



Saneamiento de cuerpos de agua e impacto sobre la emisión de gases de efecto invernadero. Primera fase.

TH1913.1

Informe final

COORDINACIÓN DE HIDROLOGÍA

SUBCOORDINACIÓN DE HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

Participantes:

Dra. Anne M. Hansen Hansen

M. en I. DAngelo A. Sandoval Chacón

Lic. Suhaila E. Díaz Valencia

Pas. IQ. Vanessa G. Moreno Ayala

México, 2019

Contenido

1. Introducción.....	1
2. Antecedentes.....	3
1.1 Justificación.....	19
1.2 Objetivo.....	20
3. Metodología.....	21
3.1 Sitio de Investigación.....	21
3.2 Muestreo y caracterización de agua y sedimento.....	21
3.3 Determinación de carga externa de carbono.....	25
3.4 Cuantificación de emisiones de GEI por carga interna.....	40
3.5 Modelación hidrogeoquímica de la mineralización de la materia orgánica.....	46
4. Resultados y discusión.....	47
4.1 Caracterización de agua y sedimento.....	47
4.2 Carga externa de carbono.....	47
4.3 Cuantificación de carga interna de GEI.....	51
4.4 Modelación hidrogeoquímica de la mineralización de la materia orgánica.....	58
5. Conclusiones.....	62
6. Próximos pasos.....	63
7. Referencias.....	64



Índice de Figuras

Figura 1. Inventario global de carbono	6
Figura 2. Flujos de carbono en 2018.....	7
Figura 3. Fuentes de carga externa de C en una cuenca hidrológica	10
Figura 4. Representación gráfica del modelo conceptual del balance de C.	13
Figura 5. Condiciones de un cuerpo de agua antes, durante y después de la aplicación de Phoslock®.....	16
Figura 6. Condiciones de un cuerpo de agua antes, durante y después de la oxigenación hipolimnética.....	17
Figura 7. Presa Valle de Bravo, afluente San Diego.....	21
Figura 8. Distribución de contenido de materia orgánica en sedimento de la presa Valle de Bravo (CONAGUA-IMTA, 2010) y sitios de muestreo (+).	22
Figura 9. Extracción de sedimento con Draga Ekman.	23
Figura 10. Subcuencas de la cuenca de la presa Valle de Bravo	27
Figura 11. Determinación del río principal.....	30
Figura 12. Cálculo de la longitud del río principal.....	30
Figura 13. Determinación del ancho del río en Google Earth Pro.....	31
Figura 14. Medición de ancho de cauce.	32
Figura 15. Polígonos de Thiessen para la cuenca de la presa Valle de Bravo.	34
Figura 16. Interfaz del modelo PERSiST.....	35
Figura 17. Hoja de datos de precipitación y temperatura para PERSiST.....	36
Figura 18. Hoja de parámetros de entrada para el modelo PERSiST.....	36
Figura 19. Interfaz del modelo INCA-C.	37
Figura 20. Hoja de parámetros de entrada para INCA-C.....	39
Figura 21. Hoja de datos de entrada para el modelo INCA-C.....	39

Figura 22. Sistema de captura de gases generados durante la incubación de agua y sedimento.....	41
Figura 23. Emisiones de CO ₂ en los reactores experimentales.....	44
Figura 24. Emisiones de CH ₄ en los reactores experimentales.....	45
Figura 25. Emisión de C determinada en el inventario de emisiones (CONAGUA-IMTA, 2015).....	48
Figura 26. Carga externa de C que recibe el cuerpo de agua.	49
Figura 27. Zona urbana en la subcuenca Tizates.....	50
Figura 28. Emisiones de CO ₂ en los reactores experimentales.....	54
Figura 29. Emisiones de CH ₄ en los reactores experimentales.....	55
Figura 30. Degradación del COT en reactores a) <i>i) HOS</i> y b) <i>iii) HOS + PHOS</i>	57
Figura 31. Degradación del COT (5) en reactores c) <i>ii) PHOS</i> y b) <i>iv) Testigo</i>	58
Figura 32 Contenido de carbono orgánico total en núcleo de sedimento.	59
Figura 33 Determinación de la constante de degradación de la materia orgánica en el sedimento en 15 cm de sedimento.	60
Figura 34 Determinación de la constante de degradación de la materia orgánica en núcleo de sedimento en 0.4 años.....	61

Índice de Tablas

Tabla 1. Características y cambios en la concentración de GEI en la atmósfera.....	4
Tabla 2. Procesos y reacciones asociados al carbono.	9
Tabla 3. Formas de carbono y su origen.....	11
Tabla 4. Emisiones de gases de C desde agua-sedimento para cuerpos de agua oligotróficos, mesotróficos y eutróficos.....	15
Tabla 5. Parámetros y métodos para la caracterización de agua.....	24
Tabla 6. Inventario de emisiones de DBO ₅ de la cuenca hidrológica de la presa Valle de Bravo.	26
Tabla 7. Evaluación de modelos.	27
Tabla 8. Área superficial por subcuenca y cobertura de usos de suelo.	29
Tabla 9. Estaciones climatológicas en la cuenca hidrológica.	33
Tabla 10. Estaciones climatológicas con mayor área de influencia por subcuenca.....	35
Tabla 11. Parámetros de entrada al modelo INCA-C.....	38
Tabla 12. Datos para simulaciones anual y diario.....	40
Tabla 13. Tratamientos aplicados para evaluación de emisiones de gases de C en reactores experimentales con agua.....	41
Tabla 14. Caracterización inicial de muestra compuesta de sedimento.....	47
Tabla 15. Resultados de la simulación de carga externa de C.....	47
Tabla 16. Comparación de resultados con datos de monitoreo	51
Tabla 17 Constantes de degradación de carbono orgánico en reactores experimentales.....	61

1. Introducción

El carbono (C) es el elemento principal para los organismos, debido a que forma parte de la mayor cantidad de compuestos, moléculas y estructuras complejas que sostienen la vida. Además se encuentra presente en la superficie terrestre, océanos y atmósfera (Dodds y Whiles, 2002).

Existen dos formas de C, el primero llamado carbono inorgánico (CIn) que se encuentra en las estructuras químicas de algunos minerales y rocas, además de compuestos como el carbonato, bicarbonato y ácido carbónico en fases acuosas, y como metano (CH₄) y dióxido de carbono (CO₂) presente en fase gaseosa (Dodds y Whiles, 2002).

Otra forma de C, es el que se encuentra ligado a los procesos biológicos, llamado C orgánico (CO). Organismos autótrofos transforman el CIn en CO en el proceso de fotosíntesis (Darchambeau *et al.*, 2014). Posteriormente organismos heterótrofos consumen este CO, formando más biomasa, que al morir se deposita y almacena tanto en el suelo como en el sedimento en cuerpos de agua, donde ciertos organismos pueden transformarlos nuevamente en forma gaseosas de CIn (Kandasamy y Nath, 2016).

Los movimientos y procesos de C entre la atmósfera, superficie terrestre y océano en conjunto corresponden al ciclo de C (Ryan *et al.*, 2010). Este ciclo en la actualidad es de interés debido al cambio climático que enfrentamos, el cual es afectado principalmente por los gases de CO₂ y CH₄ que al acumularse en la atmósfera aumenta el efecto invernadero, lo que ha provocado un incremento en la temperatura de la superficie terrestre, el cual puede traer consecuencias sobre todos los ecosistemas (IPCC, 2019).

Es de interés para esta investigación el C que se encuentra en cuerpos de agua dulce como lagos y embalses. La acumulación de C en estos cuerpos

de agua, principalmente en el sedimento que se deposita al fondo, lo ha convertido en sitios de almacenamiento de C, y por los procesos de mineralización que ocurren bajo diferentes concentraciones de oxígeno disuelto, generan una emisión de gases tanto como CO₂ y CH₄ (Chmiel *et al.*, 2016).

Debido al incremento de C, así como de otros nutrientes como nitrógeno (N) y fósforo (P), la calidad del agua de estos cuerpos de agua ha disminuido debido al proceso de eutroficación (Heathcote y Downing, 2012) y al constituir una fuente de suministro de agua para usos recreativos, ecológicos, industriales y municipales, ha sido necesario implementar técnicas de saneamiento para el control de la eutroficación.

Estas técnicas de saneamiento principalmente están diseñadas para el control de la disponibilidad de P en el agua; sin embargo, su implementación traería consecuencias sobre la emisión de gases de C debido a los cambios químicos que pueden ocasionar por inmovilización de nutrientes (Li *et al.*, 2019) o el aumento en las concentraciones de oxígeno disuelto (Moore *et al.*, 2012), provocando un cambio las emisiones de gases de C (Sobek *et al.*, 2009).

2. Antecedentes

En el siguiente apartado se menciona la composición de los gases de efecto invernadero (GEI), los cambios en la concentración de GEI en la atmósfera en los últimos dos siglos, una descripción de los procesos que forman parte del ciclo de carbono en cuerpos de agua y la generación de emisiones asociada a cambios de estados tróficos en cuerpos de agua.

Emisión global de gases de efecto invernadero

La Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) establece como gases de efecto invernadero (GEI) al dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O), Hidrofluorocarbonos (HFC), Perfluorocarbonos (PFC) y Hexafluoruro de azufre (SF₆) (UNFCCC, 1998).

Los gases de efecto invernadero (GEI) son componentes gaseosos de la atmósfera los cuales son emitidos tanto natural como antropogénicamente. Los GEI permiten el paso de la luz proveniente del sol; sin embargo absorben la energía emitida por la Tierra en forma de radiación infrarroja para retenerla en un proceso conocido con efecto invernadero (IPCC, 2001). Aunque estos gases no resultan tóxicos para la salud, el aumento en las concentraciones en la atmósfera contribuyen con el calentamiento global (Tao, 2014).

Los cambios en las concentraciones de los GEI en la atmósfera se han determinado a través del análisis de burbujas de gas atrapadas en núcleos de hielo (Smith *et al.*, 1999). A partir de que existen registros con mayor precisión de la composición de la atmósfera, se ha determinado que el principal GEI es el CO₂, con un incremento en su concentración en las últimas décadas de 1.6 ppm por año (Hofmann *et al.*, 2006).

La abundancia del CO₂ se relaciona por ser el componente gaseoso predominante en el del ciclo global de carbono (C) (Tuckett, 2009), sin embargo, el incremento se debe a la deforestación, los cambios de uso de suelo (de bosque a actividades agropecuarias) y el uso de combustibles fósiles (Mukhopadhyay *et al.*, 2018).

La concentración actual del CO₂ en la atmósfera es cercana a las 400 ppm (equivalente al 0.04%), como se presenta en la Tabla 1, y por su importancia es el punto de comparación con los demás GEI. Por lo tanto, se estableció el Potencial de Caliente Global (PCG) como una medida de la cantidad de calor que un GEI puede atrapar en relación a la cantidad que atrapa una molécula de CO₂ (IPCC, 2018).

Tabla 1. Características y cambios en la concentración de GEI en la atmósfera.

GEI ¹	PCG ¹	Concentración promedio (ppb v en aire seco)		CO ₂ equivalente
		año 1750	año 2011	
CO ₂	1	280000	391000	391000
CH ₄	28	700	1803	50848
N ₂ O	265	270	320	8480
CFC	8448	0	0.85	7184
HCFC	2470	0	0.37	927
SF ₆	23900	0	0.007	174

¹ppb v en aire seco: ($\mu\text{g} \times \text{m}^{-3}$) en aire que no tiene vapor de agua (IPCC, 2014)

En cuanto al CH₄, corresponde al segundo GEI en importancia, debido a su emisión a la atmósfera por año y a su PCG que es 28 veces mayor al CO₂. Sus emisiones provienen principalmente de procesos microbianos de degradación de materia orgánica en ausencia de oxígeno, como la

metanogénesis (Borrel *et al.*, 2011), la fermentación entérica de rumiantes (Bonilla y Lemus, 2012) y desde el suelo de plantaciones de arroz (Banker *et al.*, 1995).

Las emisiones de CH₄ se incrementaron en un 150% desde el año de 1750 y se encuentran relacionadas con el incremento del N₂O (Prather y Hsu, 2012). El N₂O está naturalmente presente en la atmósfera como parte del ciclo geoquímico del nitrógeno y su potencial calorífico es 298 veces mayor al CO₂. Las emisiones de este gas se relacionan con la quema de combustibles fósiles y la fertilización en la agricultura (USEPA, 2016).

Otros gases como los CFC, HCFC y SF₆ poseen un PCG de hasta 23,900 veces mayor al CO₂ como se observa en la Tabla 1, y sus emisiones se han dado posterior al año de 1750. En cuanto a los CFC y HCFC son derivados de hidrocarburos con átomos de flúor (F) o cloro (Cl) los cuales también tienen un potencial para disminuir el ozono (O₃).

Inventario y flujo global de C

Dado que el CO₂ es el GEI más importante, seguido por el CH₄, se presenta a continuación el inventario global de carbono (Figura 1), en el cual se representan los reservorios de mayor importancia en el ciclo del carbono: la atmósfera, los océanos, la geósfera y la biósfera.

Dentro de lo que es la geósfera, se desglosan las reservas de combustibles fósiles, y las rocas sedimentarias, en donde se incluyen rocas calizas, clatratos de metano y sedimento marino y de agua dulce (Ajani *et al.*, 2013). Asimismo, el carbono de la biósfera, se refiere a biomasa viva y muerta, y a los suelos en ecosistemas terrestres.



Figura 1. Inventario global de carbono (Ajani et al. 2013).

Analizando los flujos de carbono desde las diferentes esferas se observa que las emisiones son mayores al secuestro, lo cual ha llevado a un incremento en la concentración de gases de C (principalmente CO₂) en la atmósfera. Para 1983 se calcularon 712 Pg C año⁻¹ en la atmósfera, mientras que para el 2018 aumentó hasta 860 Pg C año⁻¹ (Le Quéré et al., 2019), lo cual nos muestra que durante los últimos 35 años ha ocurrido un aumento de 4.2 Pg C año⁻¹.

De manera natural ocurren procesos como la emisión de gases de volcanes y por disociación de rocas calcáreas, sin embargo se mantiene en equilibrio con las deposiciones naturales. De igual manera en la biósfera tanto el suelo como la biomasa emiten y absorben 120 Pg C año⁻¹ (Stockmann et al., 2013), al igual que el océano 100 Pg C año⁻¹ en cuanto emisión como depositación.

En cuanto a cuerpos de agua dulces, la carga externa que reciben corresponde a 5.4 Pg C año⁻¹ y se calcula que las emisiones tanto de CO₂ como CH₄ son de 3.9 Pg C año⁻¹, sin embargo almacenan en sedimentos

1.5 Pg C año⁻¹ (Cardoso et al., 2019). Los cambios de uso de suelo (de bosque hacia agricultura principalmente) así como el uso de combustibles fósiles son los causantes del aumento en las emisiones en el contenido de C en la atmósfera (Le Quéré et al., 2019), en la Figura 2, se puede observar el flujo de C.

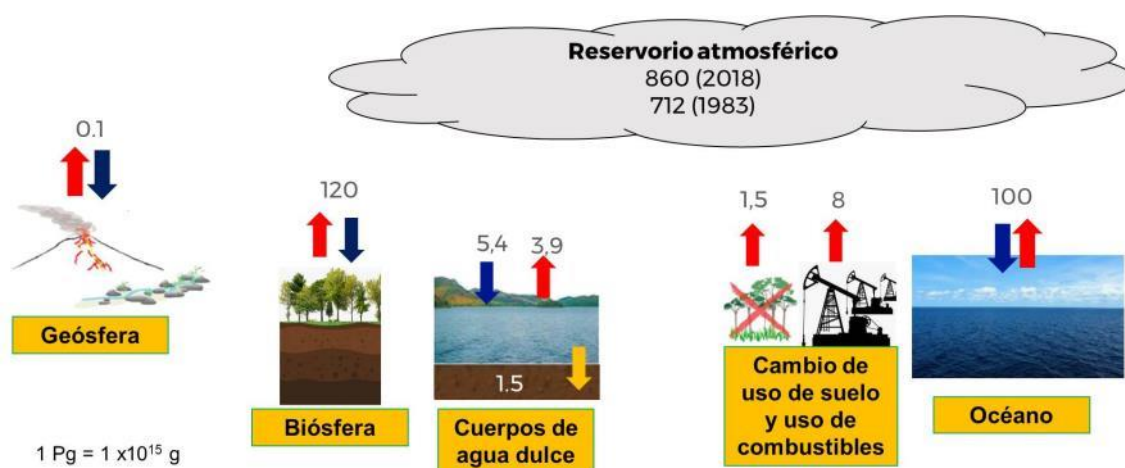


Figura 2. Flujos de carbono en 2018 (Pg/año).

Formas de C en agua

El carbono en el agua puede encontrarse ya sea de manera orgánica o inorgánica y estar en forma disuelta o particulada. El carbono orgánico (CO) se refiere a la materia orgánica suspendida (carbono orgánico particulado, COP) y a los productos de la descomposición y excreción de los organismos (carbono orgánico disuelto, COD). El carbono inorgánico (CIn) se encuentra principalmente de manera disuelta y como dióxido de carbono (CO₂), el cual ingresa a los cuerpos de agua a través de la atmósfera por difusión, y por la descomposición y respiración de los seres vivos.

Carbono orgánico

El carbono orgánico se divide en carbono orgánico particulado (COP) y en carbono orgánico disuelto (COD). El particulado proviene de la resuspensión del sedimento y generalmente, se relaciona con el crecimiento de bacterias; mientras que el disuelto (COD) se origina en la descomposición y productos de excreción de los organismos en el cuerpo de agua (Roldán y Ramírez, 2008).

La fracción de COD se puede dividir en sustancias húmicas y no húmicas. Los compuestos húmicos son compuestos de gran peso molecular que le dan un color café al agua y se presentan en el agua como moléculas disueltas, suspensiones coloidales y como material particulado. La fracción no húmica incluye azúcares y otros carbohidratos, aminoácidos, urea, proteínas, pigmentos, lípidos y compuestos adicionales con pesos moleculares relativamente bajos (Dodds y Whiles, 2002).

Algunos de los compuestos de CO pueden ser muy resistentes a la degradación y otros pueden tener una alta disponibilidad biológica. Por lo tanto, un método común para estimar la disponibilidad total de carbono orgánico está basado ya sea en la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) o en la demanda de oxígeno total química y biológica (respiración) de reacciones oxidativas (Dodds y Whiles, 2002).

Carbono inorgánico

El carbono inorgánico (CIn) proviene de la atmósfera en forma de dióxido de carbono (CO_2) (Roldán y Ramírez, 2008). Cuando está disuelto en agua, puede estar presente como CO_2 , ácido carbónico (H_2CO_3), bicarbonato (HCO_3^-) y carbonato (CO_3^{2-}). La suma de las concentraciones de todas estas formas es la concentración de CIn y se representa como ΣCO_2 . Las reacciones químicas que ocurren entre estas formas están referidas como el equilibrio del bicarbonato.

Esta serie de reacciones químicas permiten conocer como los ecosistemas acuáticos amortiguan los cambios de pH, como el CO₂ se vuelve disponible para la fotosíntesis, y como el incremento de la presión atmosférica permite incrementar las cantidades de CO₂ para ser diluidas en solución (Dodds y Whiles, 2002). En la Tabla 2, se resumen los principales procesos que dan lugar a cada una de las formas de carbono y las reacciones relacionadas a cada uno.

Tabla 2. Procesos y reacciones asociados al carbono.

Proceso	Reacción
Fotosíntesis	$6\text{CO}_2 + 6\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + \text{O}_2$
Degradación aeróbica y respiración	$\text{CH}_2\text{O} + \text{O}_2 \leftrightarrow \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$
Degradación anaeróbica (acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis)	$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow 2\text{CH}_3\text{COO}^- + 2\text{CO}_2 + 2\text{H}^+ + 4\text{H}_2$ $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 2\text{H}_2 \leftrightarrow 2\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COO}^- + 2\text{H}_2\text{O} + 2\text{H}^+$ $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 \leftrightarrow \text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COO}^- + 2\text{CO}_2 + \text{H}^+ + 2\text{H}_2$ $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COO}^- + 3\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + \text{HCO}_3^- + \text{H}^+ + 3\text{H}_2$ $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COO}^- + 2\text{HCO}_3^- \leftrightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}^+ + 3\text{HCOO}^-$ $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COO}^- + 2\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow 2\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}^+ + 2\text{H}_2$ $\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{CH}_4 + \text{HCO}_3^- + \text{H}^+ + 2\text{H}_2$ $\text{H}_2 + \frac{1}{4}\text{HCO}_3^- + \frac{1}{4}\text{H}^+ \leftrightarrow \frac{1}{4}\text{CH}_4 + \frac{3}{4}\text{H}_2\text{O}$ $3\text{HCOO}^- + \frac{1}{4}\text{H}_2\text{O} + \frac{1}{4}\text{H}^+ \leftrightarrow \frac{1}{4}\text{CH}_4 + \frac{3}{4}\text{HCO}_3^-$
Sistema de carbonatos	$\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{H}_2\text{CO}_3 \leftrightarrow \text{H}^+ + \text{HCO}_3^- \leftrightarrow 2\text{H}^+ + \text{CO}_3^{2-}$

Carbono por carga externa

En cuerpos de agua como los lagos, los ciclos biogeoquímicos son controlados por la morfometría (profundidad media), la hidrología (tiempo de residencia del agua), y la carga proveniente de la cuenca; también por la biomasa total, su actividad metabólica y la diversidad bioquímica de las poblaciones que pertenecen al ecosistema.

La carga de un nutriente o contaminante, puede ser “externa” o “interna”. La carga externa es aquella proveniente de la cuenca hidrológica (Figura 3)

mientras que la interna, está relacionada a la liberación de nutrientes dentro del propio cuerpo de agua debido a las condiciones que en él se presenten (UNEP-IETC 1989).

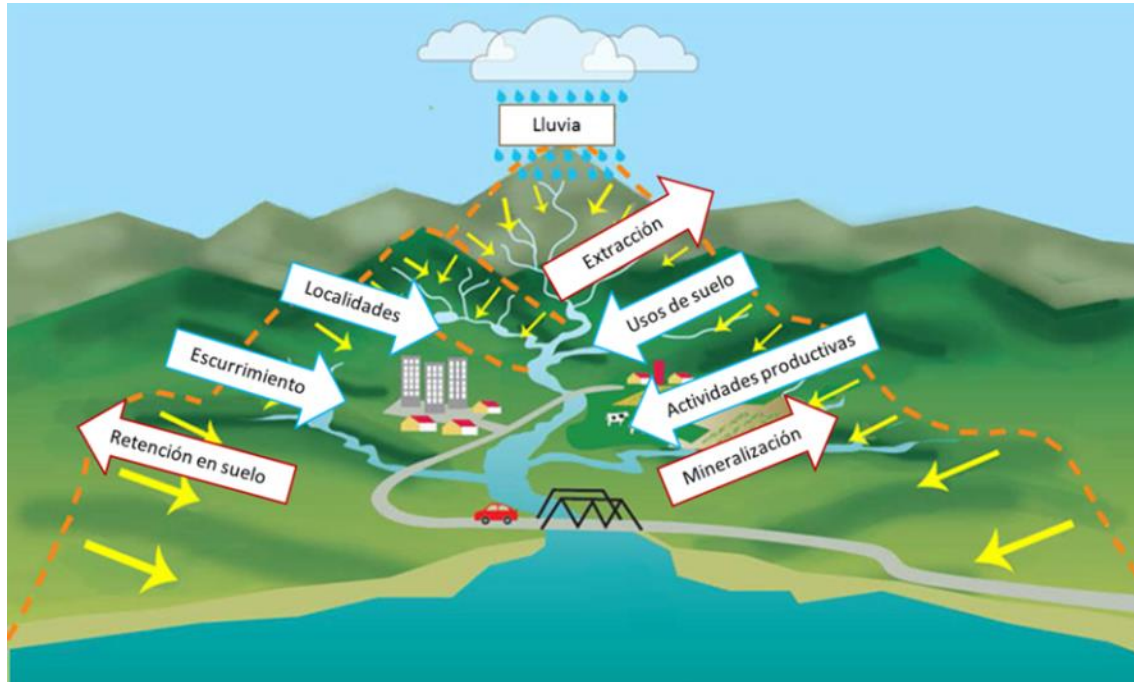


Figura 3. Fuentes de carga externa de C en una cuenca hidrológica

Las entradas son las cargas de contaminante que llegan al lago desde el exterior, ya sea por fuentes puntuales o difusas, y las salidas son los sumideros que conforman ya sea las pérdidas hacia los sedimentos o las pérdidas hacia la atmósfera. Sin embargo, es importante prestar atención al sedimento mismo, ya que no solo constituye un sumidero de material, sino que, bajo ciertas condiciones, puede actuar como fuente interna (UNEP-IETC 1989).

