



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

**Estudio comparativo de caudales y análisis de la calidad
del agua del río Pixquiac, centro de Veracruz, México**

T E S I S

Que para obtener el grado de:

Licenciada en Ciencias de la Tierra

P R E S E N T A:

Julieta Dapa Zapiain

Directora de tesis:
Dra. Lyssette Elena Muñoz Villers



Ciudad Universitaria, CDMX 2018



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

1. Datos de alumno

Dapa

Zapiain

Julieta

Universidad Nacional Autónoma de México

Facultad de Ciencias

Ciencias de la Tierra

310211433

2. Datos de la tutora

Dra.

Lyssette Elena

Muñoz

Villers

3. Datos de Sinodal 1

Dra.

Beatriz

Ortega

Guerrero

4. Datos de Sinodal 2

Dr.

Juan

Cervantes

Pérez

5. Datos de Sinodal 3

Mtra.

Miriam Guadalupe

Ramos

Escobedo

6. Datos de Sinodal 4

Dr.

Javier

Carmona

Jiménez

7. Datos del trabajo

Estudio comparativo de caudales y análisis de la calidad del agua del río Pixquiac, centro de Veracruz, México

57p

2018

Agradecimientos

A la Dra. Lyssette E. Muñoz-Villers por darme la oportunidad de participar en este proyecto y brindarme su voto de confianza para trabajar a su lado, mi cariño y mi respeto hacia usted.

A la Dra. Beatriz Ortega, el Dr. Juan Cervantes, la Mtra. Miriam Ramos y el Dr. Javier Carmona por sus aportaciones a este trabajo.

Al Dr. Friso Holwerda por tomarse el tiempo de acompañarnos a campo.

A Eduardo Aranda y Eduardo Castilleja por aceptar colaborar en este proyecto, así como apoyarme en todas las visitas en campo.

A Miriam Ramos por permitirme trabajar en el laboratorio de GWW-México y a Arlette Fuentes por compartir tus conocimientos y tu paciencia en el laboratorio.

Dra. Gema Andraca Ayala del Laboratorio compartido del Centro de Ciencias la Atmosfera por su apoyo en los análisis de cationes y aniones, así como sus enseñanzas en el laboratorio.

A mis eventuales compañeros en campo: Alitzel Guzmán, Edson Quintero y Melissa Lopez-Portillo.

Al proyecto NSF, EUA (No. 1313804) "Experimental frameworks for evaluating net effects of hydrologic service payments on coupled socio-hydrologic systems in Mexico" por el financiamiento para este trabajo.

A la Universidad Nacional Autónoma de México por proporcionarme mis estudios durante estos años.

A la Beca de Apoyo para Titulación y Obtención de Grado mediante un Fondo Especial de Ingresos Extraordinarios del Centro de Ciencias de la Atmosfera por el apoyo otorgado.

A mi familia por su apoyo incondicional y ser la fuerza que me mantiene a flote, mi madre y mi padre, en especial a mi abuela Esperanza Romero por su fortaleza y mi abuelo, a mi hermano Diego por acompañarme en este camino y a mi tío Vicente por los buenos tiempos.

A la familia que se encuentra lejos en distancia pero no en el corazón, la familia Zapiain-Lazcano: Víctor, Socorro, Ingrid, Daissy, Víctor E. y Rafael Romero.

A Paulo Cesar por motivarme y comprenderme en tiempos difíciles a lo largo de los años, ser mi gran apoyo y compartirme tu luz.

A mis compañeros de batalla: Fernanda por ser mi amiga incondicional y cómplice, Omar por esas largas pláticas y sabios consejos, Shaden por ser una linda persona, Diana por darme grandes lecciones, Edson por el equipo estrella, Azálea por tu risueña sinceridad y Sandra por medios.

A los amigos de hoy y siempre: Bibiana, Thiaree, Brenda, Eduardo, Aldo, Daniela y Paola.

A los profesores que con sus enseñanzas me impulsaron para estar hoy aquí y a todos los que me enseñaron cosas de la vida sin serlo.

A todos los que hoy me acompañan desde el cielo

A la Tierra por ser tan bella y llevarme por sus ríos a conocerla.

Contenido

Resumen.....	1
1. Introducción.....	2
2. Marco teórico.....	6
2.1 Cuenca hidrológica.....	6
2.2 Ríos.....	7
2.2.1 Clasificación.....	7
2.2.2 Velocidad y descarga.....	8
2.2.3 Características fisicoquímicas.....	8
2.3 Contaminación del agua.....	14
2.3.1 Contaminación no puntual.....	15
2.3.2 Contaminación puntual.....	15
2.4 Bacterias en el agua.....	16
2.5 Monitoreo comunitario.....	16
3. Métodos.....	18
3.1 Área de estudio.....	18
3.2 Caudal.....	22
3.2.1 Monitoreos comunitarios.....	22
3.2.2 Método Trazador químico.....	23
3.2.3 Sitio Seis de enero: medición de caudal con equipo automático.....	27
3.3 Muestreo Fisicoquímico.....	28
3.4 Muestreo bacteriológico.....	31
3.5 Análisis de datos.....	33
4. Resultados.....	34
4.1 Caudal: comparación entre métodos.....	34
4.2. Caudal en el sitio Seis de enero.....	37
4.3 Características fisicoquímicas del río.....	38
4.4 Características bacteriológicas del río.....	44
4.5 Relación del caudal con las características fisicoquímicas y bacteriológicas.....	49
5. Discusión.....	48
5.1 Comparación de caudales (método del flotador vs método del trazador químico.....	48
5.2 Calidad fisicoquímica del río Pixquiac en su parte baja.....	49
5.3 Estado bacteriológico del río Pixquiac.....	51
6. Conclusiones.....	52
7. Referencias.....	53

Índice de Figuras

Figura 1. Ubicación y delimitación de la cuenca del río Pixquiac en el estado de Veracruz.....	18-19
Figura 2. Climograma de Briones, comunidad más cercana al río Pixquiac. Gráfica elaborada a partir de datos históricos de clima durante el periodo 1981-2010.....	20
Figura 3. Cuenca del río Pixquiac. A. Clasificación de los tipos de suelo. B. Tipos de vegetación y usos de suelo.....	21
Figura 4. Ubicación de puntos de muestreo en la parte baja del río Pixquiac.....	22
Figura 5. Muestreo comunitario del flujo del río en el sitio Seis de enero. A. Flotador atrapado con una red, después de ser lanzado. B. Tipo de flotador utilizado (naranja). C. Cronómetro. D. Medición de la sección transversal del río.....	21
Figura 6. Método del trazador químico. A. Preparación de solución. B. Preparación de disolución para obtener la conductividad muestra. C. Multiparamétrico en operación. D. Medición de la conductividad en el río. E. Medición de la sección transversal con un estatal.....	24-25
Figura 7. Valores promedio de la conductividad eléctrica del río en respuesta a la inyección de la solución de sal por golpe, octubre 2015.....	26
Figura 8. Sección transversal del río Pixquiac, octubre 2015.....	26
Figura 9. A. Barometro (fotografía arriba) y limnígrafo (fotografía abajo). B. Limnígrafo instalado en el río con contrapeso.....	27
Figura 10. A. Registro de filtros limpios. B. Soporte para filtro con filtro colocado entre ambas cámaras y bomba de vacío. C. Filtrado de muestras de río. D. Filtros con sólidos suspendidos totales.....	29
Figura 11. A. Botellas rotuladas por sitio. B. Cromatógrafo de líquidos siendo inyectada con la muestra. C. Acrodiscos, complemento para inyectar la muestra.....	30
Figura 12. A. Coliscan Easygel y pipeta de 1 ml. B. Colecta de muestras por sitio con sus repeticiones. C. Preparación de cajas de Petri. D. Cajas de Petri con Coliscan Easygel ya con agua de río. E. Cultivos en el horno. F. Conteo de bacterias. G. Muestra del sitio LM (cuenca arriba). H. Muestra del sitio ME (cuenca abajo).....	32
Figura 13. Curva altura de agua vs. descarga desarrollada. Sitio Seis de Enero, río Pixquiac, Veracruz.....	34

Figura 14. Caudal calculado empleando el método del flotador (puntos negros) y caudal correspondiente aplicando la ecuación logarítmica obtenida por aforos químicos (puntos grises), periodo octubre 2005 – junio 2016 ($n = 87$).....	35
Figura 15. Diferencia de caudales: método del flotador contra método del trazador químico.....	36
Figura 16. Variaciones temporales del caudal en el sitio Seis de enero.....	37
Figura 17. Variación anual de la temperatura (línea negra) y del pH (línea gris) en el sitio Seis de Enero.	39
Figura 18. Valores promedio de conductividad eléctrica (línea negra) y de temperatura (línea gris) del río por fecha de muestreo.....	40
Figura 19. Concentraciones de sólidos suspendidos totales por sitios y fechas.....	41
Figura 20. Valores promedio de colonias de <i>E. coli</i> por sitio y por fecha.....	45
Figura 21. Valores promedio de colonias de otros coliformes por sitio y por fecha.....	45

Índice de Tablas

Tabla 1. Valores promedio, máximo, mínimo y desviación estándar de caudal obtenidos por las diferencias entre métodos.....	36
Tabla 2. Parámetros fisicoquímicos durante el periodo septiembre 2015 – octubre 2016, sitio Seis de Enero.....	36
Tabla 3. Estadísticos básicos de las características fisicoquímicas del río Pixquiac en los distintos sitios muestreados.....	42-43
Tabla 4. Correlaciones de Spearman de la conductividad eléctrica y los parámetros fisicoquímicos (cationes, aniones y sólidos suspendidos totales).....	44
Tabla 5. Correlaciones de bacteria <i>E. coli</i> con varios parámetros fisicoquímicos.....	46
Tabla 6. Correlaciones de otros coliformes con varios parámetros fisicoquímicos.....	46

Resumen

El cambio en el uso del suelo y el crecimiento urbano impactan al ciclo hidrológico en cuanto a la cantidad y la calidad de agua de los ríos en cuencas. La cuenca del río Pixquiac tiene gran importancia en la región centro de Veracruz, debido a que es fuente de suministro de agua de la ciudad capital, Xalapa. Es por ello que el grupo de vecinos “Asociación de Amigos del Pixquiac” realiza monitoreos mensuales por más de una década (2005 a la fecha) en la parte baja del río Pixquiac, utilizando métodos de participación comunitaria promovidos por Global Water Watch México, A.C., con el fin de que los propios ciudadanos puedan evaluar y entender las condiciones ambientales e hidrológicas de sus ríos. La información obtenida por los monitores ciudadanos es de gran valor, sin embargo las estimaciones de caudal requieren verificarse. Para ello, se contrastaron datos mensuales de caudal del río Pixquiac obtenidos por muestreos comunitarios (método del flotador y medición del área transversal del río) con datos de caudal obtenidos de aforos empleando trazadores químicos. Con esto último, se obtuvo una relación de columna de agua-caudal, la cual se utilizó para validar los datos mensuales comunitarios. Por otra parte, se analizó la calidad del agua en un gradiente de perturbación del río, con el fin de aportar mayor conocimiento al monitoreo comunitario sobre el estado físico-químico y bacteriológico del afluente durante la época de lluvias de 2016. Primeramente, utilizando los datos colectados en un periodo de 10 años, se encontró que a volúmenes altos ($4.30 - 6.63 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), el método del flotador tiende a sobreestimar los caudales en un 144%, comparado con el método del trazador químico, mientras que a caudales bajos ($0.1 - 2.07 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) las estimaciones con ambos métodos fueron muy similares. En el transcurso de la época de lluvias estudiada, se observó un efecto de dilución para la mayoría de los parámetros en respuesta a mayores entradas de precipitación y volúmenes de caudales. En general, el amonio y el potasio reportaron altas concentraciones asociadas a actividades agrícolas y descargas de aguas residuales presentando un riesgo para la salud. Los SST tuvieron mayor presencia en el Tixtla, el río tributario. La conductividad mostró relación con la presencia de *E. coli* así como de otros coliformes, estos también mostraron relación con PO_4^- y K^+ . Finalmente, la degradación de la calidad del río fue evidente cuenca abajo, siendo el sitio Mariano Escobedo el más afectado.

Palabras clave: Caudal, calidad de agua, *E. coli*, monitoreo comunitario, río Pixquiac.

1. Introducción

La demanda de recursos naturales por el constante crecimiento poblacional tiene implicaciones directas en los ecosistemas, en el espacio por la deforestación que pierden los ecosistemas y cambio de uso de suelo, y sobre los recursos hídricos por la demanda de un servicio de buena calidad y en suficiente cantidad. En términos de calidad de agua ésta se ve afectada por el incremento de la contaminación no puntual y descargas directas de aguas residuales al río. En términos de flujos de agua, las cuencas se ven afectadas por una menor evapotranspiración por parte de la cubierta vegetal y reducciones en la capacidad de infiltración de agua en el suelo (FAO 2005), teniendo como consecuencia ríos con regímenes hidrológicos mucho más variables.

La subcuenca del río Pixquiac (nombre proveniente del náhuatl ‘Pixquitl’ que significa cosecha y ‘Atl’ que significa agua, entonces ‘cosecha de agua’) es de gran importancia para la región centro de Veracruz, México. Esto debido a que es la fuente principal de suministro de agua de la capital del estado, Xalapa, así como de muchas otras poblaciones que se encuentran al interior de la cuenca del Pixquiac. Esta cuenca se encuentra inmersa en una zona de bosque mesófilo de montaña que, a pesar de su gran valor hidrológico (Muñoz-Villers et al. 2015), es uno de los ecosistemas más deforestados en México (Toledo-Aceves et al. 2011). Este tipo de bosque en particular, es proveedor de diversos servicios hidrológicos entre los que destacan la provisión de agua de buena calidad y la regulación de caudales en ríos a lo largo del año (Martínez et al. 2009; Muñoz-Villers y McDonnell 2013). Otros servicios ambientales que proporciona este tipo de bosque son la estabilidad y conservación del suelo, biodiversidad, belleza escénica, entre otros (Menchaca-Dávila y Alvarado-Michi 2011; Martínez et al. 2009).

La cuenca del río Pixquiac forma parte de la cuenca alta del río La Antigua. Un estudio de cambio de uso de suelo realizado por Muñoz-Villers y López-Blanco (2008) en esta cuenca, mostró que el 50.3% de la cobertura de suelo no se ha modificado. Sin embargo, el área restante sí ha sufrido modificaciones debido al aumento de áreas dedicadas al cultivo de café bajo sombra y caña de azúcar, así como a la ganadería extensiva principalmente. En la cuenca del río Pixquiac, las actividades antropogénicas que destacan se asocian con la agricultura de temporal a base de pesticidas y fertilizantes; actividad pecuaria donde se

destaca el pastoreo y sacrificio animal; manejo forestal y explotación de recursos maderables; acuicultura, introducción de especies no nativas y expansión urbana con descarga de aguas residuales con alto contenido de materia orgánica, grasas, aceites y detergentes (Menchaca-Dávila y Alvarado-Michi 2011).

Las zonas urbanas se han incrementado de un 4.9% a un 5.5%, abarcando hasta 2008 una superficie total de 1.26 km² en la cuenca (Muñoz-Villers y López-Blanco 2008). Estos cambios se ubican principalmente en la parte baja del río Pixquiac. De acuerdo con Aranda-Delgado et al. (2013), las perturbaciones en ríos en zonas urbanas ocurren por el deseo de habitar, delimitar y convertir en espacio privado zonas ribereñas que no debían modificarse ya que son área federal. De tal forma que, con el paso del tiempo, el acceso y circulación hacia los bordes del río quedan restringidos, limitados y obstruidos por nuevas construcciones.

De los pocos estudios que se han realizado en la cuenca del río Pixquiac, se encuentra el trabajo publicado por SENDAS A.C., en el cual García-Col et al. (2008) compararon tres métodos para estimar el balance hídrico de la cuenca y a partir de esto, conocer cuál de ellos era el más adecuado para definir las zonas prioritarias para el programa de pago de servicios ambientales, el cual da una bonificación monetaria por mantener el área de bosque sin perturbar. También, se han elaborado trabajos de tesis, como por ejemplo el de Porras-Ballesteros (2010) relacionado con el balance hídrico de la cuenca, y el de Cortés-Soto (2010) en el cual se elaboró un diagnóstico de la calidad de agua del río Pixquiac. También se han realizado trabajos de investigación como el de Mokondoko et al. (2016), quienes cuantificaron y valoraron los servicios hidrológicos proporcionados por los bosques.

Finalmente, preocupados por el acelerado aumento de la población y áreas urbanas en esta cuenca, la “Asociación de Amigos del Pixquiac”, empleando técnicas de monitoreo comunitario establecidas por Programa Global Water Watch de la Universidad de Auburn, en Alabama, ha monitoreado al río Pixquiac en su parte baja desde el año 2005 hasta la fecha. En este periodo se presentaron dos sequías muy pronunciadas en los años 2009 y 2011, en los que el flujo del río disminuyó fuertemente sus flujos base durante la época de secas. Por otra parte, la altura de agua y caudales máximos se han registrado con el paso de tormentas tropicales y huracanes; en el huracán Barry en 2013, los monitores estimaron de manera visual un caudal de 9.6 m³ s⁻¹ ya que la metodología indica que no se puede introducir una

persona al río cuando el caudal es muy grande. Además del caudal, el grupo de vecinos monitorea mensualmente algunos parámetros fisicoquímicos (temperatura, pH, alcalinidad, dureza, oxígeno disuelto y turbidez) y bacteriológicos (*Escherichia coli* y otros coliformes).

