



Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado



**MACROINVERTEBRADOS COMO BIOINDICADORES DE PROBLEMAS DE
SANEAMIENTO EN CUERPOS DE AGUA SUPERFICIALES EN EL VALLE DE
SAN LUIS POTOSÍ**

T E S I S

Que para obtener el grado de:

Maestro en Tecnología y Gestión del Agua

Presenta:

Gustavo Adolfo Pérez Alvis

Asesor:

Dr. Cristóbal Aldama Aguilera

San Luis Potosí

2022



FACULTAD DE
INGENIERÍA

17 de junio de 2021

**LIC. GUSTAVO ADOLFO PÉREZ ALVIS
P R E S E N T E.**

En atención a su solicitud de Temario, presentada por el **Dr. Cristóbal Aldama Aguilera**, *Asesor de la Tesis* que desarrollará Usted, con el objeto de obtener el Grado de **Maestro en Tecnología y Gestión del Agua**. Me es grato comunicarle que en la sesión del H. Consejo Técnico Consultivo celebrada el día 17 de junio del presente, fue aprobado el Temario propuesto:

TEMARIO:

“Macroinvertebrados como bioindicadores de problemas de saneamiento en cuerpos de agua superficiales en el Valle de San Luis Potosí”

1. Introducción.
 2. Cauces y embalses del Valle de San Luis Potosí y problemas de saneamiento.
 3. Índice de monitoreo biológico con macroinvertebrados acuáticos.
 4. Índice de calidad del agua (ICA).
 5. Discusión de los resultados.
 6. Conclusiones.
- Referencias.

“MODOS ET CUNCTARUM RERUM MENSURAS AUDEBO”

A T E N T A M E N T E


DR. EMILIO JORGE GONZÁLEZ GALVÁN
DIRECTOR.

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
FACULTAD DE INGENIERÍA
DIRECCIÓN

Copia. Archivo.
*etn

www.uaslp.mx

Av. Manuel Nava 8
Zona Universitaria • CP 78290
San Luis Potosí, S.L.P.
tel (444) 826 2330 al39
fax (444) 826 2336

AGRADECIMIENTOS

A la **Universidad Autónoma de San Luis Potosí**, al **Centro de Investigación y Estudios de Posgrado** y a la **Facultad de Ingeniería**, por prestar sus instalaciones para el desarrollo de la investigación y de igual manera, a los profesores que forman parte de la institución quienes compartieron sus conocimientos que fueron base para el proyecto.

Al **Laboratorio de Ciencias Ambientales de Ingeniería Ambiental**, por permitirme hacer uso de equipos e instalaciones necesarios para llevar a cabo la metodología propuesta.

A la **Comisión Estatal del Agua**, por mostrar interés sobre el tema de investigación propuesto, brindarnos su apoyo para la realización de las campañas de muestreo y por confiar en que los resultados obtenidos serán base para futuras decisiones.

A mi asesor, **Dr. Cristóbal Aldama Aguilera**, por darme la oportunidad de realizar este proyecto, por tenerme la confianza y darme la libertad de tomar decisiones, por acompañarme durante todo el proceso y motivarme a ser mejor. Gracias por facilitarme todo lo que necesité y por abrirme las puertas desde el día que llegué a la Universidad.

A mis maestros, en especial a la **Dra. María Selene Berber Mendoza** y el **Dr. Luis Armando Bernal Jácome**, por compartirme sus conocimientos tanto en las clases como a lo largo del proyecto, por su disponibilidad a resolver mis dudas y darme la guía para realizar esta tesis.

A los Magister: **Patricia Avalos**, **Daniela Romano**, **José Alejandrez**, **Benjamín Cruz Y Carlos Espinoza** por todo el apoyo que me dieron durante el proyecto, por siempre estar disponibles cuando los necesité.

DEDICATORIA

Este trabajo quiero dedicárselo primeramente a Dios porque gracias a él logre mantenerme firme a lo largo de mi investigación y fue él quien me levanto en los momentos de caídas y dificultades recordándome siempre que debía esforzarme y ser valiente.

A mi madre, **Débora**, porque todo lo que hago es por y para ella. Gracias por siempre creer en mí y por alentarme en cada nuevo proyecto, por su amor infinito y su apoyo incondicional. A mi hermana y mi cuñado, **Claudia** y **Javier** por permanecer siempre a mi lado y ser de gran ayuda y apoyo en cada momento de mi vida.

¡Muchas Gracias!

CONTENIDO

RESUMEN	11
INTRODUCCIÓN	13
1.1. HIPOTESIS	17
1.2. OBJETIVOS	17
1.2.1. Objetivo general	17
1.2.2. Objetivos específicos.....	17
2. CAUCES Y EMBALSES DEL VALLE DE SAN LUIS POTOSÍ Y PROBLEMAS DE SANEAMIENTO.	18
2.1 HIDROLOGÍA.....	18
2.1.1. Región hidrológica 37, El Salado (RH-37).....	19
2.1.2. Cuenca Presa San José-Los Pilares y Otras.	21
2.1.3. Subcuenca Presa San José.....	21
2.1.4. Microcuenca de los ríos Santiago y Española.....	22
2.2. CUERPOS DE AGUA PERMANENTES	24
2.3. PROBLEMAS DE SANEAMIENTO.....	26
2.3.1. Drenaje de la Zona conurbada de San Luis Potosí	26
2.3.2. Lirio acuático en la presa San José.....	28
2.4. AREA DE ESTUDIO.	30
2.5. ANÁLISIS FÍSICOQUÍMICO DEL AGUA DE CUERPOS DE AGUA PERMANENTES EN EL VALLE DE SAN LUIS POTOSÍ.....	35
2.5.1. Variables físicas y químicas del agua	35
2.5.1.1. Oxígeno disuelto.....	35
2.5.1.2. Sólidos disueltos totales.....	36
2.5.1.3. Temperatura	36
2.5.1.4. Turbiedad.....	36
2.5.1.5. Conductividad eléctrica	37
2.5.1.6. pH.....	37
2.5.1.7. Fósforo total	37
2.5.1.8. Amoníaco (NH ₃), nitritos (NO ₂ ⁻) y nitratos (NO ₃)	38

2.5.1.9. Demanda bioquímica de oxígeno DQO.....	38
2.5.1.10. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)	39
2.5.2. Medición de los parámetros fisicoquímicos.....	40
2.5.3. Análisis estadístico	41
3. INDICE DE MONITOREO BIOLÓGICO CON MACROINVERTEBRADOS	
ACUÁTICOS	43
3.1. MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS	43
3.1.1. Coleópteros	43
3.1.2. Ephemeroptera	45
3.1.3. Odonata.....	46
3.1.4. Dípteros.	48
3.1.5. Hemiptera	49
3.1.6. Trichoptera.....	50
3.1.7. Amphípoda.	51
3.1.8. Podocopida.....	52
3.1.9. Basommatophora.	53
3.1.10. Glossiphoniiformes.....	54
3.2. RECOLECCION DE MACROINVERTEBRADOS.....	55
3.3. ÍNDICES DE DIVERSIDAD	56
3.4. BMWP (BIOLOGICAL MONITORING WORKING PARTY)	60
4. ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA.....	63
4.1. ESTADO ECOLÓGICO DE LOS CUERPOS DE AGUA SUPERFICIAL.....	63
4.2. ÍNDICE SIMPLIFICADO DE CALIDAD DE AGUA (ISQA)	65
5. DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS.....	68
5.1. Fisicoquímica del Agua	68
5.2. Índice Simplificado de Calidad del agua.....	86
5.3. Índices de diversidad.....	88
5.4. Índice de similitud y análisis canónico	110
.....	112
6. CONCLUSIONES.....	114
REFERENCIAS.....	116

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Regiones hidrológicas en el estado de San Luis Potosí (Ávalos, 2022).	19
Figura 2. Subcuenca Presa San José	22
Figura 3. Microcuenca de los ríos Santiago y Española (INTERAPAS, 2013).....	23
Figura 4. Drenaje de la Zona conurbada de San Luis Potosí (González et al., 2018)	28
Figura 5. Lirio acuático en la presa San José.....	30
Figura 6. Sitios de estudio.....	31
Figura 7. Caudal ecológico de la presa El Peaje	32
Figura 8. Caudal ecológico de la presa El Potosino	33
Figura 9. Caudal ecológico de la presa San José.....	34
Figura 10. Laguna de oxidación Tanque Tenorio.....	35
Figura 11. Fotografías tomadas en el microscopio de ninfas (larvas) de coleópteros pertenecientes a la familia Dytiscidae (A) e Hydrophilidae (B y C).	45
Figura 12. Fotografías tomadas al microscopio de las ninfas (larvas), mosca de mayo (Hexapoda: Ephemeroptera: Baetidae)	46
Figura 13. Fotografías tomadas al microscopio de las ninfas (larvas) de libélula (Hexapoda: Anisoptera: Aeshnidae)(A) y caballito del diablo (Hexapoda: Zygoptera: Coenagrionidae)(B).	48
Figura 14. Fotografías tomadas al microscopio de las ninfas (larvas) de Gusano cola de rata (Familia Syrphidae)(A), larva de mosquito (Familia Culicidae)(B) y Gusano de sangre (Familia Chironomidae)(C).	49
Figura 15. Fotografías tomadas al microscopio Chinchas de Agua (Familia Belostomatidae)(A),(Familia Notonectidae)(B) y (Familia Corixidae)(C).	50
Figura 16. Larva del orden Trichoptera (Familia Polycentropodidae).....	51
Figura 17. Aspecto general Amphipoda (Familia Gammaridae)	52
Figura 18. Podocopida (Familia Cyprididae)	53
Figura 19. Familias Planorbidae (A) y Physidae (B).	54
Figura 20. Familia Glossiphoniidae.....	55

Figura 21. Rango del ISQA para evaluar la calidad del agua.	67
Figura 22. A) Valores promedios de oxígeno disuelto en las estaciones de muestreo. B) Valores promedios de oxígeno disuelto durante los meses de muestreo.	69
Figura 23. A) Valores promedios de temperatura en las estaciones de muestreo. B) Valores promedios de temperatura durante los meses de muestreo.	70
Figura 24. A) Valores promedios de pH en las estaciones de muestreo. B) Valores promedios de pH durante los meses de muestreo.	72
Figura 25. A) Valores promedios de sólidos disueltos totales en las estaciones de muestreo. B) Valores promedios de sólidos disueltos totales durante los meses de muestreo.	74
Figura 26. A) Valores promedios de nitratos en las estaciones de muestreo. B) Valores promedios de oxígeno nitratos los meses de muestreo.	75
Figura 27. A) Valores promedios de conductividad eléctrica en las estaciones de muestreo. B) Valores promedios de conductividad eléctrica durante los meses de muestreo.	77
Figura 28. A) Valores promedios de fósforo total en las estaciones de muestreo. B) Valores promedios de fósforo total durante los meses de muestreo.	79
Figura 29. A) Valores promedios de turbidez en las estaciones de muestreo. B) Valores promedios de turbidez durante los meses de muestreo.	80
Figura 30. A) Valores promedios de DQO en las estaciones de muestreo. B) Valores promedios de DQO durante los meses de muestreo.	82
Figura 31. A) Valores promedios de DBO en las estaciones de muestreo. B) Valores promedios de DBO durante los meses de muestreo.	84
Figura 32. Clasificación de las aguas para los distintos cuerpos de agua presente en el Valle de San Luis Potosí de acuerdo al puntaje del ISQA	87
Figura 33. Abundancia relativa de los órdenes de insectos acuáticos colectados ..	88
Figura 34. Abundancia relativa de las familias de insectos acuáticos colectadas ..	93
Figura 35. Abundancia relativa de los géneros de insectos acuáticos colectados ..	95
Figura 36. Abundancia general de familias por sitios de muestreo	97
Figura 37. Abundancia general de géneros por sitios de muestreo.	98
Figura 38. Abundancia general de familia por estaciones del año.	99

Figura 39. Abundancia general de géneros por estaciones del año	100
Figura 40. Clasificación de las aguas para la presa El Peaje de acuerdo al puntaje del BMWP	104
Figura No. 41 Clasificación de las aguas para la presa El Potosino de acuerdo al puntaje del BMWP	105
Figura 42. Clasificación de las aguas para la presa San José de acuerdo al puntaje del BMWP.	106
Figura 43. Clasificación de las aguas para la parte Influyente de la Laguna de Oxidación Tanque Tenorio de acuerdo al puntaje del BMWP	107
Figura 44. Clasificación de las aguas para la parte Influyente de la Laguna de Oxidación Tanque Tenorio de acuerdo al puntaje del BMWP	108
Figura 45. Clasificación de las aguas para los distintos cuerpos de agua presente en el Valle de San Luis Potosí de acuerdo al puntaje del BMWP	109
Figura 46. Diagrama que muestra la similitud Jaccard entre los sitios de muestreo.	110
Figura 47. Diagrama que muestra la similitud Bray-Curtis entre los sitios de muestreo.....	111
Figura 48. Diagrama de Correspondencia Canónica que muestra la relación entre las familias de macroinvertebrados y los parámetros fisicoquímicos.....	112

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1, Clasificación de las familias de macroinvertebrados para el BMWP/Méx(Pineda <i>et al.</i> , 2014).	61
Tabla 2, Rangos de calidad según el BMWP (MINAE, 2007)	62
Tabla 3, Escala de clasificación del agua, conforme a la DQO (SEMARNAT, 2019).	¡Error! Marcador no definido.
Tabla 4, Escala de clasificación del agua, conforme a la DBO (SEMARNAT, 2019).	¡Error! Marcador no definido.
Tabla 5, Ecuaciones de cálculo empleadas para la determinación del ICA	66
Tabla 6, Lista taxonómica de familias de macroinvertebrados en los distintos cuerpos de agua superficiales en el valle de San Luis Potosí.	89
Tabla 7, Abundancia relativa por familia recolectadas en los distintos cuerpos de agua superficiales en el valle de San Luis Potosí.	92
Tabla 8, Índices de diversidad para los sitios de muestreos.	101
Tabla 9, Índices de diversidad por estaciones del año.....	102

RESUMEN

El índice de simplificado de calidad de Agua (ISQA) es una herramienta que permite evaluar el estado ecológico de un cuerpo de agua superficial o subterráneo, incorporando datos de múltiples parámetros fisicoquímicos en una ecuación matemática. Asimismo, en el Índice BMWP (Biological Monitoring Working Party), se usan macroinvertebrados acuáticos por las ventajas que presentan como su amplia distribución y su respuesta a las alteraciones dentro de su hábitat. En la localidad de Escalerillas se observa que la dotación de servicios, incluido el drenaje, no han sido cubiertos en su totalidad y desde 2017 se ha presentado lirio acuático en la presa San José como manifestación de la eutrofización debido al mal saneamiento y descargas al río Santiago. El río Españita, en sus aguas medias, se encuentra pavimentado y soterrado, y aguas abajo presenta un cauce a cielo abierto que atraviesa zonas urbanas, rural y agrícolas, pero conduce aguas residuales a la planta de tratamiento "Tanque Tenorio". Se realizaron colectas de agua e insectos durante las cuatro estaciones de septiembre de 2020 a agosto de 2021 en los caudales ecológicos de las presas El Peaje, El Potosino y San José, además de la laguna de maduración Tanque Tenorio del Valle de San Luis Potosí. Se midieron parámetros fisicoquímicos y el muestreo de macroinvertebrados se realizó con redes entomológicas y tamices, posteriormente se identificaron mediante la utilización de claves taxonómicas. La concentración de oxígeno disuelto (OD) fue mayor en los caudales ecológicos, el valor más alto fue en el caudal de la Presa el Potosino con 6.9 mg/L. En este caudal se obtuvieron los valores más bajos de demanda química de oxígeno (DQO) (55 mg/L), sólidos disueltos totales (TDS) (62 mg/L), conductividad eléctrica (CE) (123.7 μ S), NO₃⁻ (5.7 mg/L), fósforo total (P) (0.18 mg/L). Por el contrario, el influente de la laguna de maduración registró el valor más bajo de OD (0.7 mg/L) y los valores más altos de DQO (1310 mg/L), TDS (517 mg/L), CE (1033 μ S), NO₃⁻ (226 mg/L), P (9.6 mg/L). En cuanto a los organismos encontrados se recolectaron 3,393 especímenes de macroinvertebrados, representados en los Phylum Arthropoda, Mollusca, y Annelida, registrándose la presencia de 34 familias en total, los géneros más abundantes fueron *Culex*

(Diptera), *Baetis* (Ephemeroptera), *Chironomus* (Diptera). Los efemerópteros solo se encontraron en los caudales de las presas. Del análisis de los datos obtenidos se determinó que las aguas de los caudales ecológicos de las presas El Peaje y El Potosino presentaron calidad buena tanto para ISQA y BMWP, por su parte el caudal ecológico de la presa San José arrojó que sus aguas presentan una calidad regular para los índices BMWP y ISQA, mientras que la laguna de oxidación Tanque Tenorio tanto para su parte Influyente como Efluente arrojaron aguas de mala calidad.

INTRODUCCIÓN

A nivel mundial, el deterioro de la calidad del agua ha pasado por un proceso de cambio paralelo a las modificaciones de las actividades humanas, el crecimiento demográfico, la urbanización, la industrialización y los cambios progresivos en el uso de la tierra. Los contaminantes son cada vez más complejos y pueden estar directamente relacionados con la salud humana y con impactos importantes en los ecosistemas. Esto se traduce en un aumento de los costos de tratamiento para la purificación del agua y las aguas residuales, y afecta a los servicios de los ecosistemas (IANAS, 2019).

En México, el interés por la calidad del agua es relativamente reciente (de las últimas décadas), ya que la preocupación inicial siempre estuvo relacionada con la cantidad de agua. En las áreas de alta densidad poblacional, en el centro del país, se presenta la mayoría de los problemas de contaminación del agua por materia orgánica y contaminantes biológicos (IANAS, 2019).

Con base en las Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen por García, (2004) en 73.84% del territorio de San Luis Potosí se producen climas en los que la evaporación excede a la precipitación, éstos comprenden más de la mitad occidental del estado. En el estado de San Luis Potosí, la hidrografía presenta fuertes contrastes, en donde influye de manera importante lo accidentado de la configuración orográfica y diferencias climatológicas abruptas. La Sierra Madre Oriental marca dos zonas bien diferenciadas en la entidad. La primera es la zona suroriental, con climas cálidos y semicálidos tanto húmedos como subhúmedos con abundantes precipitaciones y ríos permanentes; Esta porción forma parte de la Región Hidrológica 26, Pánuco. La segunda es la zona occidental, donde el clima es seco y semiseco, las corrientes de agua son de carácter intermitente, por lo regular se forman en la temporada de lluvias y su curso es reducido, ya que generalmente desaparecen en las llanuras, debido a filtración y evaporación. Esta zona forma parte de la Región Hidrológica 37, El Salado (INEGI, 2002).

La zona conurbada de San Luís Potosí se ubica en la región hidrológica No. 37 “El Salado”, caracterizada por cuencas de drenaje endorreico. La precipitación total anual va de 300 a poco más de 400 mm(INEGI, 2002). Actualmente, La Zona Metropolitana de San Luís Potosí (ZCSLP) dispone de cuatro presas, que son: presa San José sobre el Río Santiago, presa El Peaje sobre el Arroyo Grande o Azul, presa El Potosino sobre el Arroyo El Potosino y presa Cañada de Lobo sobre el Río Española; las tres primeras presas son utilizadas como fuente de abastecimiento para la ZCSLP, reteniendo su potencial hidrológico para aprovechamiento en la zona. La presa Cañada de Lobo también opera para control de avenidas, sin que se aproveche su almacenaje temporal para consumo doméstico, aunque potencialmente puede aprovecharse estimándose una capacidad útil de cuando menos 0.8 Mm³ (INTERAPAS, 2011).

Para proteger el acuífero y promover el reúso de aguas residuales en la agricultura y la industria, el gobierno estatal implementó un Plan Integrado de Saneamiento y Reúso de Agua. Desde entonces, se han construido siete plantas de tratamiento de aguas residuales en la región, tratando la mayor parte de las aguas residuales del área metropolitana y reutilizando el 100 por ciento de las aguas residuales tratadas. El Plan de Saneamiento y Reúso de Agua ha tenido beneficios económicos, ambientales y sociales para la zona y la comunidad, tal es el caso de la planta de tratamiento de aguas residuales Tenorio-Villa de Reyes. (World Bank Group., 2018).

Las zonas de riego agrícola ubicadas al norte y oriente de la ciudad de San Luis Potosí, así como al noreste y oriente en Soledad de Graciano Sánchez, aún en zonas localizadas en forma dispersa en la mancha urbana, han sido alimentadas con aguas residuales sin tratamiento, provenientes de los canales principales de la zona conurbada y de los cuerpos receptores de “El Morro” y “Tanque Tenorio” o de los cauces o canales superficiales principales como son el “Río Santiago” y el “Río Española”, éstos últimos que en temporada de lluvias conducen en forma mezclada el agua pluvial con las aguas sanitarias generadas en los centros de población (Estrada, 2013).

La zona no delegacional de San Luis Potosí, es en la que están comprendidas las localidades rurales que se encuentran ubicadas fuera de la mancha urbana. La localidad de Escalerillas es parte de esta zona y se observa que, en cuanto a la dotación de servicios, estos no han sido cubiertos en su totalidad; lo cual es más grave aún por un crecimiento de la población y de los asentamientos humanos, provocando que la dotación de servicios sea aún más difícil de proporcionar y se tengan efectos como la contaminación del agua de los ríos por verter las aguas residuales a estos. La problemática es que, el mal estado en que se encuentra la red de drenaje y la falta de funcionamiento de la planta tratadora, ha provocado que el agua residual se deseché al río mezclándose con el agua limpia, y haciendo evidente la contaminación del agua (Hernández, 2016).

Desde finales de 2017 se ha reportado la proliferación del lirio acuático en la presa San José hasta la fecha (Avalos, 2020). La planta tiene un elevado índice de evapotranspiración, es decir, es tres veces mayor que la pérdida normal por evaporación del agua (Cardona *et al.*, 2008), impide el paso de la luz al fondo del cuerpo de agua lo que trae como consecuencia la eliminación de micro algas que son el alimento de peces, crustáceos y otros organismos. También disminuye la cantidad de oxígeno disuelto (OD) del que depende la fauna y promueve la proliferación de vectores de enfermedades (Rai & Datta, 1979).

Los ecosistemas fluviales son sistemas complejos y biodiversos en los que ocurren una serie de procesos físicos y químicos que envuelven a las comunidades biológicas dentro de una dinámica espacial y temporal (Allan, 1995). Determinar mediante la caracterización física y química de muestras de agua y su comparación con normas y estándares de calidad. En México, opera la Red Nacional de Monitoreo con 5028 sitios, distribuidos a lo largo y ancho del país. Adicional a los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos monitorizados por la Red, a partir de 2005 se han realizado monitoreos biológicos en algunas regiones del país, los cuales permiten evaluar la calidad del agua utilizando métodos sencillos y de bajo

costo, tales como el índice de diversidad con organismos bentónicos (CONAGUA, 2018).

Los insectos acuáticos son uno de los principales grupos de mayor diversidad en los sistemas fluviales debido a su variabilidad espacio-temporal y a la capacidad que tienen de colonizar los diferentes tipos de hábitat, siendo importantes en el funcionamiento de estos ecosistemas debido a su participación en procesos funcionales, tales como el reciclaje de nutrientes y transferencia de energía a través de las redes tróficas, los cuales contribuyen a mantener el equilibrio ecológico (Rodríguez *et al.*, 2009).

El uso de bioindicadores se está proponiendo como una nueva herramienta para conocer la calidad del agua, esto no quiere decir que desplace al método tradicional de los análisis fisicoquímicos. Su uso simplifica en gran medida las actividades de campo y laboratorio, ya que su aplicación solo requiere de la identificación y cuantificación de los organismos basándose en índices de diversidad ajustados a intervalos que califican la calidad del agua. (Vázquez Silva *et al.*, 2006)

En el presente estudio se tomaron muestras de agua y macroinvertebrados presentes en los caudales ecológicos de las Presas El Peaje, El Potosino, San José, y el Tanque Tenorio. Se valoraron las características de la comunidad de macroinvertebrados en relación con las condiciones fisicoquímicas que se están presentando en los distintos cuerpos de agua, con la finalidad de establecer las condiciones de la calidad de agua.

1.1. HIPOTESIS

Las variables fisicoquímicas de los cuerpos de agua de la capital potosina definen la estructura física del hábitat acuático que a su vez determina la diversidad y abundancia de macroinvertebrados de los caudales ecológicos de las presas El Peaje, El Potosino, San José y en la laguna de oxidación Tanque Tenorio.

1.2. OBJETIVOS

1.2.1. Objetivo general

- Asociar la presencia de macroinvertebrados con los problemas de saneamiento ambiental en cuerpos de agua superficiales permanentes en el Valle de San Luis Potosí

1.2.2. Objetivos específicos

- Determinar el índice de calidad del agua (ICA) de causes y embalses permanentes asociados al Río Santiago y al Río Españita del Valle de San Luis Potosí mediante el análisis de parámetros fisicoquímicos.
- Establecer el Índice de Monitoreo Biológico (BMWP) para asociar el grado de contaminación de los cuerpos de agua y su temporalidad.
- Identificar los problemas de saneamiento ambiental presentes en los distintos puntos de muestreo mediante la relación entre el ICA y el BMWP.

2. CAUCES Y EMBALSES DEL VALLE DE SAN LUIS POTOSÍ Y PROBLEMAS DE SANEAMIENTO.

2.1 HIDROLOGÍA

La hidrografía del territorio potosino tiene orígenes, expresiones y comportamientos claramente diferenciados. En el Altiplano está formada por un conjunto de cuencas cerradas y endorreicas, por corrientes de temporal, mantos subterráneos y algunos manantiales. En la región Media, por manantiales, cuencas cerradas y, de mayor importancia, los sistemas hidrológicos de la cuenca del Río Verde y el río Alaquines. En la Huasteca se localizan los recursos hidráulicos más abundantes del estado, cuyos sistemas hidrológicos están constituidos por arroyos de caudal permanente, gran cantidad de manantiales, lagunas y la cuenca del río Pánuco, una de las más importantes del país (Monroy & Calvillo, 2010).

Las aguas superficiales del Estado de San Luis Potosí están distribuidas en tres regiones hidrológicas: RH37 “El Salado”, RH26 “Pánuco” y RH12 “Lerma-Santiago”. La región hidrológica 26 “Pánuco” (RH26) cubre el 43.38% de la superficie estatal, drenando las aguas a través de los ríos Verde, Santa María, Tampaón (Tamuín) y Moctezuma hacia el río Pánuco para finalmente verter sus aguas al Golfo de México. Las cuencas de esta región hidrológica y la porción del territorio estatal que cobijan son: Río Tamuín (36.49%), Río Moctezuma (4.8%), Río Pánuco (1.23%) y Río Tamesí (0.86%). Por su parte la región hidrológica 12 “Lerma-Santiago” (RH12) solo cubre el 0.11% del territorio estatal, abarcando una pequeña región al suroeste de la entidad (PARATODOMEXICO, 2019).

2.1.1. Región hidrológica 37, El Salado (RH-37)

La región hidrológica 37 “El Salado” (RH37) Cubre el 56.51% de la superficie estatal, abarcando el occidente y parte del centro de la entidad. Es una vertiente interna de cuencas cerradas, que se caracterizan por la presencia de corrientes temporales poco caudalosas y de cursos reducidos, que desaparecen en las llanuras por la filtración y la evaporación. Las cuencas de esta región hidrológica y la porción del territorio estatal que cobijan son: Presa San José-Los Pilares y otras (18.03%), Matehuala (14.83%), San Pablo y otras (12.17%), Sierra Madre (6.82%), Fresnillo-Yesca (3.97%), Sierra de Rodríguez (0.65%) y Sierra Madre Oriental (0.04%) (PARATODOMEXICO, 2019)(Figura 1)

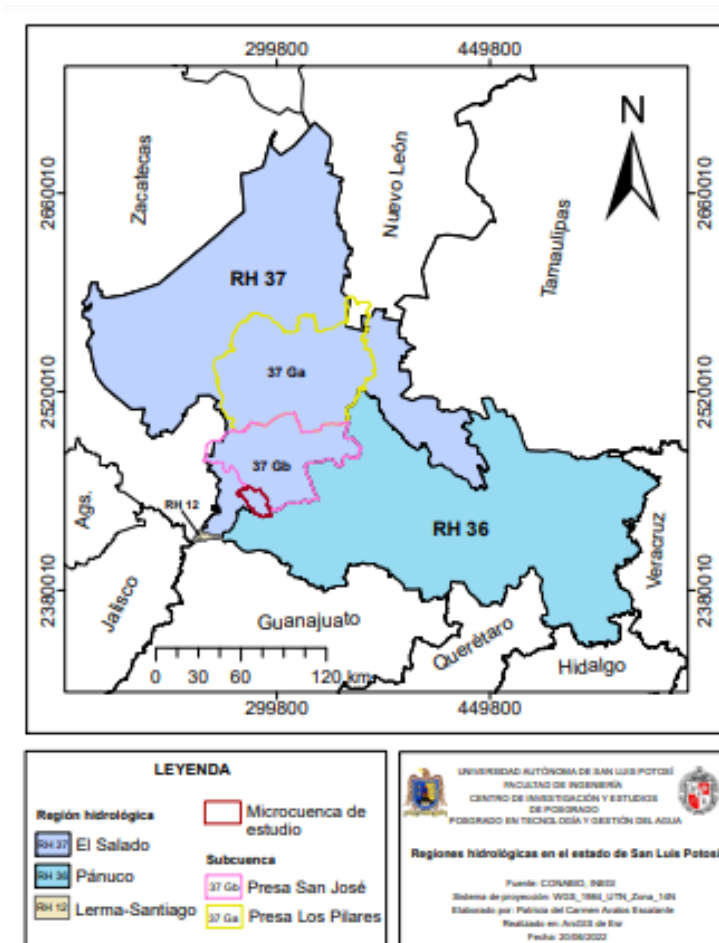


Figura 1. Regiones hidrológicas en el estado de San Luis Potosí (Ávalos, 2022).

La región carece de ríos, sólo torrenteras y arroyos que desaguan en lagos o aguazales, aguas de temporal que se pierden en algún sótano de una región de Carso. Las cuencas endorreicas del Salado son varias. Las más importantes son las de San Luis Potosí, Mexquitic, Ahualulco, Matehuala y Cedral. En las cuencas cerradas del Altiplano revisten extraordinaria importancia las aguas subterráneas, especialmente las de los acuíferos localizados en Villa de Arista, Municipio de San Luis Potosí y Villa de Reyes (Monroy & Calvillo, 2010).

En la época de lluvias se forman corrientes conocidas con los nombres de Santiago, en el municipio de San Luis Potosí, que alimenta la presa de San José; Saucito, Paisanos y Mexquitic, que almacenan sus aguas en la presa Álvaro Obregón; hacia el este la de la Tinaja y Barranca y al sur Española. Estos arroyos van disminuyendo de profundidad conforme se acercan al centro de la planicie; las mayores pérdidas de agua se deben a la evaporación, que es muy elevada (Monroy & Calvillo, 2010).

En la región del Altiplano nos encontramos con zonas de sótanos que absorben toda el agua que escurre de las sierras que los rodean y forman drenes subterráneos que corren a grandes profundidades en las regiones de Carso. Cuando las aguas se filtran a poca profundidad, como es el caso de las zonas semidesérticas, los mantos llegan a perderse por evaporación. En el Valle de San Luis, que es una cuenca cerrada, el agua de los arroyos del poniente, que por ser riolítica no absorbe el agua de las lluvias, arroja grandes volúmenes después de cada tormenta, agua que se estanca en las partes bajas del valle donde se forman pantanales (Monroy & Calvillo, 2010).

Los únicos cuerpos profundos de agua que hay en el Altiplano son los artificiales, formados por muros de retención o presas, como las de San José, del Peaje, El Potosino, Cañada del Lobo.

2.1.2. Cuenca Presa San José-Los Pilares y Otras.

Se encuentra en la región centro-occidente de la entidad y cubre 17.95% de su extensión (Figura 1). Limita al norte con la cuenca Matehuala, al este con la cuenca Sierra Madre, al sur y sureste con la Región Hidrológica 26, Pánuco; al oeste y suroeste con la cuenca San Pablo y otras. En esta cuenca destacan algunas sierras por la gran cantidad de corrientes superficiales de carácter intermitente, sobresalen entre otras, los arroyos Las Magdalenas, Cañada Verde, Palomas, Potrerillos, Ojo de Agua, El Laurel, El Tepozán, El Tule, Bocas, Calabacillas, San Pedro e Independencia.

El clima predominante en esta región nos indica que la temperatura media anual es de 16° a 22°C y la precipitación total anual registrada es de 500 mm en el norte de la cuenca y de 200 mm en la parte sur de la misma. (INEGI, 2002).

Existen en la parte norte de la cuenca algunos bordos que captan escurrimientos para uso de abrevadero y doméstico, mientras que en la parte sur se tiene como infraestructura la presa de almacenamiento Álvaro Obregón sobre el río Mexquitic, cuyo uso es para riego y abastecimiento de agua potable a la cabecera municipal de Mexquitic de Carmona, con una capacidad de conservación útil de 4.98 millones de metros cúbicos (Mm³). Además, se encuentra un sistema de presas cuyo uso principal el aporte para el abastecimiento de agua potable a la ciudad de San Luis Potosí. Incluye las subcuencas a, Presa Los Pilares y b, Presa San José (Figura 3) (INEGI, 2002).

2.1.3. Subcuenca Presa San José

El río Santiago es la principal corriente de esta subcuenca. Se origina de los escurrimientos que procede de una serie de pequeñas sierras situadas al poniente de la ciudad de San Luis Potosí. Sobre estas corrientes se tiene dos aprovechamientos; las presas El Peaje, El Potosino y San José, que sirve para

abastecer de agua potable de la ciudad de San Luis Potosí. Las corrientes más importantes que aportan al río Santiago son los arroyos Las Cabras, El Grande O Azul, Las Escobas o El Muerto y el río Potosino. También son importantes los ríos Mexquitic, y Española, así como los arroyos Paisanos y San Antonio (RELACIGER, 2022).

