

**UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y
ARTES DE CHIAPAS**

INSTITUTO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

TESIS

**Macroinvertebrados como bioindicadores
de la calidad del agua del Río Grijalva,
Chiapa de Corzo, Chiapas**

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

LICENCIADA EN BIOLOGÍA

PRESENTA

KARLA AMAIRANI GÓMEZ GUTIÉRREZ

Director

Dr. GUSTAVO RIVERA VELÁZQUEZ

Instituto de Ciencias Biológicas. UNICACH
Asesor

Dr. MIGUEL ÁNGEL PERALTA MEIXUEIRO

Instituto de Ciencias Biológicas. UNICACH



Tuxtla Gutiérrez, Chiapas

Octubre del 2023



UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS
SECRETARÍA GENERAL
DIRECCIÓN DE SERVICIOS ESCOLARES
DEPARTAMENTO DE CERTIFICACIÓN ESCOLAR
AUTORIZACIÓN DE IMPRESIÓN

Lugar: Tuxtla Gutiérrez, Chiapas;
Fecha: 20 de octubre de 2023

C. Karla Amairani Gómez Gutiérrez

Pasante del Programa Educativo de: Licenciatura en Biología

Realizado el análisis y revisión correspondiente a su trabajo recepcional denominado:
Macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua del Río Grijalva, Chiapa de
Corzo, Chiapas

En la modalidad de: Tesis Profesional

Nos permitimos hacer de su conocimiento que esta Comisión Revisora considera que dicho documento reúne los requisitos y méritos necesarios para que proceda a la impresión correspondiente, y de esta manera se encuentre en condiciones de proceder con el trámite que le permita sustentar su Examen Profesional.

ATENTAMENTE

Revisores

Mtro. Delmar Cancino Hernández

Dr. Emilio Ismael Romero Berny

Dr. Gustavo Rivera Velázquez

Firmas

Ccp. Expediente



AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, te agradezco a ti Dios por ayudarme a terminar este proyecto, gracias por darme el valor y la fuerza para poder hacer de este sueño realidad. Por ponerme en este loco mundo, por estar a mi lado en cada momento de mi vida, por guiar mis pasos y darme inteligencia para poder terminar mi tesis.

A mis padres, ustedes han sido siempre el motor que impulsa mis sueños y esperanzas, quienes estuvieron siempre a mi lado en los días y noches más difíciles durante mis horas de estudio. Siempre han sido mis mejores guías de vida. Hoy cuando concluyo mis estudios, les dedico a ustedes este logro amados padres, como una meta más conquistada.

A mi director, el doctor Gustavo Rivera Velázquez quien formó parte importante de esta historia con sus aportes profesionales que lo caracterizan. Muchas gracias por sus múltiples palabras de aliento, cuando más las necesite. Gracias por sus orientaciones y todo su gran apoyo.

A Wilber Gutiérrez ya que has sido mi apoyo incondicional en este largo proceso de investigación y redacción. Gracias por creer en mí, por escucharme, por ayudarme y por estar a mi lado en los momentos de incertidumbre y de cansancio. Este logro es también tuyo, porque sin tu amor y tu paciencia, nada de esto hubiera sido posible. Que este trabajo sea solo el inicio de muchos proyectos que juntos podamos emprender. Te amo.

Al maestro José Aguilar por la dedicación y apoyo que ha brindado a este trabajo, por el respeto a mis sugerencias e ideas y por la dirección y el rigor que ha facilitado a las mismas. Gracias por la confianza ofrecida desde que llegué a esta facultad.

Agradezco con el corazón la ayuda que me brindo Miguel Ángel Farrera, en la construcción de mi tesis, y el apoyo incondicional durante los muestreos no lo hubiera logrado sin él.

Al Dr. Miguel Ángel Peralta Meixueiro, Dr. Emilio Ismael Romero Berny y al Maestro Delmar Cancino Hernández por su colaboración y paciencia para la revisión y complementación de ideas a mi trabajo.

DEDICATORIA

La presente tesis se la dedico a mi familia que gracias a su apoyo pude concluir mi carrera.

A mis padres por su apoyo y confianza. Gracias por ayudarme a cumplir mis objetivos como persona y estudiante. Por brindarme los recursos necesarios y estar a mi lado apoyándome y aconsejándome siempre. Les estaré eternamente agradecida por todo su apoyo.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN.....	viii
ABSTRACT	ix
I. INTRODUCCIÓN.....	1
II. MARCO TEÓRICO	3
2.1. LOS RÍOS.....	3
2.2. ESTADO ECOLÓGICO DE LOS RÍOS.....	4
2.3. CALIDAD DEL AGUA	4
2.4. MONITOREO DE LOS CUERPOS DE AGUA	5
2.5. PARÁMETROS DE LA CALIDAD DEL AGUA	5
2.5.1 Temperatura	6
2.5.2 pH.....	6
2.5.3 DBO.....	7
2.5.4. Conductividad eléctrica.....	7
2.5.5. Sólidos disueltos totales (TDS) y Salinidad.....	7
2.5.6. Potencial de oxidación y reducción (ORP)	8
2.5.7. Compuestos nitrogenados	8
2.6. ACTIVIDADES ANTRÓPICAS.....	10
2.7. IMPACTO DE LAS ACTIVIDADES ANTRÓPICAS	10
2.8. CONTAMINACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS FLUVIALES	11
2.9. CONCEPTO DE BIOINDICADOR.....	12
2.10. PRINCIPIOS DE LA BIOINDICACIÓN	12
2.11. CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS QUE DEBE CUMPLIR UN TAXÓN PARA SER CONSIDERADO COMO BIOINDICADOR.....	13
2.12. UTILIDAD DE LOS BIOINDICADORES	14
2.13. IMPORTANCIA DE LOS BIOINDICADORES.....	14
2.14. DESAFÍOS DEL USO DE BIOINDICADORES	16
2.15. MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS.....	17
2.16. MACROINVERTEBRADOS COMO BIOINDICADORES	18
III. ANTECEDENTES	20

3.1.	INTERNACIONALES.....	20
3.2.	NACIONALES.....	26
IV.	OBJETIVOS.....	28
4.1.	GENERAL.....	28
4.2.	ESPECÍFICOS.....	28
V.	HIPÓTESIS.....	29
VI.	ÁREA DE ESTUDIO.....	30
6.1.	TIPO DE CLIMA.....	31
6.2.	TEMPERATURA PROMEDIO.....	32
6.3.	PRECIPITACIÓN PROMEDIO ANUAL.....	32
6.4.	TIPO DE VEGETACIÓN EN LA ZONA.....	32
6.5.	GEOMORFOLOGÍA GENERAL.....	33
6.6.	LOCALIZACIÓN DE SITIOS DE MUESTREO.....	33
VII.	MÉTODO.....	37
7.6	MEDICIÓN DE LOS NUTRIENTES DEL AGUA.....	37
7.7	MEDICIÓN DE PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS DEL AGUA.....	39
7.8	RECOLECTA DE MACROINVERTEBRADOS.....	39
7.9	PROCESAMIENTO DE DATOS.....	40
7.10	ÍNDICES DE BIODIVERSIDAD DE MACROINVERTEBRADOS.....	40
7.6.	PRUEBAS ESTADÍSTICAS.....	44
7.6.1	T-Student.....	44
7.6.2	Determinación de bioindicadores tolerantes mediante análisis SIMPER.....	44
7.6.3	Análisis de Componentes Principales (PCA).....	45
7.6.4	Correlación de Pearson.....	45
VIII.	RESULTADOS.....	47
8.1.	CARACTERIZACIÓN DE LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS.....	47
8.2.	DIVERSIDAD DE FAMILIAS ENCONTRADAS POR SITIO.....	53
8.3.	DIVERSIDAD DE FAMILIAS ENCONTRADAS POR TEMPORADA.....	55
8.3.1.	Temporada de estiaje.....	55
8.3.2.	Temporada de lluvias.....	57

8.4. DIVERSIDAD DE MACROINVERTEBRADOS MEDIANTE EL ÍNDICE DE SHANNON- WIENER	59
8.4.1. Diversidad en época de estiaje	59
8.4.2. Diversidad en época de lluvias	59
8.4.3. Diversidad por sitios	60
8.5. ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA BIOLOGICAL MONITORING WORKING PARTY (BMWP) PARA LA CUENCA MEDIA DEL RÍO GRIJALVA.....	61
8.5.1. Sitio 1 (Santo Domingo).....	62
8.5.2. Sitio 2 (Ribera-Cahuaré).....	64
8.6. PORCENTAJE DE SIMILITUD (ÍNDICE DE JACCARD) DE LAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS.....	66
8.7. EVALUACIÓN DE PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS EN COMPARACIÓN CON LOS ESTÁNDARES NACIONALES DE CALIDAD AMBIENTAL PARA AGUA.....	67
8.7.1. Época de estiaje	68
8.7.2. Época de lluvia	69
8.8. Determinación de las diferencias de los parámetros de la calidad del agua entre temporadas y sitios de estudio, por la prueba T-STUDENT	71
8.8.1. pH.....	71
8.8.2. Conductividad.....	72
8.8.3. Temperatura.....	73
8.8.4. Sólidos Totales Disueltos (TDS)	74
8.8.5. Salinidad.....	75
8.8.6. Oxígeno Disuelto (OD)	76
8.8.7. Potencial de óxido reducción (ORP)	77
8.8.8. Nitratos	77
8.8.9. Nitritos	78
8.8.10. Fosfatos	79
8.8.11. Amonio.....	80
8.9. ANÁLISIS DE SIMILITUD PORCENTUAL (SIMPER)	80
8.10. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (PCA).....	81
8.10.1. Sitio 1- Santo Domingo	82
8.10.2. Sitio 2- Ribera-Cahuaré.....	83
8.11. CORRELACIÓN DE PEARSON.....	85

8.11.1.	Correlación de Pearson de las familias de macroinvertebrados encontrados en el Sitio 1-Santo Domingo con los parámetros fisicoquímicos durante el estudio.....	85
8.11.2.	Correlación de Pearson de las familias de macroinvertebrados encontrados en el Sitio 2- Ribera-Cahuaré con los parámetros fisicoquímicos durante el estudio	87
8.12.	ANÁLISIS DE CORRESPONDENCIA CANÓNICA (CCA).....	88
IX.	DISCUSIÓN.....	90
X.	CONCLUSIONES.....	101
XI.	RECOMENDACIONES.....	103
XII.	REFERENCIAS DOCUMENTALES.....	104

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Frecuencia de muestreo	37
Cuadro 2. Requisitos para la preservación de muestras de agua según los nutrientes correspondientes	38
Cuadro 3. Puntajes de las familias de macroinvertebrados acuáticos para el índice BMWP/Col.....	43
Cuadro 4. Clases de calidad de agua para valores BMWP/Col.....	44
Cuadro 5. Descripción de las familias de macroinvertebrados acuáticos del río Grijalva	53
Cuadro 6. Familias de macroinvertebrados presentes en los sitios de muestreo.....	54
Cuadro 7. Abundancia de familias encontradas en el los sitios de muestreo durante la época de estiaje	55
Cuadro 8. Abundancia de familias encontradas durante la época de lluvias.....	57
Cuadro 9. Índice de Shannon-Wiener para durante la época de estiaje	60
Cuadro 10. Índice de Shannon-Wiener para durante la época de lluvias.....	60
Cuadro 11. Índice de Shannon-Wiener general.....	61
Cuadro 12. Clasificación asignada a las familias de macroinvertebrados acuáticos en el BMWP/Col ...	62
Cuadro 13 Puntajes de las familias de macroinvertebrados acuáticos para el índice BMWP/Col presentes en el Sitio uno	63
Cuadro 14. Clases de calidad de agua para valores BMWP/Col del Sitio uno.....	63
Cuadro 15. Puntajes de las familias de macroinvertebrados acuáticos para el índice BMWP/Col presentes en el Sitio dos.....	64
Cuadro 16. Clases de calidad de agua para valores BMWP/Col del Sitio dos.....	65
Cuadro 17. Puntajes de las familias de macroinvertebrados acuáticos para el índice BMWP/Col presentes en los Sitios uno y dos.....	65
Cuadro 18. Clases de calidad de agua para valores BMWP/Col de los Sitios uno y dos	66
Cuadro 19. Índice de Jaccard- Similaridad entre los sitios uno y dos	67
Cuadro 20. Índice de Jaccard- Similaridad por temporada de estiaje	67
Cuadro 21. Índice de Jaccard- Similaridad por temporada de lluvia	67
Cuadro 22. Comparación de parámetros fisicoquímicos con los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental y los Límites permisibles, durante la temporada de estiaje	68
Cuadro 23. Comparación de parámetros fisicoquímicos con los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental y los Límites permisibles, durante la temporada de lluvia	70
Cuadro 24. Comparación de pH de cada sitio entre temporadas	71
Cuadro 25. pH de ambos sitios comparados en temporada de estiaje y lluvias.....	72
Cuadro 26. Comparación de conductividad de cada sitio entre temporadas.....	72
Cuadro 27. Conductividad de ambos sitios comparados en temporada de estiaje y lluvias...	73
Cuadro 28. Comparación de temperatura de cada sitio entre temporadas	73
Cuadro 29. Temperatura de ambos sitios comparados en temporada de estiaje y lluvias	74
Cuadro 30. Comparación de TDS de cada sitio entre temporadas	74
Cuadro 31. TDS de ambos sitios comparados en temporada de estiaje y lluvias	74

Cuadro 32. Comparación de salinidad de cada sitio entre temporadas	75
Cuadro 33. Salinidad de ambos sitios comparados en temporada de estiaje y lluvias.....	75
Cuadro 34. Comparación de OD de cada sitio entre temporadas.....	76
Cuadro 35. OD de ambos sitios comparados en temporada de estiaje y lluvias.....	76
Cuadro 36. Comparación de OPR de cada sitio entre temporadas	77
Cuadro 37. ORP de ambos sitios comparados en temporada de estiaje y lluvias	77
Cuadro 38. Comparación de nitratos de cada sitio entre temporadas	78
Cuadro 39. Nitratos de ambos sitios comparados en temporada de estiaje y lluvias	78
Cuadro 40. Comparación de nitritos de cada sitio entre temporadas.....	79
Cuadro 41. Nitritos de ambos sitios comparados en temporada de estiaje y lluvias	79
Cuadro 42. Comparación de fosfatos de cada sitio entre temporadas.....	80
Cuadro 43. Fosfatos de ambos sitios comparados en temporada de estiaje y lluvias.....	80
Cuadro 44. Resultados del análisis SIMPER considerando las contribuciones de los porcentajes de la disimilitud encontrada entre las temporadas de ambos sitios	81
Cuadro 45. Eigenvalores entre los dos primeros ejes del PCA y los parámetros físicoquímicos del Sitio 1- Santo Domingo	83
Cuadro 46. Eigenvalores entre los dos primeros ejes del PCA y los parámetros físicoquímicos del Sitio 2- Ribera-Cahuaré.....	84
Cuadro 47. Correlaciones de Pearson del Sitio 1-Santo Domingo	87

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Delimitación de la cuenca del río Grijalva (INEGI, 2013)	31
Figura 2. Localización del municipio de Chiapa de Corzo, Chiapas (Alvarado-Arcia, 2014) ..	31
Figura 3. Ubicación de los sitios de muestreo	35
Figura 4. Sitio 1-Santo Domingo	35
Figura 5. Sitio 2-Ribera Cahuaré (Rivera-Velázquez, 2022).....	36
Figura 6. Familia Ampullariidae.....	47
Figura 7. Familia Thiaridae	48
Figura 8. Familia Corbiculidae.....	48
Figura 9. Familia Pachychilidae	49
Figura 10. Familia Physidae.....	49
Figura 11. Familia Achatinidae.....	50
Figura 12. Familia Microceramidae	50
Figura 13. Familia	51
Figura 14. Familia Elmidae	52
Figura 15. Familia Libellulidae	52
Figura 16. Familia Gomphidae.....	53
Figura 17. Abundancia de macroinvertebrados en el Sitio 1- Santo Domingo durante la época de estiaje.....	56
Figura 18. Abundancia de macroinvertebrados en el Sitio 2- Ribera Cahuaré durante la época de estiaje.....	57
Figura 19. Abundancia de macroinvertebrados en el Sitio 1- Santo Domingo durante la época de lluvias.....	58
Figura 20. Abundancia de macroinvertebrados en el Sitio 2- Ribera Cahuaré durante la época de lluvias	59
Figura 21. Índice de Shannon-Wiener durante la época de estiaje.....	60
Figura 22. Índice de Shannon-Wiener para durante la época de lluvia.....	61
Figura 23. Índice de Shannon-Wiener general	61
Figura 24. Análisis de componentes principales (PCA) del Sitio 1.....	82
Figura 25. Análisis de componentes principales (PCA) del Sitio 2.....	84
Figura 26. Análisis de Correspondencia Canónica para la presencia de las familias de macroinvertebrados muestreadas en temporada de estiaje y de lluvias en relación con los parámetros fisicoquímicos	89

RESUMEN

En la presente investigación se tuvo como objetivo evaluar si la estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos presenta características bioindicadoras sobre la influencia de la calidad del agua en los organismos. Se empleó el índice de calidad de BMWP/col. Se determinaron los parámetros fisicoquímicos del agua y se recolectaron macroinvertebrados acuáticos en los 3 meses más representativos de la temporada de estiaje y lluvia, obteniendo como resultado un total de 1 734 organismos recolectados y distribuidos en 11 familias, siendo las familias Thiaridae y Corbiculidae las más abundantes. El índice BMWP/col permitió clasificar al sitio 1 en categoría 3 de calidad moderadamente contaminada y el sitio 2 en categoría 4 de calidad muy contaminada; además, los análisis multivariados indicaron que los valores más altos obtenidos respecto a la diversidad y abundancia se encontraron en el sitio 1 durante la temporada de lluvias, y que los parámetros fisicoquímicos con mayor influencia en la distribución de las familias de macroinvertebrados fueron ORP, transparencia, nitritos, temperatura, conductividad, nitratos, TDS, OD y salinidad. Con el apoyo de los análisis utilizados se puede concluir que la estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados pueden ser utilizadas como un indicador de perturbación antropogénica que pueden causar desequilibrio en las comunidades de macroinvertebrados.

Palabras claves: Indicador biológico, Calidad del agua, Contaminación acuática.

ABSTRACT

In the present investigation, the objective was to evaluate if the structure of the aquatic macroinvertebrate community presents bioindicator characteristics about the influence of water quality on organisms. The BMWP/col quality index was used. The physicochemical parameters of the water were determined, and aquatic macroinvertebrates were collected in the 3 most representative months of the dry and rainy season, resulting in a total of 1734 organisms collected and distributed in 11 families. The Thiaridae and Corbiculidae families were the most abundant. The BMWP/col index allowed classifying site 1 in category 3 of moderately polluted quality and site 2 in category 4 of very polluted quality. In addition, multivariate analyses indicated that the highest values obtained for diversity and abundance were found at site 1 during the rainy season. The physicochemical parameters with the greatest influence on the distribution of macroinvertebrate families were ORP, transparency, nitrites, temperature, conductivity, nitrates, TDS, OD, and salinity. With the support of the analyses used, it can be concluded that the structure and composition of macroinvertebrate communities can be used as an indicator of anthropogenic disturbances that can cause imbalance in macroinvertebrate communities.

Key words: Biological indicator, Water quality, Aquatic contamination.

I. INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas el crecimiento de las ciudades y el tratamiento inapropiado de residuos ha incrementado de manera exponencial, generando daños directos y continuos a los cuerpos de agua, mediante descargas de contaminantes tóxicos de tipo metálico y sedimentos que exceden la capacidad de autodepuración (Martínez-Ortiz y Barrero-Arias, 2018) causando la contaminación de diversos sistemas acuáticos a lo largo de todo el mundo (García *et al.*, 2013).

El agua, al ser considerada un elemento indispensable para la vida y la sostenibilidad de los ecosistemas, ha preocupado a la sociedad humana, que, a través de diversas organizaciones, se ha ocupado de evaluar el impacto antrópico sobre la calidad de los recursos hídricos a través del estudio de la naturaleza química, física y biológica del agua, mediante programas de monitoreo (Perevochtchikova, 2012). Estos incluyen ensayos fisicoquímicos y bacteriológicos, sin embargo, estos presentan algunas limitaciones, en especial en ecosistemas donde las condiciones geomorfológicas y de hidrología varían con rapidez y no permiten la evaluación de la variabilidad en el tiempo o la integración de distintos factores ambientales (García *et al.*, 2013).

Con el fin de dar respuesta a estas restricciones se ha desarrollado una metodología de monitoreo basada en el uso de organismos vivos como indicadores de la calidad de un ecosistema. Su amplia aplicación se debe a la facilidad que brinda para evaluar de forma más acertada características químicas y biológicas de los cuerpos hídricos, sobre todo evaluar la salud ecológica de los mismos (Metcalf, 1989).

El uso de bioindicadores ofrece como ventaja la posibilidad de evaluar el estado ecológico en el que se encuentra un río en un momento determinado y adicionalmente observar su evolución en el tiempo. Con este fin se utilizan organismos sensibles a los cambios que en su mayoría indican la presencia de contaminantes o alteraciones en su ecosistema (Álvarez-Arango, 2005).

En este sentido, los análisis físico-químicos permiten evaluar el impacto de las perturbaciones antrópicas sobre los hábitats fluviales, sin embargo, estos sólo ofrecen datos puntuales en la dimensión cronológica y no dejan ver la evolución de una carga contaminante y la capacidad de resistencia y adaptación de los ecosistemas acuáticos (Pezo-González, 2018), lo que se complementa con las características indicadoras de los macroinvertebrados que son una evidencia confiable del tipo y niveles de contaminación del río no solo al momento de realizar la recolecta de especímenes, sino que también nos muestra información valiosa a la hora de establecer los procesos históricos que han generado cambios en la calidad de agua del río (Mosquera-Restrepo, 2006). Ambos factores, en conjunto, proveen una base sólida para garantizar que los resultados obtenidos estén bien sustentados, y así brindar información suficiente para tomar decisiones sobre la calidad del agua (Roldán, 1999).

Se tiene conocimiento que las descargas de aguas residuales generadas en las comunidades aledañas en la cuenca media del río Grijalva en el municipio de Chiapa de Corzo, han generado problemas de contaminación en el río (Hernández y López, 2011); sin embargo en esta parte del río no existen estudios relacionados con el uso de bioindicadores para la determinación de la calidad del agua, por ello, el presente estudio planteó evaluar si la estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos presenta características bioindicadoras de la calidad del agua, buscando relacionar a los macroinvertebrados con los parámetros fisicoquímicos del agua. Los resultados de la investigación pueden significar información útil para un monitoreo continuo y frecuente del río, con ello determinar sitios potenciales de riesgo, afectados por factores naturales antropogénicos.

II. MARCO TEÓRICO

2.1. LOS RÍOS

Los ríos constituyen un sistema de circulación lineal, vectorial, jerarquizado y estructurado para trasladar sedimentos y fluidos vitales a través de las cuencas hidrográficas y sus desembocaduras, realizando complejas reacciones dinámicas, mecánicas, energéticas, químicas y bioquímicas con el propósito de dar sustento en todo su recorrido a la vida en sus diferentes formas (Campoblanco-Díaz y Gomero-Torres, 2000).

Se les considera unidades vitales en el funcionamiento de las cuencas que, debido al transporte y a la circulación cíclica del agua, permiten la existencia de los seres vivos. Son de gran importancia ecológica y ambiental, y esenciales para el funcionamiento de los ecosistemas y de otros sistemas naturales con los que están relacionados dentro de una misma cuenca. El hombre es parte integral del ecosistema-cuenca y se sirve del capital natural para satisfacer sus necesidades. Sin embargo, no sólo se apropia de los bienes materiales de la naturaleza, sino que también altera una infinidad de procesos ecológicos que regulan y mantienen los ecosistemas. Dentro de estos se encuentran los que regulan el clima, los que mantienen la fertilidad de los suelos, los que controlan inundaciones, los que purifican el agua, los que mantienen la biodiversidad y los que otorgan estabilidad a los ecosistemas, entre otros (Daily *et al.*, 1997).

Así, la utilización intensa y descontrolada de los ríos pone en riesgo su integridad ecológica, relacionada con la calidad y el funcionamiento del ecosistema asociado al agua superficial, las condiciones naturales del entorno y las presiones humanas, que los afectan negativamente (Stoddard *et al.*, 2006).

Los ríos de México constituyen una red hidrográfica de 633 000 km de longitud y de acuerdo con la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA, 2011), en éstos fluyen aproximadamente 399 km³ de agua cada año, cifra que incluye las importaciones de otros países y excluye las exportaciones. Garrido *et al.* (2010) mencionan que 87 %

del escurrimiento se presenta en 39 ríos principales, cuyas cuencas abarcan 58 % del territorio.

La CONAGUA (2011) señala que 37.1 % de las aguas residuales municipales y 19.3 % de las industriales generadas en el año 2009 fueron tratadas, mientras que el porcentaje restante se vertió directamente a los sistemas acuáticos. Los efectos más visibles de la alteración de la salud de los ecosistemas acuáticos son la pérdida de la calidad del agua, la belleza escénica y la biodiversidad (Mendoza-Cariño *et al.*, 2014).

2.2. ESTADO ECOLÓGICO DE LOS RÍOS

Según la directiva marco del agua de la Unión Europea (DOCE, 2000), el estado ecológico (EE) es una medida de la salud global del sistema acuático, una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas asociados a las aguas superficiales y es evaluado en función de una serie de indicadores biológicos, fisicoquímicos e hidromorfológicos que a su vez están relacionados con las condiciones naturales y en ausencia de presiones humanas.

El EE engloba todas aquellas condiciones que requieren los organismos que habitan en los ecosistemas acuáticos para desarrollar sus funciones vitales, como crecer y reproducirse. Éstas varían en el espacio geográfico y con los factores bióticos y abióticos, lo que explica la diversidad de formas de vida. Si las condiciones del ecosistema cambian por causas de origen antrópico, los organismos sufren modificaciones en cuanto a su estructura, abundancia o apariencia externa, como en el caso de los peces, o incluso desaparecen (Mendoza-Cariño *et al.*, 2014).

2.3. CALIDAD DEL AGUA

De acuerdo con la Organización Mundial de la Salud y otros organismos internacionales, la calidad del agua se puede resumir como las condiciones en que se encuentra el agua respecto a características físicas, químicas y biológicas, en su estado natural o después de ser alteradas por el accionar humano (Baeza-Gómez, 2016), suele considerarse en relación con el uso o actividad a que se destinada: para beber, para riego, para uso industrial, piscícola, recreativo (Sánchez-Ramos, 2015).

Ramírez y Alberto (2016) manifiestan que la calidad de las aguas es una variable descriptora fundamental del medio hídrico, tanto desde el punto de vista de su caracterización ambiental, como desde la perspectiva de la planificación y gestión hidrológica, ya que delimita la aptitud del agua para mantener los ecosistemas y atender las diferentes demandas. La calidad de las aguas puede verse modificada tanto por causas naturales como por factores externos, cuando los factores externos que degradan la calidad natural del agua son ajenos al ciclo hidrológico, se habla de contaminación.

2.4. MONITOREO DE LOS CUERPOS DE AGUA

El monitoreo de un río permite analizar los cambios en la salud de este cuerpo de agua y consiste en determinar los cambios ocurridos en el agua, los animales y la tierra que le rodea, a través de varias observaciones o estudios, permitiendo la detección de enfermedades en los organismos que habitan el río y sugerir el o los tratamientos necesarios para sanarlos. Para que este examen sea más exacto, es importante tomar datos en diferentes partes del río, de este modo, se puede comparar la calidad del agua río arriba y río abajo, o de acuerdo con los ambientes que le rodean o con las actividades que suceden en sus proximidades (Carrera-Reyes y Fierro-Peralbo, 2001).

2.5. PARÁMETROS DE LA CALIDAD DEL AGUA

La calidad del agua varía dependiendo de los antecedentes naturales o del grado de desarrollo. El desarrollo urbano e industrial, además de las crecientes descargas industriales y la transportación contribuyen a la contaminación del agua. Las variables que caracterizan la calidad del agua pueden ser clasificadas de diversas maneras, incluyendo sus propiedades físicas, químicas y biológicas por lo que se les denomina parámetros fisicoquímicos, su ventaja se basa en que sus análisis suelen ser más rápidos y pueden ser monitoreados con mayor frecuencia, en comparación con los métodos biológicos, basados en la observación y medición de ciertas comunidades de seres vivos en las aguas (Samboni-Ruiz *et al.*, 2007). Además, la importancia asociada a cada parámetro es crítica. Esta tendrá una variabilidad con el

tipo de cuerpo de agua en cuestión, usos establecidos y de los objetivos del programa de monitoreo (Marín-Contreras, 2014).

La calidad del agua radica principalmente en los materiales y sustancias disueltas o en suspensión y los organismos que habitan. Para determinar la calidad del agua se necesitan conocer algunas características que afectan su posible uso como, el oxígeno disuelto (DO, por sus siglas en inglés), cantidad de partículas suspendidas, cantidad y tipo de sales disueltas, la presencia y concentración de compuestos tóxicos, las bacterias y otros tipos de microorganismos (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2015).

Debido a la dependencia del objetivo a estudiar la calidad del agua, resulta ser difícil definir una forma única de medir su calidad, por lo tanto, se pueden emplear dos métodos: parámetros físico químicos y especies bioindicadoras características de los ecosistemas naturales que permiten evaluar los niveles de alteración en un cuerpo de agua (Marín-Contreras, 2014).

2.5.1 Temperatura

Las temperaturas en el agua son indicadores de actividad biológica, química y física en el agua, así como en la evaluación limnológica de un cuerpo de agua. Es un criterio para la protección de la vida acuática y para las fuentes de abastecimiento de agua potable, es también un parámetro establecido como límite máximo permitido en las descargas de aguas residuales (Secretaría de Comercio y Fomento Industrial, 2000).

2.5.2 pH

Es una medida de acidez o alcalinidad de una disolución. El pH indica la concentración de iones hidronio $[H_3O^+]$ presente en determinadas disoluciones (Vázquez-Contreras y Rojas-Pérez, 2016). Es un parámetro regulado por límites máximos permisibles en descargas de aguas residuales al alcantarillado o a cuerpos receptores, también es para usos y actividades agrícolas, para contacto primario y para el consumo humano de ahí su importancia (Secretaría de Comercio y Fomento Industrial, 2000).

2.5.3 DBO

La Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) es una estimación de la cantidad de oxígeno que requiere una población microbiana heterogénea para oxidar la materia orgánica de una muestra de agua en un periodo de 5 días. El método se basa en medir el oxígeno consumido por una población microbiana en condiciones en las que se ha inhibido los procesos fotosintéticos de producción de oxígeno en condiciones que favorecen el desarrollo de los microorganismos (Secretaría de Economía DGN, 2001).

La prueba de DBO puede ser usada para investigar los controles de consumo de oxígeno disuelto en la columna de agua y para derivar tasas de descomposición para modelos de calidad de agua.

La relación e importancia de la DBO y Demanda Química de oxígeno (DQO) permiten conocer la posible fuente de contaminación, pues las aguas con desechos industriales suelen tener una mayor concentración de compuestos no biodegradables (Secretaría de Economía DGN, 2001).

2.5.4. Conductividad eléctrica

Se define la conductividad eléctrica como la capacidad de que una sustancia pueda conducir la corriente eléctrica, y por tanto, es lo contrario de la resistencia eléctrica. Es una variable que depende de la cantidad de sales disueltas en un líquido. La unidad de medición utilizada comúnmente es el siemens/cm (S/cm), microsiemens/cm ($\mu\text{S/cm}$), o milisiemens/cm (mS/cm). En soluciones acuosas el valor de la conductividad es directamente proporcional a la concentración de sólidos disueltos. Por lo tanto, cuanto mayor sea dicha concentración mayor será la conductividad (García de la Fuente, 2013).

2.5.5. Sólidos disueltos totales (TDS) y Salinidad

La cantidad de sólidos disueltos totales (TDS) es uno de los principales indicadores de la calidad del agua. El TDS es el total de sales disueltas y se puede expresar en mg/l, g/m³ o ppm (mg/l). El hecho de que el agua tenga sales en disolución hace que ésta sea conductiva a la electricidad. Así un volumen de agua con muchas sales

disueltas, es muy conductiva y la medida de la conductividad nos permite evaluar de una forma rápida la salinidad del agua. La salinidad es la concentración de sales en las aguas residuales que puede ser baja o alta. Por otro lado, los sólidos totales disueltos (TDS) son la cantidad de sólidos disueltos en las aguas residuales incluyendo las sales. Las sales más frecuentes en el agua son las de calcio, magnesio y sodio. En aguas no salobres, el 90 % del contenido de sales en el agua, son por presencia de calcio y magnesio. Además, el calcio y magnesio son molestos en la utilización del agua. La salinidad del agua es el contenido total de sales. Así la cantidad de cloruro sódico es una parte de esta salinidad y la dureza del agua (sales de magnesio y calcio) es otra parte de la salinidad del agua (García de la Fuente, 2013).

2.5.6. Potencial de oxidación y reducción (ORP)

Es una medida efectiva de medir la energía química de oxidación-reducción mediante un electrodo, convirtiéndola en energía eléctrica, la cual se utiliza para conocer el saneamiento del agua potable, se expresa en mili voltios – mV - y nos informa sobre el potencial de oxidación o de reducción (Valls-García, 2019).

2.5.7. Compuestos nitrogenados

Los compuestos nitrogenados presentes en las aguas naturales están íntimamente relacionados con el ciclo del nitrógeno. La mayor parte del nitrógeno aparece en forma gaseosa en la atmósfera (78 % en volumen), en forma oxidada constituye una relativamente importante fracción en los suelos y sustancias orgánicas (tejidos de animales o vegetales que lo extraen de la atmósfera para su metabolismo). En las rocas, se presenta como elemento minoritario. El nitrógeno puede aparecer en forma de NH_3 , NH_4 y por oxidación, estas formas reducidas pueden transformarse en NO_2 y finalmente en NO_3 que es la forma más usual y estable (De Miguel-Fernández y Vázquez-Taset, 2006).

2.5.7.1. Amonio

Aparece solo como trazas en aguas subterráneas, aumentando su concentración cuando el medio es fuertemente reductor. Este compuesto es el producto final de la reducción de sustancias orgánicas o inorgánicas nitrogenadas que naturalmente se

incorporan al agua subterránea. Dado que la presencia de amonio favorece la multiplicación microbiana, su detección en cantidad significativa en el agua se considera como indicio de probable contaminación reciente (De Miguel-Fernández y Vázquez-Taset, 2006).

2.5.7.2. Nitritos

El ión nitrito puede estar presente en las aguas bien como consecuencia de la oxidación del NH_3 o como resultado de la reducción microbiana o no de los nitratos. Su presencia en el agua debe considerarse como un indicio fundado de una posible contaminación reciente (dada su inestabilidad) y tal vez de la no potabilidad del agua debido a la toxicidad de este ion (De Miguel-Fernández y Vázquez-Taset, 2006).

No obstante, la sola presencia de nitrito y amonio en el agua subterránea no debe ser considerada como resultado de una contaminación sin analizar las posibles causas de su presencia, dado que en un acuífero las condiciones de oxidación no son siempre favorables y estos iones, incorporados de manera natural al acuífero, pueden mantenerse durante cierto tiempo en el equilibrio con su forma oxidada, el nitrato (De Miguel-Fernández y Vázquez-Taset, 2006).

2.5.7.3. Nitratos

Los nitratos pueden estar presentes en las aguas subterráneas bien como resultado de la disolución de rocas que los contengan, lo que ocurre raramente, bien por la oxidación bacteriana de materia orgánica. Su concentración en aguas subterráneas no contaminadas raramente excede de 10 mg/L (De Miguel-Fernández y Vázquez-Taset, 2006).

El origen de los nitratos en las aguas subterráneas no siempre puede esclarecerse. Estos son relativamente estables, pero pueden ser fijados por el terreno o ser reducidos a nitrógeno o amonio en ambientes reductores. A menudo son indicadores de contaminación alcanzando entonces elevadas concentraciones y presentando por regla general una estratificación clara con predominio de las mayores concentraciones en la parte superior de los acuíferos libres o freáticos (De Miguel-Fernández y Vázquez-Taset, 2006).

2.5.7.4. Fosfatos

El ion fosfato (PO_4^-) se forma a partir del fósforo inorgánico que existe como mineral y contribuye directamente en el ciclo de este elemento en el ambiente. También puede existir en solución como partículas, como fragmentos sueltos o en los cuerpos de organismos acuáticos (Bolaños-Alfaro *et al.*, 2017). Los compuestos de fosfato que se encuentran en las aguas residuales o se vierten directamente a las aguas superficiales provienen de: Fertilizantes eliminados del suelo por el agua o el viento, excreciones humanas y animales, detergentes y productos de limpieza.

La carga de fosfato total se compone de ortofosfato + polifosfato + compuestos de fósforo orgánico, siendo normalmente la proporción de ortofosfato la más elevada (Pütz, 2008).

2.6. ACTIVIDADES ANTRÓPICAS

A lo largo de la historia, las actividades antrópicas han generado una gran variedad de contaminantes, los cuales han ocasionado el deterioro de los distintos compartimentos ambientales, incluyendo el agua, el aire, el suelo y el sedimento, así como de la biota asociada y por ende de los ecosistemas en su conjunto (Ramírez y Mendoza, 2008).

De acuerdo a Ojeda-Guerrero y Santacruz-Mallama (2017), el uso inapropiado que el hombre ha hecho de la tierra, eliminado las masas boscosas, ha sido causa principal en relación con el caudal de los ríos, es decir, se refleja en la más rápida evacuación del agua y en la calidad de la misma; la recepción de aguas contaminadas se da a través de dos fenómenos: las aguas de lluvias que discurren por el suelo y el subsuelo, que luego de su contacto con ella arrastran subproductos de las actividades humanas que cambian su calidad natural, y las aguas que luego de ser usada y transformada su calidad fisicoquímica, son reintegradas a los cuerpos de aguas naturales.

2.7. IMPACTO DE LAS ACTIVIDADES ANTRÓPICAS

Los procesos de contaminación constituyen actualmente un problema ambiental global que afecta a un buen número de regiones del planeta, principalmente cuerpos

de agua sobre las cuales se desarrollan las diversas actividades humanas entre ellas las actividades antrópicas y turísticas, las cuales comprenden toda una serie de productos, servicios y actividades (balnearios, piscinas, parques acuáticos, instalaciones y pesca deportivo-turísticas) que afectan de manera negativa el medio acuático (Gobierno de Canarias, 2015, citado de Chancay-García y Ureta-Espinoza, 2019).

