factor de $0.00079 \text{ kg CH}_4/\text{m}^3$ (ver Cuadro 18) y $0.0004 \text{ kg CH}_4/\text{m}^3$ (ver Cuadro 19) para las lluvias.
- La Ciudad de México tiene un promedio de 128 días de lluvia al año. Durante la temporada de lluvias (de junio a septiembre) se presentan de 18 a 22 días de lluvias al mes, mientras que en la estación de secas (noviembre-marzo) solo hay de 2 a 4 días de lluvia (Guía Viajes, 2018).
- Debido a que en la red de alcantarillado secundaria de la CDMX existe gran heterogeneidad de brocales en los pozos de visita, se considera que el área promedio de ventilación de cada pozo es 0.00785 m^2 (ver Cuadro 16). La selección de la menor área del brocal, tiene por objetivo realizar una estimación conservadora en cuanto a la emisión. La velocidad promedio de salida de los gases es de 0.217 m/s (ver Cuadro 16).

- Resultado de la selección de un área de ventilación de 0.00785 m², y una velocidad de salida de 0.217 m/s, el flujo volumétrico promedio de gases que escapan por cada pozo de visita es de 147.306 m³/día.
- El volumen anual de agua potable producida en la CDMX es de 1,072,783,000 m³/año (Ortega, 2011).
- Asumiendo la recomendación de CONAGUA sobre la separación entre pozos de visita (CONAGUA, 2013), se supone que la separación entre estos en la red secundaria es de 60 m. Con esto se estiman 193,766 pozos de visita en la red secundaria.
- La estimación es anual, para comparar con las emisiones anuales reportadas en el inventario nacional de emisiones.

6.9.1. Cálculo del metano disuelto

En la estimación de la carga anual de metano disuelto, se emplean factores distintos en las temporadas de estiaje y lluvia. Para calcular la carga en el estiaje se utiliza un factor de 0.00079 kg CH₄/m³ (ver Cuadro 18). En primer lugar, se determina el gasto anual de agua residual (Q_{agua}) colectado por la red con la siguiente expresión:

$$Ec. 26 \dots \dots Q_{agua} = V_{agua\ potable\ producida} * F_{suministro} * F_{recolección}$$

Donde:

Q_{agua}= Gasto de aguas residuales recolectado por la red secundaria $\left(\frac{m^3}{año}\right)$

F_{suministro}=Factor que considera las pérdidas de agua potable durante su distribución= 0.66

F_{recolección}=Factor que considera la cantidad de agua residual colectada por el sistema= 0.75

$$Q_{agua} = 1,072,783,000 \left(\frac{m^3}{año}\right) * 0.66 * 0.75 = 531,027,585 \left(\frac{m^3}{año}\right)$$

A continuación, se calcula la carga anual producida en el estiaje:

$$C_{CH_4\ dis(estiaje)} = 0.00079 \left(\frac{kg\ CH_4}{m^3}\right) * 531,027,585 \left(\frac{m^3}{año}\right) * \frac{237}{365} = 272,395.32 \left(\frac{kg\ CH_4}{año}\right)$$

$$C_{CH_4 \text{ dis(estiaje)}} = 272.395 \left(\frac{tCH_4}{\text{año}} \right) = 6809.88 \left(\frac{tCO_{2eq}}{\text{año}} \right)$$

El factor para calcular la carga durante las lluvias es 0.0004 kg CH₄/m³ (ver Cuadro 19). De esta manera, la generación anual es igual a:

$$C_{CH_4 \text{ dis(lluvia)}} = 0.0004 \left(\frac{kg CH_4}{m^3} \right) * 531,027,585 \left(\frac{m^3}{\text{año}} \right) * \frac{128}{365} = 74,489.34 \left(\frac{kg CH_4}{\text{año}} \right)$$

$$C_{CH_4 \text{ dis(lluvia)}} = 74.489 \left(\frac{tCH_4}{\text{año}} \right) = 1862.23 \left(\frac{tCO_{2eq}}{\text{año}} \right)$$

Finalmente, la carga anual de la red está dada por la siguiente expresión:

$$C_{CH_4 \text{ dis(red)}} = C_{CH_4 \text{ dis(lluvias)}} + C_{CH_4 \text{ dis(estiaje)}}$$

$$C_{CH_4 \text{ dis(red)}} = 74.489 \left(\frac{tCH_4}{\text{año}} \right) + 272.395 \left(\frac{tCH_4}{\text{año}} \right) = 346.884 \left(\frac{tCH_4}{\text{año}} \right) = 8,672.11 \left(\frac{tCO_{2eq}}{\text{año}} \right)$$

6.9.2. Cálculo de metano emitido

Para la estimación del metano emitido por la red, se emplea un factor de emisión de 40.9 mg/m³ (ver 6.2. Concentración de metano atmosférico), se consideran 193,766 pozos cuya área de ventilación promedio es de 0.00785 m², y velocidad media de salida de los gases es igual a 0.217 m/s.

El flujo de aire diario que sale por la ventilación de un pozo de visita (brocal), está dado por la ecuación 21:

$$Ec. 21 \dots \dots F_{aire} = A_{efectiva} * v_p * 86400 \left(\frac{seg}{\text{día}} \right)$$

$$F_{aire} = 0.00785 (m^2) * 0.217 \left(\frac{m}{seg} \right) * 86400 \left(\frac{seg}{\text{día}} \right) = 147.306 \left(\frac{m^3}{\text{día}} \right)$$

La emisión anual de la red es igual a:

$$E_{CH_4red} = 147.306 \left(\frac{m^3}{día * pozo} \right) * 40.9 \left(\frac{mg}{m^3} \right) * \frac{1t}{1 * 10^9 mg} * 365 \left(\frac{días}{año} \right) * 193,766 \left(\frac{pozos}{red} \right)$$

$$= 426.053 \left(\frac{tCH_4}{año * red} \right) = 10,651.34 \left(\frac{tCO_{2eq}}{año} \right)$$

6.9.3. Producción anual de metano

Finalmente, la producción anual de metano en la red secundaria de alcantarillado de la CDMX, que incluye el metano disuelto y emitido es:

$$P CH_4 dis (red) = E_{CH_4red} + C CH_4 dis (red)$$

$$P CH_4 dis (red) = 10,651.34 \left(\frac{tCO_{2eq}}{año} \right) + 8,672.11 \left(\frac{tCO_{2eq}}{año} \right) = 19,323.459 \left(\frac{tCO_{2eq}}{año} \right)$$

7. CONCLUSIONES

A partir de las mediciones de metano disuelto en el agua residual (colector de CU), se determinaron factores de concentración para las temporadas de estiaje y lluvias, cuyos valores son 0.0004 y 0.00079 kg CH₄/m³, respectivamente. En cuanto a la fase gas, el factor de concentración es de 40.9 mg/m³; que se obtuvo promediando las mediciones realizadas durante el estiaje. De acuerdo con las estimaciones sobre producción diaria de metano en el colector estudiado, en el estiaje la carga de metano disuelto sería de 1.2 kgCO_{2eq}/día; y de 0.5936 kgCO_{2eq}/día con la influencia de lluvia. Por otra parte, la emisión de metano del colector en condiciones de estiaje, se estima que puede ser de 32.65 kg CO_{2eq}/día.

El alcantarillado estudiado permitió evaluar algunos de los factores que más influyen en la generación de metano. Mediante la correlación del metano (disuelto y fase gas) y la velocidad se encontró que esta influye de manera directa en la generación. El coeficiente de correlación del metano disuelto medido en el estiaje fue de -0.971; en el caso del metano disuelto medido durante las lluvias la correlación fue de -0.994 (Figuras 46). Para el metano en fase gas medido en época de estiaje, el coeficiente resultó ser el más bajo, con un valor de -0.846. Los coeficientes de correlación entre velocidad y generación fueron negativos, lo que significa que a menor velocidad la generación se incrementa. Adicionalmente, se calcularon correlaciones de parámetros de calidad del agua (nitratos, nitritos, sulfatos, DBO₅, oxígeno disuelto, sólidos disueltos, pH y conductividad) respecto a la generación de metano; sin embargo, no se encontraron valores que permitieran identificar la influencia directa de estos parámetros en la generación.