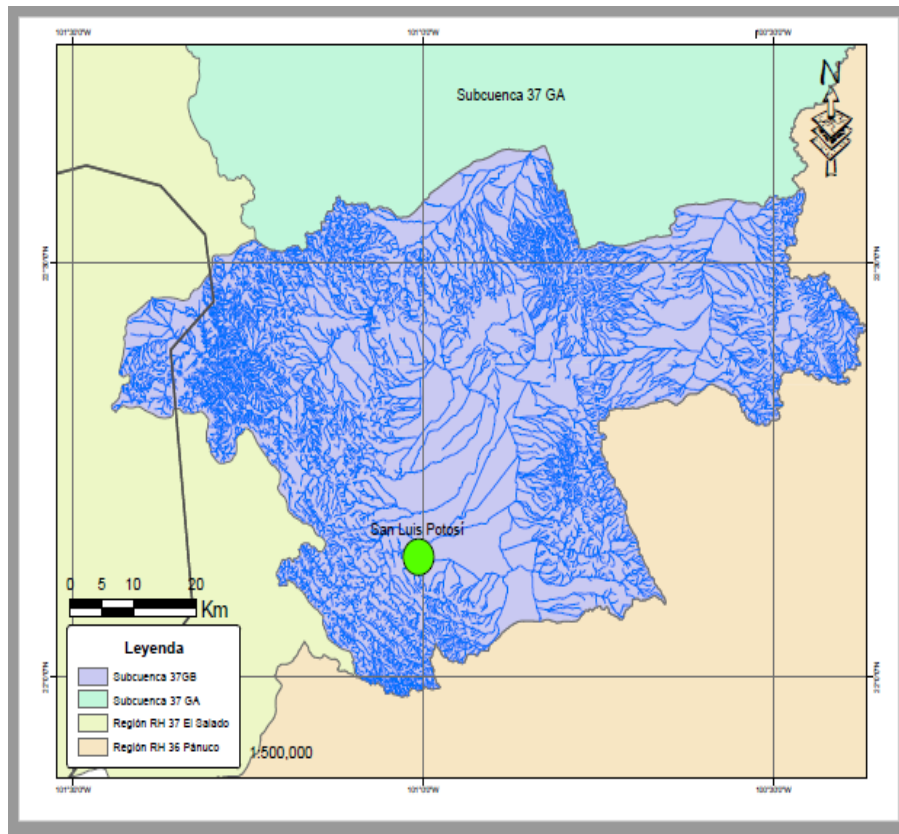


Figura 2. Subcuenca Presa San José

2.1.4. Microcuenca de los ríos Santiago y Española

Los ríos Santiago, Española y Paisanos son los tres cauces principales de la ZMSLP pertenecen a la región hidrológica El Salado, una de las vertientes interiores más importantes en extensión de México. Según la Comisión Nacional del Agua, las corrientes de esta región “tienen régimen intermitente, no tienen el carácter de propiedad nacional, y no se encuentran instrumentadas hidrométricamente, es

decir, no se cuenta con información de gastos sobre las mismas” (CONAGUA, 2009).

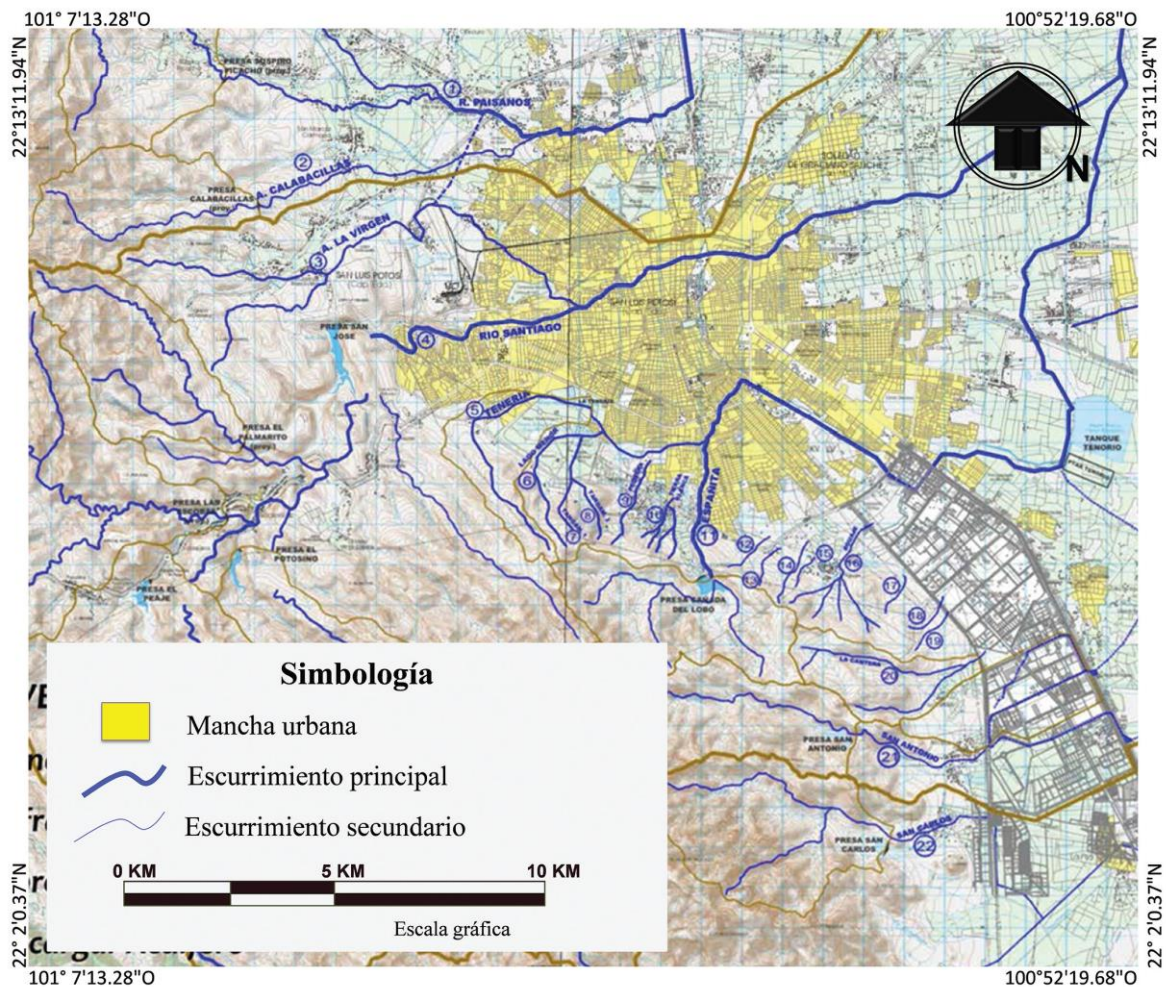


Figura 3. Microcuenca de los ríos Santiago y Españaita (INTERAPAS, 2013).

El río Santiago tiene una extensión aproximada de 70 km, desde el nacimiento de uno de sus afluentes en las inmediaciones de la sierra de San Miguelito, hasta su desembocadura en las lagunas de la Tinaja, al noreste de la ZMSLP (INEGI, 2017).

A lo largo del siglo XVIII y principios del XIX, el río Españaita era considerado el cauce más importante para el abastecimiento de agua en la ciudad (Hernández, 2010). Sus aguas corrían desde el manantial de la Cañada del Lobo enclavado en la Sierra

de San Miguelito, área que representa el 3.75 % del total de la subcuenca Presa San José (INEGI, 2017).

El cauce del río Paisanos está ubicado en la porción norte del valle de SLP y está interconectado a la altura de la carretera San Luis Potosí–Zacatecas mediante un dren artificial de 2.8 km con los arroyos La virgen, Calabacillas y Clavellinas (que bajan de la sierra de San Miguelito); posteriormente, el arroyo Paisanos continúa en un tramo de 9.5 km hasta descargar en la parte norte de la ciudad (HASLP, 2003) .

El río Paisanos corre casi paralelo al Santiago, 4.2 km al norte. A diferencia de los ríos anteriores, ninguno de sus tramos ha sido pavimentado, por lo que conserva flora y fauna riparia a lo largo de todo su cauce. Sin embargo, tanto los ríos que lo alimentan como su cauce han sufrido alteraciones derivadas de la actividad agrícola y del crecimiento urbano. La cuenca del este río se divide en tres: río arriba, al este, el cauce es alimentado por 5 afluentes tributarios, cuya altitud y extensión máxima es de 2 478 m s. n. m. y 38 km respectivamente, y confluyen en la intersección del río con la carretera Zacatecas (González-Rojas *et al.*, 2018).

2.2. CUERPOS DE AGUA PERMANENTES

Existen en la subcuenca algunos bordos que captan escurrimientos para uso de abrevadero y doméstico. Se encuentra la presa Gonzalo N. Santos (El Peaje) sobre el arroyo Grande, tributario del río Santiago, con capacidad útil de 8.0 Mm³ y la presa San José, aguas abajo sobre el mismo río Santiago, con capacidad útil de 7.36 Mm³, ambas tienen como uso principal el aporte de 10.0 Mm³ por año para el abastecimiento de agua potable a la ciudad de San Luis Potosí. (INEGI, 2002).

El caudal ecológico que parte de la presa El Peaje, tiene una extensión aproximada de 5.94 kilómetros hasta donde empieza la cola de la presa San José. Por su parte el caudal ecológico de la presa El Potosino tiene una longitud aproximada de 3.1 kilómetros y este finaliza hasta la corriente del río Santiago que viene procedente de la presa El Peaje. La presa San José tiene un caudal ecológico 3.7 kilómetros

que finaliza hasta el comienzo de la avenida Río Santiago ya que aquí el río se encuentra pavimentado y soterrado.

La parte media del río Santiago tiene una extensión total de 17.7 km, de los cuales 12.8 km fueron entubados y pavimentados en tres etapas: 1985, 1992 y 2016. La totalidad de esta sección del río se encuentra dentro de la mancha urbana y su cauce recorre más de 23 colonias con 84 170 habitantes. Aguas abajo, el cauce a cielo abierto se reintegra al paisaje, conduciendo parte de las aguas negras de la ZMSLP y escurrimientos pluviales (González-Rojas *et al.*, 2018).

El colector principal del río Santiago, cuyos escurrimientos desembocan en lagunas de inundación e infiltración 40 km al este de la ZMSLP (Contreras & Galindo, 2008)

La red hídrica del río Españita se divide en dos. La primera parte está compuesta por una serie de afluentes que nacen al sur poniente de la capital y recorren diferentes colonias a manera de canal intraurbano, para luego conformar un brazo hídrico que aparentemente desembocaba en una serie de pequeños cuerpos hídricos, en lo que antes se conocía como los charcos de Santa Ana. Desde este punto, la parte media del río forma un solo brazo hídrico de 16.5 km con dirección variable. Este tramo se encuentra actualmente pavimentado; una parte alberga un parque lineal con espacios de convivencia y recreación, y otra parte es una vialidad vehicular. Finalmente, aguas abajo, el río desemboca en el Tanque Tenorio, en dónde se encuentra la planta de tratamiento de agua más grande de la ZMSLP (González-Rojas *et al.*, 2018).

Finalmente, el río Paisanos reaparece a unos kilómetros de las lagunas de inundación, recorriendo 15 kilómetros aproximadamente de campos de cultivo y áreas silvestres para desembocar en las lagunas del Palmarito, Arenas y Cerro Prieto, a una altitud de 1 824 msnm. en donde también desemboca el río Santiago (González-Rojas *et al.*, 2018).

2.3. PROBLEMAS DE SANEAMIENTO

2.3.1. Drenaje de la Zona conurbada de San Luis Potosí

El Saneamiento básico en el mundo un poco más de 2,600 millones de personas que es el 40% de la población mundial carecen de instalaciones básicas de saneamiento, el 80% de las enfermedades son causadas por agua contaminada. Más de 1000 millones de personas en el mundo utilizan aún fuentes de agua no aptas para el consumo. 3.4 millones de muertes al año están relacionadas con la contaminación del agua. En México somos más 112,336,538 habitantes, tenemos el 11° lugar de los países más poblados. En México el 10% carece de agua potable, el 43% no tiene instalaciones sanitarias mínimas. El 77% de la población vive en región semiárida, que son 2/3 de territorio nacional, 102 de los 653 acuíferos del país están sobreexplotados (INTERAPAS, 2013).

El uso del agua se divide en: 27.6% de las aguas residuales captadas de los centros urbanos es tratada, de 30% a 50% del agua para abastecimiento público se pierde por fugas en las redes y domicilios. Por su parte el acuífero de San Luis Potosí es el de mayor importancia ya que abastece a casi el 50% de la población del estado y enfrenta serios problemas de sobreexplotación, pues se extrae el doble de la recarga. Para atenuar el problema se aprovecha el caudal de la presa El Realito, lo que ha permitido dejar de operar un número significativo de pozos del sistema que actualmente abastece a la zona conurbada (INTERAPAS, 2013).

Actualmente, es tratado un caudal de 1,935 litros por segundo, que representa el 74% de las aguas residuales que se generan en la zona metropolitana de San Luis Potosí a través de las plantas Tanque Tenorio con 1,050 Lps., Norte con 400 Lps. y Tangamanga I con 110 Lps y II con 40 Lps., respectivamente, además de la operación de 48 plantas privadas tanto del sector industrial como de fraccionamientos y clubes sociales. Es agua tratada que se reutiliza para procesos industriales y riego de áreas verdes (INTERAPAS, 2013).

La situación del drenaje pluvial en la ZMSLP es crítica, pues está localizada dentro de una cuenca endorreica (cerrada) de aproximadamente 1,800 km², cuyo perfil urbano de altitud está delimitado al Suroeste de la ZMSLP –cota máxima de 2,050 msnm- con pendiente en diagonal con tendencia al Noreste – cota mínima de 1,850 msnm. Las corrientes principales de la cuenca son: el río Santiago como corriente principal, el Arroyo de la Garita, mismo que alimenta el Tanque de la Tenería dentro del Parque Tangamanga I para continuar con el denominado Canalón ubicado por la calle de Urbano Villalón hasta su descarga en el río Españita, para unirse éste con el Río Santiago a la altura de la comunidad de Palma de la Cruz y por último el río Paisanos haciendo notar que al poniente de la mancha urbana, el Arroyo la Virgen fue desviado junto con las corrientes Calabacillas y Clavellinas hasta el Río Paisanos, alterando completamente el tamaño de la cuenca y el funcionamiento hidrológico del río Paisanos, mismo que no cuenta con una descarga natural de sus efluentes. Una vez que el río Españita y el río Santiago se unen en el sitio antes mencionado, su cauce desemboca en predios de los ejidos de Milpillas, SGS, la Tinaja y los Urbano y dirigirse al punto más bajo del río Santiago que se encuentra más adelante, en la comunidad llamada La Tinaja donde regula las aguas el tanque de la Cardona y la laguna del pato y sus excedencias desembocan en una zona agrícola denominada el llano (INTERAPAS, 2018).

Por su parte La PTAR Tanque Tenorio es la planta más grande en el área metropolitana de San Luis Potosí, que trata el 45 % de las aguas residuales totales generadas por la ciudad y parte del agua industrial. Inició su operación comercial en 2004, primer proyecto en México con capacidad de producir múltiples calidades de agua reciclada para su reúso en industria, riego agrícola, restauración de la cuenca contribuyendo así a la mejora del medio ambiente. Su construcción tuvo tres objetivos fundamentales ampliar la cobertura de tratamiento del agua residual en la zona metropolitana del estado, reutilizar el efluente para riego de las zonas agrícolas que se regaban con aguas negras sin ningún tratamiento y evitar el uso de agua del acuífero en las torres de enfriamiento en la Central Termoeléctrica de la CFE en Villa de Reyes.

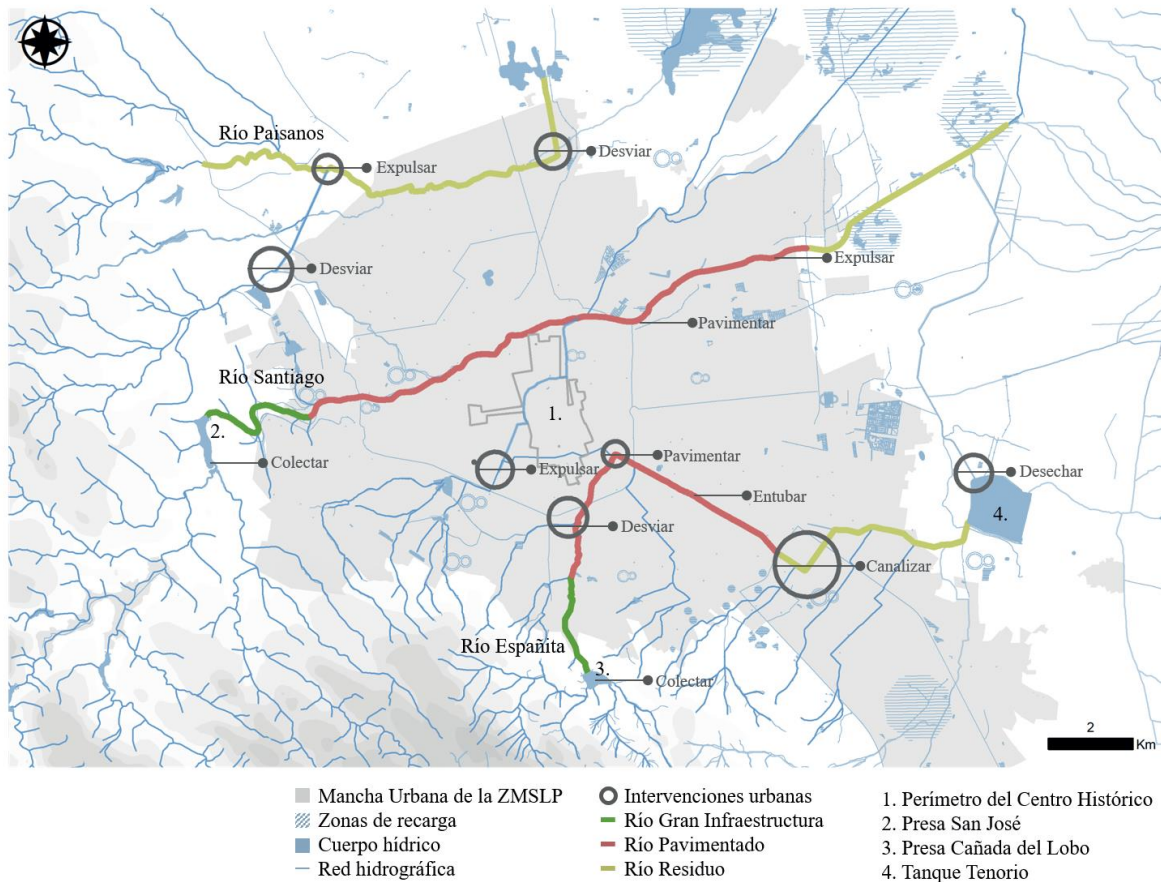


Figura 4. Drenaje de la Zona conurbada de San Luis Potosí (González *et al.*, 2018)

2.3.2. Lirio acuático en la presa San José

Desde finales del 2017, se ha presentado la proliferación del lirio acuático en la presa San José hasta la fecha. El lirio acuático (*Eichhornia crassipes*), es una monocotiledónea de la familia Pontederiaceae (Patel, 2012), de agua dulce, originaria de la cuenca del Amazonas y naturalizada en los países tropicales y subtropicales de América del Sur. Esta planta ha invadido África, Asia y América del Norte (Gao & Li, 2004).

Como especie invasora presenta múltiples peligros, que van desde los ecológicos y económicos, hasta los sociales (Patel, 2012). Su reproducción vegetativa y rápida tasa de crecimiento (Havel *et al.*, 2015), provoca que impacte el flujo de agua, bloquee la luz solar y evite que llegue a las plantas acuáticas nativas, lo que conlleva

a una disminución del oxígeno, alteración de la estructura y función del ecosistema e interrupción de la cadena alimentaria y el ciclo de nutrientes (Bhattacharya & Pawan, 2010; Khanna *et al.*, 2011). Su crecimiento acelerado contribuye al fenómeno de eutrofización de los cuerpos de agua y su lenta descomposición genera malos olores y bajo nivel de higiene, lo cual ocasiona que dichas aguas no sean aptas para el consumo (Gaertner *et al.*, 2016).

El lirio puede tolerar amplias variaciones en la concentración de nutrientes, en la temperatura y en los niveles de pH. El pH óptimo para su desarrollo se encuentra entre 6 y 8; crece en un rango de temperatura que va de 1 hasta 40 °C, parece que es sensible a temperaturas menores de 1 °C. Su desarrollo óptimo se encuentra entre 25 y 27,5 °C (Malik, 2007) y a temperaturas mayores a 33 °C se reduce su tasa de reproducción (Gakwavu *et al.*, 2012). El crecimiento del lirio acuático se ve favorecido con el nitrógeno (Heard & Winterton, 2000). Altas concentraciones de sal (6-8 %) tienen efecto letal inhibitorio para su crecimiento (Malik, 2007). Además, una baja humedad relativa del aire (15-40 %) puede ser un factor limitante para su crecimiento (Gakwavu *et al.*, 2012).

El lirio se encuentra en cuerpos de agua tropicales y subtropicales, donde las concentraciones de nutrientes del agua son, por lo general, altas, debido a la escorrentía agrícola, la deforestación y el tratamiento insuficiente de las aguas residuales.

E. crassipes forma densas alfombras que pueden cambiar el ambiente físico y químico del cuerpo de agua en el que se desarrolla, altera la estructura del ecosistema, así como la cadena alimenticia y ciclos de nutrientes. Las esteras formadas por el lirio acuático, interfieren con el transporte de agua, la agricultura, las actividades turísticas, etc. Las altas densidades de lirio acuático, pueden disminuir los niveles de oxígeno disuelto en los cuerpos de agua, lo que provoca la reducción de la fauna acuática (Villamagna & Murphy, 2010). Cuando esta macrófita muere, se hunde y descompone, lo que vuelve el agua más eutrófica, debido a la gran cantidad de nutrientes. La calidad del agua se deteriora y se ve amenazada, lo que provoca un impacto directo sobre la salud humana (Gaertner *et al.*, 2016).

Dentro de los problemas de salud, el lirio constituye el hábitat para el desarrollo de organismos vectores de plagas y patógenos como la filariosis, la helmintiasis, el dengue, la encefalitis, el paludismo, la fiebre amarilla, entre otras (MarchMifsut & Martínez-Jiménez, 2007).



Figura 5. Lirio acuático en la presa San José.

2.4. AREA DE ESTUDIO

La zona metropolitana del valle de SLP se encuentra al suroeste del estado y comprende tanto la capital del estado como los municipios de Soledad de Graciano Sánchez y Cerro de San Pedro, aunque también comprende una pequeña porción de los municipios de Mexquitic de Carmona y Zaragoza. La cuenca superficial en el valle de SLP es endorreica (el agua no tiene salida fluvial hacia el océano), cuenta con un área de 1,980 km² y se localiza entre las siguientes coordenadas geográficas: 22° 28' y 21° 54' de latitud norte y 101° 05' y 100° 45' de longitud oeste; pertenece a la Región Hidrológica Número 37, denominada El Salado (COTAS, 2005).

La planicie en esta zona tiene una altura promedio entre 1,850 a 1,900 msnm y está limitada en el oeste por la sierra de San Miguelito (altura 2,780 msnm) y en el este por la sierra de Álvarez (altura 2,300 msnm). Al norte, el límite se ubica sobre la sierra de la Melada y al sur sobre la sierra de San Miguelito y la planicie Jaral de Berrios-Villa de Reyes (Escolero *et al.*, 2017)

Para este estudio se seleccionaron los caudales ecológicos de las presas El Peaje, El Potosino, San José y la Laguna de Oxidación de la PTAR Tanque Tenorio estos ubicados en la ZMSLP, las cuales fueron seleccionadas teniendo en cuenta las siguientes características: Como la accesibilidad a los puntos de muestreos y Distancia entre una y otra. para posteriormente hacer la colecta de agua e insectos, que posteriormente se trasladaron al laboratorio de Ciencias Ambientales de la UASLP conservándolas frías con la ayuda de geles congelantes para su posterior análisis *ex situ*.

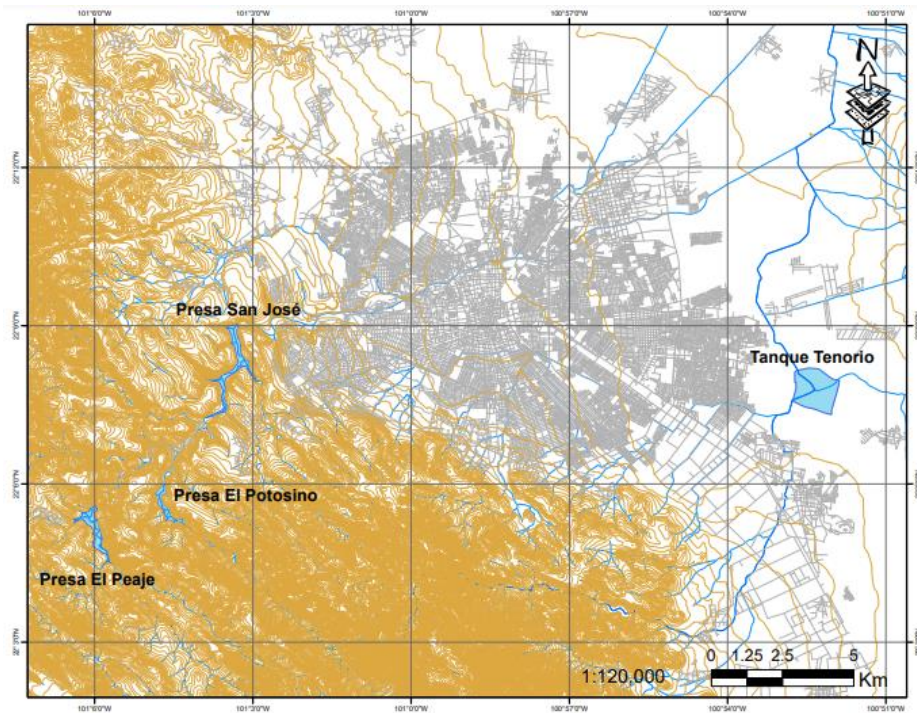


Figura 6. Sitios de estudio

La presa El Peaje (Gonzalo N. Santos) se localiza geográficamente en las coordenadas $101^{\circ} 04' 51''$ de longitud oeste y $22^{\circ} 05' 35''$ de latitud norte, a una elevación de 2,031 MSNM. La corriente que llega a esta presa es el Arroyo Grande o Azul. Este tiene sus orígenes a 16 km al S.S.W. de la ciudad de San Luis Potosí,

en el Cerro El Hormiguero, a 2,600 msnm, es uno de los principales afluentes del Río Santiago, tiene una dirección general N.W. y la longitud total de su cauce principal es de 16 km (INTERAPAS, 2011).



Figura 7. Caudal ecológico de la presa El Peaje

La presa El Potosino se localiza geográficamente en las coordenadas 22° 06' 01" de latitud norte y 101° 04' 41" de longitud oeste y, a una elevación de 1965 MSNM. Esta obra fue analizada y diseñada, exclusivamente para el control de avenidas, operando de tal manera que los gastos de descarga de la presa San José, ubicada aguas abajo, no superaran la capacidad de conducción del río Santiago a su paso por la zona conurbada de San Luis Potosí-Soledad de Graciano Sánchez (INTERAPAS, 2011).



Figura 8. Caudal ecológico de la presa El Potosino

La presa San José se localiza a unos 8 km. al oeste del centro de la ciudad de San Luís Potosí, en el municipio de la capital del estado y a aproximadamente a 15 km. aguas abajo de la presa El Peaje. Su cuenca hidrográfica integra un área drenada de 264.6 km² superficie que comprende las cuencas de las Presas El Peaje y El Potosino, ubicadas aguas arriba, y su cortina se localiza en las coordenadas 22° 09' 00" de latitud norte y 101° 03' 15" de longitud oeste y. La corriente de esta presa es el Río Santiago; que está formada por varios arroyos que tienen sus orígenes en pequeñas sierras situadas al oeste de la ciudad de San Luís Potosí que dan origen al Arroyo Grande o Azul y al Arroyo Las Cabras, cuyos escurrimientos libres y/o regularizados son captados por el vaso de la Presa de San José (INTERAPAS, 2011).



Figura 9. Caudal ecológico de la presa San José.

El “Tanque Tenorio” está ubicado al oriente de la Ciudad de San Luis Potosí, originalmente era una depresión natural donde se formaba un cuerpo de agua intermitente; a partir de la década de los 70’s se comenzó a usar para descargar aguas residuales municipales en forma continua. Actualmente ocupa una superficie de 209 hectáreas y se estima que por la influencia industrial que contienen las aguas residuales que son vertidas en la depresión natural debe tener altos índices de contaminación por metales pesados, aceites y solventes entre otros contaminantes. El “Tanque Tenorio” está formado por un bordo perimetral que tiene forma sensiblemente rectangular y comprende una extensión aproximada de 179 hectáreas; a este sistema descarga el “Río España”, principal aportador de agua residual y en época de lluvias llegan las aguas pluviales; el sistema recibe además las aportaciones de los colectores de Río España, Libertad, Camino a la Libertad, Industrias I, Industrias II, Los Gómez y Rancho Viejo (INTERAPAS, 2011).

Se tomó dos zonas la parte Efluente (Amarillo), ubicados con las coordenadas 22° 07’ 53” latitud norte y 100° 52’ 3” longitud oeste, y otro punto ubicado en la parte del influente (Azul) con las coordenadas 22° 07’ 23” latitud norte y 100° 52’ 16” longitud oeste.

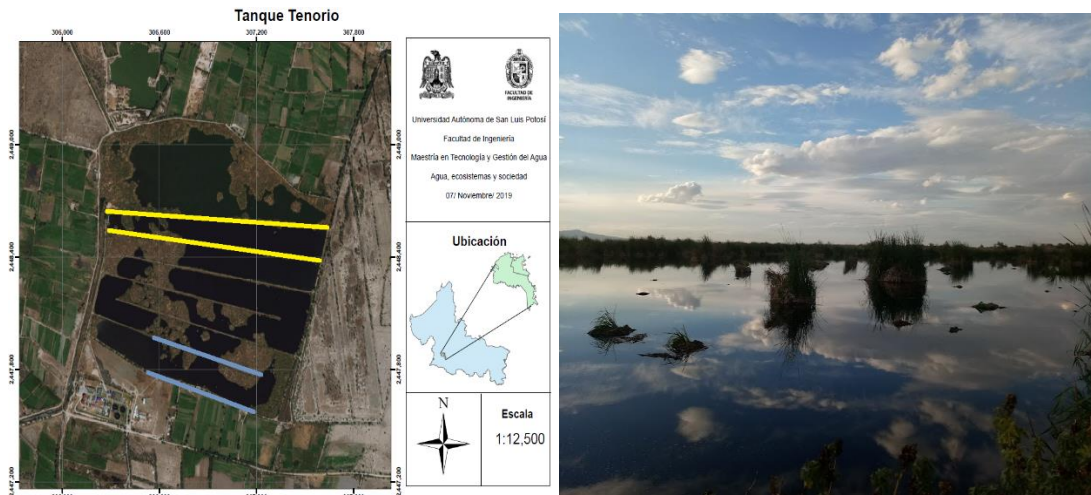


Figura 10. Laguna de oxidación Tanque Tenorio.

2.5. ANÁLISIS FÍSICOQUÍMICO DEL AGUA DE CUERPOS DE AGUA PERMANENTES EN EL VALLE DE SAN LUIS POTOSÍ.

2.5.1. Variables físicas y químicas del agua

Entre las variables fisicoquímicas, se identifican la temperatura, el color, la turbiedad, la demanda biológica de oxígeno (DBO), la demanda química de oxígeno (DQO), presencia de nitratos, sulfatos y fosfatos, oxígeno disuelto, el pH y la conductividad. Estas variables son de gran importancia para los ecosistemas acuáticos debido a que son indicativos de la composición y dinámica de los agentes contaminantes y contribuyen en la evaluación de la calidad de agua de los cuerpos loticos (Roldán & Ramírez, 2008)

2.5.1.1. Oxígeno disuelto

Es la cantidad de oxígeno disperso que se encuentra en el agua, así como se encuentra en el aire, y que las especies vegetales, animales y microorganismos necesitan para vivir. Muestra las actividades físicas, químicas y bioquímicas que

sucedan dentro del curso de agua, por tal motivo es un buen indicador de contaminación. El oxígeno disuelto (OD) se mide en miligramos de oxígeno disuelto por litro de agua (mg/l),(Herrera *et al.*, 2018).

2.5.1.2. Sólidos disueltos totales

Materia disuelta en el agua, es decir, que permanece después de pasar la muestra por un filtro de 2 micrones o más pequeño. Así se diferencian de los sólidos suspendidos, que son los que quedan retenidos por el filtro, los sólidos disueltos totales (SDT). Algunos sólidos disueltos provienen de fuentes orgánicas como hojas, sedimentos, u algas. Otros, de desechos industriales y aguas residuales. Otras fuentes provienen del agua que escurre desde las ciudades y los campos. las unidades en que se expresan están dadas en mg/L de S.T.D. (Herrera *et al.*, 2018).

2.5.1.3. Temperatura

Es una medida del grado de calor o frío del agua. Los valores obtenidos generalmente sirven como datos auxiliares para realizar otras determinaciones como es el caso del oxígeno disuelto, alcalinidad, salinidad, conductividad y actividad biológica. La temperatura se mide en grados centígrados (°C), los cambios en la temperatura tienen impactos muy importantes en los ecosistemas y vida acuática (Herrera *et al.*, 2018).

2.5.1.4. Turbiedad

Indicación de la transparencia o claridad del agua. Es una expresión de la propiedad óptica del agua que hace que la luz se disperse o se absorba en lugar de transmitirse sin cambio de dirección través de la muestra. La turbiedad se mide en unidades de turbidez nefelométrica, (NTU)(Herrera *et al.*, 2018).

2.5.1.5. Conductividad eléctrica

La capacidad de una solución de transmitir una corriente eléctrica. Cuando una solución tiene compuestos inorgánicos (sales y metales) suele tener alta conductividad; en cambio, cuando tiene materia orgánica, suele tener baja conductividad. La conductividad eléctrica (CE) se mide en microSiemens por centímetro ($\mu\text{S}/\text{cm}$). Por su parte la mineralización del agua tiene como consecuencia efectos nocivos en plantas y animales, mientras tanto las aguas salobres con una conductividad mayor que $1500 \mu\text{S}/\text{cm}$ tienen más sal disuelta que el agua normal de ríos y lagos, pero menos que el agua de los océanos. Esto trae como consecuencia daños en los cultivos y el suelo. De forma similar las aguas duras, con conductividad mayor que $800 \mu\text{S}/\text{cm}$. Es aquella que contiene un alto nivel de minerales, en particular sales de magnesio y calcio, por consiguiente, trae como resultado sarro en tuberías, daño de filtros(Herrera *et al.*, 2018).

2.5.1.6. pH

El potencial de actividad del ion hidrógeno, o pH, indica el grado de acidez o alcalinidad del agua. Es una de las pruebas más importantes en calidad de agua. Un agua “neutra” tiene un valor de pH 7. El pH se mide en unidades de potencial hidrógeno (pH)(Herrera *et al.*, 2018).