Fuentes puntuales

Las fuentes puntuales son aquellas que se descargan en un solo sitio, son identificables y provienen, normalmente, de descargas de drenaje provenientes de complejos urbanos o industriales, como de una planta de tratamiento de aguas residuales.

Fuentes difusas

Las fuentes difusas son provenientes de áreas agrícolas y ganaderas, áreas forestales, erosión, e inclusive de áreas urbanas, por falta de drenaje, fugas y fosas sépticas. La contaminación generada por estas fuentes es producida principalmente por las lluvias, las cuales generan escurrimientos, acarreado los contaminantes hacia el cuerpo de agua. En la Tabla 3 se presenta el origen que da lugar a cada una de las formas del carbono:

Tabla 3. Formas de carbono y su origen (modificado de Liu *et al.*, 2010)

Forma	Nombre	Origen
Disuelto	Carbono inorgánico disuelto (CID)	Aire, descomposición de materia orgánica
		Disociación de ácido carbónico y disolución de carbonatos
	Carbono orgánico disuelto (COD)	Producción primaria, degradación de COP, escurrimiento
Particulado	Carbono inorgánico particulado (CIP)	Erosión
	Carbono orgánico particulado (COP)	Producción primaria, escurrimiento

Balance de C en cuerpos de agua

El balance de C en cuerpos de agua incluye entradas, salidas, transformación, acumulación y emisión de gases de C de agua y sedimento (Tranvik *et al.*, 2009). Las entradas o carga externa de C, provienen de la atmósfera, así como de fuentes puntuales y no puntuales o difusas en la cuenca hidrológica (Oeurng *et al.*, 2011; Phyo y Wang, 2018), las cuales pueden ser el agua residual doméstica, industrial o ganadera y los escurrimientos de los diferentes usos de suelo de la cuenca hidrológica. Esta carga contribuye no solo con C, sino también con otros nutrientes como nitrógeno (N) y fósforo (P).

Asimismo, se presenta también el ingreso de C por la interacción del cuerpo de agua con la atmósfera, ya sea por la disolución de CO₂ como por la fotosíntesis, que transforma el CO₂ en biomasa (Darchambeau *et al.*, 2014). Esta biomasa forma parte de la cadena trófica al ser sustrato para organismos heterótrofos, que se alimentan de ella y generan nuevamente CO₂ mediante la respiración (Cole *et al.*, 2007).

La biomasa que no se degrada se acumula en el sedimento (Blodau *et al.*, 2018), donde funciona como sustrato para microorganismos que lo mineralizan, generando gases de C (Mendoza *et al.*, 2015). A este proceso se le denomina carga interna de C. Si predominan condiciones aerobias el C se oxida a CO₂ mientras que, bajo condiciones anaerobias, se genera CH₄ (Demarty y Tremblay, 2016), y diferentes formas de N y P.

Considerando lo anterior, se establece el siguiente modelo conceptual (ecuación 1) para la estimación del balance de carbono, basado en el modelo establecido por Hansen *et al.* (2017) para la demanda de oxígeno y adaptándolo a C:

$$C_{fin} = C_{ini} + C_{CE} + C_{CI} + C_{nat} - C_{sed} - C_{ext} \dots\dots\dots (ec. 1)$$

Dónde:

- C_{fin} Carbono final (disuelto y emitido)
- C_{ini} Carbono inicial en el agua
- C_{CE} Carga externa de carbono
- C_{CI} Carga interna neta de carbono (degradación)
- C_{nat} Carga neta de carbono por procesos naturales (fotosíntesis, respiración y deposición atmosférica)
- C_{sed} Carbono que se acumula en el sedimento
- C_{ext} Carbono extraído (agua y biomasa)

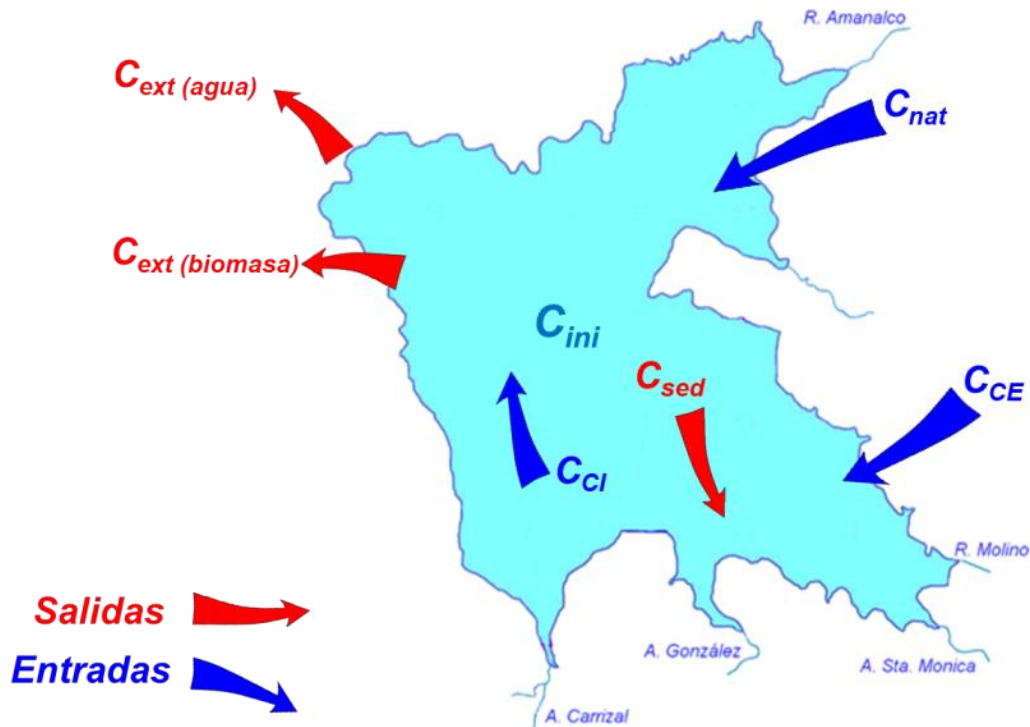


Figura 4. Representación gráfica del modelo conceptual del balance de C.

Dentro del balance de C, el C final reportado varía para diferentes cuerpos de agua. Por ejemplo, en ríos se ha observado la mayor generación de gases de C, con valores de emisión de $30 \text{ mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ de CO_2 y de $1.4 \text{ mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ de CH_4 debido a que son receptores de descargas con altos contenidos de materia orgánica de zonas urbanas He *et al.* (2018).

En cuanto a lagos, el C final emitido como CO_2 es de $9 \text{ mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ y de $8.5 \text{ mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ como CH_4 (Demarty y Tremblay, 2017). Las emisiones de CH_4 en estos cuerpos de agua, se relacionan con los contenidos de materia orgánica en el fondo y los cambios en la concentración de oxígeno disuelto, en las que presentan un periodo con ausencia de este gas, predominando las reacciones de degradación anaerobia y la formación de CH_4 (Chanudet *et al.*, 2011).

Efecto de la eutroficación en las emisiones de carbono

La eutroficación de un cuerpo de agua se origina por el aporte continuo de nutrientes, principalmente fósforo (P) y nitrógeno (N), que produce una sobreproducción de algas y macrófitas que hacen que el oxígeno disminuya, dando lugar a condiciones anóxicas (CEPIS, 2001).

Conforme aumenta el estado trófico, aumenta la concentración de nutrientes y la producción primaria en el cuerpo de agua, esto debido a que los procesos metabólicos de los organismos, como algas y macrófitas, se favorecen en estas condiciones (Brown *et al.*, 2004), por lo que las condiciones de eutroficación afectarían las emisiones de GEI (Davidson *et al.*, 2015).

Pese a que los cuerpos de agua eutrofificados representan una preocupación por el deterioro de la calidad del agua, estos han mostrado ser sumideros de C, debido a la alta actividad primaria que en ellos ocurren, aumentando así la captura de C por organismos autótrofos e incrementando el C que se deposita como sedimento (Pacheco *et al.*, 2013).

Sin embargo, Adams (2009) menciona que un cuerpo de agua conforme aumenta su escala trófica, aumentan las emisiones de gases de C. En la Tabla 4 se presentan las emisiones reportadas desde la interfaz agua-sedimento para cuerpos de agua en diferentes estados tróficos, es decir, que el cuerpo de agua cuando es eutrófico tiene buena cantidad de nutrientes, mesotrófico, moderada cantidad de nutrientes y oligotrófico baja cantidad de nutrientes.

Tabla 4. Emisiones de gases de C desde agua-sedimento para cuerpos de agua oligotróficos, mesotróficos y eutróficos (Adams, 2009).

Estado	CO ₂				CH ₄			
	mmol*m ⁻² *d ⁻¹	LI	X	LS	mmol*m ⁻² *d ⁻¹	LI	X	LS
Oligotrófico	0.34 ± 1.62	0.01	0.23	1.90	0.19 ± 0.12	0.07	0.19	0.31
Mesotrófico	2.60 ± 1.07	1.53	2.60	3.67	2.07 ± 1.53	0.56	2.09	3.62
Eutrófico	3.80 ± 2.58	1.22	3.80	6.38	3.90 ± 3.40	0.50	3.90	7.30

LI: límite inferior, X: promedio y LS: Límite superior.

Tecnologías de saneamiento

Los métodos de saneamiento de cuerpos de agua se basan principalmente en el control de la carga externa e interna de nutrientes, principalmente controlando la disponibilidad de P. Los procesos de remoción de este nutriente se basan tanto en procesos físicos, químicos o biológicos.

Como proceso físico se encuentra el dragado, el cual consiste en retirar el sedimento desde el fondo del cuerpo de agua reduciendo la carga interna de P entre otros nutrientes (Cabrita, 2014). Otro proceso consiste en la introducción de agua de mejor calidad a un cuerpo de agua, provocando un efecto de dilución (Amano *et al.*, 2010).

En cuanto a los métodos químicos, estos se basan en la adición de sustancias en el cuerpo de agua, las cuales reaccionan con el P adsorbiéndolo sobre superficies selectivas o provocando una precipitación química. Una sustancia utilizada para la precipitación química es el sulfato de aluminio (Al₂(SO₄)₃). Esta sal al hidrolizarse forma flóculos de hidróxido de aluminio (Al (OH)₃) en el cual el P se puede absorber, además el

aluminio (Al^{3+}) remanente reacciona con el P-PO_4^{3-} formando un precipitado de fosfato de aluminio ($\text{AlPO}_4(\text{s})$) (Li y Brett, 2012).

Otro método de adsorción, es la utilización de una arcilla modificada con iones Lantano (La^{3+}) resultando en una superficie con carga positiva con afinidad selectiva de P como fosfato. Al adsorberse el fosfato en esta superficie, se forma el complejo LaPO_4 , o rhabdofano, sobre la bentonita, que sedimenta por acción de la gravedad, removiendo P del agua (Phoslock, 2019), tal como se observa en la Figura 5.

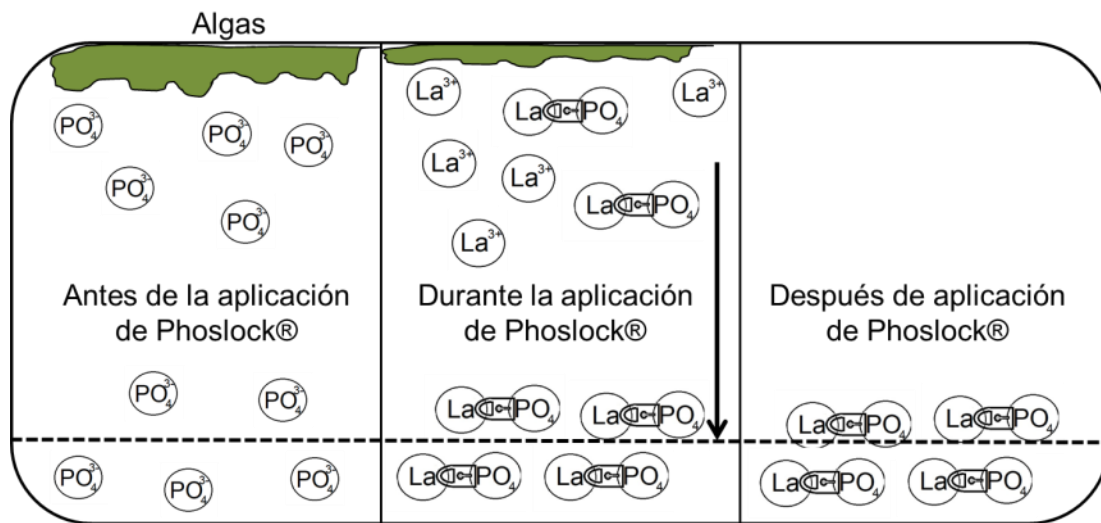
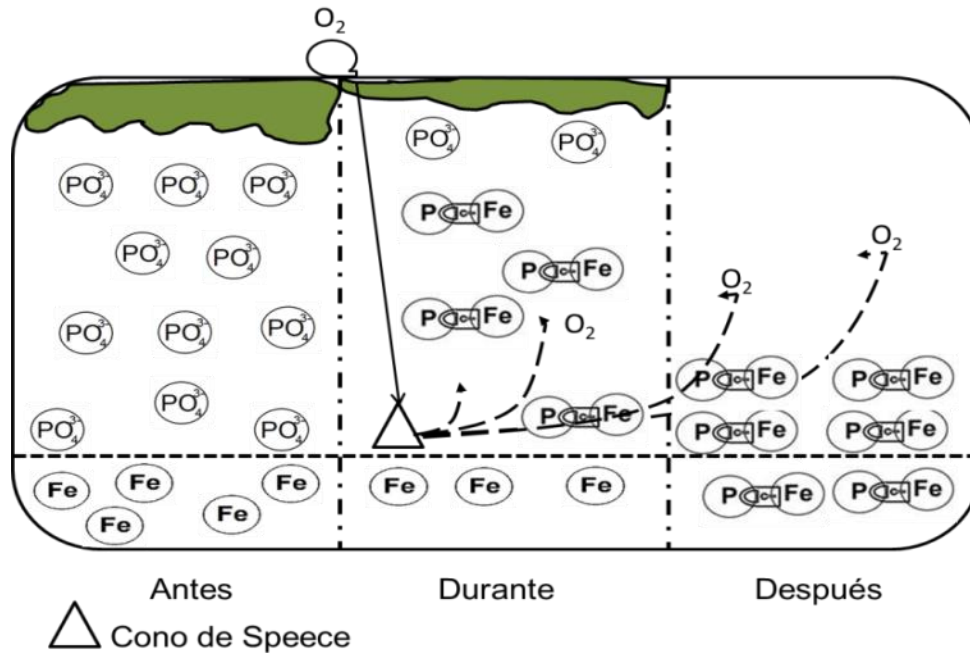


Figura 5. Condiciones de un cuerpo de agua antes, durante y después de la aplicación de Phoslock®.

La inyección de gas de O_2 (g) al fondo de cuerpos de agua donde la temperatura es menor y la presión mayor, aumenta la solubilidad del O_2 (g) incrementando las condiciones oxidadas, condiciones en las que el hierro (Fe), forme oxi-hidróxidos insolubles (FeOOH) que reaccionan con el P formando un precipitado que se acumulará sobre el sedimento (Beutel y Horne, 1999), como se presenta en la Figura 6.



provocando una disminución en la mineralización y generación de gases de C.

Modelación

La modelación consiste en el uso de modelos, los cuales son una representación matemática de un sistema. Un modelo consta de cinco componentes: las funciones de fuerza o variables externas; las variables de estado; los procesos biológicos, químicos y físicos que tienen lugar en el ecosistema representados mediante ecuaciones matemáticas; coeficientes o parámetros que pueden considerarse como constantes para el sistema; constantes universales como la de los gases, pesos moleculares, etcétera (UNEP-IETC 1989).

La modelación relacionada con el transporte de nutrientes u otras sustancias en una cuenca hidrológica estima la carga de éstos a un cuerpo de agua. En este tipo de modelaciones ambientales, el transporte de sustancias químicas en el agua, depende principalmente de dos fenómenos, la advección y la dispersión.

La advección se refiere al movimiento de material particulado muy fino o disuelto a la velocidad que presente el cuerpo de agua en cualquiera de tres direcciones (longitudinal, lateral o transversal); y la dispersión se refiere a los procesos por los cuales esas sustancias son mezcladas en la columna de agua, la cual puede ocurrir también en tres direcciones (Schnoor, 1996).

1.1 Justificación

Los cuerpos de agua participan en el ciclo de carbono, debido a procesos de fotosíntesis, respiración y acumulación de materia orgánica, intercambiando dióxido de carbono (CO_2) y metano (CH_4) principalmente, los cuales forman parte de los GEI.

Asimismo, los cuerpos de agua son receptores de agua y sedimentos, que transportan nutrientes como nitrógeno, fósforo (P) y carbono (C), contribuyendo al proceso de eutroficación (enriquecimiento de nutrientes) y disminuyendo la calidad del agua, haciéndola no apta para los diversos usos que pudiera tener. Dos de las tecnologías más seguras para el saneamiento de cuerpos de agua eutrofificados son: 1) oxigenación hipolimnética (HOS por sus siglas en inglés) y 2) aplicación de un adsorbente selectivo de P, que es el nutriente que se puede limitar con mayor facilidad.

Un ejemplo de este último es el producto comercial, Phoslock®, que se basa en una arcilla modificada con iones de lantano (La^{3+}), resultando en una superficie con carga positiva con afinidad selectiva de P como fosfato. Al adsorberse fosfato en esta superficie, se forma el complejo fosfato de La, o rhabdofano, sobre la bentonita, que sedimenta por acción de la gravedad, removiendo fosfato del agua.

Por su parte, HOS consiste en la inyección de gas de oxígeno ($\text{O}_{2(g)}$) en el fondo de cuerpos de agua. Al aumentar la profundidad del agua, disminuye la temperatura y aumenta la presión, por lo que aumenta la disolución de $\text{O}_{2(g)}$, permitiendo la oxigenación del agua de zonas más profundas con mayor eficiencia. Bajo condiciones oxidadas, el hierro (Fe), que es un elemento omnipresente en la corteza terrestre y en cuerpos de agua, forma oxi-hidróxidos insolubles, que causan la acumulación de P en sedimento, evitando así su liberación al agua.

El uso de estas tecnologías permite controlar la eutroficación del agua, mejorando la calidad del agua no solo para consumo humano, sino también para dar oportunidad a diferentes usos del agua.

Estudios anteriores señalan que el Phoslock® actúa de forma rápida aunque se requiere realizar continuas aplicaciones mientras sigue habiendo carga externa (CE) de nutrientes. HOS por el contrario, actúa más lento que Phoslock® pero con el tiempo permitiría tener agua de fondo oxigenada durante todo el año.

Surgen las siguientes dos preguntas:

- 1) ¿Puede ser ventajoso combinar ambas tecnologías para mejorar el control de la eutroficación?
- 2) ¿Qué pasa con la emisión de gases de efecto invernadero (GEI)?

1.2 Objetivo

Evaluar experimentalmente y mediante modelación, las cargas externa (CE) e interna (CI) de carbono (C) en un cuerpo de agua.

3. Metodología

3.1 Sitio de Investigación

El sitio seleccionado para la realización de esta investigación es la presa Valle de Bravo (Figura 7). La presa forma parte del sistema Cutzamala que suministra 345 Mm³ de agua potable para uso residencial e industrial tanto a la Ciudad como al Estado de México (CONAGUA, 2019). Además existen estudios sobre la aplicación de técnicas de saneamiento para el control de la eutroficación del agua de la presa (CONAGUA-IMTA, 2010).



Figura 7. Presa Valle de Bravo, afluente San Diego.

3.2 Muestreo y caracterización de agua y sedimento

Para realizar el muestreo de agua y sedimento se analizó la distribución de materia orgánica (MO) en el sedimento así como la profundidad de la presa Valle de Bravo (CONAGUA-IMTA, 2010). A partir de este análisis, se seleccionaron tres sitios de muestreo, con un contenido de materia orgánica en sedimento alrededor del 13% y profundidades entre 24 y 34 m, como se observa en la Figura 8.

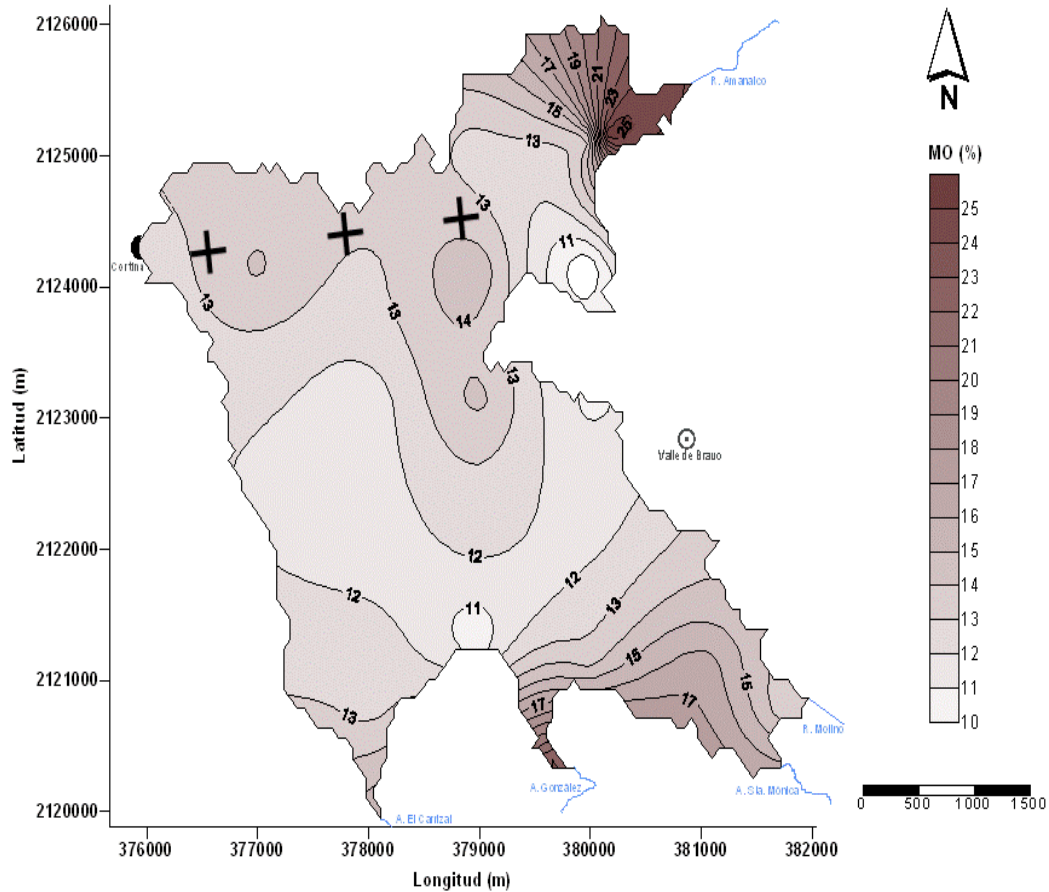


Figura 8. Distribución de contenido de materia orgánica en sedimento de la presa Valle de Bravo (CONAGUA-IMTA, 2010) y sitios de muestreo (+).