Con el fin de ampliar nuestro conocimiento sobre el comportamiento hidrológico y fisicoquímico del río en su parte baja, además de que esta información puede ayudar a los propios ciudadanos a evaluar y entender mejor las condiciones ambientales de sus ríos, este trabajo de tesis comparó datos mensuales de caudal del río Pixquiac obtenidos por muestreos comunitarios (método del flotador) con datos de caudal estimados a partir de aforos empleando trazadores químicos y medición de áreas transversales. Éstos con el fin de obtener una relación de columna de agua-caudal con la cual podremos validar la información mensual de los muestreos comunitarios realizados por un periodo de 10 años, con excepciones de caudales muy altos. También se estudió el comportamiento de las concentraciones de *E. coli* y otros coliformes en distintos sitios y su asociación con compuestos orgánicos e inorgánicos disueltos en el río.

Esta colaboración entre ciudadanos, investigadores y estudiantes permitió conjuntar experiencias y datos para realizar por vez primera este ejercicio de comparación y validación, con lo cual se busca que esfuerzos de participación comunitaria tengan un mayor reconocimiento y sus datos colectados sean una alternativa de información para los tomadores de decisión a nivel local y regional, así como para organismos de cuencas e instituciones gubernamentales.

Objetivo general

Comparar las estimaciones de caudal del río Pixquiac obtenidas por dos metodologías, y determinar el estado del agua en el río Pixquiac a través de la caracterización físico-química y bacteriológica.

Objetivos particulares

1) Contrastar y verificar las mediciones de caudal obtenidas por el método del flotador (muestreo comunitario) con el método del trazador químico, utilizando una serie de 10 años de datos.

- 2) Analizar parámetros fisicoquímicos (conductividad eléctrica, temperatura, sólidos suspendidos totales, pH, cationes y aniones principales) para conocer las afectaciones por contaminación en la calidad del agua en un gradiente altitudinal del río cuenca abajo.
- 3) Aportar mayor conocimiento sobre el estado químico y bacteriológico del río en asociación con sus caudales durante la época de lluvias de 2016.

2. Marco teórico

2.1 Cuenca hidrológica

Una cuenca hidrológica es una unidad del paisaje que puede albergar distintos ecosistemas terrestres (selvas, bosques, matorrales, pastizales, manglares, entre otros) y acuáticos (ríos, lagos, humedales, etc.). Sus límites se establecen por el parteaguas desde donde el agua que precipita drena dentro del área delimitada por éste hasta confluir en un punto de salida (Carabias y Landa 2008). Definida por el origen, movimiento y el destino del agua, las cuencas pueden estar separadas políticamente por divisiones internacionales, estatales, municipales, etc. y a la misma vez conectadas biológicamente, por el uso que se da a su agua y la dependencia que de ella tienen las poblaciones que las habitan.

Los principales mecanismos de generación de escurrimiento de agua en las cuencas son los flujos subsuperficiales, agua que se encuentra en la parte del suelo edáfico y que, en un momento dado puede emerger, incorporándose a la escorrentía superficial (Moreno-Merino 2003), y ocasionalmente los flujos superficiales, éstos últimos cuando los eventos de precipitación son de alta intensidad y duración. La respuesta de un río a un evento de lluvia dado se refleja en un aumento de su caudal en el tiempo. Este incremento produce un pico máximo el cual puede ser alcanzado durante el evento de precipitación, o bien en un cierto tiempo después de ocurrir la lluvia. Esto depende principalmente del tamaño de la cuenca, pendiente, profundidad y contenido de agua en suelo, y características de la lluvia (duración y cantidad). “El volumen total del caudal en el río que fluye en condiciones base (sin lluvia) y rápido (por lluvia) durante un determinado tiempo (mensual, estacional o anual) normalizado por la superficie de drenaje se le conoce como rendimiento hídrico” (Muñoz-Villers 2008).

Las cuencas hidrológicas ubicadas en bosques de niebla son importantes por sus rendimientos hídricos generalmente altos, producto de la combinación de altas entradas de precipitación, aportes de agua adicionales por la interceptación de niebla y bajas pérdidas por evapotranspiración (Bruijnzeel 2004). El bosque de niebla es uno de los ecosistemas más amenazados por el calentamiento global; existe suficiente evidencia científica de que la conversión de bosques no influenciados por niebla a pastizales o cultivos está asociada con aumentos en el caudal anual de los ríos debido a una menor evapotranspiración, al mismo

tiempo, se ha registrado reducción en la capacidad de infiltración por disminuciones de caudales durante la estación seca (Muñoz-Villers et al. 2015). Lo anterior tiene implicaciones directas en la distribución del recurso agua donde el caudal y la calidad del agua de un río se ven afectados por los usos de la población, las actividades agrícolas representan 61% del volumen total de agua que se suministra en el estado en Veracruz, seguido por la industria con 21%, abastecimiento público 10% y otros 8% (CONAGUA 2016) que puede variar de unos cuantos propietarios hasta empresas.

2.2 Ríos

2.2.1 Clasificación

Un río se define como la corriente unidireccional descrita por variables físicas y químicas propias (Fremier 2004). Los ríos se clasifican por su tipo de flujo en perennes, en el cual el caudal se mantiene durante todo el año como resultado de un nivel freático alto y constante aporte de agua subterránea. Un río con flujo intermitente es aquel que tiene agua sólo durante algunos meses del año, mientras que un río efímero sólo desarrolla un flujo de agua en respuesta a episodios de fuerte precipitación, el resto del tiempo se mantiene seco (Buffington y Montgomery 2013).

También existe la clasificación por órdenes de río. En este caso, un río de orden 1 es aquel que no tiene ramificaciones. Cuando se une con otro de igual forma un río de orden 2; un río de orden 2 se une con otro del mismo orden y forman un río de orden 3, y así sucesivamente.

En cuanto a su morfología existen varios tipos, los más comunes son los ríos rectilíneos observados principalmente en regiones de montaña caracterizados por pendientes abruptas con un alto grado de erodibilidad. Los ríos anastomosados son aquellos que presentan cauces amplios y pendientes relativamente bajas se encuentran en la zona media de la cuenca, y finalmente en las planicies de las zonas bajas están los ríos meándricos poseen canales muy amplios y sinuosos de poca pendiente, producto de procesos de arrastre, deposición y sedimentación (Gracia y Maza 2002).

Los elementos presentes en un río pueden variar desde la composición del suelo hasta el impacto del hombre lo cual hace a cada río único y diferente.

2.2.2 Velocidad y descarga

Hay una variedad de medidores de velocidad disponibles y todos son aceptables para la mayoría de las mediciones. Cada uno requiere su propia técnica especial para utilizar. La velocidad de movimiento del agua dada en m s^{-1} , varía a lo largo del río por la topografía, así como también de manera transversal tanto en profundidad como por la geometría del cauce. La descarga ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) se determina a partir de la velocidad multiplicada por el área de la sección transversal de un río. El área de la sección transversal puede modificarse debido a cambios en el nivel del río en respuesta a precipitaciones (Chapman 1996).

Es de suma importancia cuantificar el caudal de un río a lo largo del año, ya que proporciona la medida de su volumen y entonces de disponibilidad de agua para ser utilizada, proporcionando el conocimiento para entender los procesos de la cuenca y así también interpretar su calidad de agua (FAO 2013).

2.2.3 Características fisicoquímicas

Las características fisicoquímicas de un río en condiciones naturales dependen de muchos factores, entre los más importantes se encuentran el clima, el tipo de suelo y el material geológico (Meybeck y Helmer 1989). A continuación se mencionan algunas de las propiedades fisicoquímicas más importantes (Chapman 1996):

Conductividad eléctrica

La conductividad o conductancia específica es una medida *in situ* de la capacidad del agua para conducir una corriente eléctrica. Es sensible a las variaciones en los sólidos disueltos, en su mayoría sales minerales. El grado en que estos se disocian en iones, la cantidad de carga eléctrica en cada ion, la movilidad iónica y la temperatura de la solución influyen en la conductividad del río. La conductividad se expresa con microsiemens por centímetro ($\mu\text{S cm}^{-1}$) y para un cuerpo de agua determinado, está relacionada con las concentraciones de sólidos disueltos totales e iones principales.

La conductividad de la mayoría de las aguas dulces varía de 10 a $1,000 \mu\text{S cm}^{-1}$ pero puede exceder los $1,000 \mu\text{S cm}^{-1}$, especialmente en aguas contaminadas, o aquellas que reciben grandes cantidades de escorrentía. Además de ser un indicador del contenido mineral,

los valores de conductividad pueden detectar zonas de contaminación alrededor de una descarga doméstica o industrial.

Temperatura

La temperatura en los ríos se mide *in situ* y está determinada por la latitud, la altitud, la estación, la hora del día, la circulación del aire, la nubosidad así como el flujo y la profundidad del cuerpo de agua. La temperatura afecta los procesos físicos, químicos y biológicos en los cuerpos de agua y, por consiguiente, la concentración de muchas variables. A medida que aumenta la temperatura del agua, la tasa de reacciones químicas aumenta junto con la evaporación y volatilización de las sustancias del agua. El aumento de la temperatura también disminuye la solubilidad de los gases en el agua, como O₂, CO₂, N₂, CH₄ y otros. La tasa metabólica de los organismos acuáticos también está relacionada con la temperatura, en aguas cálidas las tasas de respiración aumentan llevando a un mayor consumo de oxígeno y una mayor descomposición de la materia orgánica. Las tasas de crecimiento también aumentan, lo cual es más notable a nivel de bacterias y fitoplancton.

Potencial hidrógeno (pH)

El pH se mide *in situ* y es una variable importante en la evaluación de la calidad del agua ya que influye en muchos procesos biológicos y químicos dentro de un cuerpo de agua, así como en todos los procesos asociados con el suministro y el tratamiento del agua. El pH es una medida del balance ácido de una solución y se define como el negativo del logaritmo a la base 10 de la concentración de iones de hidrógeno. La escala de pH abarca valores de 0 a 14, siendo pH 7 el valor neutro. A una temperatura dada, el pH indica el carácter ácido o básico de una solución y está controlado por los compuestos químicos disueltos y los procesos bioquímicos en la solución. Los cambios en el pH pueden indicar la presencia de ciertos efluentes, particularmente cuando se miden conjuntamente con la conductividad de un cuerpo de agua. El pH de la mayoría de las aguas naturales oscila entre 6.0 y 8.5; valores más bajos pueden ocurrir en aguas diluidas con alto contenido orgánico, y valores más altos pueden presentarse en aguas eutróficas, salmueras de agua subterránea y lagos salinos.

Sólidos suspendidos totales

Los sólidos suspendidos totales (SST) corresponden a residuos no filtrables ($0.45\ \mu\text{m}$) y filtrables, respectivamente. El tipo y la concentración de materia en suspensión controlan la turbidez y la transparencia del agua. La materia suspendida en ríos consiste generalmente en limo, arcilla, partículas finas de materia orgánica e inorgánica, compuestos orgánicos solubles, plancton y otros organismos microscópicos. Tales partículas varían en tamaño desde aproximadamente $10\ \text{nm}$ a $0.1\ \text{mm}$ de diámetro, aunque generalmente se consideran SST a la fracción que no pasará a través de un filtro de $0.45\ \mu\text{m}$ de diámetro de poro.

Nutrientes

El nitrato (NO_3^-) es la forma común de nitrógeno que se encuentra en las aguas naturales. Se puede reducir bioquímicamente a nitrito (NO_2^-) mediante procesos de desnitrificación, generalmente en condiciones anaeróbicas, y éste oxidarse rápidamente a nitrato. El nitrato es un nutriente esencial para las plantas acuáticas y las fluctuaciones estacionales pueden ser causadas por el crecimiento y la descomposición de las plantas. Las concentraciones naturales, que rara vez superan los $0.1\ \text{mg l}^{-1}$ (Chapman 1996) pueden aumentar por efluentes de aguas residuales municipales e industriales. En áreas rurales y suburbanas, puede ser una fuente importante el uso de fertilizantes con nitrato inorgánico. Cuando están influenciadas por actividades humanas, las aguas superficiales pueden tener concentraciones de nitrato de hasta $5\ \text{mg l}^{-1}$, pero a menudo menos de $1\ \text{mg l}^{-1}$. Las concentraciones superiores a $5\ \text{mg l}^{-1}$ por lo general indican contaminación por desechos humanos o animales, o restos de fertilizantes. En casos de contaminación extrema, las concentraciones pueden alcanzar hasta $200\ \text{mg l}^{-1}$ (Chapman 1996). El límite máximo recomendado por la Organización Mundial de la Salud (OMS) para el NO_3^- en el agua potable es $50\ \text{mg l}^{-1}$; las aguas con concentraciones más altas pueden representar un riesgo a la salud.

Las concentraciones de nitrito en aguas dulces son generalmente muy bajas, $0.001\ \text{mg l}^{-1}\ \text{NO}_2^-$, y raramente exceden $1\ \text{mg l}^{-1}$. Las altas concentraciones de nitrito son generalmente indicativas de efluentes industriales. La determinación de nitrato y nitrito en aguas superficiales es indicador del estado general de nutrientes y nivel de contaminación orgánica. Estas especies se incluyen regularmente en la mayoría de los monitoreos de calidad

del agua y, específicamente en los programas que monitorean el impacto de los insumos industriales orgánicos o relevantes.

Cationes y aniones principales

Los iones principales (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , PO_4^-) son naturalmente muy variables en los ríos debido a las condiciones geológicas, climáticas y geográficas locales.

Cationes (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+})

Sodio

Todas las aguas naturales contienen cantidades de sodio (Na^+), ya que estas sales son altamente solubles en agua y es uno de los elementos más abundantes en la tierra. Se encuentra en la forma iónica (Na^+), y en materia vegetal y animal (es un elemento esencial para los organismos vivos). El aumento de las concentraciones en las aguas superficiales puede surgir de las aguas residuales y efluentes industriales. En las zonas costeras, la intrusión de agua de mar también puede dar lugar a concentraciones más altas. El límite de referencia de la OMS para el sodio en el agua potable es de 200 mg l^{-1} . Las aguas superficiales, incluyendo aquellas que reciben aguas residuales, tienen concentraciones muy por debajo de 50 mg l^{-1} .

Potasio

El potasio (K^+) se encuentra en bajas concentraciones en aguas naturales ya que las rocas que poseen potasio, suelen ser relativamente resistentes a procesos de intemperismo sin embargo, el K está presente en algunas micas (y feldspatos), que son intemperizadas con relativa facilidad. Los minerales con K^+ también pueden ser arcillas en suelos. Sin embargo, las sales de potasio son ampliamente utilizadas en la industria y en fertilizantes para la agricultura, por tanto ingresan a los ríos como descargas industriales y escorrentía de tierras agrícolas. Las concentraciones de potasio en aguas naturales suelen ser inferiores a 10 mg l^{-1} , mientras que concentraciones altas entre los 100 y los 25000 mg l^{-1} pueden presentarse en aguas termales y salmueras.

Calcio

El calcio (Ca^{2+}) está presente en todas las aguas y se disuelve fácilmente de rocas con altos contenidos de este mineral. El calcio es abundante tanto en aguas superficiales como en subterráneas. Las sales de calcio, junto con las de magnesio, son responsables de la dureza del agua. Los procesos industriales, así como los tratamientos de aguas y aguas residuales, también contribuyen con el calcio en las aguas superficiales. El agua de lluvia ácida puede favorecer la filtración de calcio en suelos. Los compuestos de calcio son estables en el agua cuando hay dióxido de carbono, pero las concentraciones de calcio pueden disminuir cuando el carbonato de calcio se precipita debido al aumento de la temperatura del agua, la actividad fotosintética o la pérdida de dióxido de carbono debido al aumento de la presión. Las concentraciones de calcio en aguas naturales son típicamente $< \text{mg l}^{-1}$.

Magnesio

El magnesio (Mg^{2+}) es común en las aguas naturales y se produce principalmente de la erosión de las rocas que contienen minerales ferromagnesianos y de algunas rocas carbonatadas. El magnesio se produce en muchos compuestos organometálicos y en materia orgánica, ya que es un elemento esencial para los organismos vivos. Las concentraciones naturales de magnesio en las aguas dulces pueden variar de 1 a $> 100 \text{ mg l}^{-1}$, dependiendo de los tipos de rocas dentro de la cuenca. Aunque el magnesio se usa en muchos procesos industriales, estos contribuyen relativamente poco al magnesio total en aguas superficiales.

Aniones (PO_4^- , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-)

Fósforo

El fósforo (PO_4^-) es un nutrimento esencial para los organismos vivos y existe en los cuerpos de agua como especies disueltas y particuladas. En general, es el nutrimento limitante para el crecimiento de algas y, por lo tanto, controla la productividad primaria de un cuerpo de agua. Los aumentos artificiales en las concentraciones debido a las actividades humanas son la principal causa de eutrofización.

En aguas naturales y en aguas residuales, el fósforo se presenta principalmente disuelto en forma de ortofosfatos y polifosfatos, y fosfatos unidos orgánicamente. Cambios entre estas formas se producen continuamente debido a la descomposición y la síntesis se

obtenga formas orgánicamente unidas y formas inorgánicas oxidadas. Las fuentes naturales de fósforo son principalmente la meteorización de las rocas que contienen fósforo y la descomposición de la materia orgánica. Las aguas residuales domésticas (particularmente las que contienen detergentes), los efluentes industriales y la escorrentía de fertilizantes contribuyen a elevar los niveles en las aguas superficiales. El fósforo se encuentra raramente en altas concentraciones en aguas dulces ya que las plantas lo absorben activamente. Como resultado, puede haber fluctuaciones estacionales considerables en las concentraciones en aguas superficiales. En la mayoría de las aguas superficiales naturales, el fósforo oscila entre 0.005 y 0.020 mg l⁻¹.