También se pudo observar el efecto que el agua pluvial tiene en la concentración de metano disuelto. Al comparar las mediciones de metano disuelto en las temporadas de estiaje y lluvia, las concentraciones promedio a lo largo del día en los puntos de muestreo A y C en el estiaje fueron mayores respecto a las medidas en época de lluvia. El promedio de CH₄ disuelto durante el estiaje en el punto A fue de 1.52 mg/L (1.09-2.53 mg/L); mientras que en las lluvias el promedio fue de 0.75 mg/L (0.12-1.18). Para el punto C el promedio diario en el estiaje fue de 0.13 mg/L (0.01-0.83 mg/L) y en las lluvias la media fue de 0.04 mg/L (0.02-0.06 mg/L).

Para mitigar la formación de metano en los sistemas de alcantarillado existen diversas alternativas como la dosificación de químicos o la inyección de aire que favorezca condiciones de degradación aerobia. Sin embargo, es importante que cualquiera de las opciones no genere problemas mayores a los relacionados con la formación de metano.

8. TRABAJOS FUTUROS

Uno de los principales hallazgos durante los muestreos de metano en fase gas, fue que los tubos de vacío Vacutainer empleados para el muestreo contenían una concentración de metano de fondo que impedía tener mediciones adecuadas. Por este motivo, se desarrolló una técnica de muestreo (ver 5.5. Medición de metano en fase gaseosa), verificando que los materiales utilizados para el muestreo no contuviesen concentraciones de fondo y asegurando que la muestra fuese representativa de la atmósfera del pozo de visita. Se recomienda en próximas investigaciones emplear equipos de medición en sitio, con rangos de resolución que permitan medir bajas concentraciones, ya que estos podrían medir de manera continua y así conocer la dinámica de la generación a lo largo del día.

Para comprender mejor la formación de metano, no es suficiente medir en épocas de estiaje o lluvias; es indispensable conocer las variaciones durante las diferentes estaciones del año, sobre todo tener mediciones del invierno y verano. Adicionalmente, es importante ampliar los estudios, considerando la variedad de tuberías (colectores, emisores y atarjeas) de los sistemas de alcantarillados, para identificar cuáles tienen mayor potencial de generar metano. En este estudio se pudo observar que las velocidades bajas promueven las condiciones anaerobias; sin embargo, aún falta medir en tuberías de mayor tamaño (emisores y colectores), así como conocer la influencia que tienen los tiempos de retención hidráulicos prologados, mediante el estudio de tuberías de gran longitud. Toda esta investigación podría ayudarnos a entender mejor la formación de metano en los alcantarillados y consecuentemente valorar el impacto ambiental.

En las siguientes investigaciones, es necesario seguir midiendo parámetros como temperatura, DBO y DQO del agua residual, pero sobre todo será necesario evaluar económica y ambientalmente medidas de mitigación como la dosificación química o el suministro de oxígeno.

9. REFERENCIAS

Acosta Y. y Obaya C., 2005. La Digestión Anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I.

Allan, W., Struthers, H., & Lowe, D. C., 2007. Methane carbon isotope effects caused by atomic chlorine in the marine boundary layer: Global model results compared with Southern Hemisphere measurements. *Journal of Geophysical Research*, 112, D04306. <https://doi.org/10.1029/2006JD007369>.

Australian Government Department of the Environment and Energy, 2018. National Inventory Report 2016, <https://unfccc.int/documents/65705>.

Brown P, Broomfield M, Cardenas L, Choudrie S, Kilroy E, Jones L, MacCarthy J, Passant N, Thistlethwaite G, Thomson A, Wakeling D, 2018. UK Greenhouse Gas Inventory, 1990 to 2016, <https://unfccc.int/documents/65762>.

Brüning, A., Alcantarillado de bajo costo en el sector rural. Consultado: octubre de 2018. Disponible en: <https://docplayer.es/12629240-Alcantarillado-de-bajo-costoen-el-sector-rural.html>.

Cayford BI, Dennis PG, Keller J, Tyson GW, Bond PL, 2012. High-throughput amplicon sequencing reveals distinct communities within a corroding concrete sewer system. *Appl Environ Microbiol* 2012, 78:7160–7162.

Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique, 2018. Rapport National d'Inventaire pour la France au titre de la Convention cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques et du Protocole de Kyoto, <https://unfccc.int/documents/64749>.

Chaosakul, T., Koottatep, T. and Polprasert, C., 2014. A model for methane production in sewers. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*. 49(11), 1316-1321.

Chou, H.H., Huang, J.S., Chen, W.G. and Ohara, R., 2008. Competitive reaction kinetics of sulfatereducing bacteria and methanogenic bacteria in anaerobic filters. *Bioresour. Technol.* 99(17), 8061- 8067.

CONAGUA, 2007. Cárcamos de Bombeo para Alcantarillado, Funcional e Hidráulico. <http://www.conagua.gob.mx/conagua07/publicaciones/publicaciones/Libros/03CarcamosDeBombeoParaAlcantarilladoFuncionaleHidraulico.pdf>.

CONAGUA, 2009. Alcantarillado y Saneamiento Alcantarillado Sanitario, <http://www.conagua.gob.mx/conagua07/publicaciones/publicaciones/sgapds-29.pdf>

CONAGUA, 2013. Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento. Alcantarillado Sanitario 20. <http://mapasconagua.net/libros/SGAPDS-1-15-Libro20.pdf>.

CONAPO, 2013. Proyección de la población 2010-2050. Recuperado el 15 de agosto de 2014 de: <http://www.conapo.gob.mx/es/CONAPO/Proyecciones>

Conrad, R., Goodwin, S. and Zeikus, J., 1987. Hydrogen metabolism in a mildly acidic lake sediment (Knaack Lake). *FEMS Microbiol. Lett.* 45(4), 243-249.

Crutzen, P., 1973. Discussion of chemistry of some minor constituents in stratosphere and troposphere. *Pure Appl. Geophys.*, 106, 1385–1399.

Daelman, M.R.J., van Voorthuizen, E.M., van Dongen, U.G.J.M., Volcke, E.I.P. and van Loosdrecht, M.C.M., 2012. Methane emission during municipal wastewater treatment. *Water Res.* 46(11), 3657-3670.

Damgaard, L.R., Nielsen, L.P. and Revsbech, N.P., 2001. Methane microprofiles in a sewage biofilm determined with a microscale biosensor. *Water Res.* 35(6), 1379-1386.

Daniel, J., S. Solomon, T. Sanford, M. McFarland, J. Fuglestedt, and P. Friedlingstein, 2012: Limitations of single-basket trading: Lessons from the Montreal Protocol for climate policy. *Clim. Change*, 111, 241–248.

Danva, 2008. Eksplosiv atmosfære i kloakker (English title: Explosive atmospheres in sewers). Report no. 77. ISBN: 87-90455-79-7. Available at:

https://www.danva.dk/media/2695/eksplosiv_atmosfaere_i_kloakker_samlet_rapport.pdf (22/01-2018).

Danva, 2011. Køkkenkvarne: energi-, miljø- og driftsmæssige konsekvenser ved brug i boliger. Report no. 85. Available at: http://www.insinkerator.dk/Files/Billeder/Insinkerator/K%C3%B8kkenkv%C3%A6rne_Rapport_85_DANVA_COWI_august%202011.pdf (22/01-2018).

De Haas, D.W., Pepperell, C. and Foley, J., 2014. Perspectives on greenhouse gas emission estimates based on Australian wastewater treatment plant operating data. *Water Sci. Technol.* 69(3), 451-463.

Díaz M.; Espitia, S. y Molina, F., 2002. Digestión Anaerobia una Aproximación a la Tecnología. UNIBIBLIOS. Bogotá, Colombia.

Dlugokencky, E. J., R. C. Myers, P. M. Lang, K. A. Masarie, A. M. Crowell, K. W. Thoning, B. D. Hall, J. W. Elkins, and L. P. Steele, 2005. Conversion of NOAA atmospheric dry air CH₄ mole fractions to a gravimetrically prepared standard scale, *J. Geophys. Res.*, 110, D18306.

ECOPETROL, 2014. Metodología para la identificación y cuantificación de emisiones fugitivas de metano en campos de producción.