El muestreo se realizó en mayo del 2019. Con una draga Ekman de 6" x 6" (15.24 x15.24 cm) se obtuvieron muestras alteradas de los 10-15 cm superficiales de sedimento como se presenta en la Figura 9. El sedimento se depositó en bolsas plásticas con cierre hermético. Las muestras de agua se colectaron con botellas de polietileno de alta densidad (HDPE) a aproximadamente 0.5 m de profundidad. Las muestras de sedimento y agua fueron almacenadas y transportadas al laboratorio bajo refrigeración y en oscuridad.

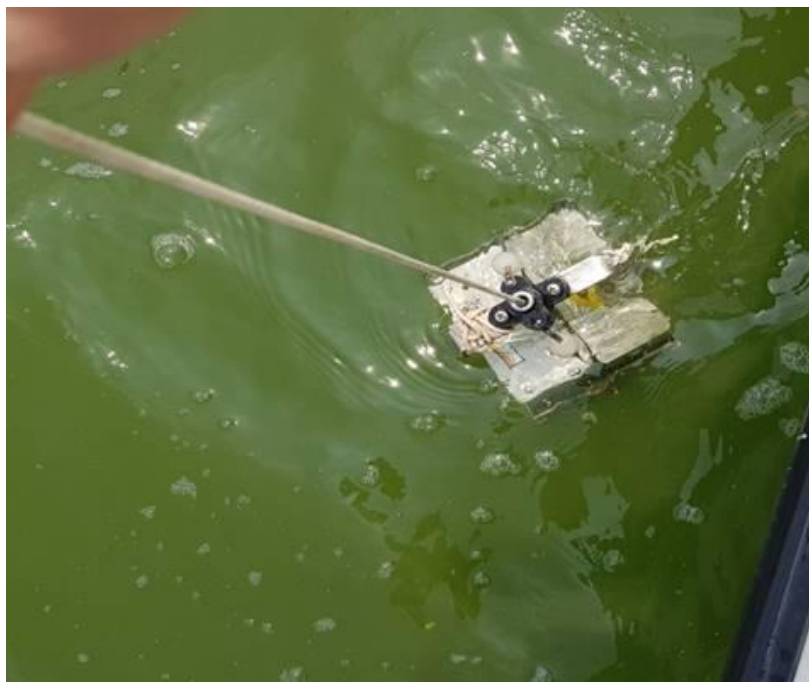


Figura 9. Extracción de sedimento con Draga Ekman.

A las muestras de sedimento se les determinó por triplicado, el contenido de humedad y de materia orgánica, según el procedimiento que indica la NMX-AA-034-SCFI-2015 (DOF, 2015). Para la preparación de las cápsulas de porcelana se debe de:

- Lavar correctamente y secar la capsula a utilizar, introducir al horno a una temperatura de $105^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$, 20 minutos como mínimo, las capsulas posteriormente se introducen a la mufla a una temperatura de $550^{\circ}\pm 50^{\circ}\text{C}$, durante 20 minutos y después se transfieren al horno.
- Trasladar la capsula al desecador y enfriar por 20 minutos. El manejo de las capsulas durante el análisis debe realizarse en todo momento con pinzas.
- Pesar las capsulas y repetir el ciclo horno-desecador hasta obtener una diferencia de $\leq 0.0005\text{g}$ en dos pesadas consecutivas. Para ello, la balanza debe estar correctamente calibrada y debe usarse la

misma durante cada medición. En este caso se utilizó la balanza Adventurer OHAUS ubicada en la planta piloto del IMTA.

Para la determinación de humedad de la muestra, se siguió el procedimiento D 2974-00 (ASTM, 2000), para humedad, cenizas y materia orgánica y otros sólidos orgánicos.

La humedad se determinó mediante secado de una muestra de sedimento húmedo de 40 g a 105°C en horno eléctrico (marca Lindberg Blue, modelo SW-L7TA-1). Posteriormente, se enfrió la muestra en desecador durante una hora y se pesó en balanza electrónica (Adventurer OHAUS), repitiéndose este procedimiento hasta lograr un peso constante.

La materia orgánica se determinó a partir de muestras de sedimento seco, que fueron calcinadas en mufla (Furnace modelo 550-58) a 550°C durante una hora, posteriormente se enfriaron en desecador y se determinaron los contenidos de materia orgánica por diferencia de peso.

Para la muestra combinada de agua se analizaron los siguientes parámetros: carbono total (CT), carbono inorgánico total (CIT) y carbono orgánico total (COT), nitrógeno total (NT), nitrógeno como nitrato (N-NO₃), nitrógeno como amonio (N-NH₄), fósforo como ortofosfato (P-PO₄) y demanda química de oxígeno (DQO) mediante los métodos mencionados en la Tabla 5.

Tabla 5. Parámetros y métodos para la caracterización de agua.

Parámetro	Método Estándar
pH	NMX-AA-008-SCFI-2016 (*)
Eh	APPHA y AWWA, 2014
CT	CAQAF6-08
CIT	CAQAF6-08
NT	CAQAF6-61

N-NO ₃	NMX-AA-079-SCFI-2001
N-NH ₄	STD METHODS 4500 N-NH ₃ 20a ED 1998
P-PO ₄	CAQAF6-64
DQO	NMX-AA-030/2-SCFI-2011

3.3 Determinación de carga externa de carbono

Inventario de emisiones de la cuenca hidrológica de la presa Valle de Bravo

La determinación de la carga externa se basó en el inventario de emisiones de DBO₅ (Así pues, la carga de C derivada de la DBO₅ por cada fuente de emisión se presenta en la Tabla 6.

Tabla 6) realizado por CONAGUA-IMTA (2015). Las fuentes de emisión identificadas como puntuales son las descargas de agua residual tratada de la PTAR Amanalco y de agua residual sin tratamiento y, como fuentes difusas, las descargas del sector trutícola y los escurrimientos de los diferentes usos de suelo.

Para la obtención de la equivalencia de C, se estableció la ecuación 2, en donde se consideraron los pesos moleculares correspondientes a los componentes de C y O₂ de la fórmula química de la degradación de la materia orgánica con oxigenación, expuesto en la Tabla 2.

$$C = \frac{\text{PM de C} \cdot \text{DBO}_5}{\text{PM de O}_2} = \frac{12 \cdot \text{DBO}_5}{32} \dots\dots\dots (\text{ec. 2})$$

Dónde:

PM de C= Peso molecular del carbono (12 g/mol)

PM de O₂= Peso molecular del oxígeno O₂ (32 g/mol)

DBO₅= Carga de demanda bioquímica de oxígeno (ton/año)

Así pues, la carga de C derivada de la DBO5 por cada fuente de emisión se presenta en la Tabla 6.

Tabla 6. Inventario de emisiones de DBO₅ de la cuenca hidrológica de la presa Valle de Bravo.

Fuente	Origen	Carga de DBO₅ (t/año)	Carga de C (t/año)
Puntual	Agua residual tratada	3	1
	Agua residual no tratada	624	234
Difusa	Trutícola	195	73
	Usos de suelo	778	292
Total		1600	600

Selección y descripción del modelo

Del inventario de emisiones, se obtuvo la información de la cuenca hidrológica de la presa Valle de Bravo y las subcuencas que la conforman (Figura 10).

Derivado de la información de la cuenca hidrológica y el parámetro a evaluar, se seleccionaron y evaluaron tres modelos (Tabla 7). Para ello se consideró el área mínima para la que fue aplicado cada uno de ellos, la temporalidad en que requiere la información y proporciona los resultados, y los parámetros que evalúa.

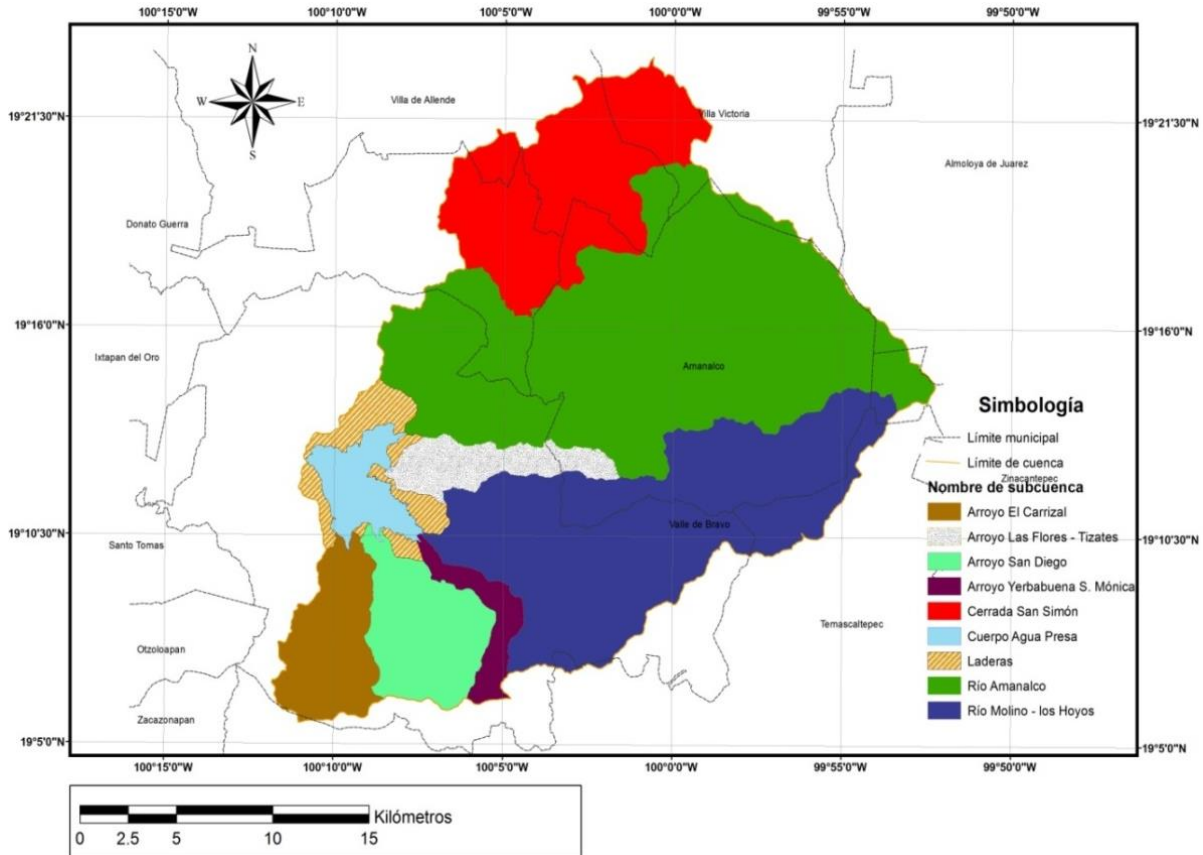


Figura 10. Subcuencas de la cuenca de la presa Valle de Bravo (CONAGUA-IMTA, 2009).

Tabla 7. Evaluación de modelos.

Modelo	Escala temporal	Área mínima (km ²)	Autor	Evalúa	Desventaja
NEWS 2	Anual	3000	Mayorga 2010	Nutrientes, SST y C	Área mínima mayor al área de la cuenca
SWAT	Diario, mensual y anual	0.0009	Arnold 2012	Nutrientes y SST	No modela DBO ₅
INCA-C	Diario, anual	1	Futter 2007	C	Modela carbono

Tras haber realizado el análisis anterior, el modelo que se eligió fue el INCA-C (Futter *et al.*, 2007), ya que modela el carbono y la simulación se realiza como mínimo en un área de 1 km².

El modelo integrado de captaciones de carbono (INCA-C, por sus siglas en inglés: *Integrated Catchments model for Carbon*), es una representación conceptual de los flujos y los procesos del carbono orgánico en el ambiente, representando los procesos en el suelo y en corrientes de agua que determinan la transferencia de carbono entre ambos ambientes (Futter *et al.*, 2007).

Los procesos entre cada una de las fuentes de carbono son modelados como procesos de primer orden. Los flujos de agua son reportados en m³/s mientras que los cambios en la masa de carbono son reportados en kg/día. La cuenca es modelada como un conjunto de uno o más usos de suelo, cada uno representado como dos cajas de suelo con una capa orgánica superficial. El agua que se filtra a través de la capa orgánica superficial puede incorporar carbono orgánico o humus antes de ingresar a la capa siguiente del suelo, donde se produce la sorción y desorción de carbono orgánico y la mineralización a carbono inorgánico. De esta capa, cierta cantidad de agua ingresa al río y el agua retenida se filtra en las capas de suelo inferiores, que eventualmente también llegaran al río.

Algunos de los procesos incluidos son la entrada de carbono orgánico a través de hojarasca, la sorción-desorción de carbono orgánico en suelos, la mineralización de carbono y el transporte advectivo del suelo a la superficie del agua; todos dependientes de la temperatura y la humedad del suelo.

Obtención de los parámetros de entrada

Los parámetros de entrada se obtuvieron mediante la aplicación de un sistema de información geográfica, datos de literatura y de información disponible en los sitios web de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), el Servicio Meteorológico Nacional (SMN) y el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI).

Se requirió la información del área por subcuenca, el área y el porcentaje de cobertura de usos de suelo para cada una de las subcuencas que aportan a la presa Valle de Bravo (Tabla 8). Esta información se obtuvo del informe realizado por CONAGUA-IMTA (2015).

Tabla 8. Área superficial por subcuenca y cobertura de usos de suelo.

Subcuenca	Área (km ²)	Área de diferentes usos de suelo							
		Agricultura		Bosque		Pastizal		Urbano	
		km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Amanalco	232.4	113.16	48.7	110.95	47.7	6.53	2.8	1.72	0.7
Molino	151.5	41.95	27.7	89.27	58.9	17.02	11.2	2.19	1.4
San Diego	37.5	7.41	19.8	26.84	71.5	0	0	3.2	8.5
El Carrizal	33.5	3.54	10.6	29.36	87.6	0	0	0.56	1.7
Tizates	20.8	4.09	19.7	13.49	64.9	0	0	3.13	15.0
Yerbabuena	12.5	3.21	0.1	8.01	65.7	0	0	1.16	31.2
Las Laderas	19	0.03	25.6	12.48	63.9	0	0	5.93	9.3

Las características de los cauces principales, se determinaron utilizando la red hidrográfica de la cuenca (INEGI, 2010). Para identificar el río principal de cada una de las subcuencas, se eliminaron los afluentes que llegaban al río principal con el SIG (Figura 11) y se calculó la longitud de la línea en la “Tabla de atributos” dando click derecho en la columna de “Longitud”, eligiendo “Statistics...”, obteniendo la información de la longitud total del río principal (Figura 12).

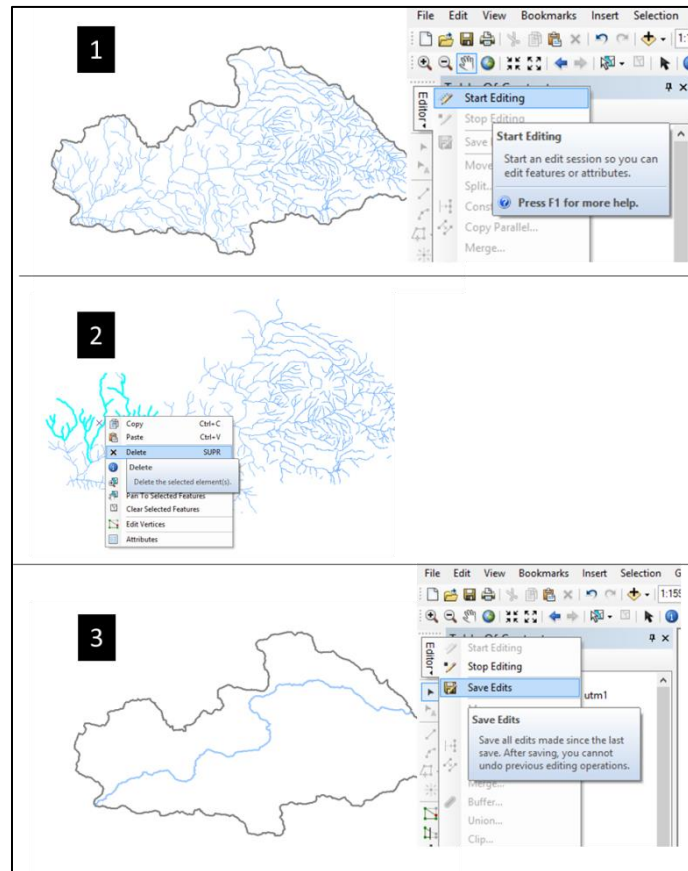


Figura 11. Determinación del río principal.

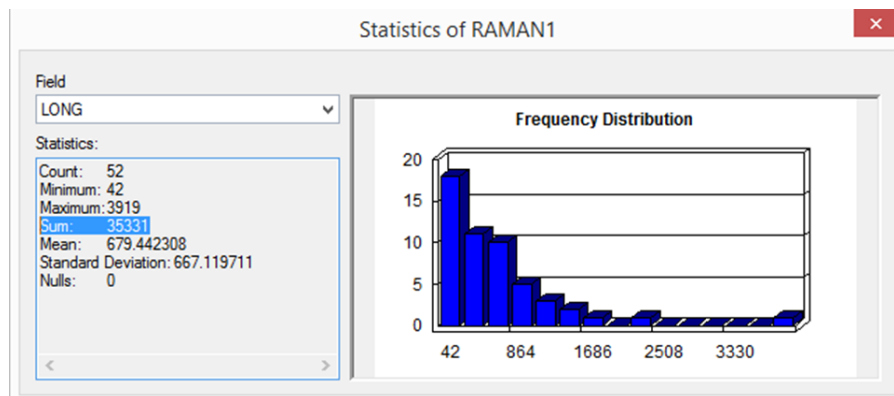


Figura 12. Cálculo de la longitud del río principal.

Una vez obtenidos los archivos vectoriales de los ríos principales, se determinó el ancho de cada uno con el programa Google Earth Pro. Para ello, se cargaron los archivos en formato *.shp correspondientes a cada río y posteriormente se localizó dentro de cada subcuenca un sitio a lo largo

del río que permitiera la utilización de la herramienta “Street view (vista a nivel de suelo)” para trazar una línea que describiera mejor el ancho del cauce. Una vez localizado, se midió el ancho del cauce con la herramienta “nueva ruta”, y en la pestaña de “Medidas” se obtiene la información requerida en metros (Figura 13).

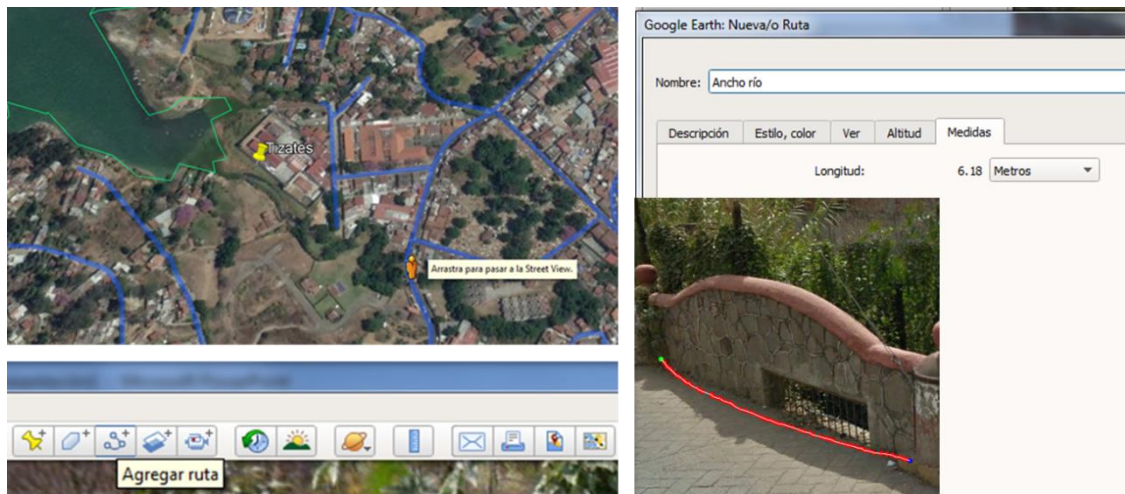


Figura 13. Determinación del ancho del río en Google Earth Pro.

Posteriormente, se realizó una visita técnica en la cual se corroboraron algunas de estas estimaciones, midiendo en campo el ancho del cauce utilizando una cinta métrica tal como se observa en la Figura 14.



Figura 14. Medición de ancho de cauce.

Para la información climatológica requerida por el modelo INCA-C, se utilizó el modelo hidrológico PERSiST (Precipitation, Evapotranspiration and Runoff Simulator for Solute Transport) (Futter *et al.*, 2014), el cual genera la hoja de entrada con las series de datos de déficits de humedad de suelo (SMD, por sus siglas en inglés), lluvia hidrológica efectiva (HER, por sus siglas en inglés), precipitación y temperatura para el INCA-C.

Este modelo, requiere series de datos diarios de temperatura y precipitación para el cálculo de HER y SMD. Para ello, se analizó la información de las estaciones climatológicas referidas en CONAGUA-IMTA (2015) y se consultó la base de datos climatológicos del Servicio Meteorológico Nacional (SMN) para la ubicación y selección de las estaciones climatológicas que se localizan en la cuenca hidrológica, las cuales se enlistan en la Tabla 9.

Tabla 9. Estaciones climatológicas en la cuenca hidrológica.

Clave	Nombre
15046	Presa Colorines (CFE)
15088	San Francisco Oxtotilpan
15130	Presa Valle del Bravo (CFE)
15160	Santiago del Monte
15165	Valle de Bravo
15174	Palo mancornado
15241	San Pedro Tenayac, MEX
15265	Campamento los berros
15368	El fresno, MEX
15374	Agua bendita
15392	La albarrada

Posteriormente, se aplicó el método de polígonos de Thiessen (Figura 15) en un sistema de información geográfica y se seleccionó la estación con mayor área de influencia en cada una de las subcuencas, las cuales se presentan en la Se ordenó la información climatológica de interés en Excel y se conformaron las series de datos de precipitación y temperatura, utilizando la información diaria disponible para cada una de las estaciones seleccionadas y después de haber obtenido los promedios por día para cada parámetro.

Tabla 10.