Cloro

La mayoría del cloro ocurre como cloruro (Cl⁻) en la solución. Ingresa en las aguas superficiales a través de la deposición atmosférica de aerosoles oceánicos, meteorización de algunas rocas sedimentarias y de efluentes industriales y de aguas residuales, y por escorrentía agrícola y urbana.

En las aguas dulces prístinas, las concentraciones de cloruro suelen ser inferiores a 10 mg l⁻¹, se pueden producir concentraciones más altas cerca de desagües de riego, intrusiones de agua salada, en áreas áridas y en áreas costeras húmedas. Las fluctuaciones de las concentraciones de cloruro se asocian frecuentemente con aguas residuales, a menudo se incorpora a las evaluaciones como una indicación de posible contaminación fecal o como una medida de la extensión de la dispersión de las descargas de aguas residuales en los cuerpos de agua.

Sulfato

El sulfato está presente de forma natural en las aguas superficiales como SO₄²⁻. Surge de la deposición atmosférica de aerosoles oceánicos y la lixiviación de compuestos de azufre, ya sea minerales del grupo de los sulfatos como el yeso o minerales del grupo de los sulfuros como la pirita, de rocas sedimentarias. Es la forma estable y oxidada del azufre y es fácilmente soluble en agua. Las descargas industriales y la precipitación atmosférica también pueden agregar cantidades significativas de sulfato a las aguas superficiales.

Las concentraciones de sulfato en aguas naturales suelen oscilar entre 2 y 80 mg l⁻¹, aunque pueden superar 1,000 mg l⁻¹ cerca de descargas industriales o en regiones áridas donde existen minerales sulfato. Altas concentraciones (> 400 mg l⁻¹) de sulfato pueden hacer que el agua no sea adecuada para beber.

Bicarbonato

La presencia de bicarbonatos (HCO³⁻) influye en la dureza y en la alcalinidad del agua. La erosión de las rocas contribuye con sales de carbonato y bicarbonato. En áreas de rocas no carbonatadas, el HCO³⁻ tiene un origen atmosférico. Las cantidades relativas de carbonatos, bicarbonatos y ácido carbónico en agua pura están relacionadas con el pH. Como resultado del proceso de meteorización, combinado con el rango de pH de las aguas superficiales (~ 6-8.2), el bicarbonato es el anión dominante en la mayoría de las aguas superficiales (Chapman 1996).

2.3 Contaminación del agua

Las actividades antropogénicas pueden favorecer procesos tales como la erosión y la lixiviación del suelo; además pueden aumentar la concentración de compuestos tales como sales minerales y fertilizantes inorgánicos a los afluentes, y adicionar compuestos sintéticos tales como disolventes, pesticidas o hidrocarburos aromáticos, perturbando así el medio natural (Chapman 1996).

La mayoría de los contaminantes urbanos ingresan a los ríos como fuentes puntuales (desechos industriales, peligrosos, sólidos y/o domésticos), o bien como efluentes de aguas tratadas o no tratadas. Este último tipo de agua puede provocar enfermedades infecciosas intestinales. En México en el año 2010, estos padecimientos fueron la tercera causa de muerte en niños menores de un año (CONAGUA 2015). Las enfermedades diarreicas como resultado de la falta de acceso al agua potable se consideran de las enfermedades más importantes relacionadas con el agua, y han seguido siendo una gran preocupación en los países en desarrollo, afectando cerca de 1.8 millones de personas cada año (Mokondoko et al. 2016).

2.3.1 Contaminación no puntual

La contaminación de fuentes no puntuales proviene generalmente de fuentes difusas o contaminantes presentes indirectamente en la deposición atmosférica, precipitación y escorrentía. En eventos de precipitación, estos contaminantes se movilizan llegando a los ríos, lagos, humedales, aguas costeras y océano.

La contaminación de origen no puntual puede comprender:

- Abonos, herbicidas e insecticidas en exceso de tierras agrícolas y residenciales
- Aceites, grasas y productos químicos tóxicos derivados de la escorrentía urbana y la producción de energía
- Sedimentos de sitios de construcción, tierras de cultivos y bosques, y erosión de los ríos
- Sal de las prácticas de riego y drenaje ácido de las minas
- Bacterias y nutrientes del ganado, desechos de mascotas y sistemas sépticos defectuosos
- Depósito atmosférico

La contaminación no puntual es la principal causa de afectaciones en la calidad del agua (FAO 1993) CMOO. Los efectos de los contaminantes de fuentes no puntuales en aguas específicas varían y no siempre pueden evaluarse completamente. Sin embargo, sabemos que estos contaminantes tienen efectos nocivos en el suministro de agua potable, recreación, pesca y vida silvestre (EPA 2006).

2.3.2 Contaminación puntual

Las fuentes puntuales de contaminación son generalmente continuas, son puntos específicos como zonas industriales o tuberías que descargan directamente en cuerpos de agua superficiales. Los residuos son vertidos sin previo tratamiento, y a los que pasan por algún proceso de tratamiento remueven ligeramente los contaminantes, debido a una baja eficiencia de remoción, o bien a que el sistema de tratamiento no es el adecuado para el tipo de compuestos que se descargan. Las fuentes de contaminación puntual son fáciles de identificar monitorear y tratar (Saldaña y Gómez 2006).

2.4 Bacterias en el agua

Existen infinidad de bacterias las cuales son fundamentales para la vida. En los sistemas acuáticos existen bacterias benéficas y dañinas; las benéficas ayudan a reciclar nutrientes y son esenciales en los ciclos biogeoquímicos como el del hierro, fósforo y azufre; también contribuyen con la purificación de contaminantes en el agua. Por otro lado, las dañinas provocan la descomposición, mostrando ser tóxicas para el ser humano, así como causantes de enfermedades intestinales.

Las bacterias coliformes pertenecen a la familia *Enterobacteriaceae* y se clasifican como *bacilos gram* negativos, anaeróbicos, que no forman esporas y fermentan el azúcar lactosa produciendo ácidos y gas. Varios miembros de la familia se encuentran de manera natural en el suelo y agua y no son dañinas para la salud. Las bacterias coliformes que viven en el intestino de animales de sangre caliente se les conoce como coliformes fecales, y son el primer indicador de contaminación en el agua proveniente de fuentes humanas y animales. La presencia de la bacteria *E. coli* es peligrosa ya que indica que el agua está contaminada por lo que es dañina para la salud teniendo como consecuencia enfermedades como cólera, tifoidea, hepatitis A y E, entre otras (Deutsch et al. 2010). La norma de calidad del agua para el consumo humano en México está decretada por la NOM-127-SSA 1-2004, que dicta que debe tener ausencia o cero colonias de coliformes fecales u otros coliformes totales.

2.5 Monitoreo comunitario

Global Water Watch – México es una agrupación que promueve la participación ciudadana en el monitoreo de agua de manera voluntaria, que directa e indirectamente intentan entender los ecosistemas acuáticos, vinculando la problemática de integridad ambiental, el uso adecuado del agua y una calidad satisfactoria de condiciones de vida de toda persona. Su objetivo principal es promover y ayudar en la formación de voluntarios ciudadanos, para que puedan monitorear cuerpos de agua ya sea para el mejoramiento de la calidad del agua como para mejorar protección y restauración de ambientes acuáticos, la gestión y políticas, así como educación ambiental.

La vinculación que se busca con el monitoreo comunitario del agua es un proceso participativo llevado con técnicas apropiadas para entender el ambiente que rodea a una población, dando con esto un sentimiento de pertenencia local, caracterizando a cada

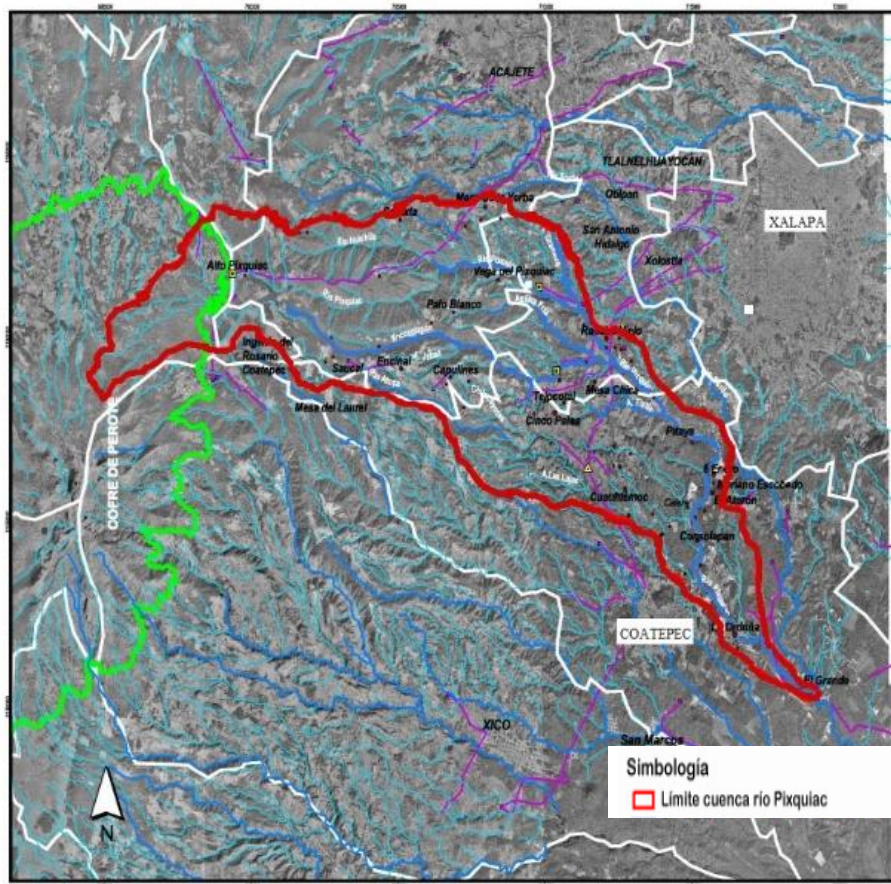
comunidad con los rasgos biofísicos, sociales y políticos de su región. Adicionalmente vincular el monitoreo comunitario del agua a Organizaciones de la Sociedad Civil y a instituciones académicas y gubernamentales tiene la bondad de ligar al monitoreo a otras actividades de desarrollo o productiva y brindar acompañamiento a la comunidad (Flores-Díaz et al. 2013).

La capacidad de los ciudadanos y comunidades en el conocimiento de su región da una apertura a la toma de decisiones respecto al agua y el interés ciudadano de participar en acciones que acerquen consigo un bien común. En términos ambientales, las redes de monitoreo comunitario pueden constituir una alerta temprana de eventos importantes relacionados con los recursos hídricos (Deutsch et al. 2010).

3. Métodos

3.1 Área de estudio

La cuenca del río Pixquiac nace a los 3850 m s.n.m. sobre la ladera oriental (barlovento) de la cordillera conformada por el volcán Cofre de Perote en el estado de Veracruz, México; se ubica entre los 19°24' y los 19°34' latitud norte y entre los 96°55' y los 97°10' longitud oeste. Esta cuenca es parte de los sistemas que caracterizan la parte alta de la cuenca del río la Antigua, la que a su vez pertenece a la región hidrológica número 28 del río Papaloapan. La cuenca del río Pixquiac cubre una superficie de 107 km², y abarca una altitud de los 1040 a los 3850 m s.n.m.



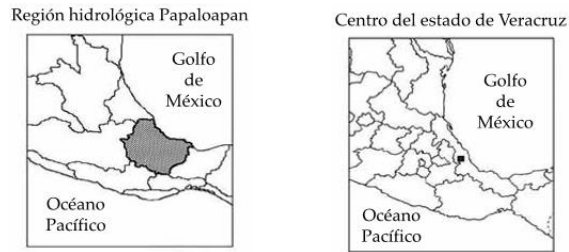


Figura 1. Ubicación y delimitación de la cuenca del río Pixquiatic en el estado de Veracruz.

Fuente: Vidriales (2008).

Los ríos tributarios del Pixquiatic son los afluentes Granada, Agüita Fría, Xocoyolapan, Tixtla, Ojo de Agua, Atopa y Las Lajas, formando un río perenne de cuarto orden a los 1250 m de altitud, con una longitud de 30.3 km y una pendiente promedio de 10% (Paré y Gerez 2012).

Debido al gradiente altitudinal, los tipos de clima que se presentan son semicálido templado húmedo, templado húmedo y templado semifrío (Manson 2007), registrándose una precipitación anual promedio de 2178 mm (Porrás-Ballesteros 2010) y una temperatura anual promedio que oscila entre los 18 y los 20°C. El climograma muestra la relación entre la precipitación y la temperatura a lo largo del año, en el cual es notoria la estacionalidad de las lluvias durante los meses de mayo a octubre (Figura 2). Los datos que se reportan corresponden a la estación meteorológica de Briones, ubicada a una altitud de 1349 m (19°30'30" N, 96°56'58" O).

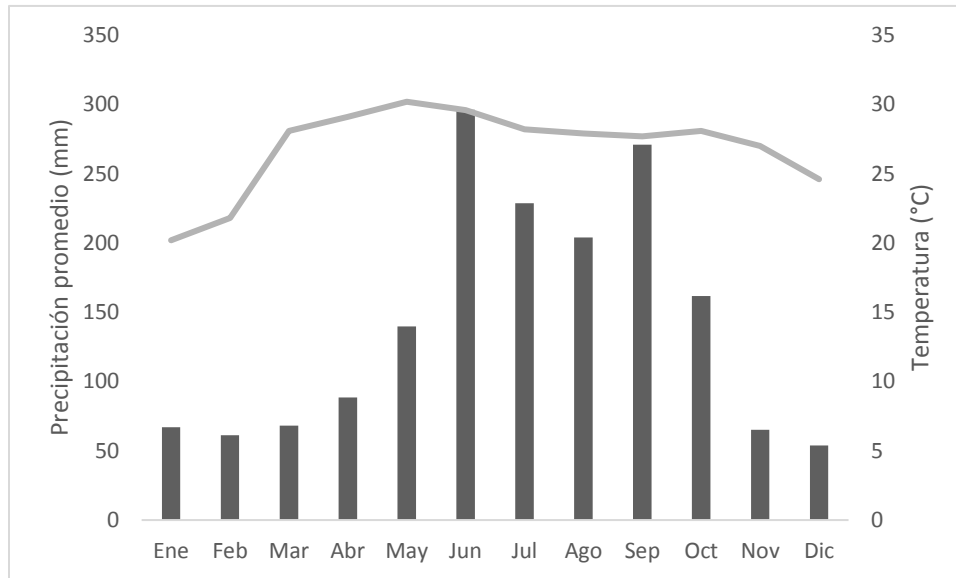


Figura 2. Climograma de Briones, comunidad más cercana al río Pixquiác. Gráfica elaborada a partir de datos históricos de clima durante el periodo 1981-2010. Fuente: CNA (2010), donde la línea representa temperatura y las barras la precipitación promedio.

El suelo de esta región se clasifica como Andosol úmbrico, que es el suelo dominante, seguido por Leptosol lítico y en menor área se encuentran suelos de tipo Fluvisol úmbrico y Acrisol háplico (Figura 3A). Con respecto a la vegetación, la cuenca posee en su mayoría bosque mesófilo de montaña y cafetal bajo sombra. También comprende zonas de bosque mixto y en menor superficie suelo destinado a la agricultura. La zona urbana se localiza principalmente en la parte baja de la cuenca y abarca una superficie de 1.26 km² (Figura 3B). Con respecto a la litología de la cuenca, las rocas más antiguas que se encuentran son calizas deformadas del cretácico, gran parte de la cuenca está cubierta por ceniza con diferentes grados de compactación y alteración por debajo de la cubierta se encuentran andesita, flujos de basalto y brechas volcánicas, en los canales están depósitos de fondo.

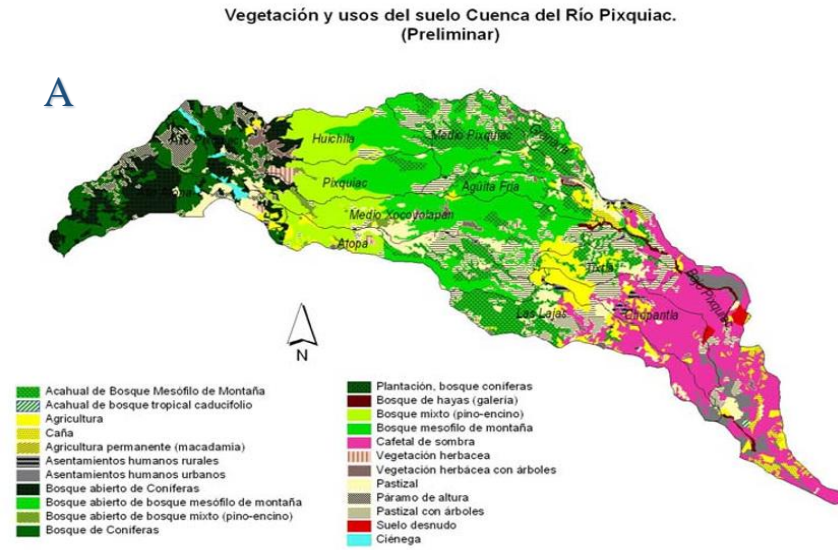


Figura 3. Cuenca del río Pixquiac. A. Clasificación de los tipos de suelo. B. Tipos de vegetación y usos de suelo. Fuente: García-Col et al. (2008).

3.2 Caudal

3.2.1 Monitoreos comunitarios

En el Pixquiac, la asociación de vecinos “Amigos del Pixquiac” se encarga de monitorear, empleando técnicas establecidas por Global Water Watch (GWW), tres sitios del afluente principal que altitudinalmente van del punto más alto al más bajo: Las Monjas (LM), Seis de enero (SE) y Mariano Escobedo (ME) (Figura 4). Estos sitios fueron elegidos por su accesibilidad para observar las condiciones del río antes, durante y después de tener influencia con la zona urbana residencial.