Ehlt, D. H., and L. E. Heidt, 1973. Vertical profiles of CH₄ in troposphere and stratosphere. *J. Geophys. Res.*, 78, 5265–5271.

Eijo Río, Anna Petit-Boix, Gara Villalba, María Eugenia Suárez-Ojedac, Desirée Marin, María José Amores, Xavier Aldea, Joan Rieradevall, Xavier Gabarrell, 2015. Municipal sewer networks as sources of nitrous oxide, methane and hydrogen sulphide emissions: A review and case studies.

Environment and Climate Change Canada, 2018. Technical guidance on reporting greenhouse gas emissions – 2017 data, <https://www.canada.ca/content/dam/eccc/documents/pdf/climatechange/emissions-inventories-reporting/facility-greenhouse-gas-reporting/technical-guidance-emissions-2017data-en.pdf>.

Etheridge, D.M., L.P Steele, R.J. Francey, and R.L. Langenfelds, 1998. Atmospheric methane between 1000 A.D. and present: Evidence of anthropogenic emissions and climatic variability. *Journal of Geophysical Research* 103:15,979-15,993.

FAOSTAT, 2014. Bases de datos de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Recuperado el 29 de septiembre de 2014 de: faostat.fao.org/fields. *Global Change Biology*, 11(7), 1131-1141.

Federal Office for the Environment (FOEN), 2018. Switzerland's Greenhouse Gas Inventory 1990–2016, <https://unfccc.int/documents/65678>.

Foley, J., Yuan, Z.G. and Lant, P., 2009. Dissolved methane in rising main sewer systems: field measurements and simple model development for estimating greenhouse gas emissions. *Water Sci. Technol.* 60(11), 2963-2971.

Fouad M., Mofteh M., 2017. The most dangerous manholes in the gravity sewage networks: case study. <http://iwtc.info/wp-content/uploads/2017/05/121.pdf>.

Fuglestedt, J., T. Berntsen, O. Godal, and T. Skodvin, 2000: Climate implications of GWP-based reductions in greenhouse gas emissions. *Geophys. Res. Lett.*, 27, 409–412.

Fuglestedt, J., T. Berntsen, O. Godal, R. Sausen, K. Shine, and T. Skodvin, 2003: Metrics of climate change: Assessing radiative forcing and emission indices. *Clim. Change*, 58, 267–331.

Fung, I., J. John, J. Lerner, E. Matthews, M. Prather, L. P. Steele, and P. J. Fraser, 1991. 3-Dimensional model synthesis of the global methane cycle. *J. Geophys. Res. Atmos.*, 96, 13033–13065.

Gal'chenko V. F., Lein A. Yu., Ivanov M. V., 2003. Methane Content in the Bottom Sediments and Water Column of the Black Sea.

Ganigué, R., Gutierrez, O., Rootsey, R. and Yuan, Z., 2011. Chemical dosing for sulfide control in Australia: an industry survey. *Water Res.* 45(19), 6564-6574.

Ganigué, R. y Yuan, Z., 2014. Impact of oxygen injection on CH₄ and N₂O emissions from rising main sewers. *J. Environ. Manage.* 144, 279-285.

German Environment Agency, 2017. National Inventory Report for the German Greenhouse Gas Inventory 1990 – 2015, https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2017-05-02_climate-change_14-2017_nir-2017_unfccc_eng.pdf.

Guisasola, A., de Haas, D., Keller, J. and Yuan, Z., 2008. Methane formation in sewer systems. *Water Res.* 42(6), 1421-1430.

Guisasola, A., Sharma, K.R., Keller, J. and Yuan, Z., 2009. Development of a model for assessing methane formation in rising main sewers. *Water Res.* 43(11), 2874-2884.

Gutierrez, O., Park, D., Sharma, K.R. and Yuan, Z., 2009. Effects of long-term pH elevation on the sulfate-reducing and methanogenic activities of anaerobic sewer biofilms. *Water Res.* 43(9), 2549- 2557.

Gutierrez, O., Sudarjanto, G., Ren, G., Ganigué, R., Jiang, G. and Yuan, Z., 2014. Assessment of pH shock as a method for controlling sulfide and methane formation in pressure main sewer systems. *Water Res.* 48, 569-578.

GWRC, 2011. Global Water Research Coalition report, N₂O and CH₄ emission from wastewater collection and treatment systems: State of the art report.

INECC, 2013. Inventario Nacional de Emisiones de Gases y Compuestos de Efecto Invernadero 1990-2010, Ciudad de México. <https://www.gob.mx/inecc/acciones-y-programas/inventario-nacional-de-emisiones-de-gases-y-compuestos-de-efecto-invernadero>.

INECC, 2015. Inventario Nacional de Emisiones de Gases y Compuestos de Efecto Invernadero 2015, Ciudad de México. <https://www.gob.mx/inecc/acciones-y-programas/inventario-nacional-de-emisiones-de-gases-y-compuestos-de-efecto-invernadero>.

Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) y Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2015. Primer Informe Bienal de Actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. INECC/Semarnat, México.

IPCC, 2006. In: Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.), 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. IGES, Japan.

IPCC, 2007: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

IPCC, 2013. Glosario [Planton, S. (ed.)]. En: Cambio Climático 2013. Bases físicas. Contribución del Grupo de trabajo I al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex y P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido y Nueva York, NY, Estados Unidos de América.

Jensen, H., Biggs, C. and Karunakaran, E., 2016. The importance of sewer biofilms. <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/wat2.1144/full>.

Jiang, G., 2010. Control of Sulfide and Methane Production in Sewers Using Nitrate and Nitrite. PhD Thesis, the University of Queensland, Brisbane.

Jiang, G., Gutierrez, O., Sharma, K.R., Keller, J. and Yuan, Z., 2011. Optimization of intermittent, simultaneous dosage of nitrite and hydrochloric acid to control sulfide and methane productions in sewers. *Water Res.* 45(18), 6163-6172.

Jiang, G., Keating, A., Corrie, S., O'Halloran, K., Nguyen, L. and Yuan, Z., 2013. Dosing free nitrous acid for sulfide control in sewers: Results of field trials in Australia. *Water Res.* 47(13), 4331-4339.

Kassar, S. 2009. Anemometría marciana, anemómetro térmico. <https://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2099.1/8783/PFC.pdf>.

Kiehl, J., and K. Trenberth, 1997: Earth's annual global mean energy budget. *Bull. Am. Meteorol. Soc.*, 78, 197–206.

Lawrence, N.S., 2006. Analytical detection methodologies for methane and related hydrocarbons. *Talanta*. 69(2), 385-392.

Lelieveld, J., et al., 2008. Atmospheric oxidation capacity sustained by a tropical forest. *Nature*, 452, 737–740.

Levy, H., 1971. Normal atmosphere-large radical and formaldehyde concentrations predicted. *Science*, 173, 141–143.

Liu Yiwen, 2015. A Thesis: Measurement and understanding of methane emission from sewers, The University of Queensland, 2015. https://espace.library.uq.edu.au/view/UQ:368648/s4267968_phd_submission.pdf

Madigan et al., 2003. "Brock: Biología de los microorganismos". (10ª edición). Ed. Pearson-Prentice-Hall, Madrid.

Mårtensson P. y Isgren M., 2013. A Thesis: Methane formation in sewer systems, Lund University.

Metcalf & Eddy, 1985. "Ingeniería Sanitaria". Segunda Edición, Editorial Labor S.A.

Ministerio del Medio Ambiente, 2017. Informe del inventario nacional de gases de efecto invernadero de Chile, serie 1990-2013, http://portal.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2017/12/2016_iin_cl.pdf.

Ministry of the Environment, Japan, 2018. Greenhouse Gas Inventory Office of Japan (GIO), CGER, NIES, <https://unfccc.int/documents/66109>.

Mohanakrishnan, J., Gutierrez, O., Sharma, K.R., Guisasola, A., Werner, U., Meyer, R.L., et al., 2009. Impact of nitrate addition on biofilm properties and activities in rising main sewers. *Water Res.* 43(17), 4225-4237.