En consecuencia, los cuerpos de agua actúan como receptores de una gran variedad de compuestos, afectando de esta manera el equilibrio de los sistemas acuáticos naturales. Estos compuestos son incorporados al ambiente costero a través de diversas fuentes, tales como aportes directos de efluentes industriales y domésticos (Diodato, 2013).

2.8. CONTAMINACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS FLUVIALES

La contaminación es una gran amenaza para los ecosistemas. Las grandes catástrofes, vertidos accidentales a los ríos, y la exposición prolongada a contaminantes causan efectos dañinos en los seres vivos. De hecho, muchas enfermedades están ligadas a contaminantes. Las actividades antropogénicas provocan estrés en los ecosistemas, liberan contaminantes, afectan la supervivencia de los organismos, perturban la estructura y función de los ecosistemas naturales, modificando el número de especies (introducen especies exóticas o eliminan otras nativas), su acervo genético y la diversidad de ecosistemas y hábitats naturales (Steinberg *et al.*, 1994).

El uso de los ecosistemas fluviales como fuente de recursos y vía de eliminación de residuos ha provocado su degradación. La producción de residuos, introducción de nuevos plaguicidas y fertilizantes en la agricultura intensiva, aumento y concentración de población en ciudades, regulación de cauces, actividades mineras, etc. Aumentan la suma de contaminantes persistentes en el agua y la enriquecen en nutrientes, disminuyendo la calidad de los ecosistemas fluviales y de las comunidades que los habitan (Calamari, 2002; Marchini, 2002).

2.9. CONCEPTO DE BIOINDICADOR

Un indicador biológico acuático se ha considerado como aquel cuya presencia y abundancia señalan algún proceso o estado del sistema en el cual habita, en especial si tales fenómenos constituyen un problema de manejo del recurso hídrico. Los indicadores biológicos se han asociado directamente con la calidad del agua (Pinilla, 2000) más que con procesos ecológicos o con su distribución geográfica, sin que ello impida utilizarlos en tales circunstancias.

Es pertinente aclarar que más que a un organismo, el indicador biológico se refiere a la población de individuos de la especie indicadora y, en el mejor de los casos, al conjunto de especies que conforman una comunidad indicadora, como se verá posteriormente (Pinilla, 2000).

En principio, se usaron especies o asociaciones de éstas como indicadores, después, comenzaron a emplearse atributos correspondientes a otros niveles de organización del ecosistema, por ejemplo, poblaciones, comunidades, etc., hecho que resultó particularmente útil en estudios de contaminación. Los bioindicadores son organismos o restos de estos mismos, cuyo objetivo es ayudar a determinar cualquier acontecimiento relacionado con el estudio de un ambiente (Pezo-González, 2018).

Cada especie o población tiene unos determinados límites de condiciones ambientales, por ejemplo: límites máximos donde los organismos pueden sobrevivir, límites intermedios donde crecen y límites estrechos donde se reproducen. En general, cuando más estrechos sean sus límites de tolerancia, mayor será su utilidad como indicador ecológico. Las especies bioindicadoras, deben ser abundantes, sensibles al medio de vida, fácil y rápido de identificar, y con poca movilidad (Puig, 2011, citado de Pezo-González, 2018).

2.10. PRINCIPIOS DE LA BIOINDICACIÓN

Un contaminante o cualquier otro evento particular que perturbe las condiciones iniciales de un sistema acuático provocará una serie de cambios en los organismos, cuya magnitud dependerá del tiempo que dure la perturbación, su intensidad y su

naturaleza. La acción puede ser indirecta (cambios en el medio) o directa (ingestión o impregnación) (Pinilla, 2000).

Se puede decir que un indicador biológico será aquel que logre soportar los efectos ocasionados por el elemento perturbante, es decir, que muestre algún tipo de respuesta compensatoria o tolerante con relación a un conjunto de variables físicas o químicas; esta especie o estas especies pueden presentar cambios en su presencia y distribución espacial, número, morfología o conducta cuando las condiciones del sistema ecológico se alteran (Rosenberg y Resh, 1993). Por lo tanto cualquier cambio en las condiciones ambientales se reflejará en la estructura, composición y dinámica de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos que allí habiten (Terneus *et al.*, 2012).

Por supuesto, no solo la contaminación es factor que pueda indicarse biológicamente. Otras características del agua tales como estratificación, turbulencia y presencia de determinados iones se pueden detectar a través del uso de especies adaptadas a tales condiciones, como se verá más adelante. Además, debe tenerse en cuenta que muchos indicadores biológicos lo son de condiciones no perturbadas. Así, por ejemplo, algunos insectos son propios de aguas limpias y su presencia es índice de buena calidad (Pinilla, 2000).

2.11. CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS QUE DEBE CUMPLIR UN TAXÓN PARA SER CONSIDERADO COMO BIOINDICADOR

Entre sus ventajas que posee cualquier macroinvertebrado que conforme un taxa bioindicador se pueden mencionar las siguientes:

- Suficientemente sensible para advertir alteraciones del ambiente, pero no tanto como para indicarnos variaciones triviales o poco importantes biológicamente.
- Capaz de advertir no solamente del peligro que corre el taxón mismo sino del peligro que corre todo el ecosistema.
- La intensidad del cambio en el taxón bioindicador está correlacionada con la intensidad del disturbio ambiental.

- Indica directamente la causa en vez de simplemente la existencia del cambio (ej. alteraciones de fecundidad y sobrevivencia y no únicamente en la abundancia) (González-Zuarth *et al.*, 2014).

Los cambios que ocurren se producen muy poco tiempo después de originarse la alteración, lo que permite evitar daños dramáticos en el ecosistema. Metodológicamente plausibles. Su abundancia permite tomar muestras periódicamente sin comprometer la estabilidad de la población. Su baja movilidad facilita conocer el origen del disturbio. Son lo suficientemente resistentes como para poder manipularlos, transportarlos al laboratorio y hacer experimentos y análisis con ellos. Presentan una amplia distribución que permite hacer comparaciones entre distintas poblaciones. Fáciles de identificar por personas sin experiencia en el taxón. Los datos obtenidos a partir de ellos son fácilmente interpretables. No se requiere de un equipo caro o complejo para su monitoreo (González-Zuarth *et al.*, 2014).

2.12. UTILIDAD DE LOS BIOINDICADORES

El principal uso que se les ha dado a los indicadores biológicos ha sido la detección de sustancias contaminantes, ya sean estos metales pesados, materia orgánica, nutrientes (eutroficación) o elementos tóxicos como hidrocarburos, pesticidas, ácidos, bases y gases, con miras a establecer la calidad del agua (Pinilla, 2000). En adición a esta utilización primordial, existe otra serie de fenómenos que no son de origen natural y que se pueden determinar mediante bioindicadores, como son:

Saturación de oxígeno, condiciones de anoxia y de pH, estratificación térmica y de oxígeno en la columna de agua, turbulencia del agua, torrencialidad, proceso de mezcla entre el epilimnio y el hipolimnio en cuerpos lénticos, eutroficación natural, grado de mineralización del agua, presencia de determinados elementos como hierro, sílice y calcio, fenómenos de sedimentación (Pinilla, 2000).

2.13. IMPORTANCIA DE LOS BIOINDICADORES

Es indiscutible que el uso de bioindicadores para monitorear la salud ecológica de los ecosistemas presenta ventajas sobre los métodos físico-químicos tradicionales. El más evidente es que las evaluaciones ambientales por bioindicadores son mucho

más baratas de implementar, no necesitamos de un equipo tan caro y que requiera de un largo tiempo de entrenamiento para usarlo, como el requerido para los análisis fisicoquímicos. Los bioindicadores añaden un componente temporal que es acotado por la duración de su vida o el tiempo durante el cual permanecen en la localidad de estudio, permitiendo la integración de las condiciones pasadas, presentes o actuales, mientras que las mediciones químicas y físicas sólo caracterizan las condiciones en el momento del muestreo (González-Zuarth *et al.*, 2014).

La determinación de las concentraciones de los contaminantes en el ambiente no refleja necesariamente la concentración de éstos en los organismos debido a 1) una buena proporción de los contaminantes no entra a los organismos, 2) algunos contaminantes persisten poco tiempo en el ambiente, pero se acumulan en los organismos. Mediante el estudio de los bioindicadores es posible conocer la biodisponibilidad de los contaminantes (fracción que llega a incorporarse a un organismo). Las concentraciones a las que se exponen los organismos pueden ser tan bajas que, para detectarlas por los métodos tradicionales, necesitaríamos usar tecnología de alta sensibilidad posiblemente a un costo prohibitivo. Sin embargo, basta la observación de la conducta de los organismos bioindicadores para poder detectarlas. Además, de acuerdo con el rango particular de tolerancia de las distintas especies bioindicadoras, podemos determinar si dichas concentraciones realmente tienen repercusiones sobre ellas (González-Zuarth *et al.*, 2014).

Los bioindicadores pueden advertirnos del efecto de ciertos estresores ambientales como las especies invasoras, la fragmentación del hábitat, la sobreexplotación de los recursos o el impacto del turismo sobre el ambiente, que son difíciles de evaluar por otros métodos (González-Zuarth *et al.*, 2014).

El uso de especies para detectar procesos y factores en los ecosistemas acuáticos tiene varias ventajas: Las poblaciones de animales y plantas acumulan información que 105 análisis fisicoquímicos no detectan (Pinilla, 2000). Es decir, las especies y las comunidades bióticas responden a efectos acumuladores intermitentes que en determinado momento un muestreo de variables químicas o físicas pasa por alto. La vigilancia biológica evita la determinación regular de un

número excesivo de parámetros químicos y físicos, ya que en los organismos se sintetizan o confluyen muchas de estas variables. Los indicadores biológicos permiten detectar la aparición de elementos contaminantes nuevos o insospechados (Pinilla, 2000).

Puesto que muchas sustancias se acumulan en el cuerpo de ciertos organismos, su concentración en esos indicadores puede reflejar el nivel de contaminación ambiental. Como no es factible tomar muestras de toda la biota de un sistema acuático, la selección de algunas pocas especies indicadoras simplifica y reduce los costos de la valoración sobre el estado del ecosistema, a la vez que se obtiene sólo la información pertinente, desechando un cúmulo de datos difíciles de manejar e interpretar (Pinilla, 2000).

2.14. DESAFÍOS DEL USO DE BIOINDICADORES

Un desafío que plantea el uso de bioindicadores como un método robusto y confiable para determinar la salud del ambiente es encontrar una combinación de especies y análisis que proporcionen señales interpretables que puedan ser usadas para darle seguimiento a las condiciones ambientales a un costo razonable a la vez que abarquen toda la gama de variaciones ecológicas existentes en la localidad de estudio. La falta de procedimientos eficaces para la selección de los bioindicadores hace que sea difícil validar la información obtenida a partir de estos. Mientras no se establezcan métodos estándares para la selección y el uso de éstos, la interpretación de los resultados continuará siendo relativamente subjetiva (González-Zuarth *et al.*, 2014).

Por lo tanto, es necesario el desarrollo y uso de procedimientos estándares para la selección de los indicadores que permitan una comparación confiable de los resultados. El plantearse metas y objetivos poco claros o ambivalentes puede conducir al uso de variables equivocadas medidas en el lugar y momento equivocados, con mala precisión o fiabilidad (Noss y Cooperrider, 1994, citado en González-Zuarth *et al.*, 2014). Por lo tanto, la definición de manera clara de los objetivos de cualquier monitoreo debe hacerse antes de iniciarlo, con el fin de centrar la vigilancia en los aspectos que realmente interesa evaluar.

2.15. MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS

Se denominan macroinvertebrados acuáticos a aquellos invertebrados con un tamaño superior a 500 μm , entre los que se incluyen animales como esponjas, planarias, sanguijuelas, oligoquetos, moluscos o crustáceos, como los cangrejos, los cuales desarrollan todo su ciclo de vida en el agua (Gonzales y Ceballos, 2017).

Los macroinvertebrados tienen una especial importancia en los ecosistemas acuáticos, al constituir el componente de biomasa animal más importante en muchos tramos de ríos y jugar un papel fundamental en la transferencia de energía desde los recursos basales hacia los consumidores superiores de las redes tróficas. Es decir, consumen la materia orgánica fabricada en el río por los organismos fotosintéticos, como algas o briófitos, y la materia orgánica procedente del ecosistema terrestre y la transfieren a los grandes vertebrados del ecosistema, representando la principal fuente de alimento de éstos (Ladrera *et al.*, 2013).

El grupo de invertebrados acuáticos más ampliamente distribuido en las aguas dulces es el de los insectos (Ladrera, 2012). Los adultos habitualmente no viven en el agua (excepto en algunos casos), pero los estados inmaduros (huevos y larvas) sí que son acuáticos en muchos grupos de insectos. En estos casos, los adultos salen del agua y completan su desarrollo en el medio aéreo, que suele durar pocas horas o días frente a los muchos meses que pasan en el agua. Evidentemente, para pasar de inmaduro acuático a adulto terrestre se necesitan adaptaciones muy importantes y diversos órdenes de insectos están formados por familias con larvas exclusivamente acuáticas, como los efemerópteros, plecópteros, odonatos o tricópteros. En otros órdenes de insectos, como hemípteros, coleópteros, y dípteros, hay familias con larvas exclusivamente acuáticas, otras solo con larvas terrestres y algunas con ambas adaptaciones (Ladrera *et al.*, 2013).

La fauna de macroinvertebrados que viven en su fase larval o todo su ciclo de vida en los ríos tropicales, pertenece a los phylum porifera (esponjas), cnidaria (hidras), platyhelminthes (planarias), nematomorfa (gusanos crin), annelida (oligoquetos y sanguijuelas), mollusca (caracoles, almejas y mejillones) y arthropoda (insectos, crustáceos y arañas), sin embargo, a continuación solo se hará referencia

a los macroinvertebrados acuáticos más utilizados como indicadores de calidad de agua de corrientes tropicales (Mosquera-Restrepo, 2006).

2.16. MACROINVERTEBRADOS COMO BIOINDICADORES

Los macroinvertebrados pueden verse afectados por perturbaciones ambientales en distintos tipos de sistemas acuáticos. Su elevado número de especies ofrece un gran número de respuestas a distintos tipos de perturbaciones, tanto físicas como químicas (contaminación orgánica, eutrofización, acidificación, alteración del hábitat, regulación de caudales, canalizaciones, etc.). Asimismo, su carácter sedentario permite análisis espaciales de las perturbaciones y su largo ciclo de vida, en comparación con otros grupos, permitiendo identificar cambios temporales en dichas perturbaciones (Alba-Tercedor, 1996).

El uso de macroinvertebrados para valorar y determinar la calidad del agua tiene cuando menos cien años de antigüedad. De estas técnicas, los insectos han sido el grupo más estudiado para evaluar la calidad del agua por muchos investigadores. Los insectos acuáticos son generalmente abundantes, relativamente fáciles de recolectar y tienen el suficiente tamaño para ser observados sin necesidad del microscopio, o cuando menos se prescinde de infraestructura sofisticada. Por otra parte, la literatura menciona que en términos generales existen pocas diferencias en la entomofauna que existe en los ríos y lagos naturales y la de los canales artificiales y presas (Mosquera- Restrepo, 2006). Ahora bien, la distribución y abundancia de las poblaciones de insectos acuáticos es analizada desde la perspectiva de la tolerancia de éstos a diferentes fuentes de impacto y contaminación, y a fluctuaciones ambientales como:

- Los requerimientos térmicos de las especies.
- Las interacciones entre el hábitat y los requisitos alimenticios disponibles a lo largo de las estaciones del año. Las fases de los ciclos de vida.

Las razones por las cuales se consideran los macroinvertebrados como los mejores indicadores de calidad del agua son:

- Son visibles a simple vista.
- Son abundantes y de amplia distribución
- Las técnicas de muestreo son fáciles, están estandarizadas y no requieren equipos costosos.
- La mayoría son sedentarios, por lo tanto, reflejan las condiciones locales.
- Los ciclos de vida relativamente largos, les permiten permanecer en los ecosistemas acuáticos el tiempo suficiente para detectar cualquier alteración en su abundancia y diversidad.
- Como son tan diversos, presentan una gama muy grande de tolerancia frente a diferentes parámetros de contaminación
- Varían poco genéticamente.
- Relativamente fáciles de identificar, si se comparan con otros grupos (Álvarez-Arango, 2005).

III. ANTECEDENTES

Los ríos son sistemas en equilibrio dinámico que generan importantes servicios ecosistémicos y, por tanto, beneficios para los seres vivos. Los cursos fluviales, al ser tridimensionales, actúan como corredores, barreras, fuentes y sumideros. Sin embargo, estas características los han hecho proclives a ser deteriorados en su calidad a consecuencia de diversas actividades antropogénicas que tienden a alterar su estructura, composición y funciones (Hernández-Vázquez, 2010).

Las principales actividades que producen presiones e impactos a estos ecosistemas acuáticos son, como menciona Ollero-Ojeda (2011): la intensa regulación causada por la presencia de embalses, derivaciones, vertidos (urbanos, industriales, agrícolas), detracciones, retornos, trasvases, cambios de usos del suelo y procesos de urbanización de la cuenca, incendios, plantaciones, entre otros.

El marcado deterioro de los cuerpos de agua superficial hace prioritaria su evaluación con el fin de tomar acciones de control y mitigación del nivel de riesgo que será determinante en la complejidad y costos del tratamiento del agua (Torres *et al.*, 2009) lo que ha impulsado a diversos investigadores a través de los años a realizar estudios de múltiples cuerpos de agua a lo largo de todo el planeta.

3.1. INTERNACIONALES

Los primeros esfuerzos por determinar el daño ecológico causado por los residuos domésticos e industriales en los cuerpos de agua fueron realizados en el siglo XIX por Kolenati (1848) y Cohn (1853, citado de Roldán, 2003) quienes encontraron relaciones entre ciertas especies de organismos y el grado de calidad del agua.

En el siglo XX, Kolkowitz & Marsson (1908, 1909, citado de Baddi-Zabeh *et al.*, 2005) sembraron las bases del sistema saprobio para Alemania, el cual actualmente es adaptado para otros países europeos. Posteriormente Patrick (1949) propuso métodos biológicos para evaluar las condiciones ecológicas de las corrientes,

mientras que Gaufin y Tarzwell (1952) hicieron sus propias propuestas considerando a los macroinvertebrados como indicadores de contaminación de estas.

En las décadas de los años cincuenta y sesenta comenzó a discutirse el concepto de diversidad de especies basado en índices matemáticos derivados de la teoría de la información (Shannon y Weaver, 1949; Simpson, 1949; Brillouin, 1951; Margalef, 1951, 1955, 1956, 1958, 1969; Beck, 1955; Wilhm y Dorris, 1966, 1968; Sheldon, 1969; Wilhm, 1967, 1968, 1970). Dicha teoría indica que mientras más información se tenga acerca de un hecho, suceso o situación, será más preciso el entendimiento que se tenga de ello (Roldán 2003).

Hynes (1959,1963) presentó a los macroinvertebrados como indicadores de la calidad del agua e integró la biología a la contaminación acuática. Sládeček (1962) introdujo el sistema limnosaprobio en Checoslovaquia. Illies y Botosaneanu (1963) discutieron los métodos y la zonación de las aguas corrientes y propusieron los términos de ritrón y potamón para referirse a las zonas altas y bajas de los ríos, respectivamente.