2.5.1.7. Fósforo total

El fósforo junto con el nitrógeno, son dos de los nutrientes fundamentales de todos los seres vivos, de forma que contenidos anormalmente altos de estos en las aguas pueden producir un crecimiento incontrolado de la biomasa acuática (eutrofización). Una gran parte del fósforo presente en las aguas se debe al uso de abonos fosfatados y detergentes. las unidades en que se expresan están dadas en mg/L (Aznar J, 2000).

2.5.1.8. Amoníaco (NH₃), nitritos (NO₂⁻) y nitratos (NO₃)

El amoníaco es uno de los compuestos intermedios formados durante la biodegradación de los compuestos orgánicos nitrogenados (aminoácidos, proteínas, ácidos nucleicos, etc.) que forman parte de los seres vivos, y junto con el nitrógeno orgánico es un indicador de que un curso de agua ha sufrido una contaminación reciente. Ambas formas de nitrógeno se determinan frecuentemente en una sola medida. La oxidación aeróbica de los compuestos amoniacales y órgano nitrogenados, conduce a la formación de nitritos y posteriormente de estos en nitratos, por lo que un elevado contenido en nitratos y simultáneamente bajo en amonio, indica que se trata de un agua contaminada hace tiempo (Aznar J, 2000).

2.5.1.9. Demanda bioquímica de oxígeno (DQO)

Es uno de los parámetros más efectivos en el control de la calidad del agua; constituye la cantidad de oxidante químico que se necesita para poder oxidar los materiales contenidos en el agua y se expresa en mg de O₂/l. Cuantifica la cantidad de materia orgánica total susceptible de oxidación química (biodegradable y no biodegradable) que hay en una muestra líquida y se utiliza para establecer un nivel de contaminación (Banach *et al.*, 2009). Por otro lado, el aumento de la DQO indica presencia de sustancias provenientes de descargas no municipales (SEMARNAT, 2019).

Tabla 1. Escala de clasificación del agua, conforme a la DQO (SEMARNAT, 2019).

Criterio (mg/L)	Clasificación	Color
DQO ≤ 10	EXCELENTE No CONTAMINADA	AZUL
10 < DQO ≤ 20	BUENA CALIDAD AGUAS SUPERFICIALES CON BAJO CONTENIDO DE MATERIA ORGÁNICA BIODEGRADABLE Y NO BIODEGRADABLE	VERDE
20 < DQO ≤ 40	ACEPTABLE CON INDICIO DE CONTAMINACIÓN. AGUAS SUPERFICIALES CON CAPACIDAD DE AUTODEPURACIÓN O CON DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES TRATADAS BIOLÓGICAMENTE	AMARILLO
40 < DQO ≤ 200	CONTAMINADA AGUAS SUPERFICIALES CON DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES CRUDAS, PRINCIPALMENTE DE ORIGEN MUNICIPAL	NARANJA
DQO > 200	FUERTEMENTE CONTAMINADA AGUAS SUPERFICIALES CON FUERTE IMPACTO DE DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES CRUDAS MUNICIPALES Y NO MUNICIPALES	ROJO

2.5.1.10. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

La Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) se usa como una medida de la cantidad de oxígeno requerido para oxidación de la materia orgánica biodegradable, presente en la muestra de agua, como resultado de la acción de oxidación aerobia y se expresan están dadas en mg/L (Ramalho, 2003).

Tabla 2. Escala de clasificación del agua, conforme a la DBO (SEMARNAT, 2019).

Criterio (mg/L)	Clasificación	Color
$DBO_5 \leq 3$	EXCELENTE NO CONTAMINADA	AZUL
$3 < DBO_5 \leq 6$	BUENA CALIDAD AGUAS SUPERFICIALES CON BAJO CONTENIDO DE MATERIA ORGÁNICA BIODEGRADABLE	VERDE
$6 < DBO_5 \leq 30$	ACEPTABLE CON INDICIO DE CONTAMINACIÓN. AGUAS SUPERFICIALES CON CAPACIDAD DE AUTODEPURACIÓN O CON DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES TRATADAS BIOLÓGICAMENTE	AMARILLO
$30 < DBO_5 \leq 120$	CONTAMINADA AGUAS SUPERFICIALES CON DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES CRUDAS, PRINCIPALMENTE DE ORIGEN MUNICIPAL	NARANJA
$DBO_5 > 120$	FUERTEMENTE CONTAMINADA AGUAS SUPERFICIALES CON FUERTE IMPACTO DE DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES CRUDAS MUNICIPALES Y NO MUNICIPALES	ROJO

2.5.2. Medición de los parámetros fisicoquímicos

En cada sitio de muestreo se midieron *in situ*: Temperatura y pH con el potenciómetro Hanna® HI 99121, Oxígeno Disuelto (OD % y mg/L) y Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) con el potenciómetro Hanna® HI 98193, y Conductividad, Sólidos Totales Disueltos (STD) y Cloruro de Sodio (NaCl) con el potenciómetro Martini Instruments® MI 306.

Posteriormente, se tomaron cuatro muestras por sitio en frascos de color ámbar para medir en el laboratorio Fósforo total, Demanda Química de Oxígeno (DQO), Nitratos y Turbidez. Cabe resaltar que todas las muestras estuvieron refrigeradas para su posterior análisis en el laboratorio. Se utilizaron los reactivos Hanna® para

determinar la concentración de fósforo total (viales reactivos: HI 93758C- 50 LR y HI94763B-50 HR), demanda química de oxígeno de bajo rango y rango medio (viales reactivos: COD-LR HI94754A-25 y COD-HR HI94754B-25), y nitratos (nitrato reactivo HI 93766-0 y vial reactivo HI 93766V-0). Las muestras para determinar la DQO, P y N fueron sometidas a una digestión previa con el digestor (HI 839800) de la marca Hanna®. La determinación de las concentraciones se llevó a cabo con un fotómetro multiparamétrico (HI 83224), este último posee una fuente de luz de tungsteno con un filtro de interferencias de banda estrecha. Para la Turbidez se utilizó un turbidímetro HAC 2100 N marca Hach®.

Luego de obtener los resultados de los parámetros fisicoquímicos tanto en el campo como en el laboratorio de los distintos sitios de muestreo, se procedió a calcular el índice simplificado de calidad del agua (ISQA).

2.5.3. Análisis estadístico

Se realizaron diagramas de cajas y bigotes para representar el comportamiento de las variables físicas y químicas del agua en las estaciones y meses de muestreo. Enseguida se evaluó la normalidad de las variables con la prueba de Shapiro-Wilk, Según Novales (2010), este test se emplea para contrastar normalidad cuando el tamaño de la muestra es menor a 50 observaciones y en muestras grandes es equivalente al test de Kolmogórov-Smirnov. Se rechaza la hipótesis nula de normalidad si el estadístico Shapiro-Wilk es menor que el valor crítico proporcionado por la tabla elaborada por los autores para el tamaño de la muestra y el nivel de significancia dado.

Como los datos fueron no normales se aplicó un test de Kruskal-Wallis, en que se evaluaron diferencias significativas entre estaciones y meses de muestreo, El test de Kruskal-Wallis, también conocido como test H, es la alternativa no paramétrica al test ANOVA de una vía para datos no pareados. Se trata de una extensión del test de Mann-Whitney para más de dos grupos. Es por lo tanto de un test que emplea rangos para contrastar la hipótesis de que k muestras han sido obtenidas de una misma población. A diferencia del ANOVA en el que se comparan medias,

el test de Kruskal-Wallis contrasta si las diferentes muestras que están equidistribuidas y que por lo tanto pertenecen a una misma distribución (población). Bajo ciertas simplificaciones puede considerarse que el test de Kruskal-Wallis compara las medianas. El test de Kruskal-Wallis es el test adecuado cuando los datos tienen un orden natural, es decir, cuando para darles sentido tienen que estar ordenados o bien cuando no se satisfacen las condiciones para poder aplicar un ANOVA (Amat, 2016). Para esta prueba se utilizó el programa estadístico Minitab 7. Por último, se realizó un análisis de correspondencia canónica (ACC), El análisis de correlación canónica es un tipo de análisis estadístico lineal de múltiples variables. Actualmente se usa en química, biología, meteorología, demografía, inteligencia artificial, ciencias del conocimiento, ciencias políticas, sociología, psicometría, investigaciones de educación y ciencias de administración para analizar relaciones multidimensionales entre múltiples variables independientes y múltiples variables dependientes (Badii *et al.*, 2007). utilizando el programa estadístico Past 4, para evaluar el grado de asociación entre los macroinvertebrados acuáticos y las variables fisicoquímicas del agua.

3. INDICE DE MONITOREO BIOLÓGICO CON MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS

3.1. MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS

Se denominan macroinvertebrados acuáticos aquellos invertebrados con un tamaño superior a 500 μm , entre los que se incluyen animales como esponjas, planarias, sanguijuelas, oligoquetos, moluscos o crustáceos, entre los que se encuentran los cangrejos. Sin embargo, el grupo de invertebrados acuáticos más ampliamente distribuido en las aguas dulces es el de los insectos. En la mayoría de éstos, los estados inmaduros (huevo y larvas) son acuáticos, mientras que los adultos suelen ser terrestres. Entre los insectos con alguna fase de su vida acuática destacan, por su abundancia y distribución, los siguientes órdenes: efemerópteros, plecópteros, odonatos, hemípteros, coleópteros, tricópteros y dípteros (Ladrera, 2012).

3.1.1. Coleópteros. El orden Coleóptera es uno de los más extensos y complejos. Debido a que muchos de ellos son semiacuáticos, a veces es difícil definirlos como acuáticos o terrestres (Roldán, 1988). Por otro lado constituyen el mayor grupo de insectos y, quizá, el más evolucionado. Únicamente el 15% de las especies aproximadamente son acuáticas. Esta adaptación al medio acuático puede tener lugar en diferentes etapas del ciclo vital, de manera que en algunos grupos las larvas y adultos son acuáticos, mientras que en otros sólo una de las dos fases. Presentan un régimen alimenticio muy variado y la calidad de las aguas no suele ser un factor determinante en la distribución de muchas familias de este grupo (Ladrera, 2012).

Los coleópteros acuáticos adultos se caracterizan por poseer un cuerpo compacto. Las partes bucales se pueden observar fácilmente y según la forma de las mandíbulas se puede determinar su nicho ecológico. La fórmula tarsal juega un papel importante en su identificación. En cuanto a las larvas, presentan formas muy diversas. Las partes bucales son visibles y presentan una cápsula esclerotizada en la cabeza. El abdomen presenta agallas laterales o ventrales, Los coleópteros

muestran una metamorfosis completa, pero son muy diferentes morfológicamente el adulto y la larva. Su ciclo de vida presenta un período que puede variar de meses a años, dependiendo de la especie (Roldán, 1988).

En cuanto a su ecología La mayoría de los coleópteros acuáticos viven en aguas continentales lólicas y lénticas, representados en ríos, quebradas, riachuelos, charcas, lagunas, aguas temporales, embalses y represas. También se les ha encontrado en zonas ribereñas tanto de ecosistemas lólicos como lénticos.

En las zonas lólicas los sustratos más representativos son troncos y hojas en descomposición, grava, piedras, arena y la vegetación sumergente y emergente. Las zonas más ricas son las aguas someras en donde la velocidad de la corriente no es fuerte, aguas limpias, con concentraciones de oxígeno alto y temperaturas medias. En los ecosistemas lénticos, se encuentran principalmente en las zonas ribereñas, ya sea nadando libremente en la superficie o sobre la vegetación. Algunos coleópteros acuáticos pueden abandonar temporalmente su hábitat acuático. Las familias Dytiscidae, Hydrophilidae, Halipidae y Gyrinidae, entre otras, es común encontrarlas en zonas lénticas temporales, con valores de temperatura, conductividad y el dióxido de carbono por encima de lo normal. Estos organismos, por lo general, presentan, además, ajustes y mecanismos evolutivos que les permite tomar el oxígeno del aire. En cuanto a sus relaciones bióticas, los coleópteros presentan niveles tróficos diferentes, que van desde el segundo nivel trófico hasta el quinto nivel en las redes alimenticias acuáticas. Algunos de ellos se les puede encontrar en varios niveles. Por lo tanto, pueden ser herbívoros, carnívoros o detritívoros (Roldán, 1988).

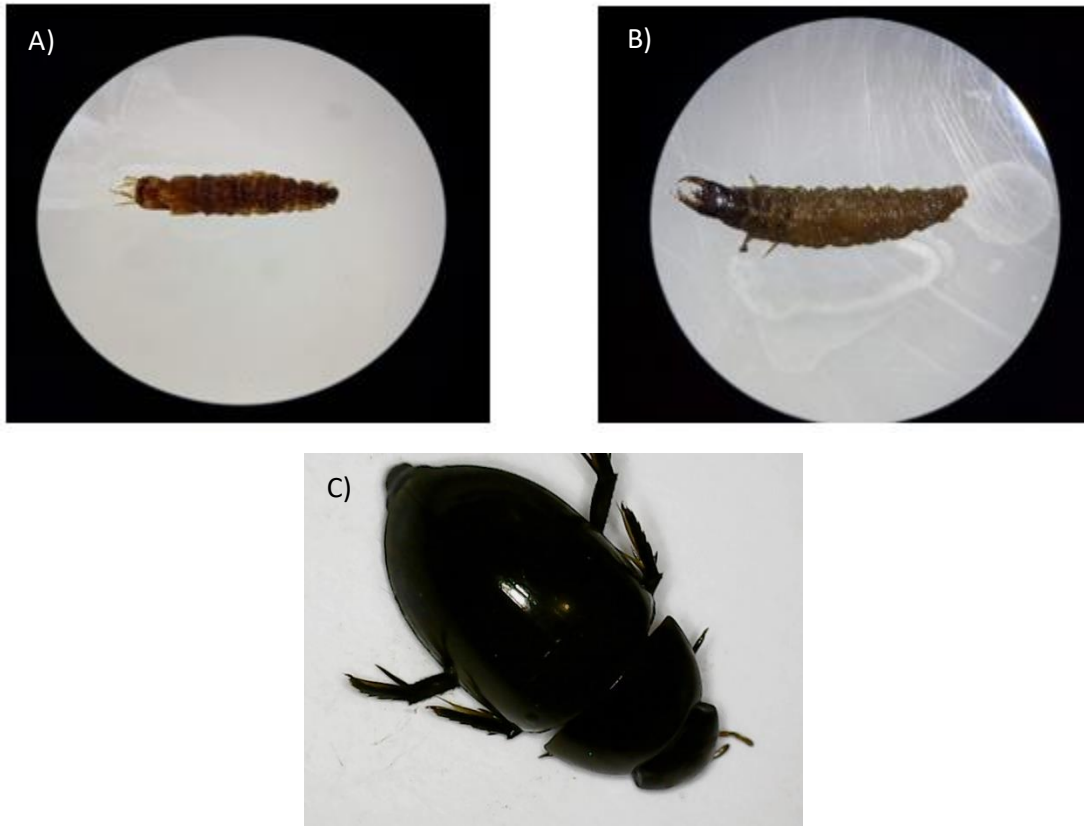


Figura 11. Fotografías tomadas en el microscopio de ninfas (larvas) de coleópteros pertenecientes a la familia Dytiscidae (A) e Hydrophilidae (B y C).

3.1.2. Ephemeroptera. El orden de los efemerópteros (efímeras) es un grupo de frágiles insectos exclusivamente acuáticos y relativamente primitivos. Presentan una característica única entre los insectos, la de poseer un estadio terrestre volador (el “sub-imago”) previo al del adulto sexualmente maduro. Las efímeras forman una parte importante de las cadenas alimenticias en ríos y arroyos (como alimento para otros organismos acuáticos, procesadores de materia orgánica y como herbívoros), y son elementos importantes en la transferencia de energía dentro del sistema acuático (Springer *et al.*, 2010).

Las larvas de este orden son exclusivamente acuáticas y pueden vivir hasta 2 años, mientras que la vida del adulto es muy efímera, de donde se deriva su nombre, llegando a vivir pocas horas o incluso minutos. Su respiración se realiza por

branquias abdominales relativamente bien desarrolladas y en su mayor parte son detritívoros (se alimentan de materia orgánica muerta) y herbívoros. A pesar de que presentan diferencias en cuanto a su tolerancia a bajas concentraciones de oxígeno y poseen generalmente gran sensibilidad a condiciones ácidas. (Ladrera, 2012).

Los efemerópteros viven por lo regular en aguas corrientes, limpias y bien oxigenadas; sólo algunas especies parecen resistir cierto grado de contaminación. En general, se consideran indicadores de buena calidad del agua. Sus ninfas se encuentran normalmente adheridas a rocas, troncos, hojas o vegetación sumergida; algunas pocas especies se encuentran enterradas en fondos lodosos o arenosos. A su vez, las ninfas de los efemerópteros constituyen una parte importante en la dieta alimenticia de los peces (Roldán, 1988).



Figura 12. Fotografías tomadas al microscopio de las ninfas (larvas), mosca de mayo (Hexapoda: Efemeróptera: Baetidae)

3.1.3. Odonata. Los odonatos, llamados también libélulas o caballitos del diablo, son insectos hemimetábolos, cuyo período larval es acuático, empleando desde dos meses hasta tres años en su desarrollo hasta adultos, de acuerdo con el tipo de especie y el clima. En su estado adulto, viven desde pocos días hasta tres meses (Roldán, 1988).

Los odonatos engloban a los conocidos como libélulas y caballitos del diablo. Los adultos no se ven obligados a vivir en las inmediaciones del agua, pero las larvas son acuáticas sin excepción. Las larvas de todas las especies de odonatos son zoófagas, atacan a diferentes animales con los que comparten territorio, como oligoquetos, efemerópteros o dípteros e incluso pueden llegar a atacar a renacuajos y alevines de peces. Con este fin depredador, el labro está transformado en un órgano prensil o máscara dentada que es desplegado bruscamente y lanzado hacia adelante para capturar las presas, que quedan atrapadas en los ganchos móviles de las piezas bucales. Pueden vivir en una amplia variedad de hábitats, pero son más frecuentes en las zonas con poca velocidad de corriente de los cursos fluviales, como remansos o en pequeñas lagunas (Ladrera, 2012).

El orden se divide en dos subórdenes morfológicamente fáciles de diferenciar. Los Zygoptera tienen adultos de cuerpo fino y delicado. La mayoría de las especies juntan las alas cuando están en reposo. Las ninfas por su parte tienen tres branquias grandes al final del abdomen (Fig. 5a). Los Anisóptera tienen adultos de cuerpo robusto, vuelan rápido y cuando se posan mantienen las alas separadas (abiertas). Las ninfas son igualmente robustas, sin branquias externas (Springer *et al.*, 2010)

Aunque se sabe todavía poco sobre sus respuestas al medio ambiente, se ha sugerido que las libélulas pueden ser utilizados como indicadores de la calidad del agua en ríos (Simaika & Samways 2009). Las ninfas se han usado poco como indicadores, relativo a otros organismos acuáticos (p.ej. Ephemeroptera), pero en general se espera que sean sensibles a la contaminación y que sean buenos indicadores de la recuperación de los cuerpos de agua luego de disturbios (D'Amico *et al.* 2004).



Figura 13. Fotografías tomadas al microscopio de las ninfas (larvas) de libélula (Hexapoda: Anisoptera: Aeshnidae)(A) y caballito del diablo (Hexapoda: Zygoptera: Coenagrionidae)(B).

3.1.4. Dípteros. Los dípteros acuáticos constituyen uno de los Ordenes de insectos más complejos, más abundantes y más ampliamente distribuidos en todo el mundo. El orden Díptera se considera uno de los grupos de insectos más evolucionados, junto con Lepidóptera y Trichóptera. Son insectos holometábolos. Usualmente, las hembras ponen los huevos bajo la superficie del agua, adheridos a rocas o vegetación flotante (Roldán, 1988).

Este orden, también conocido como moscas verdaderas, es uno de los más ampliamente distribuidos y con mayor diversidad, en el que muchas especies presentan larvas acuáticas como los mosquitos, entre otros. Algunas especies están adaptadas a vivir en zonas con elevadas corrientes y concentraciones de oxígeno, mientras que otras son especies oportunistas, adaptadas a vivir en ecosistemas con ciertas perturbaciones e incluso en condiciones extremas, por lo que hay especies con requerimientos muy diferentes en cuanto a la calidad del agua, lo cual es usado frecuentemente como indicador de la misma (Ladrera, 2012).

Existen representantes de aguas muy limpias como la familia Simuliidae o contaminadas como Syrphidae, Culicidae o Chironomidae.

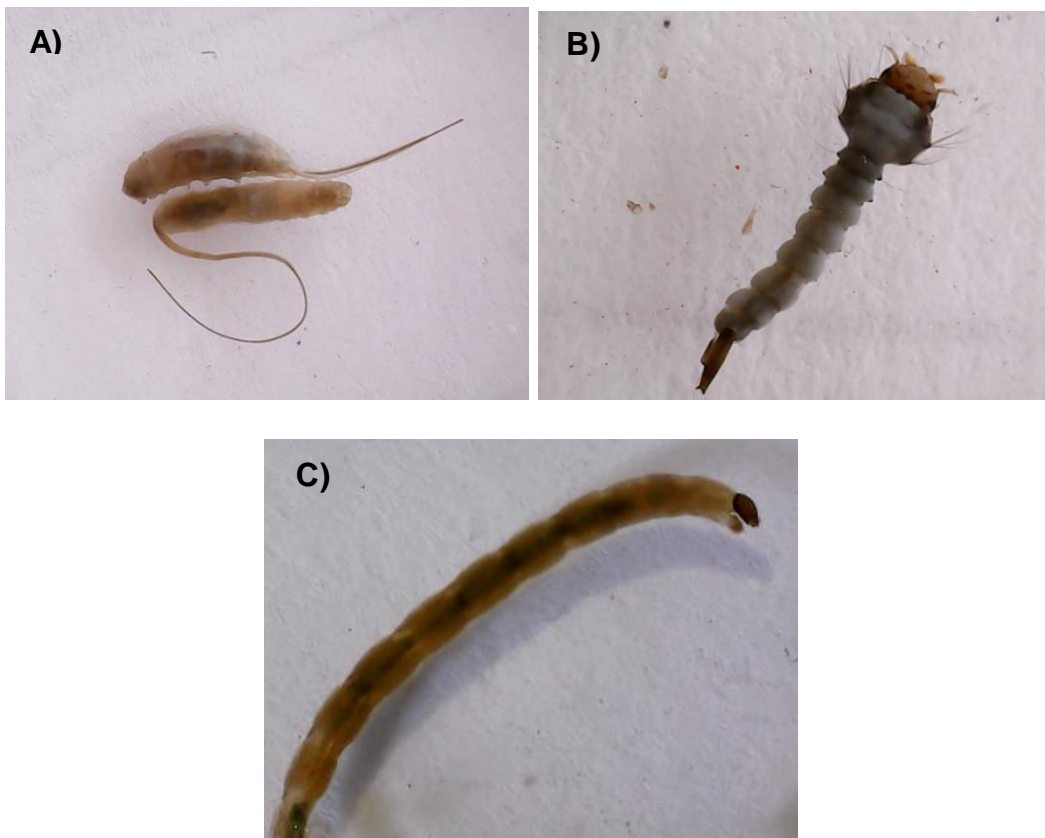


Figura 14. Fotografías tomadas al microscopio de las ninfas (larvas) de Gusano cola de rata (Familia Syrphidae)(A), larva de mosquito (Familia Culicidae)(B) y Gusano de sangre (Familia Chironomidae)(C).

3.1.5. Hemíptera. Los hemípteros, llamados también "chinches de agua", se caracterizan por poseer las partes bucales modificadas y tener un "pico" chupador insertado cerca al extremo anterior de la cabeza (Roldán, 1988). Alrededor del 10% de las especies son acuáticas. Una gran parte de familias viven sobre la superficie del agua, como los conocidos zapateros, y la mayoría son depredadores, que a menudo inoculan compuestos tóxicos en sus presas a través de sus estiletes maxilares. Presentan numerosas adaptaciones frente a la depredación, fundamentalmente de peces, como el hecho de vivir en la superficie del agua, el

comportamiento gregario o la capacidad de saltar varios centímetros de algunas especies (Ladrera, 2012).

La respiración no es exclusivamente acuática, por lo tanto, disponen de variadas adaptaciones para tomar el oxígeno del aire, como tubos anales, canales abdominales y reservorios dorsales donde están localizados los espiráculos, entre otros (Roldán, 1988).

Los hemípteros viven en remansos de ríos y quebradas; pocos resisten las corrientes rápidas. Son frecuentes también en lagos, ciénagas y pantanos. Algunas especies resisten cierto grado de salinidad y las temperaturas de las aguas termales. Los hemípteros son depredadores de insectos acuáticos y terrestres; las especies más grandes pueden alimentarse de peces pequeños y crustáceos (Roldán, 1988).



Figura 15. Fotografías tomadas al microscopio Chinchas de Agua (Familia Belostomidae)(A),(Familia Notonectidae)(B) y (Familia Corixidae)(C).

3.1.6. Trichoptera. El orden Trichoptera (en inglés llamado “caddisflies”) pertenece al grupo de órdenes de insectos, en los cuales la totalidad de las especies depende del medio acuático para su desarrollo. Los tricópteros son insectos holometábolos que están relacionados con los lepidópteros y los adultos asemejan pequeñas polillas. Las larvas viven en diversos ambientes acuáticos y construyen

refugios fijados al sustrato o casitas portátiles de una variedad de formas y materiales. La gran mayoría de las especies de tricópteros habitan ríos y quebradas de aguas limpias y bien oxigenadas, y es uno de los órdenes de insectos acuáticos más diversos (Springer *et al.*, 2010).

También hay varias especies que se encuentran en ambientes lénticos, sobre todo aquellas que portan casitas portátiles. Muy pocos tricópteros habitan en fitotelmata, son terrestres o marinos, aunque ninguna de estas especies ha sido reportada para Centroamérica. Muchos autores han destacado la impresionante diversidad ecológica de este orden, la cual se atribuye en gran parte a su habilidad de construcción, por lo que también los han denominado “arquitectos subacuáticos” (Mackay & Wiggins, 1979).



Figura 16. Larva del orden Trichoptera (Familia Polycentropodidae).

3.1.7. Amphípoda. El orden Amphipoda es uno de los grupos de crustáceos más diversos y abundantes. Pertenecen a la subclase Malacostraca, de la cual también forman parte entre otros, los órdenes Decapoda (cangrejos, langostinos, camarones), Euphausiacea (krill) y Stomatopoda. Los malacostracos se caracterizan por poseer ocho segmentos en el tórax (o pereion) y seis en el abdomen (o pleon), a excepción del orden Leptostraca que posee siete en el pleon.

Si bien algunas especies de anfípodos viven en ambientes de agua dulce (ríos, lagos, lagunas, cuevas, etc.) e incluso en ambientes semiterrestres, la gran mayoría son marinos. (Bellan, 1999).

En los anfípodos se observan diversos modos de alimentación: pueden ser filtradores (probablemente el modo más frecuente), ramoneadores (raspan la superficie de algas, rocas y conchillas), carroñeros, y algunas especies de son predadores de larvas y juveniles de anélidos, copépodos y nemátodos (Bellan, 1999).



Figura 17. Aspecto general Amphipoda (Familia Gammaridae)

3.1.8. Podocopida. Según el criterio más extendido actualmente, y que aquí seguiremos, se considera a los ostrácodos como una clase (Cl. Ostracoda) del Subphylum Crustácea, perteneciente al Phylum Arthropoda. No obstante, existen autores que defienden su pertenencia, como subclase, a la clase Maxillopoda (que incluiría también a branquiuros, tantulocáridos, copépodos y cirrípedos, entre otros). Más allá de esta circunstancia, los ostrácodos pueden describirse como crustáceos de tamaño mediano a pequeño (desde los 0,2 a los 5 mm; con casos excepcionales que alcanzan los 3 cm), que poseen un ojo naupliar medial, con la segmentación corporal severamente reducida, entre cinco y ocho pares de apéndices y, como

elemento más significativo, la presencia de un caparazón bivalvo (Baltanas & Mesquita-Joanes, 2015).

Los ostrácodos del orden Podocopida tienen un modo de vida fundamentalmente bentónico o intersticial. Aunque muchos tienen cierta capacidad natatoria, no se alejan demasiado del sustrato ni suelen encontrarse en muestras del plancton. Excepción notable la constituyen las especies de la subfamilia Notodromadinae que desarrollan una vida 'hiponeustónica', esto es, viven suspendidos en la cara inferior de la fina capa que define la interfase agua-aire gracias a la peculiar estructura de su caparazón. El tipo de alimentación de los podocópodos se considera generalmente como detritívoro. Pero pueden alimentarse tanto de material vegetal como animal, vivo o muerto, de forma que a veces actúan como herbívoros, otras como carroñeros e incluso raramente como depredadores, y estas variaciones pueden darse para una misma especie o individuo (Baltanas & Mesquita-Joanes, 2015).



Figura 18. Podocopida (Familia Cyprididae)

3.1.9. Basommatophora. Este orden habitante comúnmente en quebradas, ríos, arroyos y charcas de aguas poco agitadas, activos sobre hojarasca, piedras, troncos, macrófitas, algas, o en algunas ocasiones en los fondos lodosos donde pasaban desapercibidos. La gran mayoría de estos caracoles son herbívoros, sin embargo, se han datado casos de depredación y canibalismo, además de ser presa de diferentes organismos como insectos, peces, anfibios y aves, siendo un eslabón

importante en las cadenas tróficas de los ecosistemas donde se encuentran (Español, 1967; Iannacone *et al*, 2002; Lydeard *et al*, 2016).

En hábitats regidos por los cambios estacionales, se ha registrado que el tiempo de reproducción se da en otoño y primavera. La dinámica poblacional depende de las condiciones ambientales y la permanencia o temporalidad de los cuerpos de agua en los que habitan, siendo primavera y verano épocas en donde la población es mayor, mientras que en invierno ésta disminuye (Maqboul *et al.*, 2014). La abundancia de este género en los cuerpos de agua dulce radica en la disposición de grandes cantidades de plantas sumergidas en dichos lugares y en factores abióticos del agua, tales como, la dureza, salinidad, acidez y alcalinidad, haciendo que la densidad poblacional fluctúe en dependencia de sus valores (Vásquez & Gutiérrez, 2007).



Figura 19. Familias Planorbidae (A) y Physidae (B).

3.1.10. Glossiphoniiformes. Son importantes componentes del bentos de los ríos y arroyos que caracterizan el paisaje serrano y constituyen un taxón con un notable grado de endemismo para la Región Neotropical (Ringuelet, 1985; Christoffersen, 2009). A excepción de algunas especies cosmopolitas (Ringuelet, 1944) la inmensa mayoría tiene áreas de dispersión relativamente pequeñas. Como componentes de las tramas tróficas actúan como depredadores y como presas. Son hospedadores intermediarios en ciclos de vida de digeneos y cestodes y vectores

de protozoos parásitos. Es bien conocido su uso medicinal, así como su rol como bioindicadores (Sawyer, 1986).



Figura 20. Familia Glossiphoniidae

3.2. RECOLECCION DE MACROINVERTEBRADOS

Se realizaron recolectas durante las 4 estaciones del año, iniciando desde septiembre (otoño) de 2020 y finalizando en agosto (verano), de 2021. Para reunir la mayor diversidad posible de macroinvertebrados, fue indispensable explorar cuidadosamente los puntos de muestreo, con el fin de cubrir todos los hábitats posibles, es decir, sustrato de fondo (arena, piedras, lodo, restos de vegetación); plantas acuáticas (flotantes, emergentes y sumergidas); raíces de árboles, etc.

En cada punto se realizó un esfuerzo de muestreo de 45 minutos. Para ello se utilizó una red tipo circular, donde se realizaron barridos a lo largo de las orillas con vegetación, atrapando de esta forma los organismos allí existentes en el fondo y márgenes del caudal ecológico. Para la captura de los macroinvertebrados acuáticos adheridos a los tallos, hojas y raíces de las plantas, se procedió a la

utilización de pinzas entomológicas para así poder capturar los organismos que estaban adheridos a las rocas y troncos (Pino & Bernal, 2009).

Para los métodos anteriores, se realizó la toma de cinco réplicas en las distintas zonas de muestreos, tratando cubrir diferentes puntos de la sección transversal del curso hídrico (Ramírez & Viña, 1998).

Posteriormente se procedió a procesar el material recolectado sobre un tamiz para así poder lavar el exceso de lodo y hojarasca, facilitando su identificación y posterior conservación. Las especies recolectadas fueron colocadas en frascos plásticos debidamente rotulados, con alcohol al 70 %.

Para la identificación y conteo de los macroinvertebrados se procedió a utilizar un estereoscopio, las muestras se identificaron hasta género en la mayoría de los casos y con la ayuda de documentos como: guía para el estudio de los macroinvertebrados del departamento de Antioquia realizado por Gabriel Roldán (Roldán, 1988), guía para la identificación de macroinvertebrados acuáticos de Alejandro Palma (Palma, 2013), introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos de Springer (Springer *et al.*, 2010), Id-Tax. Catálogo y claves de identificación de organismos invertebrados utilizados como elementos de calidad en las redes de control del estado ecológico (Álvarez *et al.*, 2012).

3.3. ÍNDICES DE DIVERSIDAD

El análisis del valor de importancia de las especies cobra sentido si recordamos que el objetivo de medir la diversidad biológica es, además de aportar conocimientos a la teoría ecológica, contar con parámetros que nos permitan tomar decisiones o emitir recomendaciones en favor de la conservación de taxa o áreas amenazadas, o monitorear el efecto de las perturbaciones en el ambiente. Medir la abundancia relativa de cada especie permite identificar aquellas especies que por su escasa representatividad en la comunidad son más sensibles a las perturbaciones

ambientales. Además, identificar un cambio en la diversidad, ya sea en el número de especies, en la distribución de la abundancia de las especies o en la dominancia, nos alerta acerca de procesos empobrecedores (Magurran, 1988).

La principal ventaja de los índices es que resumen mucha información en un solo valor y nos permiten hacer comparaciones rápidas y sujetas a comprobación estadística entre la diversidad de distintos hábitats o la diversidad de un mismo hábitat a través del tiempo. Los valores de índices como el de Shannon-Wiener para un conjunto de muestras se distribuyen normalmente, por lo que son susceptibles de analizarse con pruebas paramétricas robustas como los análisis de varianza (Magurran, 1988). Los índices utilizados en este trabajo se describen a continuación:

3.3.1 Índice de Shannon-Wiener

Expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección (Magurran, 1988). Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra (Magurran, 1988).