Noyola, A., Morgan-Sagastume, J.M y Güereca, L.P., 2013. Selección de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales municipales. Instituto de Ingeniería UNAM, México. 125 pp. Disponible en: <http://proyectos2.iingen.unam.mx/LACClimateChange/LibroTratamiento.html>.

Noyala, A., Paredes, M.G., Güereca, L.P., Molina, L.T., Zavala, M., 2018. Methane correction factors for estimating emissions from aerobic wastewater treatment facilities based on field data in Mexico and on literature review. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718317522>.

National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), 2018. Greenhouse gas emissions in the Netherlands 1990–2016 National Inventory Report 2018, <https://unfccc.int/documents/65703>.

Norwegian Environment Agency, 2018. Greenhouse Gas Emissions 1990-2016, National Inventory Report, <https://unfccc.int/documents/65706>.

Omil, F., Lens, P., Visser, A., Pol, L.W.H. and Lettinga, G., 1998. Long-term competition between sulfate reducing and methanogenic bacteria in UASB reactors treating volatile fatty acids. *Biotechnol. Bioeng.* 57(6), 676-685.

O'Neill, B., 2000: The jury is still out on global warming potentials. *Clim. Change*, 44, 427–443.

O'Reilly, C. and Colleran, E., 2006. Effect of influent COD/SO₄²⁻ ratios on mesophilic anaerobic reactor biomass populations: physico-chemical and microbiological properties. *FEMS Microbiol. Ecol.* 56(1), 141-153.

Ortega, N., 2011. El agua en números. Disponible en: http://www.uam.mx/difusion/casadeltiempo/41_iv_mar_2011/casa_del_tiempo_eIV_num41_39_40.pdf.

Ostrem, K. y Themelis N., 2004. "Greening waste: anaerobic digestion for treating the organic fraction of municipal solid wastes". Disponible en: http://www.seas.columbia.edu/earth/wtert/sofos/Ostrem_Thesis_final.pdf.

Paulot, F., J. D. Crouse, H. G. Kjaergaard, A. Kurten, J. M. St Clair, J. H. Seinfeld, and P. O. Wennberg, 2009. Unexpected epoxide formation in the gas-phase photooxidation of isoprene. *Science*, 325, 730–733.

Peeters, J., T. L. Nguyen, and L. Vereecken, 2009. HO(x) radical regeneration in the oxidation of isoprene. *Phys. Chem. Chem. Phys.*, 11, 5935–5939.

Phillips, N.G., Ackley, R., Crosson, E.R., Down, A., Hutyra, L.R., Brondfield, M., et al., 2013. Mapping urban pipeline leaks: Methane leaks across Boston. *Environ. Pollut.* 173, 1-4.

Prather, M. J., C. D. Holmes, and J. Hsu, 2012. Reactive greenhouse gas scenarios: Systematic exploration of uncertainties and the role of atmospheric chemistry. *Geophys. Res. Lett.*, 39, L09803.

Prien, R.D., 2007. The future of chemical in situ sensors. *Mar. Chem.* 107(3), 422-432.

Ralph, M. & Dong, G.J.-, 2010. "Environmental Microbiology Second.", A JOHN WILEY & SONS, INC., PUBLICATION.

Raskin, L., Rittmann, B.E. and Stahl, D.A., 1996. Competition and coexistence of sulfate-reducing and methanogenic populations in anaerobic biofilms. *Appl. Environ. Microbiol.* 62(10), 3847.

PUMAGUA, 2008. Informe Final 2008. http://www.pumagua.unam.mx/assets/pdfs/informes/2008/informe_final_2008.pdf.

Robinson, J.A. y Tiedje, J.M., 1984. Competition between sulfate-reducing and methanogenic bacteria for H₂ under resting and growing conditions. *Arch. Microbiol.* 137(1), 26-32.

Rothfuss, F., Bijnen, F.G.C., Conrad, R., Harren, F.J.M. and Reuss, J., 1996. Combination of photoacoustic detector with gas diffusion probes for the measurement of methane concentration gradients in submerged paddy soil. *Chemosphere.* 33(12), 2487-2504.

RUOA, 2018. Observatorio Atmosférico UNAM. Consultado: octubre de 2108.
Diponible en:
<https://www.ruoa.unam.mx/index.php?page=estaciones&st=unam&id=1>

Secretaria de Estado de Medio Ambiente, 2018. INVENTARIO NACIONAL DE EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO 1990 – 2016, <https://unfccc.int/documents/64850>.

SEMARNAT, 2014. Programa Especial de Cambio Climático (2014-2016), http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5342492&fecha=28/04/2014.

SEMARNAT, 2015. Primer Informe Bienal de Actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, Ciudad de México. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/314955/2015_bur_mexico.pdf.

SEMARNAT, 2015¹. Contribución Prevista y Determinada a Nivel Nacional de México. http://www.semarnat.gob.mx/sites/default/files/documentos/mexico_indc_espanolv2.pdf

SEMARNAT, 2016. Comunicado de Prensa Núm. 112/16, “México entregó a la ONU la ratificación del Acuerdo de París”, Ciudad de México. <https://www.gob.mx/semarnat/prensa/mexico-entrego-a-la-onu-la-ratificacion-del-acuerdo-de-paris>.

SEMARNAT, 2016¹. Estrategia Nacional de Cambio Climático visión 10-20-40. México, D.F.

Shah, A., Willis, J. and Fillmore, L., 2011. Quantifying methane evolution from sewers: results from WERF/Dekalb Phase 2 continuous monitoring at Honey Creek Pumping Station and force main. Proceedings of the Water Environment Federation. 2011(6), 475-485.

Shelfali y Themelis, 2002. Anaerobic digestion of biodegradable organics in municipal solid wastes. <http://www.seas.columbia.edu/earth/vermathesis.pdf>.

Schonheit, P., Kristjansson, J.K. and Thauer, R.K., 1982. Kinetic mechanism for the ability of sulfate reducers to out-compete methanogens for acetate. Arch. Microbiol. 132(3), 285-288.

Short M., Alexander Daikeler, Kirsten Wallis, William L. Peirson, Gregory M. Peters, 2017. Dissolved methane in the influent of three Australian wastewater treatment plants fed by gravity sewers.

Smith, S., and M. Wigley, 2000. Global warming potentials: 1. Climatic implications of emissions reductions. Clim. Change, 44, 445–457.

Sun, J., Hu, S., Sharma, K.R., Ni, B.-J. and Yuan, Z., 2014. Stratified Microbial Structure and Activity in Sulfide-and Methane-Producing Anaerobic Sewer Biofilms. Appl. Environ. Microbiol. 80(22), 7042-7052.

Sudarjanto, G., Sharma, K.R., Gutierrez, O. and Yuan, Z., 2011. A laboratory assessment of the impact of brewery wastewater discharge on sulfide and methane production in a sewer. Water Sci. Technol. 64(8), 1614-1619.

Swedish Environmental Protection Agency, 2018. National Inventory Report Sweden 2018, <https://unfccc.int/documents/65685>.

Tanaka, K., B. O'Neill, D. Rokityanskiy, M. Obersteiner, and R. Tol, 2009. Evaluating Global Warming Potentials with historical temperature. *Clim. Change*, 96, 443– 466.

Taraborrelli, D., Lawrence, M. G., Crowley, J. N., Dillon, T. J., Gromov, S., Groß, C. B. M., Vereecken, L., and Lelieveld, J., 2012. Hydroxyl radical buffered by isoprene oxidation over tropical forests, *Nat. Geosc.*, 5, 190–193, doi:10.1038/ngeo1405.

Uberoi, V. y Bhattacharya, S.K., 1997. Sulfate-reducing bacteria in anaerobic propionate systems. *J. Environ. Eng.* 123(7), 675-682.

Universidad de Córdoba, 2018. Tema 4. El efecto invernadero y el calentamiento global. Consultado el 15 de Julio de 2018. Disponible en: <http://www.uco.es/~iq2sagrl/QIMediambiente/TranspTema4-web.pdf>.

Guía Viajes, 2018. Ciudad de México clima: época para viajar a Ciudad de México. Consultado el 1 de agosto de 2018. Disponible en: <https://www.guiaviajes.org/ciudad-de-mexico-clima/#>.