Woodiwiss (1964) analizó el sistema biológico de clasificación de corrientes usado por el Trent River Board (Directiva para el Río Trent), y encontró una alta correlación entre los parámetros biológicos y químicos de la contaminación. Después De Pauw y Vanhooren (1983) discutieron los métodos de evaluación para Bélgica (Roldán 2003).

Washington (1984) hizo una revisión de los índices de diversidad, bióticos y de similitud con especial referencia a los ecosistemas acuáticos. Presentó dieciocho índices de diversidad, diecinueve índices bióticos y cinco índices de similitud, y analizó su aplicabilidad a los sistemas biológicos. Para él, la mayoría de los índices aún no son por completo satisfactorios. Prat, *et al.* (1986) realizaron en España una comparación entre los índices de calidad del agua: uno que utiliza parámetros fisicoquímicos y el otro, parámetros biológicos, y hallaron una baja correlación entre ellos (Roldán 2003).

Karr (1991) introduce el concepto de índice de integridad biológica (IBI), el cual es una herramienta multiparamétrica para la evaluación de las corrientes basada en la comunidad de peces. Armitage y Petts (1992) examinaron la factibilidad de usar puntajes bióticos y las predicciones basadas en el sistema computarizado conocido como RIPACS (River invertebrate prediction and classification system) para valorar la pérdida de fauna béntica (Wright *et al.*, 1989). Wright (1995) aplicó el método RIPACS en Gran Bretaña y llegó a la conclusión que no sería válido para otras regiones de Europa, dado que en la isla no existen ríos tan grandes y caudalosos como en el continente (Roldán 2003). Barbour *et al.*, (1995) presentaron un total de 63 tipos de mediciones para la evaluación rápida de los ecosistemas acuáticos.

De ellos: ocho corresponden a medidas de riqueza, los cuales se fundamentan en el análisis del número de taxones encontrados; quince corresponden a índices de diversidad y similitud de la comunidad donde están los más conocidos (Shannon y Weaver, 1949; Simpson, 1949; Margalef, 1951); doce se refieren a los índices bióticos, de los cuales los más conocidos son el índice de saprobiedad y el BMWP; diez índices conocidos como mediciones funcionales, en los cuales se considera el tipo de función que desempeñan los organismos en la comunidad, como por ejemplo: colectores, filtradores, trituradores, depredadores, etc.; quince se refieren a enumeraciones que son en realidad cálculos basados en porcentajes de determinados taxones; por último, consideran tres medidas denominadas índices combinados, entre las cuales se mencionan el índice de la comunidad de macroinvertebrados, el promedio del puntaje biométrico y el puntaje de la condición biológica (Roldán 2003).

Resh *et al.*, (1995) desarrollaron en Maryland (Estados Unidos) métodos rápidos de evaluación de la calidad del agua usando los macroinvertebrados como bioindicadores. Tanto este método como el del Reino Unido valoran las condiciones del hábitat y predicen la fauna esperada en un determinado sitio. Trihadiningrum *et al.*, (1996) utilizaron los macroinvertebrados como indicadores de la calidad del agua en Indonesia. Alba-Tercedor (1996) adoptó la utilización de los macroinvertebrados

acuáticos en los programas de evaluación de la calidad del agua en España, utilizando para ello el índice BMWP' adaptado para la península ibérica.

Towsend y Scarsbrook (1997) calificaron la perturbación en las corrientes en relación con las características de las especies de macroinvertebrados y la riqueza de dichas especies (Roldán 2003). Lorenz *et al.*, (1997) desarrollaron un sistema de bioindicadores en el Río Rin (Alemania) con base en conceptos teóricos que describen los ríos naturales, entre los cuales se consideran la zonación, la hidráulica, el espiral de nutrientes, la jerarquía de tributarios y el concepto de río continuo, entre otros. Munné *et al.*, (1998) establecieron un índice de calidad en España que valora el estado de calidad de conservación del bosque de ribera (QBR). Se trata de comparar el estado actual del sistema que se estudia con el estado de referencia en el que la diversidad y la funcionalidad del sistema solamente estarían influenciados por perturbaciones de origen natural. Jacobsen (1998) discutió el efecto de la contaminación orgánica sobre la fauna de macroinvertebrados en las planicies ecuatorianas y Wantzen (1998) analizó los efectos de la sedimentación sobre las comunidades bénticas en Mato Grosso (Brasil) (Roldán 2003). Stubauer y Moog (2000) discutieron las experiencias de monitoreo de la calidad de las aguas en Austria y Moog *et al.*, (2000) analizaron la distribución de macroinvertebrados a lo largo del río Danubio, en el tramo de Austria (Roldán 2003).

Salvatierra-Suárez (2012), estudia la fauna de macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores para determinar la calidad del agua en el Río Gil González y tributarios más importantes en Nicaragua, obteniendo como resultado una clasificación de calidad buena y regular en sus cuerpos de agua estudiados.

En Perú se han realizado investigaciones similares como la realizada por Cheneaux-Díaz (2015), estudia el estado ecológico en dos lagunas del santuario Nacional Lagunas de Mejía, Arequipa, mediante macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de la calidad del agua. Además, Begazo-Quicaña (2018) determina la calidad del agua de la sub-cuenca media del río Chili mediante la identificación de la comunidad de macroinvertebrados y la aplicación de índices bióticos obteniendo resultados favorables respecto a su estado biológico y de calidad hídrica. Así mismo

Pezo-González (2018) evalúa la calidad del agua a lo largo del tramo de la cuenca del río Cumbaza, a través de la identificación de las familias de macroinvertebrados presentes y su relación con algunos parámetros fisicoquímicos identificando el caudal, lluvias y las actividades antrópicas como factores que influyen en el comportamiento de la comunidad biológica. De la misma manera Santillán-Aredo, (2018) evalúa la población de macroinvertebrados y fitoplancton como bioindicadores de contaminación en la cuenca del río Chicama, Perú, y mediante los índices evaluados, Trent Biotic Index y Chandler Biotic Score, se determinó contaminación leve a moderada de acuerdo con el índice de Pantle y Buck.

En Colombia los estudios realizados con macroinvertebrados se han realizado por investigadores como Mosquera-Restrepo (2006) quien realiza un estudio limnológico para evaluar la calidad ecológica de un tramo del río Cali en el que se presenta una serie de eventos de tensión sobre el ecosistema, se tomaron muestras de macroinvertebrados y se midieron parámetros hidrológicos, físicos, químicos y microbiológicos, que empleando los índices ICA y BMWP/Col le permitieron determinar que el tramo del río estudiado presenta condiciones ambientales aceptables. Hahn-vonHessberg *et al.*, (2009) determinaron la calidad del agua mediante macroinvertebrados acuáticos y parámetros fisicoquímicos en la Estación Piscícola, Universidad de Caldas, donde utilizando el índice BMWP/Col se concluyó que el agua de dicha estación está medianamente contaminada.

Patiño-Pescador (2015), realizó una evaluación de la calidad del agua por medio de bioindicadores macroinvertebrados acuáticos en La Quebrada La Vieja donde con los resultados bióticos se calculó el sistema BMWP/Col, ASTP, índices de diversidad alfa y beta y se correlacionan los parámetros fisicoquímicos medidos con los macroinvertebrados. Concluyendo que la calidad del agua es baja debido a la baja presencia de individuos identificados y a las adaptaciones de sus cuerpos de agua con contaminación demostrando la influencia de los factores antrópicos que afectan de manera negativa.

García *et al.*, (2013), utiliza bioindicadores para la evaluación de la calidad del agua en ríos el objetivo es presentar investigaciones relacionadas con el

biomonitoreo y el uso de distintos organismos como indicadores biológicos. Se incluyen casos de estudio de perifiton, macrófitas, macroinvertebrados bénticos y peces en distintos países. Adicionalmente se brinda una introducción al uso de distintos índices bióticos, de diversidad, biológicos (BMWP) y enfoques multivariados y funcionales. Para finalmente mostrar la aplicación de estos sistemas de monitoreo y análisis en ríos tropicales de alta montaña. En este mismo año Pastrán-Pastrán (2017) realiza una evaluación de la calidad del agua mediante la utilización de macroinvertebrados bentónicos, como bioindicadores en el río Suárez, que permitió la detección de una alta concentración de residuos sólidos la mayoría provenientes del área urbana del municipio.

Olarte-Durán y González Suarez (2018), realizan una determinación del tratamiento y la calidad de agua utilizando macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores, sosteniendo que estos suelen ser una herramienta valiosa que contribuye a la investigación actual siendo guía para el entendimiento del tipo de calidad de agua permitiendo el registro de contaminantes que se da a través del tiempo.

López-Mendoza *et al.*, (2019), determinan la calidad del agua a partir de la diversidad de los macroinvertebrados acuáticos presentes en el río Teusacá, se estimaron índices de calidad del agua (BMWP/Col, ASTP, IBF, EPT), junto con algunos índices de biodiversidad (Shannon Weaver, dominancia de Simpson, diversidad de Margalef y Menhinick), concluyendo que la calidad del agua del río Teusacá es moderadamente contaminada, con tendencia a muy contaminada.

De igual manera Hernán-Pérez *et al.* (2020) utilizan macroinvertebrados bioindicadores de calidad de agua en sistemas hídricos artificiales del Departamento de Boyacá, donde según los índices biológicos indica aguas ligeramente contaminadas o de baja calidad.

En Ecuador Aguirre-Andrade (2011) estudia el uso de macroinvertebrados acuáticos de la subcuenca del río Yanuncay de la ciudad de Cuenca, además se realizaron mediciones con parámetros fisicoquímicos para determinar su influencia en la

presencia o ausencia de las especies y su incidencia directa sobre la calidad del agua. Seis años después Yépez-Rosado *et al.* (2017) realiza una investigación en la cual se caracterizó la diversidad de macroinvertebrados bentónicos y se determinó la calidad hídrica en dos sitios urbanos de monitoreo del río en la ciudad de Quevedo, Ecuador.

Buenaño *et al.* (2018) determinó la abundancia de los macroinvertebrados bentónicos para conocer la calidad del agua en la cuenca del Pachanlica, Provincia de Tungurahua, Ecuador. Chancay-García y Ureta-Espinoza (2019) realizaron un estudio para evaluar la relación entre las actividades antropogénicas y la calidad de agua del río Carrizal utilizando bivalvos como bioindicadores, se emplearon los índices de Shannon-Wiener e Integridad Biótica (IBI), con base a los resultados obtenidos se elaboraron medidas de control y mitigación de la zona.

3.2. NACIONALES

En México, Bojorge-García (2006), estudia a los indicadores biológicos de la calidad del agua en el río Magdalena, a su vez empleó las variables fisicoquímicas del río y de acuerdo a sus resultados obtenidos y a la NOM-127-SSA1-1994 el agua de las cuatro estaciones de recolecta no es apta ni para el uso, ni para el consumo humano, sugiriendo un uso exclusivo recreativo con contacto primario.

Barba-Álvarez *et al.*, (2013), realizan un estudio de insectos acuáticos como indicadores de calidad del agua teniendo como casos de estudio, ríos Copalita, Zimatán y Coyula, Oaxaca, donde se utilizó el índice biótico de Hilsenhoff obteniendo resultados favorables de buena calidad que permiten mayor diversidad y abundancia de macroinvertebrados. Marin-Ortega (2018), estudia a los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua del río Amanalco, obteniendo como resultado que las aguas son de calidad regular, eutrofia y de contaminación moderada.

Rosas-Acevedo *et al.*, (2014) determinan la distribución de insectos acuáticos presentes en el área circundante de la laguna de Coyuca, y con la aplicación de los

índices empleados se determinó que la calidad del agua es aceptable y existe moderada contaminación antrópica.

Escalona-Domenech *et al.*, (2022) realizaron una evaluación de la calidad del agua y de la ribera en la cuenca del río Margaritas, se emplearon el Índice de Calidad de las Riberas (RQI, por sus siglas en inglés) y el Índice del Grupo de Trabajo de Monitoreo Biológico (BMWP) adaptado para Costa Rica (BMWP_CR). Se determinaron parámetros físicoquímicos y se recolectaron macroinvertebrados acuáticos en temporadas de secas y lluvias. La calidad ribereña varió de “mala” a “muy buena”. Este trabajo es el primero en integrar la calidad del agua, la calidad de las riberas y la diversidad de macroinvertebrados a escala local y regional, lo que representa la línea de base en la gestión futura del agua en la zona y para la creación de un índice BMWP adaptado a esta región del sureste de México.

En el área de estudio se ha realizado una investigación por parte de Marín-Contreras (2014) con el objetivo de diagnosticar la calidad físico-química y biológica del agua en el Río Grijalva, posteriormente se realizó una comparación de los resultados de los parámetros analizados con la finalidad de distinguir cuál tiene más impacto ambiental utilizando un análisis estadístico mediante la técnica de análisis de varianza y componentes principales determinando que la presencia de coliformes fecales y totales están por encima de su límite y no se recomienda para consumo humano.

IV. OBJETIVOS

4.1. GENERAL

Evaluar si la estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos presenta características bioindicadoras de la calidad del agua.

4.2. ESPECÍFICOS

- Caracterizar las comunidades de macroinvertebrados acuáticos mediante su variabilidad espacial y patrones de distribución durante la temporada de estiaje y lluvias.
- Describir la calidad de agua del río Grijalva mediante el índice biótico BMWP.
- Determinar la relación de los parámetros físicos y químicos del agua, y su influencia sobre la comunidad de macroinvertebrados acuáticos.

V. HIPÓTESIS

Se comparan dos sitios de monitoreo en el río Grijalva para determinar su estado actual. El sitio 1 es moderadamente conservado con una menor intervención humana, lo que se espera que resulte en una mayor riqueza y abundancia de macroinvertebrados acuáticos. El sitio 2, en cambio, está altamente perturbado debido a la actividad turística inadecuadamente planificada e incontrolada, lo que ha alterado el equilibrio ambiental. Se espera que el sitio 2 experimente una ausencia parcial de macroinvertebrados acuáticos y niveles elevados de contaminación. Es esencial llevar a cabo medidas de conservación y gestión ambiental en el sitio 2 para restaurar la calidad del agua y la biodiversidad del área.

VI. ÁREA DE ESTUDIO

La cuenca del río Grijalva, se localiza en el sureste de México, es una cuenca transfronteriza que nace en Guatemala y cruza los estados de Chiapas y Tabasco, dicha cuenca se encuentra dividida o delimitada en tres sub-cuencas (Figura 1) definidas por el Sistema de flujos de agua de cuencas hidrográficas de México Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2013).

La cuenca alta o cuenca Río Grijalva-La Concordia abarca la superficie desde Motozintla de Mendoza hasta la ubicación de la compuerta de la presa Belisario Domínguez o La Angostura. La zona media de la cuenca (cuenca Río Grijalva-Tuxtla Gutiérrez) abarca desde la ubicación anterior hasta 1,2 km al noreste de la localidad de Raudales de Malpaso, después de la presa Netzahualcóyotl o Malpaso. La zona más baja, definida como cuenca Río Grijalva-Villahermosa, se ubica entre el punto anterior y la desembocadura del río Grijalva en el Golfo de México, al norte de Tabasco (Alvarado-Arcia, 2014).

Las cuencas Alta y Media del río Grijalva se ubica en la Depresión Central de Chiapas, en el centro de este Estado, es una extensa zona semiplana bordeada por la Sierra Madre, los Altos y las Montañas del Norte de Chiapas (Rubio-Gutiérrez y Triana Ramírez, 2006).



Figura 1. Delimitación de la cuenca del río Grijalva (INEGI, 2013)

Localidades: Mo= Motozintla de Mendoza; FC= Frontera Comalapa; Ch= Chicomuselo; FA= Felipe Ángeles; Pi= Pichucalco; Ca= Cárdenas; F= Frontera (INEGI, 2013).

La cuenca media cuenta con área de 2,895 Km² y 464.85 km de perímetro (Alvarado- Arcia, 2014) donde los sitios de muestreos se encuentran ubicados en el municipio de Chiapa de Corzo (Figura 2), que se ubica en los límites de la depresión Central y del Altiplano Central, entre las coordenadas geográficas 16° 00' a 17° 00' de latitud norte y 92° 00' a 94° 00' de longitud oeste, su altitud va de 400 a 420 msnm (Martínez-Amador *et al.*, 2004).



Figura 2. Localización del municipio de Chiapa de Corzo, Chiapas (Alvarado-Arcia, 2014)

El municipio de Chiapa de Corzo limita al norte, con los municipios de Soyaló y Usumacinta, al oeste, con Tuxtla Gutiérrez, Suchiapa y Villaflores, al este, con Zinacantán, Ixtapa y Acala, y al sur con Villa Corzo. Su extensión territorial es de 906.7 km² lo que representa el 7.1% del territorio de la región Centro y el 1.2% de la superficie estatal (Alvarado-Arcia, 2014).

6.1. TIPO DE CLIMA

Presenta un clima que, de acuerdo con el sistema de clasificación climática de Köppen, modificado por Enriqueta García (1972) los climas existentes en el municipio son:

- · Aw0 (w) cálido subhúmedo con lluvias en verano, que abarca el 84.85% de la superficie municipal.
- · A(C) (w1) (w) semicálido subhúmedo con lluvias en verano, que abarca el 13.51%
- · A(C) w0 (w) semicálido subhúmedo con lluvias en verano, el 1.64%

6.2. TEMPERATURA PROMEDIO

La temperatura media anual es de 26° C. En los meses de mayo a octubre, la temperatura mínima promedio va de los 15°C a los 22.5°C, mientras que la máxima promedio oscila entre 24°C y 34.5°C. En el periodo de noviembre - abril, la temperatura mínima promedio va de 9°C a 18°C, y la máxima promedio fluctúa entre 21°C y 33°C (Hernández-Pérez y López-Vázquez, 2011).

6.3. PRECIPITACIÓN PROMEDIO ANUAL

La precipitación promedio anual para Chiapa de Corzo es de 990 milímetros anuales. En los meses de mayo a octubre, la precipitación media fluctúa entre los 900 mm y los 1200 mm, y en el periodo de noviembre - abril, la precipitación media va de los 25 mm a 200 mm (Hernández-Pérez y López-Vázquez, 2011).

6.4. TIPO DE VEGETACIÓN EN LA ZONA

- · Vegetación secundaria (selva baja caducifolia y subcaducifolia y bosque de encino con vegetación secundaria arbustiva y herbácea) que cubre el 27.84% de la superficie municipal.
- · Pastizal y herbazal (pastizal inducido) el 9.54%
- · Bosque deciduos (bosque de encino) el 5.36%

- Selvas secas (selva baja caducifolia y subcaducifolia) el 4.60%
- Selvas húmedas y subhúmedas (selva alta y mediana subperennifolia) el 0.49%
- Bosque de coníferas (bosque de pino-encino) el 0.40% (Hernández-Pérez y López-Vázquez, 2011).

6.5. GEOMORFOLOGÍA GENERAL

El municipio forma parte de las regiones fisiográficas Depresión Central y Altos de Chiapas. La corteza terrestre del municipio está formada por rocas sedimentarias (caliza que abarca el 33.72%; lutita el 19.46%; arenisca el 19.36%; conglomerado el 8.62%; limolita el 8.08%); suelo aluvial que abarca el 8.30% y rocas ígneas extrusivas (toba intermedia) que ocupa el 0.57% de la superficie municipal. La altura del relieve varía entre los 300 m y los 1,700 m. sobre el nivel del mar. Las principales elevaciones ubicadas dentro del municipio son: los cerros Cañón del Sumidero, El Herraje y Sierra Alta (Hernández-Pérez y López-Vázquez, 2011).