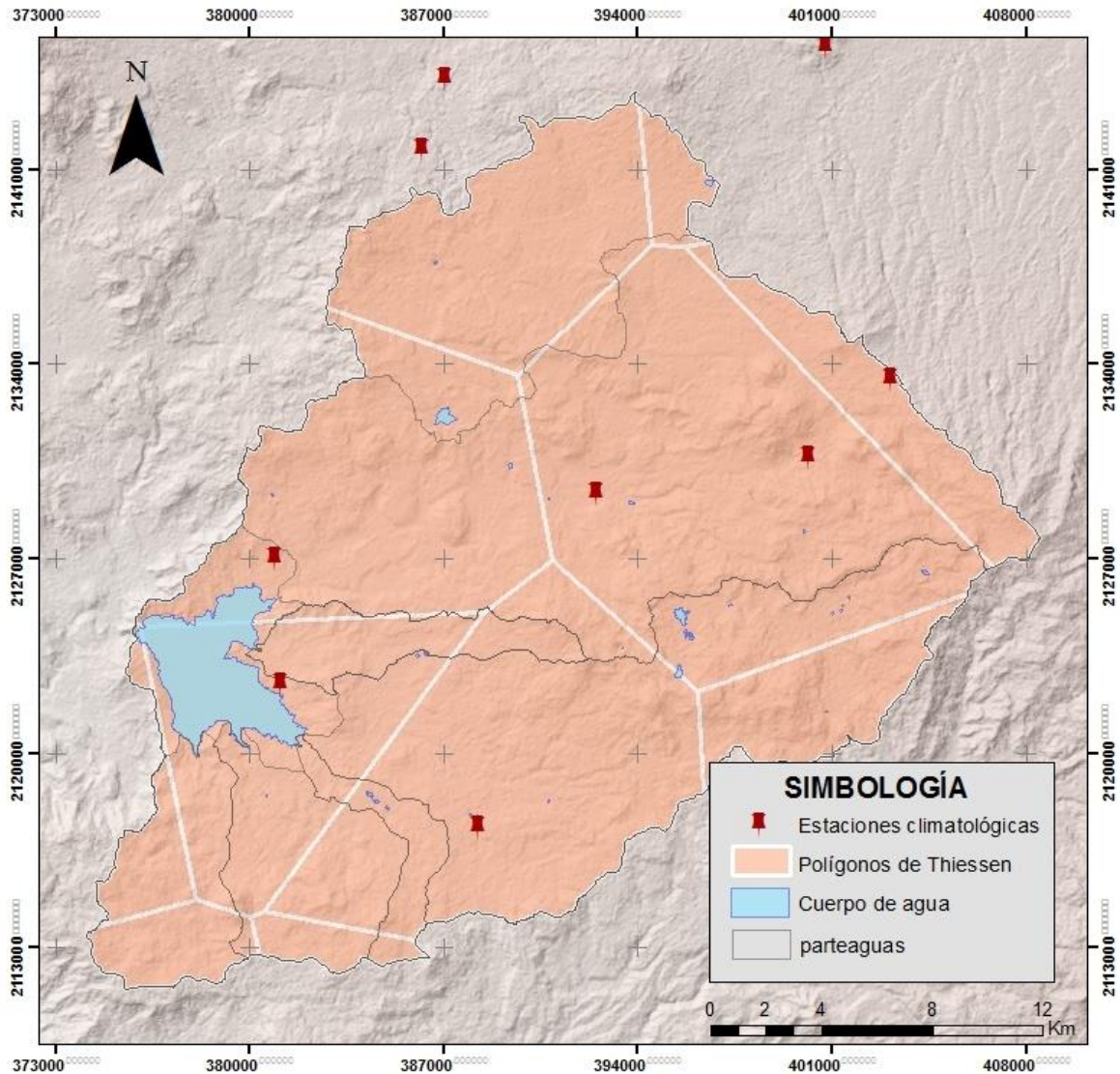


Figura 15. Polígonos de Thiessen para la cuenca de la presa Valle de Bravo.

Se ordenó la información climatológica de interés en Excel y se conformaron las series de datos de precipitación y temperatura, utilizando la información diaria disponible para cada una de las estaciones seleccionadas y después de haber obtenido los promedios por día para cada parámetro.

Tabla 10. Estaciones climatológicas con mayor área de influencia por subcuenca.

Clave	Nombre	Subcuenca	Área de influencia (km ²)
15374	Agua Bendita	Río Amanalco	121.9
15368	El Fresno	Río Molino	82.4
		San Diego	14.2
		Tizates	5.5
		Yerbabuena	8.8
15241	San Pedro Tenayac	El Carrizal	12.9

Posteriormente, se aplicó el modelo PERSiST (Figura 16) el cual requiere información de las características de la cuenca, hidrológicas y series de datos climatológicos para obtener las series de lluvia hidrológica efectiva (HER, por sus siglas en inglés), los déficits de humedad del suelo (SMD, por sus siglas en inglés), temperatura y precipitación.

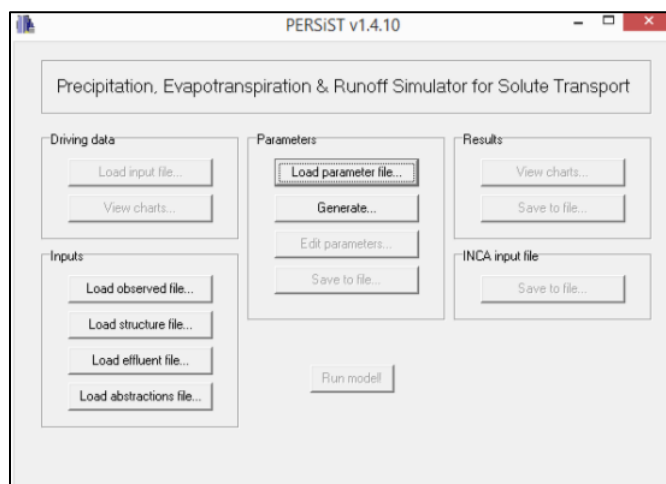


Figura 16. Interfaz del modelo PERSiST.

Para cargar la información lluvia y precipitación, se configuró una hoja en el programa “Bloc de notas” indicando en la parte superior izquierda de la hoja la cantidad de días correspondiente a la información, la cantidad de ríos a estudiar para este conjunto de datos y un identificador del río.

Posteriormente, se añaden los datos de precipitación (izquierda) y de temperatura (derecha) diarios, como se muestra en la Figura 17 y se guarda el archivo como *.dat*.

```

Archivo  Edición  Formato  Ver  Ayuda
1095
1          *Time steps
1          *Number of reaches
          *Reach number
0         13
0         12.5
0         13
0         13
0         12
0         12.5
0         12.5
0         12.5
0         12.5
0         13
0         13
0         13
0         13.5
0         13.5
0         13.5
0         14
0         14

```

Figura 17. Hoja de datos de precipitación y temperatura para PERSiST.

La hoja con los parámetros de entrada (Figura 18) se pueden generar directamente en el modelo con la opción de “Generate...” en el apartado de parámetros, y al finalizar la configuración se guarda el archivo como *.par*.

```

Archivo  Edición  Formato  Ver  Ayuda
1095
1/1/1989
3
0
"Agriculture", "Forest", "Pasture", "Urban"
1         1         1         1
0         0         0         0
3         3         3         3
1         1         1         1
0         0         0         0
0         0         0         0
0.12     0.12     0.12     0.12
0         0         0         0
Soil 1
200      200      200      200
1         1         1         1
100      100      100      100
100      100      100      100
0         0         0         0
5         5         5         5
1         1         1         1
1         1         1         1

```

Figura 18. Hoja de parámetros de entrada para el modelo PERSiST.

Finalmente, una vez creadas y cargadas las hojas de entrada se corre el modelo en la opción “Run model!”. Los resultados se pueden observar en la sección de “Results -> View charts” o guardar directamente en “Save to file” como una serie de archivos de Excel. Además, dado que el modelo PERSiST tiene la opción de guardar los resultados como hoja de entrada al modelo INCA-C en formato **.dat*, se guarda directamente en la opción “INCA Input File -> Save to file”, como se puede observar en la Figura 16.

Determinación de la carga externa

Una vez obtenidos los datos requeridos para el modelo INCA-C (Figura 19) en los formatos correspondientes, se determinó la carga externa. Para ello, fue necesario la calibración, simulación y validación del modelo. El primer y último paso se realizaron con datos de muestreo de calidad del agua elaborados por Acuagranjas-CONAGUA en años anteriores; mientras que, para los parámetros de entrada, se consideraron las condiciones presentes en el inventario de emisiones (CONAGUA-IMTA, 2015), lo cual se resume en la Tabla 11.

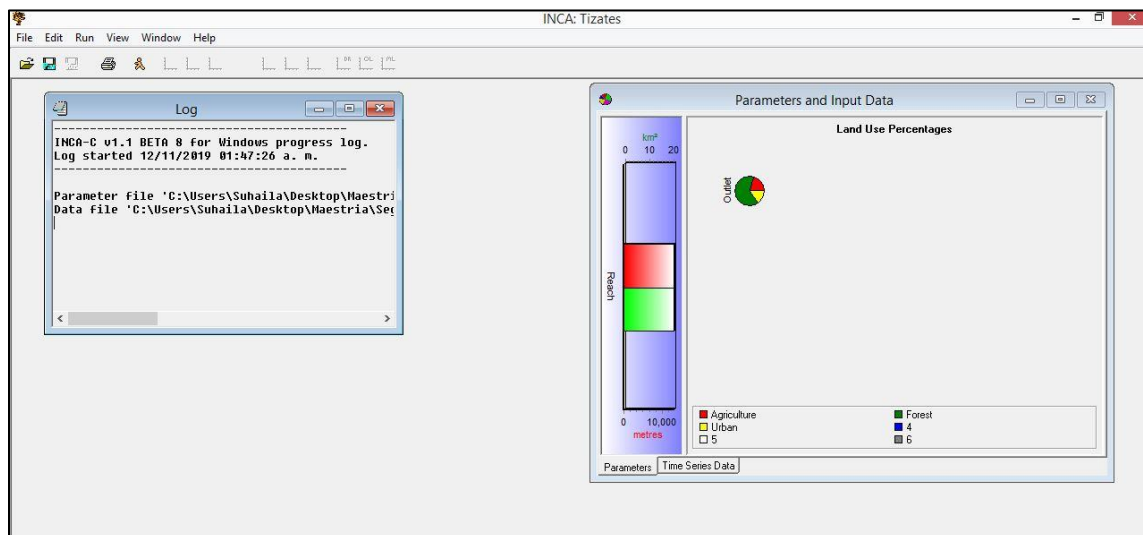


Figura 19. Interfaz del modelo INCA-C.

Tabla 11. Parámetros de entrada al modelo INCA-C.

Subcuenca	Tizates	Yerbabuena	San Diego	Molino	El Carrizal	Amanalco
Área (km ²)	20.1	12.5	37.5	151.5	33.5	232.4
Población (hab)	2,769	694	2,449	10,259	147	33,149
Cobertura de uso de suelo (%)						
Agricultura	19.7	25.6	19.8	27.7	10.6	48.7
Bosque	64.9	63.9	71.6	58.9	87.6	47.8
Pastizal	-	-	-	11.2	-	2.8
Urbano	15.1	9.3	8.5	1.4	1.7	0.7
Clima						
Estación	15368 El Fresno				15241 San Pedro Tenayac	15374 Agua Bendita
Periodo de datos	1983-2010					
Precipitación media (mm)	1820				874	784
Temperatura media (°C)	15.3				16.1	13
Hidrología						
Longitud de río (m)	13,153	12,160	13,320	38,925	13,533	33,500
Ancho de río (m)	8	8	7	7	7	8
Área del río principal (km ²)	0.105	0.097	0.093	0.272	0.095	0.268

A diferencia del modelo PERSiST, INCA-C no permite crear la hoja de parámetros de entrada sin haber generado previamente un archivo en formato *.par, el cual se crea con el programa bloc de notas. La información en la hoja se ordena como se muestra en la Figura 20,

iniciando con el nombre del río, seguido por los diferentes usos de suelo, fecha de inicio, número de días a simular y la hidrología de la cuenca.

```

Amanalco
"Agriculture","Forest","Pasture","Urban","5","6 "
"Agriculture","Forest","Pasture","Urban","5","6 "
0 0.00822154 0.009441 0.009884 0.001 0.001
0 0.0249752 0.029406 0.006 0.1 0.1
0 0.0185539 0.01681 0.001977 0.01 0.01
37135.6 21763.1 20000 12500 200000 200000
15000 128460 200000 220000 10000 10000
2.41427 8.55185 20 52 5 5
1 5 5 5 5 5
15000 58340.1 60000 80000 10000 10000
2.59312 27.5274 50 50 10 10
3 3 3 3 3 3
2.27841 1.1725 1 1 1 1
4.00409 3.93627 20 20 20 20
1/1/2003
3653
0.0023307 0.0203387 0.004988 0.007 0.0005 0.0005
0.0032692 3.25189e-05 0.002479 0.0015 0.01 0.01
0.00559519 0.00532944 0.009 0.037 0.0005 0.0005
0.00729872 0.0393478 0.07 0.07 0.07 0.07
2.7234e-07 0.0001 0.0005 0.0006 0.0001 0.0001
0.15812 0.00146502 0.0165 0.44 0.032983 0.028457
0 6.53315e-05 0.001 0 0.004993 0.004706
3.15126e-05 0.00552117 3.6e-05 1.2e-05 0.0001 0.0001
0 0.00011046 7e-05 0.0001 0.0001 0.0001
0.367432 0.0692003 0.011 0.03 0.010421 0.035452
0 0.0013369 0.001029 0.003 0.003508 0.001487
0 400 2000 15000 0 0

```

Figura 20. Hoja de parámetros de entrada para INCA-C.

Posteriormente, se añade la hoja de datos de entrada en formato **.dat* obtenida del modelo PERSiST (Figura 21), la cual proporciona los datos de SMD, HER, temperatura y precipitación.

```

2463.99 0 13 0
2514.85 0 12.5 0
2555.68 0 13 0
2588.34 0 13 0
2614.18 0 12 0
2635 0 12.5 0
2651.65 0 12.5 0
2664.98 0 12.5 0
2675.78 0 13 0
2684.42 0 13 0
2691.34 0 13 0
2697.01 0 13.5 0
2701.87 0 13.5 0
2706.71 0 13.5 0
2711.64 0 14 0
2716.49 0 14 0
2721.09 0 13.5 0
2725.61 0 13.5 0
2730.06 0 13.5 0
2734.11 0 12.5 0

```

Figura 21. Hoja de datos de entrada para el modelo INCA-C.

Derivado de la información disponible, se establecieron dos simulaciones por subcuenca, una de manera anual para obtener la carga media anual como se determinó en el inventario de emisiones, y otra de manera diaria, para observar y comparar los resultados del modelo con los datos de campo. Respecto a lo anterior, se prepararon las series de datos climáticos para cada una de las simulaciones según la información de muestreos disponible, observándose en la Tabla 12.

Tabla 12. Datos para simulaciones anual y diario.

Subcuenca	Anual	Diario
Amanalco	Promedio diario de datos climatológicos de 1983 a 2010	2002-2011, 2018
Molino		2002-2011, 2018
San Diego		2002-2005, 2018
Tizates		2005-2018
Yerbabuena		NC
El Carrizal		NC
Las Laderas		NC

NC: No se cuenta con datos de monitoreo

3.4 Cuantificación de emisiones de GEI por carga interna

Diseño experimental

En el laboratorio se prepararon muestras compuestas de sedimento húmedo y de agua de los tres sitios, en proporciones iguales. Se agregaron 3.2 L de sedimento y 1.8 L de agua a cada uno de cuatro reactores de borosilicato, que fueron colocados en fundas de tela negra plastificada para evitar el crecimiento de algas, y cubiertos con tapas de acero inoxidable.

Se colocaron tapas sobre los reactores, las cuales tienen orificios en los que se colocaron válvulas antiretorno para permitir solo la salida de los gases

generados durante el experimento. Las válvulas se conectaron a mangueras de silicón, que condujeron los gases a las trampas. Estas trampas, consisten de probetas invertidas de 100 mL, sumergidas en matraces con agua, como se presenta en la Figura 22.

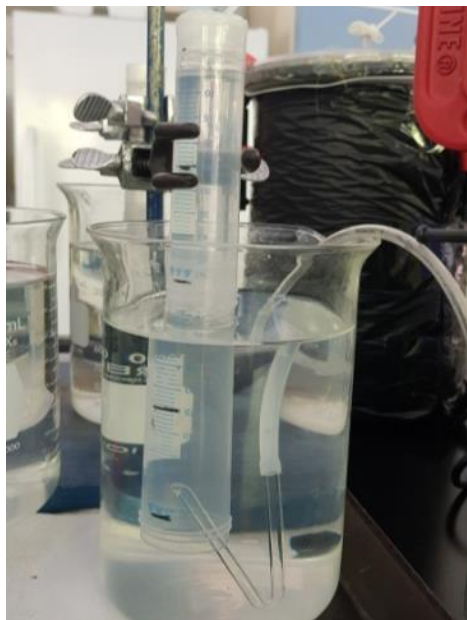


Figura 22. Sistema de captura de gases generados durante la incubación de agua y sedimento.

Las muestras de agua-sedimento fueron incubadas en reactores, donde se evaluó el efecto de la oxigenación (HOS) y un adsorbente selectivo de fósforo (PHOS), sobre las emisiones de gases de C, mediante los reactores que se presenta en la Tabla 13.

Tabla 13. Tratamientos aplicados para evaluación de emisiones de gases de C en reactores experimentales con agua

Tratamiento	Sedimento	Adsorbente selectivo de P	Suministro de gas
i) HOS	Con	Sin	Saturación con O ₂ en cada cambio de trampa de gas
ii) PHOS	Con	Con	Sin

<i>iii</i>) HOS+PHOS	Con	Con	Saturación con O ₂ en cada cambio de trampa de gas
<i>iv</i>) Testigo	Con	Sin	Sin
<i>v</i>) HOS	Sin	Sin	Saturación inicial con O ₂
<i>vi</i>) Testigo	Sin	Sin	Saturación inicial con N ₂

Para los tratamientos con PHOS, se utilizó la relación PHOS: fósforo (P) de 100:1 a partir de las concentraciones de P total en agua y sedimento analizados por CONAGUA-IMTA (2010). En los tratamientos con HOS, se suministró periódicamente O₂ (g) (Infra 99.7%) tratando el gas previamente con una trampa de 2M NaOH para eliminar impurezas de CO₂. En el caso del tratamiento testigo sin sedimento, se suministró N₂ (g) (Infra 99.9%) repitiendo el proceso mencionado con la trampa de 2M NaOH.

Los gases se aplicaron lentamente desde el fondo de los reactores por medio de difusores de roca porosa. En el caso de los reactores *i*) y *iii*), el O₂ (g) se suministró hasta alcanzar valores de Eh alrededor de 100 mV, mientras que el N₂ (g) se aplicó al inicio del experimento para reducir el Eh por debajo de 0 mV.

El CO₂ liberado durante el suministro de (O₂ (g) y N₂ (g)) se cuantificó mediante captura en trampa alcalina de Ba(OH)₂, relacionando las cantidades de un precipitado formado entre el CO₂ y Ba(OH)₂, con los cambios en conductividad eléctrica, de acuerdo con van Afferden *et al.* (2006). Este proceso se repitió para los reactores *i*) y *iii*) en cada muestreo de gases.

Cuantificación de la generación de gases de C

El gas generado en el experimento, se cuantifica en una probeta invertida sumergida en un matraz con agua. Conforme el gas ocupa volumen en la probeta, esta desplaza un volumen proporcional de agua, cuantificándose

así el flujo de producción de gases. Cuando las trampas alcanzaron su capacidad, se muestrearon los gases con jeringa Hamilton® 1010 SL, y se caracterizaron los gases de C por cromatografía de gases (marca SRI modelo 8610c) con columna ShinCarbon, acoplada a un detector de ionización (HID) y helio (Infra BIP) como gas acarreador en un flujo de 10 mL/min.

Análisis de resultados del proceso experimental

Los procesos de degradación de materia orgánica en los reactores tuvieron diferentes periodos de latencia. En el caso del reactor i) HOS, la emisión inició desde el segundo día del experimento, mientras que las emisiones para el reactor ii) PHOS iniciaron el día 23, el día 17 para el reactor iii) HOS+PHOS, el día 26 para el reactor iv) Testigo y hasta el día 70 para los reactores v) y vi).

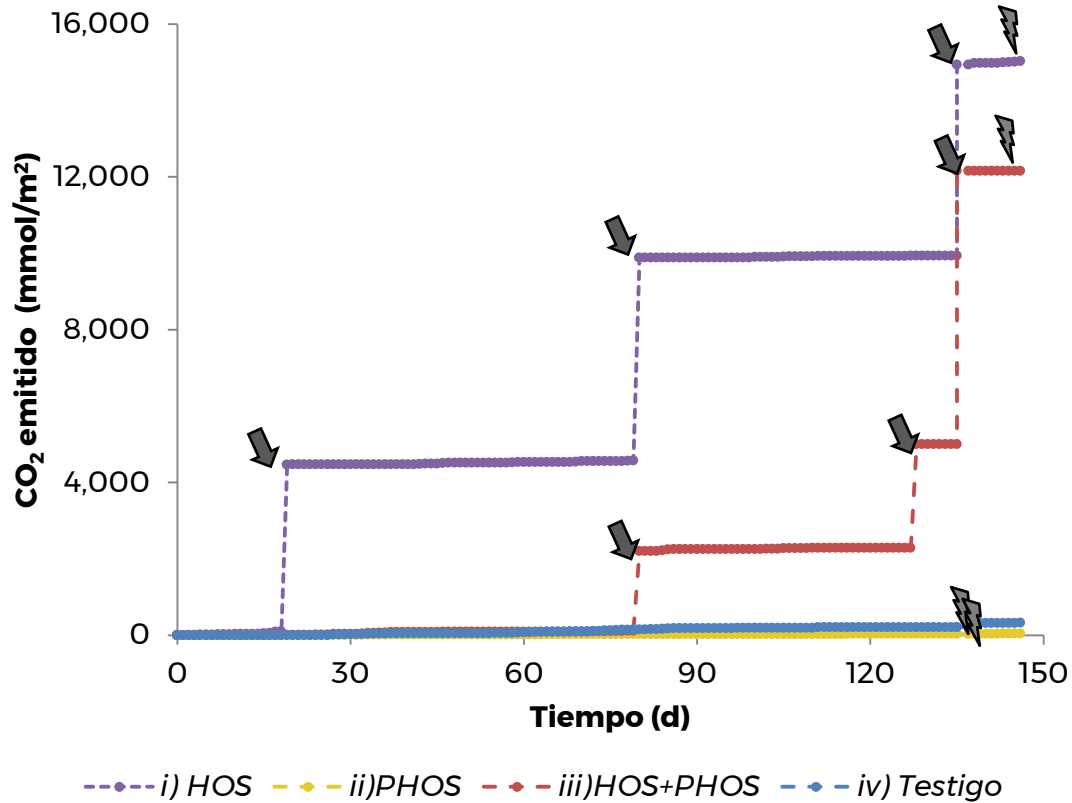




Figura 23. Emisiones de CO₂ en los reactores experimentales.

Sedimento 400 g, Agua 3.2 L, Eh= -200 mV ± 67, pH=6.4 ± 0.2.

Figura	Significado
	Aplicación de O ₂ (g) con difusor durante 1h por debajo de la capa de sedimento. La medición se realizó mediante captura de CO ₂ en trampa alcalina.
	Adición de nutrientes (N: 4, P: 0.35 y COT: 1.8 g*m ⁻² *mes ⁻¹ , respectivamente), adicionados en su totalidad en un solo día.