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$

Donde **S** es el número de especies, **p_i** Proporción de individuos de cada especie respecto al total: n_i/N , **n_i** es el número de individuos de la especie **i**, **N** número de individuos de todas las especies, **H'** es el resultado de la ecuación que normalmente varía entre 0,5 y 5. Menor a 2 es bajo y superior a 3 es alto en relación con la biodiversidad (Del Rey, 2021).

3.3.2. Índice de diversidad de Margalef

$$D_{Mg} = \frac{(s - 1)}{\ln(N)}$$

Donde: **S** = número de especies

N = número total de individuos

Transforma el número de especies por muestra a una proporción a la cual las especies son añadidas por expansión de la muestra. Supone que hay una relación funcional entre el número de especies y el número total de individuos $S = k\sqrt{N}$ donde k es constante (Magurran, 1998). Si esto no se mantiene, entonces el índice varía con el tamaño de muestra de forma desconocida. Si esto no se mantiene, entonces el índice varía con el tamaño de muestra de forma desconocida. Usando $S-1$, en lugar de S , da $D_{Mg} = 0$ cuando hay una sola especie.

3.3.3. Índice de Simpson.

$$\lambda = \sum p_i^2$$

Donde: p_i = abundancia proporcional de la especie i , es decir, el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra.

considera la probabilidad que dos individuos de la población seleccionados al azar sean de la misma especie. Indica la relación existente entre riqueza o número de especies y la abundancia o número de individuos por especie (Campo & Duval, 2014).

3.3.4. Equidad de Pielou

$$J' = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

donde $H'_{\max} = \ln(S)$.

La equidad de Pielou (**J**) estandariza el valor de H' en una escala simple (de 0 a 1), donde H' es el índice de Shannon-Wiener ya definido y **S** es el número de especies contadas.

Mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor va de 0 a 0.1, de forma que 0.1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes (Magurran, 1988).

3.3.5. Coeficiente de similitud de Jaccard

$$I_J = \frac{c}{a + b - c}$$

donde a = número de especies presentes en el sitio A

b = número de especies presentes en el sitio B

c = número de especies presentes en ambos sitios A y B

El intervalo de valores para este índice va de 0 cuando no hay especies compartidas entre ambos sitios, hasta 1 cuando los dos sitios tienen la misma composición de especies (Moreno, 2001).

3.3.6. Índice de similaridad de Bray-Curtis

Este índice se formula con el siguiente algoritmo:

$$\text{Bray-Curtis} = \frac{\sum_{j=1}^p |y_{1j} - y_{2j}|}{\sum_{j=1}^p (y_{1j} + y_{2j})}$$

El índice de Bray-Curtis es un coeficiente de distancia que mide las diferencias en abundancia de los taxones que componen las muestras e ignora los casos en los cuales el taxón está ausente en ambas muestras (Giraldo, 2015).

3.4. BMWP (BIOLOGICAL MONITORING WORKING PARTY)

El índice Biological Monitoring Working Party (BMWP) fue creado en Inglaterra en 1970, como un método simple y rápido para evaluar la calidad del agua usando los macroinvertebrados como bioindicadores; para la aplicación del índice sólo se requiere llegar hasta el nivel de familia y los datos son cualitativos, es decir, da información de la presencia o ausencia de los organismos. El índice permite estimar la calidad de un ecosistema acuático a partir de la valoración de las especies acuáticas que habitan en el mismo; se atribuye a cada especie un valor determinado de acuerdo con su tolerancia a la contaminación que va de 1 a 10, de manera que las familias más tolerantes obtienen una menor puntuación que aquellas que requieren una mejor calidad de las aguas en que viven. La suma de los valores obtenidos para cada familia en un punto de muestreo dará el grado de contaminación del mismo. Cuanto mayor sea la suma, menor es la contaminación del punto estudiado (Álvarez & Daza, 2005).

Tabla 3, Clasificación de las familias de macroinvertebrados para el BMWP/Col (Roldán, 2016).

Familia	Puntaje
Anomalopsychidae, Atriplectididae, Blepharoceridae, Calamoceratidae, Ptilodactylidae, Chordodidae, Gomphidae, Hidridae, Lampyridae, Lymnessiidae, Odontoceridae, Oligoneuriidae, Perlidae, Polythoridae, Psephenidae.	10
Ampullariidae, Dytiscidae, Ephemeridae, Euthyplociidae, Gyrinidae, Hydrobiosidae, Leptophlebiidae, Philopotamidae, Polycentropodidae, Xiphocentronidae.	9
Gerridae, Hebridae, Helicopsychidae, Hydrobiidae, Leptoceridae, Lestidae, Palaemonidae, Pleidae, Pseudothelpusidae, Saldidae, Simuliidae, Veliidae.	8
Baetidae, Caenidae, Calopterygidae, Coenagrionidae, Corixidae, Dixidae, Dryopidae, Glossosomatidae, Hyalellidae, Hydroptilidae, Hydropsychidae, Leptohiphidae, Naucoridae, Notonectidae, Planariidae, Psychodidae, Scirtidae.	7
Aeshnidae, Ancyliidae, Corydalidae, Elmidae, Libellulidae, Limnichidae, Lutrochidae, Megapodagrionidae, Sialidae, Staphylinidae.	6
Belostomatidae, Gelastocoridae, Hydropsychidae, Mesoveliidae, Nepidae, Planorbiidae, Pyralidae, Tabanidae, Thiaridae	5
Chrysomelidae, Stratiomyidae, Haliplidae, Empididae, Dolycopodidae, Sphaeridae, Lymnaeidae, Hydraenidae, Hydrometridae, Noteridae.	4
Ceratopogonidae, Glossiphoniidae, Cyclobdellidae, Hydrophilidae, Physidae, Tipulidae	3
Culicidae, Chironomidae, Muscidae, Sciomyzidae	2
Tubificidae, Syrphidae	1

Tabla 4. Rangos de calidad según el BMWP (MINAE, 2007)

NIVEL DE CALIDAD	BMWP	COLOR REPRESENTATIVO
Aguas de calidad excelente.	>120	Azul
Aguas de calidad buena, no contaminadas o no alteradas de manera sensible.	101-120	Azul
Aguas de calidad regular, eutrofia, contaminación moderada.	61-100	Verde
Aguas de calidad mala, contaminadas.	36-60	Amarillo
Aguas de calidad mala, muy contaminadas	16-35	Naranja
Aguas de calidad muy mala extremadamente contaminadas.	<15	Rojo

4. ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA

4.1. ESTADO ECOLÓGICO DE LOS CUERPOS DE AGUA SUPERFICIAL

Los ecosistemas de agua dulce difieren entre sí por el tipo, la ubicación y el clima, pero de cualquier manera comparten características importantes. Para empezar, los lagos, humedales, ríos y el agua subterránea que los conecta, comparten una necesidad común de agua en un determinado rango de cantidad y calidad. Además, debido a que los ecosistemas de agua dulce son dinámicos, todos requieren de cierta variación natural o de disturbio para mantener su viabilidad o resiliencia (Baron *et al.*, 2003).

En los sistemas ribereños, el movimiento de sedimentos y la afluencia de la materia orgánica son componentes importantes de la estructura del hábitat y de su dinámica que son importantes para los organismos acuáticos. Las entradas naturales de materia orgánica incluyen el escurrimiento superficial estacional y restos vegetales tales como hojas y material vegetal senescente de las comunidades terrestres de la cuenca. Especialmente en ríos pequeños y arroyos, el aporte de materia orgánica desde la superficie terrestre es una fuente particularmente importante de energía y nutrientes, y los troncos de árboles y otros materiales leñosos que caen al agua proporcionan sustratos. Las propiedades lumínicas y calóricas de un cuerpo de agua están influidas por el clima y la topografía tanto como por las características del propio cuerpo de agua: su composición química, suspensión de sedimentos y su productividad de algas (Baron *et al.*, 2003).

La temperatura del agua regula en forma directa la concentración de oxígeno, la tasa metabólica de los organismos acuáticos y los procesos vitales asociados como el crecimiento, la maduración y la reproducción. Por su parte las condiciones nutricionales y químicas naturales son reflejo del clima local, del lecho rocoso, del suelo, del tipo de vegetación y de la topografía. Mientras que las condiciones naturales del agua pueden ir desde claras, pobres en nutrientes, en ríos y lagos,

hasta mucho más enriquecidas químicamente, productoras de algas, en aguas de cuencas de captación con suelos ricos en materia orgánica o sustratos de caliza. Esta diversidad regional natural de las cuencas de agua, a su vez, sustenta una alta biodiversidad. Una condición conocida como eutroficación cultural ocurre cuando una cantidad adicional de nutrientes, básicamente nitrógeno y fósforo, proveniente de las actividades humanas, ingresa en los ecosistemas de agua dulce. La consecuencia es una disminución en la biodiversidad a pesar de que la productividad de ciertas especies de algas puede incrementarse muy por encima de los niveles originales (Barón *et al.*, 2003).

La comunidad de especies que vive en cualquier ecosistema acuático refleja tanto el conjunto de especies disponible en la región, como la habilidad de las especies individuales para colonizar y sobrevivir en ese cuerpo de agua. La habitabilidad de un ecosistema de agua dulce para cualquier especie en particular está determinada por las condiciones ambientales –es decir el caudal de agua, los sedimentos, la temperatura, la luz y los patrones de nutrientes- y por la presencia de otras especies en el sistema, y sus interacciones con ella. Así, tanto el hábitat como la comunidad biótica proporcionan el control y la retroalimentación que mantienen un rango de diversidad de especies (Barón *et al.*, 2003).

Los ecosistemas son una unidad ecológica donde un conjunto de organismos y el ambiente interactúan entre sí. Los ecosistemas acuáticos se diferencian por el tipo de ambiente donde interactúan, considerándose los ecosistemas de agua salada y los ecosistemas de agua continental o dulce que son: lagos, lagunas, ríos, aguas subterráneas y embalses; los ecosistemas dulceacuícolas se clasifican también por el movimiento de sus aguas en ecosistemas loticos (ríos) y lenticos (lagos y lagunas) (Roldán, 1992).

Los embalses se definen como puntos en la red hidrográfica donde el agua es retenida temporalmente formando una masa de agua relativamente profunda. Cuando los tiempos de retención son bajos se dice que los embalses se tornan similares a un río y que su calidad puede determinarse a partir de la calidad del agua entrante, Cuando dichos tiempos son altos, los embalses guardan mayor semejanza

a un lago y desarrollan una clara organización vertical determinada por las entradas de luz y energía (Roldán 2008).

El agua se considera como el disolvente universal, tanto de compuestos orgánicos como inorgánicos, ya sean de naturaleza polar o apolar; sean estas sólidas, líquidas o gaseosas, que modifican sus propiedades. A su comportamiento como disolvente hay que añadir su capacidad para que se desarrolle vida lo que la convierte en un sistema complejo sobre el que habrá que realizar análisis tanto cualitativos como cuantitativos con objeto de conocer el tipo y grado de alteración que ha sufrido, y consecuentemente como se encuentran modificadas sus propiedades para usos posteriores. Puesto que la alteración de la calidad del agua puede venir provocada tanto por efectos naturales o antrópico procedente de la actividad doméstica, industrial, agropecuaria, no es de extrañar que el análisis de los parámetros de calidad del agua se deba realizar a todo tipo de aguas, independiente de su origen (Roldán, 2003).

El agua que encontramos en estado natural presenta sustancias y sólidos en suspensión que no la hacen totalmente pura. La calidad de esta agua va a estar dada por la hidrología, la fisicoquímica y la biología de dicha masa de agua. Estas características son de gran importancia ya que nos indican desde el origen, la cantidad de agua entre otros, y según los tipos de sustrato en los que se encuentre el agua esta podrá contener sales u otras en función de la descomposición y la solubilidad de los materiales de dicho sustrato (Roldán, 2003).

4.2. ÍNDICE SIMPLIFICADO DE CALIDAD DE AGUA (ISQA)

Es una herramienta que permite identificar la calidad de agua de un cuerpo superficial o subterráneo en un tiempo determinado. En general, el ICA incorpora datos de múltiples parámetros físicos, químicos y biológicos, en una ecuación matemática, mediante la cual se evalúa el estado de un cuerpo de agua (Yogendra & Puttaiah, 2008). Por medio del ICA se puede realizar un análisis general de la

calidad del agua en diferentes niveles, y determinar la vulnerabilidad del cuerpo frente a amenazas potenciales (Soni & Thomas, 2014). Esta herramienta surge como una alternativa para la evaluación de los cuerpos hídricos permitiendo que los procesos de formulación de políticas públicas y seguimientos de los impactos sean más eficaces (Torres, *et al.*, 2009).

En la actualidad existen diferentes metodologías para evaluar la calidad de agua de un cuerpo; la diferencia entre una y otra radica en la forma de calcularse y en los parámetros que se tienen en cuenta en la formulación del índice respectivo.

Tabla 5. Ecuaciones de cálculo empleadas para la determinación del ICA

Grupo	Índice	Ecuación	Observaciones
1	ICA NSF (EU) ICA Dinius (EU) IQA CETESB (Brasil) ICA Rojas (Colombia) ICAUCA (Colombia)	$ICA_m = \prod_{i=1}^n I_i^{w_i}$	Promedio geométrico ponderado: Wi: peso o porcentaje asignado al i-ésimo parámetro Ii: subíndice de i-ésimo parámetro
2	CCME-WQI (Canadá) DWQI (EU)	$ICA = 100 - \left(\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1.732} \right)$	El índice incorpora tres elementos: Alcance (F1): porcentaje de parámetros que exceden la norma. Frecuencia (F2): porcentaje de pruebas individuales de cada parámetro que excede la norma. Amplitud (F3): magnitud en la que excede la norma cada parámetro que no cumple
3	UWQI (Europa)	$UWQI = \sum_{i=1}^n w_i I_i$	Promedio aritmético ponderado: Wi: peso o porcentaje asignado al i-ésimo parámetro Ii: subíndice de i-ésimo parámetro
4	ISQA (España)	ISQA = T (DQO + SS + OD + Cond)	T: Temperatura DQO: Demanda Química de Oxígeno OD: Oxígeno Disuelto Cond: Conductividad SS: Sólidos suspendidos A partir de 2003 el ISQA se empezó a calcular reemplazando la DQO por el carbono orgánico total (COT en mg/l)

Índice Simplificado de Calidad de Agua (ISQA). En el año 1982 desarrolló el índice simplificado de calidad del agua (ISQA) para las cuencas de Cataluña (España), el cual se basó en 5 parámetros fisicoquímicos y planteó una clasificación de la calidad del agua para 6 usos específicos del recurso, entre los cuales se destaca el abastecimiento para consumo humano. Se obtiene a partir de una sencilla fórmula que combina 5 parámetros fisicoquímicos (Ríos, 2011):

ISQA está calculado como: $ISQA = ITEMP * (IDBO + ISST + IOD + ICOND)$. Donde ITEMP, IDBO, ISST, IOD, e ICOND representan términos del índice individuales con diferentes factores de ponderación para cada parámetro.



Figura 21. Rango del ISQA para evaluar la calidad del agua.

5. DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS

5.1. Físicoquímica del Agua

Oxígeno disuelto.

La concentración de oxígeno disuelto tuvo el mayor valor promedio en el caudal ecológico de la presa El Potosino con un valor 4.7 mg/L, por el contrario, la parte influente del Tanque Tenorio registró el valor medio más bajo con un 0.7 mg/L, (Figura.21a). Esta variable presentó diferencias significativas entre los sitios de estudio ($KW=48.0$; $p\text{-valor}= 0,000$). Para las estaciones del año, se registró la mayor concentración de oxígeno disuelto que fue en verano con un valor de 5.0 mg/L y el de menor valor medio fue otoño con un valor de 2.1 mg/L (Figura 21.b). Esta variable presentó diferencias significativas entre los meses de muestreo ($KW= 21.5$; $p\text{-valor}= 0,000$). Según la Generalitat de Valencia (2007), la cantidad de oxígeno disuelto en agua tiene una gran incidencia en el desarrollo de la vida en el medio acuático, debido a que los seres necesitan oxígeno para mantener su metabolismo.

La cantidad presente de oxígeno en un momento determinado depende de la interacción del oxígeno proveniente de la atmósfera y de los procesos fotosintéticos que en el agua se lleven a cabo. Se debe tener en cuenta el consumo de oxígeno en las reacciones producto de los procesos de biodegradación (Brezonik & Fox, 1974).

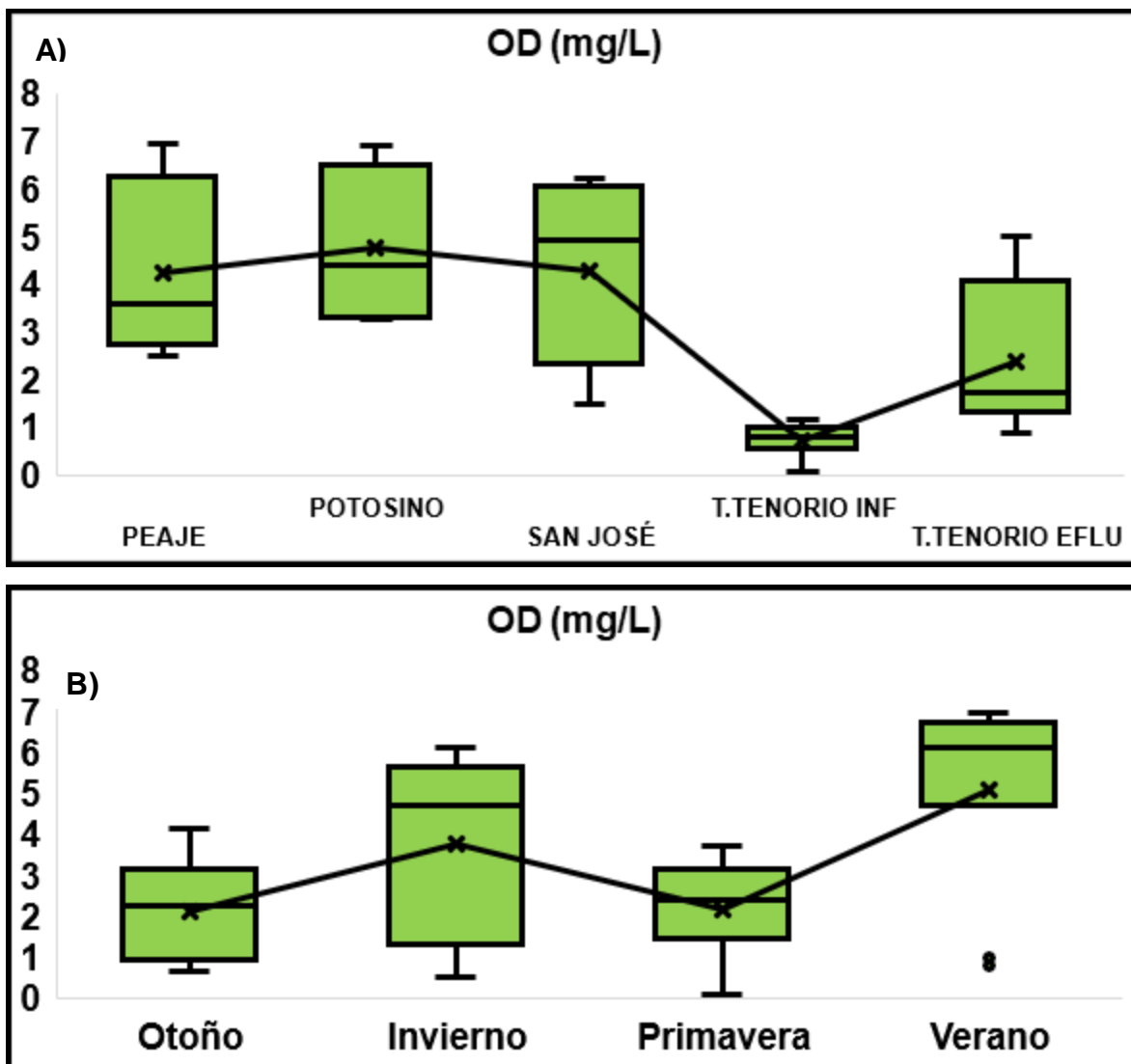


Figura 22. A) Valores promedios de oxígeno disuelto en las estaciones de muestreo. B) Valores promedios de oxígeno disuelto durante los meses de muestreo.

Temperatura del agua.

La laguna de oxidación Tanque Tenorio en su parte Influyente fue la que registró el mayor valor de temperatura con un 24°C (Figura 22a), caso contrario se presentó en el caudal ecológico de la presa el Peaje la cual presentó el menor valor de temperatura con 16.7°C (Figura 3.a). La variación de la temperatura en las estaciones fue significativa (KW= 48.6; p-valor= 0,000).

Primavera obtuvo el valor máximo de temperatura con 21.6°C por su parte invierno obtuvo el mínimo valor con 16.4°C (Figura 22b). La variación en los meses de muestreo fue significativa (KW= 21.8; p-valor= 0,000).

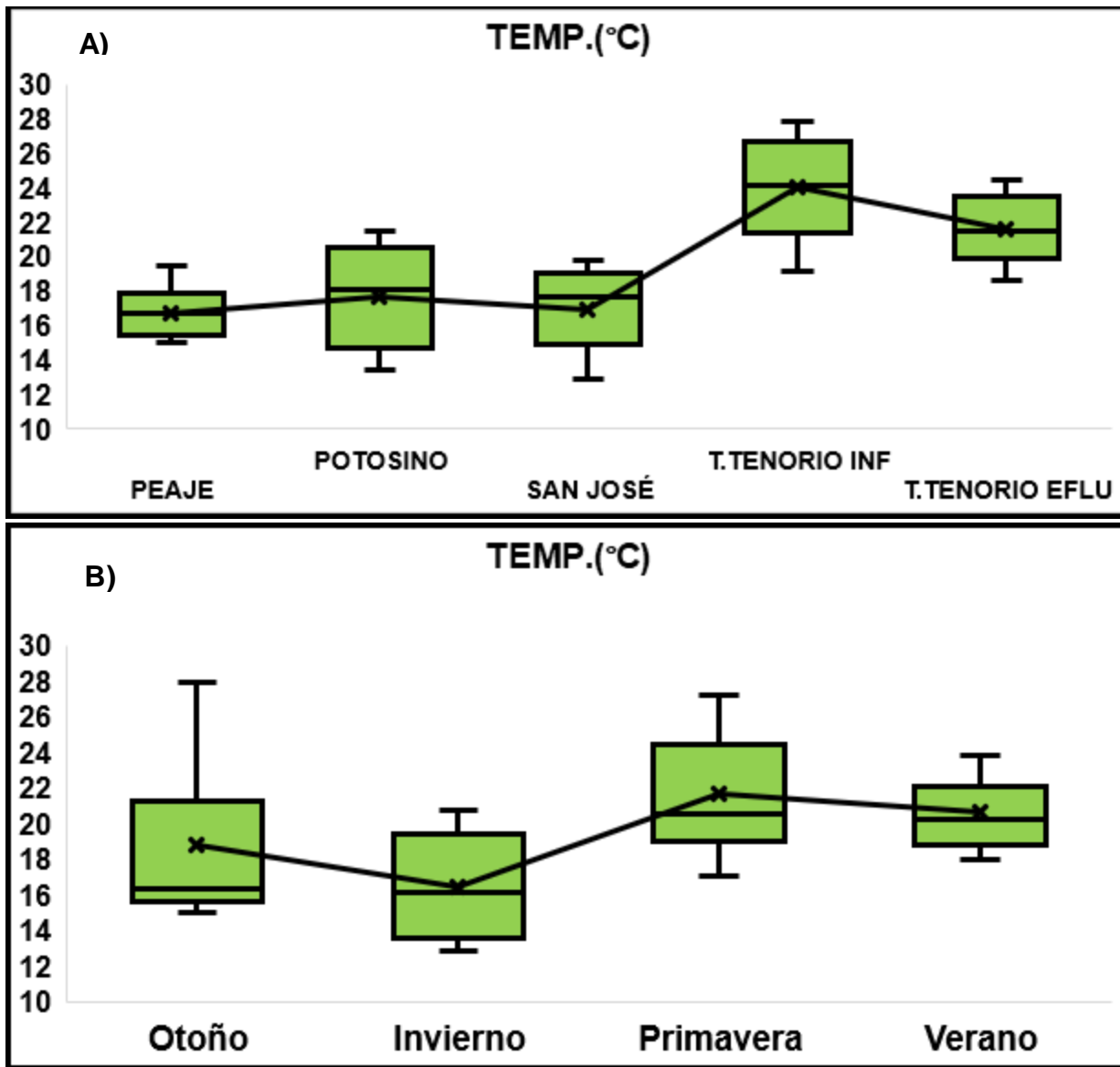


Figura 23. A) Valores promedios de temperatura en las estaciones de muestreo. B) Valores promedios de temperatura durante los meses de muestreo.

pH.

De los cuerpos de agua superficiales en el valle de San Luis Potosí, el mayor valor lo presentó en la parte Efluente de la laguna de oxidación Tanque Tenorio con 8.1 unidades y el menor valor se registró en El Peaje con 6.7 unidades (Figura 23a). La variación del pH entre estaciones fue significativa (KW= 63.8, p-valor= 0,000). La estación del año que registro el valor más bajo fue otoño con 7.2 unidades por su parte invierno y primavera fueron las estaciones del año que registraron los valores más altos con un valor promedio de 7.4 unidades (Figura 23b). La variación de esta variable no presentó diferencias significativas (KW= 2.55, p-valor = 0.466). los valores que se encontraron están dentro de los límites aceptable para la vida acuática y que generalmente se aceptan en un rango óptimo de pH para las especies de agua dulce entre 6.5 y 9.0 unidades (Montoya *et al.*, 2014).

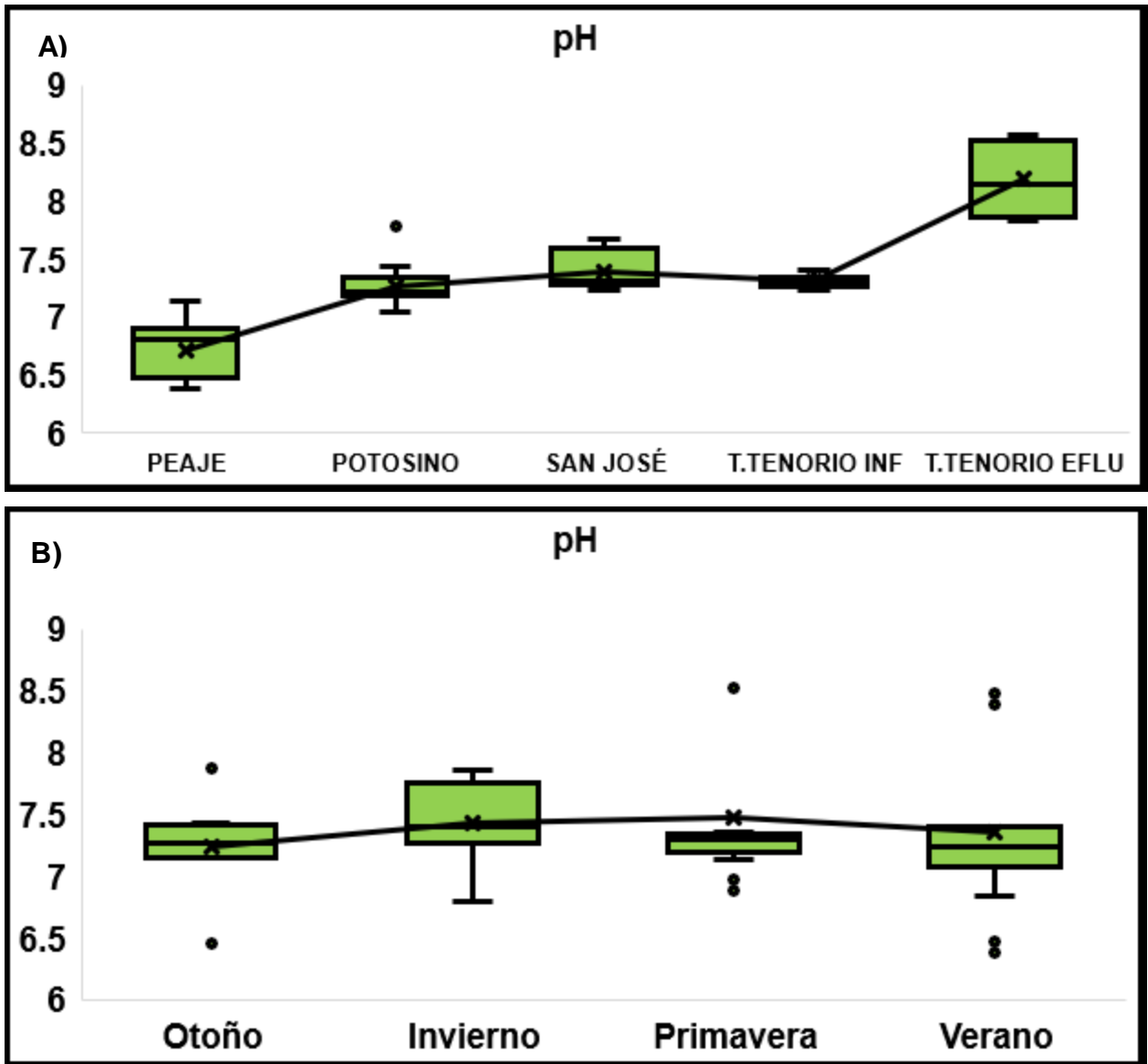
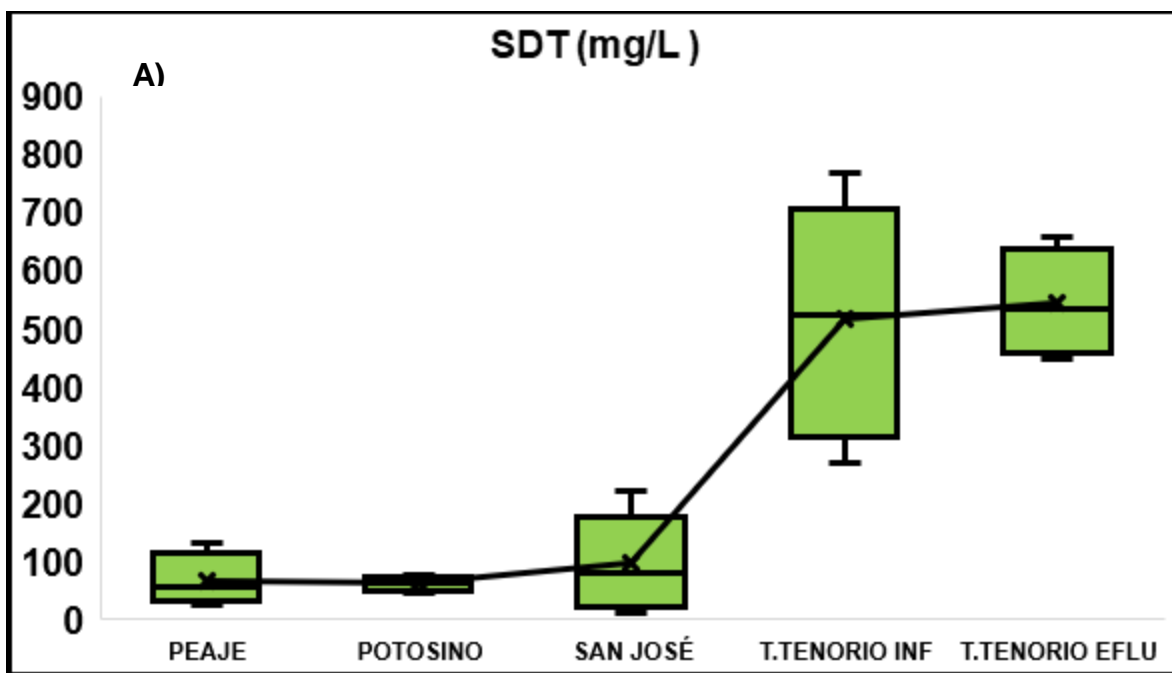


Figura 24. A) Valores promedios de pH en las estaciones de muestreo. B) Valores promedios de pH durante los meses de muestreo.

Sólidos Totales Disueltos (STD)

El promedio máximo para los sitios de muestreo fue la parte Efluente del Tanque Tenorio con 544 mg/L y el mínimo en el caudal ecológico de la presa El Potosino con un valor de 61.9 mg/L (Figura 24a). Entre las estaciones se presentaron diferencias significativas (KW= 57.7; p-valor= 0,000).

De acuerdo con los meses de muestreo los STD no se presentaron diferencias significativas ($KW= 3.45$; $p\text{-valor}= 0,32$). El valor máximo se registró en la estación de otoño con 316 mg/L y el mínimo durante el verano con 181mg/L (Figura 24b). Los procesos de eutrofización en los lagos se ven acelerados principalmente por el incremento de la concentración de los nutrientes en el medio, así como el crecimiento exagerado de las poblaciones de algas que reducen los niveles de oxígeno y la transparencia en el agua, limitando las condiciones propicias para las especies acuáticas (Brezonik & Fox, 1974).



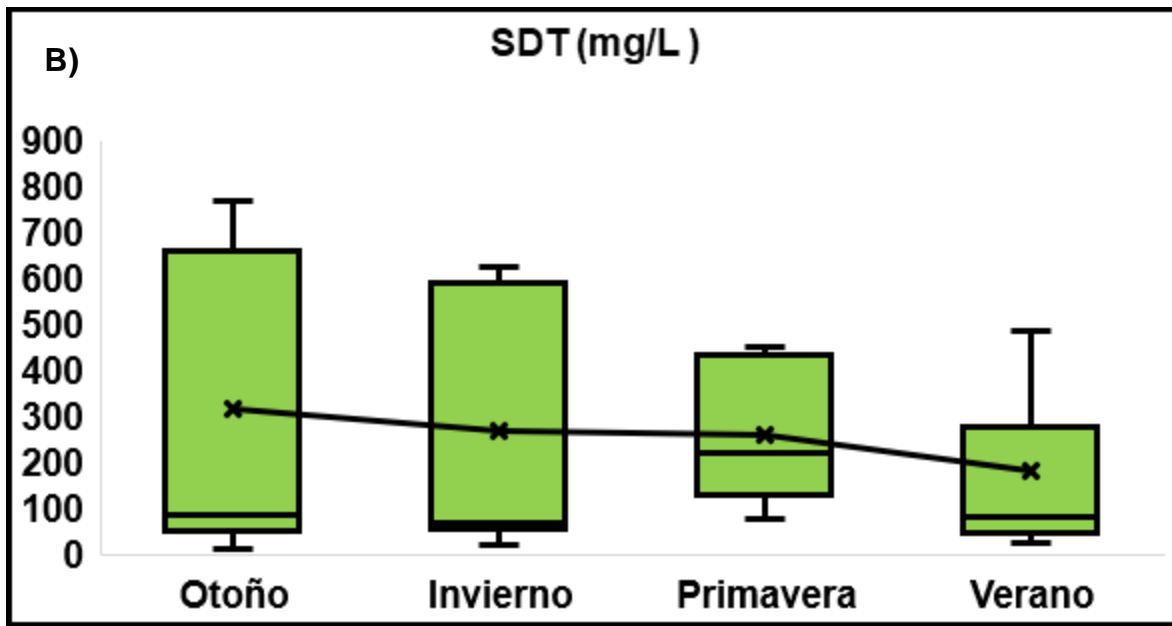


Figura 25. A) Valores promedios de solidos disueltos totales en las estaciones de muestreo. B) Valores promedios de solidos disueltos totales durante los meses de muestreo.