6.6. LOCALIZACIÓN DE SITIOS DE MUESTREO

Se establecieron 2 sitios de muestreo distribuidos de manera estratégica a lo largo del río, con el objetivo de analizar el cambio en la calidad del agua conforme se presentan alteraciones de origen antrópico en relación con el uso y cobertura de suelo y actividades que implican descargas de aguas grises en el cuerpo de agua. Por lo tanto se establecieron en 2 sitios de la Cuenca Media del río Grijalva, ubicados en la colonia Santo Domingo y La Ribera-Cahuaré, ambos pertenecientes municipio de Chiapa de Corzo (Figura 3).

Sitio 1- Santo Domingo (Figura 4), fue seleccionado debido a sus bajos niveles de perturbación y presencia humana en sector turístico. El río en este sitio presentó baja profundidad y una corriente de agua moderada. El sustrato del río está compuesto por rocas, arena y lodo. El agua es clara, con alta exposición a la luz

solar lo que permite la presencia de perifiton y musgo creciendo sobre las piedras en el río, así como hojarasca y ramas sumergidas. En el área, se encuentran árboles de *Leucaena leucocephala*, *Taxodium mucronatum* y ejemplares juveniles de *Ceiba aesculifolia*. Estas especies de árboles son parte de la vegetación circundante y pueden tener un impacto en el ecosistema del río. Este sitio fue seleccionado debido a sus bajos niveles de perturbación y a la baja presencia humana en el sector turístico. Esto sugiere que es un lugar relativamente conservado y adecuado para estudios ecológicos. En él se ubicaron 3 puntos de muestreo con coordenadas geográficas: punto 1 (16°40'51.1"N 93°00'47.4"W), punto 2 (16°40'52.4"N 93°00'47.0"W) y punto 3 (16°40'50.8"N 93°00'44.7"W).

Sitio 2- Ribera-Cahuaré (Figura 5) se encuentra en la parte media de la cuenca y está expuesto a una serie de factores de perturbación y contaminación debido a la presencia humana y actividades turísticas en la zona.

Se localiza en la parte media de la cuenca, donde se localiza el desfogue principal que recibe las descargas de aguas grises provenientes de los municipios de Chiapa de Corzo y Tuxtla Gutiérrez, además de la presencia de cultivos que descargan sus residuos líquidos al cauce y que a los márgenes del sitio se encuentran situados una serie de restaurantes que descargan aguas jabonosas en forma directa al río. Estas descargas se realizan periódicamente en el día, durante todo el año. Aparentan no ser amenazas graves hacia el río, al no ser tan notorias como las aguas negras, pero al entrar en contacto con el agua del río desencadena una serie de efectos nocivos para el ecosistema.

Respecto a sus características, este sitio presentó gran profundidad y una corriente de agua fuerte, el sustrato está compuesto de rocas sólidas y poco lodo. Los niveles de transparencia son muy bajos debido a la turbidez causada por la corriente, además su nivel de exposición a la luz solar es muy baja. La vegetación ahí encontrada fue *Cordia dodecandra*, *Leucaena leucocephala*, *Prosopis juliflora* y *Vachellia farnesiana*. Para este punto se establecerán 3 puntos de muestreo, con coordenadas geográficas: punto 1 (16°44'16.4"N 93°02'02.8"W), punto 2 (16°44'17.4"N 93°02'03.3"W) y el punto 3 (16°44'18.0"N 93°02'03.6"W).

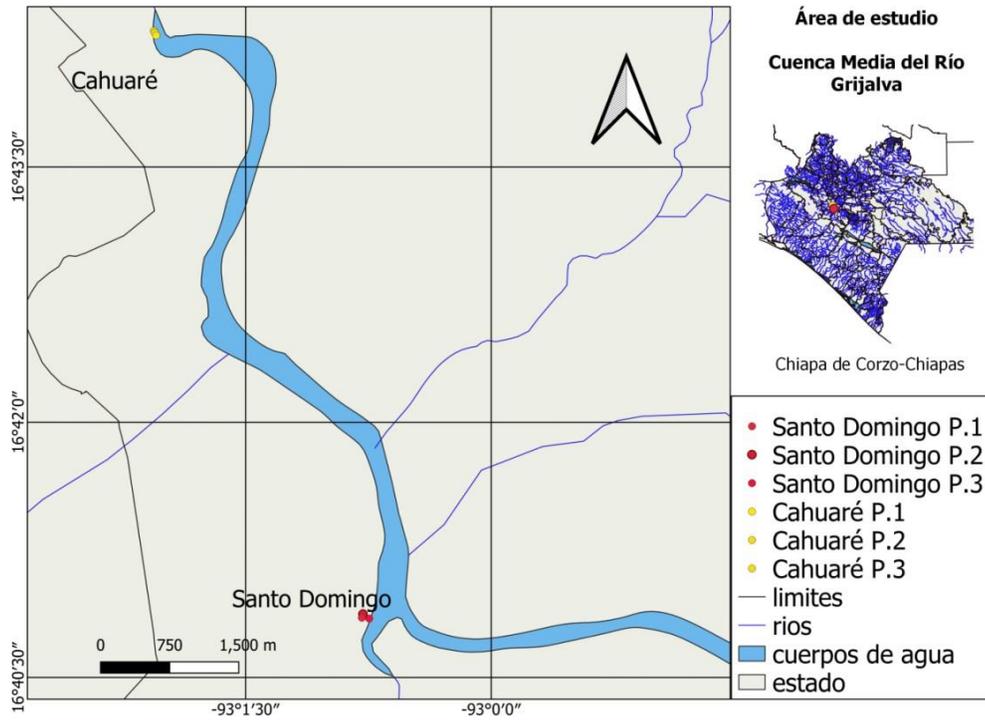


Figura 3. Ubicación de los sitios de muestreo



Figura 4. Sitio 1-Santo Domingo



Figura 5. Sitio 2-Ribera Cahuaré (Rivera-Velázquez, 2022)

VII. MÉTODO

La frecuencia para la toma de muestras está estrechamente asociada con la propia naturaleza del río, es decir, se debe cubrir diferentes fechas a lo largo del año para obtener datos de las estaciones de lluvias y de secas. Considerando la precipitación promedio anual de Chiapa de Corzo los muestreos se realizaron durante los meses de lluvias y sequía más destacados (Cuadro 1).

Cuadro 1. Frecuencia de muestreo

Temporada	Meses	Precipitación media
Sequía	Febrero	Entre 25 mm a 200 mm (Hernández-Pérez y López- Vázquez, 2011).
	Marzo	
	Abril	
Lluvia	Junio	Entre 900 mm y los 1200 mm (Hernández-Pérez y López- Vázquez, 2011).
	Julio	
	Agosto	

7.6 MEDICIÓN DE LOS NUTRIENTES DEL AGUA

La medición de la concentración de nutrientes del agua se realizó en el Laboratorio de Acuicultura y Evaluación Pesquera, de la Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, mediante el empleo de un fotómetro multiparámetro de Sobremesa HANNA series C200 (Cuadro 2). Con base a una recolecta inicial de agua en frascos de vidrio oscuro de 1 L de capacidad, debidamente rotulados con los datos de colecta: sitio de muestreo, fecha y hora exacta de la toma de muestra.

Previo a la toma de la muestra, se enjuagó el frasco tres veces con el agua a muestrear ya que es importante que la toma de muestras se realice en dirección opuesta al flujo del recurso hídrico, se tomó primero aguas abajo y después aguas arriba. Las muestras de agua se extrajeron de preferencia de la zona central del río

pero sin turbulencia, evitando tomar muestras de agua de los márgenes del río ya que ahí el agua no está perfectamente mezclada y puede presentar efectos de evaporación o de contaminación. Se dejó un espacio del 1% de la capacidad del envase para permitir la variación de volumen debida a la diferencia térmica. Se introdujeron los frascos tapados en una nevera con hielo a una temperatura de 4°C (Cuadro 2), y colocarlos en la sombra mientras dura el muestreo (Barreto-Sáenz, 2009) para su transporte al laboratorio para su medición según sus parámetros correspondientes (Cuadro 2).

La determinación de la concentración de Nitritos, Nitratos, Amonio y Fosfatos se debe realizar el mismo día de la toma de muestras.

Cuadro 2. Requisitos para la preservación de muestras de agua según los nutrientes correspondientes

Parámetro	Tipo de Frascos Plástico (P) ó Vidrio (V)	Volumen de muestra	Preservación	Tiempo máximo de almacenamiento
Compuestos nitrogenados (nitratos, nitritos, amonio)	P ó V	100 ml	Refrigerar a 4°C	48 horas
Fosfatos	P ó V	100 ml	Refrigerar a 4°C	24 oras

7.7 MEDICIÓN DE PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS DEL AGUA

La medición se realizó *in situ*, directamente del cuerpo de agua de interés, en un sitio ubicado en un tramo recto y sin obstáculos a efectos de que la corriente sea lo más homogénea posible, en cada punto de cada sitio (Barreto-Sáenz, 2009).

El análisis se realizó mediante el empleo de un potenciómetro YSI professional plus, el cual realiza una lectura puntual de los parámetros fisicoquímicos: pH, Conductividad, Temperatura, Sólidos totales disueltos (TDS), Salinidad, Oxígeno disuelto (OD) y ORP, que posteriormente fueron comparados a través de la implementación de los Estándares de Calidad Ambiental Nacionales (ECA) de acuerdo a lo propuesto por Domínguez-Falcón (2008) y los Límites Permisibles de México (NOM-127-SSA1-1994) (Norma Oficial Mexicana, 1996).

La transparencia fue medida a través de la profundidad de visión del Disco de Secchi en m (SD), que se define como la profundidad a la que el ojo humano deja de ver un disco metálico de 20 cm de diámetro, y que es un buen indicador de la profundidad a la que la luz del sol penetra en el agua (Lee *et al.*, 2016).

7.8 RECOLECTA DE MACROINVERTEBRADOS

Para obtener las muestras de macroinvertebrados, se utilizaron tres métodos de captura, empleando trampas trompocónicas de 60 cm de longitud con entrada circular, el segundo es la recolecta manual con apoyo de pinzas, y guantes de carnaza; y el tercero es el empleo de draga tipo van Veen para la recolecta de macrofauna bentónica.

Para el primer método se colocaron 3 trampas para cangrejos en cada sitio de muestreo de forma simultánea, a una distancia de 10 m cada una, y fueron ancladas en las orillas del río, empleando 3 tipos de cebos en cada trampa: gelatinas de vísceras (sardinas, vísceras de pollo, y vísceras de pescado), guayaba fermentada y mazorcas de maíz humedecidas. Estas trampas se dejaron instaladas por un día completo y posteriormente todos los organismos recolectados fueron fijados en

frascos con alcohol al 70% y sus respectivas etiquetas de recolecta con los siguientes datos:

- Número de muestra y sitio
- Coordenadas geográficas del GPS de la estación/localidad
- Tipo de muestra
- Fecha y hora en que se tomó la recolecta.

Posteriormente fueron fijados en frascos con alcohol en una concentración del 90% y trasladados al laboratorio. Los macroinvertebrados fueron identificados hasta el nivel taxonómico de Familia, empleando claves dicotómicas como: Odonata (Ramírez, 2010), Guía para la Evaluación de las Condiciones Biológicas de Cuerpos de Agua Utilizando Macroinvertebrados Bentónicos (Ministerio de Medio Ambiente y Agua, 2014), Moluscos gasterópodos terrestres y dulcesacuícolas del área focal Ixcán, Chiapas, México (Avendaño-Gil, 2010), Moluscos continentales de México: Dulceacuícolas (Naranjo-García, 2003) apoyados con equipos como microscopio óptico y estereoscopio.

7.9 PROCESAMIENTO DE DATOS

Los datos obtenidos fueron registrados en una base de datos, para su posterior procesamiento y análisis.

7.10 ÍNDICES DE BIODIVERSIDAD DE MACROINVERTEBRADOS

Mediante el índice de Shannon-Wiener se midió el orden en la comunidad de macroinvertebrados presentes en la cuenca del río Grijalva (Shannon y Wiener, 1949). El índice de diversidad de Shannon Wiener es un indicador ampliamente utilizado para establecer la diversidad de una comunidad. Este índice considera la cantidad de especies presentes en un área determinada (riqueza) y la cantidad relativa de individuos de cada una de esas especies (abundancia) (Pérez *et al.*, 2021).

Según Moreno (2001), este índice proporciona un sistema coherente para la estimación de la diversidad que proporciona un número igual al número de especies e incluye la medida más simple de riqueza de especies, es decir, el número de

especies en la muestra. Bajo este contexto este índice registra valores de 0 a 5, donde 0 es cuando hay diversidad baja y 5 diversidad alta.

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

Donde:

H' = índice de Shannon-Wiener

Pi = Abundancia relativa

ln = Logaritmo natural

$$E = H' \ln S$$

Donde:

E = Índice de equitatividad

ln = Logaritmo natural

S = Número de especies

H'	Condición
>2.7	Diversidad alta
1.5 – 2.7	Diversidad media
<1.5	Diversidad baja

Por lo tanto, para la comparación de diversidad entre los dos sitios se empleó la prueba de t adaptado al índice de Shannon – Wiener. El procesamiento de información se efectuó por medio del Paquete PAST 3.0 con las funciones Diversity> Diversity Índices.

Para las similitudes de diversidad de hábitats por sitio y entre meses se empleó el índice de Jaccard (García-Pérez *et al.*, 2013). Tomando en cuenta que el índice es una medida de la similitud entre dos conjuntos de datos, este varía de 0 a 1, y cuanto más cerca de 1, más similares son los conjuntos de datos. El procesamiento de información se efectuó por medio del Paquete PAST 3.0. con las funciones Statistic>Similarity and distance indices.

El índice de Jaccard es un método cualitativo el cual expresa la semejanza entre dos muestras considerando solamente su composición de especies, relacionando el número de especies compartidas con el número total de especies exclusivas (Pineda- Paternina y Quiroz- Alvarado, 2015).

Generalmente usado en ecología para determinar la similitud o disimilitud que puede haber entre dos hábitats en un mismo ecosistema. El índice da valores entre los 1 y los 5; sin embargo, el rango normal está entre los 2 y los 3, cabe resaltar que entre más valor, mayor es la biodiversidad. Este índice se calcula bajo la siguiente formula (Pineda- Paternina y Quiroz- Alvarado, 2015):

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

Dónde:

a=número de especies presentes en el primer hábitat.

b=número de especies presentes en el segundo hábitat.

c=número de especies presentes en ambos hábitats.

Para evaluar la calidad del agua en los sitios de muestreo se empleó el índice BMWP (Biological Monitoring Working Party) modificado para Colombia (Cuadro 3), siendo seleccionado debido a las similitudes taxonómicas presentes en esta región con el río Grijalva.

Dicho índice es usado para valorar la calidad del agua, en el cual a cada familia se le asigna un valor de tolerancia o sensibilidad a la contaminación o perturbaciones, entre 1 y 10 y siendo 1 la puntuación más baja y 10 la más alta y la suma de estos puntajes dan un valor que se lo compara con los rangos de calidad de agua (Roldán-Pérez, 2003).

Cuadro 3. Puntajes de las familias de macroinvertebrados acuáticos para el índice BMWP/Col

Familias	Puntajes
Anomalopsychidae, Atriplectididae, Blepharoceridae, Calamoceratidae, Ptilodactylidae, Chordodidae, Gomphidae, Hydradidae, Lampyridae, Lymnesiidae, Odontoceridae, Oligoneuriidae, Perlidae, Polythoridae, Psephenidae	10
Ampullaridae, Dytiscidae, Ephemeridae, Euthyplociidae, Gyrinidae, Hydraenidae, Hydrobiosydae, Leptophlebiidae, Philopotamidae, Polycentropodidae, Polyimtarcydae, Xiphocentronidae	9
Guerridae, Hebridae, Helicopsychidae, Hydrobiidae, Leptoceridae, Lestidae, Palaeminidae, Pleidae, Pseudothelpusidae, Saldidae, Simuliidae, Veliidae	8
Baetidae, Caenidae, Calopterygidae, Conagrionidae, Cirixidae, Dixidae, Dryopidae, Glossosomatidae, Hyalellidae, hydroptilidae, Hydropsychidae, Leptohiphidae, Naucoridae, Notonectidae, Planariidae, Psychodidae, Scirtidae	7
Aeshnidae, Ancyliidae, Corydadilidae, Elmidae, Libellulidae, Limnichidae, Lutrochidae, Megapodagrionidae, Sialidae, Staphylinidae	6
Belostomatidae, Gelastocoridae, Mesoveliidae, Nepidae, Planorbiidae, Pyralidae, Tabanidae, Thiaridae	5
Chrysomelidae, Stratiomyidae, Haliplidae, Empididae, Dolichopodidae, Sphaeridae, Lymnaeidae, Hydrometridae, Noteridae	4

Ceratopogonidae, Glossiphoniidae, Cyclobdellidae, Hydrophilidae, Physidae, Tipulidae	3
Culicidae, Chironomidae, Muscidae, Sciomyzidae, Syrphidae	2
Tubificidae	1

Cuadro 4. Clases de calidad de agua para valores BMWP/Col

Clase	Calidad	BMWP/Col	Significado	Color
I	Buena	>150	Muy limpia	Azul
		101-120	No contaminada	
II	Aceptable	61-100	Ligeramente contaminada	Verde
III	Dudosa	36-60	Moderadamente contaminante	Amarillo
IV	Crítica	16-35	Muy contaminada	Naranja
V	Muy crítica	<15	Fuertemente contaminada	Rojo

7.6. PRUEBAS ESTADÍSTICAS

7.6.1 T-Student

A partir de los datos obtenidos en los tres puntos de los dos sitios estudiados, se realizó una prueba de T-Student por medio del Paquete PAST 3.0. A fin de evaluar la existencia de diferencias significativas en los valores de los parámetros obtenidos entre los sitios de muestreos (Marin-Contreras, 2014).

7.6.2 Determinación de bioindicadores tolerantes mediante análisis SIMPER

Se efectuó un análisis de disimilaridad (Bray - Curtís) por medio del Paquete PAST 3.0. para expresar que variable(s) contribuyeron(n) a las diferencias entre los sitios de muestreo, para identificar las especies con mayor influencia en la estructura comunitaria; donde los bioindicadores tolerantes son los que registran un alto

porcentaje de contribución en los sitios de condición ambiental aceptable, dudosa y crítica (Marin-Contreras, 2014).

7.6.3 Análisis de Componentes Principales (PCA)

Se efectuó un PCA mediante el Paquete PAST 3.0. para determinar que parámetros físico-químicos empleados fueron los que ejercieron más influencia sobre la dinámica de los sitios en el periodo de estudio y son los más importantes que determinan la calidad del agua del río Grijalva (Marin-Contreras, 2014).