Además el suministro de gases, principalmente el O₂ (g) ocasionó un incremento en las emisiones para los reactores i) y iii), debido a la liberación de burbujas que se encontraban en los poros del sedimento. La adición de nutrientes también provocó un aumento (pico) en la emisión esto debido a que se introdujo de manera puntual N, P y C simulando la carga externa mensual de nutrientes.

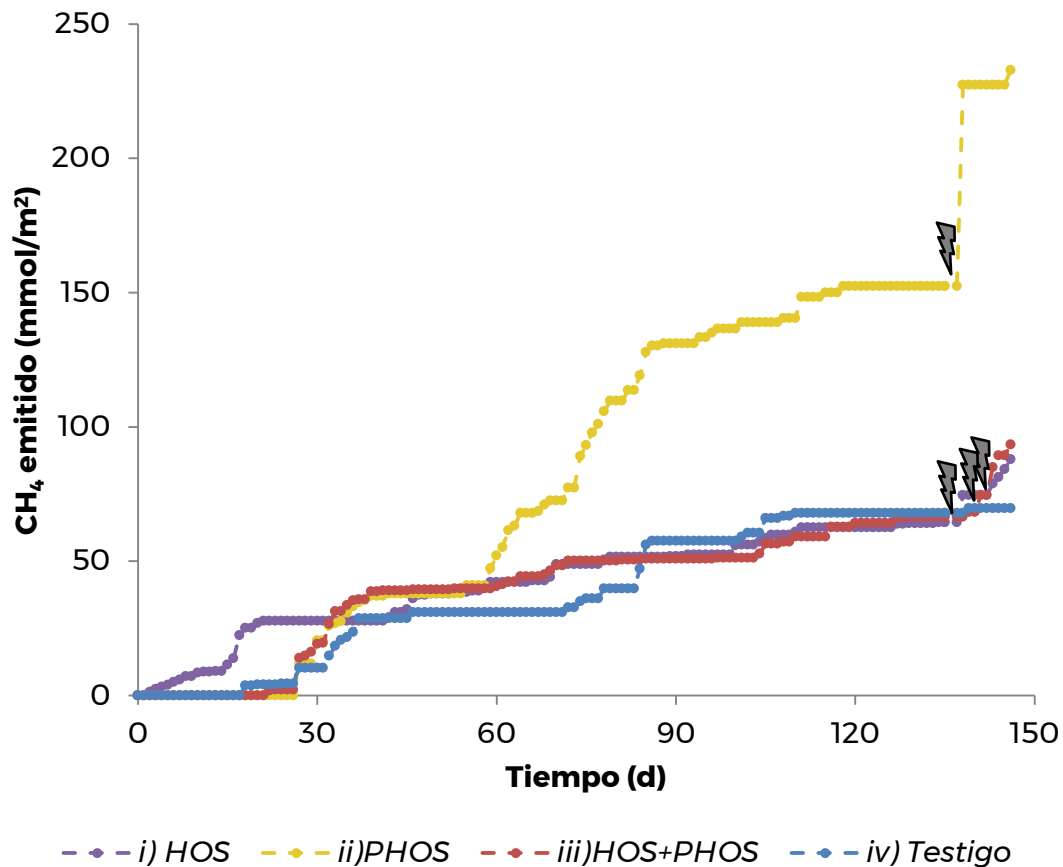



Figura 24. Emisiones de CH₄ en los reactores experimentales.

Sedimento 400 g, Agua 3.2 L, Eh= -200 mV± 67, pH=6.4 ± 0.2.

Figura	Significado
	Adición de nutrientes (N: 4, P: 0.35 y COT: 1.8 g*m ⁻² *mes ⁻¹ , respectivamente), adicionados en su totalidad en un solo día.

En la Figura 23 se presenta el registro de las emisiones de CO₂, considerando el periodo de latencia y los eventos de oxigenación y adición de nutrientes de igual manera la Figura 24, muestra el registro de las emisiones de CH₄. Los reactores v) y vi) no se incluyeron en ningún análisis ya que no han emitido suficiente gas para ser muestreado y caracterizado.

Para realizar un análisis del efecto del saneamiento sobre las emisiones de gases de C, se eliminará de las figuras anteriores la etapa de latencia; además, como la escala lineal no permite observar las emisiones de los reactores ii) y iv) se utilizará una escala logarítmica. Los valores obtenidos de los procesos de suministros de O₂ (g) serán promediados al igual que los picos registrados después de la adición de nutrientes.

3.5 Modelación hidrogeoquímica de la mineralización de la materia orgánica

De los resultados experimentales sobre la determinación de la carga interna de gases de C, se calcularán los coeficientes de degradación de la materia orgánica (MO). Estos coeficientes se comparan con valores de degradación de la MO recopilados en núcleos de sedimento de la presa Valle de Bravo (Carnero *et al.*, 2015).

Posterior al análisis de los coeficientes, se calibrarán las velocidades de degradación de materia orgánica (MO) de la base de datos del programa para modelación hidrogeoquímica Phreeqc 3.4 (Parkhurst y Appelo, 2013), para evaluar la mineralización y la formación de CO₂ y CH₄.

4. Resultados y discusión

4.1 Caracterización de agua y sedimento

Tabla 14. Caracterización inicial de muestra compuesta de sedimento

Peso húmedo	Peso Seco	% Humedad	% Materia orgánica
45.77	22.03	91	17
43.80	19.99	91	17
46.06	20.22	91	15

4.2 Carga externa de carbono

Referente a la carga externa, se presentan en la Tabla 15 los resultados obtenidos de la modelación para cada una de las subcuencas. Se puede observar que existe una atenuación de las cargas de carbono emitidas por fuentes difusas mayores al 70%, lo que puede asociarse a los procesos de sorción en el suelo y a otros procesos que ocurren durante la movilización de carbono hacia el cuerpo de agua.

Tabla 15. Resultados de la simulación de carga externa de C.

Subcuenca	Uso de suelo	Emite	Llega	Atenúa
		ton/año	ton/año	%
Tizates	Agricultura	149	1	99.3
	Bosque	72	28	61.1
	Urbano	91	45	50.5
	Total	312	74	76.3
Yerbabuena	Agricultura	117.2	0.7	99.4
	Bosque	42.6	16.8	60.4
	Urbano	33.6	17.4	48.3
	Total	193.3	34.9	81.9

San Diego	Agricultura	270.5	1.7	99.4
	Bosque	142.7	56.8	60.2
	Urbano	92.6	47.9	48.3
	Total	505.8	106.3	79.0
El Carrizal	Agricultura	129.2	1.1	99
	Bosque	155.6	41.1	74
	Urbano	16	8.4	48
	Total	300.83	50.6	83

Tras haber obtenido los porcentajes de atenuación con los resultados de la modelación, se calculó la carga externa que llegaría al cuerpo de agua, tomando en cuenta los resultados de emisión estimados en el inventario de emisiones (Figura 25), obteniendo los resultados que se observan en la Figura 26.

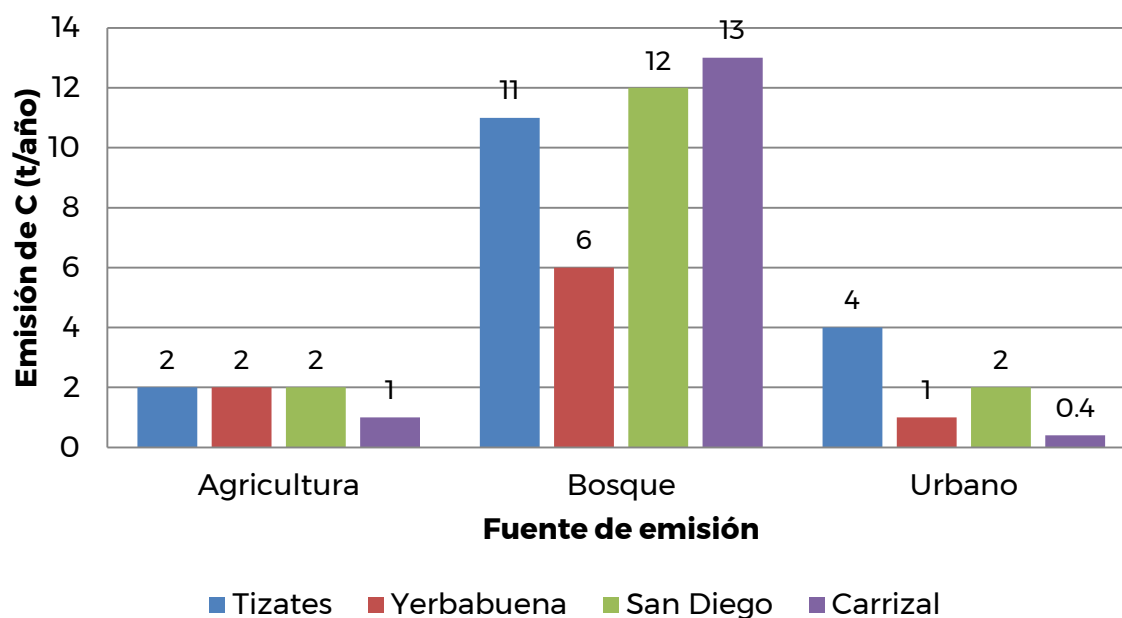


Figura 25. Emisión de C determinada en el inventario de emisiones (CONAGUA-IMTA, 2015).

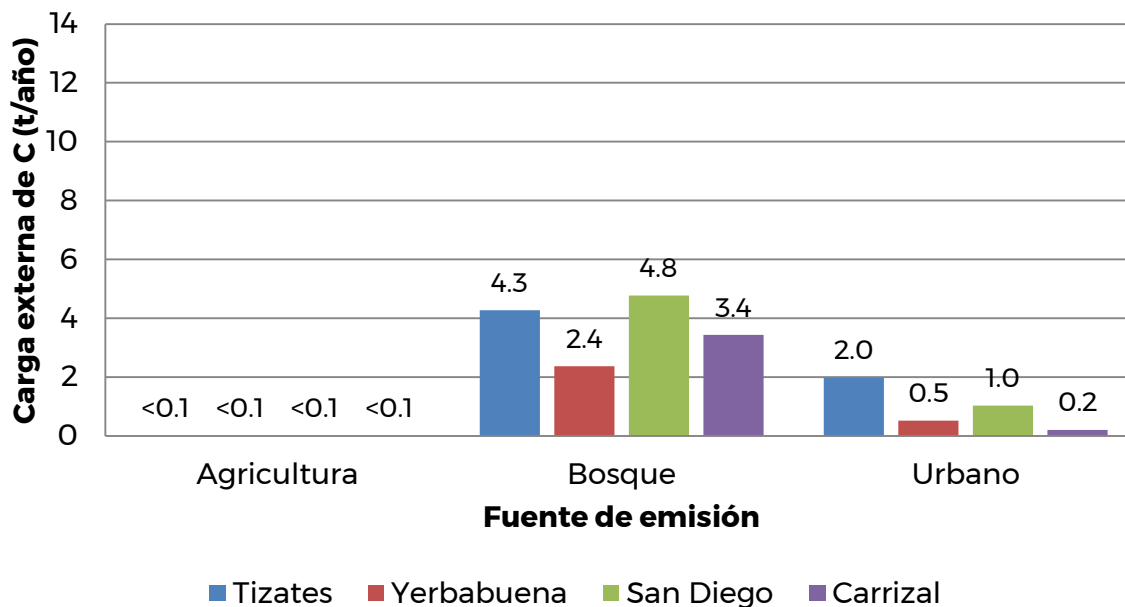


Figura 26. Carga externa de C que recibe el cuerpo de agua.

Se observa que la fuente de emisión que aporta mayor carga de C al cuerpo de agua es el tipo de uso de suelo Bosque, lo cual puede atribuirse a que en condiciones naturales, el contenido de humus en un suelo no alterado es mayor que en el de las zonas cultivadas (Fitz, 1985). No obstante, es la segunda fuente de emisión que presenta una atenuación mayor al 60%.

En el caso del uso de suelo urbano, es la fuente que presenta la menor atenuación, siendo esta menor al 50% en todas las subcuencas y resultando en ser la segunda fuente de emisión con mayor aporte de carbono. Sin embargo, la subcuenca que tiene un mayor impacto por este tipo de fuente, es la de Tizates, siendo la segunda subcuenca con mayor porcentaje de cobertura (15 %) por este tipo de suelo y que además, se puede observar la concentración de población al final de la subcuenca, cercano a la presa (Figura 27).

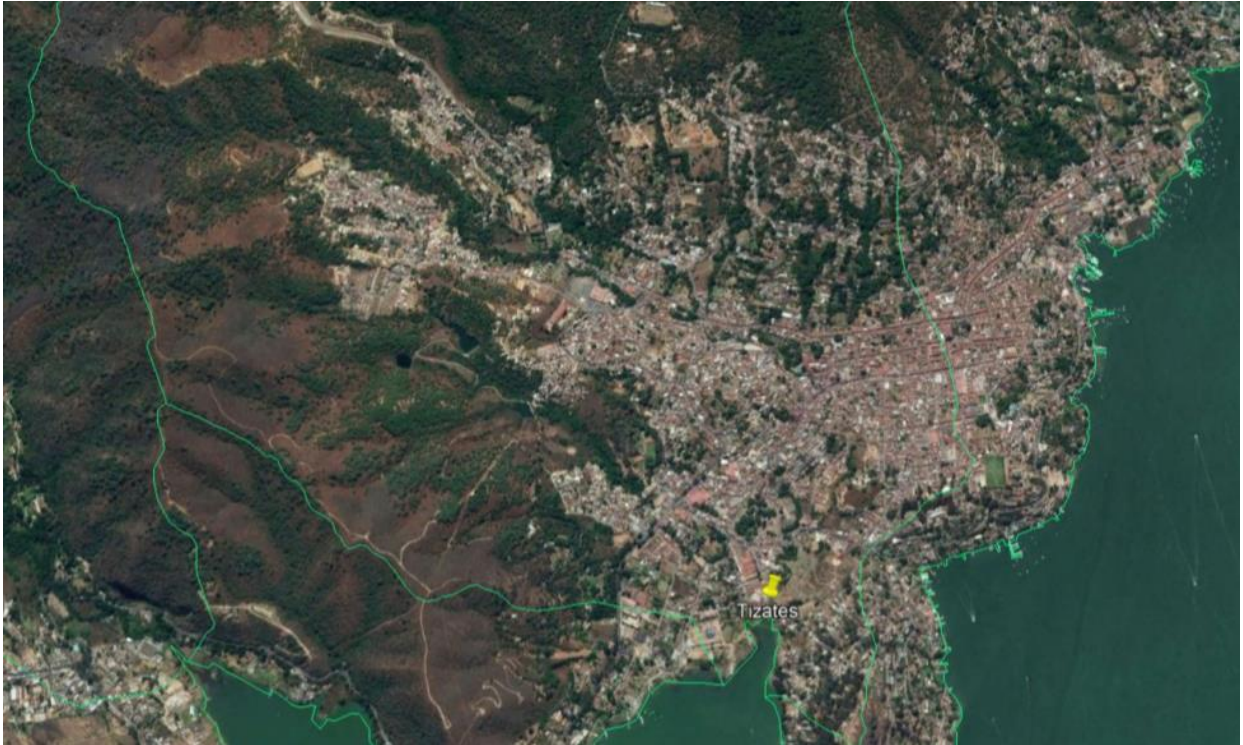


Figura 27. Zona urbana en la subcuenca Tizates

Comparación con datos de monitoreo

Dado que el modelo proporciona una serie de datos diarios de concentraciones simuladas a la salida del río, se compararon estos resultados con los datos de muestreo de DBO_5 disponibles (Tabla 16), esto tras haber determinado por estequiometría de la degradación de la materia orgánica (CH_2O) con oxígeno (O_2), la proporción de carbono correspondiente a la demanda de oxígeno medida; destacándose que las concentraciones simuladas generalmente son mayores a las observadas en campo.

A pesar de lo anterior, la diferencia entre la simulación y lo observado para cada una de las subcuencas con información disponible no sobrepasa el 30%, considerándose que el modelo representa de manera aproximada la problemática evaluada.

Tabla 16. Comparación de resultados con datos de monitoreo

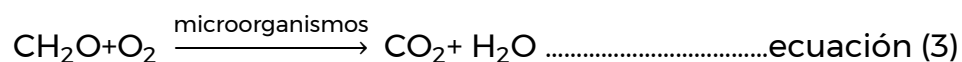
Subcuenca	Fecha	C mod (mg/L)	C obs (mg/L)	Diferencia (%)
Tizates	28-jul-09	13	11	+18
San Diego	22-jun-04	3.5	2.9	+22
	09-ago-04	1.6	2.3	-30
	04-oct-04	1.4	1.1	+27

*Fuente: Acuagranjas - CONAGUA, 2004 Y 2009

4.3 Cuantificación de carga interna de GEI

Las emisiones de gases de C evaluadas durante la fase experimental, son generadas por los procesos de mineralización de la materia orgánica (MO) en el cual al menos el 16% de su masa corresponde a C orgánico. Este proceso es realizado por microorganismos, los cuales transforman la MO en compuestos inorgánicos, como el CO₂ y el CH₄ (Randlett *et al.*, 2015).

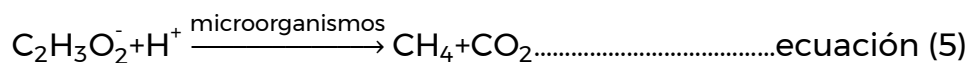
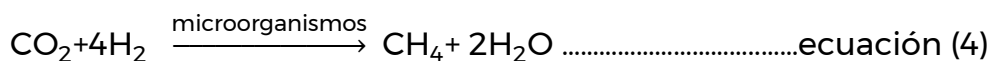
En condiciones en las que el oxígeno se encuentra disponible, los microorganismos oxidarán el C orgánico, teniendo como resultado la formación de C inorgánico en forma de CO₂ (g), como se presenta en la ecuación 2.



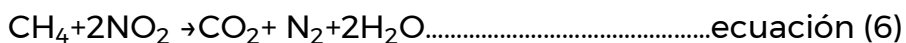
Conforme disminuye la concentración de oxígeno disuelto, inician los procesos de fermentación de MO, los cuales producen ácidos orgánicos que ocasionan una disminución del pH en la solución, dando lugar a la formación de CO₂ (Henze *et al.*, 2008). Cuando el oxígeno disuelto se agota, los microorganismos recurren a tomar como aceptor final de electrones el oxígeno presente en compuestos como el nitrato y el sulfato, hasta que únicamente se encuentre el oxígeno que está en el CO₂. En esta

condición, predominaran microorganismos que realizan la metanogénesis (Mach *et al.*, 2015).

La metanogénesis ocurre principalmente por microorganismos del dominio *Archaea*, las cuales toman el C del CO₂ como fuente de energía, dando como resultado la formación de CH₄, como se presenta en la ecuación 4. Además, si durante el proceso de metanogénesis se tiene acetato (C₂H₃O₂⁻), formado en un proceso intermedio llamado acetogénesis, la degradación conduce a la formación de CO₂ y CH₄, como se observa en la ecuación 5 (Dodds y Whiles, 2002).



Sin embargo, el CH₄ se puede oxidar en la columna del agua por microorganismos que realicen el proceso de metanoxidación, los cuales pueden tomar el C del CH₄ y el oxígeno del nitrato o nitrito para realizar el proceso de desnitrificación, como se presenta en la ecuación 6 (Yang *et al.*, 2018).



En cuanto a la generación de gases de C, mediante la incubación de agua y sedimento, se obtuvieron principalmente emisiones de CO₂ con respecto a las de CH₄. Las emisiones de CO₂ totales fueron mayores en los tratamientos en los que se suministró O₂ (g) como lo son *i) HOS* y *iii) HOS + PHOS*, con emisiones de 15,239 y 12,254 mmol*m⁻²*d⁻¹ de CO₂, respectivamente. En los reactores en los que no hubo suministro de O₂ (g) las emisiones reportadas de CO₂ fueron para *ii) PHOS* de 47 mmol*m⁻²*d⁻¹ y para el *iv) Testigo* de 330 mmol*m⁻²*d⁻¹.

Cabe mencionar que en todos los reactores se presentaron diferentes velocidades de emisión, esto dependiendo de la fase de crecimiento en la que cada uno se encontraba. La fase de latencia fue entre los 3 y 27 días. Posterior a este periodo, se presentó una fase exponencial de diferente duración. En los reactores donde se aplicó oxigenación (HOS) la fase exponencial fue 19 y 67 días para *i)* y *iii)*, respectivamente, con velocidades de emisión de 263 y 42 $\text{mmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ de CO_2 . En el caso de los reactores *ii)* y *iv)* se obtuvieron emisiones de CO_2 de 1 y 3 $\text{mmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ en 17 y 57 días, respectivamente.

Después de la fase exponencial todos los reactores entraron a una fase estacionaria, en la cual las emisiones de CO_2 disminuyeron con respecto a la exponencial. Las emisiones en esta etapa fueron mayores en los reactores *i)* y *iii)* con 1.8 y 1.4 $\text{mmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ mientras que para *iv)* y *ii)* 0.9 y 0.1 $\text{mmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ de CO_2 , respectivamente.

Al alcanzar un periodo de 60 días de fase estacionaria, se agregó una concentración de nutrientes, al analizar la carga externa de N y P reportada por (Villanueva-Beltrán, 2011) y (Hansen *et al.*, 2015) y comparándolas con lo encontrado por (Carnero *et al.*, 2015) en un análisis de núcleo de sedimento.

Posterior a la adición de nutrientes, las emisiones incrementaron nuevamente en todos los reactores, siendo los tratamientos *iv)* y *i)* los que generaron una mayor emisión de CO_2 (11.2 y 9 $\text{mmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, respectivamente). En el caso de los reactores *iii)* y *ii)* las emisiones fueron de 1.7 y 0.5 $\text{mmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ de CO_2 .

Como se mencionó en el capítulo 4 (metodología), debido a las variaciones encontradas durante el experimento, se analizaron los datos y se desarrolló la Figura 28, que muestra las emisiones totales de CO_2 , en los reactores experimentales.