U.S. EPA, 1998. Analysis of Dissolved Methane, Ethane, and Ethylene in Ground Water by a Standard Gas Chromatographic Technique. <https://archive.epa.gov/region1/info/testmethods/web/pdf/alternative-to-rsk-175.pdf>.

U.S. EPA, 1992. Detection, control, and correction of hydrogen, sulfide corrosion in existing wastewater systems, <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/200045MK.PDF?Dockkey=200045MK.PDF>.

U.S. EPA, 2003. «Lecciones Aprendidas: Inspección y Mantenimiento Controlados en las Plantas Procesadoras de Gas y en las Estaciones de Refuerzo.» Washington, DC.

U.S. EPA, 2012. Global Anthropogenic Emissions of Non-CO₂ Greenhouse Gases: 1990–2030, (EPA 430-R-12-006), <http://www.epa.gov/climatechange/EPAactivities/economics/nonco2projections.html>.

U.S. EPA, 2018. Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks 1990-2016, <https://unfccc.int/documents/65674>.

Viana da Silva, A.M.E., Bettencourt da Silva, R.J.N., Camoes Filomena, G.F.C., 2011. Optimization of the determination of chemical oxygen demand in wastewaters. *Analytica Chimica Acta*. 699(2):161-169.

Vollertsen, J., Vorkamp, K., Hvitved-Jacobsen, T. & Jensen, N.A., 2002: Udsivning af spildevand fra afløbssystemer. Miljøprojekt Nr. 685.

Whitman, W.B., Bowen, T.L. and Boone, D.R., 1999. The methanogenic bacteria. In: Dworkin et al., editors. *The Prokaryotes, an evolving electronic resource for the microbiological community*. Release 3.0. New York: Springer-Verlag.

Williams, R.T. y Crawford, R.L., 1984. Methane Production in Minnesota. *Applied and Environmental Microbiology [Appl Environ Microbiol]*, ISSN: 0099-2240, 1984 Jun; Vol. 47 (6), pp. 1266-71.

Yoda, M., Kitagawa, M. and Miyaji, Y., 1987. Long term competition between sulfate-reducing and methane-producing bacteria for acetate in anaerobic biofilm. *Water Res.* 21(12), 1547-1556.

Zhang, L., De Schryver, P., De Gussemé, B., De Muynck, W., Boon, N. and Verstraete, W., 2008. Chemical and biological technologies for hydrogen sulfide emission control in sewer systems: a review. *Water Res.* 42(1), 1-12.

Zhang, L., Keller, J. and Yuan, Z., 2009. Inhibition of sulfate-reducing and methanogenic activities of anaerobic sewer biofilms by ferric iron dosing. *Water Res.* 43(17), 4123-4132.

Zinder, S., 1998. Chapter 5. Methanogens. En: Burlage, R.S. et al, *Techniques in Microbial Ecology*. Oxford University Press. New York. 113-135.

10. ANEXOS

Anexo I. Planos

PLANO: A3

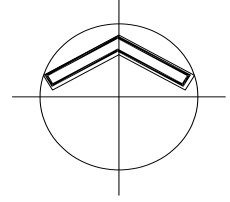
RESERVA ECOLÓGICA SUR ORIENTE
52.4373 Ha

PLANO: A4

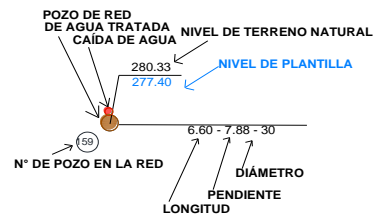
PLANO: A1

PLANO: A2

NORTE



SIMBOLOGÍA

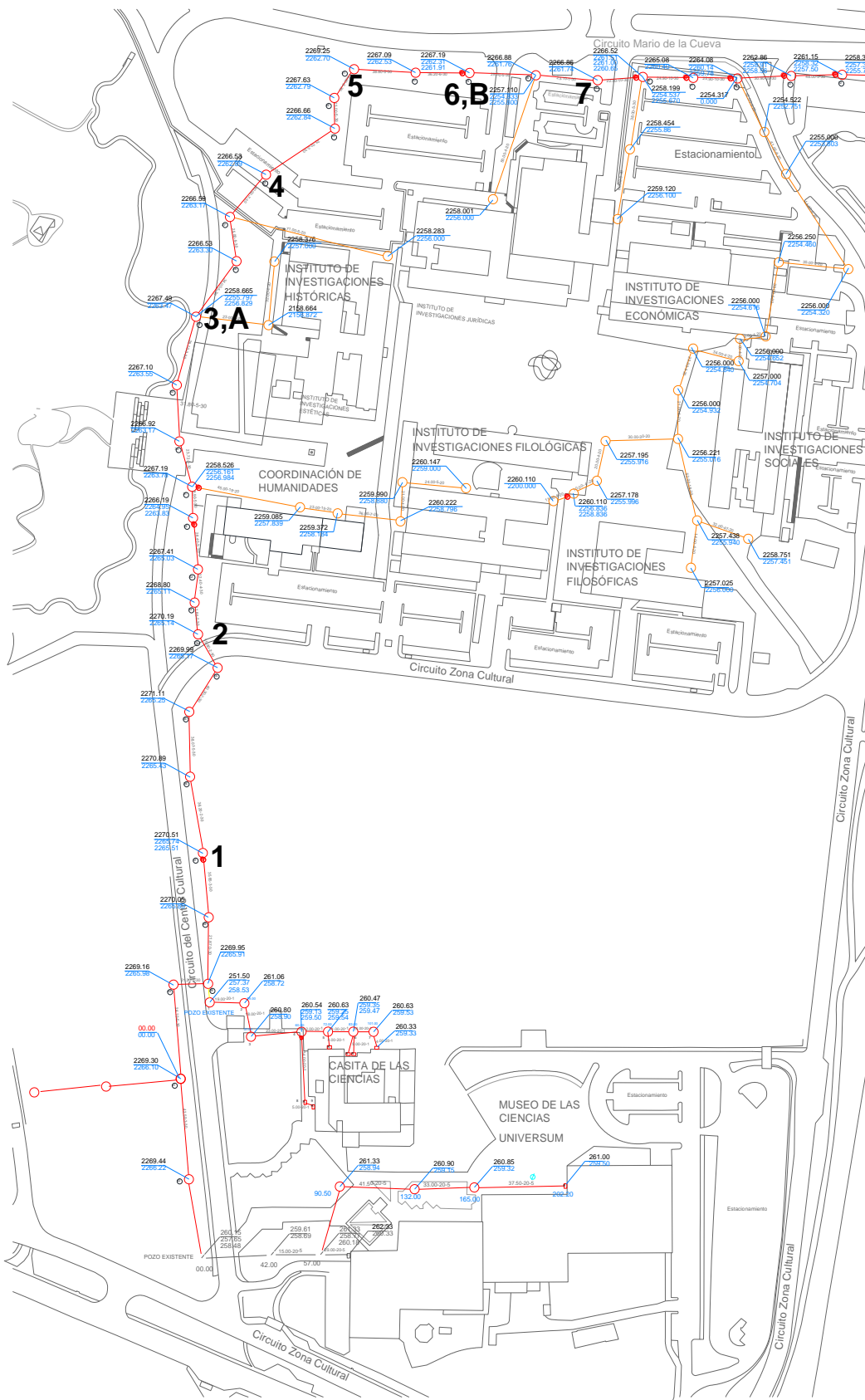


DEPENDENCIA: UNAM	
PROYECTO: CIUDAD UNIVERSITARIA	
UBICACIÓN: Av. Universidad 3000, Delegación Coyoacán C.P. 04500	
DESCRIPCIÓN: MODIFICADO	No. DE PLANO: 01
SIN ESCALA	CLAVE: 00
FECHA: OCTUBRE 2018	

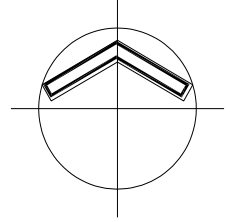
ING. ANA DE GORTARI PEDEZZA
director general