7.6.4 Correlación de Pearson

Para explorar las principales tendencias de variación de macroinvertebrados y su relación con las variables fisicoquímicas del agua se aplicó una correlación multivariada de Pearson ya que la correlación es la forma numérica en la que la estadística ha podido evaluar la relación de dos o más variables, es decir, mide la dependencia de una variable con respecto de otra variable independiente (Pezo-González, 2018). El coeficiente de correlación lineal de Pearson viene definido por la siguiente ecuación:

Donde:

$r(x), (y)$ = Coeficiente de correlación

$\sigma_{x,y}$ = Covarianza

σ_x = Desviación típica de (x)

σ_y = Desviación típica de (y)

Regla de decisiones del coeficiente de correlación de Pearson

Si $p \leq 0.05$ es significativamente la relación entre variables

Si $r+$, tiene una relación directa entre variables

Si $r-$ tiene una relación inversa entre variables

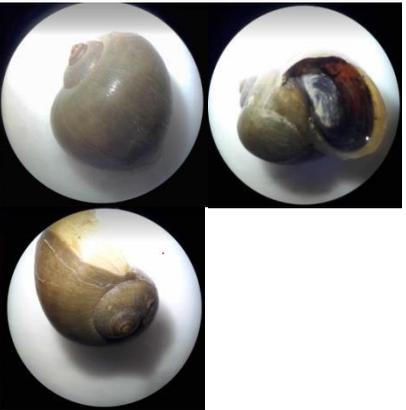
Si $r=0$ No hay relación La interpretación del coeficiente r de Pearson puede variar de -1.00 a +1.00 (Sánchez-Bustamante, 2018).

El procesamiento de información se efectuará por medio del Paquete PAST 3.0. Con las funciones Statistic>Correlation table y Multivar>Principal Components basado en la escala de correlación lineal entre dos variables.

VIII. RESULTADOS

8.1. CARACTERIZACIÓN DE LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS

Se recolectaron un total de 1 734 organismos, de los cuales 1 722 corresponden al sitio 1 y 12 al sitio 2, se distribuyeron en 11 familias, entre ellas: Ampullariidae, Thiariidae, Corbiculidae, Libellulidae, Elmidae, Pachychilidae, Physidae, Gomphidae, Pseudothelphusidae, Achatinidae, Microceramidae (Cuadro 5).

Familias	Descripción	
Ampullariidae (Figura 6)	<p>Se caracteriza por agrupar a caracoles anfibios con un pie móvil muy carnoso. El género <i>Pomacea</i>, cuyo nombre deriva del griego poma-manzana, agrupa especies con conchas globosas, en “forma de manzana” y con aberturas ovales amplias. El umbilicus de la concha típicamente está abierto y bien diferenciado. Estas conchas están compuestas de material biológico calcáreo y de una especie a otra varían en tamaño y en color (Vázquez-Silva <i>et al.</i>, 2011).</p>	 <p data-bbox="1015 1413 1421 1444">Figura 6. Familia Ampullariidae</p>

<p>Thiaridae (Figura 7)</p>	<p>Familia de caracoles operculados cosmopolitas, de aguas dulces y salobres tropicales, la concha es cónica y alargada, con profundos surcos, dura y con un opérculo. La cabeza tiene una forma especializada para cavar y tiene parecido con la pezuña de un caballo. En su boca se sitúa la rádula, que es la lengua "con dientes" encargada de arrancar el alimento como una lija para poder digerirlo. Tiene dos antenas en la parte superior de la cabeza, en las cuales se sitúan los ojos. La coloración de la concha puede variar entre un marrón claro, a un color pardo oscuro e incluso, esta puede ir moteada (Camacho y del Río, 2007).</p>	 <p>Figura 7. Familia Thiaridae</p>
<p>Corbiculidae (Figura 8)</p>	<p>Agrupación de almejas de hábitat marino, estuarino y dulceacuícola, que en áreas tropicales de Asia y Sur América frecuentemente son utilizadas como alimento. Sus conchas son fuertes, y trigonales, especialmente en adultos. Las valvas externamente presentan un típico brillo porcelanizado, y estrías concéntricas. Esta almeja puede encontrarse en sedimentos desde arenosos a fangosos, y es capaz de tolerar amplios rangos de salinidades (desde aguas completamente dulces 0‰ hasta casi marinas 25‰) (Molleda</p>	 <p>Figura 8. Familia Corbiculidae</p>

	<i>et al.</i> , 1999).	
Pachychilidae (Figura 9)	<p>Caracol de agua dulce que se desarrolla principalmente en riachuelos y lagunas, se encuentran fácilmente en época de sequías, especialmente en primavera cuando salen a la orilla para pegar su huevo en las paredes de los cayucos. En las regiones tropicales se encuentra todo el año, son de concha negra y gran tamaño, puede medir hasta 15 cm de diámetro o más (Muñoz-Zurita, 2017).</p>	 <p>Figura 9. Familia Pachychilidae</p>
Physidae (Figura 10)	<p>En la actualidad la familia cuenta con alrededor de 80 especies, en hábitats fácilmente accesibles como zanjas, lagunas, lagos, pequeños arroyos y ríos (Taylor, 2003). Se caracterizan por presentar la concha en espiral de pared alargada, brillante, con la apertura situada a la izquierda, el callo más o menos ancho; ojos en la base interna de los tentáculos, que son largos y filiformes; pie lanceolado; borde del manto lobulado o digitado; mandíbula córnea, uniforme y rádula muy ancha con numerosos dientes. Poros genitales en el lado izquierdo, entre el tentáculo y el pneumostoma (Souza y Lima, 1997 citado por Velásquez y Escobar, 2001). Las especies de esta familia presentan gran variabilidad conchiológica, sobre</p>	 <p>Figura 10. Familia Physidae</p>

	<p>todo en la amplitud del último anfracto y el tamaño de la espira (Fernández, 1981) Citado por Velásquez y Escobar, 2001, por lo que la identificación específica está basada principalmente en la morfología del sistema reproductor.</p>	
<p>Achatinidae (Figura 11)</p>	<p>Este es un grupo grande de caracoles principalmente tropicales, el cual varía grandemente en tamaño, sus formas varían desde ovaladas, hasta alargadas y finas. Todos ellos son más largos que anchos, Varias especies son de considerable importancia económica después de introducirse a tierras extranjeras (Berg, 1997).</p>	 <p>Figura 11. Familia Achatinidae</p>
<p>Microceramidae (Figura 12)</p>	<p>Conocido en el estado de Yucatán, México, Guatemala, Honduras y Costa Rica (Bequaert, 1957)</p>	 <p>Figura 12. Familia Microceramidae</p>
<p>Pseudothelphusidae (Figura 13)</p>	<p>Las especies de la familia Pseudothelphusidae están presentes en la mayoría de los países que conforman el Neotrópico (Magalhães <i>et al.</i>, 2016) [Citado por Gómez-Alceste, 2019]. Se caracterizan por presentar un alto grado de endemismo, lo cual refleja la facilidad de aislamiento genético en estos</p>	

cangrejos y su vulnerabilidad ante eventos o modificaciones ambientales (Cumberlidge y Ng, 2009; Cumberlidge *et al.*, 2014) Citado por Gómez-Alceste, 2019.

La mayoría de las especies de Pseudothelphusidae han adoptado un modo de vida semiterrestre, gracias a la presencia de un epitelio especializado altamente vascularizado que recubre su amplia cámara branquial, llamado pseudo-pulmón. Esta estructura hace posible para los cangrejos la respiración aérea, siempre que la cámara branquial se mantenga húmeda (Díaz y Rodríguez, 1977; Magalhães *et al.*, 2016; Rodríguez, 1982) Citado por Gómez-Alceste, 2019. Esta característica permite que los Pseudothelphusidae se encuentren desde las orillas de un cuerpo de agua hasta en zonas húmedas del suelo de bosques y selvas (Álvarez, 2012) Citado por Gómez-Alceste, 2019. Además, se caracterizan por tener un desarrollo directo (ausencia de fase larvaria de vida libre) y por completar el ciclo de vida independientemente del medio marino (Magalhães *et al.*, 2016; Yeo *et al.*, 2008) Citado por Gómez-Alceste, 2019.



Figura 13. Familia Pseudothelphusidae

<p>Elmidae (Figura 14)</p>	<p>Escarabajos de formas ovaladas o alargadas, con la superficie del cuerpo brillante o pubescente; antena filiforme o claviforme con 7 a 11 segmentos o con un mazo de 5 o 6 segmentos y tienen uñas largas; coxa anterior redondeada, miden entre 1 y 9 mm (Álvarez-Arango, 2005).</p>	 <p>Figura 14. Familia Elmidae</p>
<p>Libellulidae (Figura 15)</p>	<p>Es la familia más amplia de anisópteros del mundo, con más de mil especies. Los individuos de esta familia se caracterizan por tener el margen de los ojos sin saliente, por carecer su abdomen de expansiones laterales (aurículas) y por carecer los machos de triángulo anal. El tamaño es bastante variable, así como el color de los individuos pueden ser rojo, azul, amarillo, negro... etc. (Biodiversidad virtual, 2014).</p>	 <p>Figura 15. Familia Libellulidae</p>

<p>Gomphidae (Figura 16)</p>	<p>Libélulas con prementón y lóbulos papales del labio aplanados o casi aplanados, sin setas mentonianas y generalmente sin setas palpales, lígula sin hendidura media; antena con cuatro segmentos; el tarso anterior y medio con dos segmentos (Álvarez-Arango, 2005).</p>	 <p>Figura 16. Familia Gomphidae</p>
------------------------------	--	---

Cuadro 5. Descripción de las familias de macroinvertebrados acuáticos del río Grijalva

8.2. DIVERSIDAD DE FAMILIAS ENCONTRADAS POR SITIO

De manera general la familia de macroinvertebrados más abundante durante todo el periodo de muestreo fue Thiaridae con 1 270 organismos, seguida de Corbiculidae con 423 organismos; el resto de las familias tuvieron una cantidad de organismos por debajo de los 10 ejemplares recolectados (Cuadro 6).

Sin embargo de manera individual el Sitio 1-Santo Domingo presentó el mayor número de familias comparado con el Sitio 2, en el primer sitio se recolectaron 1 722 organismos clasificados en 11 familias, obteniendo el mayor número de organismos presentes. Las familias más abundantes que se encontraron fueron Thiaridae y Corbiculidae con 1 267 y 421 organismos respectivamente, el resto de las familias tuvieron menos de 10 organismos recolectados (Cuadro 6).

Mientras que en el Sitio 2-Ribera Cahuaré se recolectaron un total de 12 organismos de los 1 734 organismos totales. Estos se clasificaron dentro de 5 familias. Las familias más abundantes de este sitio fueron Pseudothelphusidae y Thiaridae; mientras las familias menos abundantes fueron Corbiculidae, Achatinidae y Elmidae con dos y un organismo recolectado (Cuadro 6).

Cuadro 6. Familias de macroinvertebrados presentes en los sitios de muestreo

Familias	Sitio 1	Sitio 2
Ampullariidae	6	0
Thiaridae	1267	3
Corbiculidae	421	2
Libellulidae	4	0
Elmidae	2	1
Pachychilidae	5	0
Physidae	1	0
Gomphidae	5	0
Pseudothelphusidae	4	4
Achatinidae	6	2
Microceramidae	1	0
Total	1 722	12

8.3. DIVERSIDAD DE FAMILIAS ENCONTRADAS POR TEMPORADA

8.3.1. Temporada de estiaje

En el Sitio 1- Santo Domingo se identificaron ocho familias (Cuadro 7), siendo la familia Corbiculidae la más representativa, aportando el 85% 416 de los ejemplares recolectados, seguida por la familia Thiaridae con 51 organismos representando el 10% de los ejemplares, la familia Pachychilidae con cinco representantes y 1%, las familias Libellulidae, Achatinidae y Gomphidae se representaron con cuatro ejemplares con 1%, al igual las familias Ampullariidae y Elmidae con dos organismos representando el 0%, siendo las familias Pseudothelphusidae y Physidae las de menor abundancia con un ejemplar y representando el 0% del total de los organismos recolectados (Figura 17).

El Sitio 2 fue el menos diverso respecto a la cantidad de familias encontradas debido a que se encontraron únicamente 3 familias (Cuadro 7), siendo las familias Thiaridae y Corbiculidae las más representativas con dos ejemplares cada una, representando el 40% de la recolecta respectivamente. Mientras de la familia Pseudothelphusidae únicamente se encontró un ejemplar, representando el 20% de la recolecta (Figura 18).

Cuadro 7. Abundancia de familias encontradas en el los sitios de muestreo durante la época de estiaje

Familias	Abundancia	
	Sitio 1	Sitio 2
Corbiculidae	416	2
Thiaridae	51	2
Pachychilidae	5	0
Libellulidae	4	0
Achatinidae	4	0

Gomphidae	4	0
Ampullariidae	2	0
Elmidae	2	0
Pseudothelphusidae	1	1
Physidae	1	0

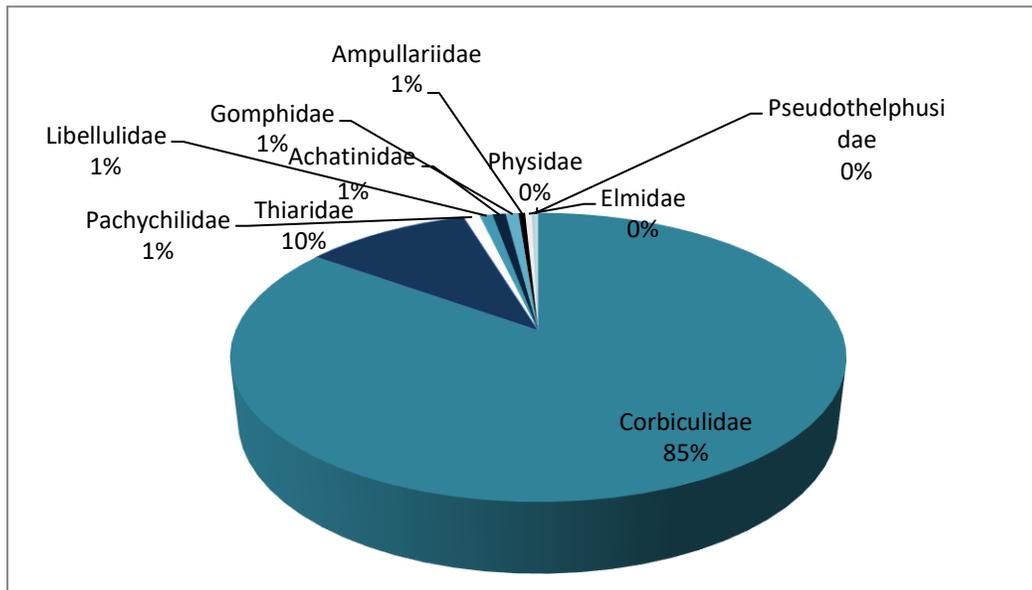


Figura 17. Abundancia de macroinvertebrados en el Sitio 1- Santo Domingo durante la época de estiaje

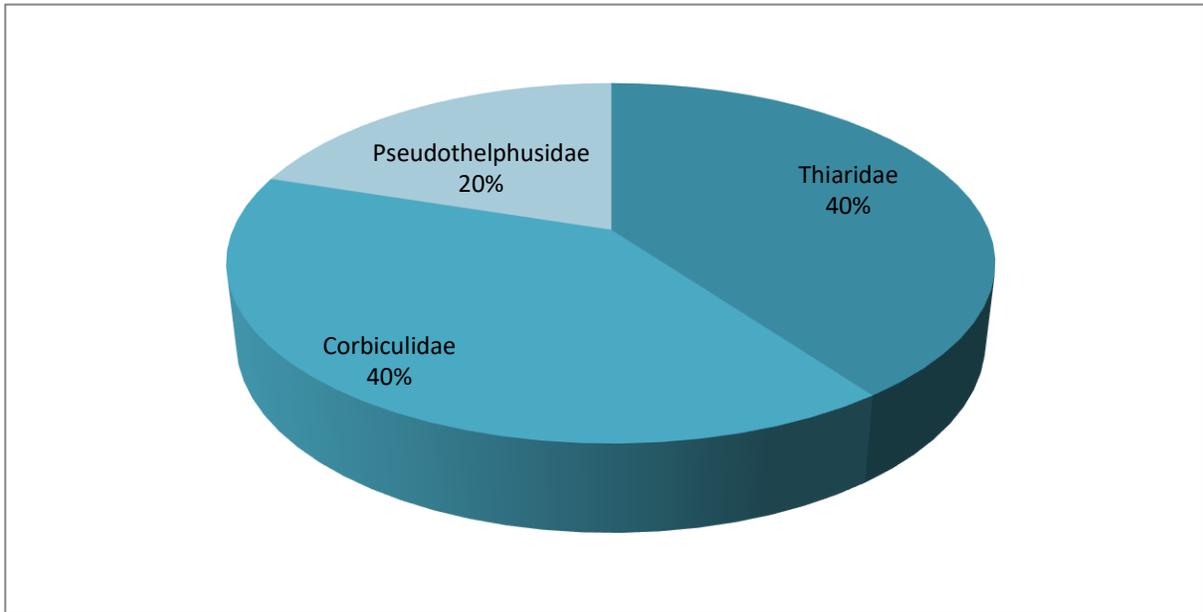


Figura 18. Abundancia de macroinvertebrados en el Sitio 2- Ribera Cahuaré durante la época de estiaje

8.3.2. Temporada de lluvias

Durante la temporada de lluvias en el Sitio 1- Santo Domingo se identificaron 7 familias (Cuadro 8) siendo la familia Thiariidae la más abundante con 1 216 ejemplares recolectados representando un 99% de la recolecta total. Seguida de la familia Corbiculidae con cinco ejemplares, representando el 1%, el resto de las familias obtuvieron un porcentaje menor al 1% (Figura 19).

En el Sitio 2- Ribera Cahuaré se identificaron 4 familias (Cuadro 8), de las cuales las familias Pseudothelphusidae y Achatinidae fueron las más abundantes, con dos ejemplares cada una y un 33% de la recolecta total, las familias Elmidae, Thiariidae fueron representadas únicamente con un ejemplar y un 17% de la recolecta total (Figura 20).