Nitratos

El mayor registro se presentó en la parte Influyente de la laguna de oxidacion Tanque Tenorio con 225 mg/L y el menor fue en el caudal ecologico de la presa San José con 5.0 mg/L (Figura 25a). Se estimaron variaciones significativas (KW= 62.6; p-valor= 0,000). Con respecto a los meses de muestreo no se presentaron diferencias significativas (KW= 0.43; p-valor= 0,93). Otoño fue la estacion del año que obtuvo el mayor valor con 87.9 mg/L y verano registró el menor valor de nitratos con 68mg/l (Figura 25.b). El exceso de nitratos en el agua genera una serie de problemas para el entorno y la biodiversidad de la zona afectada por esta contaminación. Además, producen que el agua contaminada quede inservible para otros usos. A partir de 25 mg/l se considera ya una incidencia importante y una alerta ante una posible contaminación (GREENPEACE, 2021). Se sabe que esta forma soluble del

nitrógeno inorgánico es muy inestable y que pasa rápidamente a nitratos si hay mucho oxígeno en el agua, o a formas reducidas como amonio si las condiciones son de hipoxia o anoxia (Wetzel 1981).

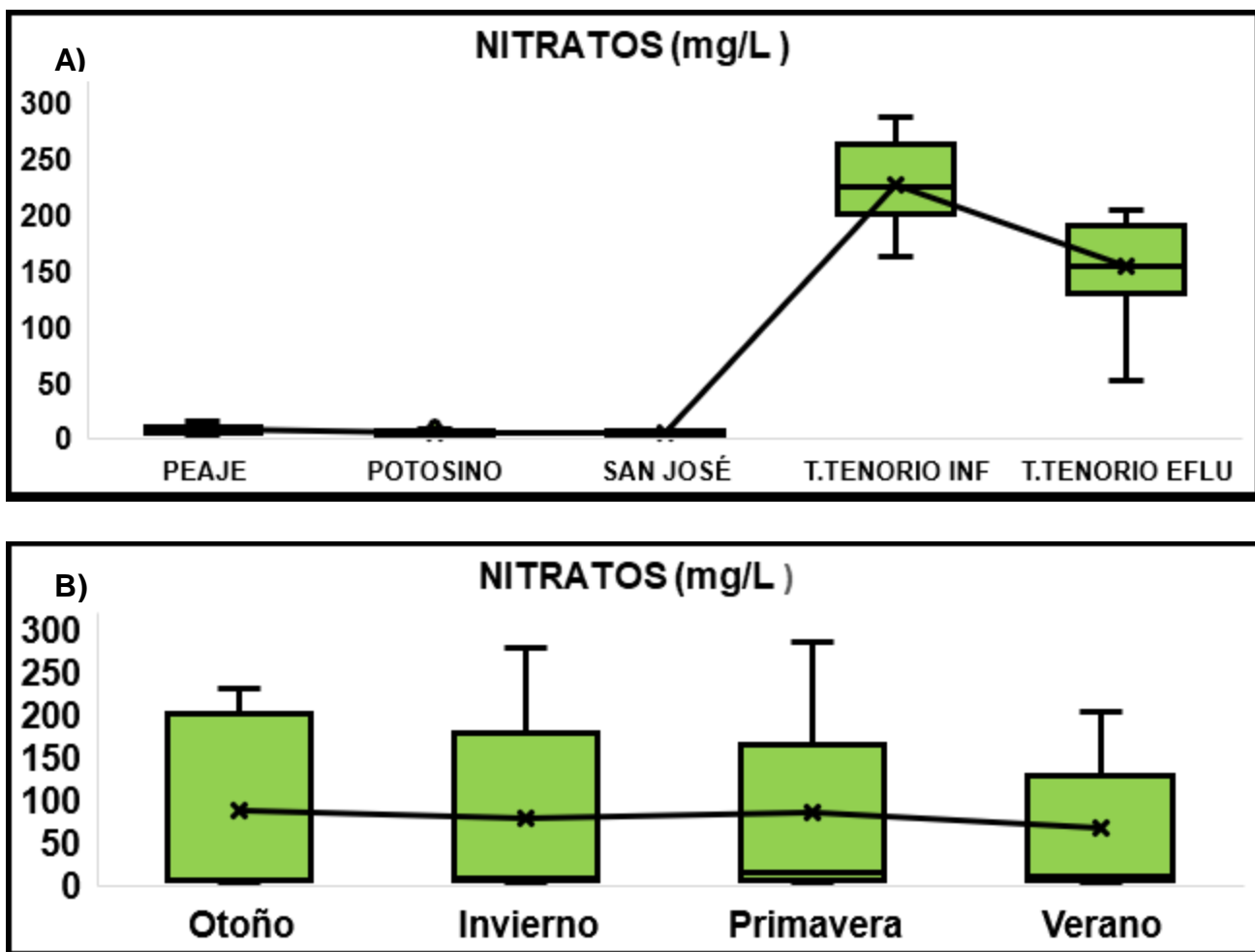


Figura 26. A) Valores promedios de nitratos en las estaciones de muestreo. B) Valores promedios de oxígeno nitratos los meses de muestreo.

Conductividad Eléctrica

El mayor registro se presentó en la parte Influyente de la laguna de oxidacion Tanque Tenorio con 1033.7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y el menor fue en el caudal ecologico de la presa El Potosino con 123.7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura. 26a). Se obtuvieron diferencias estadísticas entre los sitios de muestreo (KW= 65.6; p-valor= 0,000).Con respecto a las

estaciones del año se presentaron diferencias estadísticas (KW= 4.27; p-valor= 0,234). Otoño fue la estación del año que obtuvo el mayor valor con 638.4 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y verano registró el menor valor de conductividad eléctrica con 361.9 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura .26b). La conductividad se traduce como la concentración de sales disueltas en el medio y está estrechamente relacionada con la salinidad. La Conductividad en cuerpos de agua dulce debe ser menor de 1,500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Roldán, 1992). Como menciona Roldán & Ramirez (2008), los lugares que presenta una alta conductividad eléctrica tiene una menor biodiversidad.

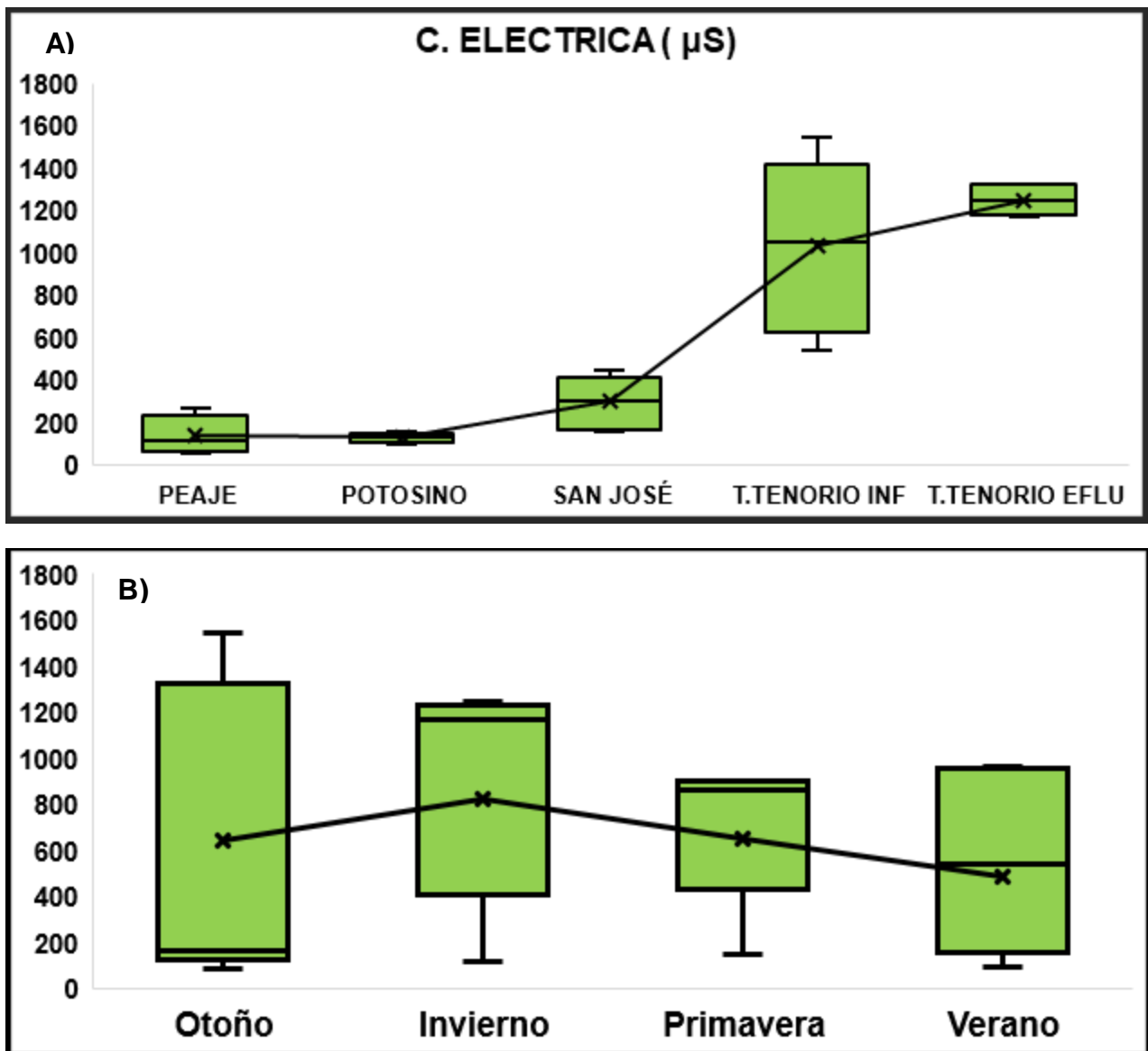


Figura 27. A) Valores promedios de conductividad eléctrica en las estaciones de muestreo. B) Valores promedios de conductividad eléctrica durante los meses de muestreo.

Fósforo Total

Los caudales ecológicos de las presas El Peaje y Potosino presentaron el menor registro con valores similares de 0.1 mg/L y la parte Influyente del Tanque Tenorio fue la que presentó el mayor valor con 9.6 mg/L (figura. 27a). Entre estaciones se presentaron diferencias estadísticas (KW= 69.0; p-valor= 0,000).

El mes que presento el mayor promedio de fósforo fue invierno con 5.2 mg/L, y octubre registró el menor valor con 2.5 mg/L (figura .27b). No se obtuvieron diferencias estadísticas entre los meses de muestreo (KW= 0.25; p-valor= 0,97).

De acuerdo a Moreno *et al.* (2010), la eutrofización como proceso de origen antrópico va deteriorando la calidad del agua, añadiendo mayores cantidades de nutrientes que son elementos esenciales para el crecimiento de organismos, principalmente Nitrógeno (N), Fósforo (P) y Materia orgánica (MO); lo cual enriquece en nutrientes a los sistemas acuáticos, pero limita el oxígeno. Si los niveles de fósforos siguen aumentando, se podría incrementar la cantidad de macrófitas flotantes, éstas producen sombra evitando la actividad fotosintética del fitoplancton y de las algas sumergidas, disminuyendo la concentración oxígeno, y afectando notablemente el ecosistema acuático.

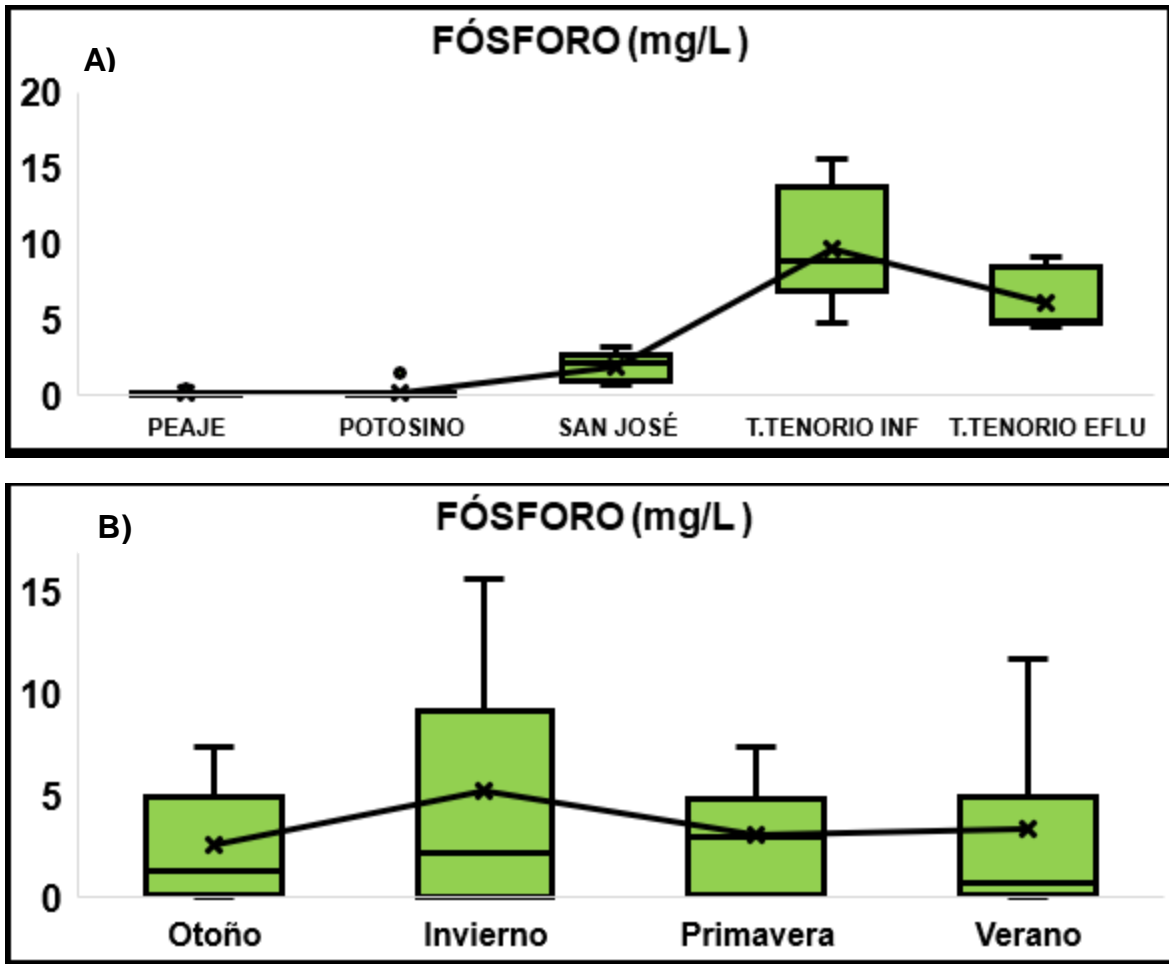


Figura 28. A) Valores promedios de fósforo total en las estaciones de muestreo. B) Valores promedios de fósforo total durante los meses de muestreo.

Turbiedad.

Entre las distintas estaciones de muestreo presentaron diferencias estadísticas significativas ($KW= 16.49$; $p\text{-valor}= 0,002$). Las variables de turbiedad registraron el mayor valor promedio en el caudal ecológico de la presa El Peaje con 106.3 mg/L , y el menor valor promedio lo presentó el caudal ecológico de la presa San José con 3.6 mg/L (Figura 28.a).

De acuerdo con las estaciones del año no se presentaron variaciones significativas ($KW= 1.19$; $p\text{-valor}= 0.754$). Verano fue el mes que presentó el mayor promedio con 66.6 mg/L y otoño el menor valor promedio con 24.5 (figura 28.b). La turbiedad se relaciona con la presencia de materia orgánica, inorgánica, arcilla, lodo y plancton.

(Caicedo & Palacio, 1998.). Pese a esto, autores como Montoya *et al.* (2014), y Mejía *A)* i), mencionan que el aumento de la turbiedad en el agua tiene efectos nocivos directos sobre la fauna acuática en donde se limita el paso de la luz a través del agua y se afecta la productividad de las aguas.

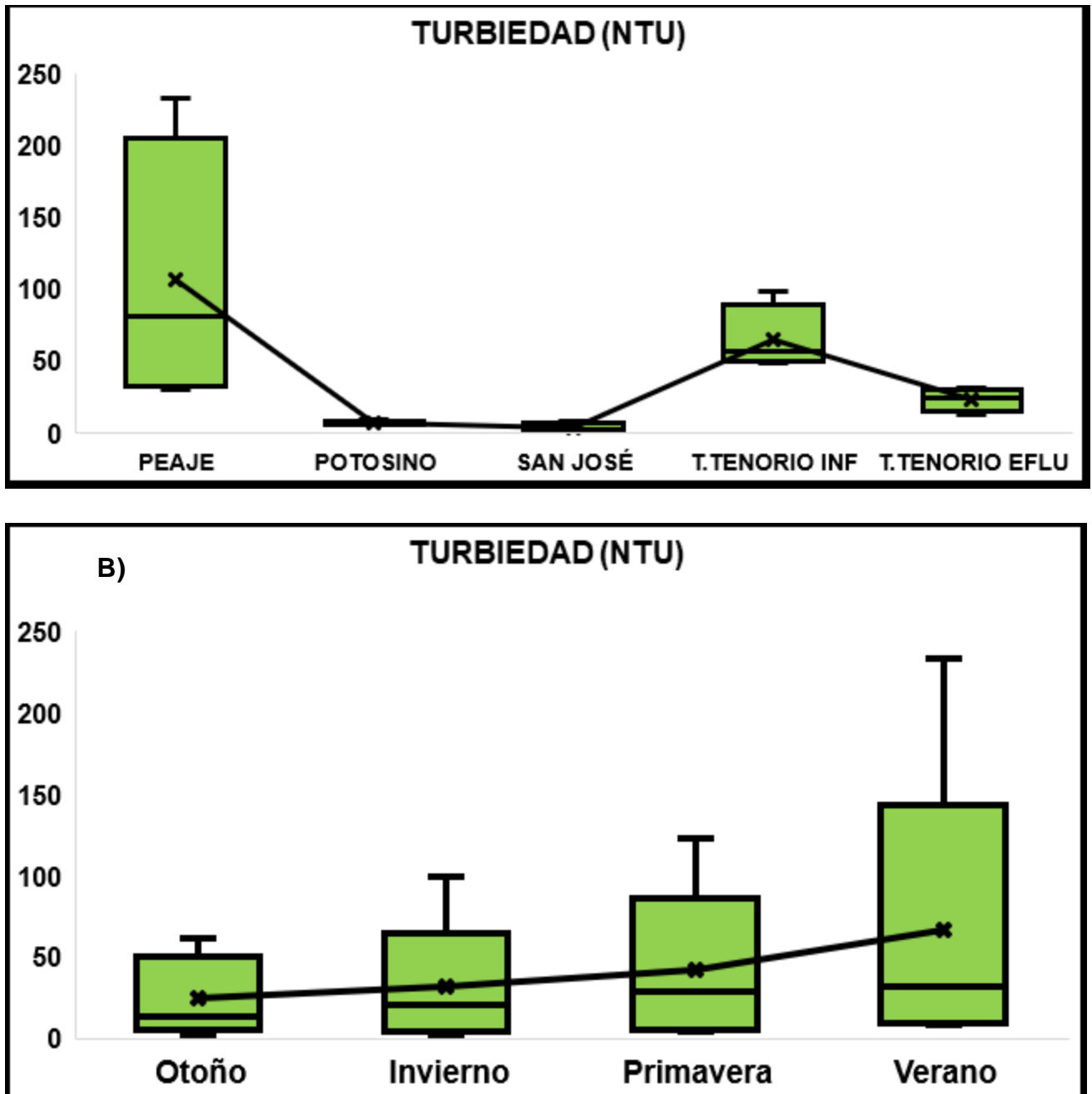


Figura 29. A) Valores promedios de turbidez en las estaciones de muestreo. B) Valores promedios de turbidez durante los meses de muestreo.

Demanda Química de Oxígeno (DQO).

La parte Influyente de la laguna de oxidación del Tanque Tenorio registro el valor promedio más alto de DQO con un 525.5 mg/l y el caudal ecológico de la presa San José fue la de menor promedio con un 29.6 mg/L. (figura. 29a). Se presentaron variaciones estadísticas (KW= 60.42; p-valor= 0,000).

La estación del año presentó el mayor valor promedio con 290.2 mg/L fue invierno y el verano registró el menor promedio con un 88.9 mg/L (Figura. 29b). Entre las estaciones del año no se registraron variaciones estadísticas (KW= 2.59; p-valor= 0,45) Esta presencia de concentraciones altas de DQO en los cuerpos hídricos genera la desoxigenación de los mismos, la cual es la causa de malos olores y de la muerte de la fauna acuática (Sierra, 2018)

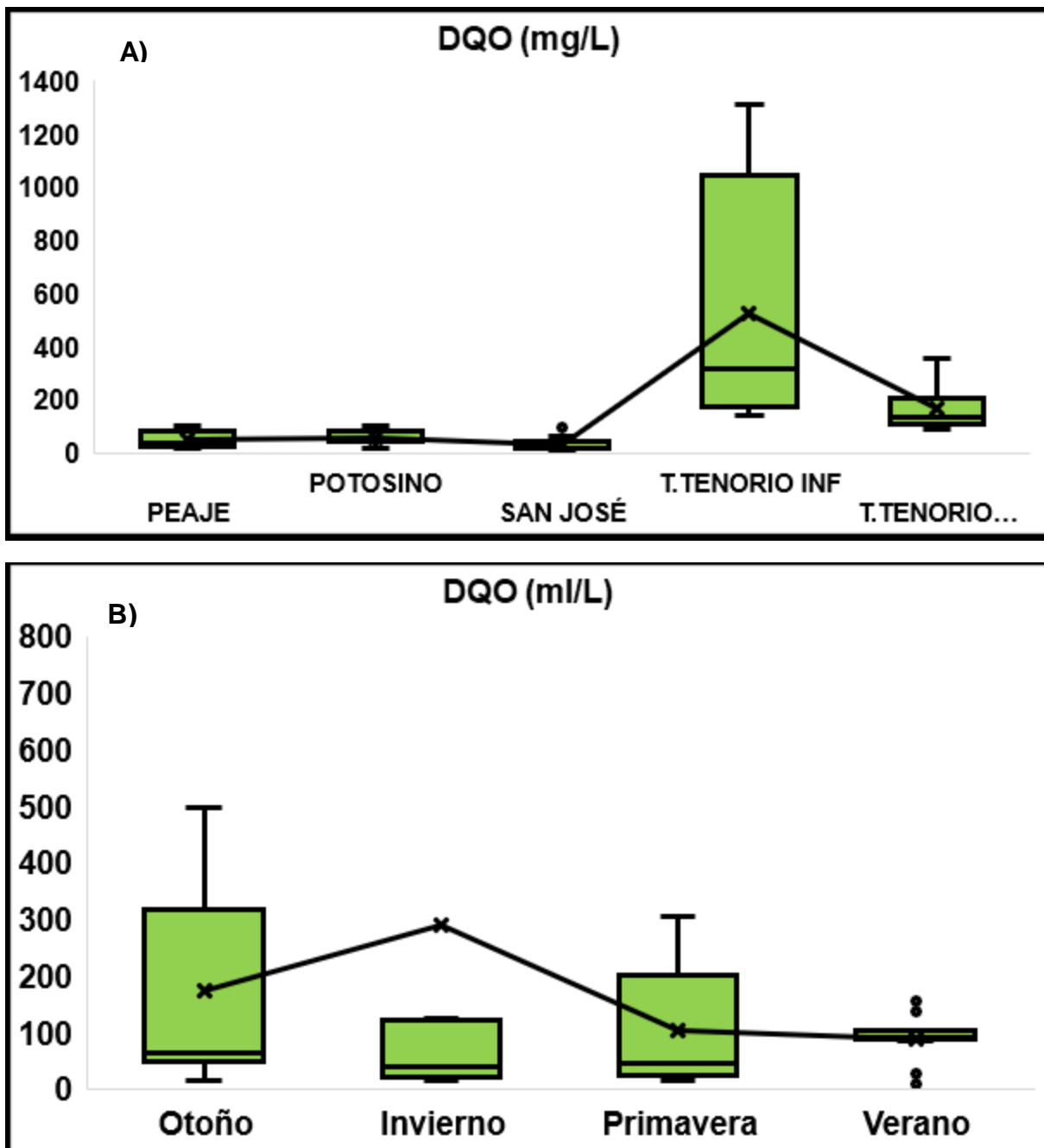


Figura 30. A) Valores promedios de DQO en las estaciones de muestreo. B) Valores promedios de DQO durante los meses de muestreo.

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO).

La parte Influyente de la laguna de oxidación del Tanque Tenorio registro el valor promedio más alto de DBO con un valor de 194.8 mg/l y el caudal ecológico de la presa San José fue la de menor promedio con un 4.6 mg/L (figura. 30a). Se presentaron variaciones estadísticas (KW= 9.20; p-valor= 0.05).

La estación del año presentó el mayor valor promedio con 104.9 mg/L fue invierno y el verano registró el menor promedio con 10.0 mg/L (Figura. 30b). Entre meses de estudio no se registraron variaciones estadísticas (KW= 1.80; p-valor= 0.61). Para el parámetro DBO de manera general su concentración en el agua indica la calidad de recurso, si se tiene valores en un rango de $20 < 40$ mg/L el cuerpo de agua está en capacidad de autodepuración y por ende su contaminación es leve. Si los valores son mayores a 40 mg/L estará contaminada (Sánchez *et al.*, 2007).

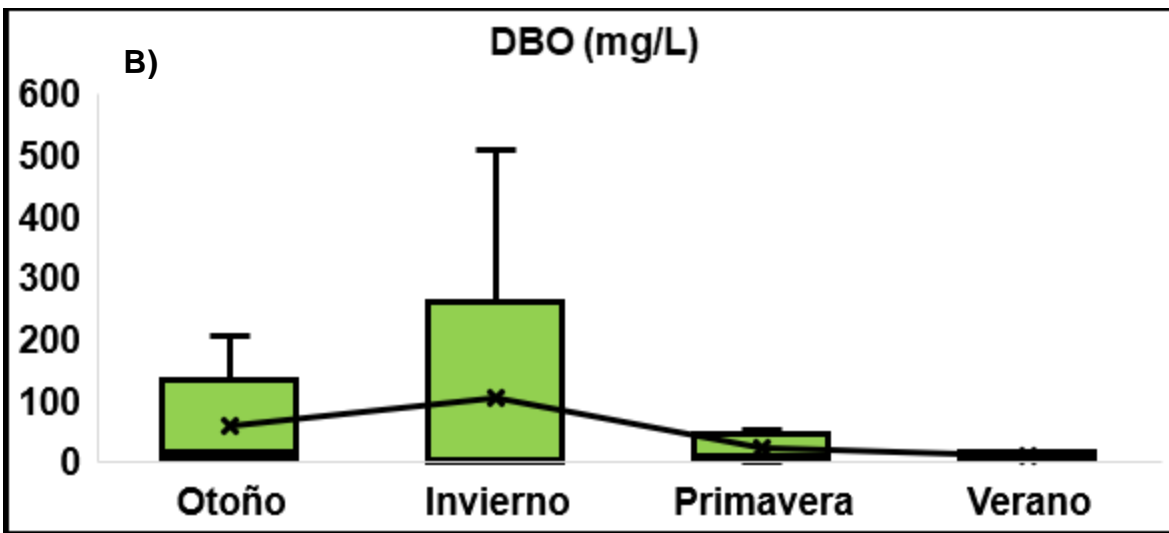
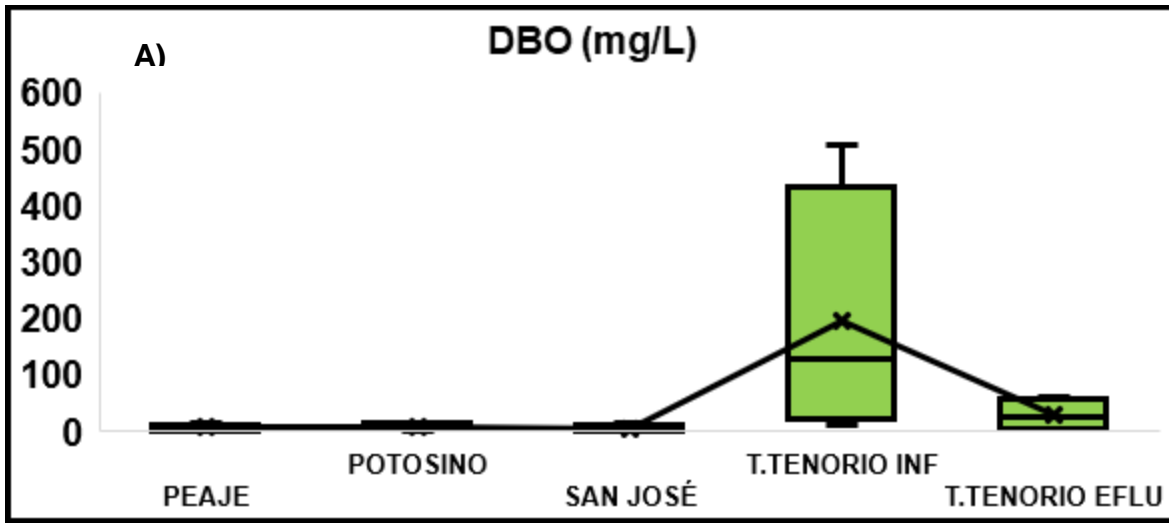


Figura 31. A) Valores promedios de DBO en las estaciones de muestreo. B) Valores promedios de DBO durante los meses de muestreo.

Una vez se determinó los parámetros fisicoquímicos de las muestras de agua de los distintos cuerpos de agua superficiales presente en el valle de San Luis Potosí, se compararon los resultados con las normas NOM-001-SEMARNAT-1996 en su apartado protección para la vida acuática, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. y 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.

Los resultados de Fósforo total, pH, SDT y Temperatura obtenidos y comparados con la NOM-001-SEMARNAT-1996 y NOM-127-SSA1-1994. de los cuatro parámetros que se encuentran en las normas, estos están en los valores límites permisibles. En cuanto a la DQO y la DBO la NOM-001-SEMARNAT-1996 y NOM-127-SSA1-1994, no nos indica los límites permisibles para la DQO y DBO. Pero existe una escala de clasificación de la calidad del agua conforme a la Demanda Química de Oxígeno y la Demanda Biológica de Oxígeno (tablas 3 y 4), donde la DQO determinó que el agua de los caudales ecológicos de las presas EL Peaje, El Potosino, San José y la parte efluente de la 20 laguna de oxidación Tanque Tenorio, se clasifican como aguas superficiales con descarga de aguas residuales de origen municipal. Mientras que la parte Influyente de la laguna de oxidación arrojó aguas superficiales con fuerte impacto de descargas de aguas residuales crudas municipales y no municipales. Es primordial recordar que según la Generalitat de Valencia (2007), la DQO permite medir la cantidad de compuesto o sales minerales oxidables presente en el agua. La disminución de oxígeno en la parte Influyente del Tanque Tenorio se debe a la elevada concentración de materia orgánica presente en el agua.

Por su parte la DBO nos muestra que en los caudales ecológicos de las presas San José, EL Potosino y El peaje tienen calidad aceptable, con indicio de contaminación. Aguas superficiales con capacidad de autodepuración o con descargas de aguas residuales tratadas biológicamente, y en la parte Efluente del Tanque Tenorio nos arroja agua contaminada, que son aguas superficiales con descargas de aguas residuales crudas principalmente de origen municipal, y en la parte Influyente nos indica aguas fuertemente contaminada lo que significa que son aguas superficiales con fuerte impacto de descargas de aguas residuales crudas municipales y no municipales. Esto concuerda con los resultados obtenidos por el índice BMWP.

5.2. Índice Simplificado de Calidad del agua

De forma general, el ISQA presentó un rango de calidad de agua buena para los sitios de muestreos en este caso los caudales ecológicos y las estaciones del año, como se puede ver la calidad fue variando en el transcurso del tiempo ya que en otoño e invierno los caudales ecológicos de las presas El Peaje y Potosino presentaron calidad buena, es decir, agua levemente contaminada, pero de buena calidad. Dudosa para consumo sin purificación y utilizable para cultivos poco resistentes. Por su parte el caudal ecológico de la presa San José mostró una calidad media esto nos indica que son aguas de calidad regular, apta para tratamiento de potabilización y tratamiento para ciertos cultivos.

Es importante mencionar que en la primavera bajo la calidad del agua para las presas el Peaje y Potosino que pasaron de calidad buena a calidad media. Por su parte, la calidad del agua de la presa San José paso de calidad media a calidad mala lo que indica que son aguas altamente contaminadas, dudosa para tratamiento con fines de consumo y solo para cultivos muy resistentes.

En verano por su parte aumentaron las precipitaciones esto favoreció a que la calidad aumentara y se mantuviera igual que en las estaciones de otoño e invierno. En cuanto a la parte Influyente y Efluente del Tanque Tenorio no vario su calidad en las cuatro estaciones del año, donde se mantuvo dentro de los valores de muy mala calidad lo que nos indica son aguas que han sobrepasado la capacidad de autodepuración del agua y son inaceptable para consumo y riego.