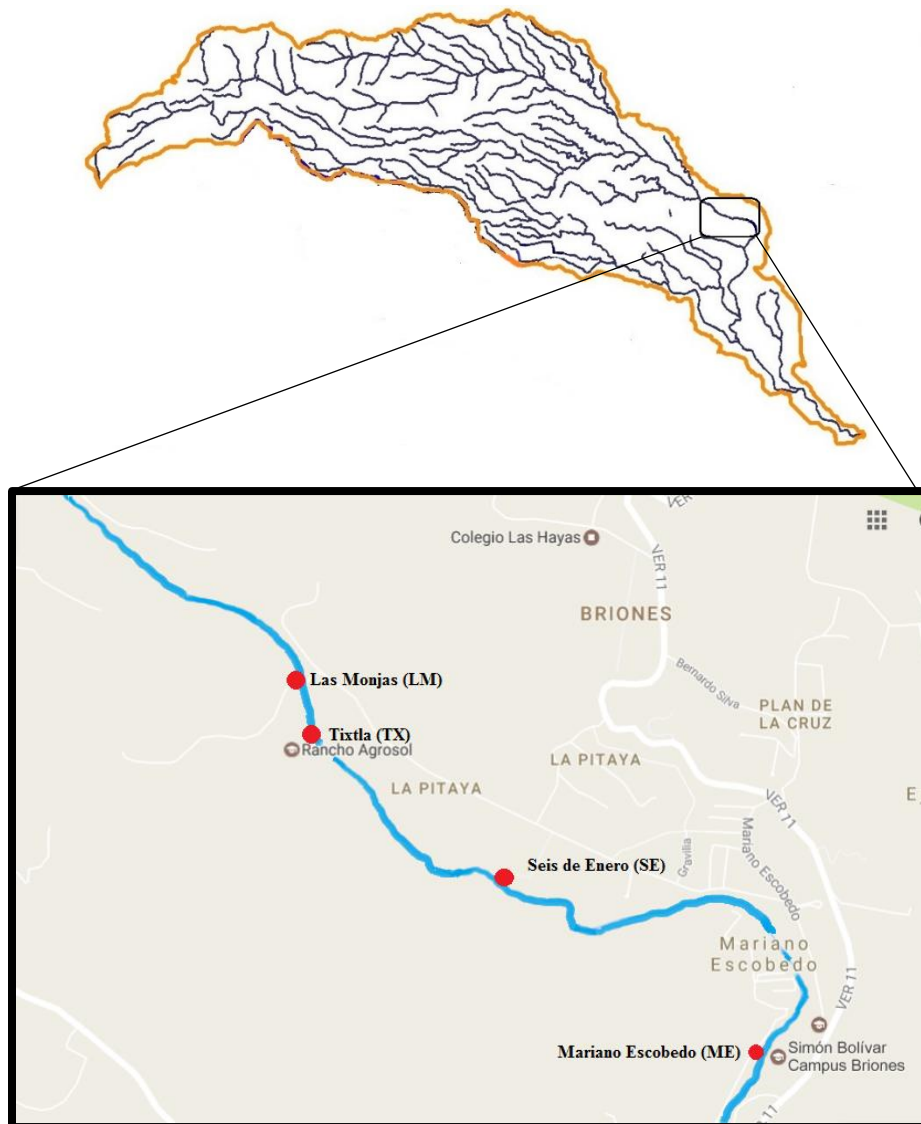


Figura 4. Ubicación de puntos de muestreo en la parte baja del río Pixquiac. Fuente: Google maps, enero (2017) y figura modificada de Muñoz-Villers et al. (2016).

El monitoreo comunitario se realiza mensualmente desde el año 2005 a la fecha, con algunas ausencias de datos debido a que algunas veces las condiciones climáticas no permitieron los muestreos. Una de las variables monitoreadas es el caudal del río que se obtiene midiendo el ancho y la profundidad de la sección transversal del río (m^2) utilizando una cuerda previamente marcada metro a metro (Figura 5D); en cada marca se mide la profundidad del agua en centímetros con un estadal (Figura 5A). Una vez puesto el objeto flotador en el río, se contabiliza el tiempo con un cronómetro (Figura 5C) con el fin de registrar el tiempo que tarda este objeto en recorrer la longitud de 10 metros (Figura 5A). En caso de que el flotador sea arrastrado o perdido por la corriente será necesario hacer otro ensayo poniendo otro flotador en el río (Figura 5B). La velocidad del río no es homogénea por lo que es necesario hacer tres mediciones en tres puntos a lo ancho del afluente: banco izquierdo, centro y banco derecho de la transversal del río, obteniéndose así un promedio de las velocidades de la corriente de agua.

Con base en los datos anteriores, el caudal ($m^3 s^{-1}$) se calcula multiplicando el área transversal por la velocidad del río.



Figura 5. Muestreo comunitario del flujo del río en el sitio Seis de enero. A. Flotador atrapado con una red, después de ser lanzado. B. Tipo de flotador utilizado (naranja). C. Cronómetro. D. Medición de la sección transversal del río.

3.2.2 Método Trazador químico

De los tres sitios donde se realiza el monitoreo comunitario, se seleccionó el sitio Seis de enero en donde se realizaron siete aforos utilizando el método de aforo del trazador químico (Moore 2005), con el cual se estimó el volumen de caudal del río durante el periodo octubre 2015-noviembre 2016.

El procedimiento de inyección de una solución de sal (trazador químico) de golpe, consiste en verter cuenca arriba una solución compuesta por 3 kilos de sal de mesa (NaCl) disueltos en 15 litros de agua de río (V) (Figura 6A). La conductividad de la muestra (EC_m) se midió tomando 20 ml de la solución diluidas en 1980 ml de agua de río (Concentración de la muestra) (Figura 6B). El volumen se vertió al costado izquierdo del río a una distancia de 38 metros del sitio de aforo, donde una persona dentro del río cuenca abajo registró la conductividad eléctrica inicial (Figura 6C) (Conductividad inicial) con un multiparamétrico marca Oakton PC450, rango de 0 a 200 miliSiemens cm⁻¹. Al verter la solución, se registró la conductividad cada cinco segundos (Tiempo) hasta que el río regresó a su conductividad inicial, o hasta que las lecturas registraron por varias veces consecutivas el mismo valor (Figura 6D). En cada visita a campo se realizaron tres aforos químicos para obtener un promedio del caudal del río.





Figura 6. Método del trazador químico. A. Preparación de solución. B. Preparación de disolución para obtener la conductividad muestra. C. Multiparamétrico en operación. D. Medición de la conductividad en el río. E. Medición de la sección transversal con un estadál.

Para estimar el caudal con este método se utilizaron las siguientes fórmulas:

$$Q = \frac{V}{k\Delta t \Sigma_n (EC(t) - EC_{bg})} \quad (1)$$

Donde Q = Descarga de la corriente ($m^3 s^{-1}$). V = Volumen de la solución salina inyectada (m^3). k = Constante de calibración. Δt = Tiempo transcurrido del experimento (s). EC = Conductividad eléctrica medida en el tiempo ($\mu S cm^{-1}$). EC_{bg} = Conductividad eléctrica inicial del río ($\mu S cm^{-1}$).

Previamente la constante de calibración k debe ser calculada de la siguiente manera:

$$k = \frac{RC}{EC - EC_0} \quad (2)$$

Donde RC = Concentración relativa (ml). EC = Conductividad eléctrica medida en la solución salina ($\mu S cm^{-1}$). EC_0 = Conductividad eléctrica inicial del río ($\mu S cm^{-1}$).

Adicionalmente se realizó una medición de la sección transversal del río Pixquiac metro a metro con un estadal del banco izquierdo al banco derecho para obtener el área transversal (m^2) (Figura 6E).

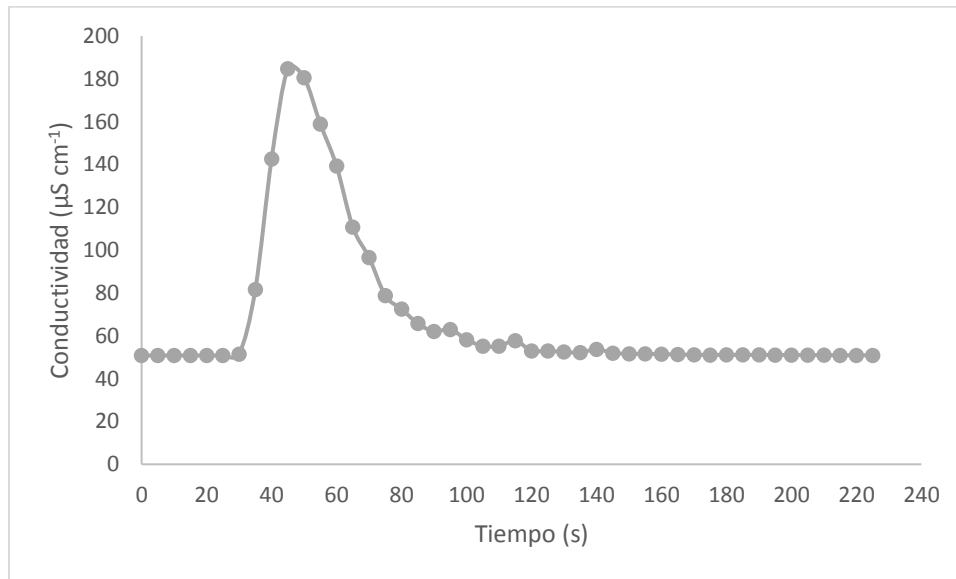


Figura 7. Valores promedio de la conductividad eléctrica del río en respuesta a la inyección de la solución de sal por golpe, octubre 2015.

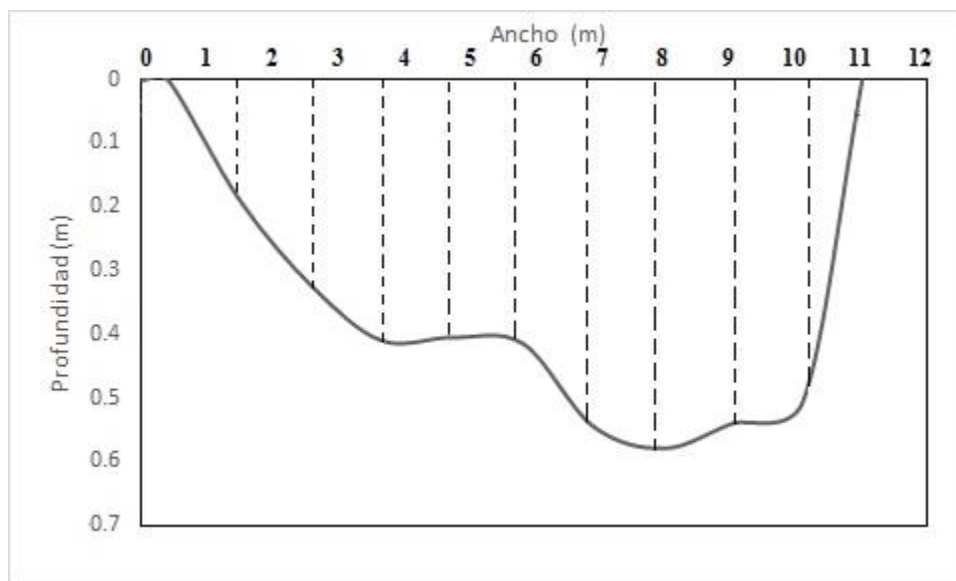


Figura 8. Sección transversal del río Pixquiac, octubre 2015.

3.2.3 Sitio Seis de enero: medición de caudal con equipo automático

En el mes de octubre de 2015, el sitio Seis de enero fue instrumentado con dos transductores de presión HOBO U2 de la marca Onset. El limnógrafo y barómetro son instrumentos que registran continuamente los niveles de presión en el transcurso del tiempo. El barómetro midió en un rango de 0 a 4 metros con una precisión de ± 1 cm (Figura 9A), y el limnógrafo midió en un rango de 0 a 9 metros con una precisión de ± 1 cm (Figura 9B).

Los instrumentos se programaron para registrar lecturas cada diez y cinco minutos, respectivamente. Las lecturas se registraron en kilopascales (kPa) y para convertirlos a valores de columna de agua, se utilizó un factor de multiplicación de 10.2 (1 kPa = 10.2 cm de agua). Posteriormente, y con el fin de conocer las respuestas mensuales del río a las entradas de precipitación, los datos fueron remuestreados a diez minutos.



Figura 9. A. Bárometro (fotografía arriba) y limnógrafo (fotografía abajo). B. Limnógrafo instalado en el río con contrapeso.

El barómetro se colocó cerca del río para que pudiera medir la presión atmosférica, mientras que el limnógrafo mide la presión de la columna atmosférica más la presión de la columna de agua. Este aparato se colocó en el lecho del río en el banco derecho amarrado a una piedra con un contrapeso para evitar que fuera arrastrado (Figura 9B), permitiendo así el fácil acceso al aparato en posteriores visitas. Es así que restando la columna atmosférica a la medición del limnógrafo se obtuvo la altura de la columna de agua durante un año que, posteriormente se transformó a valores de caudal a partir de los aforos y mediciones de profundidad en el río que se hicieron en cada visita.

Como resultado de la colaboración con la asociación “Amigos del Pixquiac”, los residentes monitores compartieron amablemente sus estimaciones mensuales de caudal durante el periodo 2005 al 2016 del sitio Seis de enero. Con sus datos y la relación caudal-columna de agua que se construyó, se realizaron las comparaciones entre métodos y resultados con el fin de validar y conocer las diferencias en las estimaciones de caudal.

3.3 Muestreo Físicoquímico

Para conocer las condiciones de calidad de agua del río en más detalle que lo obtenido por el monitoreo comunitario, se muestrearon los tres sitios en el río Pixquiac ya establecidos por los “Amigos del Pixquiac” denominados Las Monjas (LM), Seis de enero (SE) y Mariano Escobedo (ME), y se agregó un sitio más, el Tixtla (TX) un río tributario que se une a la corriente principal del Pixquiac. La colección de muestras se realizó cada 6 semanas dando así un total de cuatro muestreos (15 junio, 30 agosto, 15 septiembre, 30 octubre de 2016) durante la temporada de lluvias de 2016 (mayo-octubre).

En cada sitio se midió *in situ* la conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) y la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), el pH (concentración de iones H^{+}) utilizando un multiparamétrico marca Oakton PC450. Se registró la lectura tres veces por cada parámetro para después obtener un valor promedio.

Para el análisis de los sólidos suspendidos totales (SST) se colectaron por sitio tres muestras en botellas de plástico de 1 litro, para posteriormente ser filtrados. Previamente en el laboratorio se prepararon los filtros de fibra de vidrio de 47 mm de diámetro con un tamaño de poro de $1.2 \mu\text{m}$ (marca Whatman) haciendo pasar 10 ml de agua destilada a través de ellos (Figura 10A). Después se dejaron secar a temperatura ambiente, posteriormente se metieron al horno a $103\text{-}105 \text{ }^{\circ}\text{C}$ por 24 horas para secarlos por completo, y pesarlos en una balanza analítica (marca Shimadzu, modelo Tx323L). El filtro se colocó en una bomba de vacío (Figura 10B), se hizo pasar el litro de agua de río (Figura 10C), se sacó con pinzas para que no se agregara peso y se colocó a secar en su caja petri previamente rotulada. Ya sin humedad los filtros se colocaron en el horno para secarlos por completo a $103\text{-}105 \text{ }^{\circ}\text{C}$, después se sacaron y se volvieron a pesar. Finalmente por diferencia se determinó la concentración de SST (Figura 10D).

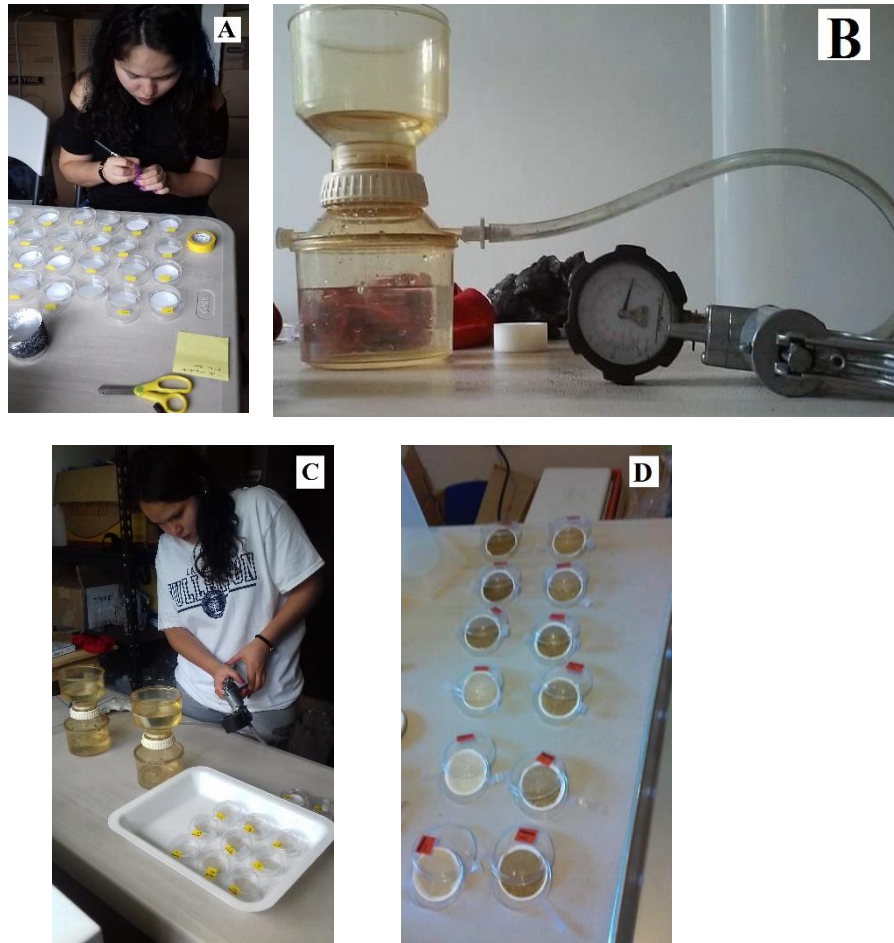


Figura 10. A. Registro de filtros limpios. B. Soporte para filtro con filtro colocado entre ambas cámaras y bomba de vacío. C. Filtrado de muestras de río. D. Filtros con sólidos suspendidos totales.