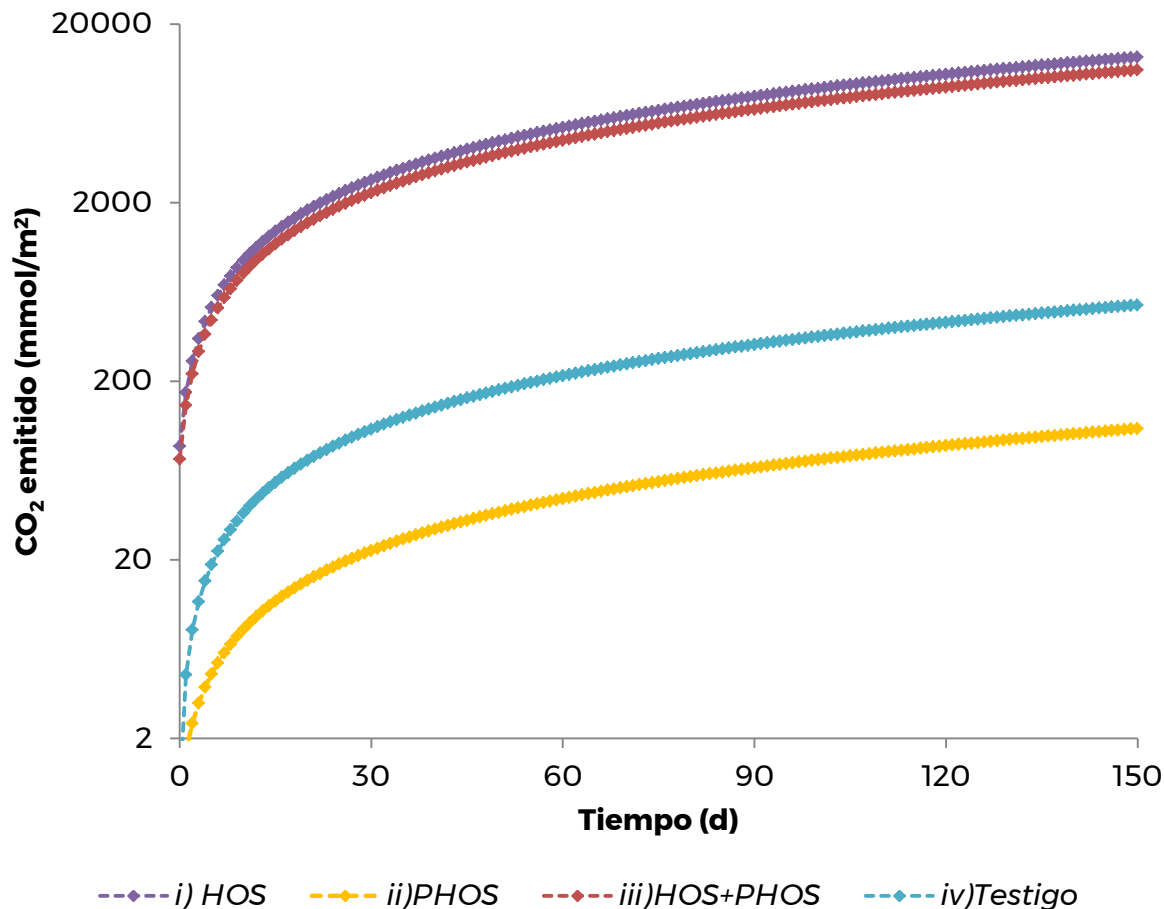


Figura 28. Emisiones de CO_2 en los reactores experimentales.

Sedimento 400 g, Agua 3.2 L, Eh= $-220 \text{ mV} \pm 22$, pH= 6.5 ± 0.2

La generación de CH_4 mantuvo relación con respecto a las emisiones de CO_2 . Durante la fase exponencial los tratamientos en los cuales no se suministró oxigenación presentaron las mayores emisiones. Tanto *ii)* como *iv)* emitieron $2.2 \text{ mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ de CH_4 . Durante la fase exponencial los reactores *i)* y *iii)* emitieron 1.5 y $0.9 \text{ mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ de CH_4 . Posterior a esta fase, los reactores entraron a la fase estacionaria, en la cual disminuyeron las emisiones con respecto a la fase exponencial. Durante el periodo estacionario, el reactor *iv)* presentó una mayor generación de CH_4 , siendo de $0.5 \text{ mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$; mientras que *i)* emitió 0.4 , *ii)* 0.3 y *iii)* $0.2 \text{ mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ de CH_4 .

De igual manera, la generación de metano se incrementó en los reactores con la adición de nutrientes, mostrando un aumento en las emisiones de los reactores *i)* 3.8, *ii)* 2.8 y *iv)* 8.3 mmol*m⁻²*d⁻¹ de CH₄, siendo el tratamiento testigo el que mayormente generó CH₄. En la Figura 29 se observan las emisiones totales de CH₄ posterior al análisis de información propuesto en la metodología.

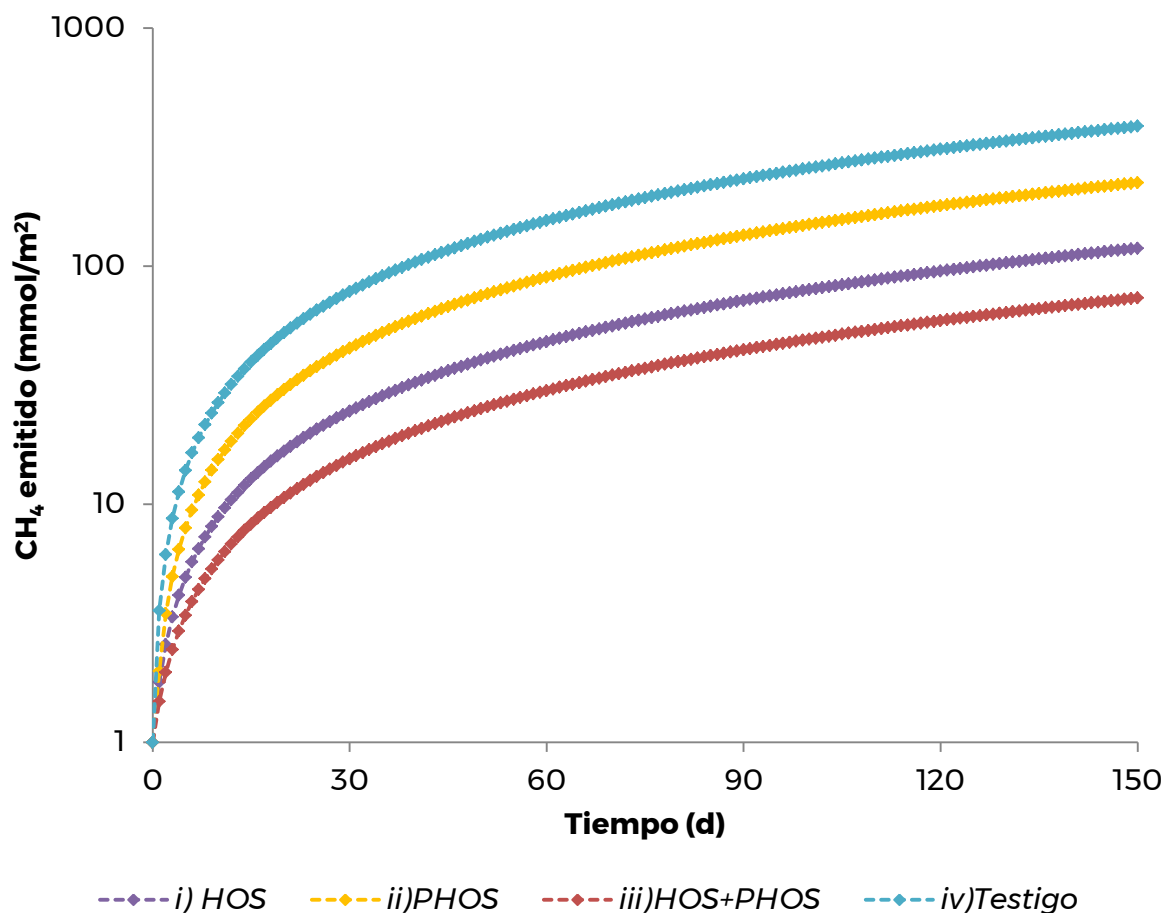


Figura 29. Emisiones de CH₄ en los reactores experimentales.

Sedimento 400 g, Agua 3.2 L, Eh= -220 mV± 22, pH = 6.5 ± 0.2.

Al analizar los promedios de las emisiones totales y compararlos con las mostradas en la Tabla 4 (Adams, 2009), las emisiones de CO₂ de los tratamientos *i)* y *iii)* así como el tratamiento *iv)* se clasifican como

emisiones de cuerpos de agua eutróficos. Las emisiones para CO₂ del reactor con adsorbente *ii*) mostró una emisión menor, clasificándose como un cuerpo de agua en estado mesotrófico.

En cuanto a las emisiones de CH₄, los tratamientos *i*), *iii*) y *iv*) generaron emisiones de CH₄ comparadas a las de un cuerpo de agua en estado mesotrófico; sin embargo, las emisiones del tratamiento *iv*) son las esperadas para un cuerpo de agua en estado eutrófico (Adams, 2009).

Las emisiones generadas de CO₂ en el tratamiento *iv*) *Testigo* fueron menores a las esperadas, pues Santos *et al.* (2017), Varol (2019) y Chanudet *et al.* (2011) reportaron emisiones mayores a 7 mmol*m⁻²*d⁻¹ de CO₂ en lagos y presas de regiones subtropicales en condiciones eutróficas, y durante el experimento se obtuvieron 3 mmol*m⁻²*d⁻¹ de CO₂. Sin embargo, las emisiones de CH₄ fueron mayores a las reportadas por los mismos autores de 1.3 mmol*m⁻²*d⁻¹ de CH₄ mientras que las obtenidas en este experimento fueron de 2.2 mmol*m⁻²*d⁻¹ de CH₄.

Las diferencias en las emisiones de gases de C se deben a que, durante la fase experimental, el tratamiento *iv*) se mantuvo en condiciones anaerobias/anóxicas, con un Eh de -200 ± 15 mV, condiciones que según Dodds y Whiles (2002) favorecen los procesos de fermentación, acetogénesis y metanogénesis. Del mismo modo en el tratamiento *ii*) *PHOS* las condiciones de Eh fueron de -199 ± 47 mV, sin embargo, la disminución de P disponible por la adición del adsorbente, limitaría la generación de gases de C (Bishop *et al.*, 2014).

En cuanto a las emisiones generadas por los tratamientos con suministro de O₂ (g) superaron las emisiones esperadas, pues el aumento de la concentración de O₂ disuelto favoreció las emisiones de CO₂ (Moore *et al.*, 2012). Pese a que los valores de Eh durante el experimento se mantuvieron en rangos de -200 ± 57 mV, se observó que durante el suministro de O₂ (g)

estos valores alcanzaron hasta 120 mV. El proceso de oxigenación además pudo favorecer la nitrificación (Dodds y Whiles, 2002) el cual es necesario para los procesos en los que se forma CH_4 .

En cuanto a la degradación observada en los reactores experimentales, posterior a los 120 días de evaluación, los tratamientos *i)* y *iii)* presentaron los mayores valores, pues hubo una degradación alrededor del 1% de C orgánico total (COT), como se observa en la Figura 30 a y b, respectivamente, mientras que para los reactores con los tratamientos *ii)* y *iv)* la degradación del COT fue menor al 0.1%, como se presenta en la Figura 31 c y d.

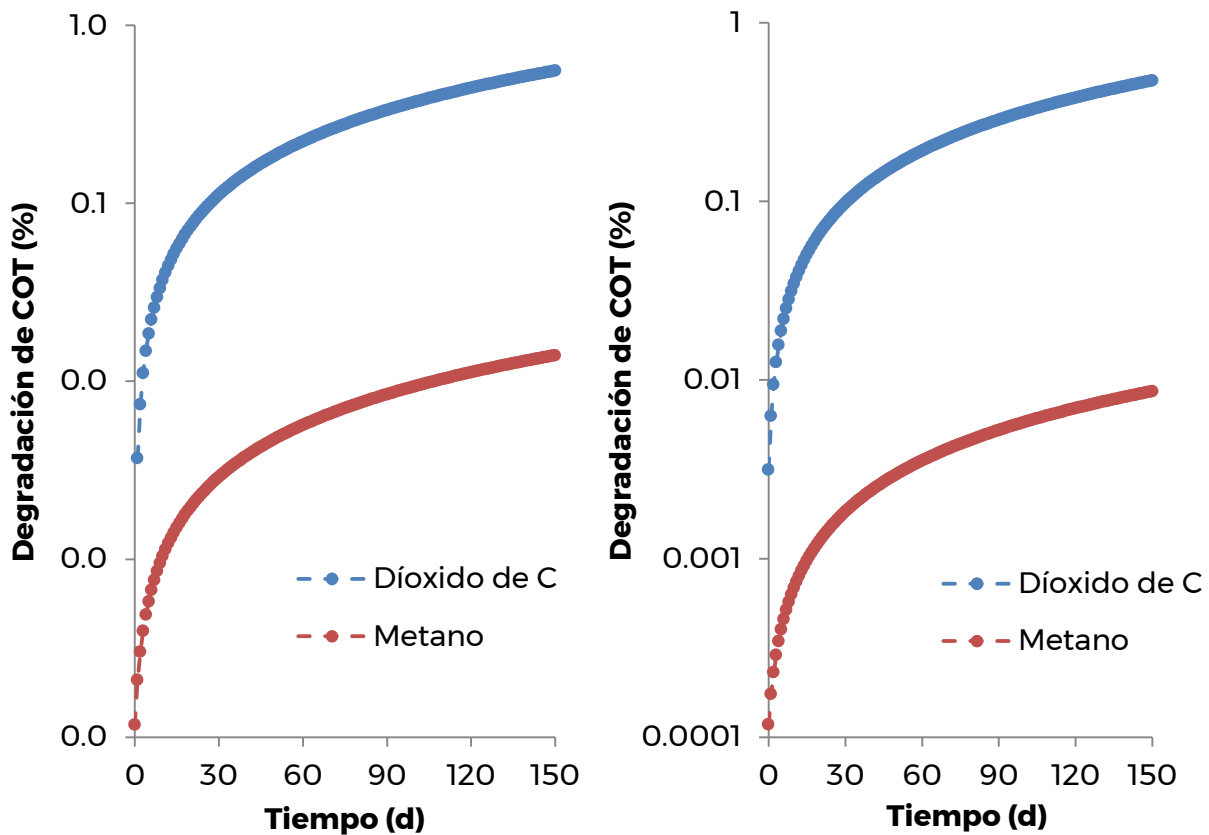


Figura 30. Degradación del COT en reactores a) *i)* HOS y b) *iii)* HOS + PHOS.

Concentración de COT = 17000 mmol (Sedimento 400 g y Agua 3.2 L)

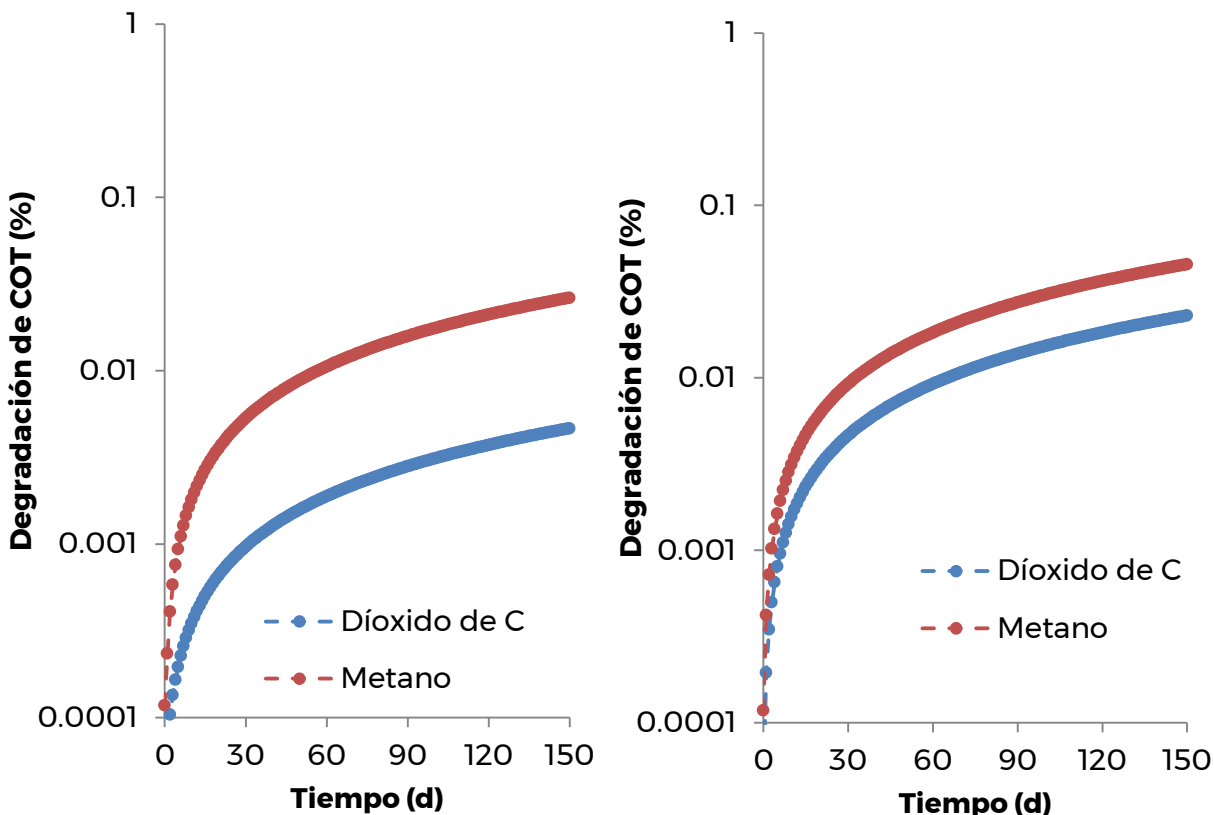


Figura 31. Degradación del COT (5) en reactores c) *ii) PHOS* y b) *iv) Testigo*.

Concentración de COT = 17000 mmol (Sedimento 400 g y Agua 3.2 L)

4.4 Modelación hidrogeoquímica de la mineralización de la materia orgánica

Para la determinación del coeficiente de degradación de la materia orgánica en el sedimento de la presa Valle de Bravo, se tomó información generada por Carnero et al. (2015) en la cual se cuantificó el porcentaje de carbono orgánico de acuerdo a la profundidad y a la edad de los segmentos del núcleo, determinado por medio de marcadores isotópicos (^{210}Pb y ^{137}Cs) como se presenta en la Figura 32.

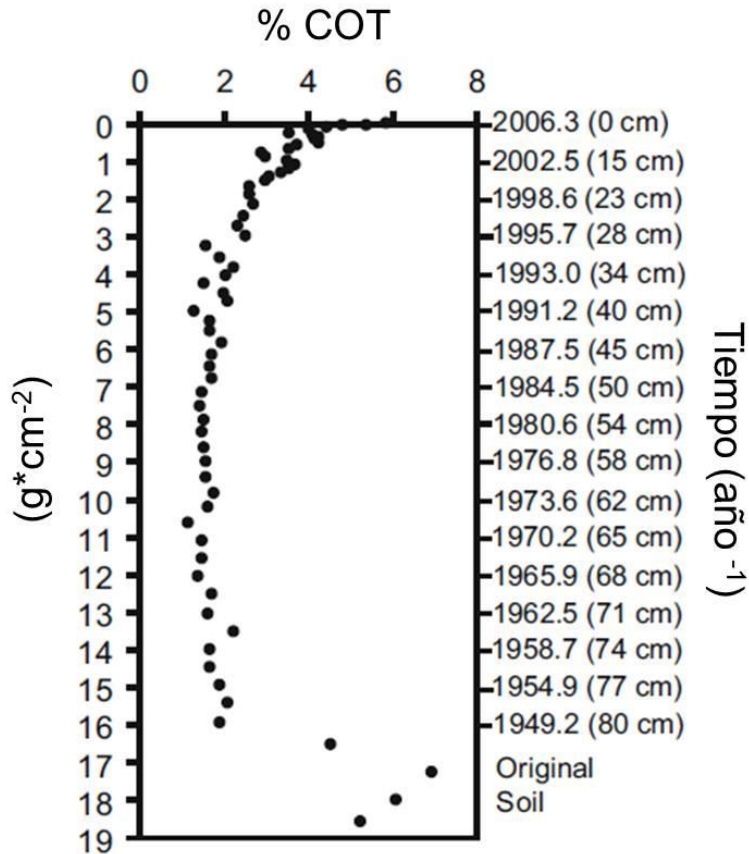


Figura 32 Contenido de carbono orgánico total en núcleo de sedimento.

En términos matemáticos la velocidad de degradación se puede determinar a través de una reacción de primer orden, al considerar la cantidad de carbono orgánico en el núcleo y el tiempo transcurrido mediante la ecuación 7 (Master y Ela, 2008).

$$\frac{dL}{dt} = -kL \dots \dots \dots \text{ecuación (7)}$$

Dónde:

L: concentración del carbono orgánico (g/cm²) remanente en un tiempo

dL/dt: velocidad de degradación del carbono orgánico (año)

t: tiempo (año)

K: constante de degradación (g*cm⁻²*año⁻¹)

Consideraron los valores de COT (g/cm^2) que se presentan en los primeros 15 cm del sedimento (Carnero et al., 2015), se realizó un análisis para determinar la degradación del COT en la profundidad en la que se tomó la muestra de sedimento para la experimentación, como se presenta en la Figura 33.

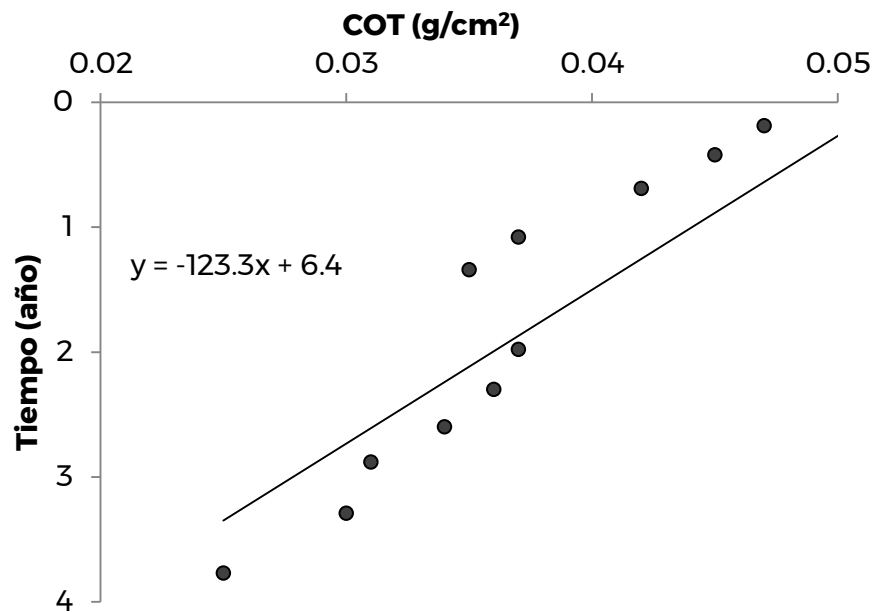


Figura 33 Determinación de la constante de degradación de la materia orgánica en el sedimento en 15 cm de sedimento.

Sin embargo, la fase experimental de la presente investigación tuvo una duración de 160 días (0.4 años), por lo que se analizó la velocidad de degradación en el núcleo de sedimento para este periodo (Figura 34). La pendiente de la curva se reduce de -123.3 a -37. Estos valores de pendiente se compararon con los obtenidos del análisis de los procesos de degradación en los reactores experimentales (Tabla 17)

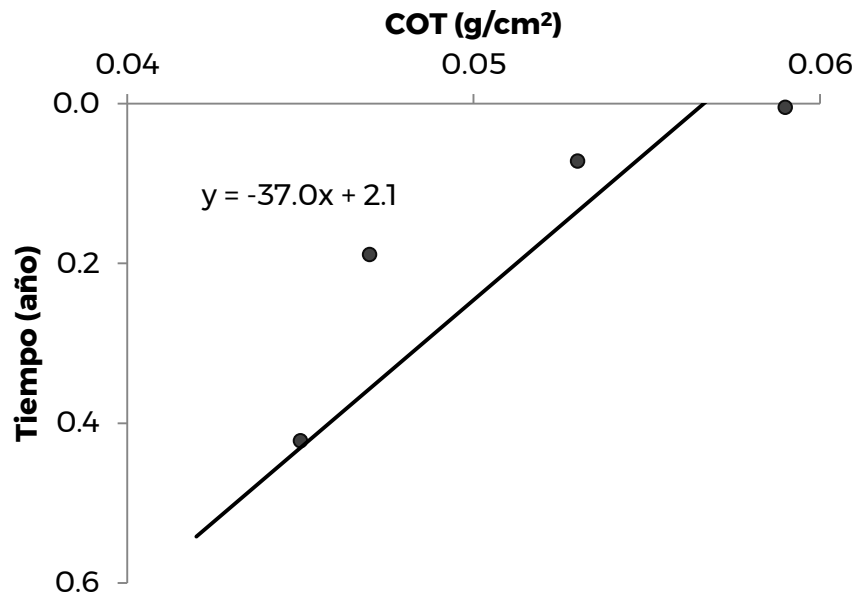


Figura 34 Determinación de la constante de degradación de la materia orgánica en núcleo de sedimento en 0.4 años

Tabla 17 Constantes de degradación de carbono orgánico en reactores experimentales.