Cuadro 8. Abundancia de familias encontradas durante la época de lluvias

Familias	Abundancia	
	Sitio 1	Sitio 2
Thiariidae	1 216	1

Corbiculidae	5	0
Ampullariidae	4	0
Pseudothelphusidae	3	2
Achatinidae	2	2
Gomphidae	1	0
Microcerámidae	1	0
Thiaridae	0	1

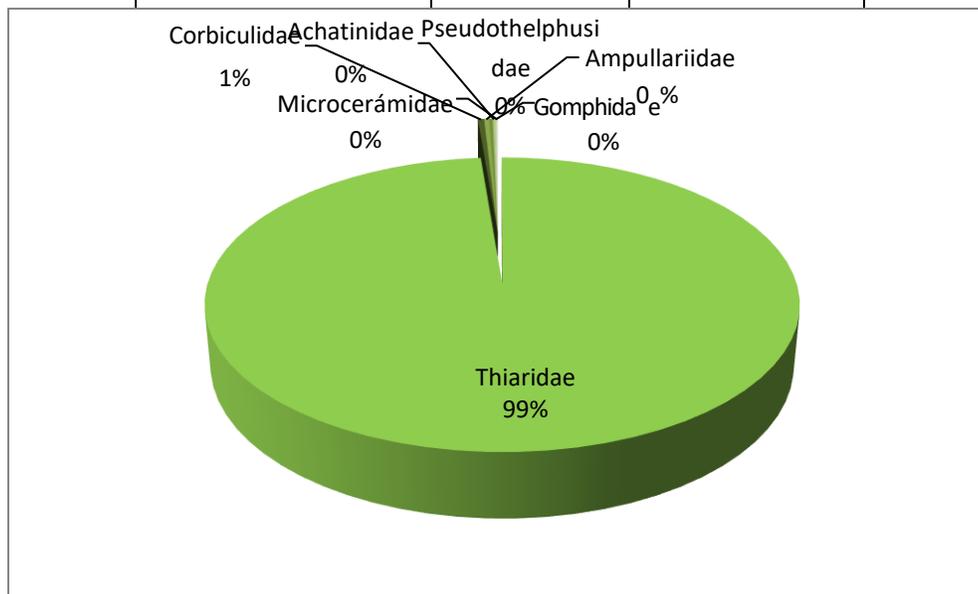


Figura 19. Abundancia de macroinvertebrados en el Sitio 1- Santo Domingo durante la época de lluvias

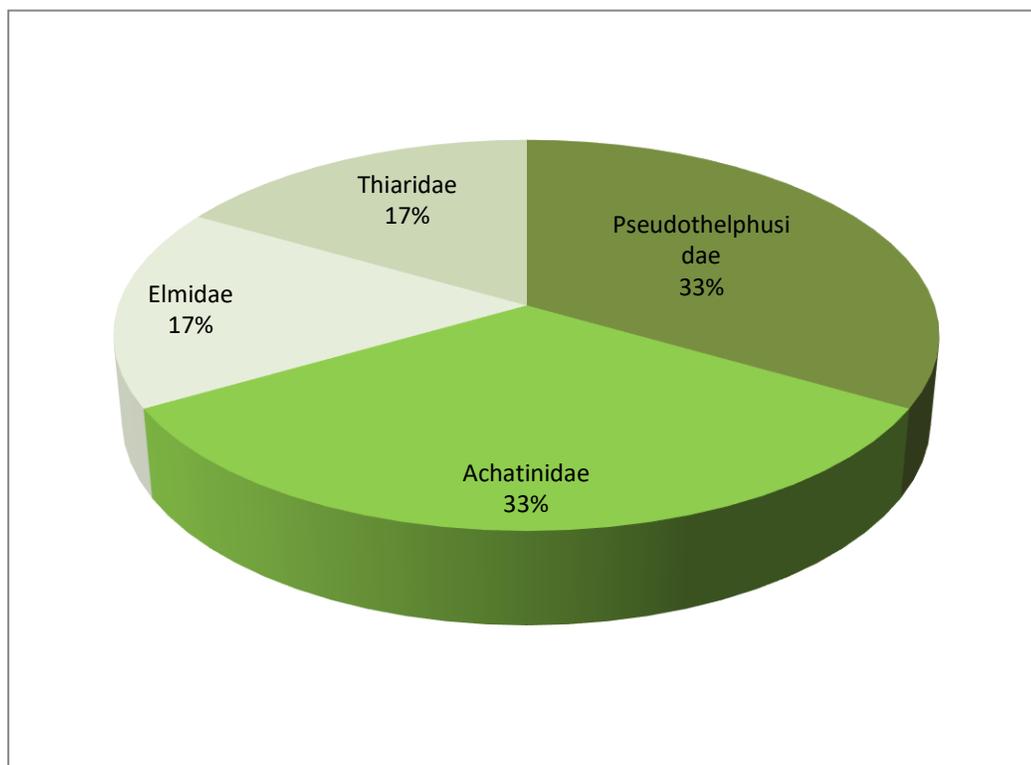


Figura 20. Abundancia de macroinvertebrados en el Sitio 2- Ribera Cahuaré durante la época de lluvias

8.4. DIVERSIDAD DE MACROINVERTEBRADOS MEDIANTE EL ÍNDICE DE SHANNON- WIENER

8.4.1. Diversidad en época de estiaje

De acuerdo con el índice de Shannon-Wiener, los resultados obtenidos se pueden considerar a ambos sitios como bajos en diversidad durante la época de estiaje, debido a que el Sitio1- Santo Domingo presentó un valor de 0.609, mientras que el Sitio 2- Ribera Cahuaré es de 1.055 (Cuadro 9) representados gráficamente en la Figura 21.

8.4.2. Diversidad en época de lluvias

El índice considera a ambos sitios de baja diversidad debido a que el Sitio 1 presenta un valor de 0.090, mientras que el Sitio 2 es de 1.33 (Cuadro 10) representados gráficamente en la Figura 22.

8.4.3. Diversidad por sitios

De manera general el índice de Shannon-Wiener indica que ambos sitios son bajos en diversidad, debido a que el Sitio-1 presentó un valor de 0.688 y el Sitio 2 con un valor de 1.517 (Cuadro 11) representados gráficamente en la Figura 23.

Sin embargo, el Sitio 2 (Ribera-Cahuaré), es considerado el sitio más diverso durante ambas temporadas, en comparación del Sitio 1 (Santo-Domingo).

Cuadro 9. Índice de Shannon-Wiener para durante la época de estiaje

	Shannon-H
Sitio 1	0.609
Sitio 2	1.055

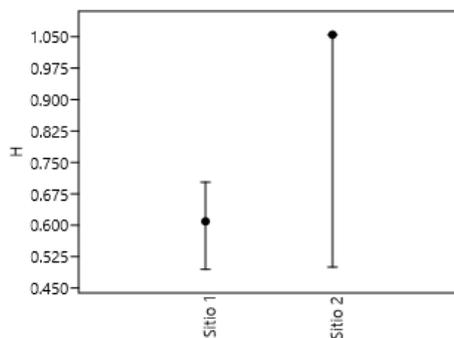


Figura 21. Índice de Shannon-Wiener durante la época de estiaje

Cuadro 10. Índice de Shannon-Wiener para durante la época de lluvias

	Shannon-H
Sitio 1	0.090
Sitio 2	1.33

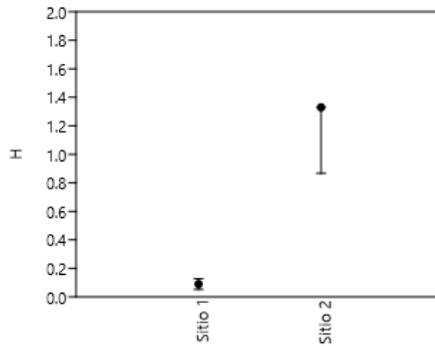


Figura 22. Índice de Shannon-Wiener para durante la época de lluvia

Cuadro 11. Índice de Shannon-Wiener general

	Shannon-H
Sitio 1	0.688
Sitio 2	1.517

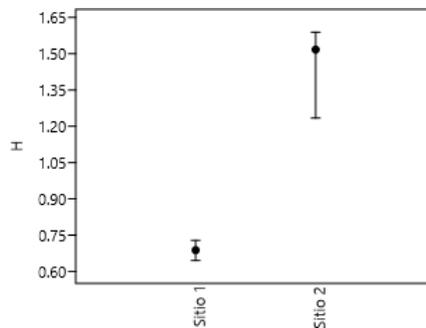


Figura 23. Índice de Shannon-Wiener general

8.5. ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA BIOLOGICAL MONITORING WORKING PARTY (BMWP) PARA LA CUENCA MEDIA DEL RÍO GRIJALVA

Una vez identificados a nivel familia los 1,734 organismos recolectados, se procedió a calcular el índice BMWP para la cuenca media del río Grijalva con base en la puntuación de sensibilidad a los contaminantes (Cuadro 3). La puntuación asignada para cada muestreo se visualiza en el cuadro 12.

Cuadro 12. Clasificación asignada a las familias de macroinvertebrados acuáticos en el BMWP/Col

Familias	Registro
Gomphidae	10
Ampullariidae	9
Pseudothelphusidae	8
Libellulidae	6
Elmidae	6
Thiaridae	5
Physidae	No reportada
Achatinidae	
Microceramidae	
Corbiculidae	
Pachychilidae	

8.5.1. Sitio 1 (Santo Domingo)

En el caso del Sitio uno, se obtuvo un valor de BMWP de 44 puntos (Cuadro 13), debido a la cantidad de familias no incluidas en el BMWP/Col, dicho resultado indica que este sitio corresponde a una clasificación de aguas de clase III (Cuadro 14), que

son aguas de dudosa calidad, y contaminación moderada. Para este sitio, las familias no incluidas en la modificación para Colombia son Physidae, Achatinidae, Corbiculidae, Pachychilidae, Achatinidae y Microceramidae.

Cuadro 13 Puntajes de las familias de macroinvertebrados acuáticos para el índice BMWP/Col presentes en el Sitio uno

Sitio 1	
Familias	Puntajes
Gomphidae	10
Ampullariidae	9
Pseudothelphusidae	8
Libellulidae	6
Elmidae	6
Thiaridae	5
Physidae	No reportada
Achatinidae	
Corbiculidae	
Pachychilidae	
Achatinidae	
Microceramidae	
Total	44

Cuadro 14. Clases de calidad de agua para valores BMWP/Col del Sitio uno

Clase	Calidad	BMWP/Col	Significado	Color
I	Buena	>150	Muy limpia	Azul
		101-120	No contaminada	
II	Aceptable	61-100	Ligeramente contaminada	Verde
III	Dudosa	36-60	Moderadamente contaminante	Amarillo
IV	Crítica	16-35	Muy contaminada	Naranja
V	Muy crítica	<15	Fuertemente contaminada	Rojo

Una vez determinado el nivel de tolerancia a la contaminación, se procedió a calcular el índice BMWP para los dos sitios para determinar los niveles de calidad de sus aguas. Estos índices se presentan a continuación:

8.5.2. Sitio 2 (Ribera-Cahuaré)

El sitio dos obtuvo un valor de BMWP de 19 puntos debido a la falta de dos familias no incluidas en el BMWP/Col (Cuadro 15), dicho resultado indica que este sitio corresponde a una clasificación de aguas de clase IV (Cuadro 16), que son aguas de calidad crítica y muy contaminada. Para este sitio, las familias no incluidas en la modificación para Colombia son Corbiculidae y Achatinidae.

Cuadro 15. Puntajes de las familias de macroinvertebrados acuáticos para el índice BMWP/Col presentes en el Sitio dos

Sitio 2	
Familias	Puntajes
Pseudothelphusidae	8
Elmidae	6
Thiaridae	5

Corbiculidae	No reportada
Achatinidae	
Total	19

Cuadro 16. Clases de calidad de agua para valores BMWP/Col del Sitio dos

Clase	Calidad	BMWP/Col	Significado	Color
I	Buena	>150	Muy limpia	Azul
		101-120	No contaminada	
II	Aceptable	61-100	Ligeramente contaminada	Verde
III	Dudosa	36-60	Moderadamente contaminante	Amarillo
IV	Crítica	16-35	Muy contaminada	Naranja
V	Muy crítica	<15	Fuertemente contaminada	Rojo

El índice BMWP indica que el río Grijalva obtuvo como resultado 44 puntos en BMWP (Cuadro 17), clasificándose en la clase III, que son aguas de dudosa calidad, y contaminación moderada (Cuadro 18).

Cuadro 17. Puntajes de las familias de macroinvertebrados acuáticos para el índice BMWP/Col presentes en los Sitios uno y dos

Familias	Registro
Gomphidae	10
Ampullariidae	9
Pseudothelphusidae	8
Libellulidae	6
Elmidae	6

Thiaridae	5
Physidae	No reportada
Achatinidae	
Microceramidae	
Corbiculidae	
Pachychilidae	

Cuadro 18. Clases de calidad de agua para valores BMWP/Col de los Sitios uno y dos

Clase	Calidad	BMWP/Col	Significado	Color
I	Buena	>150	Muy limpia	Azul
		101-120	No contaminada	
II	Aceptable	61-100	Ligeramente contaminada	Verde
III	Dudosa	36-60	Moderadamente contaminante	Amarillo
IV	Crítica	16-35	Muy contaminada	Naranja
V	Muy crítica	<15	Fuertemente contaminada	Rojo

8.6. PORCENTAJE DE SIMILITUD (ÍNDICE DE JACCARD) DE LAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS

El índice de Jaccard indica una similitud media debido a que existe 0.45 de porcentaje de semejanza entre los sitios comparados generalmente respecto a la presencia de familias, ya que únicamente se comparten 5 de las 11 familias de macroinvertebrados recolectados (Cuadro 19), este porcentaje de similitud indica que la mayoría de las familias de macroinvertebrados del sitio 1 (Santo Domingo) no se encuentran presentes en el Sitio 2 (Ribera-Cahuaré).

Sin embargo, el nivel de similitud desciende al comparar los datos obtenidos respecto a las temporadas de estiaje y lluvias, debido a que durante la temporada de estiaje el Sitio 1 y el Sitio 2 comparten una similitud de 0.3% (Cuadro 20) la cual es

inferior a la similitud compartida durante la temporada de lluvia que es de 0.375 (Cuadro 21) convirtiéndose en la temporada más similar compartida entre ambos sitios.

Cuadro 19. Índice de Jaccard- Similaridad entre los sitios uno y dos

	Sitio 1	Sitio 2
Sitio 1	1	0.455
Sitio 2	0.455	1

Cuadro 20. Índice de Jaccard- Similaridad por temporada de estiaje

	Sitio 1	Sitio 2
Sitio 1	1	0.3
Sitio 2	0.3	1

Cuadro 21. Índice de Jaccard- Similaridad por temporada de lluvia

	Sitio 1	Sitio 2
Sitio 1	1	0.375
Sitio 2	0.375	1

8.7. EVALUACIÓN DE PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS EN COMPARACIÓN CON LOS ESTÁNDARES NACIONALES DE CALIDAD AMBIENTAL PARA AGUA

Los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua permiten comparar los niveles de concentración o el grado de elementos, sustancias o parámetros fisicoquímicos presentes en el agua, en su condición de cuerpo receptor y componente básico de los ecosistemas acuáticos, que no representa riesgo significativo para la salud de las personas ni para el ambiente con los resultados obtenidos.

8.7.1. Época de estiaje

Al comparar los valores obtenidos en los sitios de muestreo con los estándares de calidad y los límites permisibles (Cuadro 22) se obtuvo que durante la temporada de estiaje los valores de pH, temperatura, TDS y nitratos de ambos sitios se encontraron dentro de los valores establecidos en los límites permisibles y de los Estándares de Calidad Ambiental (ECA).

Los valores de la conductividad estuvieron dentro de los valores establecidos en los ECA, mientras los niveles de OD de ambos sitios fueron aceptables en el mes de febrero, pero para el mes de marzo solamente el Sitio 1 fue aceptable, mientras el Sitio 2 presentó un valor bajo, al igual que el resto de los meses en ambos sitios.

Mientras que los niveles de nitritos que se encontraron superiores a lo establecido en ambos estándares especialmente para el Sitio 1 en el mes de febrero y el Sitio 2 durante el mes de marzo, asimismo los niveles de Fosfatos se encontraron superiores a los límites permisibles a lo largo de todos los meses en ambos sitios.

Por otro lado los niveles de salinidad y ORP no se pudieron comparar debido a su ausencia dentro de ambos estándares.

Cuadro 22. Comparación de parámetros fisicoquímicos con los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental y los Límites permisibles, durante la temporada de estiaje

Parámetros	Febrero		Marzo		Abril		Estándares de calidad ambiental nacional	Límites permisibles - México (NOM-127-SSA1-
	Sitio	Sitio	Sitio 1	Sitio	Sitio 1	Sitio		

	1	2		2		2	s (ECA)	1994)
pH	7.34	8.18	7.32	6.99	7.47	7.31	6,5-8,5	6,5-8,5
Conductividad	902.54	484.63	1,014.67	476.89	1,024.11	421.01	1,500	**
Temperatura	28.39	26.49	27.83	25.39	28.71	25.83	**	40
TDS	556.72	306.71	626.17	307.64	613.89	269.47	1,000	1,000
Salinidad	0.42	0.23	0.47	0.23	0.46	0.2	**	**
Oxígeno disuelto	8.13	7.13	6.94	3.9	3.25	3.69	>=6	**
ORP	39.42	57.98	66.19	183.37	44.19	76.12	**	**
Nitratos	1.5	1.1	5.57	3.23	0.5	1.07	10	10
Nitritos	13	18	3.67	10.33	2.67	14	1	1
Fosfatos	2.3	3.53	2.33	2.23	3.53	0.93	0,1	**

8.7.2. Época de lluvia

Durante la comparación de los valores obtenidos con los estándares de calidad y los límites permisibles (Cuadro 23) se obtuvo que durante la temporada de lluvias los valores de pH, temperatura, TDS Y nitratos de ambos sitios se encuentran dentro de los límites permisibles y los ECA, al igual que los valores de la conductividad, TDS a comparación de los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) se encuentra en valores normales.

A diferencia de los nitritos que se encontraron a niveles superiores a lo permitido especialmente el Sitio 1 en los meses de junio y agosto, al igual que el Sitio 2 durante el mes de junio, siendo ausentes durante los otros registros. Los niveles de fosfatos se encontraron superiores a los límites permitidos a lo largo de todos los meses en ambos sitios, los niveles de amonio se encontraron dentro de los límites permitidos durante el mes de julio en ambos sitio y siendo ausente en el mes de agosto en ambos sitios.

Los niveles de oxígeno disuelto se encontraron bajos durante todos meses en ambos sitios según los valores establecidos en los ECA. Mientras que los niveles de salinidad y ORP no se pudieron comparar debido a su ausencia en ambos estándares.

Cuadro 23. Comparación de parámetros fisicoquímicos con los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental y los Límites permisibles, durante la temporada de lluvia

Parámetros	Junio		Julio		Agosto		Estándares de calidad ambiental nacionales (ECA)	Límites permisibles- México (NOM-127-SSA1-1994)
	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 1	Sitio 2		
Ph	7.65	7.65	7.85	7.74	8.03	7.95	6,5-8,5	6,5-8,5
Conductividad	634.2	423.3	489.3	448.7	406.0	468.9	1500	**
Temperatura	28.91	26.58	26.34	26.94	26.1	26.74	**	40
TDS	373.0	267.2	311.4	285.6	258.4	295.3	1000	1000
Salinidad	0.28	0.2	0.23	0.21	0.19	0.22	**	
Oxígeno	4.28	4.1	2.89	2.53	3.2	2.99	>=6	

disuelto								
ORP	21.63	19.69	15.23	22.91	22.57	35.64	**	
Nitratos	1.83	0.87	0.6	0	1.03	0.73	10	10
Nitritos	7	5.67	0	0	3.33	0	1	1
Fosfatos	3.23	2.5	20.73	4.87	5.47	0.97	0,1	
Amonio			0.03	0.1	0	0	**	0.50

8.8. Determinación de las diferencias de los parámetros de la calidad del agua entre temporadas y sitios de estudio, por la prueba T-STUDENT

8.8.1. pH

Los valores de pH del Sitio 1 presentaron diferencias significativas al comparar los datos obtenidos durante la temporada de estiaje y la temporada de lluvias, se obtuvo un valor de $p=0.001$ el cuál rechaza la hipótesis nula y presenta diferencias significativas (Cuadro 24). Mientras el Sitio 2 al presentar un valor $p=0.296$ no presentó diferencias significativas (Cuadro 24), de la misma manera al realizar la comparación de ambos sitios con los datos obtenidos durante la temporada de estiaje y lluvias, no se presentaron diferencias significativas (Cuadro 25).