Para el análisis químico se colectó una muestra de 250 ml en frascos con taparrosca (marca Nalgene) por sitio en cada visita a campo (Figura 11A). Las muestras fueron congeladas para su traslado a la Ciudad de México, para posteriormente ser analizadas en el Laboratorio de Uso Compartido del Centro de Ciencias de la Atmósfera, UNAM.

Para analizar las concentraciones de cationes y aniones, se utilizó un cromatógrafo de líquidos marca Shimadzu compuesto por una bomba binaria LC 20AD, un controlador CBB 20A, un horno CTO 20 A y un detector de conductividad CDD 10 AVP (Figura 11B).

Para el análisis de los cationes Na^+ , K^+ y NH_4^+ , se utilizó una columna PRP-X200, cuyos límites de detección por compuesto fueron: $\text{Na}^+ > 0.08 \text{ mg l}^{-1}$, $\text{NH}_4^+ > 0.04 \text{ mg l}^{-1}$ y $\text{K}^+ > 0.17 \text{ mg l}^{-1}$.

Para el análisis de los aniones NO_3^- , NO_2^- y PO_4^- , se utilizó una columna PRP-X110s X200 con límites de detección para $\text{NO}_3^- > 0.14 \text{ mg l}^{-1}$, $\text{NO}_2^- > 0.32 \text{ mg l}^{-1}$ y $\text{PO}_4^- > 0.04 \text{ mg l}^{-1}$.

Previo al análisis, las muestras fueron descongeladas por completo extrayéndose 2 ml de agua de río que fueron inyectadas al cromatógrafo con una jeringa de 5 ml acoplada con un acrodisco que tiene como función pasar la muestra de manera fina (Figura 11C). Por cada muestra se realizaron dos determinaciones por tiempo, obteniéndose así las concentraciones promedio de los cationes y aniones analizados. El contenido total de nitrógeno disuelto fue obtenido sumando las concentraciones de los aniones NO_3^- , NO_2^- y el catión NH_4^+ .

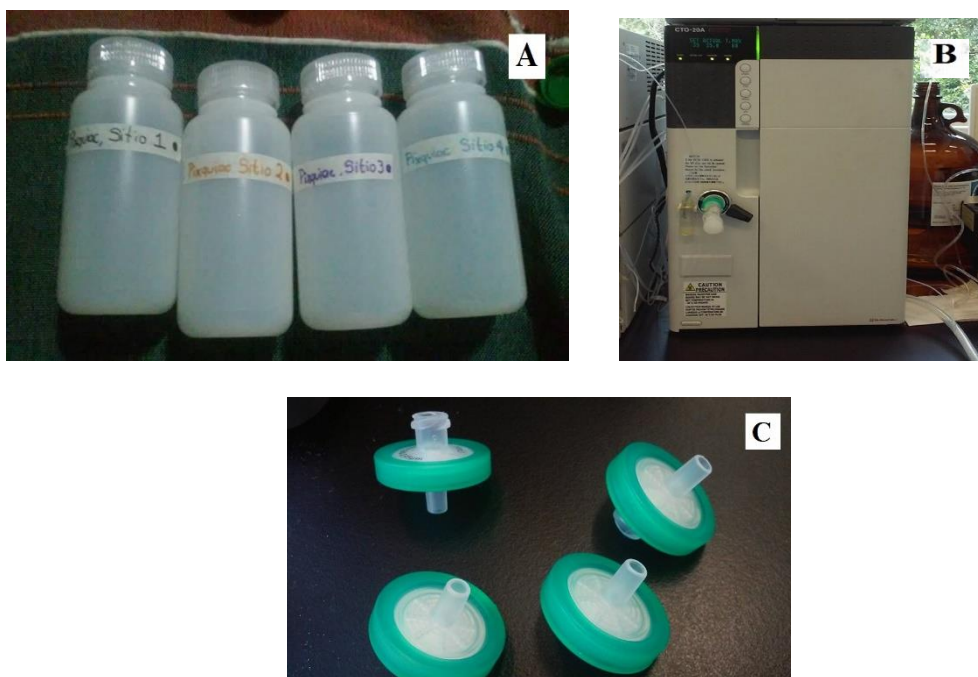


Figura 11. A. Botellas rotuladas por sitio. B. Cromatógrafo de líquidos siendo inyectada con la muestra. C. Acrodiscos, complemento para inyectar la muestra.

3.4 Muestreo bacteriológico

A la par del muestreo fisicoquímico realizado de junio a octubre de 2016, se colectaron un total de doce muestras por visita para su análisis bacteriológico. El procedimiento consistió en tomar tres muestras de 2 ml de agua de río con una pipeta de 1 ml en cada punto de muestreo (Figura 12A), los cuales fueron vertidos en un medio de cultivo Coliscan Easygel que es un medio creado para detectar *E. coli* que tiene inhibidores para el crecimiento de bacterias no coliformes (Figura 12B). Las muestras se mantuvieron frías para evitar que las bacterias se reprodujeran, El medio de cultivo inoculado se vació en cajas Petri estériles pretratadas antes de 3 horas de colectada la muestra. El líquido obtenido se coloca en cajas Petri (Figura 12C) de manera cuidadosa para evitar que se corra hacia algún lado; se espera hasta que el líquido se gelatinice y a partir de este momento comienza el proceso de cultivo de bacterias (Figura 12D). Posteriormente se prepara el horno a una temperatura de 30°C para que las bacterias tengan un ambiente propicio para desarrollarse (Figura 12E); las cajas Petri se introducen con los cultivos al horno y se dejan ahí por 24 horas. Transcurrido el tiempo se sacan del horno los cultivos y se procede a hacer el conteo de bacterias poniendo como fondo una superficie blanca (Figura 12F). Las colonias de *Escherichia coli* se observan en forma de puntos de color azul por su producción de la enzima glucuronidasa, mientras que otros coliformes se observan en puntos rojos por la producción de la enzima galactosidasa (Figuras 12G y 12H) (Micrology Laboratories 2010).

Para determinar el número de colonias por muestra se utilizó la siguiente ecuación:

$$C = E/V*100 \quad (3)$$

Donde:

E = Número de coliformes en la placa. V = Volumen de la muestra (ml), y C = Número de *E. coli* en 100 ml.

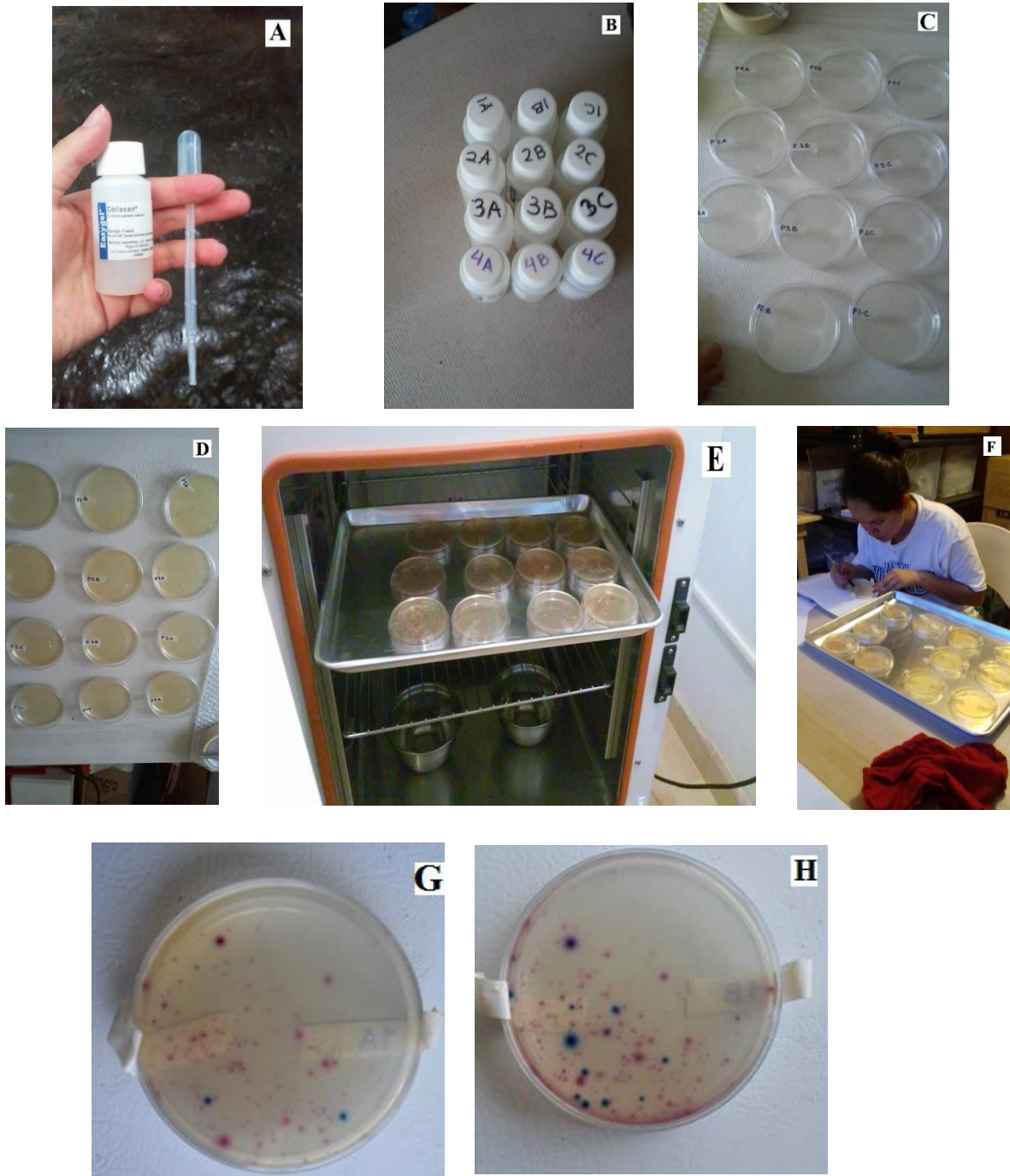


Figura 12. A. Coliscan Easygel y pipeta de 1 ml. B. Colecta de muestras por sitio con sus repeticiones. C. Preparación de cajas de Petri. D. Cajas de Petri con el medio Coliscan Easygel, ya inoculado con el agua de río. E. Cultivos en el horno. F. Conteo de bacterias. G. Muestra del sitio LM (cuenca arriba). H. Muestra del sitio ME (cuenca abajo).

3.5 Análisis de datos

Los valores de altura de agua del río colectados por un año se transformaron a valores de descarga por medio de la curva construida a partir de los aforos químicos con sal en el río; la curva se ajustó a una ecuación logarítmica de la forma $y = 1.9786\ln(x) + 3.26$. Esta ecuación se aplicó a los datos de altura de agua recabados por el monitoreo comunitario por diez años para convertirlos en valores de descarga. A continuación, se restaron nuestros datos y los obtenidos por el monitoreo comunitario para conocer la diferencia entre los métodos; después se hicieron rangos para saber en cuáles de ellos se obtenían las menores y mayores diferencias.

Para conocer las variaciones de las concentraciones de los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos por sitios y fechas, se empleó estadística básica (mínimos, máximos, promedios y desviaciones estándar). Posteriormente estos parámetros fueron analizados mediante pruebas estadísticas de t para evaluar diferencias significativas entre sitios y fechas. Adicionalmente, se emplearon pruebas de correlación de Spearman con los valores de *E. Coli* y otros coliformes y los parámetros fisicoquímicos para saber si alguno de éstos explicaba la presencia de las bacterias. Todas las pruebas estadísticas fueron realizadas en el software Sigma plot 13.0 Systat Software, Inc.

Finalmente, se realizó una búsqueda de los parámetros estudiados reportados en estudios anteriores para saber cuáles son los límites permisibles para cada uno, así como el nivel de contaminación. También se revisó la norma oficial mexicana para conocer los niveles de tolerancia a la bacteria *E. coli* que, para el consumo humano debe ser nula la presencia de esta bacteria y la industria del agua embotellada.

4. Resultados

4.1 Caudal: comparación entre métodos

La relación altura de agua-descarga construida se muestra en la Figura 13. Como se observa, la ecuación que describe esta relación corresponde a una curva logarítmica; el coeficiente r^2 obtenido indica una alta y positiva correlación entre estas dos variables.

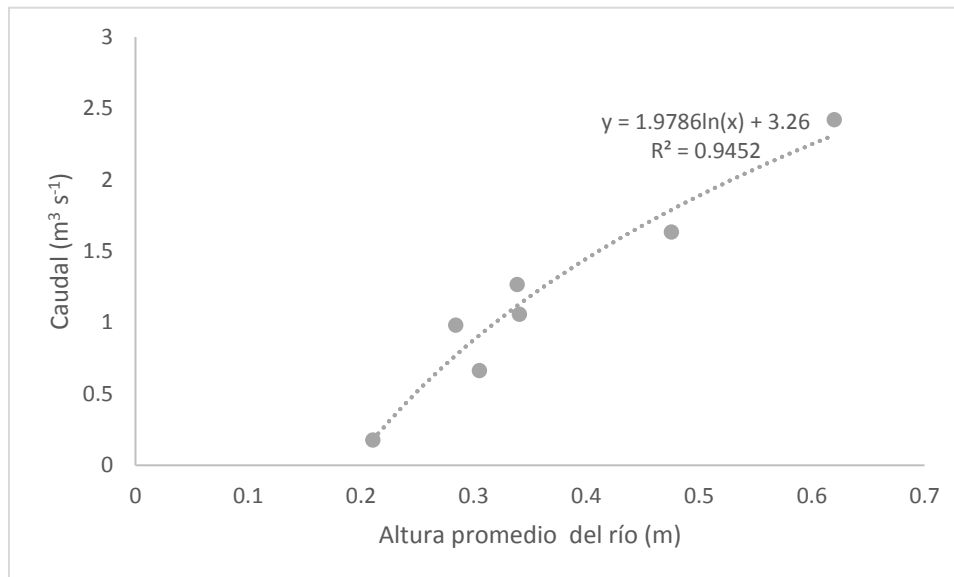


Figura 13. Curva altura de agua vs. descarga desarrollada. Sitio Seis de Enero, río Pixquiac, Veracruz.

Para comparar las estimaciones mensuales de caudal realizadas por el monitoreo comunitario, los valores promedio de altura de agua del río recabados por los monitores voluntarios durante el periodo diciembre 2005 – junio 2016, fueron ingresados a la ecuación logarítmica que se calculó mediante el método de aforo químico (Figura 14), de esta manera se compararon las estimaciones de caudal con ambos métodos.

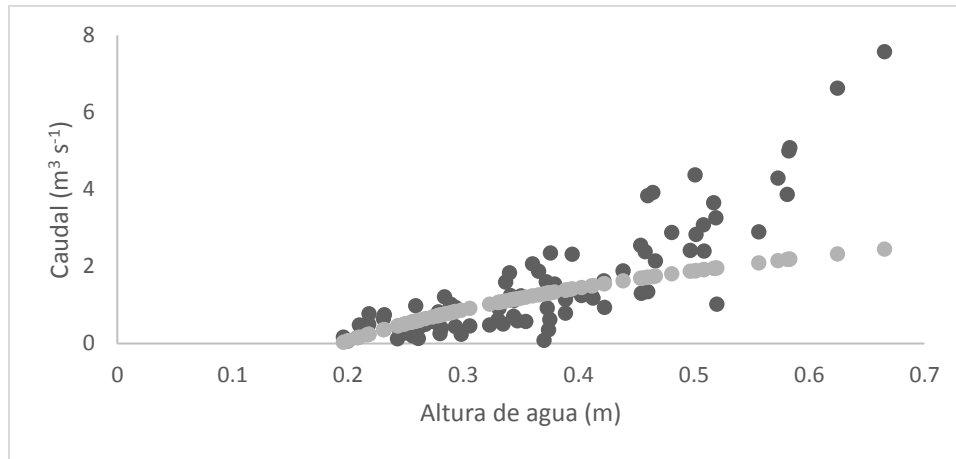


Figura 14. Caudal calculado empleando el método del flotador (puntos negros) y caudal correspondiente aplicando la ecuación logarítmica obtenida por aforos químicos (puntos grises), periodo octubre 2005 – junio 2016 ($n = 87$).