ING. MIRÓ UGALDE SALAS
director de planeación y evaluador de obras

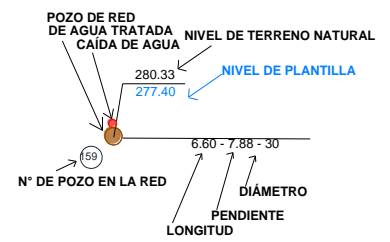
PLANO A1



NORTE



SIMBOLOGÍA



UNAM



SECRETARÍA ADMINISTRATIVA
DIRECCIÓN GENERAL DE OBRAS Y COORDINACIÓN

DEPENDENCIA: UNAM

PROYECTO: CIUDAD UNIVERSITARIA

UBICACIÓN: Av. Universidad 3000, Delegación Coyoacán C.P. 04500

DESCRIPCIÓN: MODIFICACION No. DE PLANO: 02

SIN ESCALA

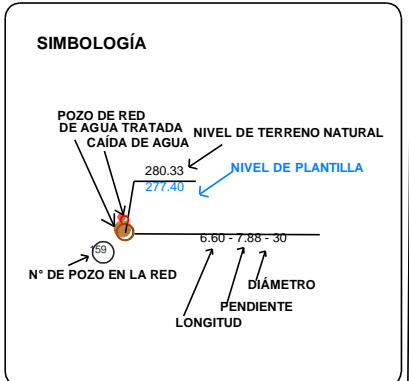
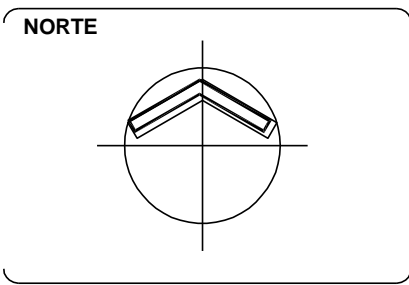
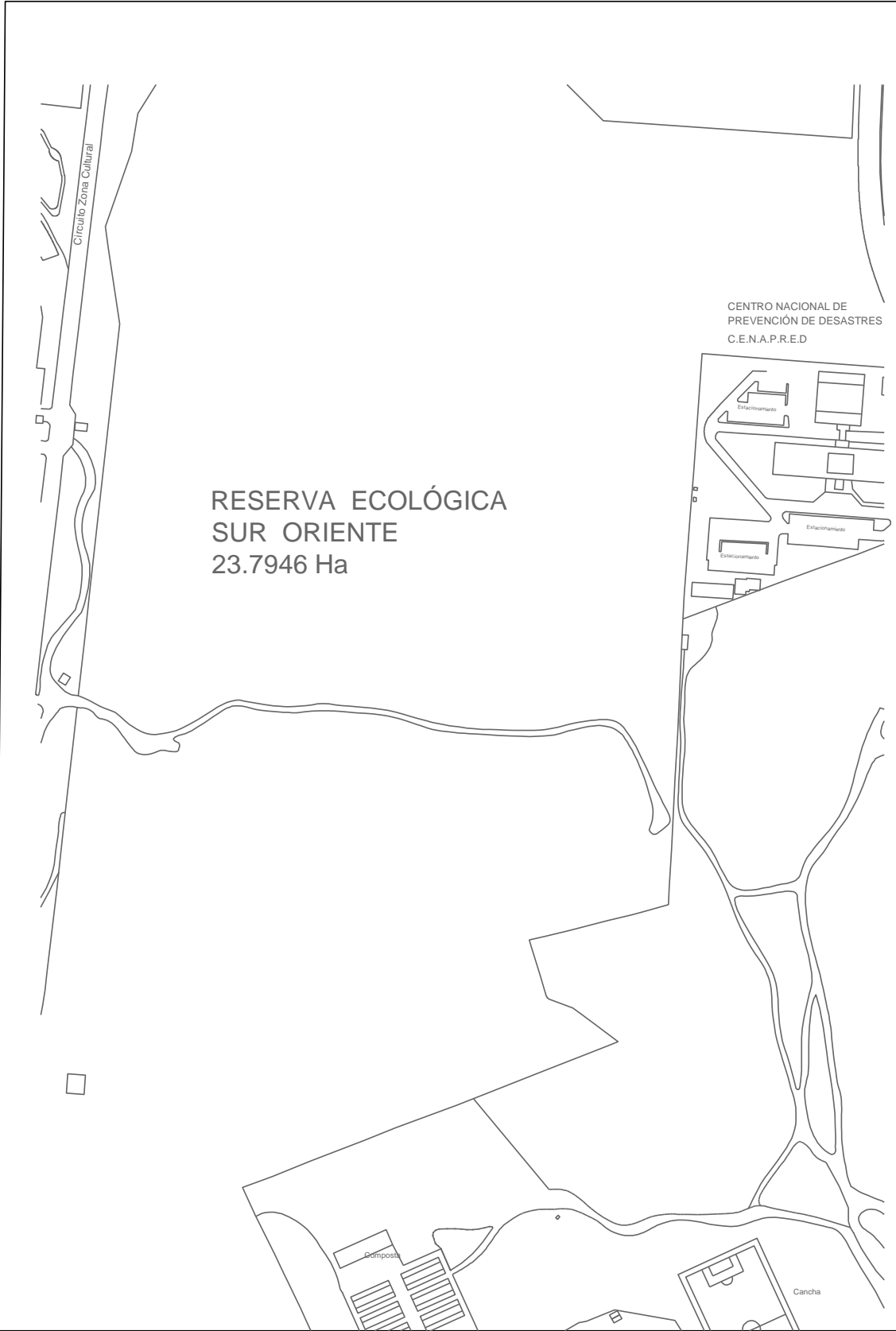
CLAVE: A1

FECHA: OCTUBRE 2018

ING. ANA DE GORTARI PEDROZA
director general

ING. MARIO UGALDE SALAS
director de planeación y evaluación de obras

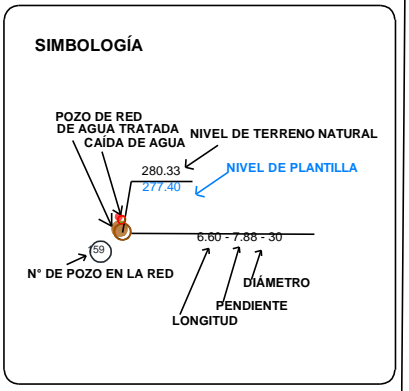
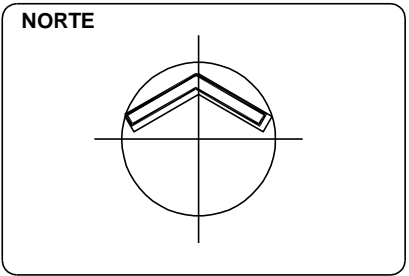
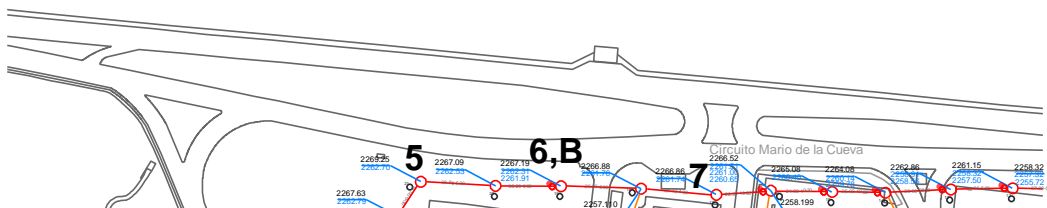
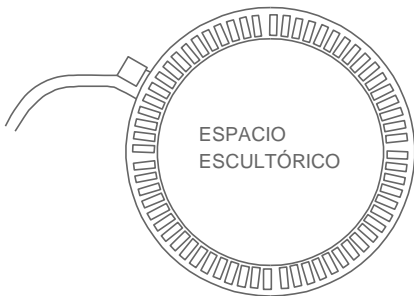
PLANO A2



<p>SECRETARÍA ADMINISTRATIVA UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO</p>	DEPENDENCIA: UNAM
	PROYECTO: CIUDAD UNIVERSITARIA
	UBICACIÓN: Av. Universidad 3000; Delegación Coyoacán C.P. 04500
	DESCRIPCIÓN: MODIFICADO No. DE PLANO: 01
SIN ESCALA	CLAVE: A2
ING. ANA DE GORTARI PEDROZA director general	ING. MIRIO UGALDE SALAS diseño de planta y redacción de obra