Reactor	Ecuación	Pendiente
i) HOS	$y = -26.2x + 1.6$	-26.2
ii) PHOS	$y = -483.2x + 28.7$	-483.2
iii) HOS+PHOS	$y = -31.1x + 1.8$	-31.1
iv) Testigo	$y = -218.9x + 13.0$	-218.9

Se observa que las pendientes de los tratamientos con oxigenación (i) HOS y iii) HOS + PHOS) fueron mayores a las analizadas en el núcleo de sedimento (Figura 34). Mientras tanto las pendientes de los tratamientos ii) PHOS y iv) Testigo, fueron menores (-483.2 y -218.9, respectivamente), lo que indica que la degradación del COT fue menor en estos reactores, que la degradación que ocurre en campo.

5. Conclusiones

Se encontró que la emisión de carbono es mayor en bosques, y aunque se atenúa en un 60%, representa la fuente de mayor carga de las fuentes difusas.

El suministro de oxígeno (HOS) genera un incremento en las emisiones de CO₂ y una disminución en las de CH₄. El uso de PHOSlock, reduce la generación de ambos gases con respecto al testigo.

6. Próximos pasos

- Evaluación de carga interna de carbono, implementando mejoras al sistema de emisión y captura de gases
- Modelación hidrogeoquímica de los procesos de degradación aerobia y anaerobia de materia orgánica en sedimento
- Evaluación de carga externa de carbono en cuencas faltantes y por fuentes puntuales (agua residual y triticultura)
- Divulgación de resultados
- Examen de maestría y de candidatura a doctor

7. Referencias

- Acuagranjas- CNA. 2004. Modelación matemática de la calidad del agua y monitoreo biológico de las presas Valle de Bravo, Villa Victoria y El Bosque del sistema Cutzamala. Informe Final.
- Acuagranjas- CONAGUA. 2009. Seguimiento de la calidad del agua de las presas Valle de Bravo, Villa Victoria y El Bosque del Sistema Cutzamala. Informe Final.
- ADAMS D. 2009. 5 Diffuse Flux of Greenhouse Gases – Methane and Carbon Dioxide at the Sediment Water Interface of Some Lakes and Reservoirs of the World. In: Tremblay A., Varfalvy L., Roehm C., Garneau M. (eds): Greenhouse Gas Emissions Fluxes and Processes. Environmental Sciences. Springer, Berlin, Heidelberg. P 129-153.
- AJANI J.I., KEITH H., BLAKERS M., MACKEY B.G. Y KING H.P. 2013. Comprehensive carbon stock and flow accounting: A national framework to support climate change mitigation policy. *Cological Economics*, 89, p. 61-72.
- AMANO, Y., SAKAI, Y., SEKIYA, T., TAKEYA, K., TAKI, K. & MACHIDA, M. 2010. Effect of phosphorus fluctuation caused by river water dilution in eutrophic lake on competition between blue green alga *Microcystis aeruginosa* and diatom *Cyclotella* sp. "*Journal of Environmental Sciences*". 22 (11): 1666– 1673.
- BANKER BC., KLUDZE H,M ALFROD D., DELAUNE RD., LINDAU CW. 1995. Methane sources and sinks in paddy rice soils: relationship to emissions. "*Agriculture, Ecosystems & Environment*". 53 (3): 243 -251.

- BEUTEL M., HORNE A. 1999. A Review of the effects of Hypolimnetic Oxygenation on Lake and Reservoir Water Quality. "Journal of Lake and Reservoir Management". 15 (4): 285-297.
- BISHOP WM., MCNABB T., CORMICAN I., WILLIS BE., HYDE S. 2014. Operation Evaluation of Phoslock Phosphorus Locking Technology in Laguna Niguel Lake, California. "Water Air Soil Pollution". 225 (7): 1-11.
- BLODAU C., AGETHEN S., BRODER T., KNORR KH. 2018. Gradients of organic matter quality, mineralization and sequestration in Cook's Bay of Lake Simcoe, Canada. "Limnologica". 68 (1): 92-104.
- BONILLA JA., LEMUS C. 2012. Emisión de metano entérico por rumiantes y su contribución al calentamiento global. "Revista Mexicana de Ciencias". 3 (2): 215 -246.
- BORREL G., JEZEQUEL D., BIDERRE C., MOREL N., MOREL JP., TEYRET P., FONTY G., LEHOURS A. 2011. Production and consumption of methane in freshwater lake ecosystems. "Research in Microbiology". 162 (1): 832-847.
- BROWN J., GILLOOLY J., ALLEN A., SAVAGE V., WEST G. 2004. Toward a metabolic theory of ecology. "Ecology". 85 (7): 1771-1789.
- CABRITA MT. 2014. Phytoplankton community indicators of changes associated with dredging in the Tagus estuary (Portugal). "Environmental Pollution". 191 (1): : 17-24.
- CARNERO V., MERINO M., RUIZ AC., SANCHEZ JA., GHALEB B. 2015. Sedimentary record of water column trophic conditions and sediment carbon fluxes in a tropical water reservoir (Valle de Bravo, Mexico). "Environmental Science and Pollution Research". 22 (1): 4680-4694.

CEPIS (Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambientales), 2001. Metodologías simplificadas para la evaluación de eutroficación en lagos cálidos tropicales, Lima, Perú: Organización Panamericana de la Salud (OPS). [consultado 25 de mayo del 2019]. Disponible en el World Wide Web: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaca/e/fulltext/eutrof/eutrof.pdf>.

CHANUDET V., DESCLOUX S., HARBY A., SUNDT H., HANSEN B., BRAKSTAD O., SERCA D., GUERIN F. 2011. Gross CO₂ and CH₄ emissions from the Nam Ngum and Nam Leuk sub-tropical reservoirs in Lao PDR. "Science of The Total Environment". 409 (24): 5382-5391.

CHEN J., LU S., ZHAO Y., WANG W., HUANG M. 2011. Effects of overlying water aeration on phosphorus fractions and alkaline phosphatase activity in surface sediment. "Journal of Environmental Sciences". 23 (2): 206 -211.

CHMIEL H., KOKIC J., DENFELD B., EINARSDOTTIR K., WALLIN MB., KOEHLER B., ISIDORAVA A., BASTVIKEN D., FERLAND ME., SOBEK S. 2016. The role of sediments in the carbon Budget of a small boreal lake. Limnology and Oceanography. 61 (1), 1814-1825.

COLE JJ., PRAIRIE YT., CARACO N., MCDOWELL W., TRANVIK L., STRIEGL R., DUARTE C., KORTELAJINEN P., DOWNING J., MIDDELBURG J., MELACK J. 2007. Plumbing the Global Carbon Cycle: Integrating Inland Waters into the Terrestrial Carbon Budget. Ecosystems. 10 (1): 171 - 184.

CONAGUA (Comision Nacional Del Agua). 2019. Almacenamiento en presas del sistema Cutzamala 2018. [en línea]. Disponible en el World Wide Web:

https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/296041/Enero_2018.pdf. [consultado Agosto 23, 2019].

CONAGUA-IMTA (Comisión Nacional del Agua - Instituto Mexicano de Tecnología del Agua). 2009. Caracterización de sedimentos en la presa Valle de Bravo, Estado de México y evaluación de diferentes técnicas de control de nutrientes. 1ª etapa. Convenio de colaboración OAVM-DT-MEX-09-453-RF-CC. Informe final.

CONAGUA-IMTA (Comisión Nacional del Agua - Instituto Mexicano de Tecnología del Agua). 2010. Caracterización de sedimentos en la presa Valle de Bravo, Estado de México y evaluación de diferentes técnicas de control de nutrientes. Convenio de colaboración OAVM-DT-MEX-10-411RF-CC. Informe final.

CONAGUA-IMTA (Comisión Nacional del Agua- Instituto Mexicano de Tecnología del Agua). 2015. Estudio de ingeniería básica para determinar el método óptimo de oxigenación del agua en la presa Valle de Bravo, Estado de México. Informe final.

DARCHAMBEAU F., SARMENTO H., DESCY J. 2014. Primary production in a tropical large lake: The role of phytoplankton composition. "Science of the Total Environment" 473 (2): 178-188.

DAVIDSON T., AUDET J., SVENNING J., LAURIDSEN T., SONDERGAARD M., LANDKILDEHUS F., LARSEN S., JEPPESEN. 2015. Eutrophication effects on greenhouse gas fluxes from shallow-lake mesocosms override those of climate warming. *Global Change Biology*. 21 (1): 4449-4463.

DEEMER B., HARRISON JA., LI S., BEAULIEU J., DELSONTRO T., BARRIS N., BEZERRA JF., POWERS S., DOS SANTOS MA., VONK A J. 2016.

Reservoir Water Surfaces: A New Global Synthesis. "BioSciences". 66 (11): 949 – 964.

DEMARTY M., TEMBLAY. 2017. Long term follow-up of pCO₂, pCH₄ and emissions from Eastmain 1 boreal reservoir, and the Rupert diversion bays, Canada. *Ecohydrology & Hydrobiology*. En prensa.

DODDS W. Y WHILES M. 2002. *Freshwater ecology: concepts and environmental applications of limnology* (2nd edition). United States of America: Academic Press of Elsevier.

FITZ PATRICK, E.A. 1985. *Suelos: Su formación, clasificación y distribución*. México, D.F: Compañía Editorial Continental S.A. de C.V. p.151-155.

FUTTER M. N., BUTTERFIELD D., COSBY B. J., DILLON P. J., WADE A. J. Y WHITEHEAD P. G. 2007. Modeling the mechanism that control in-stream dissolved organic carbon dynamic in upland and forested catchments. *Water Resources Research*, Vol. 43, W02424. DOI: 10.1029/2006WR004960.

FUTTER M. N., ERLANDSSON M.A., BUTTERFIELD D., WHITEHEAD P. G., ONI S.K., Y WADE A. J. 2014. PERSiST: a flexible rainfall-runoff modelling toolkit for use with the INCA family of models. *Hidrology and Earth System Sciences*, Vol. 18, p. 855-873. DOI: 10.5194/hess-18-855-2014.

HANSEN A.M., MÁRQUEZ H. 2015. Internal phosphorus load in a Mexican reservoir: forecast and validation. *Environmental Toxicology and Chemistry* 34 (11): 2583- 2589.

HANSEN A.M., HERNÁNDEZ-MARTÍNEZ C., FALCÓN-ROJAS A. 2017. Evaluation of Eutrophication Control through Hypolimnetic Oxygenation. *Procedia Earth and Planetary Science*. 17 (1): 598-601.

- HE B., HE J., WANG J., LI J., WANG F. 2018. Characteristics of GHG flux from water-air interface along a reclaimed water intake area of the Chaobai River in Shunyi, Beijing. *Atmospheric Environment*. 172 (1): 102-108.
- HEATHCOTE AJ., DOWNING JA. 2012. Impacts of Eutrophication on Carbon Burial in Freshwater Lakes in an Intensively Agricultural Landscape. *Ecosystems*. 15 (2012): 60-70
- HOFMANN DJ., BUTLER JH., DLUGOKENCKY EJ., ELKINS JW., MASARIE K., MONTZKA S., TANS P. 2006. The role of carbon dioxide in climate forcing from 1979 to 2004: introduction of the Annual Greenhouse Gas Index. *Tellus*. 5(1). 614- 619.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2010. Red hidrográfica escala 1:50 000, edición 2.0. Disponible en World Wide Web: <https://www.inegi.org.mx/temas/hidrologia/>
- IPCC. (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2001. *Climate Change: The Scientific Basis*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 873 p.
- IPCC. 2014: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 p.
- IPCC. 2018. *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change,*

sustainable development, and efforts to eradicate poverty [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, and T. Waterfield (eds.)]. World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland, 562 pp.

KANDASAMY S., NATH BN. 2016. Perspectives on the Terrestrial Organic Matter Transport and Burial along the Land-Deep Sea Continuum: Caveats in Our Understanding of Biogeochemical Processes and Future Needs. *Frontier in Marine Science*. 3 (2016): 1- 18.

LI B., BRETT M. 2012. The impact of alum based advanced nutrient removal processes on phosphorus bioavailability. *Water Research*. 46 (1): 837 - 844.

LI X., ZHANG Z, XIE Q., YANG R., GUAN T., WU D. 2019. Immobilization and Release Behavior of Phosphorus on Phoslock Inactivated Sediment under Conditions Simulating the Photic Zone in Eutrophic Shallow Lakes. *Environmental Science & Technology*. 53 (21): 12449-12457.

LIU C., DU Y., YIN H., FAN C., CHEN K., ZHONG J., GU X. 2019. Exchanges of nitrogen and phosphorus across the sediment-water interface influenced by the external suspended particulate matter and the residual matter after dredging. *Environmental Pollution*. 246 (1): 207 -216.

MACH V., BALSER MB., CLAUS P., CHAUDHARY P., RULIK M. 2015. Methane production potentials, pathways, and communities of methanogens in vertical sediment profiles of river Sitka. *Frontiers in Microbiology*. 6 (2015): 1-12.

- MASTER G., ELA W. 2008. Introducción a la Ingeniería Medio Ambiental. Ed Pearson Educación. Madrid, España. 753 p.
- MENDOÇA R., KOSTEN S., SOBEK S., CARDOSO SJ., FIGUEIREDO M., M ESTRADA C., M ROLAND F. 2015. Organic carbon burial efficiency in a large tropical hydroelectric reservoir. "Biogeosciences Discuss". 12 (18): 513-540.
- MOORE BC., CROSS BK., BEUTEL M , DENT S, PREECE E., SWANSON M. 2012. Newman Lake restoration: A case study Part III. Hypolimnetic oxygenation. "Lake and Reservoir Management". 28 (2012): 311-327.
- MUKHOPADHYAY R., KARISIDDAIAH S., MUKHOPADHAYY J. 2018. Climate Change: Alternate Governance Policy. Ed. Elsevier. Cambridge, United States. 170 p.
- NOGARO G., BURGIN AJ., SCHOEPFER V., KONKLER M, BOWMAN KL., HAMMERSCHMIDT CR. 2012. Aluminum sulfate (alum): application interactions with coupled metal and nutrient cycling in a hypereutrophic lake ecosystem. "Environmental Pollution". 176 (1): 267 -274.
- OEURNG C., SAUVAGE S., COYNEL A., MANEUX E., ETCHEBER H., SÁNCHEZ JM. 2011. Fluvial transport of suspended sediment and organic carbon during flood events in a large agricultural catchment in southwest France. "Hydrological Processes". 25 (15): 2365-2378.
- PACHECO FS., ROLAND F., DOWNING JA. 2013. Eutrophication reverses whole-lake carbon budgets. "Inland Waters". 4 (2013): 41-48.
- PARKHURST D., APPELO C.A. 2013. Description of Input and Examples for PHREEQ v3. A computer program for spectiation, batch reaction,

one dimensional transport, and Inverse Geochemical Calculations. U. S. Geological Survey. United States. 519 p.

PHOSLOCK. 2019. PHOSLOCK. En línea. Consultado 30 de octubre del 2019. Disponible en World Wide Web: <http://www.phoslock.eu/es/phoslock/acerca-de-phoslock>.

PHYOE W., WANG F. 2019. A review of carbon sink or source effect on artificial reservoirs. "International Journal of Environmental Science and Technology". 16 (4): 2161-2174.

PRATHER MJ., HSU J. 2012. Coupling of Nitrous Oxide and Methane by Global "Atmospheric Chemistry Science". 330 (60). 949 - 954.

RANDLETT ME., SOLLBERGER S., DEL SONTRO T., MULLER B., CORELLA JP., WEHRLIAB B., SCHUBERT CJ. 2015. Mineralization pathways of organic matter deposited in a river-lake transition of the Rhone River Delta, Lake Geneva. "Environmental Science, Processes & Impacts". 17 (1): 370-380

ROLDÁN PÉREZ G. Y RAMÍREZ RESTREPO J.J. 2008. Fundamentos de limnología neotropical (2a edición). Medellín, Colombia: Editorial Universidad de Antioquia.

RYAN M., HARMON ME., BIRDSEY RA., GIARDINA CP., HEATH LP, HOUGHTON RA, JACKSON RB, MCKINLEY DC, MORRISON JF, MURRAY BC., PATAKI DE., SKOG KE. 2010. A Synthesis of the Science on Forests and Carbon for U.S. Forests. "Issues in ecology". 13 (1): 1- 16.

SANTOS MA., MACHADO J., PEREIRA J., AMORIM MA., MOLLICA A., SOUZA JL, PINEIRO ME., CORDEIRO A., PINGUELLI L. 2017. Estimates of GHG emissions by hydroelectric reservoirs: The Brazilian case. "Energy". 133 (1): 99 - 107.

- SCHNOOR J. 1996. Environmental modeling: fate and transport of pollutants in water, air and soil.
- SMITH HJ., FISCHER H., WAHLEN M., MASTROIANNI D., DECK B. 1999. Dual modes of the carbon cycle since the last Glacial Maximun. "Nature". 400 (15). 248 -250.
- SMN (Servicio Meterológico Nacional). 2019. Información estadística climatológica. Disponible en World Wide Web: <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/informacion-climatologica/informacion-estadistica-climatologica>
- SOBEK S., DURISCH E., ZURBRUGG R., WONGFUN N., WESSELS M., PASCHE N., WEHRLI B. 2009. Organic carbon burial efficiency in lake sediments controlled by oxygen exposure time and sediment source. "Limnology and Oceanography". 54(6): 2243-2254.
- TAO Z. 2014. Air Pollution and Greenhouse Gases. From basic concepts to Engineering applications for air emission control. Ed 1. Springer Science Business Media. Singapore. 499 p.
- TRANVIK L., DOWNING JA. COTNER JB., LOISELLE SA., STRIEGL R., BALLATORE T., DILLON P., FINLAY K., FORTINO K., KNOLL L.,KORTELAINEN PL., KUTSER T., LARSEN S., LAURION I., LEECH D. 2009. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. "American Society of Limnology and Oceanography". 54 (6): 2298 - 2314.
- TUCKETT R. 2009. The Role of Atmospheric Gases in Global Warming. Climate Change: Observed Impacts on Planet Earth. Elsevier. 492 p.

UNEP-IETC (United Nations Environment Programme). (1989). Directrices para la gestión de lagos. Japón: International Lake Environment Committee Foundation.

UNFCCC (Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático). 1998. Protocolo de Kyoto de la convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. [en línea]. [consultado 21 de mayo del 2019]. Disponible en el World Wide Web: <https://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpspan.pdf>

USEPA, 2016. United States Environmental Protection Agency. Climate Change Indicators in the United States: Atmospheric Concentrations of Greenhouse Gases. Disponible en: <https://www.epa.gov/climate-indicators/greenhouse-gases>, consultado el 02 de mayo del 2019.

Van AFFERDEN M. HANSEN MA., KAISER C. 2006. Laboratory test system to measure microbial respiration rate. "International Journal of Environment and Pollution". 26(1-2-3): 220-233.

VAROL M. 2019. CO2 emissions from hydroelectric reservoirs in the Tigris River basin, a semi-arid region of southeastern. "Turkey.Journal of Hydrology". 529 (1): 782- 794.

VILLANUEVA BELTRÁN J.T. 2011. Evaluación de la carga externa de fósforo y nitrógeno en la presa Valle de Bravo y propuesta de solución. Tesis de maestría. México D.F, México. Universidad Nacional Autónoma de México. 134 p.

YANG Y., CHEN J., LI B., LIU Y., XIE S. 2018. Anaerobic methane oxidation potential and bacteria in freshwater lakes: Seasonal change and the influence of trophic status. "Systematic and Applied Microbiology". 41 (1): 650 – 657.

Anexo I. Ponencias en congresos

Díaz-Valencia S., Hansen A.M. (2019). Modelación del transporte reactivo de carbono en la cuenca hidrológica de la presa Valle de Bravo. XXIX Congreso Nacional de Geoquímica, 7 al 11 de Octubre, 2019, Ensenada Baja California. Resumen, presentación oral y constancia de participación.

Modelación del transporte reactivo de carbono en la cuenca hidrológica de la presa Valle de Bravo

Suhaila Díaz-Valencia, Anne M. Hansen*

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua; Jiutepec, Morelos, 62550.

*ahansen@tlaloc.imta.mx

RESUMEN

Uno de los métodos de saneamiento de cuerpos de agua eutrofizados, es la oxigenación hipolimnética (HOS por sus siglas en inglés) (Cooke et al. 2005). Hansen et al. (2017) realizaron el dimensionamiento para la aplicación de HOS con la finalidad de controlar la eutrofización en la presa Valle de Bravo, Estado de México. Para determinar la cantidad de oxígeno disuelto necesario y el tiempo requerido para el saneamiento, aplicaron un balance de masas, que describe las demandas de oxígeno (DO) que entran, reaccionan y salen del cuerpo de agua. En este dimensionamiento, Hansen et al. (2017) incluyeron las emisiones de DO en la cuenca hidrológica, pero no consideraron la atenuación natural de estas emisiones por lo que no determinaron la carga externa. En este trabajo se evalúa la carga externa de carbono a la presa Valle de Bravo mediante la aplicación del modelo INCA-C (Integrated Catchment model for Carbon) y se proponen escenarios para su reducción. Para ello, se utilizó el modelo PERSiST (Precipitation, Evapotranspiration and Runoff Simulator for Solute Transport) para la generación de las series de datos hidrológicos requeridos por el modelo INCA-C (Futter et al. 2007); además se requiere información de la cuenca (área de captación, coberturas de usos de suelo), de ríos (longitud y ancho) y del suelo, los cuales se obtuvieron mediante revisión de literatura y la utilización de un sistema de información geográfica. Se divide la cuenca hidrológica en seis subcuencas y se presentan los resultados de carga externa para una de ellas, así como resultados de escenarios de reducción de emisiones de C.

PALABRAS CLAVE: Carga externa, modelación, carbono, cuenca hidrológica.

Modelación del transporte reactivo de carbono en la cuenca hidrológica de la presa Valle de Bravo

Suhaila Díaz Valencia
Anne M. Hansen

Octubre 2019

Problemática

Saneamiento de la presa Valle de Bravo mediante HOS (Oxigenación hipolimnética).