Como se observa en la Figura 14, el caudal medido por el método del flotador (Q_f) fue en promedio mayor ($1.44 \pm 1.38 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) que el obtenido por el método de aforo químico (Q_s de $1.16 \pm 0.59 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). Con el fin de examinar mejor las diferencias entre métodos, el caudal fue dividido en tres rangos encontrándose que en el rango de descarga más pequeño ($0.10 - 2.07 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), las estimaciones de caudal por ambos métodos fueron muy similares (Tabla 1). Estos caudales pequeños fueron generalmente observados en los meses de febrero, marzo y mayo en los diez años de muestreo comunitario. Para el rango intermedio de caudal ($2.15 - 3.92 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), se obtuvo una diferencia promedio de $1.11 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ entre métodos. En este caso, el método Q_f sobreestimó los valores de descarga comparado con el método Q_s . Estos valores de caudal intermedios correspondieron generalmente a los meses de agosto y octubre. Por último, en el tercer rango correspondiente a los caudales más altos ($4.30 - 6.63 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), se obtuvo la mayor diferencia en las estimaciones ($2.92 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), sobreestimándose aún más el valor del caudal por el método Q_f comparado con Q_s (Tabla 1). Este rango alto de caudal fue observado en su mayoría en el mes de junio, lo que corresponde al comienzo de la temporada de lluvias, y en el mes de septiembre, correspondiente a la mitad de la época de lluvias.

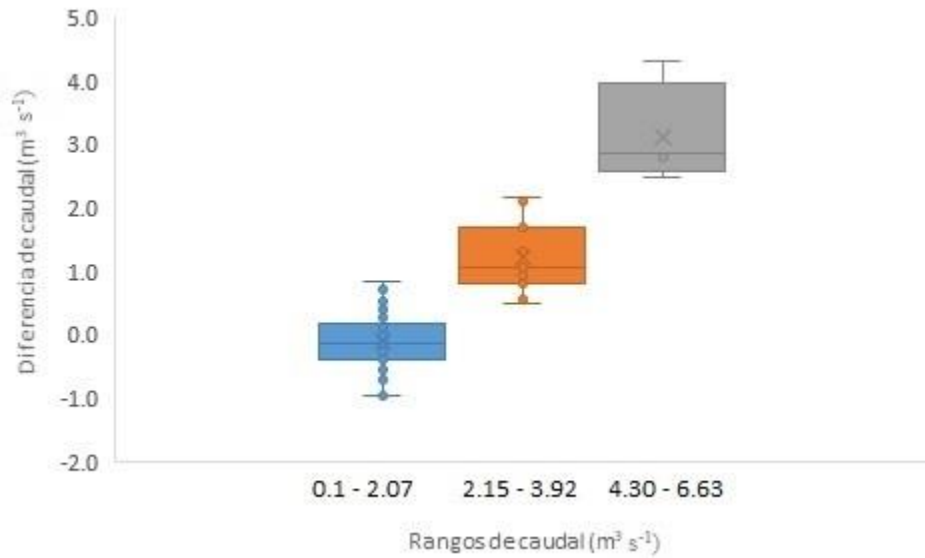


Figura 15. Diferencia de caudales: método del flotador contra método del trazador químico.

Tabla 1. Valores promedio, máximo, mínimo y desviación estándar de caudal obtenidos por las diferencias entre métodos.

	Rango 1 (0.1–2.07 m ³ s ⁻¹)	Rango 2 (2.15–3.92 m ³ s ⁻¹)	Rango 3 (4.30-6.63 m ³ s ⁻¹)
Promedio	- 0.11	1.11	2.92
Máximo	0.8	2.2	4.3
Mínimo	-1	0.4	2.1
Desviación estándar	0.38	0.55	0.82

4.2. Caudal en el sitio Seis de enero

A continuación, se muestra el hidrograma anual (septiembre 2015 – octubre 2016) a una resolución de 10 minutos para el sitio Seis de enero.

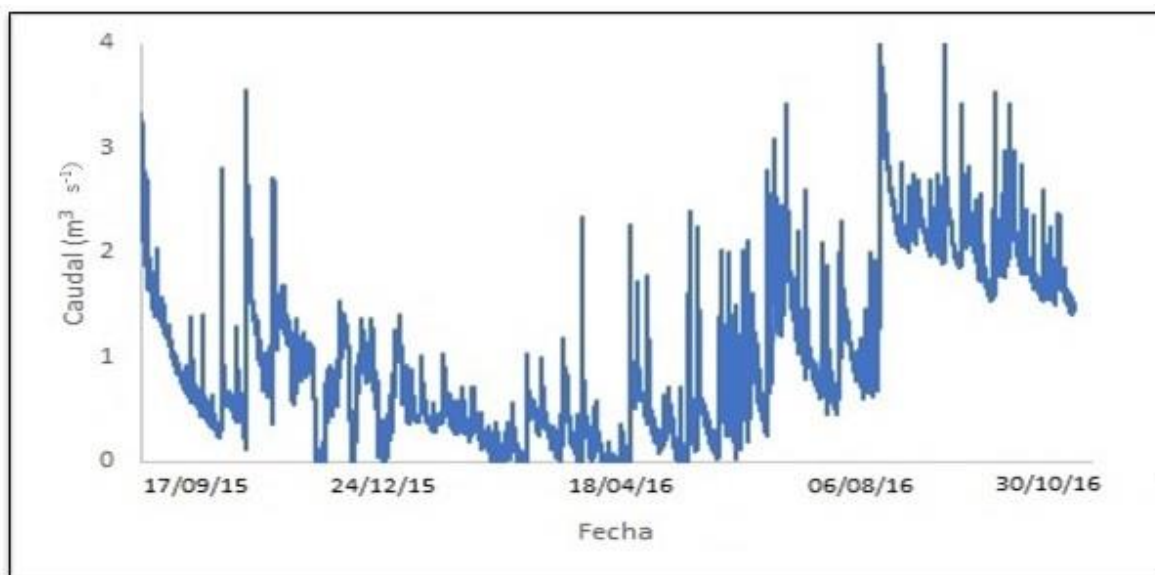


Figura 16. Variaciones temporales del caudal en el sitio Seis de Enero.

El hidrograma inicia con caudales relativamente altos correspondientes a los últimos dos meses (septiembre y octubre) de la temporada de lluvias de 2015. Después el caudal del río disminuyó progresivamente su volumen en respuesta a la temporada relativamente seca que se presenta en la región (noviembre 2015-mayo 2016). En esta temporada se observa que el río redujo fuertemente su volumen durante los meses de abril y mayo. En el periodo de transición de la temporada seca a la de lluvias, el río fue recuperando su nivel, observándose el mayor caudal en septiembre; en octubre al retirarse poco a poco las entradas de precipitación se observa que el caudal comienza a disminuir nuevamente. En esta temporada de lluvias de 2016 se realizaron los cuatro muestreos fisicoquímicos y bacteriológicos, y el caudal registrado para esas fechas fue de $0.49 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ para el 16 de junio, de $0.74 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ para el 1 de agosto, de $2.12 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ para el 15 de septiembre, y por último de $1.47 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ para el 30 octubre.

4.3 Características fisicoquímicas del río

Durante el periodo septiembre 2015-octubre 2016 en el sitio Seis de Enero, se observó que la conductividad eléctrica y los sólidos disueltos totales mostraron los valores más bajos en el mes de septiembre de 2015, mientras que los máximos se observaron en abril de 2016, cuando estaba por finalizar la época de secas (Tabla 2). En cuanto a la temperatura, se hace notoria la estacionalidad observándose las temperaturas más bajas en el mes de enero de 2016, y las más altas en el mes de octubre de 2015. El pH mostró su valor más alto en el mes de marzo tendiendo a la alcalinidad, mientras que el valor mínimo fue observado en el mes de agosto tendiendo a la neutralidad.

Tabla 2. Parámetros fisicoquímicos durante el periodo septiembre 2015 – octubre 2016, sitio Seis de Enero. Se resalta en negritas los valores mínimos y máximos de cada variable.

Fecha	Conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	Sólidos Disueltos Totales (ppm)	pH (-)
17/09/2015	42.80	16.90	20.66	7.35
31/10/2015	50.79	19.10	24.95	7.84
29/01/2016	52.38	12.00	26.18	7.86
05/03/2016	55.38	15.40	27.25	8.10
30/04/2016	61.60	18.50	30.23	8.05
11/06/2016	61.10	18.40	29.92	7.56
03/08/2016	53.89	17.30	26.15	7.59
17/08/2016	46.56	17.00	22.15	7.30
30/10/2016	47.94	16.10	23.71	7.41

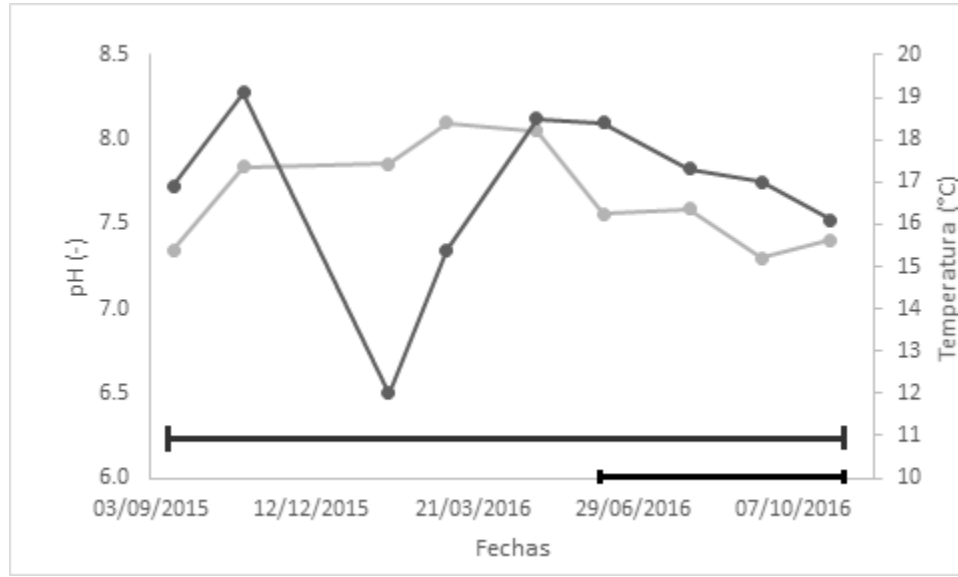


Figura 17. Variación anual de la temperatura (línea negra) y del pH (línea gris) en el sitio Seis de Enero. Lo que se señala con la línea negra continua pequeña abajo es la temporada de lluvias (junio – octubre 2016) estudiada en más detalle.

El estudio fisicoquímico más detallado se realizó en la época de lluvias abarcando la transición de la temporada de secas a lluvias (junio 2016) y el periodo de lluvias (agosto-octubre 2016). Para ello, se añadieron tres puntos de muestreo más sobre el cauce principal del río Pixquiatic: Las Monjas (LM) y Tixtla (TX), ubicados cuenca arriba del punto Seis de Enero (SE) y Mariano Escobedo (ME) ubicado cuenca abajo.

De manera general, los valores más altos de conductividad fueron registrados en el último muestreo (octubre 2016), mientras que los valores más bajos se observaron en el primer muestreo (junio 2016). En todos los muestreos, el sitio LM mostró la conductividad más baja y el sitio ME la conductividad más alta. Sin embargo, al hacerse la comparación entre sitios, no se sugirieron diferencias significativas ($p \geq 0.05$).

Durante el periodo de estudio, se observó un incremento de la temperatura en un gradiente cuenca abajo, esto debido a que el sitio más alto (LM) fue muestreado siempre más temprano en el día (~10:00 am) que el sitio más abajo (ME) (~1:00 pm) (Tabla 3). Pruebas estadísticas mostraron diferencias significativas entre todos los sitios ($p \leq 0.005$). Como se observa en la Figura 18, la temperatura y conductividad promedio en el río aumentó hacia el final de la temporada de lluvias.

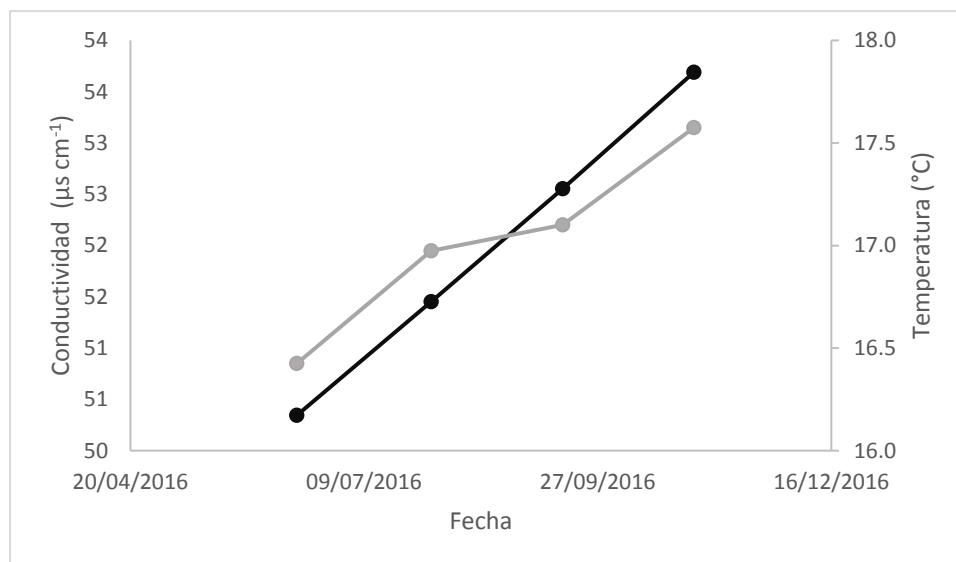


Figura 18. Valores promedio de conductividad eléctrica (línea negra) y de temperatura (línea gris) del río por fecha de muestreo.

El pH presentó un comportamiento variable (Tabla 3), ya que éste aumentó y disminuyó indistintamente en los cuatros sitios, pruebas estadísticas mostraron diferencias entre todos ellos ($p \leq 0.05$). Los sólidos suspendidos totales (SST) mostraron que el sitio TX (río tributario) registró el máximo de SST mientras que el mínimo fue reportado en LM. Con respecto a este último sitio, el TX y SE mostraron ser significativamente diferentes ($p < 0.05$), mientras que con ME mostró un comportamiento similar ($p \geq 0.05$). El primer muestreo (junio 2016) fue en promedio el más alto y el cuarto muestreo (octubre 2016) fue el que registró la menor concentración.

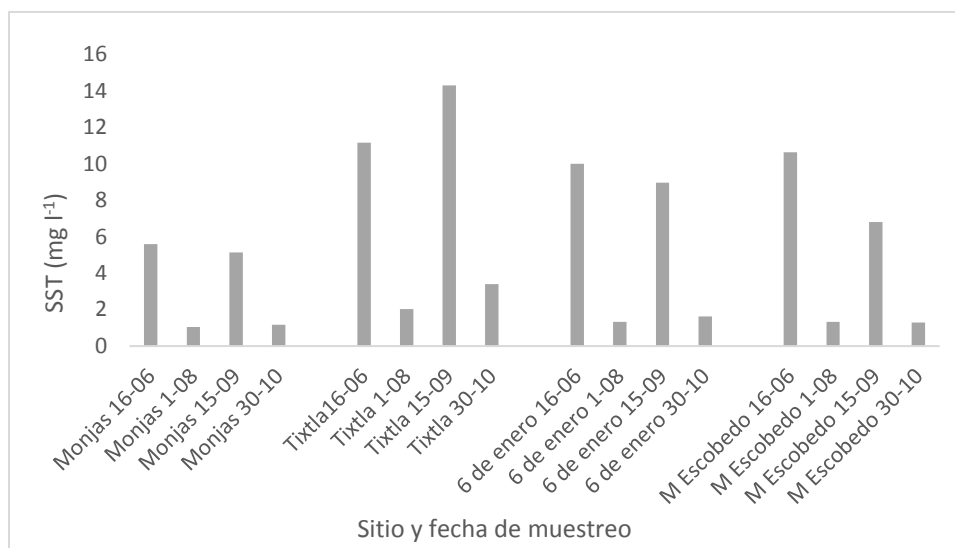


Figura 19. Concentraciones de sólidos suspendidos totales por sitios y fechas.

De manera general el catión que presentó la mayor concentración en todos los sitios y muestreos fue el sodio (Na^+), y en cuanto a los aniones fue el nitrato (NO_3^-). La concentración más alta de Na^+ fue observada en el sitio SE, mientras que la más baja se observó en ME (Tabla 3), a pesar de ello no hubo diferencias significativas entre sitios ($p \geq 0.05$). En cuanto a fechas de muestreos, los valores más elevados de Na^+ tuvieron lugar en octubre 2016 mientras que las concentraciones más bajas ocurrieron en septiembre 2016. El potasio (K^+) presentó la menor concentración para el mes de septiembre mientras que la mayor concentración se observó en agosto 2016; el sitio con mayor concentración de K^+ fue ME y el de menor concentración fue TX, a pesar de ello no se presentaron diferencias significativas entre sitios ($p \geq 0.05$).

El amonio (NH_4^+) registró los valores más bajos en octubre y los más altos en junio; el sitio que reportó la mayor concentración fue ME y el de menor concentración fue SE; las pruebas estadísticas no sugirieron diferencias significativas entre sitios ($p \geq 0.05$).

En cuanto a los aniones, el nitrito (NO_2^-) no fue detectado en ninguno de los muestreos mientras que el nitrato (NO_3^-) fue detectado en todos los sitios y fechas. El valor más alto fue observado en el cuarto muestreo (octubre 2016) y el registro más bajo se presentó en el tercer muestreo (agosto 2016). SE fue el sitio que reportó la mayor concentración y ME el que mostró la menor concentración, no se sugirieron diferencias significativas entre LM, TX y

ME ($p \geq 0.05$), sin embargo el sitio SE mostró ser significativamente distinto ($p = 0.0000002$).

La presencia de fosfato (PO_4^-) fue intermitente y sólo fue registrado en dos de los sitios estudiados (TX y SE). Cabe destacar que en el muestreo de septiembre no se detectó la presencia de fosfatos en los ríos.