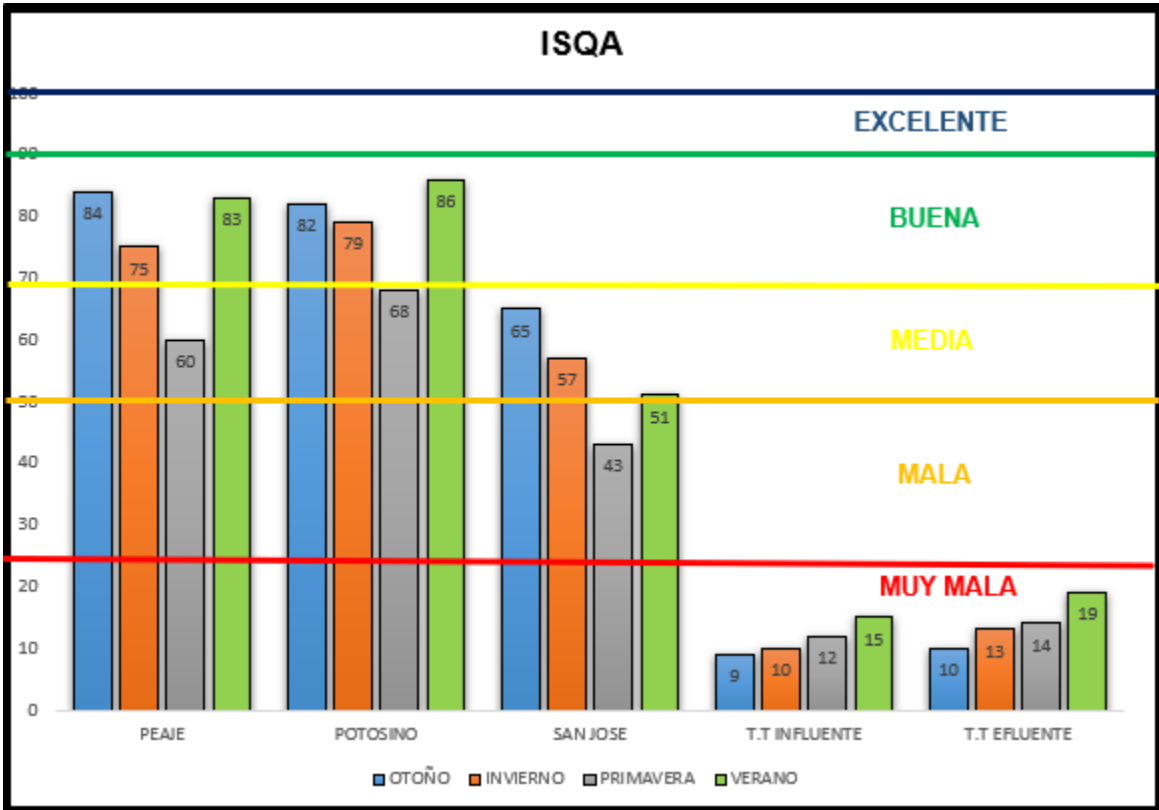


Figura 32. Clasificación de las aguas para los distintos cuerpos de agua presente en el Valle de San Luis Potosí de acuerdo al puntaje del ISQA

5.3. Índices de diversidad

Abundancia relativa por órdenes de insectos acuáticos

Entre todos los sitios muestreados, se registraron un total de 11 órdenes, siendo los órdenes Díptera y Ephemeroptera los de mayor abundancia con un 39.6% y 15.6% respectivamente y Trichóptera el menos abundante con un 0.01% (Figura 13). El Orden Díptera es uno de los grupos de organismos más grandes, reuniendo más de 150.000 especies conocidas (Yeates & Wiegmann, 1999). Los Dípteros han colonizado todos los continentes, incluyendo la Antártica y prácticamente todos los ambientes, excluyendo, al igual que la gran mayoría de los insectos, el mar abierto. Presentan gran plasticidad morfológica y ecológica, encontrándose desde formas adultas completamente aladas hasta otras ápteras, larvas que se alimentan de tejidos vegetales o animales hasta parasitoides y otras que consumen materia en descomposición (González *et al.*, 2016). El Orden Ephemeroptera Se encuentran en casi todos los ambientes de agua dulce, pero son más abundantes y diversos en los fondos rocosos de los ríos. Muchas especies son recolectoras y se alimentan de una variedad de algas unicelulares y detritus; algunas especies son excavadoras en el fondo (Springer *et al.*, 2010).

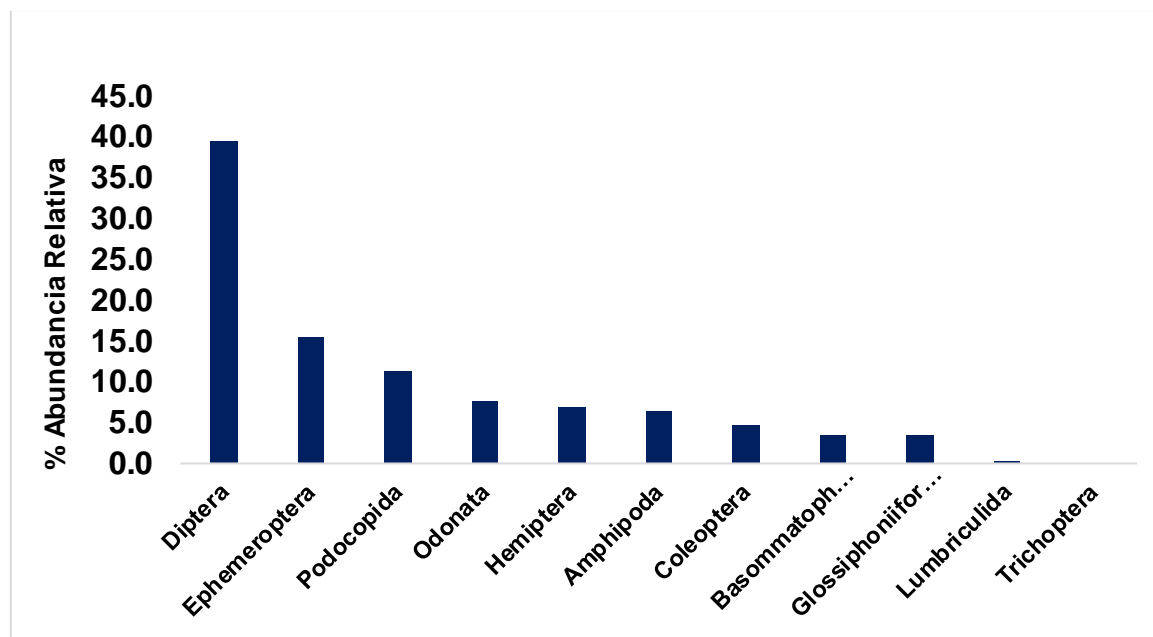


Figura 33. Abundancia relativa de los órdenes de insectos acuáticos colectados

Composición taxonómica de macroinvertebrados en los distintos cuerpos de agua superficiales en el valle de San Luis Potosí.

A lo largo de los muestreos en los cuatro sitios establecidos (El Peaje, El Potosino, San José, y Tanque Tenorio), durante las cuatro estaciones del año empezando en otoño de 2020 hasta verano de 2021, se recolectaron un total de 3393 organismos representados en los Phylum Arthropoda, Mollusca, y Annelida, registrándose la presencia de 34 familias en total, con un subtotal de 28 familias en las clases Insecta, una familia en la clase Malacostraca y uno de la clase Ostrácoda. Por otro lado, tenemos un subtotal de dos familias en la clase Gastrópoda, y dos familias en la clase Clitellata.

Tabla 6. Lista taxonómica de familias de macroinvertebrados en los distintos cuerpos de agua superficiales en el valle de San Luis Potosí.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Género
			Culicidae	<i>Culex</i>
			Simuliidae	<i>Simulium</i>
			Chironomidae	<i>Chironomus</i>
			Tabanidae	<i>hrysops</i>
			Psychodidae	<i>Psychoda</i>
			Ceratopogonidae	<i>Morfoespecie</i>
		Diptera	Syrphidae	<i>Eristalis</i>
			Stratiomyidae	<i>Odontomyia</i>
			Ephydriidae	<i>Brachydeutera</i>
			Muscidae	<i>Lispe</i>
		Ephemeroptera	Baetidae	<i>Baetis</i>
			Caenidae	<i>Caenis</i>
		Hemiptera	Corixidae	<i>Corisella</i>
			Notonectidae	<i>Notonecta</i>
Arthropoda	Insecta		Gerridae	<i>Aquarius</i>
			Belostomatidae	<i>Abedus</i>
			Veliidae	<i>Microvelia</i>
			Mesoveliidae	<i>Mesovelia</i>
			Hydrometridae	<i>Hydrometra</i>
			Mesoveliidae	<i>Mesovelia</i>
		Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Helochaers</i>
				<i>Enochrus</i>
			Dytiscidae	<i>Thermonectus</i>
			Haliplidae	<i>Haliplus</i>
			Elmidae	<i>Heterelmis</i>
		Trichoptera	Polycentropodidae	<i>Polycentropus</i>
		Odonata	Libellulidae	<i>Orthemis</i>
			Aeshnidae	<i>Aesha</i>
			Coenagrionidae	<i>Argia</i>
	Ostracoda	Podocopida	Cyprididae	<i>Cypris</i>
	Malacostraca	Amphipoda	Gammaridae	<i>Gammarus</i>
Mollusca	Gastropoda	Basommatophora	Physidae	<i>Aplexa</i>
			Planorbidae	<i>Helisoma</i>
Annelida	Clitellata	Glossiphoniiformes	Glossiphoniidae	<i>Dacnobjella</i>
		Lumbriculida	Lumbriculidae	<i>Morfoespecie</i>

Abundancia relativa por familias de insectos acuáticos

La familia más abundante fue Culicidae con 746 organismos de los 3393 recolectados, seguida de Baetidae (Ephemeroptera) con 465 organismos, Chironomidae 423 y después las familias con Cyprididae (Podocopida) e Gammaridae (Amphípoda) con 390 y 226 organismos respectivamente.

La Familia Culicidae (zancudos, mosquitos) merece particular atención en todo el mundo, dada la importancia médica y veterinaria de éstos como reservorio y vectores de enfermedades. Son potenciales vectores biológicos de distintos tipos de virus, protozoos y nemátodos, afectando tanto al hombre como a los animales domésticos, tales como Malaria (Lounibos, 2002), Dengue (Moncayo *et al*, 2004), Fiebre Amarilla (Vasconcelos *et al*, 2004), Virus del Nilo Occidental (Kilpatrick *et al*, 2005). También, dadas las capacidades de las distintas especies de Culicidae, para colonizar nuevas regiones con éxito, como es el caso de *Aedes aegypti* y varias especies de *Anopheles* los riesgos potenciales de su acción son concretos (Aviles *et al*, 1999; Domínguez & Lagos, 2001; Gratz, 2004).

Por su parte la familia Baetidae (Ephemeroptera), pueden desarrollarse en diferentes sustratos como roca, arena, barro entre otros (Springer *et al.*, 2010), Esto se relaciona quizás porque la mayoría de ninfas son raspadoras o recolectoras de detritus (Springer *et al.*, 2010), siendo este sustrato preferido porque puede ofertarle una fuente de alimento particular. Además, la mayoría de géneros de la familia Baetidae (Ephemeroptera), tienen preferencia por los hábitats que se encuentran en el flujo rápido de la corriente y caudales moderados a rápidos (Baptista *et al.*, 2000), ya que presentan altas concentraciones de oxígeno disuelto y son más ricos en nutrientes (Baptista *et al.*, 2000).

Mientras que la familia Chironomidae (Díptera), posee una amplia distribución y abundancia, esto puede atribuirse a factores medioambientales como la naturaleza del sustrato, puesto que tienen la capacidad de ocupar y/o habitar un amplio rango de microhábitats como el sustrato limo arcilloso, fango, arena, roca, madera sumergida, sedimentos, grava, canto rodado e incluso plantas acuáticas (Paggi, 2009).

Por el contrario, la distribución y densidad de los ostrácodos es variable. En aguas poco profundas y con materia orgánica la densidad suele ser abundante. Si el sustrato del ambiente acuático es predominantemente mineral, la densidad puede ser menor. La distribución de ostrácodos en la interfase agua-sedimento es función de la disponibilidad de alimento. Los ostrácodos se hallan entre los grupos de crustáceos vivientes más diversificados (Pinto, 2007). De acuerdo a los hábitos alimentarios se distinguen los carroñeros (Martens, 1995), filtradores y carnívoros (Barnes, 1995). Se ubican en el mismo nivel trófico que los herbívoros y detritívoros y compiten con los Chironomidae (Diptera) en el ejercicio de "pastoreo" de algas (Takamura & Yasuno, 1986). Los ostrácodos pueden utilizar sus dientes para raspar la superficie de partículas orgánicas, plantas y algas vivas (Delorme, 1991).

De la misma forma los anfípodos son un eslabón clave en la trama trófica. Son principalmente consumidores, pero también sirve de alimento a varias especies de peces (Musk, 1992; Giorgi *et al*, 1996). El interés por estos organismos se ha incrementado por la posibilidad de utilizarlos como bioindicadores ambientales y de contaminación. Por su parte la familia Gammaridae (Amphípoda), en cuanto a su alimentación está dada fundamentalmente por materia orgánica microscópica, en particular infusorios y plancton. Suelen ser muy abundantes en charcos y zanjones donde se reproducen en forma extraordinaria, y son, sin duda, los responsables del rápido crecimiento de peces (Elacuarista, 2012).

Tabla 7. Abundancia relativa por familia recolectadas en los cuerpos de agua superficiales en el valle de San Luis Potosí.

Familia	Abundancia	% Abundancia Relativa
Culicidae	744	21.5
Simuliidae	49	1.4
Chironomidae	423	12.2
tabanidae	2	0.1
Psychodidae	35	1.0
ceratopogonidae	7	0.2
Syrphidae	82	2.4
Stratiomyidae	2	0.1
Ephyridae	24	0.7
Muscidae	1	0.0
Baetidae	530	15.3
Caenidae	8	0.2
Corixidae	127	3.7
Notonectidae	28	0.8
Gerridae	6	0.2
Belostomatidae	64	1.9
Veliidae	9	0.3
Mesoveliidae	6	0.2
Hydrometridae	3	0.1
Mesoveliidae	1	0.0
Hydrophilidae	64	1.9
Dytiscidae	86	2.5
Halplidae	14	0.4
Elmidae	1	0.0
Polycentropodidae	1	0.0
Libellulidae	39	1.1
Aeshnidae	53	1.5
Coenagrionidae	170	4.9
Physidae	82	2.4
Planorbidae	42	1.2
Glossiphoniidae	125	3.6
Lumbriculidae	11	0.3
Cyprididae	390	11.3
Gammaridae	226	6.5
TOTAL	3455	100

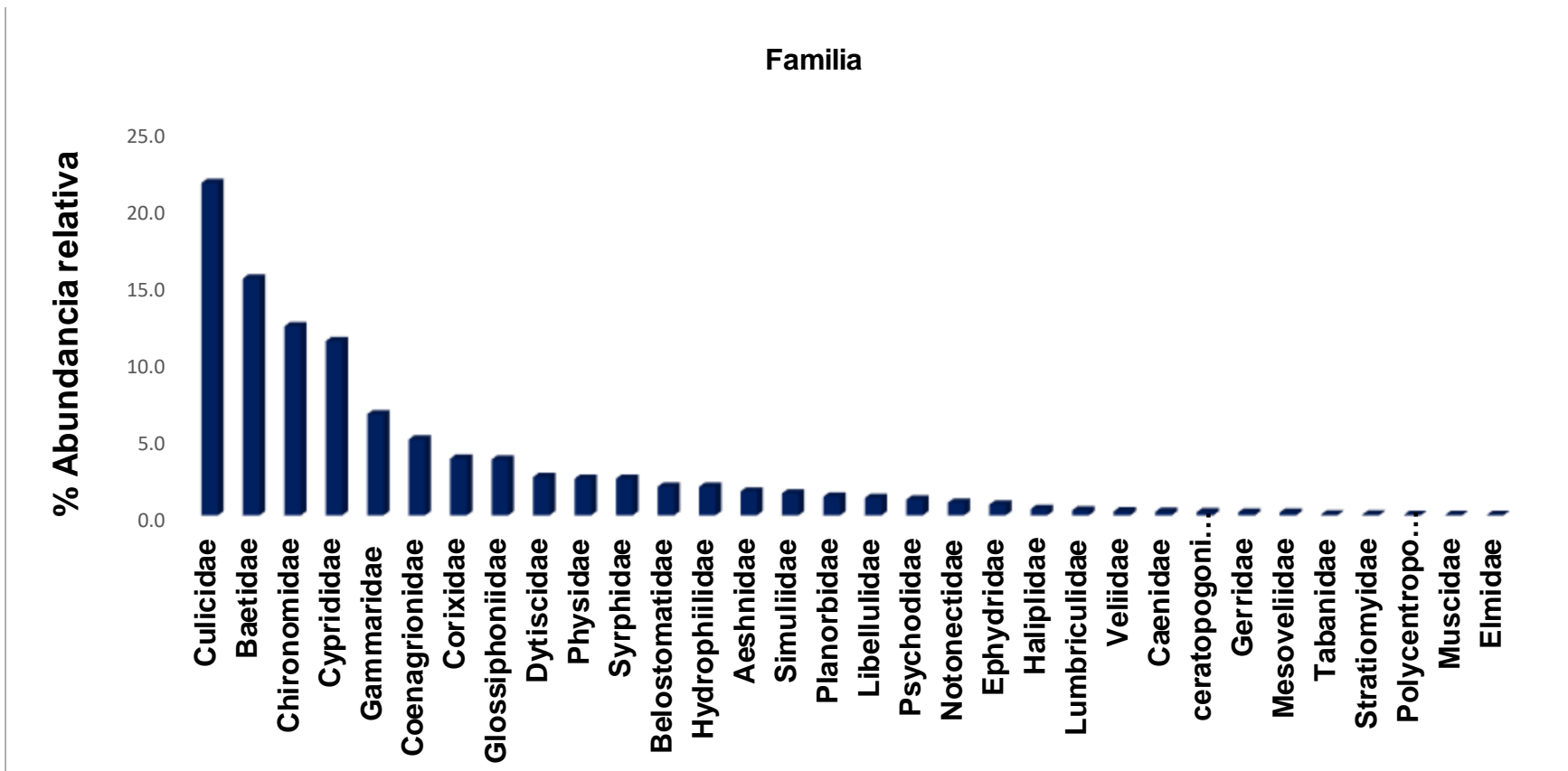


Figura 34. Abundancia relativa de las familias de insectos acuáticos colectadas

Abundancia relativa por géneros de insectos acuáticos

Los géneros *Culex* (Díptera: Culicidae) y *Baetis* (Ephemeroptera:Baetidae) fueron los más representativos con 22.8 % y 14.2 %, respectivamente, los menos representativos fueron *Odontomyia* (Díptera: Stratiomyidae) y *Hrysops* (Díptera: Tabanidae) con 0.1% cada uno (Figura, 10).

Las larvas del género *Culex* (Díptera: Culicidae), ocupan una amplia variedad de microhábitats, encontrándose en cuerpos de agua temporales o permanentes, aunque un gran número de especies son también encontradas en agujeros de árboles, rocas y plantas epífitas. La mayoría de las larvas se alimentan de las partículas en suspensión y microorganismos que extraen del agua con los cepillos bucales filamentosos, Otras especies son depredadores obligatorias o facultativas que capturan y se alimentan en gran medida de los estados inmaduros de otros mosquitos a través de las modificaciones de las mandíbulas o sus cepillos maxilares. La mayoría de las larvas de mosquitos obtienen el oxígeno de la atmósfera al subir hasta la superficie del agua, aunque otras especies obtienen el oxígeno de los vasos de aire de plantas acuáticas, con un sifón especializado (González *et al.*, 2016).

En cuanto al género *Baetis* (Ephemeroptera:Baetidae), sus ninfas son generalmente raspadoras o recolectoras, alimentándose de una variedad de algas y detritus. La mayoría viven en la superficie de piedras, arena o barro; Muchas ninfas forman parte de la deriva o “drift” de los ríos, en muchos casos como parte de un comportamiento defensivo, de dispersión o una consecuencia de actividades de alimentación (deriva accidental). También, la contaminación u otro cambio no favorable en la calidad del agua en un río pueden causar que las efímeras y otros insectos acuáticos entren a la deriva buscando condiciones más adecuadas (Springer *et al.*, 2010)

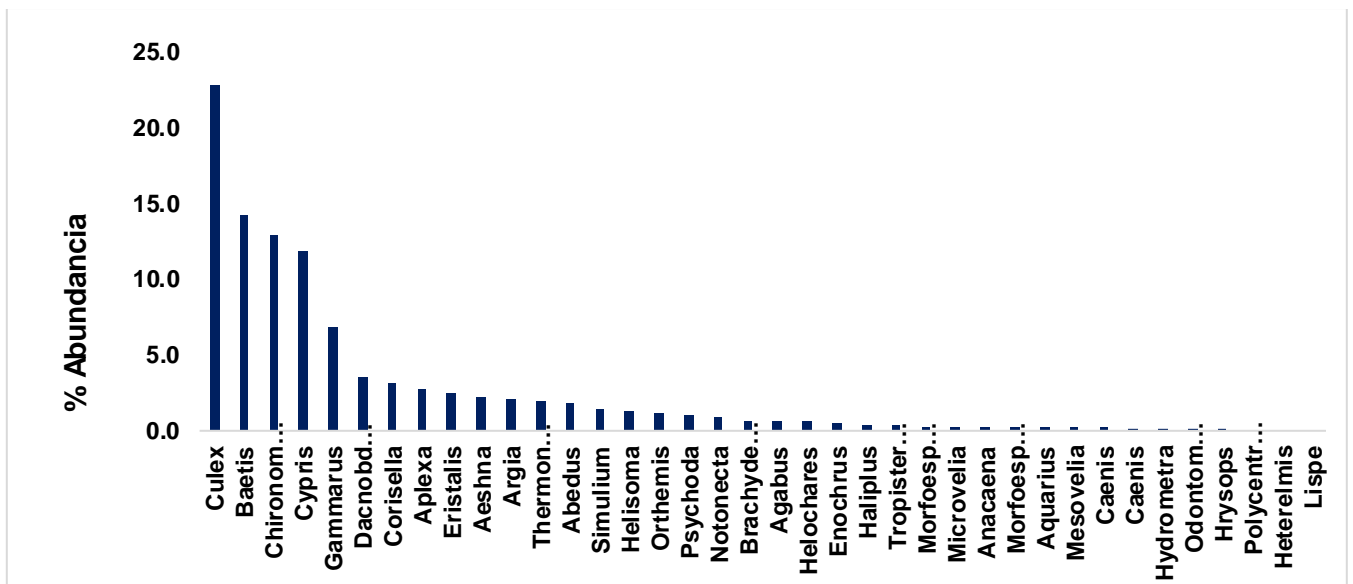


Figura 35. Abundancia relativa de los géneros de insectos acuáticos colectados

Abundancia por sitios de muestreos.

En general las familias más abundantes fueron Culicidae, Baetidae y Chironomidae, pero solo Culicidae y Chironomidae se encontraron en todos los sitios de muestreos, para el caso de las familias Baetidae, Aeshnidae, Hydrophillidae, Dytiscidae se encontraron solo en 3 sitios de muestreos. La familia Aeshnidae Tanto los adultos como las ninfas son depredadores voraces, incluso caníbales. Las presas son en su mayoría invertebrados acuáticos, juveniles de peces y otros organismos acuáticos. Los estadios tempranos pueden consumir microorganismos, como protozoarios. En muchos ambientes acuáticos las ninfas son los depredadores de mayor tamaño, pero a su vez son depredadas por peces y camarones formando un enlace importante en las redes tróficas. Los aésnidos se distribuyen desde el nivel del mar hasta a más de 3 000m de elevación. Habitan cuerpos de agua lénticos y lóticos, por lo general con mucha vegetación (Ramírez, 2010).

De la misma forma a familia Hydrophillidae viven en ambientes lénticos con abundante vegetación sumergida, en estanques temporales poco profundos con fanerógamas acuáticas y gramíneas emergentes, y no es raro verlos volar a la luz durante el verano (Bachmann, 1965; Arce & Novelo, 1990). Tanto larvas como

adultos tienen importancia médica y económica, en otros casos los adultos se han registrado como plaga en criaderos de peces. Además, tanto larvas como adultos controlan poblaciones de invertebrados, así como juveniles de peces y anfibios y constituyen el alimento de peces, anfibios, reptiles, aves y mamíferos acuáticos y terrestres (Leech & Chandler, 1956; Spangler, 1982; Van Tassell, 2000).

De igual importancia los individuos de la familia Dytiscidae se encuentran entre los mejores adaptados para la vida acuática. Además, son los coleópteros acuáticos más diversos con 3.900 especies descritas (Nilsson 2001). Se encuentran en una gran variedad de sistemas acuáticos tales como ríos, quebradas, estanques, lagunas, bromelias y hasta en huecos en troncos de árboles. Están presentes en alturas de hasta 5.000 msnm, en cavernas y aguas subterráneas de hasta 30 m de profundidad (Balke 2005). Las larvas de los ditiscidos pasan por al menos tres estadios y requieren desde unas pocas semanas hasta varios meses para llegar a ser adultos, dependiendo principalmente de la temperatura y la disponibilidad de alimento (White & Roughley 2008). La mayoría de las larvas y adultos de los ditiscidos son depredadores activos, sus presas pueden ser chinches, pequeñas náyades de odonatos, larvas de Tricópteros, entre otros. Sin embargo, los ditiscidos en estadio de larva son presa fácil de los odonatos; cuando son adultos se valen de su tamaño, de la cutícula fuerte que recubre su cuerpo y hasta de secreciones defensivas contra la depredación (Nilsson, 1986).

De las dos familias que predominaron en los sitios de estudio, el género *Culex* fue el que más predominio tuvo. (Figura 10)

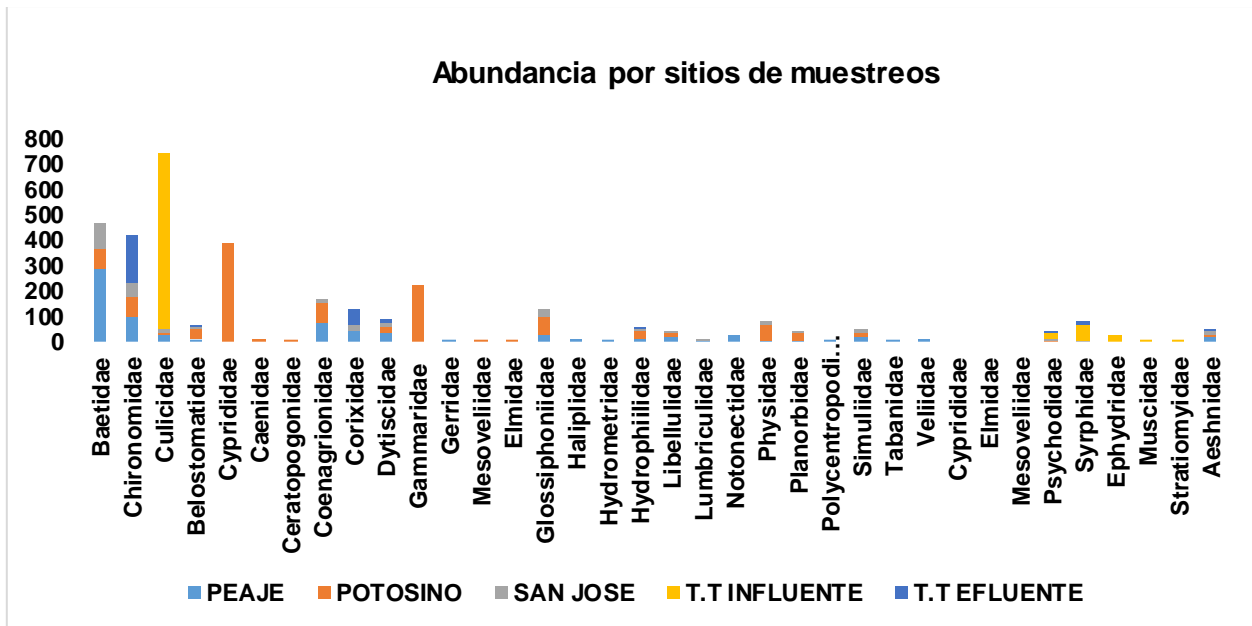


Figura 36. Abundancia general de familias por sitios de muestreo

El mayor número de individuos se registró en EL Potosino (1182), seguido de El Peaje, San José, T.T Influyente, y por último T.T Efluente, por ende, los sitios El Peaje y El Potosino registraron el mayor número de familias. En El Potosino de las 23 familias más representativas fue Cyprididae, seguido Gammaridae y Coenagrionidae.

El género más abundante fue *Cypris* (Podocopida: Cyprididae). En El Peaje y San José, el género más abundante fue *Baetis* (Ephemeroptera: Baetidae) que fue la más representativa seguida de *Chironomus* (Díptera: Chironomidae). En el caso de T.T Influyente el género más abundante fue *Culex* (Culicidae) seguida de *Eristalis* (Díptera: Syrphidae), por último, en el T.T Efluente el género que tuvo una mayor dominancia *Chironomus* (Díptera: Chironomidae) y *Corisella* (Hemiptera, Corixidae:). la familia Corixidae, es la más común de todos los hemipteros, la mayoría se alimentan de algas o detritos, tienen las patas adaptadas para barrer el fondo y buscar su alimento (Fernández & Domínguez, 2001). Esto es una señal de la existencia de altos niveles de materia orgánica en descomposición en el ambiente.

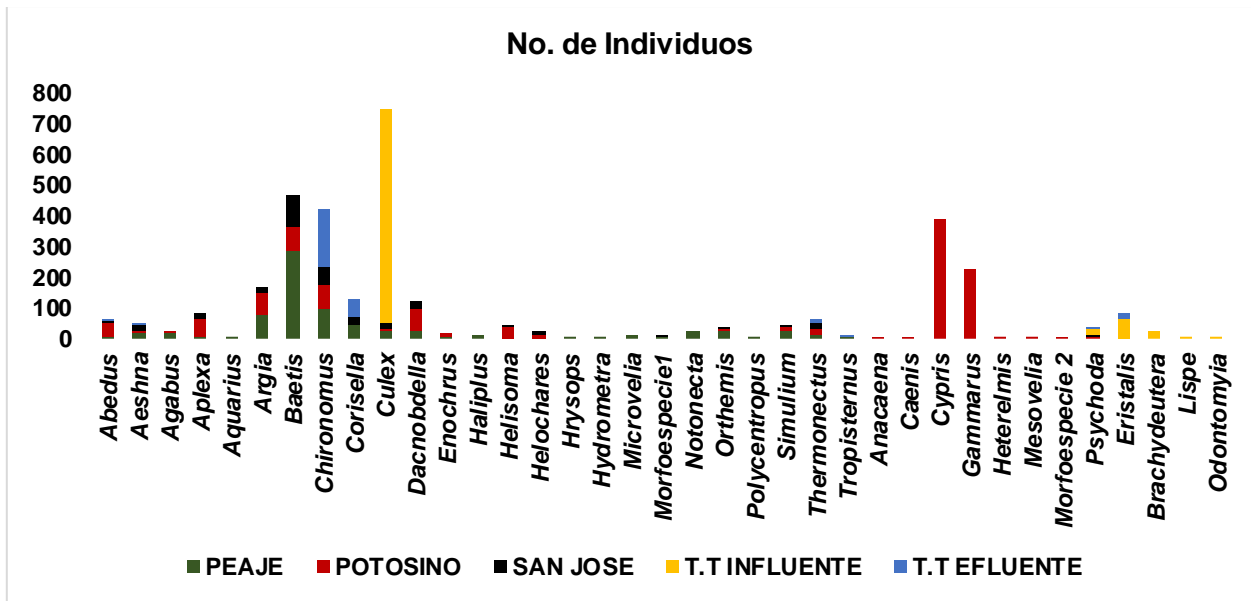


Figura 37. Abundancia general de géneros por sitios de muestreo.

Abundancia por estaciones del Año.

En términos generales fue notable que las familias, Culicidae, Chironomidae, Gammaridae y Syrphidae se mantuviera en todas las estaciones del año. Cabe resaltar que la familia Syrphidae son dípteros que se encuentra en todas las regiones biogeográficas y es especialmente prevalente en las proximidades de los centros de actividad humana (Speight, 2014)). En cuanto a su ciclo de vida, los huevos eclosionan y producen larvas que se alimentan de materia orgánica y se desarrollan durante dos a tres semanas. Las larvas poseen una formación respiratoria posterior a modo de tubo delgado retráctil similar a una cola, rasgo que facilita su identificación y explica que se las conozca como “larvas cola de ratón”. Al llegar a los dos o tres centímetros, las larvas forman pupas que se depositan en la tierra durante ocho a 20 días hasta que eclosionan y aparecen las moscas adultas con aspecto de abeja melífera. Estas moscas son atraídas por el olor a putrefacción y desovan en lugares con materia orgánica en descomposición, por lo que sus huevos o larvas suelen encontrarse en sitios insalubres, sobre heridas infectadas o en vegetales en descomposición (Rivera & Sánchez, 2015)).

Por otro lado, la familia que tuvo una mayor abundancia en verano (periodo de más lluvias), fue la familia Culicidae, otras familias sobresalientes fueron Chironomidae, y Baetidae las cuales dominaron en otoño.

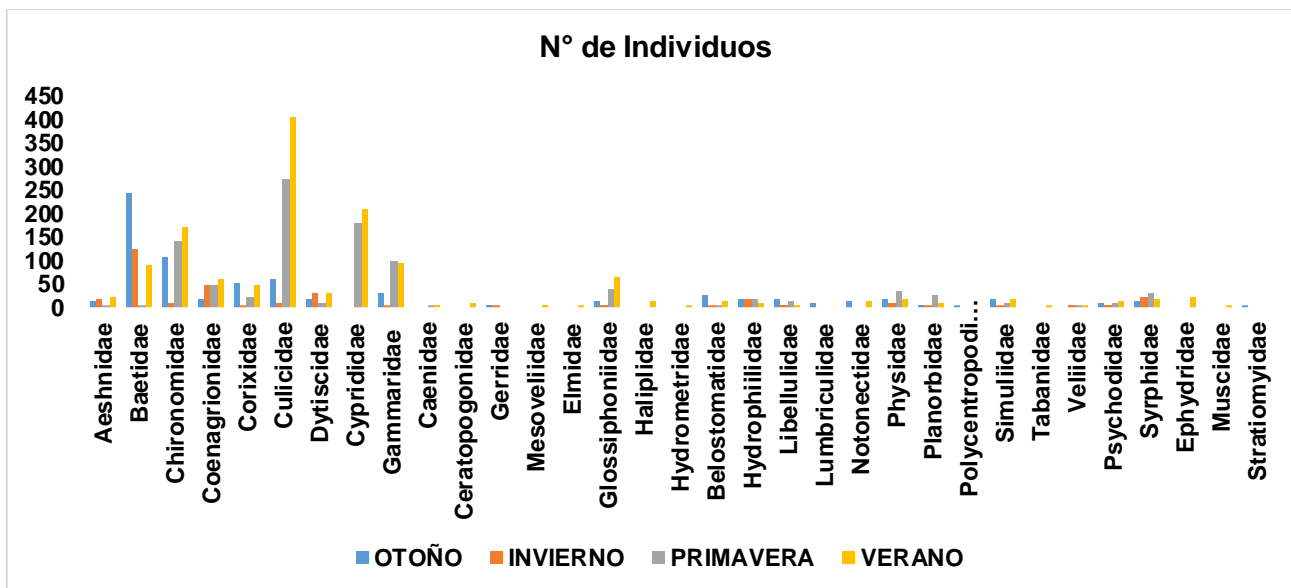


Figura 38. Abundancia general de familia por estaciones del año.