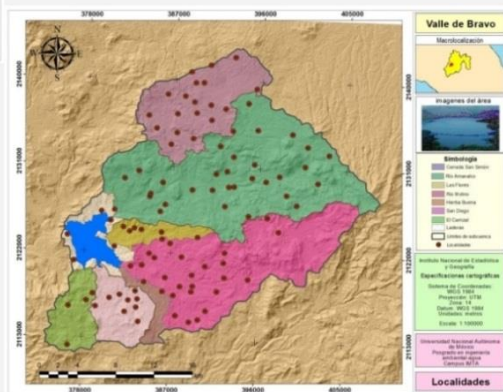
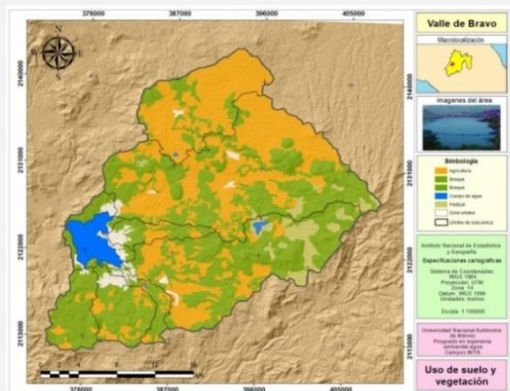
Balance de carbono (Hansen 2017):

$$C_{fin} = C_{ini} + C_{CE} + C_{CI} + C_{nat} - C_{sed} - C_{ext}$$

- C_{ini} Carbono inicial en el agua
- C_{CE} Carbono por carga externa
- C_{CI} Carbono por carga interna
- C_{nat} Aporte natural (fotosíntesis y atmósfera)
- C_{sed} Sedimentación
- C_{ext} Carbono extraído (agua y biomasa)



Carga externa:



Inventario de emisiones de DBO_5 , elaborado por CONAGUA-IMTA en el 2015.

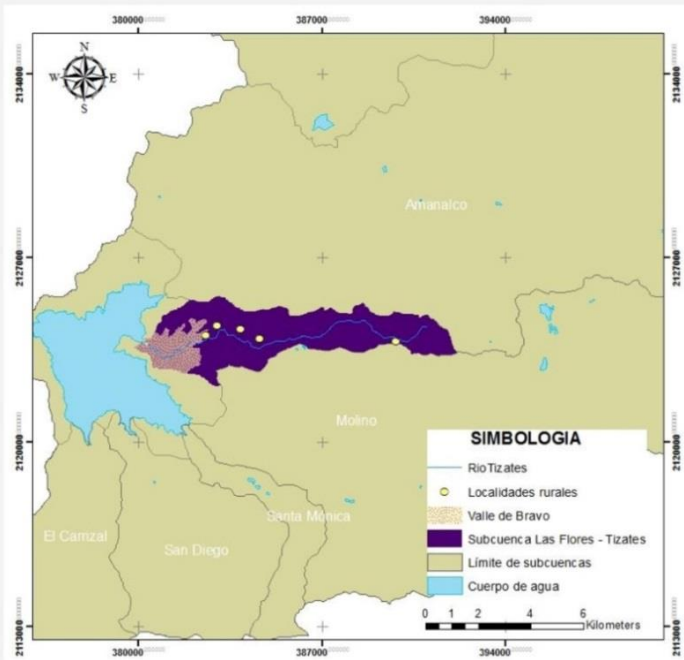
- Fuentes puntuales
- Fuentes difusas
- Estimación del escurrimiento
- Concentraciones típicas

Fuentes	Origen	Carga de DBO_5 (t/año)	Total
Puntuales	Agua residual tratada	3	627
	Agua residual no tratada	624	
Difusas	Trutícola	195	973
	Usos de suelo	778	
Total		1600	

Área de estudio

La cuenca hidrológica de la presa de Valle de Bravo se ubica en el Estado de México.

- Área : 615.48 km²
- Subcuencas: 8
- Precipitación: 928 mm
- Temperatura: 20 °C



Metodología

I. Descripción del modelo

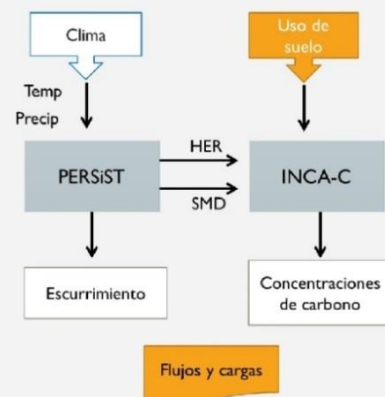


INCA-C: Integrated Catchments model for Carbon.

Representación conceptual de los flujos y procesos de carbono en el ambiente (Futter 2007).

Simula:

- Flujos de agua y concentraciones de carbono en la desembocadura del río
- Las fuentes, los sumideros y la transformación de este elemento en diferentes suelos
- La mineralización en cuerpos de agua



2. Parámetros de entrada

Subcuenca: TIZATES			
Parámetro	Cantidad	Fuente	Periodo
Área	20.8 km ²	INEGI 2010	
Cobertura de uso de suelo		INEGI 2013	
Agricultura	19.71 %		
Bosque	65.02 %		NA
Pastizal	NA		
Urbano	15.08 %		
Población	28328 hab	INEGI 2010	
Clima: Estación 15368			
Precipitación	PMA: 894.9 mm	SMN 2018	1989 a 2009
Temperatura	\bar{X} = 19.8 °C		
Generales			
Fecha inicial	01/01/2009	SMN 2018	
Número de días	365		NA
Hidrología			
Longitud	13153 m	INEGI 2010	
Ancho	6 m	Google Earth Pro	
Latitud	19.2 °	Google Earth Pro	
Longitud	-100.14 °	Google Earth Pro	
Área del río principal	0.079 km ²	NA	
Temperatura del agua	16 °C	ACUAGRANJAS- CONAGUA 2009	
Afluentes de descargas al río	0.005 m ³ /s	CONAGUA-IMTA 2015	

Resultados

Aporte anual de C simulado vs reportado en CONAGUA 2015 por uso de suelo en:

Uso de suelo	Emitido (INCA-C) (ton/año)	Llega (INCA-C) (ton/año)	Atenuación (%)	Calculado (CONAGUA 2015) (ton/año)
Agricultura	149	1	99	2
Bosque	72	28	61	12
Urbano	91	45	50	4
Total	312	74	76	24

Conclusiones

- Se atenúan las emisiones, siendo la mayor atenuación de la agricultura (99%).
- La mayor carga proviene del uso urbano (45 ton/año), seguido por el bosque (28 ton/año) y la agricultura (1 ton/año).
- Considerando la carga calculada en el inventario y los resultados de la simulación, Tizates aporta el 20% de la carga por fuentes difusas.
- Propuestas para el control de la carga externa, según los resultados obtenidos.



XXIX Congreso Nacional de Geoquímica 2019

OTORGA LA PRESENTE CONSTANCIA POR LA PRESENTACIÓN DE LA PONENCIA:

Modelación del transporte reactivo de carbono en la cuenca hidrológica de la presa Valle de Bravo.

POR:

Suhaila Díaz-Valencia, Anne M. Hansen.

DR. LUIS ALONSO GALLARDO
Director de la División de Ciencias
de la Tierra del CICESE

DR. THOMAS GUNTER KRETZSCHMAR
Presidente del INAGEQ, A.C.



7-11 DE OCTUBRE, 2019, ENSENADA, BAJA CALIFORNIA, MÉXICO



Agilent

Sandoval-Chacón D., Hansen A.M. (2019). Efecto del saneamiento sobre la emisión de gases de carbono en cuerpos de agua. XXIX Congreso Nacional de Geoquímica, 7 al 11 de Octubre, 2019, Ensenada BajaCalifornia.
Resumen, presentación oral y constancia de participación.

EFFECTO DEL SANEAMIENTO SOBRE LA EMISIÓN DE GASES DE CARBONO EN CUERPOS DE AGUA

Sandoval Chacón DAngelo¹. Hansen Anne M.^{2*}

¹Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México. ²Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos 62550
*ahansen@tiaoc.imta.mx

RESUMEN

Los cuerpos de agua participan en el ciclo del carbono (C), debido a procesos de fotosíntesis, degradación de materia orgánica, solubilidad y emisión así como cargas externa e interna de C, que implican el intercambio de gases de efecto invernadero, como dióxido de carbono (CO₂) y metano (CH₄). Cuando no existen o no se cumple con regulaciones de disposición de residuos, de cambios de uso de suelo en cuencas hidrológicas y de descargas de agua residual proveniente de fuentes puntuales y difusas, ha aumentado la velocidad de acumulación de nutrientes en cuerpos de agua, causando eutroficación y los problemas de calidad del agua, que esta implica. Ante esto se han realizado acciones de saneamiento de cuerpos de agua, controlando cargas contaminantes, tanto externas (provenientes de la cuenca hidrológica) como internas (debido a la liberación desde partículas suspendidas y sedimento). Desconocemos el efecto que causa el saneamiento de cuerpos de agua sobre las emisiones de CO₂ y CH₄, por lo que esta investigación plantea determinar los cambios en la generación de estos gases en sistemas agua-sedimento, debido a la aplicación de tecnologías de control de la eutroficación. Para ello se desarrollaron experimentos de respirometría de sistemas agua-sedimento y análisis por cromatografía de gases, con muestras obtenidas de la presa Valle de Bravo, Edo. de México. Las muestras se incubaron en reactores, donde se evaluó el efecto de la oxigenación hipolimnética (HOS) y aplicación del adsorbente Phoslock® (PHOS), sobre las emisiones de gases de C mediante los siguientes tratamientos *i*) HOS, *ii*) PHOS, *iii*) HOS+PHOS y *iv*) Testigo (sin tratamiento alguno). Después de la fase latente, se observaron emisiones iniciales rápidas en los reactores donde se aplicó tratamiento con oxigenación (*i*) HOS y *iii*) HOS+PHOS),

con velocidades de emisión de CO₂ de 263 y 42 mmol*m⁻²*d⁻¹, respectivamente, mientras que en los reactores con *ii*) PHOS y *iv*) Testigo se obtuvieron emisiones de CO₂ de 1 y 3 mmol*m⁻²*d⁻¹, clasificando los dos primeros como “hipereutrófico nutrientes” (exceso de nutrientes), *iv*) Testigo como “eutrófico” (buena cantidad de nutrientes) y *ii*) PHOS como “oligotrófico” (baja cantidad de nutrientes). En cuanto a las emisiones de CH₄ observadas en este mismo periodo, todos los reactores presentaron velocidades de emisión de 2 mmol*m⁻²*d⁻¹, correspondiendo a una clasificación de “mesotrófico” (moderada cantidad de nutrientes). Se concluye que el suministro de oxígeno incrementa las emisiones de CO₂, mientras que el uso de Phoslock reduce la generación de este gas. No se observó efecto alguno en la producción de CH₄ en ninguno de los tratamientos.

Palabras clave: Control de la eutroficación, sistema agua-sedimento, respirometría, dióxido de carbono, metano.

EFECTO DEL SANEAMIENTO SOBRE LA EMISIÓN DE GASES DE CARBONO EN CUERPOS DE AGUA

DAngelo Sandoval
Anne M. Hansen



SEMARNAT
SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE
Y RECURSOS NATURALES



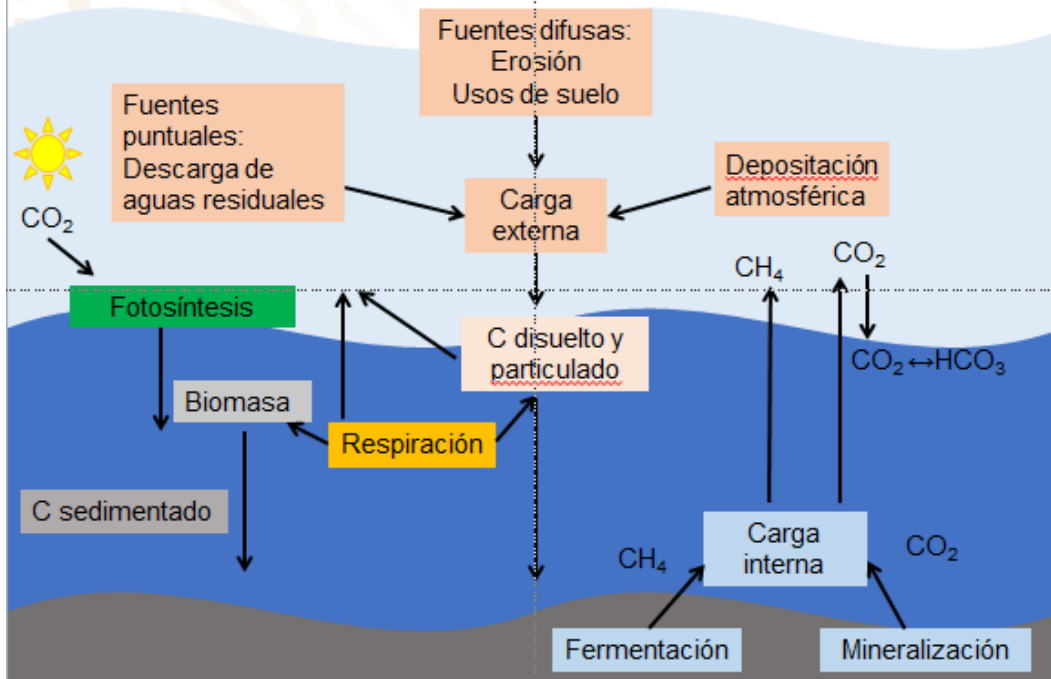
IMTA
INSTITUTO MEXICANO
DE TECNOLOGÍA DEL AGUA

Índice

- Ciclo de carbono
- Motivación
- Zona de estudio
- Metodología
- Resultados
- Conclusiones



Ciclo de carbono



Ciclo de carbono

$$C_{fin} = C_{ini} + C_{CE} + C_{CI} + C_{nat} - C_{sed} - C_{ext}$$

- C_{ini} Carbono inicial en el agua
- C_{CE} Carbono por carga externa
- C_{CI} Carbono por carga interna
- C_{nat} Aporte natural (fotosíntesis y atmósfera)
- C_{sed} Sedimentación
- C_{ext} Carbono extraído (agua y biomasa)



Hansen et al. (2017)



Motivación

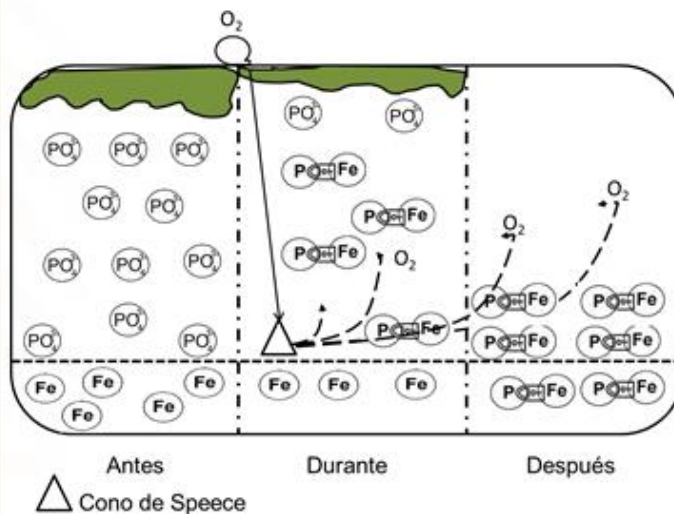
- CE y CI incrementan la concentración de N, P y C, aumentando la eutroficación en cuerpos de agua.
- Se han propuesto acciones de control de saneamiento (incluyen métodos de control de CE y CI)
- Desconocemos el efecto que tendrían sobre las emisiones de gases de C



Motivación

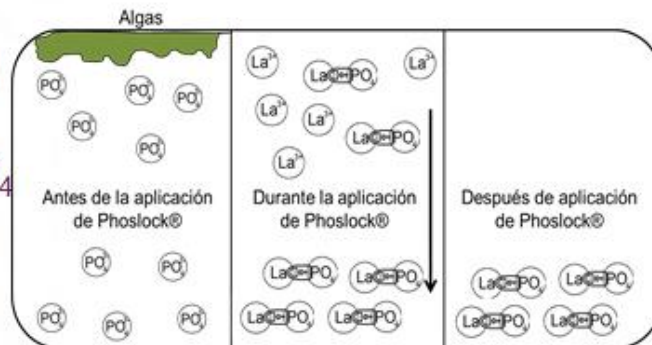
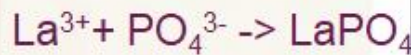
Oxigenación Hipolimnética (HOS)

Sustrato: FeOOH



Motivación

Phoslock® (PHOS)
Sustrato: Bentonita



Objetivo

Determinar los cambios en la generación de CO_2 y CH_4 en sistemas agua-sedimento, debido a la aplicación de tecnologías de control de la eutroficación.



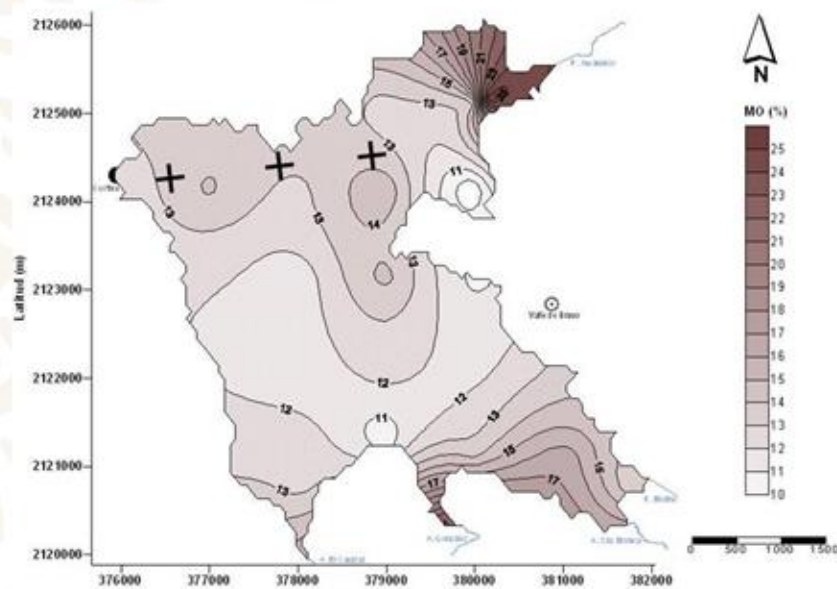
Zona de estudio

Presa Valle de Bravo

- Uso recreativo y agua para potabilización
- Sistema Cutzamala
- 2018: suministró 11 m³/s de agua a la CDMX y Edo de México
- CONAGUA, (2019)



Zona de estudio



Sitios de muestreo (+) y Distribución de materia orgánica en sedimento. CONAGUA-IMTA, (2010)

Metodología

- Incubación de muestras de agua y sedimento (8:1)
- Reactores con salida a trampas de gas
- Desplazamiento de volumen en probetas invertidas
- GC-HID



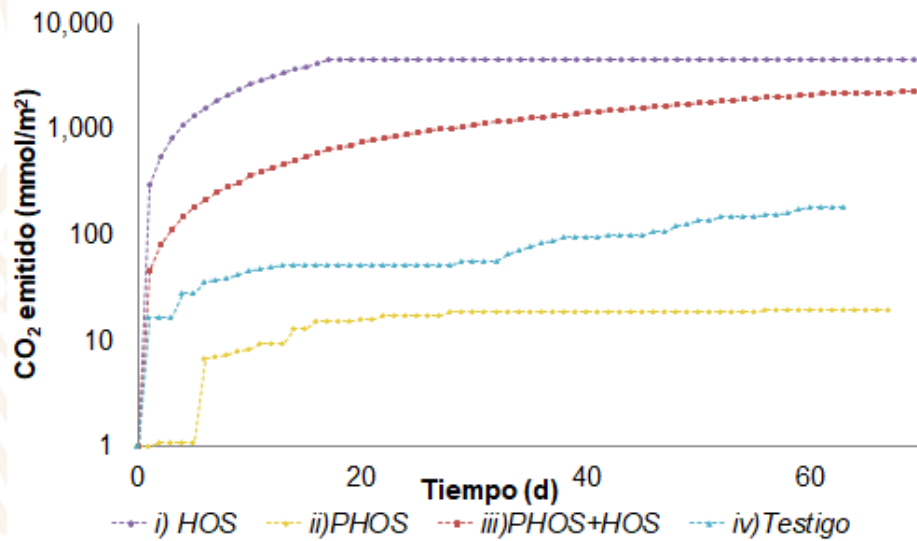
Metodología

- HOS*
- PHOS
- PHOS+HOS*
- Testigo

*Suministro de O₂(g), captura en trampa alcalina y medición de CE

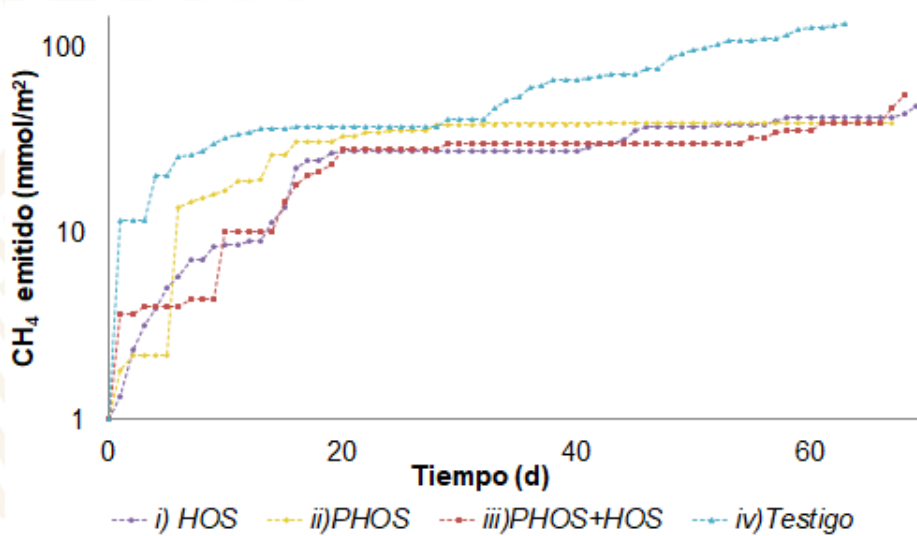


Resultados



Sedimento 400 g: Agua 3.2 L, 17000 mmol de C, Eh = -200 mV±67, pH=6.4±0.2. HOS y PHOS+HOS con aplicación de O₂(g) con difusor durante 1 h debajo de la capa de sedimento/captura de CO₂ en trampa alcalina

Resultados



Sedimento 400 g: Agua 3.2 L, 17000 mmol de C, Eh = -200 mV±67, pH=6.4±0.2.

Discusión

Tratamiento	HOS	PHOS	PHOS+HOS	Testigo
Emisión de CO ₂ (mmol*m ⁻²)	4463	15	710	53
Emisión de CO ₂ (mmol*m ⁻² *d ⁻¹)	263	1	42	3
Clasificación por CO ₂ [*]	> Eutrófico	Oligotrófico	> Eutrófico	Eutrófico
Emisión de CH ₄ (mmol*m ⁻²)	27	31	24	38
Emisión de CH ₄ (mmol*m ⁻² *d ⁻¹)	1,6	1,8	1,4	2,2
Clasificación por CH ₄ [*]	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico

*Adams (2009)



Conclusión

- El suministro de oxígeno incrementa las emisiones de CO₂, mientras que el uso de Phoslock reduce la generación de este gas.
- No se observó efecto alguno en la producción de CH₄ en ninguno de los tratamientos.





XXIX Congreso Nacional de Geoquímica 2019

OTORGA LA PRESENTE CONSTANCIA POR LA PRESENTACIÓN DE LA PONENCIA:

Efecto del saneamiento sobre la emisión de gases de carbono en cuerpos de agua.

POR:

Dangelo Sandoval Chacón, Anne M. Hansen.

DR. LUIS ALONSO GALLARDO
Director de la División de Ciencias
de la Tierra del CICESE

DR. THOMAS GUNTER KRETZSCHMAR
Presidente del INAGEQ, A.C.



7-11 DE OCTUBRE, 2019, ENSENADA, BAJA CALIFORNIA, MÉXICO.



Agilent