En cuanto al nitrógeno total, se obtuvieron los siguientes resultados por fechas: para el 16 de junio fue de 4.78 mg l^{-1} , el 1 de agosto fue de 5.95 mg l^{-1} , el 15 de septiembre fue de 5.83 mg l^{-1} y por último el 30 octubre fue de 5.56 mg l^{-1} , mostrando así que la fecha con mayor concentración de nitrógeno total fue el segundo muestreo, mientras que el de más baja concentración se observó en el primer muestreo. En cuanto a sitios, la mayor concentración se registró en SE con 5.92 mg l^{-1} y el valor más bajo se obtuvo en ME con 5.15 mg l^{-1} .

Tabla 3. Estadísticos básicos de las características fisicoquímicas del río Pixquiac en los distintos sitios muestreados.

Las Monjas (n=4)										
	CE	Tem	pH	SST	Na⁺	K⁺	NH₄⁺	NO₃⁻	NO₂⁻	PO₄⁻
	($\mu\text{s cm}^{-1}$)	($^{\circ}\text{C}$)	(-)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)
<i>Prom</i>	50.34	16.42	7.2	3.24	2.11	1.42	0.106	1.36	0	0.007
Σ	7.21	0.97	0.07	2.4	0.32	0.11	0.701	0.35	0	0.015
<i>Med</i>	48.66	16.8	7.23	3.15	2	1.42	0.13	1.4	0	0
<i>Mín</i>	44.7	16.6	7.12	1.05	1.87	1.28	0	0.9	0	0
<i>Máx</i>	59.56	17.1	7.29	5.6	2.56	1.56	0.154	1.75	0	0.03
<i>CV</i>	0.14	0.06	0.01	0.74	0.15	0.08	0.67	0.26	0	2

Tixtla (n=4)										
	CE	Tem	pH	SST	Na⁺	K⁺	NH₄⁺	NO₃⁻	NO₂⁻	PO₄⁻
	($\mu\text{s cm}^{-1}$)	($^{\circ}\text{C}$)	(-)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)
<i>Prom</i>	51.45	16.97	7.07	7.73	2.11	1.42	0.104	1.18	0	0.01
Σ	4.89	0.78	0.12	5.49	0.32	0.34	0.069	0.5	0	0.02
<i>Med</i>	52.14	17.2	7.06	7.28	2.36	1.42	0.132	1.35	0	0
<i>Mín</i>	45.21	15.9	6.97	2.03	0.77	0.78	0	0.45	0	0

<i>Máx</i>	56.32	17.6	7.21	27.36	11.16	2.87	1.54	0.142	1.58	0.04
<i>CV</i>	0.10	0.05	0.02	0.14	0.71	0.15	0.24	0.66	0.42	2

Seis de enero (*n*=4)

	CE	Tem	pH	SST	Na⁺	K⁺	NH₄⁺	NO₃⁻	NO₂⁻	PO₄⁻
	($\mu\text{s cm}^{-1}$)	($^{\circ}\text{C}$)	(-)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)
<i>Prom</i>	52.55	17.1	7.41	5.48	2.29	1.45	0.101	1.37	0	0
Σ	7.28	0.71	0.01	4.63	0.6	0.26	0.069	0.05	0	0
<i>Med</i>	52.29	17.3	7.42	5.3	2.48	1.42	0.132	1.38	0	0
<i>Mín</i>	45.05	16.1	7.4	1.33	1.14	1.36	0	1.31	0	0
<i>Máx</i>	60.59	17.7	7.43	10	2.78	1.76	0.141	1.42	0	0
<i>CV</i>	0.14	0.04	0.001	0.84	0.26	0.18	0.68	0.04	0	0

Mariano Escobedo (*n*=4)

	CE	Tem	pH	SST	Na⁺	K⁺	NH₄⁺	NO₃⁻	NO₂⁻	PO₄⁻
	($\mu\text{s cm}^{-1}$)	($^{\circ}\text{C}$)	(-)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)
<i>Prom</i>	53.69	17.57	7.36	5.02	2.11	1.46	0.108	1.17	0	0.042
Σ	9.02	0.73	0.1	4.55	0.78	0.35	0.072	0.45	0	0.085
<i>Med</i>	51.74	17.85	7.39	4.06	2.26	1.44	0.14	1.19	0	0
<i>Mín</i>	45.58	16.5	7.22	1.3	1.04	1.06	0	0.69	0	0
<i>Máx</i>	65.79	18.1	7.47	10.63	2.91	1.91	0.155	1.62	0	0.17
<i>CV</i>	0.17	0.04	0.01	0.91	0.37	0.24	0.67	0.38	0	2

Las pruebas de correlaciones de Spearman mostraron que la conductividad eléctrica del río tuvo una correlación positiva y significativa con el K⁺ (Tabla 4). Las correlaciones con los demás parámetros no fueron tan fuertes, ni significantes, pero probablemente son importantes de reportar, como por ejemplo la del NH₄⁺ que tuvo una relación positiva de 0.291, y en el caso de NO₃⁻ que tuvo una relación negativa de -0.224.

Tabla 4. Correlaciones de Spearman de la conductividad eléctrica y los parámetros fisicoquímicos (cationes, aniones y sólidos suspendidos totales)

	Correlación (r_s)	p
Na ⁺	0.194	0.463
NH ₄ ⁺	0.291	0.267
NO ₃ ⁻	-0.224	0.397
PO ₄ ⁻	0.216	0.416
K ⁺	0.511	0.0415
SST	0.176	0.505

4.4 Características bacteriológicas del río

En el primer muestreo, la cantidad de bacterias *E. coli* fue en promedio de 1018 colonias por 100 ml mientras que para los otros coliformes fue aproximadamente del triple (4691 colonias por 100 ml), siendo este primer muestreo de junio el más elevado de los cuatro realizados. Por otra parte, el muestreo con la menor cantidad de colonias fue el de septiembre (tercer muestreo) con 137 colonias por 100 ml de *E. coli* y 1800 colonias por 100 ml de otros coliformes.

Por sitios, la menor cantidad de colonias fue observada en LM con promedios de 166 colonias por 100 ml para *E. coli* y con 2182 colonias por 100 ml para otros coliformes; en contraste, el sitio con mayor proliferación de bacterias fue ME con promedios de 794 colonias por 100 ml de *E. coli*. Interesantemente, el sitio con el valor más elevado de otros coliformes de manera general fue el TX con un promedio de 3295 colonias por 100 ml.

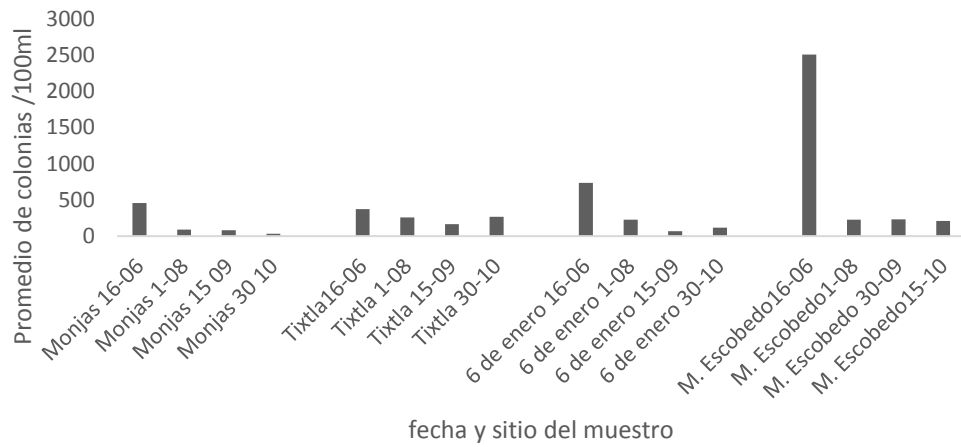


Figura 20. Valores promedio de colonias de *E. coli* por sitio y por fecha.

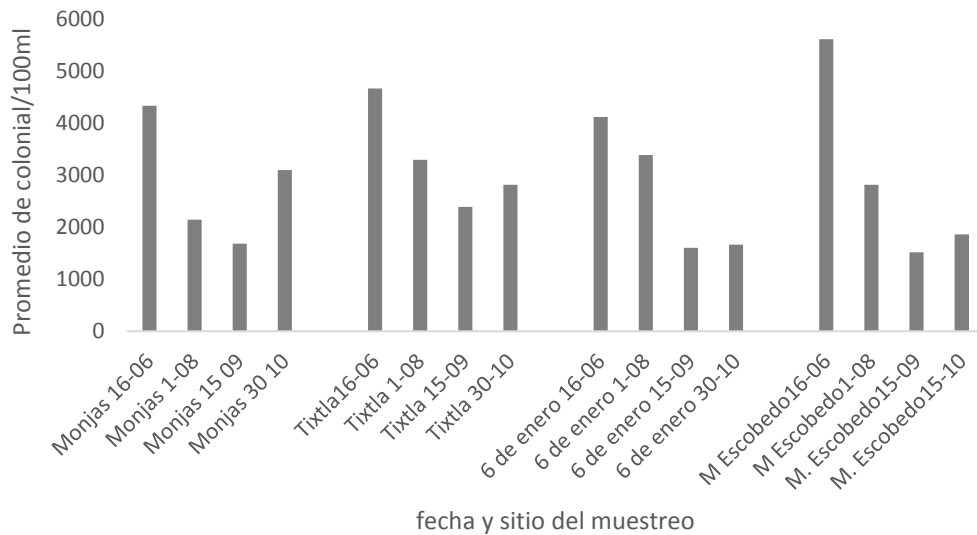


Figura 21. Valores promedio de colonias de otros coliformes por sitio y por fecha.

Para conocer si la presencia de *E. coli* y de otros coliformes pudiere estar relacionada con algunos parámetros fisicoquímicos del río (concentraciones de aniones y cationes principalmente), se realizaron nuevamente pruebas estadísticas de correlación de Spearman.

Los resultados se muestran a continuación.

Tabla 5. Correlaciones de bacteria *E. coli* con varios parámetros fisicoquímicos.

	Correlación (r_s)	p
Na ⁺	0.083	0.746
NH ₄ ⁺	0.364	0.160
NO ₃ ⁻	-0.246	0.348
PO ₄ ⁻	0.0691	0.797
K ⁺	0.384	0.136
SST	0.475	0.0601
CE	0.845	0.0000002
Temperatura	0.481	0.0584
pH	-0.283	0.282

Tabla 6. Correlaciones de otros coliformes con varios parámetros fisicoquímicos.

	Correlación (r_s)	p
Na ⁺	0.184	0.483
NH ₄ ⁺	0.284	0.277
NO ₃ ⁻	-0.159	0.548
PO ₄ ⁻	1.000	0.0000002
K ⁺	0.534	0.0317
SST	0.244	0.354
CE	0.790	0.0000002
Temperatura	0.203	0.442
pH	-0.416	0.104

Lo que se observa es que la bacteria *E. coli* no presentó ninguna relación significativa con las concentraciones de cationes y aniones, mientras que sí presentó una correlación alta y significativa con los valores de conductividad, sólidos suspendidos totales y la temperatura

(marginally significativa). Sin embargo, existen correlaciones con otras variables que, aunque no fueron significativas son importantes de mencionar, como por ejemplo, la del NH_4^+ con una $p = 0.160$ y la del K^+ con una $p = 0.136$.

Por otra parte, el PO_4^- seguido por el K^+ mostraron estar altamente correlacionados con las concentraciones de otros coliformes en el agua. Los parámetros de conductividad y sólidos disueltos totales también mostraron una alta y significativa correlación. Las correlaciones con los demás parámetros no son fueron tan fuertes. Por ejemplo, el NH_4^+ mostró una relación positiva de 0.284, y en el caso del pH mostró una relación negativa de -0.416.

Por último, la Norma Oficial Mexicana NOM-181-SSA1-1998, Salud ambiental indica en el apartado IV, los límites permisibles de calidad del agua para uso y consumo humano.

El límite permisible para NO_3^- es de 10 mg l^{-1} , para Na^+ es de 200 m l^{-1} , y para PO_4^- el máximo es 5 mg l^{-1} . En este estudio realizado durante la época de lluvias, los parámetros no rebasaron los límites permisibles, por tanto no representan un riesgo. Sin embargo, el NH_4^+ sí rebasa el límite permisible de 0.05 mg l^{-1} en todos los sitios, por tanto es recomendable que el agua pase por un tratamiento para uso doméstico que puede ser eliminado clorando el agua.

Esta misma norma dicta que no debe detectarse la presencia de coliformes fecales en el agua para uso y consumo humano. En este caso, se reportó la presencia de *E. coli* en todos los sitios y muestreos realizados por lo que no es recomendable beber agua directamente del río, además de otros riesgos químicos, orgánicos y desechos domésticos, etc.

4.5 Relación del caudal con las características físicoquímicas y bacteriológicas

Tomando el caudal como referencia del estado físicoquímico del río se obtuvo que el caudal para las cuatro fechas se mantuvo en el rango bajo ($0.10 - 2.07 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) e intermedio ($2.15 - 3.92 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). El análisis por fechas dio como resultado, que el primer muestreo (junio 2016) con un caudal de $0.5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (el más bajo de los cuatro muestreos) presentó las mayores concentraciones de SST, NH_4^+ , PO_4^- , conductividad eléctrica, *E. coli* y otros coliformes. Con respecto al pH, éste mostró su valor más bajo (7.18). Mientras que a caudales altos ($1.47 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) observados en el mes de septiembre de 2016, los parámetros NO_3^- , Na^+ y pH mostraron sus más altas concentraciones. En contraste, los otros parámetros físicoquímicos y bacteriológicos estudiados reportaron sus valores más bajos.

5. Discusión

5.1 Comparación de caudales (método del flotador vs método del trazador químico)

De manera general se observó que el método del flotador utilizado en los monitoreos comunitarios sobrestima el valor del caudal comparado con el método de aforo químico. Sin embargo, es importante resaltar que con ambos métodos se obtuvieron estimaciones de descarga muy similares cuando los caudales del río eran bajos ($0.1\text{--}2.07\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$). Los caudales en el rango intermedio ($2.15\text{--}3.92\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$) fueron sobreestimados en un 66%, y en cuanto a los caudales en el rango alto ($4.30\text{--}6.63\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$), la sobreestimación fue de 144%. Las diferencias encontradas en caudales medios y altos pueden deberse a que el método del flotador, como su nombre lo indica, emplea un objeto que flota por la superficie del río siendo difícil controlar su trayectoria. Además, a caudales altos el flotador va de manera muy superficial, recorriendo la distancia de forma rápida.

Comparado con el método del flotador, el método de aforo químico puede trabajar mejor ya que tras tirar la sal al río, la conductividad eléctrica dentro del río forma una curva, con un pico máximo cuando el cuerpo de agua asimila la gran mayoría de la sal inyectada. Esto significa que se ha mezclado en terrenos rocosos y empinados, así como en zonas de alta y baja turbulencia lo cual funciona bien tanto para caudales altos como bajos. En este caso el trazador empleado (NaCl) es económico, fácil de conseguir y poco dañino para la biota acuática (i.e. afectaciones en la osmoregulación de peces). Es importante mencionar que en este estudio la distancia aguas arriba del sitio de aforo fue de 38 metros porque la accesibilidad y condiciones del río así lo permitieron, cuando el método requería que esta distancia fuese de 50 metros, por tanto los resultados obtenidos con el trazador químico podrían estar sujetos a algunas imprecisiones. Para que este método sea válido los ríos no deben ser muy grandes porque a un mayor caudal se necesitara más solución trazador y también mayor distancia al punto de aforo, lo que complicará obtener una mezcla y concentración de sal necesaria para elevar la conductividad del río, y a partir de ello obtener una buena medición del caudal.

Esta comparación que utilizó datos mensuales de altura de agua recabados por 10 años, tuvo como objetivo validar por vez primera el método del flotador utilizado por el monitoreo comunitario en el Pixquiac contrastándolo con el método del trazador químico. Es

así como el trabajo y esfuerzo de muestreo de años realizado por pobladores toma un mayor valor, y puede cumplir con la función de informar a tomadores de decisiones, así como ser un referente para otros estudios.

5.2 Calidad fisicoquímica del río Pixquiac en su parte baja

De manera general se observó que la gran mayoría de las concentraciones de los parámetros fisicoquímicos estudiados (conductividad eléctrica, temperatura, pH, SST, Na^+ , K^+ , NH_4^+ , NO_3^- y PO_4^-) aumentan en la medida en que se desciende aguas abajo en la cuenca; habiendo algunas excepciones, como la elevada concentración de sólidos suspendidos totales observada en la confluencia del río tributario Tixtla. Esto debido muy probablemente al cultivo de papa que se lleva a cabo en la parte alta de la cuenca de ese río, en donde la tierra es fuertemente arada y puede ser removida con mayor facilidad por el agua, movilizand así mucho más partículas de suelo al río principal. Así también se observó que los SST mostraron sus más altas concentraciones en el mes de junio (primer muestreo) de la época de lluvias, debido a que después de un periodo con poca lluvia, las tormentas que se presentaron movilizaron y arrastraron material de las laderas a los ríos. En contraste, los valores más bajos de SST se registraron en el mes de agosto (segundo muestreo), una vez que la temporada de lluvias se había establecido.

La temporada de lluvias fue estudiada con el fin de examinar el posible efecto de dilución en los parámetros muestreados en respuesta a una mayor entrada de precipitación y volúmenes de caudal. En este sentido, en junio 2016 el caudal fue de $0.5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ y presentó las concentraciones más altas en la mayoría de los parámetros, mientras que en septiembre de 2016 con un caudal mayor de $2.12 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, la disminución de las concentraciones es notoria para la mayoría de los parámetros.