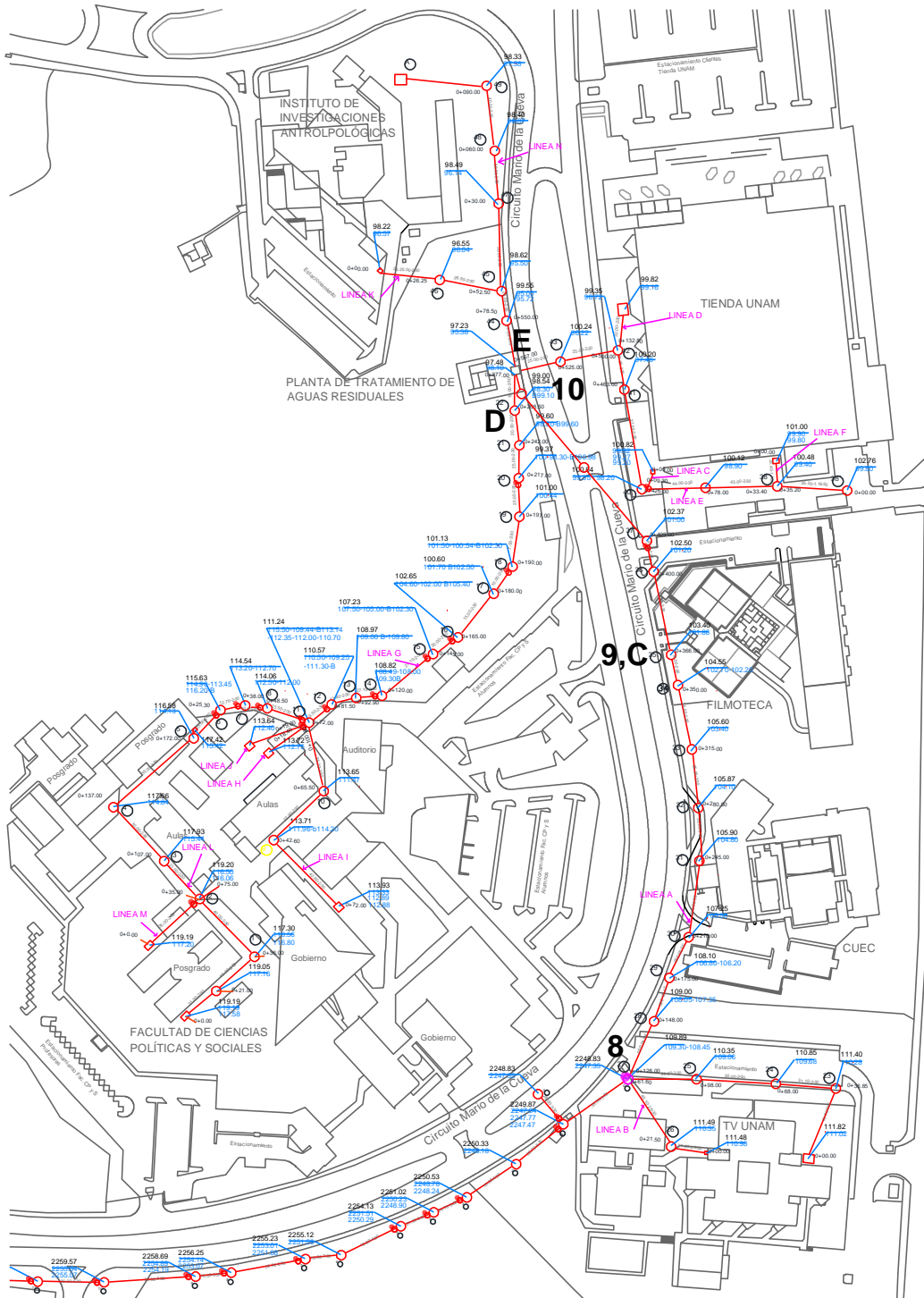
PLANO A3

RESERVA ECOLÓGICA
ORIENTE
52.4373 Ha

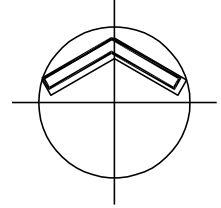


 SECRETARÍA ADMINISTRATIVA DE OPERACIÓN, CONTROL Y CALIFICACIÓN	DEPENDENCIA: UNAM
	PROYECTO: CIUDAD UNIVERSITARIA
	UBICACIÓN: AV. Universidad 3000, Delegación Coyoacán C.P. 04500
	DESCRIPCIÓN: MODIFICADO
SIN ESCALA	No. DE PLANO: 01
FECHA: OCTUBRE 2018	CLAVE: A3
ING. ANA DE GORTÁRIZ PEZUELA director general	ING. MIRÓ UGALDE SALAS director de planeación y evaluación de obras

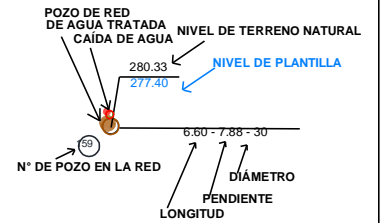
PLANO A4



NORTE



SIMBOLOGÍA



DEPENDENCIA: UNAM
PROYECTO: CIUDAD UNIVERSITARIA
UBICACIÓN: Av. Universidad 3000, Delegación Coyoacán C.P. 04500
DESCRIPCIÓN: MODIFICADO
SIN ESCALA
FECHA: OCTUBRE 2018
NO. DE PLANO: 01
CLAVE: A4

ING. ANA DE GORTARI PEDROZA
directora general

ING. MIRÓ UGALDE SALAS
diseño y simulación hidráulica

Anexo II. Concentración de fondo en los tubos Vacutainer

En las campañas 1 y 2 para el muestreo de la fase gas de los pozos de vista se utilizó la técnica de Mårtensson y Isgren (2013). En esta técnica se utilizan BD Vacutainer (6 ml), que son tubos de ensayo de plástico o vidrio al vacío, y son empleados para la venopunción. Debido a que se encuentran al vacío, al momento de pinchar con una aguja de jeringa, el aire de la atmosfera ingresa al tubo y, cuando la aguja es retirada, el tapón plástico impide que ingrese o escape aire.

Durante los análisis en el cromatógrafo, se detectó que los tubos Vacutainer tenían una concentración de fondo de metano (o algún compuesto parecido). Esta concentración de fondo impidió seguir empleando la técnica de muestreo y, se optó por desarrollar una nueva (ver 5.5. Medición de metano en fase gaseosa). Por este motivo, las mediciones de la fase gas de las campañas C1 y C2 fueron descartadas para incorporar en el estudio.

Anexo III. Procedimiento para la elaboración de la curva patrón para la concentración de metano

Para medir la concentración de metano empleando el cromatógrafo de SRI Technologies, el primer paso fue elaborar la curva de calibración. Los pasos a seguir son:

- 1.- Encender el cromatógrafo de gases (tarda entre 45 y 60 minutos en calentar)
- 2.- Usar el Manifold (rampa de gaseo) seleccionando el gas a cuantificar.
- 3- Verificar que las llaves (general y de paso) estén cerradas.
- 4.- Llenar una probeta de 500 o 1000 ml hasta el 80% de su capacidad de volumen con agua de la llave.
- 5.- Introducir la manguera de látex con su jeringa en la probeta.
- 6.- Abrir la llave general (que no se eleve más de 1.5 psi de presión).
- 7.- Abrir lentamente la llave de paso, hasta obtener un pequeño y constante burbujeo.

8.- Tomar una muestra de biogás e inyectar en las botellas de vidrio tapadas y selladas con una jeringa Hamilton o de insulina (no usar la Pressure Lock).