El mayor número de individuos se reportó en verano seguido de primavera. La estación del año donde se registró la menor abundancia fue en invierno seguido de otoño.

El género de mayor abundancia a nivel temporal y espacial fue *Culex*, seguido de *Baetis*, *Cypris* y *Chironomus*. Es importante resaltar que en verano tiene el mayor número de individuos y también presentó el mayor número de géneros. Los géneros con máxima abundancia en verano fueron: *Culex*, *Cypris*, *Chironomus*, *Gammarus*, *Corisella*, *Argia*, *Simulium*, *Thermonectus* y *Dacnobia*.

No obstante, los géneros encontrados solo en este periodo de muestreo fueron: *Brachydeutera*, *Caenis*, *Halipus*, *Heterelmis*, *Hrysops*, *Hydrometra*, *Lispe*, *Mesovelina*, *Microvelia*. En otoño las especies más abundante fueron: *Baetis*, *Corisella*, *Abedus*, *Notonecta*, *Orthemis*, *Chironomus*. Mientras que, el género exclusivo en este periodo fue *Polycentropus*.

Los géneros más abundantes en invierno fueron: *Baetis*, *Eristalis*, *Argia*, *Aeshna*, *Aplexa*, el único género que se encontró en esta época climática fue *Agabus*. En primavera los géneros que as abundaron fueron: *Chironomus*, *Culex*, *Cypris*, *Argia*, *Aplexa*, *Eristalis*, *Gammarus*, *Dacnabdella* y *Helisoma*. En cuanto a los géneros aparecieron en esta estación fueron: *Caenis*, y *Cypris*.

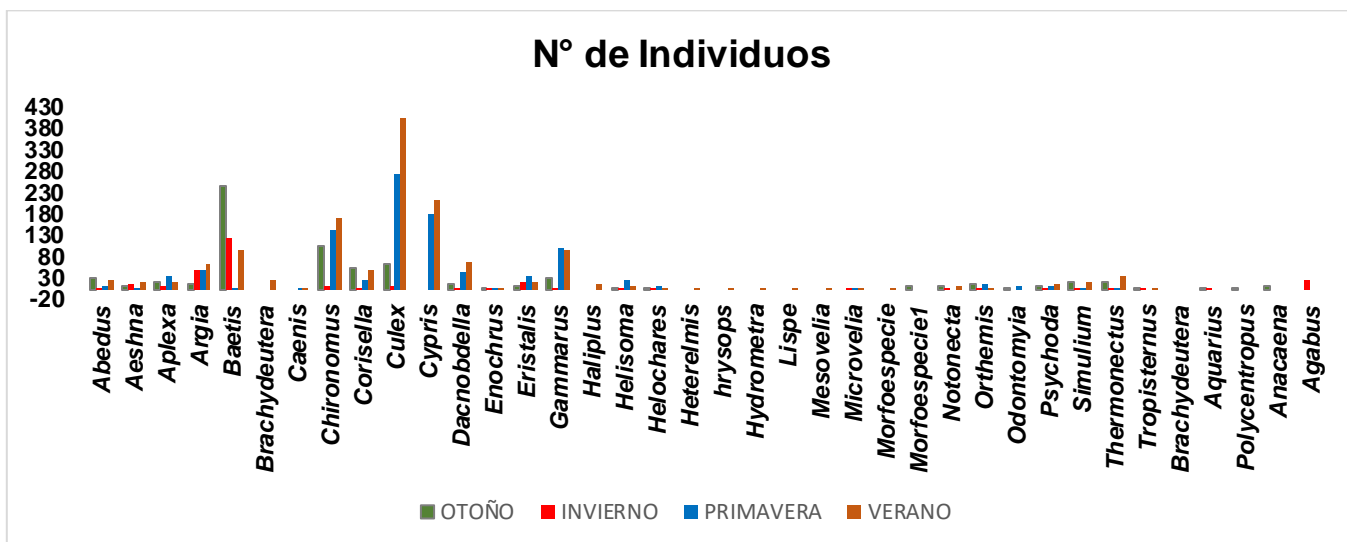


Figura 39. Abundancia general de géneros por estaciones del año

Índices de diversidad por sitios de muestreo

Los resultados de los índices de diversidad de Margalef (DMg), Shannon-Wiener (h'), Simpson (1-D) y de equidad de Pielou (j'), calculados para cada sitio de muestreo, muestran que el caudal ecológico de la presa El Peaje obtuvo el mayor valor para el índice de DMg 3.1, seguido de El Potosino (2.8) San José (2.7), interpretándose los resultados como alta biodiversidad, mientras que para la laguna de oxidación Tanque Tenorio la diversidad de Margalef en la parte efluente dio como resultado un valor de 1.2 y la parte influente 0.7 el cual representa una baja biodiversidad.

Para el índice de Shannon-Weaver (h'), nos arrojó que el caudal ecológico de la presa San José dio un índice alto de 2.3 seguidos de la presa El Peaje y El potosino con un valor de 2.2 el cual representa una biodiversidad normal, en cuanto a la

laguna de oxidación arrojo valores de 0.5 y 1.2, lo que nos indica que en estos sitios la biodiversidad es baja. La baja biodiversidad de macroinvertebrados acuáticos encontrada en este sitio se debe principalmente a que no hay hábitats propicios para albergar grandes cantidades de géneros, ya que los parámetros fisicoquímicos encontrados, específicamente de oxígeno disuelto, se encontraban en bajas concentraciones. La concentración de oxígeno es relevante en la calidad de las aguas, siendo su presencia y concentración esencial para sustentar las diferentes formas de vida para estos organismos.

Mientras que el Índice de Simpson (1-D) nos indica que la menor diversidad fue en la Laguna de oxidación Tanque Tenorio con 0.2 y 0.5, mientras que en los caudales ecológicos de las presas San José (0.86), El Potosino (0.83) y El peaje (0.81).

En cuanto la uniformidad de Pielou (j') hubo una mayor equitatividad en las presas San José (0.8), Potosino (0.74), Peaje (0.72) esto nos dice que no hay una dominancia de alguna familia en particular. Donde sí hubo una mayor dominancia de ciertos géneros fue en la Laguna de oxidación Tanque Tenorio ya que en su parte Influyente obtuvo una equitatividad de 0.3 y la parte Efluente de 0.5. La mayor dominancia la presentaron los géneros *Culex*, *Chironomus* y *Eristalis* (Orden Díptera), que habitan aguas ricas en materia orgánica, lo cual se puede atribuir a su gran capacidad colonizadora, ya que las larvas pueden ocupar diferentes rangos de hábitats, presentes tanto en ambientes acuáticos perturbados como no perturbados, igualmente este orden es el mejor representado por su abundancia y diversidad en ambientes acuáticos continentales (Fernández & Domínguez, 2001). Este grupo tiene algunas ventajas sobre otros insectos, como tolerancia a la presencia de materia orgánica, alta disponibilidad de alimento y posiblemente la reducción de los depredadores y de competidores naturales (Caicedo & Palacio, 1998).

Otro aspecto relevante son sus ciclos de vida, ya que la variedad de hábitats que ocupan los estados preimaginales de dípteros acuáticos es superior a las de cualquier otro orden de insectos (Fernández & Domínguez, 2001).

Tabla 8. Índices de diversidad para los sitios de muestreos.

SITIOS	N° de INDIVIDUOS	UNIFORMIDAD DE PIELOU	DIVERSIDAD DE SHANON WIENER	DOMINANCIA SIMPSON	DIVERSIDAD DE MARGALEF
PEAJE	737	0.7258	2.244	0.8115	3.181
POTOSINO	1188	0.7412	2.257	0.834	2.825
SAN JOSE	349	0.8394	2.378	0.8642	2.733
T.T INFLUENTE	812	0.314	0.5627	0.2536	0.7463
T.T EFLUENTE	307	0.5943	1.236	0.5711	1.222

Índices de diversidad por estaciones del año.

Los índices ecológicos para las estaciones de año presentaron valores, donde el periodo que registro la mayor diversidad de Margalef (DMg) que corresponde a la época de verano con un valor de 4.1 los que nos indica que hubo una alta biodiversidad, esto debido a la alta precipitación de lluvias que tuvo esa estación del año, seguido de Invierno (3.8), Otoño (3.6) y Primavera (3.0)

Para el índice de Shannon-Weaver (h'), nos indica que la estación del año que tuvo el mayor puntaje con 2.47 fue verano, seguido de otoño (2.4), invierno (2.3) y Primavera (2.47) esto nos dice que la biodiversidad estuvo entre los valores normales.

Por su parte el Índice de Simpson (1-D) arrojó que las cuatro estaciones del año obtuvieron casi el mismo resultado (por encima de 0.8) lo que nos dice que las comunidades son muy diversas y que no hay una dominancia de una familia o género en particular en las cuatro estaciones, esto lo complementa la uniformidad de Pielou (j'), que para cada estación del año los valores que se estuvieron fueron entre 0.71 y 0.74 lo que nos muestra que no hay una dominancia de ningún género o familia.

Tabla 9. Índices de diversidad por estaciones del año.

ESTACIONES DEL AÑO	N° de INDIVIDUOS	UNIFORMIDAD DE PIELOU	DIVERSIDAD DE SHANON WIENER	DOMINANCIA SIMPSON	DIVERSIDAD DE MARGALEF
OTOÑO	702	0.7459	2.401	0.8364	3.662
INVIERNO	319	0.7391	2.317	0.813	3.816
PRIMAVERA	973	0.7379	2.281	0.849	3.052
VERANO	1399	0.7193	2.47	0.8619	4.144

Índice Biological Monitoring Working Party

Una vez identificados a nivel de familia los 3393 organismos recolectados (34 familias), se procedió a calcular el índice BMWP para los cuerpos de agua superficiales en el valle de San Luis Potosí con base en la puntuación de sensibilidad a los contaminantes. Para esto, se tomó como base la tabla 1, Clasificación de las familias de macroinvertebrados para el BMWP/Méx.

Con base a la tabla No 1, se puede indicar que los sitios muestreados en el valle de San Luis Potosí presentan desde aguas limpias, como lo indica la presencia de las familias Dytiscidae, Polycentropodidae, Simuliidae, y Aeshnidae; por otro lado, tenemos presencia de aguas muy contaminadas como lo muestra la presencia de las familias Syrphidae, Chironomidae, Culicidae, Ephydriidae y Psychodidae.

Posteriormente se procedió a calcular el índice BMWP para los caudales ecológicos de las presas El Peaje, El Potosino y San José. También la laguna de oxidación Tanque Tenorio en su parte Influyente y Efluente, para determinar su nivel de calidad de sus aguas.

Presa el Peaje.

Para el caudal ecológico de la presa El Peaje, se obtuvo un valor de BMWP de 81 puntos que nos indican que son aguas de calidad regular, eutrofia, contaminación moderada (figura, 15). Si bien de acuerdo al valor del BMWP para las estaciones del año, otoño presentó un valor de BMWP de 102 lo que nos indica Aguas de calidad buena, no contaminadas o no alteradas de manera sensible. La estación del año que presentó el valor más bajo fue primavera con un valor de BMWP de 46 lo que nos dice que las Aguas son de calidad mala, contaminadas. Es importante mencionar que en este sitio se encontraron ejemplares de las familias Dytiscidae, Polycentropodidae, el índice BMWP, las coloca como unas de las familias indicadoras de la buena calidad de las aguas. La familia Dytiscidae, son indicadores de aguas claras y algunos géneros de aguas moderadamente contaminadas. Como menciona Ward (1992), los niveles altos de sólidos disueltos totales en el agua

reducen la visión y esto hace que se altere sus hábitos depredadores de otros organismos acuáticos. Por su parte la familia Polycentropodidae, viven en aguas de poca corriente o lénticas, con mucha vegetación. Y son indicadores de aguas oligomesotróficas (Roldán, 1988). Por su parte la mayoría de tricópteros prefieren un pH con valores entre neutro a ligeramente básico, fuera de este rango se reduce la diversidad por estrés fisiológico (Roldán, 2012).







NIVEL DE CALIDAD	BMWP	COLOR REPRESENTATIVO
Aguas de calidad excelente	>120	
Aguas de calidad buena, no contaminadas o no alteradas de manera sensible.	101-120	
Aguas de calidad regular, eutrofia, contaminación moderada	61-100	
Aguas de calidad mala, contaminadas.	36-60	
Aguas de calidad mala, muy contaminadas.	16-35	
Aguas de calidad muy mala extremadamente contaminadas.	<15	

Figura 40. Clasificación de las aguas para la presa El Peaje de acuerdo al puntaje del BMWP

Presa El Potosino.

Para el caudal ecológico de la presa El Potosino, se obtuvo el valor promedio del índice BMWP, de 71 puntos. Este valor corresponde a aguas de clase III (figura, 16), que son aguas de calidad regular, eutrofia, contaminación moderada. Para las estaciones del año, verano presentó un valor de BMWP de 99 lo que nos indica Aguas de calidad buena, no contaminadas o no alteradas de manera sensible. La estación del año que presento el valor más bajo fue invierno con un valor de BMWP de 44 lo que nos dice que las Aguas son de calidad mala, contaminadas. Este sitio se caracterizó por la alta presencia de las familias Gammaridae, Cyprididae.

La familia Gammaridae muestra una alta sensibilidad a la contaminación y muchas especies son empleadas en estudios ecotoxicológicos sobre distintos contaminantes y en estudios de impacto ambiental tanto en aguas marinas como continentales (Rinderhagen *et al.*, 2000). Mientras que la familia Cyprididae se encuentran en cuerpos de agua temporales y tienen huevos resistentes a la sequía, reproducción mixta / partenogenética y capacidad para nadar. Estos atributos

biológicos los pre-adaptan para formar radiaciones exitosas en estos hábitats (mindat.org, 2022).

Ciertas especies poseen preferencias ecológicas restringidas, siendo muy sensibles a los cambios en la temperatura (Viehberg, 2006), conductividad (Pérez *et al*, 2011), salinidad (Keyser, 1977) y cambios en la profundidad del agua (Pérez *et al*, 2010).







NIVEL DE CALIDAD	BMWP	COLOR REPRESENTATIVO
Aguas de calidad excelente	>120	
Aguas de calidad buena, no contaminadas o no alteradas de manera sensible.	101-120	
Aguas de calidad regular, eutrofia, contaminación moderada	61-100	
Aguas de calidad mala, contaminadas.	36-60	
Aguas de calidad mala, muy contaminadas.	16-35	
Aguas de calidad muy mala extremadamente contaminadas.	<15	

Figura No. 41 Clasificación de las aguas para la presa El Potosino de acuerdo al puntaje del BMWP

Presa San José

En el caudal ecológico de la Presa San José, se obtuvo el valor promedio del índice BMWP, de 59 puntos. Este valor corresponde aguas de calidad mala, contaminadas. Por su parte invierno fue la estación del año donde se registró el valor más bajo de BMWP con 49 puntos. Las familias más que estuvieron en este sitio fueron Baetidae, Simuliidae y Coenagrionidae. Cabe resaltar que estas tres familias viven en ecosistemas loticos con corrientes de aguas muy oxigenada y son indicadores de aguas limpias, aunque pueden tolerar un poco de contaminación orgánica (Roldán, 1988).

Organismos de la familia Baetidae por lo general son colectados en hábitats que se encuentran en el flujo rápido de la corriente y caudales de moderados a rápidos (Baptista *et al.*, 2000; Domínguez *et al.*, 2009), ambientes con altas concentraciones de oxígeno disuelto y ricos en nutrientes que facilitan el establecimiento de una fauna béntica diversa (Baptista *et al.*, 2000). Con relación al orden Ephemeroptera, Pérez y Segnini (2005) resaltan que generalmente esta biota es abundante en ríos y quebradas en periodos de lluvias altas y bajas.

A pesar de que las larvas de Simuliidae son potencialmente colonizadoras, requieren de condiciones adecuadas para su desarrollo, es decir, se asocia con ciertos parámetros ecológicos, hidrológicos y fisicoquímicos de los cuerpos de agua, su distribución depende de factores como la turbiedad, salinidad, pH, concentración de oxígeno disuelto, temperatura, altitud, velocidad del agua, tipo de sustrato e insolación (Coscarón & Cascarón, 2007).

Mientras que algunas especies de odonatos (Coenagrionidae), ocupa las pozas temporales marginales de los arroyos como una adaptación para reducir la depredación por peces, ya que en estos sitios temporales generalmente no hay peces. Si la tolerancia a los cambios de pH es mayor en odonatos que en peces depredadores, esto puede ser factor importante debido a que la mayor tolerancia se convierte en una adaptación ventajosa, un cambio brusco de pH (contaminación) puede eliminar a los peces, pero no a los odonatos (Henrikson, 1988).







NIVEL DE CALIDAD	BMWP	COLOR REPRESENTATIVO
Aguas de calidad excelente	>120	
Aguas de calidad buena, no contaminadas o no alteradas de manera sensible.	101-120	
Aguas de calidad regular, eutrofia, contaminación moderada	61-100	
Aguas de calidad mala, contaminadas.	36-60	
Aguas de calidad mala, muy contaminadas.	16-35	
Aguas de calidad muy mala extremadamente contaminadas.	<15	

Figura 42. Clasificación de las aguas para la presa San José de acuerdo al puntaje del BMWP.

Parte Influyente Tanque Tenorio.

Los resultados del índice BMWP, para la parte Influyente de la laguna de oxidación Tanque Tenorio fueron registrados una cantidad considerable de macroinvertebrados acuáticos indicadores de mala calidad de aguas. Según el índice BMWP, la parte influyente se ubica en la clase VI, donde están las aguas de calidad muy mala, extremadamente contaminada; aquí se encuentra la presencia de dípteros de las familias Syrphidae, Culicidae, Psychodidae, Stratiomyidae. Estas larvas viven en aguas estancadas o de corriente, resisten altos grados de contaminación y son indicadores de agua de mala calidad (Gamboa *et al.*, 2008).

NIVEL DE CALIDAD	BMWP	COLOR REPRESENTATIVO
Aguas de calidad excelente	>120	Dark Blue
Aguas de calidad buena, no contaminadas o no alteradas de manera sensible.	101-120	Light Blue
Aguas de calidad regular, eutrofia, contaminación moderada	61-100	Green
Aguas de calidad mala, contaminadas.	36-60	Yellow
Aguas de calidad mala, muy contaminadas.	16-35	Orange
Aguas de calidad muy mala extremadamente contaminadas.	<15	Red

Figura 43. Clasificación de las aguas para la parte Influyente de la Laguna de Oxidación Tanque Tenorio de acuerdo al puntaje del BMWP

Parte Efluente Tanque Tenorio.

En la parte Efluente de la PTAR Tanque Tenorio, el índice BMWP dio valor de 24 puntos, que corresponde a aguas de clase V, que son aguas de calidad mala, muy contaminadas. La estación del año donde se presentó el valor más alto de BMWP fue verano con una puntuación de 37 lo que las clasifica en aguas de clase IV, lo que significa que las aguas son de calidad mala, contaminadas.

En esta parte se encontraron familias indicadoras de aguas medianamente contaminada como Corixidae, Chironomidae, Psychodidae y Hydrophiilidae.

Contreras *et al.* (2001), quienes reportaron que algunas especies de la familia Corixidae no se presenta en un sistema determinado cuando el pH alcanza valores de 6.9, y se presenta a valores de 7.1 en adelante, y los valores de temperatura superiores a los 20 °C provoca que las especies de coríxidos migren hacia otros sistemas, haciendo disminuir su abundancia.

Por su parte la familia Psychodidae se pueden encontrar sobre sustratos rocosos en zonas con material alóctono y en descomposición, con alta intervención antrópica (Roldán, 2003). La presencia de la familia Chironomidae se explica porque las larvas poseen un tipo de hemoglobina que además del color rojo les confiere la habilidad de vivir en lugares con muy bajos niveles de oxígeno (Epler, 2001). Además, porque

pocos competidores y depredadores toleran dicha condición. Lo encontrado en este estudio coincide con lo reportado por Carranza (2006).

Otra característica primordial es que tienen la capacidad de tolerar pH ácidos, altos grados de salinidad y bajos niveles de oxígeno (Paggi, 2009). Tienen además la capacidad para sobrevivir en diferentes tipos de hábitats y tolerar ambientes ricos en carga orgánica residual. Dichas larvas pueden alcanzar altas densidades y pueden procesar grandes cantidades de alimento y eliminar la materia en suspensión que la transfiere a las redes bénticas, como lo reportan Henriques-Oliveira *et al*, (2003). La presencia de Chironomidos contribuye a la buena salud de los ecosistemas, debido a que son consumidores importantes de materia orgánica particulada; detritos, restos en descomposición de plantas, algas y animales, y, además, enriquecen la dieta de los peces, crustáceos, odonatos, coleópteros y hemípteros que se alimentan de ellos, pues sus tejidos contienen altos niveles de proteína (Sotelo *et al*, 2014).







NIVEL DE CALIDAD	BMWP	COLOR REPRESENTATIVO
Aguas de calidad excelente	>120	
Aguas de calidad buena, no contaminadas o no alteradas de manera sensible.	101-120	
Aguas de calidad regular, eutrofia, contaminación moderada	61-100	
Aguas de calidad mala, contaminadas.	36-60	
Aguas de calidad mala, muy contaminadas.	16-35	
Aguas de calidad muy mala extremadamente contaminadas.	<15	

Figura 44. Clasificación de las aguas para la parte Influyente de la Laguna de Oxidación Tanque Tenorio de acuerdo al puntaje del BMWP

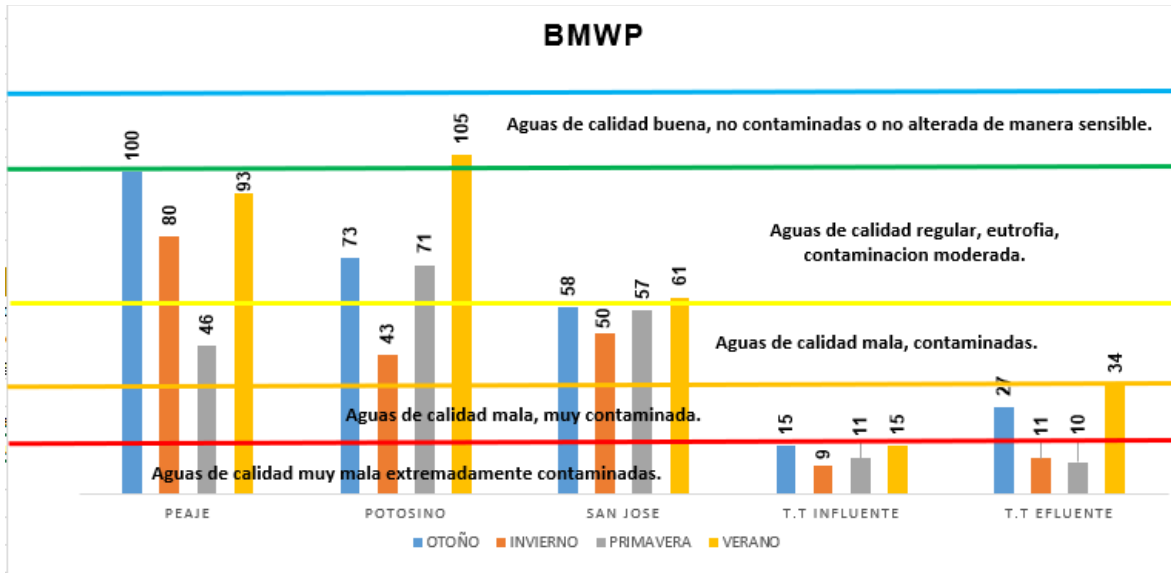


Figura 45. Clasificación de las aguas para los distintos cuerpos de agua presente en el Valle de San Luis Potosí de acuerdo al puntaje del BMWP

Los resultados obtenidos para determinar calidad del agua utilizando la biodiversidad de Macroinvertebrados, su presencia o ausencia aplicando el índice biológico BMWP, se observa que el número de familias decrece a medida que las condiciones de calidad disminuyen.

Para todos los sitios de muestreo, hubo presencia de macroinvertebrados, en las cuatro estaciones del año. En el caudal ecológico de la presa El Peaje generó un índice BMWP de 81 donde nos indica que las aguas son de calidad regular, eutrofia, contaminación moderada, en este punto se pudo observar una gran alteración ocurrida en la estación de primavera que fue vaciada su totalidad las aguas de la presa El Peaje ya que esta presentó una falla en su estructura y para el mantenimiento de esta fue drenada en totalidad. En el caudal ecológico de la presa El Potosino el BMWP dio como resultado un valor de 71 lo que nos indica Aguas de calidad regular, eutrofia, contaminación moderada.

Por su parte el caudal de la presa San José dio un índice BMWP de 59 lo que nos indica que sus Aguas son de calidad mala, contaminadas. Y para la laguna de oxidación Tanque Tenorio los valores de BMWP fueron de 12 y 24 los que nos dice

que son Aguas de calidad mala, muy contaminadas, o aguas de calidad muy mala extremadamente contaminadas.

5.4. Índice de similitud y análisis canónico

Análisis de similitud de para las estaciones del año y los sitios de muestreo.

De acuerdo con los resultados obtenidos en el índice de similaridad de Jaccard a nivel de género por estaciones del año, se observa la formación de dos grupos donde la mayor similitud se presentó en los caudales ecológicos de las presas San José y Peaje. Esta similitud puede deberse a que estas dos estaciones presentaron condiciones ambientales muy parecidas.

A nivel de estaciones del año muestra la formación de dos grupos, la mayor similitud se dio entre las estaciones del año de otoño e invierno.

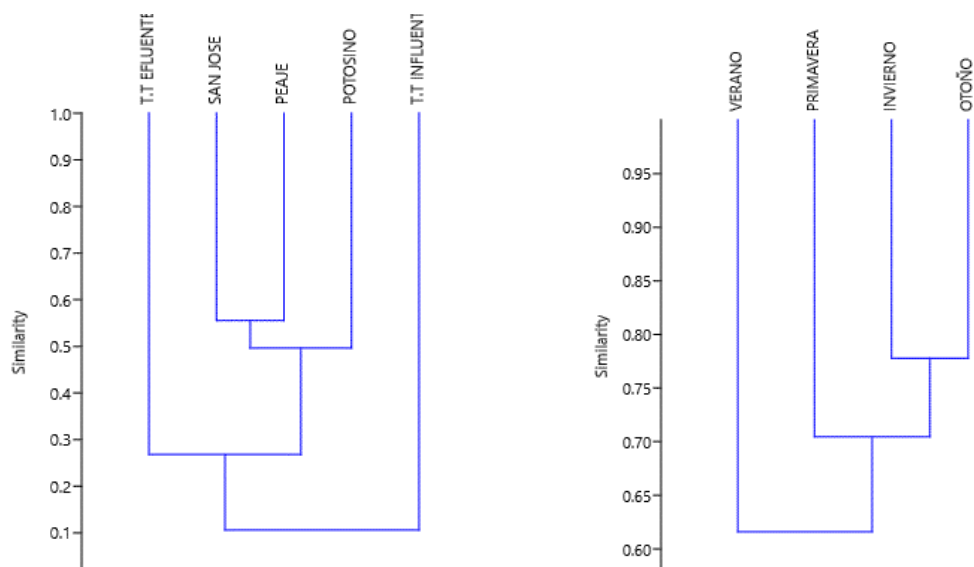


Figura 46. Diagrama que muestra la similitud Jaccard entre los sitios de muestreo.

Por su parte los resultados del análisis de similitud de Bray- Curtis, teniendo en cuenta las estaciones del año, se presentó la formación de dos grupos, donde los muestreos con mayor similitud se dieron entre primavera y verano, seguido de otoño e invierno, esto se debió a las condiciones climáticas a la que se encontraba sometida el área de estudio. Por otro lado, a nivel de sitios de muestreo el análisis de similitud de Bray-Curtis nos arrojó la formación de dos grupos con mayor similitud que fueron San José y Peaje esto se puede deber a las condiciones morfológicas como la vegetación ribereña, la poca corriente y la profundidad.

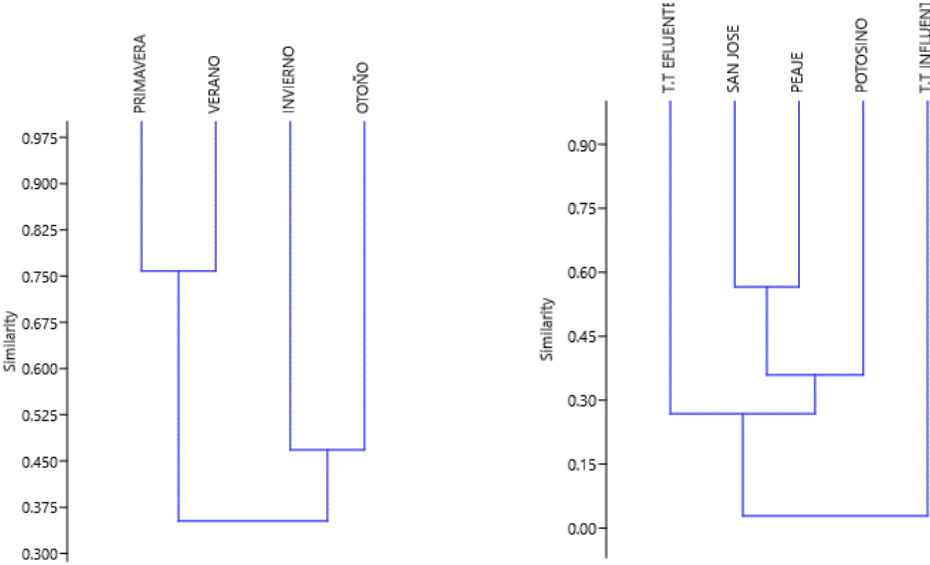


Figura 47. Diagrama que muestra la similitud Bray-Curtis entre los sitios de muestreo.

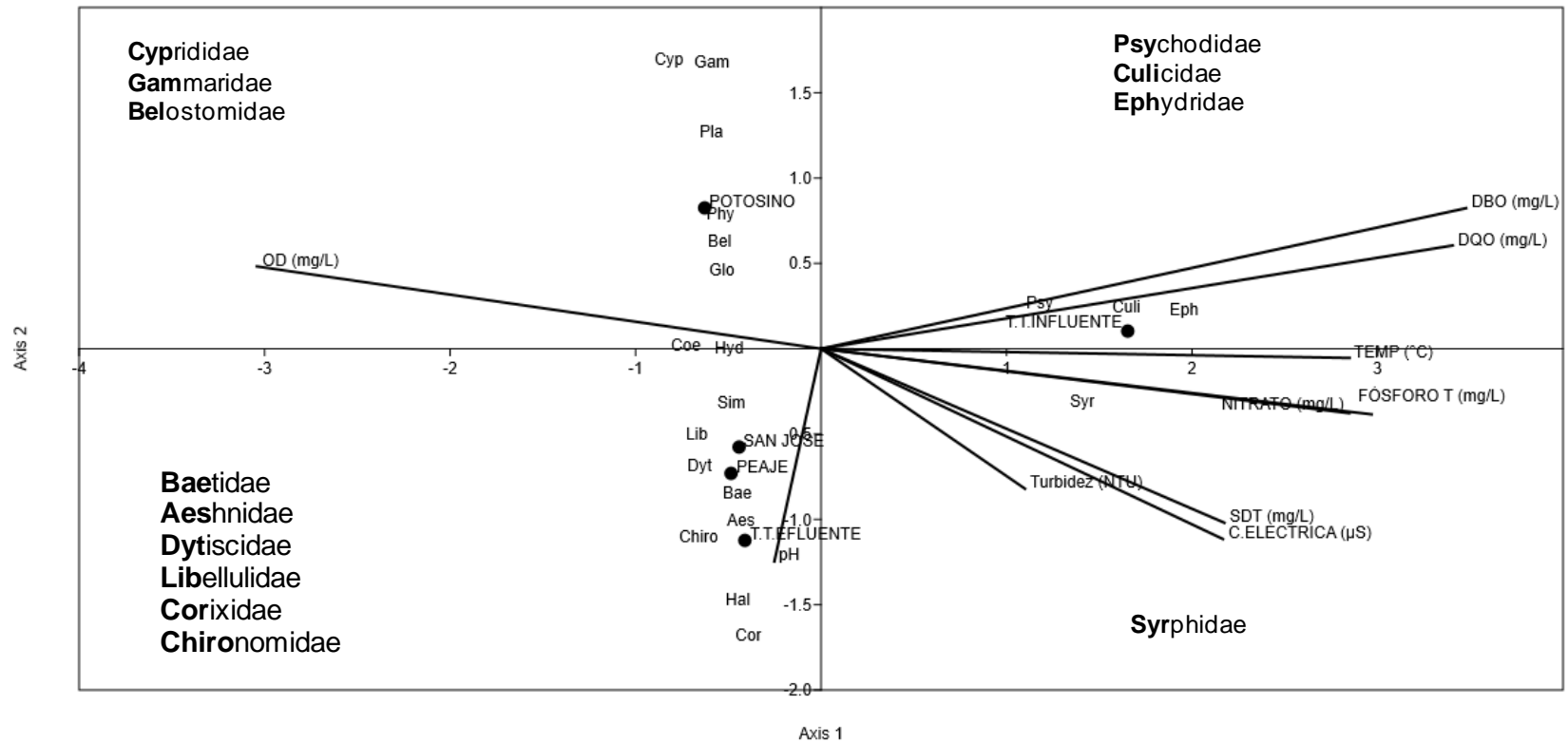


Figura 48. Diagrama de Correspondencia Canónica que muestra la relación entre las familias de macroinvertebrados y los parámetros fisicoquímicos

Para determinar la relación existente entre las familias de macroinvertebrados identificadas y los parámetros fisicoquímicos monitoreados, se realizó un análisis de correspondencia canónica (Figura, 34), con la ayuda del software Past4.

En este análisis se observa una clara separación espacial. la laguna de oxidación Tanque Tenorio en su parte influente quedó ubicado en el extremo derecho del diagrama (Figura, 34), caracterizados por altos valores de DBO, DQO, temperatura, nitratos, fosforo, SDT, conductividad eléctrica, y con el dominio de las familias Culicidae, Psychodidae, Syrphidae, y Stratiomyidae, las cuales son afines y subsisten en dichas condiciones

Teniendo como referencia, el oxígeno disuelto del agua fue uno de los parámetros fisicoquímicos más influyentes en el desarrollo de las distintas familias de macroinvertebrados acuáticos, las cuales fueron: Coenagrionidae, Hydrophilidae, Belostomatidae, Glossiphoniidae. Baetidae, Chironomidae, Simuliidae, Dytiscidae, Veliidae y Corixidae.