Los valores de conductividad en el río indican la presencia de sales naturales así como posiblemente las inducidas por descargas. El Na^+ es un elemento que el río lo puede contener de manera natural debido al tipo de suelo y roca que drena la cuenca. Las concentraciones de K^+ hacen referencia a la presencia de actividad agrícola y al uso extensivo de fertilizantes en la cuenca también al tipo de suelo y roca que drena el río como los feldespatos potásicos. La presencia de NH_4^+ puede deberse a descargas residuales o la descomposición de materia

orgánica, mientras que las concentraciones de NO_3^- y PO_4^- podrían estar asociadas con el uso de fertilizantes, así como también a descargas residuales.

Las concentraciones de los parámetros fisicoquímicos del río Pixquiac fueron comparadas con rangos naturales constituyentes de ríos volcánicos (Chapman 1996). Se encontró que los iones Na^+ y PO_4^- no rebasaron los máximos naturales. Por el contrario, el K^+ fue de 1.46 mg l^{-1} en promedio para el Pixquiac, rebasando el valor promedio de concentración natural de 1 mg l^{-1} . El NH_4^+ reportó en promedio un valor de 0.1 mg l^{-1} en el Pixquiac, siendo un valor bastante alto ya que la concentración natural es en promedio de 0.015 mg l^{-1} . El NO_3^- fueron en promedio de 1.27 mg l^{-1} , mientras que las concentraciones naturales deberían ser de 0.10 mg l^{-1} .

Contrastando con un estudio realizado en una cuenca vecina Los Gavilanes, el cual comparó un sitio poco perturbado (Trianon) contra un sitio de mucho mayor perturbación (Las Puentes) ubicado cuenca abajo y cercano a la zona urbana en promedio el NO_3^- fue de 0.85 mg l^{-1} (Gómez-Anaya et al. 2017), el río Pixquiac mostró concentraciones más elevadas en NO_3^- (1.27 mg l^{-1} en promedio), lo cual puede deberse a mayores descargas domésticas así como a un mayor uso de fertilizantes en la cuenca estudiada.

Comparando con otro estudio realizado en la zona neovolcánica de los Tuxtles, Veracruz el cual incluyó ríos que drenan cuencas con diferentes coberturas vegetales (selva, cultivos y pastos) (Ramos- Escobedo y Vázquez 2001), se encontró que los parámetros en promedio tendieron a ser más elevados que los obtenidos en el río Pixquiac. La concentración promedio de NO_3^- en los Tuxtles fue de 2.5 mg l^{-1} , lo cual se atribuye al tipo de suelo (andosol), es el doble que el obtenido en la cuenca del río Pixquiac (1.27 mg l^{-1}), lo que a su vez podría explicar el alto valor de NO_3^- en el río Pixquiac ya que el andosol es también el suelo dominante. En cuanto al valor de K^+ reportado en el Pixquiac (1.46 mg l^{-1}) es menor que el registro promedio de los Tuxtles (3.2 mg l^{-1}), en este caso los incrementos en potasio se asociaron con tierras fertilizadas. El NH_4^+ reportó en promedio un valor de 0.1 mg l^{-1} en el Pixquiac, que es muy similar al valor en los Tuxtles (0.12 mg l^{-1}) como estos valores se relacionan con la descomposición de materia orgánica.

5.3 Estado bacteriológico del río Pixquiac

Las bacterias coliformes son clasificadas como bacilos gram negativos, anaeróbicos y fermentan lactosa produciendo ácidos y gas. La presencia de coliformes fecales se debe al excremento de animales de sangre caliente; en muchas ocasiones los desagües domésticos cerca al río vierten sus aguas negras de forma directa. Otros coliformes son más abundantes que *E. coli* porque representan a muchas otras bacterias, por ejemplo las que son naturales en el suelo, las cuales reciclan nutrientes, o también pueden ser dañinas ocasionando enfermedades gastrointestinales.

La norma NOM-127-SSA 1-2004 establece el método del número más probable (NMP) que consiste en determinar la presencia o ausencia de atributos específicos de microorganismos para cuantificación de coliformes. Un método distinto al aplicado en el presente trabajo. Es importante recalcar que para el consumo humano se dicta que el agua debe tener ausencia o cero colonias de coliformes fecales u otros coliformes totales.

Los otros coliformes se comportan de manera similar a *E. coli* pero con mayor número de colonias, conforme se desciende cuenca bajo aumenta el número de colonias de otros coliformes, lo cual indica un impacto mayor de descargas puntuales de aguas residuales, coincidiendo con la zona del río Pixquiac donde existe mayor densidad poblacional. El mes con mayor proliferación de colonias fue junio, con 1018 colonias 100 ml y para los otros coliformes fue aproximadamente del triple cuando lluvias relativamente fuertes en los primeros meses de la época de lluvias movilizaron y arrastraron material sólido a los ríos.

La presencia de *E. coli* se relacionó con la conductividad eléctrica, lo cual sugiere una mayor proliferación de *E. coli* a mayor cantidad de partículas en el agua provenientes del arrastre de suelo. Por otra parte, los otros coliformes mostraron una fuerte correlación con el PO_4^- y la conductividad eléctrica, esto debido probablemente a descargas domésticas y agrícolas considerando también que por el tipo de suelo eleva el promedio de PO_4^- .

Finalmente, para un trabajo futuro, sería recomendable incorporar otros iones mayores (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-), así como realizar muestreos durante la temporada de secas y lluvias, para hacer un análisis y evaluación más completos y así investigar otras posibles causas de que las bacterias aumenten sus concentraciones en el agua.

6. Conclusiones

El presente trabajo comparó las estimaciones de caudal del río Pixquiac obtenidas por monitores comunitarios, empleando el método del flotador y la medición del área transversal del afluente, con estimaciones de caudal obtenidos con el método del trazador químico. Utilizando datos colectados en un periodo de 10 años, se encontró que el método del flotador sobreestima fuertemente los caudales cuando éstos se encuentran en el rango de 2.15 – 6.63 m³/s, comparado con el método de aforo químico. A caudales más bajos las estimaciones fueron muy similares entre métodos.

Con respecto a los resultados fisicoquímicos, se destaca la presencia de K⁺ asociada probablemente a descargas residuales así como a actividades agrícolas, de igual manera la asociación con otros coliformes; sin embargo, las concentraciones de K⁺ registradas en el río Pixquiac, no rebasaron la norma mexicana para el consumo humano. En cambio el NH₄, sí se excedió la norma representando un riesgo para la salud. En este caso su origen se asocia con la descomposición de materia orgánica y el uso de fertilizantes.

La relación del caudal con los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos muestran que a caudales bajos (0.5 m³ s⁻¹) las concentraciones son más elevadas, esto se presentó en el mes de junio al comenzar la temporada de lluvias mientras que el mes de septiembre presentó el caudal mayor en el estudio (2.12 m³ s⁻¹) donde la dilución está presente.

En general, es notoria una degradación de la calidad del agua yendo cuenca abajo ya que el análisis mostró que todos los sitios presentan contaminación fecal, siendo Las Monjas el sitio menos afectado mientras que el sitio Mariano Escobedo es el más afectado. La conductividad eléctrica del río mostró un patrón similar aumentando cuenca bajo. Estos dos parámetros podrían estar relacionados con descargas residuales y posibles residuos de ganadería.

Finalmente, el monitoreo constante del río es fundamental para tener alertas tempranas de posibles fuentes de contaminación y poderlas controlar.

7. Referencias

- Aparicio-Mijares, F.J. 1992. Fundamentos de hidrología de superficie. Primera edición. México.
- Aranda-Delgado, E., Sotres-Castillo, F. Castilleja-Delgado, E. 2013. Problemática de manejo de los recursos hídricos de la comunidad de Zoncuantla, Coatepec, Ver. [Trabajo presentado en el III Congreso Nacional de Manejo de Cuencas Hidrográficas, Morelia-Michoacán, México]
- Buffington, J. M., Montgomery, D. R. 2013. Geomorphic classification of rivers. In: Shroder, J., Wohl, E., ed. Treatise on Geomorphology; Fluvial Geomorphology, Vol. 9. Academic Press. p. 730-767.
- Bruijnzeel, L.A, Mulligan, M., Scatena, F.N. 2011. Hydrometeorology of tropical montane cloud forests: emerging patterns. Hydrological Processes. 25, 465-498.
- Carabias, J., Landa, R. 2005. Agua, medio ambiente y sociedad: hacia la gestión integral de los recursos hídricos en México, primera edición. México.
- Chapman, D. 1996. Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring. Second Edition. Great Britain at the University Press, Cambridge.
- Chávez-Cortés, M.M., Mancilla-Hernández, K.E. 2014. Esquema de cobro del servicio hidrológico que provee la cuenca alta del Pixquiac. Tecnología y Ciencias del Agua. 4, 161-177.
- CONAGUA, 2015. Portal cuéntame. Disponible en: <http://cuentame.inegi.org.mx/territorio/agua/sobreexplota.aspx?tema=T>.
- CONAGUA, 2016. Estadísticas del Agua en México, disponible en: <https://www.gob.mx/conagua/acciones-y-programas/publicaciones-estadisticas-y-geograficas-60692>.
- Chávez-Contreras M. M., Mancilla-Hernández K.E. 2014. Esquema de cobro del servicio hidrológico que provee la cuenca alta del Pixquiac. Tecnología y Ciencias del Agua, 5 (5), 161-177.
- Cortés Soto, N. G. 2010. Diagnóstico de la calidad del agua del río Pixquiac en la congregación Zoncuantla, Municipio de Coatepec, Veracruz. [Trabajo recepcional de Especialista diagnóstico y gestión ambiental].

- Deutsch, W., Duncan, B., Romagnoli, O., & Ruiz Córdova S., 2005. Monitoreo de Agua en Programas con Participación Comunitaria. Manual de Curso de Capacitación. Monitoreo de sólidos en suspensión y caudal. Alabama, EU.
- Ramos-Escobedo, M.G., Vázquez, G. 2001. Major ions, nutrients and primary productivity in volcanic neotropical streams draining rainforest and pasture catchments at Los Tuxtlas, Veracruz, Mexico. *Hydrobiologia* 445: 67–76, 2001.
- FAO, 1993. Prevención de la contaminación del agua por agricultura y actividades afines.
- FAO, 2013. Captación y almacenamiento de agua de lluvia. Disponible en: www.fao.org/docrep/019/i3247s/i3247s.pdf.
- Flores-Díaz, A. C., Ramos-Escobedo, M. G., Ruiz-Córdova, S., Manson, R., Aranda, E., Deutsch, W. G. 2013. Monitoreo comunitario del agua: retos y aprendizaje desde la perspectiva de Global Water Watch-México. [Documento de ponencia, Congreso Nacional de Cuencas Hidrológicas, 2013]
- García Coll, I., Martínez Otero, Vidriales Chan, G. 2008. Balance Hídrico de la cuenca del río Pixquiac. [Informe técnico SENDAS A.C.]
- García Coll, I., Martínez Otero, Vidriales Chan, G. 2008. Balance Hídrico de la cuenca del río Pixquiac. [Informe técnico]
- Gómez-Anaya, J.A., Novelo-Gutiérrez, R., Astudillo-Aldana, M. R. 2017 Efecto de las descargas domésticas y de beneficio de café sobre la calidad del agua y la diversidad de larvas de Odonata (Insecta) en un arroyo de bosque mesófilo de montaña en Veracruz, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88 (2017) 372–380.
- Gracia-Sánchez, J. y Maza-Álvarez, J.A. 1997. Morfología de Ríos. Capítulo 11. Manual de Ingeniería de Ríos. Instituto de Ingeniería de la UNAM.
- Guzmán-Huerta, A. 2017. Respuesta hidrológica de una cuenca de bosque húmedo de montaña, centro de Veracruz, México. [Tesis de licenciatura en Ciencias de la Tierra, UNAM]
- INEGI, 2009. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Coatepec, Veracruz de Ignacio de la Llave.
- Javier Corona, M. G., 2010. Diagnóstico de la Calidad del Agua del río Pixquiac durante la temporada de estiaje en el Municipio de Coatepec, Veracruz. [Trabajo recepcional de Especialista diagnóstico y gestión ambiental]

- Manson, R. 2007. Efectos del uso del suelo sobre la provisión de servicios ambientales hidrológicos: monitoreo del impacto del PSAH.
- Martínez, L., Pérez-Maqueo, O., Vázquez, G., Castillo-Campos, G., García-Franco, J., Mehlreter, K., Equihua, M., Landgrave, R. 2009. Effects of land use change on biodiversity and ecosystem services in tropical montane cloud forests of Mexico. *Forest Ecology and Management* 258, 1856–1863.
- Menchaca-Dávila, M.S., Alvarado-Michi, E. L. 2011. Efectos antropogénicos provocados por los usuarios del agua en la microcuenca del río Pixquiac.
- Micrology Laboratories. 2010. Detection of waterborne coliforms and fecal coliforms with Coliscan Easygel. Disponible en: <https://www.micrologylabs.com/page/3/Water>. https://www.micrologylabs.com/page.php?page_id=91&page_name=Approvals.
- Mokondoko, P., Manson, R., Octavio Pérez-Maqueo. 2017. Assessing the service of water quality regulation by quantifying the effects of land use on water quality and public health in central Veracruz, Mexico. *Ecosystem Services* 22, 161-173.
- Moore, R.D., 2004. Introduction to salt dilution gauging for streamflow measurement part II: Constant-rate injection. *Streamline Watershed Management Bulletin*. 8, 11-15.
- Moore, R.D., 2005. Introduction to salt dilution gauging for streamflow measurement part III: slug injection using salt in Solution. *Streamline Watershed Management Bulletin*. 8, 1-6.
- Moreno-Merino, L. 2003. La depuración de aguas residuales urbanas de pequeñas poblaciones mediante infiltración directa en el terreno: fundamentos y casos prácticos. Universidad de Coruña.
- Muñoz-Villers, L.E., Holwerda F., Alvarado-Barrientos, M.S., Geissert, D., Marín-Castro, B., Gómez-Tagle, S., McDonnell, J., Asbjornsen, H., Dawson, T., Bruijnzeel, L. A. 2015. Efectos hidrológicos de la conversión del bosque de niebla en el centro de Veracruz, México. *Bosque* 36, 395-407.
- Muñoz-Villers, L. E., López-Blanco, J., 2008. Land use/cover using Landsat TM/ETM images in a tropical and biodiversity mountainous area of central-eastern Mexico. *International Journal of Remote Sensing*. 29, 71-93.

- Muñoz-Villers, L. E., 2008. Efecto del cambio en el uso de suelo sobre la dinámica hidrológica y calidad de agua en el trópico húmedo del centro de Veracruz, México [Tesis de doctorado]: Universidad Autónoma Metropolitana.
- Muñoz-Villers, L.E., Aranda-Delgado, E., Castilleja-Delgado, E., Holwerda, F. 2016. La cuenca del río Pixquiac, centro de Veracruz ¿Qué nos dicen 10 años de monitoreo de precipitación y caudal? [Cartel presentado en el IV Congreso Nacional de Manejo de Cuencas Hidrográficas, Xalapa-Veracruz, México]
- Páez B.R., Burgos T.A., Carmona J.E., Rivas S. H., 2011. Monitoreo comunitario de la calidad del agua en cuencas rurales del Bajo Balsas. [II Congreso Nacional de Manejo de Cuencas Hidrográficas. Villahermosa, Tabasco]
- Paré, L. Gerez, P. 2012. Al filo del Agua: cogestión de la subcuenca del río Pixquiac, Veracruz. Primera edición. México.
- Porras Ballesteros, S. 2010. Balance hídrico preliminar de la microcuenca del Río Pixquiac. [Trabajo recepcional de Especialista diagnóstico y gestión ambiental].
- Saldaña, P., Gómez, M. A. 2006. Caracterización de fuentes puntuales de contaminación en el Río Atoyac, México. [XXX Congreso de Interamericano de ingeniería sanitaria y ambiental. Punta Este, Uruguay].
- Servicio Meteorológico Nacional. 2010. Información climatológica por Estado, estación Briones, disponible en: <http://smn.cna.gob.mx/es/informacion-climatologica-ver-estado?estado=ver>.
- Secretaría de Salud. 2010. Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-181-SSA1-1998, salud ambiental, agua para uso y consumo humano, requisitos sanitarios que deben cumplir las sustancias germicidas para tratamiento de agua, de tipo doméstico, disponible en <http://www.salud.gob.mx/unidades/cdi/nom/230ssa102.html>.
- Secretaría de Salud. 1995. Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. <http://www.salud.gob.mx/unidades/cdi/nom/127ssa14.html>.
- Secretaría de Salud. 1993. Norma Oficial Mexicana NOM-041-SSA1-1993, bienes y servicios agua purificada envasada especificaciones sanitarias.

- Shaxson F., Barber R. 2005. Optimización de la humedad del suelo para la producción vegetal El significado de la porosidad del suelo. Boletín de suelos de la FAO 79. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/008/y4690s/y4690s06.htm>.
- Toledo-Aceves, T., Meave, J.A., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N. 2011. Tropical montane cloud forests: current threats and opportunities for their conservation and sustainable management in Mexico. *Journal of Environmental Management* 92(3): 974-81.
- Williams-Linera, G. 2012. El bosque de niebla del centro de Veracruz: ecología, historia y destino en tiempos de fragmentación y cambio climático. CONABIO- Instituto de Ecología, A.C, Xalapa, Veracruz, México, 208. Versión electrónica <http://www.inecol.edu.mx/librobosquedeniebla.pdf>.
- Williams-Linera, G., Toledo, M., Hernández, C.G., 2013. How heterogeneous the cloud forest communities in the mountains of central Veracruz, Mexico? *Plant Ecology*. 214, 685-701.