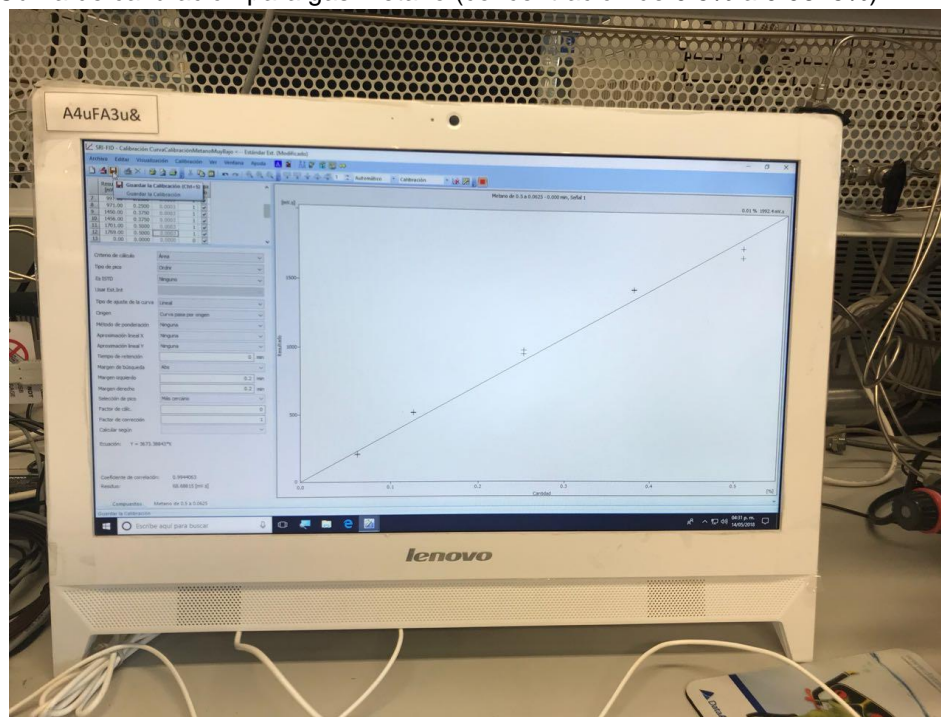
9.- Realizar varias mezclas de aire y metano. En este caso se obtuvieron mezclas con concentraciones de metano de 0.5%, 0.375%, 0.25%, 0.125% y 0.0625%.

10.- Con una jeringa Hamilton (Pressure Lock) inyectar al menos tres veces en el cromatógrafo cada concentración de metano. En cada inyección purgar tres veces previas a la inyección en el cromatógrafo.

11.- Medir la respuesta en área del Software Clarity (Figura I).

12.- Registrar la temperatura ambiente en caso de curvas para obtención de moles de gas.

Figura I. Curva de calibración para gas metano (concentración de 0.5% a 0.0625%)



Anexo IV. Calibración del Oxímetro HI 9146

Del manual de instrucciones, se transcribe el apartado para la calibración. La sonda está bajo polarización con un voltaje fijo de aproximadamente 800 mV. La polarización de la sonda es esencial para lograr mediciones estables con el mismo grado de exactitud una y otra vez. Con la sonda debidamente polarizada, el oxígeno se "consume" constantemente cuando pasa a través del diafragma sensible y se disuelve en la solución electrolito que contiene la sonda. Si esta operación es interrumpida, la solución electrolito continúa enriqueciéndose con oxígeno hasta alcanzar un equilibrio con la solución que le rodea. Siempre que se toma la medida con una sonda no-polarizada, el nivel de oxígeno indicado es igual al de la solución analizada como la que está presente en la solución electrolito. Esta lectura es obviamente incorrecta.

La calibración es muy simple y se recomienda cada vez que se enciende el medidor.

- Asegúrese de que la sonda está lista para medición (ver pág. 5), es decir la membrana esté llena de electrolito y la sonda esté conectada al medidor. Encienda el medidor.
- Aparece "COND" en el display para informarle de que la sonda está en modo auto acondicionamiento (polarización automática).
- Una vez que desaparezca "COND" la sonda está polarizada y el instrumento puede ser calibrado.
- Para una calibración exacta, se recomienda esperar un tiempo adicional de 5 ó 10 minutos para garantizar el óptimo acondicionamiento de la sonda.
- Retire la tapa protectora de la membrana.
- Pulse CAL. Aparece "----" en el display más grande junto con "CAL" para indicar que el instrumento está en modo calibración.
- El instrumento se estandarizará automáticamente al valor real de saturación. Tras aprox. 1 minuto mostrará "100%" en el display y un pequeño "SAMPLE" para indicar que la calibración se ha completado.
- Pulse FACTOR y asegúrese de que F1 y F2 están fijados a los valores de altitud y salinidad apropiados(págs.10-11).

Anexo V. Calibración del medidor Oakton PC 450

Del manual de instrucciones, se transcribe el apartado para la calibración.

Calibración de pH

Para mejores resultados se recomienda una calibración periódica con estándares conocidos y precisos. Calibre con estándares que encuadren su rango de medición deseado mientras incluye un estándar neutro (pH 7,00 o 6,86). Por ejemplo, si usted espera medir muestras con un pH de entre 6,2 y 9,5 la calibración con los estándares 4,01, 7,00 y 10,01 van a funcionar bien.

Revuelva para los mejores resultados. Luego de la calibración con dos o más puntos el segmento de pendiente activo de la medición va a ser visible en la visualización inferior durante la medición. Una pendiente de 100 % va a aparecer si solamente se utiliza un punto de calibración y “- - -” si no se lleva a cabo ninguna calibración. El medidor va volver automáticamente al modo de medición luego de una finalización exitosa de la cantidad de puntos de calibración especificada. Para especificar una cantidad distinta de puntos de calibración de pH vea Opciones de Buffer de pH.

Utilizando Reconocimiento Automático de Buffer

1. Mientras esté en el modo de medición pH sumerja los sensores de pH y ATC en su primer estándar, luego presione CAL. La visualización primaria va a buscar al valor estándar más cercano mientras que la pantalla secundaria va a mostrar el valor no ajustado.
2. Cuando aparece el indicador “READY” (Listo) presione ENTER para aceptar. En la medición primaria va a brillar “READY” (Listo).
3. Lave sus electrodos y sumérjalos en el siguiente estándar de pH. La visualización primaria va a buscar al valor estándar más cercano, que no ha sido calibrado aún, mientras que la visualización secundaria va a mostrar el valor no ajustado. Cuando aparece el indicador “READY” (Listo) presione ENTER para aceptar.
4. Para calibrar otro estándar de pH, repita el paso 3 o presione MEAS, para regresar al modo de medición de pH.

Utilizar Reconocimiento Manual / Buffers Personalizados (Sólo Serie 450)

1. Mientras esté en el modo de medición pH sumerja los sensores de pH y ATC en su primer estándar, luego presione CAL.
2. Cuando aparezca el indicador "READY" (Listo) utilice las flechas arriba/ abajo para ajustar la medición primaria para que sea igual que el valor estándar a la temperatura medida, luego presione ENTER.
3. Lave sus electrodos y luego repita el paso 2 con un estándar que sea ≥ 1 unidad de pH a partir del valor estándar anterior.
4. Para calibrar otro estándar de pH, repita el paso 3 o presione MEAS, para regresar al modo de medición de pH.

Ajuste del offset de mV

1. En el modo de medición mV sumerja los sensores ORP y ATZ en una solución con un valor mV conocido (z. B. Zobel, Light, quinhydrón o yoduro/triioduro) y revuelva.
2. Cuando aparezca el indicador "READY" (Listo) use las flechas arriba/abajo para ajustar la lectura primaria para ajustar el valor mV a la temperatura medida, luego oprima ENTER. El medidor permite un valor máximo ajustable de ± 200 mV a partir del valor mV estándar de fábrica. Cuando un offset se haya guardado exitosamente, mV es reemplazado por R.mV.

Calibración de temperatura/ATC Manual

1. Oprima CAL de cualquier medición, luego oprima MODE (Modo).
2. Siga con el paso 3 por una ATC manual, de otra manera sumerja el sensor de temperatura en una solución con una temperatura determinada conocida. La visualización superior muestra la temperatura activa mientras que la visualización inferior muestra la temperatura estándar de fábrica sin ajuste.
3. Use las flechas arriba/abajo para ajustar la visualización superior. Oprima ENTER para aceptar la temperatura de calibración. El valor ajustable máximo es ± 10 °C (o ± 18 °F) desde el valor de fábrica.