Por su parte los valores promedio de pH que se obtuvieron en el caudal ecológico de la presa El Peaje (6.8), y la parte efluente de la laguna de oxidación Tanque Tenorio (8.2), relacionado con la presencia de las familias Chironomidae, Aeshnidae, Corixidae, Veliidae y Tabanidae

6. CONCLUSIONES

Los diferentes cuerpos de agua superficial presentaron diferencias en la estructura de la comunidad de macroinvertebrados y estuvieron muy relacionadas con los cambios de las características fisicoquímicas del hábitat en las que se encontraban dichas comunidades

La concentración de oxígeno disuelto (OD) fue mayor en los caudales ecológicos, El valor más alto fue en el caudal de la Presa el Potosino. Mientras que los valores de la demanda química de oxígeno (DQO) fueron más bajos igual que los sólidos disueltos totales (SDT), conductividad eléctrica (CE), NO_3^- , fósforo total (P). Por el contrario, la parte Influyente de la laguna de maduración registró el valor más bajo de OD y los valores más altos de DQO, DBO, SDT, CE, NO_3^- , P.

La cantidad de individuos colectados durante las cuatro estaciones del año siendo en verano la que mayor cantidad de especímenes encontrados (1399 individuos) con respecto a los encontrados en invierno (319 individuos), con un total de 58 y 37 familias de macroinvertebrados acuáticos, respectivamente representados en los Phylum Arthropoda, Mollusca, y Annelida.

Los altos valores de DBO, DQO, temperatura, nitratos, P, SDT y CE, están muy asociados con los macroinvertebrados acuáticos de las familias Culicidae, Psychodidae, Syrphidae, y Stratiomyidae., las cuales son afines y subsisten en dichas condiciones por lo que se pueden considerar como familias muy tolerantes a la contaminación. Por otro lado, el OD, en altas concentraciones, fue el parámetro más influyente en el desarrollo de las familias Coenagrionidae, Hydrophiliidae, Belostomatidae, Cyprididae, Gammaridae, Baetidae, Simuliidae Dytiscidae ya que estas familias son más sensibles a los cambios ya que prefieren vivir bajo condiciones especiales en lo que se refiere a la calidad y cantidad de la materia orgánica. Mientras que otras familias como Aeshnidae, corixidae y libellulidae poseen una sensibilidad intermedia, esto hace que sean tolerantes a las diferentes condiciones ambientales.

Los caudales ecológicos de las presas El Peaje y El Potosino presentaron calidad buena tanto para ISQA y BMWP. Por su parte, el caudal ecológico de la presa San José, donde se presenta la eutrofización, ambos índices arrojan que sus aguas presentan una calidad regular. Mientras que la laguna de oxidación Tanque Tenorio tanto para su parte Influyente como Efluente arrojaron aguas de mala calidad ya que se trata de aguas residuales en tratamiento.

REFERENCIAS

- Allan, J. (1995). Stream ecology. Structure and function of running waters. Chapman & Hall. London. Pag. 388. ISBN O-4 12-35530-2.
- Álvarez, L., & Daza, E. (2005). *Metodología para la utilización de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua*.
<http://repository.humboldt.org.co/handle/20.500.11761/31357>
- Álvarez, L., & Daza, E. (2005). *Metodología para la utilización de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua*.
<Http://repository.humboldt.org.co/handle/20.500.11761/31357>
- Álvarez, R., Corrochano, A., Fernández, R., & Rodríguez-Carreño, B. (2012). *Id-Tax. Catálogo y claves de identificación de organismos invertebrados utilizados como elementos de calidad en las redes de control del estado ecológico*.
<https://www.researchgate.net/publication/257622948>
- Álvarez, R., Corrochano, A., Fernández, R., & Rodríguez-Carreño, B. (2012). *Id-Tax. Catálogo y claves de identificación de organismos invertebrados utilizados como elementos de calidad en las redes de control del estado ecológico*.
<https://www.researchgate.net/publication/257622948>
- Amat, J. (2016). *cienciadedatos.net-Test Kruskal-Wallis*.
https://www.cienciadedatos.net/documentos/20_kruskal-wallis_test
- Arce, R., & Novelo, R (1990). Contribución al conocimiento de los coleópteros acuáticos del Río Amacuzac, Morelos, México. *Folia Entomológica Mexicana* 78:29- 47.
- Avalos, p. (2018). *Diagnóstico y relación entre la eutrofización y el lirio acuático de la presa san José*.
- Ávalos, P. (2022). Evaluación de elementos potencialmente tóxicos en agua, sedimento y lirio acuático de la presa san José en San Luis Potosí.
- AVILES, G., RANGEON, G., VORNDAM, V., BRIONES, A., BARONI, P., ENRIA, D., & SABATTINI, MS. (1999). Dengue reemergence in Argentina. *Emerging Infectious Diseases* 5(4): 575-579.

- Aznar J, A. (2000). Determinación de los parámetros físico-químicos de calidad de las aguas. *Revista Interdisciplinaria de Gestión Ambiental*. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/revista?codigo=2236>
- Baltanas, A., & Mesquita-Joanes, F. (2015). Orden podocopida ecolake: ecological patterns in plateau lakes: the key for their conservation. View project Metacommunities and biodiversity patterns in temporary ponds: a Tropical-Mediterranean comparison View project. www.sea-entomologia.org/IDE@
- Bachmann, A. (1965). El género *Dibolocelus* en la Argentina (Coleoptera: Hydrophilidae). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 27:65-72.
- Badii, M., Castillo, J., Cortez, K., Wong, A., & Villalpando, P. (2007). Correlación canónica Análisis de correlación canónica (ACC) e investigación científica (Canonical correlation analysis and scientific research). *InnOvaciOnes de NegOciOs*, 4(2), 405–422. <http://eprints.uanl.mx/12486/1/A9%20%281%29.pdf>
- Balke, M. (2005). Dytiscidae. Morphology and systematics (Archostemata, Adephaga, Myxophaga, Polyphaga partim). *Handbuch der Zoologie Volumen IV Arthropoda: Insecta, Part 38*. De Gruyter, Berlin, Germany.: Beutel, R.G. & A.B. Leschen (eds.). *Coleoptera Vol. 1*.
- Banach, E. G., Cordón, Casero, S., Gimeno, A., (2009). Estudio de la calidad ambiental de la Bahía de Cárdenas para un futuro Manejo Integrado de Zonas Costeras. Universitat de Girona, Universidad Camilo Cienfuegos de Matanzas. *Gestverd Serveis Ambientals* (<http://www.gestverd.com>)
- Baptista, D. F., Buss, D., Dorvillé L., Nessimian, J. (2000). Diversity and habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé river basin, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*; 61 (2): 295-304.
- Barnes, R. (1995). *Zoología de Invertebrados*. 4ed. Ed. Roca. 1178 p
- Baron, J. S., Poff, L., Angermeier, P. L., Dahm, C. N., Gleick, N., & Jackson, R. (2003). *Sustaining Healthy Freshwater Ecosystems*. <https://www.esa.org/wp-content/uploads/2013/03/numero10.pdf>.

- Bellan, D. (1999). *Ordre des Amphipodes (Amphipoda Latreille, 1816)*. En: P.P. Grassé, *Traité de Zoologie*, Tomo VII. Fascicule IIIA. Crustacés Pécararides, Mémoires de l'Institut Océanographique 19. Monaco. pp. 94-176.
- Bhattacharya, A., & Pawan, K. (2010). Water hyacinth as a potential biofuel crop. *Electronic Journal of Environmental, Agricultural and Food Chemistry*, 9(1), 112–122. https://www.researchgate.net/publication/228363916_Waterhyacinth_as_a_potential_biofuel_crop
- Brezonik, P. & Fox, J. (1974). The Limnology of Selected Guatemalan Lakes. *Hydrobiología*. Vol. 45, 4. Pag. 467 - 487.
- Caicedo, O. & Palacio, J. (1998). Los macroinvertebrados bentónicos y la contaminación orgánica en la quebrada La Mosca (Guarne, Antioquia, Colombia). En: *Actualidades Biológicas*. 20(69)61-73pp.
- Campo, A. M., & Duval, V. S. (2014). Diversidad y valor de importancia para la conservación de la vegetación natural. Parque Nacional Lihué Calel (Argentina). *Anales de Geografía de La Universidad Complutense*, 34(2), 25–42. https://doi.org/10.5209/rev_AGUC.2014.v34.n2.47071
- Cardona, A., Serrano, R., Rodríguez, P., Moares, E. & Calderón, J. (2008). Aplicación de la técnica fotoacústica resuelta en tiempo al monitoreo de la fotosíntesis en plantas de lirio acuático, *Respuestas*, 13(1), 5-12.
- CARRANZA, X. (2006). Evaluación de la fauna de dípteros (Insecta: Díptera) acuáticos de las cuencas de los ríos Prado y la parte baja de Amoyá en el departamento del Tolima. Trabajo de pregrado, Universidad del Tolima, Ibagué, Tolima, Colombia.
- Chiesa, I. (2016). Amphipoda. National Scientific and Technical Research Council. <https://www.researchgate.net/publication/271841052>.
- Christoffersen, M. (2009). A catalogue of Helobdella (Annelida, Clitellata, Hirudinea, Glossiphoniidae), with a summary of leech Diversity from South America. *Neotropical Biology and Conservation* 4(2):89-98.
- CONAGUA (2018) Estadísticas del Agua en México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Coyoacán, México. www.gob.mx/conagua

- CONAGUA. (2009). Estudio del manejo de las aguas pluviales en la zona metropolitana de la ciudad de San Luis Potosí. Informe Ejecutivo. Estado de San Luis Potosí.
- Contreras, C., & Galindo, M. (2008). Abasto futuro de agua potable, análisis espacial y vulnerabilidad de la ciudad de San Luis Potosí, México. *Cuadernos de Geografía - Revista Colombiana de Geografía*.
<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=281821942009>
- CONTRERAS, G., NAVARRETE, N. & ROJAS, M. (2001). Aspectos ecológicos de los Corixidae (Hemiptera, Heteroptera) en el estanque piscícola "GL" de Soyaniquilpan de Juárez, Estado de México. *Hidrobiológica*. 11(1): 53-60.
- Coscarón, S., & Cascarón Arias, C.L. (2007). Neotropical Simuliidae: Diptera, Insecta (Vol. 3):Pensoft Pub. Disponible en: <https://books.google.com.co/books?id=7E1-Msnc0A8C&printsec=frontco>
- Cotas. (2005). *Estudio Técnico del Acuífero 2411 "San Luis Potosí"*. Comité Técnico de Aguas subterráneas, Acuífero del Valle de SLP, A.C., San Luis Potosí, 70 p. México.
- D'Amico, F., Darblade, S., Avignon, S., Blanc-Manel S., & Ormerod, J. (2004). Odonates as indicators of shallow lake restoration by liming: Comparing adult and larval responses. *Restor. Ecol.* 12: 439-446.
- de São Paulo. Tese de Doutorado. USP. São Paulo, 78 p.
- del Rey, I. (2021). *ÍNDICE DE SHANNON – BIODIVERSIDAD*. Tiloom.
<https://www.tiloom.com/indice-de-shannon-biodiversidad/>
- Delorme, D. (1991). Ostracoda. En: Thorp, J. H., Covich. A. P. (Eds). *Ecology and classification of north American freshwater invertebrates*. 2d. Ed. San Diego, California. Academic Press. p 691-722
- DOMÍNGUEZ, C., & LAGOS, S. (2001). Presencia de *Aedes aegypti* (Diptera : Culicidae) en la provincia de Mendoza, Argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 60(1-4) :79-80.

- Elacuarista. (2012). Los alimentos vivos.
<http://www.elacuarista.com/alimentos/gammarus.htm>
- EPLER, J. (2001). Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina. Crawfordville: North Carolina Department of Environment and Natural Resources
- Español, J. (1967). Métodos para el estudio histológico de *Physa acuta* Drap. (Pulmonado Basomatóforo). *Miscelánea Zoológica*, 2:13-15.
- Estrada, F. (2013). *El agua de san luis potosí, contaminación y saneamiento*.
- Escolero, O., Gutiérrez, C., & Mendoza. Edgar. (2017). Manejo de la recarga de acuíferos: un enfoque hacia Latinoamérica. (Eds.; Primera Edición).
<https://www.geologia.unam.mx/igl/docs/libros/manejo-recarga-acuiferos2.pdf>
- Fernández, H. & Domínguez, E. (2001). Guía para la determinación de los Artrópodos Bentónicos Sudamericanos. Universidad Nacional de Tucumán, Facultad de Ciencias Naturales e Instituto M.Lillo. 282 pp.
- Gaertner, M., Larson, B. M. H., Irlich, U. M., Holmes, P. M., Stafford, L., Van Wilgen, B., & Richardson, D. (2016). Managing invasive species in cities: A framework from Cape Town, South Africa. *Landscape and Urban Planning*, 151, 1–9.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.03.010>
- Gakwavu, R. J., Sekemo, B. C., & Nhapi, I. (2012). Zinc and chromium removal mechanisms from industrial wastewater by using water hyacinth, *Eichhomia crassipes* (mart.) Solms. *Applied Ecology and Environmental Research*, 10(4), 493–502. https://doi.org/10.15666/aeer/1004_493502.
- Gamboa, M., Ryes, R., y Arrivilla, J., (2008) *Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental*, *Malariología y Salud Ambiental* 48(2), 109-108.
- Gao, L., & Li, B. (2004). The study of a specious invasive plant, water hyacinth (*Eichhomia crassipes*): Achievements and challenges. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 28(6), 735–752. <https://doi.org/10.17521/cjpe.2004.0097>

- García, E. (2004). Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geografía. <http://www.publicaciones.igg.unam.mx/index.php/ig/catalog/book/83>.
- Generalitat de Valencia. (2007). Características del agua. Recuperado el 13 de marzo de 2013, de Generalitat de Valencia: http://www.cma.gva.es/areas/educacion/educacion_ambiental/educ/publicaciones/ciclo_del_agua/cicag/2/2_5_1/main.html
- GIORGI, ADN., PONCIO, G., DUTWEILER, F., MARTINELLI, F., & FEIJO, C. (1996). Variación estacional de la abundancia de moluscos y anfípodos en un arroyo de llanura. Pp. 36-37 en: VI Jornadas Pampeanas de Ciencias Naturales, Santa Rosa, Argentina.
- Giraldo, A. (2015). La suficiencia taxonómica como herramienta para el monitoreo de artrópodos epígeos: una primera aproximación en el desierto costero peruano. *Ecología aplicada*, 14(2), 147–156. [Http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=34143179007](http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=34143179007)
- González, C., Reyes, C., Jercic, M., Rada, V., & Saldarriaga, M. (2016). MANUAL DE CULÍCIDOS (DIPTERA: CULICIDAE). <https://www.ispch.cl/sites/default/files/ManualMosquitos-Web.pdf>
- González-Rojas, M., Murillo-Cruz, R., & Ávila Arias, C. (2018). El ciclo hidro-social de los ríos urbanos: Transformaciones al paisaje hídrico en San Luis Potosí, México. *Revista de Ciencias Ambientales*, 53(1), 129. <https://doi.org/10.15359/rca.53-1.3>
- GRATZ, NG. (2004). Critical review of the vector status of *Aedes albopictus*. *Medical and Veterinary Entomology* 18 :215-227.
- GREENPEACE. (2021). NitratosQuéSon. https://es.greenpeace.org/es/wp-content/uploads/sites/3/2021/04/Nitratos_Qu%C3%A9Son.pdf
- HASLP. (2003). Plan del centro de población estratégico san luis potosí soledad de graciano sánchez. https://www.municipiosoledad.gob.mx/pdf/transparencia/20_fraccionIII/plan_centro_poblacion_SLP-SGS.pdf

- Havel, J., Kovalenko, K., Thomaz, S., Amalfitano, S. & Kats, L. (2015). Aquatic invasive species: challenges for the future. *Hydrobiologia*, 750, 147–170. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2166-0>
- Heard, T. A., & Winterton, S. L. (2000). Interactions between nutrient status and weevil herbivory in the biological control of water hyacinth. *Journal of Applied Ecology*, 37, 117–127. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00480.x>
- Henrikson, B. (1988). The absence of antipredator behavior in the larvae of *Leucorrhinia dubia* (Odonata) and the consequences for their distribution *Oikos* 51: 179-183
- Henriques-Oliveira, A., Nessimian, J & Dorvillé, L. (2003). Feeding habits of Chironomid Larva (Insecta: Diptera) from stream in the Floresta da Tijuca, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 63 (2): 269-281 pp. Disponible en: <http://www.scielo.br/pdf/bjb/v63n2/a12v63n2.pdf>
- Hernández, F. (2016). Análisis de las políticas públicas de abastecimiento de agua potable y saneamiento para la localidad de Escalerillas, San Luis Potosí. <https://repositorioinstitucional.uaslp.mx/xmlui/bitstream/handle/i/4100/MAD1ABA01601.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Hernández, Y. (2010). *Uso del agua en la ciudad de San Luis Potosí, 1831-1887*. <https://nive.uaslp.mx/xmlui/bitstream/handle/i/5738/MCA1HFY201301.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Herrera, C., Pacheco M, P., Orihuela, M., Piñeiros, M., & Cobo, E. (2018). *Guía de monitoreo participativo de la calidad del agua*. <https://www.iucn.org/sites/dev/files/content/documents/guia-monitoreo-participativo-calidad-agua-digital.pdf>
- IANAS. (2019). *Calidad del agua en las Américas, riesgos y oportunidades*. https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2019/10/Calidad-de-agua-en-las-Am%C3%A9ricas_2019.pdf

- Iannacone, J., Caballero, C. & Alvariño, L. (2002). Crianza artificial del caracol de agua dulce *Physa venustula* Gould para estudios ecotoxicológicos de plaguicidas. *Agricultura Técnica*, 62: 323-324.
- INEGI. (2002). *Síntesis de información geográfica del Estado de San Luis Potosí*. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI). www.inegi.org.mx
- INEGI. (2017). Red hidrográfica escala 1:50 000 edición 2.0, descarga en formato shape Subcuenca Hidrográfica RH37Gb -P. San José.
- INTERAPAS. (2011). *Estudio de Diagnóstico y Planeación Integral de INTERAPAS, del Sistema de Agua y Saneamiento en los Municipios de San Luis Potosí, Cerro de San Pedro y Soledad de Graciano Sánchez, S.L.P.* [https://www.cmic.org.mx/comisiones/Sectoriales/infraestructurahidraulica/varios/Taller%20Mig/DIP%20INTERAPAS%20\(abril-2011\)_Parte2.pdf](https://www.cmic.org.mx/comisiones/Sectoriales/infraestructurahidraulica/varios/Taller%20Mig/DIP%20INTERAPAS%20(abril-2011)_Parte2.pdf)
- Interapas. (2013). *Agua en México y San Luis Potosí*. Interapas. <https://interapas.mx/nosotros/aguaenelmundo/>
- INTERAPAS. (2013). *Gestión del Agua en la Zona Metropolitana de San Luis Potosí, Cerro de San Pedro y Soledad de Graciano Sánchez 2013*.
- INTERAPAS. (2018). Plan estratégico de desarrollo 2018-2021. <http://interapas.mx/files/Planestrategico.pdf>
- Keyser, D. (1977). Brackwasser- Cytheracea aus Süd- Florida (Crust.: Ostracoda: Podocopa). *Abh Verh naturwiss Ver Hamburg* 20:43-85.
- Khanna, S., Santos, M., Ustin, S. & Haverkamp, P. (2011). An integrated approach to a biophysiological based classification of floating aquatic macrophytes. *International Journal of Remote Sensing*, 32, 1067–1094. <https://doi.org/10.1080/01431160903505328>
- KILPATRICK, AM., KRAMER, LD., CAMPBELL, SR., ALLEYNE, EO., DOBSON, AP., & DASZAK, P. (2005). West Nile virus risk assessment and the bridge vector paradigm. *Emerging Infectious Diseases* 11(8): 1167-1173.

- Ladrera, R. (2012). *Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores del estado ecológico de los ríos*. <https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/4015812.pdf>
- Leech, H. & Chandler, H. (1956). Aquatic Coleoptera. In *Aquatic insects of California*, R. L. Usinger (ed.). University of California Press, Berkeley. p. 293-371.
- LOUNIBOS, P. (2002). Invasions by insect vectors of human disease *Annual Review of Entomology*, 47:233-266.
- Lydeard, C., Campbell, D. & Golz, M. (2016). *Physa acuta* draparnaud, 1805 should be treated as a native of North America, not Europe. *Malacología*, 59: 347–350.
- Mackay, R. & Wiggins, G. (1979). Ecological diversity in Trichoptera. *Ann. Rev. Entomol.* 24: 185-208.
- MAGURRAN, A. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, New Jersey, 179 pp.
- Malik, A. (2007). Environmental challenge vis a vis opportunity: the case of water hyacinth. *Environment International*, 33(1), 122–138. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.08.004>
- Maqboul, A., Aoujdad, R., Fadli, M. & Fekhaoui, M. (2014). Population dynamics of *Physa acuta* (Mollusca: Pulmonata) in the lakes of Rif mountains (Northern Morocco, Ouergha watershed). *Journal of Entomology and Zoology Studies*, 2: 240-245.
- March-Mifsut, I. J. & Martínez-Jiménez, M. (2007). Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad. *Prioridades en México*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. <http://repositorio.imta.mx/handle/20.500.12013/1619>.
- Martens, K. (1995). Recent non-marine Ostracoda. *Workshop on Neotropical aquatic invertebrates* University of São Paulo, Brazil, 31: 1-18.
- Mejía, M. R. (2005). Análisis de la calidad del agua para consumo humano y percepción local de las tecnologías apropiadas para su desinfección a escala domiciliaria, en la microcuenca El Limón, San Jerónimo, Honduras. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza.

- MINAE. (2007). *Reglamento de Vertido y Reuso de Aguas Residuales*.
<http://www.regenciaquimica.ucr.ac.cr/sites/default/files/33601-s-minae.pdf>
- mindat.org. (2022). *Cyprididae*. <https://www.mindat.org/taxon-9259.html>
- MONCAYO, AC., FERNÁNDEZ, Z., ORTÍZ, D., DIALLO, M., SALL, A., HARTMAN, S., DAVIS, CT., COFFEY, L., MATHIOT, CC., TESH RB., & WEAVER, SC. (2004). Dengue emergence and adaptation to peridomestic mosquitoes. *Emerging Infectious Diseases* 10(10): 1790-1796.
- Monroy, M., & Calvillo, T. (2010). *Historia Breve-San Luis Potosí*. México. Secretaría de Educación Pública, El Colegio de México, Fondo de Cultura Económica. 296 p.
- Montoya, M., Agudelo, R., Ramírez, J., Zapata, P., & Restrepo, F. (2014). Quebrada La Chaparrala: calidad del agua desde algunas variables fisicoquímicas.
- Moreno, C. E. (2001). *M&T-Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Primera Edición: 2001 Título del volumen: Métodos para medir la biodiversidad*. <http://entomologia.rediris.es/sea>
- Moreno, D., Quintero, J., López, M., & López, A. (2010). Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. Recuperado el 11 de octubre de 2012, de <http://www.izt.uam.mx/contactos/n78ne/eutrofia2.pdf>.
- MUSK, I. (1992). Amphipoda species found in Lake Balaton since 1897. *Miscnea. Zool. Hung.* 7:59;64
- Nilsson, A. (1986). Community structure in the Dytiscidae (Coleoptera) of a northern Swedish seasonal pond. *Ann. Zool. Fenn.* 23: 39–47.
- Nilsson, A. (2001). *World catalogue of insects. Volumen 3. Dytiscidae (Coleoptera)*. Apollo Books, Copenhagen, Denmark. 394 pp.
- Novales, A. (2010). *Análisis de regresión*. Universidad Complutense de Madrid. [https://www.ucm.es/data/cont/docs/518-2013-11-13-Analisis de Regresion.pdf](https://www.ucm.es/data/cont/docs/518-2013-11-13-Analisis%20de%20Regresion.pdf)
- Paggi, A.C. (2009). *Diptera Chironomidae, Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos: Sistemática Y Biología*. Tucumán - Argentina: Fundación Miguel Lillo. 383-410 pp. In E. Domínguez y H. R. Fernández (Eds.).

- Palma, A. (2013). Guía para la identificación de macroinvertebrados acuáticos de Chile. <https://www.researchgate.net/publication/318970118>
- PARATODOMEXICO. (2019). *Hidrología del Estado de San Luis Potosí*. Fernando Martínez. <https://paratodomexico.com/estados-de-mexico/estado-san-luis-potosi/hidrologia-san-luis-potosi.html>
- Patel, S. (2012). Threats, management and envisaged utilizations of aquatic weed *Eichhornia crassipes*: an overview. *Reviews Environment Science of Biotechnology*, 11, 249–259. <https://doi.org/10.1007/s11157-012-9289-4>
- Pérez L. (2010). Non Marine Ostracodes from Yucatán Peninsula as late Quaternary paleoenvironmental indicators. *Architektur, Bauingenieurwesen und Umweltwissenschaften*. Technische Universität Braunschweig. P. 264
- Pérez, B. & Segnini, S. (2005). Variación espacial de la composición y diversidad de géneros de Ephemeroptera (Insecta) en un río tropical altandino. *Entomotropica* 20 (1): 49-57.
- Pérez, L., Frenzel, P., Bremer M., & Escobar, E. (2011) Late Quaternary (24-10 ka BP) environmental history of the neotropical lowlands inferred from Ostracodes in sediments of Lago Petén Itzá, Guatemala. *Journal of Paleolimnology* 46: 59-74.
- Pineda, R., Pérez, R., Mathuriau, C., Villalobos, J. L., Barba, R., Bernal, T., & Barba, E. (2014). *Protocolo de muestreo de macroinvertebrados en aguas continentales para la aplicación de la Norma de Caudal Ecológico (NMX-AA-159-SCFI-2012)*. <https://agua.org.mx/biblioteca/protocolo-de-muestreo-de-macroinvertebrados-en-aguas-continentales-para-la-aplicacion-de-la-norma-de-caudal-ecologico-nmx%E2%80%90159%E2%80%90scfi%E2%80%902012/>
- Pino, R. & Bernal, J. (2009). Diversidad, distribución de la comunidad de insectos acuáticos y calidad del agua de la parte alta y media del río David, provincia de Chiriquí, república de Panamá. *Gestión y Ambiente* 12(3): pp. 73-84.
- Pinto, L. (2007). Taxonomía e Biología de Ostracoda terrestres e semiterrestres do estado

- Rai, D. & Datta, J. (1979). The Influence of thick floating vegetation (water hyacinth: *Eichhornia crassipes*) on the physico-chemical environment of a fresh waterland, *Hidrobiología*, 61(1), 65-69.
- Ramalho, S. (2003). *Tratamiento de Aguas Residuales* (Reverte, Ed.). www.reverte.com
- Ramírez, A. & Viña, G. (1998). *Limnología Colombiana: Aportes a su conocimiento y estadísticas de análisis*. Ed. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 293 p.
- Ramirez, A. (2010). Capítulo 5: Odonata Freshwater Macroinvertebrates of Mesoamerica and the Caribbean View project Effect of urbanization on leaf-litter decomposition and macroinvertebrate assemblages in tropical stream ecosystems View project. <https://www.researchgate.net/publication/262541241>
- RELACIGER. (2022). *REGION HIDROLOGICA* No 37. <http://cidbimena.desastres.hn/docum/crid/Abril->
- RINDERHAGEN, M.J. RITTERHOFF & G-P. ZAUKE (2000). Crustaceans as Bioindicators. Pp 161-194. In A. Gerhardt (ed.) *Biomonitoring of Pollutes Water*. Trans Tech Publications-Scitech Publications, Environmental Research Forum Vol. 9.
- Ringuelet, R. (1944). Revisión de los Hirudíneos argentinos de los géneros *Helobdella*, *Batracobdella*, *Cylicobdella* y *Semiscollex*. *Revista del Museo de La Plata Nueva Serie. Zoología* 4: 5-94.
- Ringuelet, R. (1985). Annulata. Hirudinea. En Castellanos, Z. (ed.). *Fauna de agua dulce de la República Argentina* 27 (1): 1: 321.
- Ríos, A. (2011). *El Agua. Calidad y Contaminación*. <http://www.mailxmail.com/curso-agua-calidad-contaminacion-2-2/indices-calidad-aguas>
- Rivera, A., & Sánchez, E. (2015). Miasis gastrointestinal por *Eristalis tenax* en Costa Rica. *Revista Médica de la Universidad de Costa Rica*, 9. <https://doi.org/10.15517/rmu.v9i1.19650>

- Rodríguez, A., Muñoz, I., Bonada, N., Gaudes, A. & Tomanova, S. (2009). La biota de los ríos: Los invertebrados. En Sabater y Elosegui (eds.). Conceptos y técnicas en ecología fluvial. Edición española, fundación BBVA. Cap. 14. Págs. 253-270.
- Roldán, G. (1992). Fundamentos de Limnología Neotropical. Colección Ciencia y Tecnología Universidad de Antioquia, Medellín. Vol. 1. p. 128.
- Roldán, G. (2003). *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia*. Propuesta para el uso del método BMWP/Col. Universidad de Antioquia, Antioquia, Colombia.
- Roldán, G. (2003). Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Editorial Universidad Antioquia; Antioquia – Medellín. 170 pp. Disponible en: https://books.google.com.co/books?id=ZEjgIKZTF2UC&printsec=frontcover&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false
- Roldán, G. (2016). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. Revista Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales: <http://www.scielo.org.co/pdf/racefn/v40n155/v40n155a07.pdf>
- Roldán, Gabriel. (1988). *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*. Fondo para la Protección del Medio Ambiente “José Celestino Mutis.”
- Roldán, Gabriel. (2012). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua. Bogotá D.C. Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca.
- Roldán, Gabriel., & Ramírez, John. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical*. Editorial Universidad de Antioquia.
- Sawyer, R. (1986). Leech biology and behaviour. Feeding, Biology, Ecology and Systematics. Vol 1-3. pp. 419-793. Oxford University Press, New York.
- SEMARNAT. (2019). *Indicadores de calidad del agua*. http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ibi_apps/WFServlet?IBIF_ex=D3_R_AGUA05_01%26IBIC_user=dgeia_mce%26IBIC_pass=dgeia_mce

- Sierra, C. (2018). Environmental effects generated by the discharges of the leather tanning industries: implications in the high basin of the bogotá river.
- Simaika, J.P. & Samways, M.J. (2009). An easy-to-use index of ecological integrity for prioritizing freshwater sites and for assessing habitat quality. *Biodivers. Conserv.* 18: 1171-1185.
- Soni, H. & Thomas, S. (2014). Assessment of surface water quality in relation to water quality index of tropical lentic environment, Central Gujarat, India. *International journal of environment*, 3(1), 168-176.
- Sotelo, R., Cupula, A. & Rodríguez, A. (2014). Primer registro del género *Clunio* (Diptera: Chironomidae) asociado a las comunidades coralinas de islas Marietas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 14-15 pp. Disponible en: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-34532014000100003
- Sánchez, O., Herzig, M., Peters E., Márquez, R. & Zambrano, L. (2007). Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México. D.F, México. Instituto Nacional de Ecología (INE-Semarnat). <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2017/11/Perpectivas-sobreconservaci%C3%B3n-de-ecosistemas-acu%C3%A1ticos-en-M%C3%A9xico.pdf>
- Spangler, P. (1982). Coleoptera. In *Aquatic Biota of Mexico, Central America and West Indies*, S. H. Hurlbert y A. Villalobos-Figueroa (eds.). University of San Diego, San Diego. p. 323-395
- Speight, M. (2014), Species accounts of European Syrphidae (Diptera). Syrph the Net, the database of European Syrphidae. *Glasgow*.;65:82-90.
- Springer, M., Hanson, P., & Ramirez, A. (2010). *Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos*.
- Takamura, K., & Yasuno, M. (1986). Effects of pesticide application chironomid larvae and ostracods in Rice fields. *Applied Entomology and Zoology*, 21 (3): 370-376.

- Torres, P.; Cruz, C., & Patiño, P. (2009). Índices de calidad de agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano una revisión crítica. *Revista Ingenierías*, 8(15), 79-94.
- Van Tassell, R. (2000). Family Hydrophilidae. In *American Beetles*, Vol. 1 (Archostemata, Myxophaga, Adephaga, Polyphaga: Staphyliniformia), R. A. Arnett y M. C. Thomas (eds.). CRC Press. Boca Raton. p. 187-208.
- VASCONCELOS, PFC., BRYANT, JE., TRAVASSOS DA ROSA, APA., TESH, RB., RODRIGUES, SG., & BARRET, ADT. (2004). Genetic divergence and dispersal of yellow fever virus. *Emerging Infectious Diseases* 10(9): 1578-1584.
- Vazquez Silva, G., Castro Mejía, G., & Gonzalez Mora, I. (2006). *Bioindicadores como herramientas para determinar la calidad del agua*.
- Vázquez, A. & Gutiérrez, A. (2007). Ecología de moluscos fluviales de importancia médica y veterinaria en 3 localidades de La Habana. *Revista cubana de medicina tropical*, 59:149-153.
- Villamagna, A. M., & Murphy, B. R. (2010). Ecological and socio-economic impacts of invasive water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): a review. *Freshwater Biology*, 55(2), 282–298. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02294.x>
- White, D.S. & R.E. Roughley. 2008. Coleoptera. Pp. 571-671. An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall/Hunt Publishing Company. Iowa, USA. R.W. Merritt, Cummins, K.W. & M.B. Berg (eds.)
- Wetzel, R. (1981). *Limnología*. Ediciones Omega S.A, Barcelona. 679 pp.
- World Bank Group. (2018). *Wastewater: From Waste to Resource. The Case of San Luis Potosí, Mexico*. <https://documents1.worldbank.org/curated/es/465541521174377392/pdf/124330-WP-19-6-2018-13-0-30-W.pdf>

YEATES, D. K., & WIEGMANN, B. M. (1999) Congruence and Controversy: toward a higher-level Phylogeny of Diptera Annual Review of Entomology 44:397-428.

Yogendra, K. & Puttaiah, E. T. (2008). Determination of water quality index and sustainability of an urban waterbody in Shimoga Town, Karnataka. En M. Sengupta & R. Dalwani (Eds.), Taal2007: The 12th world lake conference (pp. 342-346). Jaipur, India: Ministry of Environment and Forests, Government of India.