Cuadro 24. Comparación de pH de cada sitio entre temporadas

	Sitio 1		Sitio 2	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
Media	7.378	7.847	7.604	7.779
Varianza	0.077	0.039	0.215	0.020

Valor p	0.001	0.296
---------	-------	-------

Cuadro 25. pH de ambos sitios comparados en temporada de estiaje y lluvias

	Estiaje		Lluvias	
	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 1	Sitio 2
Media	7.378	7.604	7.847	7.779
Varianza	0.077	0.215	0.039	0.020
Valor p	0.226		0.415	

8.8.2. Conductividad

Al comparar los valores obtenidos a lo largo de todo el estudio, se obtuvo que en la comparación del Sitio 1 con sus datos respectivos de ambas temporadas se presentaron diferencias muy significativas, obteniendo un valor de $p=1.889^{09}$ (Cuadro 26) así también al comparar sus datos de estiaje con los del Sitio 2 donde se obtuvo un valor de $p=1.086^{13}$ (Cuadro 27) siendo diferencias muy significativas entre sitios. Sin embargo, el Sitio 2 no presentó diferencias significativas en la comparación de los datos de ambas temporadas donde se obtuvo un valor de $p=0.271$ (Cuadro 26), pero tampoco presentó diferencias significativas en la comparación de los valores obtenidos en la temporada de lluvia con los del Sitio 1, obteniendo un valor $p=0.083$ (Cuadro 26).

Cuadro 26. Comparación de conductividad de cada sitio entre temporadas

	Sitio 1		Sitio 2	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
Media	980.44	509.88	460.84	447
Varianza	3676.8	10001	910.13	418.24

Valor p	1.889 ⁻⁰⁹	0.271
---------	----------------------	-------

Cuadro 27. Conductividad de ambos sitios comparados en temporada de estiaje y lluvias

	Estiaje		Lluvias	
	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 1	Sitio 2
Media	980.44	460.84	509.88	447
Varianza	3676.8	910.13	10001	418.24
Valor p	1.086 ⁻¹³		0.083	

8.8.3. Temperatura

En la comparación de los valores obtenidos en ambas temporadas en cada sitio, se obtuvo un valor $p=0.028$ en el Sitio 1 y $p=0$ en el Sitio 2 (Cuadro 28), en los cuales se rechaza la hipótesis nula y se presentaron diferencias significativas. Estas diferencias se presentaron de la misma manera al comparar los datos obtenidos en la temporada de estiaje en ambos sitios, donde se obtuvo un valor $p=5.713^{-08}$ (Cuadro 29); sin embargo, durante la temporada de lluvias en ambos sitios se obtuvieron datos muy parecidos, donde se obtuvo un valor $p=0.436$ y no se presentaron diferencias significativas (Cuadro 29).

Cuadro 28. Comparación de temperatura de cada sitio entre temporadas

	Sitio 1		Sitio 2	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
Media	28.309	27.118	25.904	26.754
Varianza	0.348	1.829	0.231	0.032
Valor p	0.028		0	

Cuadro 29. Temperatura de ambos sitios comparados en temporada de estiaje y lluvias

	Estiaje		Lluvias	
	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 1	Sitio 2
Media	28.309	25.904	27.118	26.754
Varianza	0.348	0.231	1.829	0.032
Valor p	5.713 ⁻⁰⁸		0.436	

8.8.4. Sólidos Totales Disueltos (TDS)

El Sitio 1 presentó un valor $p=1.807^{-10}$ (Cuadro 30) al comparar los datos obtenidos en la temporada de estiaje y lluvias, demostrando la presencia de diferencias significativas de los valores obtenidos, así mismo al comparar dichos datos con los datos obtenidos de la temporada de estiaje del Sitio 2 donde se obtuvo un valor de $p=5.133^{-14}$ (Cuadro 31). Sin embargo, el Sitio 2 no presentó diferencias significativas entre temporadas obteniendo un valor de $p=0.135$ (Cuadro 30), y en la comparación de sus datos de la temporada de lluvias con los del Sitio 1, no se presentaron diferencias significativas, obteniendo un valor $p=0.882$ (Cuadro 31).

Cuadro 30. Comparación de TDS de cada sitio entre temporadas

	Sitio 1		Sitio 2	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
Media	598.93	314.31	294.61	282.75
Varianza	1071	2565.1	358.06	153.08
Valor p	1.807 ⁻¹⁰		0.135	

Cuadro 31. TDS de ambos sitios comparados en temporada de estiaje y lluvias

	Estiaje	Lluvias

	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 1	Sitio 2
Media	598.93	294.61	314.31	282.75
Varianza	1071	358.06	2565.1	153.08
Valor p	5.133 ⁻¹⁴		0.882	

8.8.5. Salinidad

En la comparación de los datos obtenidos del Sitio 1 de ambas temporadas se obtuvo un valor de $p=1.473^{-10}$ (Cuadro 32) que indica la presencia de diferencias significativas y se rechaza la hipótesis nula, a diferencia del Sitio 2 donde se obtuvo un valor de $p= 0.088$ (Cuadro 32) y no presenta dichas diferencias. Sin embargo, al comparar ambos sitios con los datos obtenidos durante la temporada de estiaje estos si presentaron un valor de $p=2.124^{-14}$ (Cuadro 33) rechazando la hipótesis nula y presentando diferencias significativas. Mientras en la temporada de lluvias los sitios no presentaron diferencias significativas obteniendo un valor $p=0.084$ (Cuadro 33).

Cuadro 32. Comparación de salinidad de cada sitio entre temporadas

	Sitio 1		Sitio 2	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
Media	0.45	0.233	0.219	0.209
Varianza	0.001	0.002	0	6.111 ⁻⁰⁵
Valor p	1.473 ⁻¹⁰		0.088	

Cuadro 33. Salinidad de ambos sitios comparados en temporada de estiaje y lluvias

	Estiaje		Lluvias	
	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 1	Sitio 2

Media	0.45	0.219	0.233	0.209
Varianza	0.001	0	0.002	6.111 ⁻⁰⁵
Valor p	2.124 ⁻¹⁴		0.084	

8.8.6. Oxígeno Disuelto (OD)

De forma particular cada uno de los sitios se rechazó la hipótesis nula y presentó diferencias significativas respecto a la comparación de sus datos de ambas temporadas, donde el Sitio 1 obtuvo un valor $p=0.008$ y el Sitio 2 $p=0.022$ (Cuadro 34). Sin embargo, al comparar los datos de cada sitio en la temporada de estiaje se obtuvo un valor $p=0.270$ y $p=0.447$ (Cuadro 35) para la temporada de lluvias, lo que indica que no se presentaron diferencias significativas y se acepta la hipótesis nula.

Cuadro 34. Comparación de OD de cada sitio entre temporadas

	Sitio 1		Sitio 2	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
Media	6.108	3.457	4.906	3.204
Varianza	6.372	0.455	3.576	0.491
Valor p	0.008		0.022	

Cuadro 35. OD de ambos sitios comparados en temporada de estiaje y lluvias

	Estiaje		Lluvias	
	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 1	Sitio 2
Media	6.108	4.906	3.457	3.204
Varianza	6.372	3.576	0.455	0.491
Valor p	0.270		0.447	

8.8.7. Potencial de óxido reducción (ORP)

Cada uno de los sitios rechazó la hipótesis nula y presentó diferencias significativas respecto a la comparación de sus datos de ambas temporadas, donde el Sitio 1 obtuvo un valor $p=0.001$ y el Sitio 2 $p=0.010$ (Cuadro 36). Sin embargo, al comparar los datos de cada sitio en la temporada de estiaje se obtuvo un valor $p=0.062$ y $p=0.131$ (Cuadro 37) para la temporada de lluvias, lo que indica que no se presentaron diferencias significativas y se acepta la hipótesis nula.

Cuadro 36. Comparación de OPR de cada sitio entre temporadas

	Sitio 1		Sitio 2	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
Media	49.934	19.811	105.82	26.081
Varianza	422.43	60.672	6553.3	79.741
Valor p	0.001		0.010	

Cuadro 37. ORP de ambos sitios comparados en temporada de estiaje y lluvias

	Estiaje		Lluvias	
	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 1	Sitio 2
Media	49.934	105.82	19.811	26.081
Varianza	422.43	6553.3	60.672	79.741
Valor p	0.062		0.131	

8.8.8. Nitratos

Ambos sitios se comportaron de manera similar respecto a los valores de nitratos presentes en cada sitio, debido a que en la comparación de temporadas de cada sitio no se presentaron diferencias significativas, obteniendo un valor $p= 0.248$ para el sitio 1 y $p=0.071$ en el sitio 2 (Cuadro 38). De igual manera en la comparación de sitios entre temporadas, la temporada de estiaje presentó un valor $p= 0.567$, mientras la temporada de lluvias presentó un valor $p= 0.181$ (Cuadro 39) aceptando la hipótesis nula y demostrando que no se presentaron diferencias significativas a lo largo de todo el estudio.

Cuadro 38. Comparación de nitratos de cada sitio entre temporadas

	Sitio 1		Sitio 2	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
Media	2.522	1.156	1.8	0.533
Varianza	10.337	1.355	3.428	0.43
Valor p	0.248		0.071	

Cuadro 39. Nitratos de ambos sitios comparados en temporada de estiaje y lluvias

	Estiaje		Lluvias	
	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 1	Sitio 2
Media	2.522	1.8	1.156	0.533
Varianza	10.337	3.428	1.355	0.43
Valor p	0.567		0.181	

8.8.9. Nitritos

En el Sitio 1 se obtuvo un valor $p= 0.247$ (Cuadro 40) lo que indica que entre la temporada de estiaje y lluvias no se presentaron diferencias significativas, a diferencia del Sitio 2 donde se obtuvo un valor $p= 0.001$ (Cuadro 40), e indica la presencia de diferencias significativas entre temporadas. Durante la comparación de los datos de los sitios en la temporada de estiaje se obtuvo un valor de $p= 0.247$

(Cuadro 41), mientras que en la temporada de lluvias se obtuvo un valor de $p=0.001$ y se presentaron diferencias significativas (Cuadro 41).

Cuadro 40. Comparación de nitritos de cada sitio entre temporadas

	Sitio 1		Sitio 2	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
Media	6.444	3.444	14.111	1.889
Varianza	39.778	16.278	80.111	11.611
Valor p	0.247		0.001	

Cuadro 41. Nitritos de ambos sitios comparados en temporada de estiaje y lluvias

	Estiaje		Lluvias	
	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 1	Sitio 2
Media	6.444	14.111	3.444	1.889
Varianza	39.778	80.111	16.278	11.611
Valor p	0.052		0.390	

8.8.10. Fosfatos

El Sitio 1 obtuvo un valor de $p=0.035$ (Cuadro 42) en su comparación de datos entre temporadas, rechazando la hipótesis nula presentando diferencias significativas, mientras el Sitio 2 obtuvo un valor de $p=0.700$ (Cuadro 42) aceptando la hipótesis nula. En la temporada de estiaje no se presentaron diferencias significativas entre sitios debido a que se obtuvo un valor de $p=0.519$ (Cuadro 43), mientras en la temporada de lluvias se obtuvo un valor de $p=0.048$ (Cuadro 43) y se rechazó la hipótesis nula, presentando diferencias significativas.

Cuadro 42. Comparación de fosfatos de cada sitio entre temporadas

	Sitio 1		Sitio 2	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
Media	2.722	9.811	2.233	2.778
Varianza	0.864	83.994	4.078	13.242
Valor p	0.035		0.700	

Cuadro 43. Fosfatos de ambos sitios comparados en temporada de estiaje y lluvias

	Estiaje		Lluvias	
	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 1	Sitio 2
Media	2.722	2.233	9.811	2.778
Varianza	0.864	4.078	83.994	13.242
Valor p	0.519		0.048	

8.8.11. Amonio

Los valores de amonio fueron únicamente analizados durante los meses de julio y agosto para ambos sitios, estos obtuvieron un valor promedio de 0.03 para el sitio 1 durante el mes de julio y 0 para agosto. Mientras el Sitio 2 obtuvo un nivel de 0.1 durante el mes de julio y 0 en el mes de agosto. Estos resultados no fueron comparados en una prueba de T-Student debido a la cantidad casi nula de presencia de amonio en el agua, que no permitió el análisis correcto en el programa PAST 3.0.

8.9. ANÁLISIS DE SIMILITUD PORCENTUAL (SIMPER)

El análisis SIMPER realizado para cuantificar la contribución de las especies en las diferencias observadas con el índice de Bray-Curtis. La mayor contribución a las diferencias con los demás grupos se debe a las familias Thiaridae con 52.31%, Corbiculidae 35.68%, Achatinidae 5.334%, Pseudothelphusidae 2.706% y Elmidae 2.661%, anteriormente descritas como las familias predominantes (Cuadro 44).

Cuadro 44. Resultados del análisis SIMPER considerando las contribuciones de los porcentajes de la disimilitud encontrada entre las temporadas de ambos sitios

Taxon	Disimilitud media	% de contribución	% Acumulado	Media en estiaje	Media en lluvia
Thiaridae	46.24	52.31	52.31	26.5	609
Corbiculidae	31.54	35.68	87.99	209	2.5
Achatinidae	4.716	5.334	93.32	2	2
Pseudothelphusidae	2.393	2.706	96.03	1	2.5
Elmidae	2.352	2.661	98.69	1	0.5
Pachychilidae	0.325	0.367	99.06	2.5	0
Gomphidae	0.265	0.300	99.36	2	0.5
Libellulidae	0.260	0.294	99.65	2	0
Ampullariidae	0.211	0.238	99.89	1	2
Physidae	0.065	0.073	99.96	0.5	0
Microcerámidae	0.035	0.039	100	0	0.5

8.10. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (PCA)

8.10.1. Sitio 1- Santo Domingo

Se observa que la mayor variabilidad se da en el primer componente del análisis según la proyección de los parámetros fisicoquímicos tomados durante la temporada de estiaje y lluvia con un valor de 99.093 (Figura 24). Los valores resultantes son relativamente bajos con 0.726, 0.109, 0.053 y 0.018 para los cuatro componentes restantes respectivamente, explicando en conjunto el 100% de la varianza (Cuadro 45).

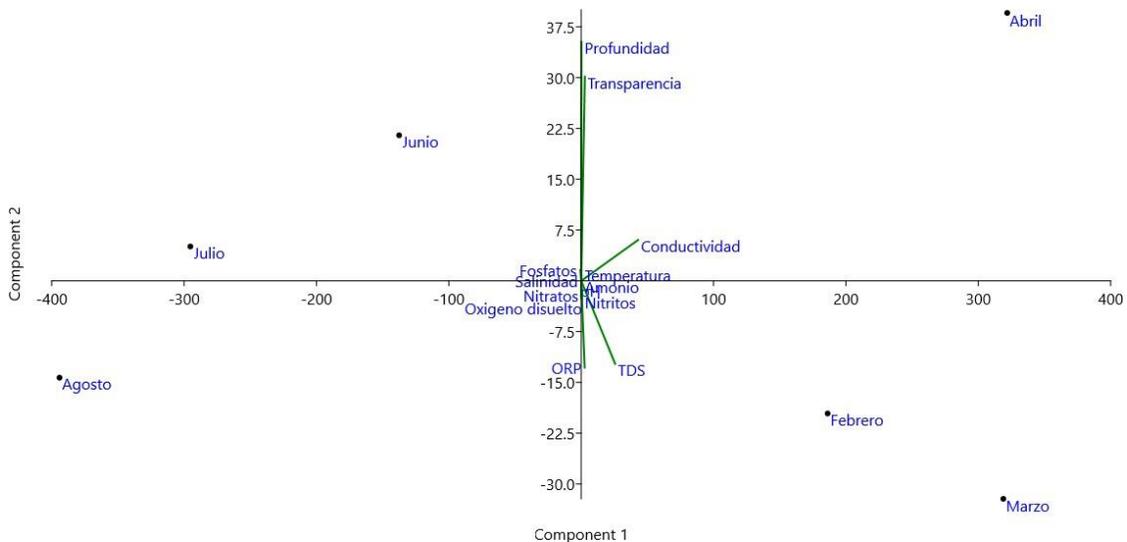


Figura 24. Análisis de componentes principales (PCA) del Sitio 1

El componente 1 en el eje positivo relaciona la variable TDS para los meses de febrero y marzo, mientras a la variable conductividad la coloca en el mes de abril.

El componente 2 en el eje negativo agrupa a las variables oxígeno disuelto, nitratos y salinidad en el mes de agosto, mientras las variables ORP, amonio y nitratos los agrupa en los meses de febrero y marzo; en el eje positivo agrupa a la temperatura, conductividad, profundidad y transparencia para el mes de abril, además de relacionar a fosfatos con los meses de junio y julio.

Cuadro 45. Eigenvalores entre los dos primeros ejes del PCA y los parámetros fisicoquímicos del Sitio 1- Santo Domingo

	PC 1	PC 2
pH	-0.001	0.001
Conductividad	0.857	0.120
Temperatura	0.003	0.017
TDS	0.510	-0.244
Salinidad	0	0
Oxígeno disuelto	0.004	-0.053
ORP	0.052	-0.255
Nitratos	0.003	-0.044
Nitritos	0.004	-0.045
Fosfatos	-0.013	0.031
Profundidad	0.004	0.702
Transparencia	0.055	0.600

8.10.2. Sitio 2- Ribera-Cahuaré

Se observa que la mayor variabilidad se da en los dos primeros componentes del análisis según la proyección de los parámetros fisicoquímicos tomados durante la temporada de estiaje y lluvia con valores de 51.941 y 38.285 (Figura 25). Los valores resultantes son relativamente bajos con 9.681, 0.051 y 0.042 para los tres componentes restantes respectivamente, explicando en conjunto el 100% de la varianza (Cuadro 46).

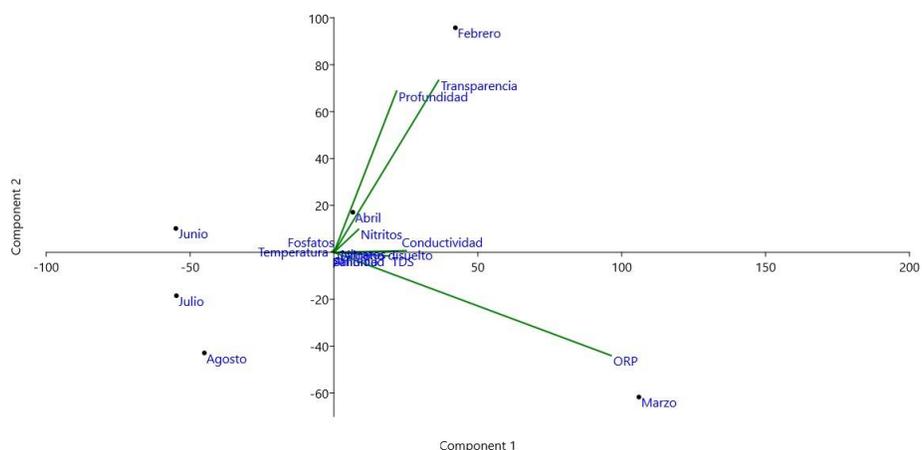


Figura 25. Análisis de componentes principales (PCA) del Sitio 2

El componente 1 en el eje positivo considera a la variable ORP en el mes de marzo, mientras agrupa las variables nitritos y conductividad con el mes de abril, y a las variables profundidad y transparencia en el mes de febrero. El componente 2 agrupa a las variables nitratos y temperatura en los meses de agosto y julio, mientras las variables oxígeno disuelto, pH, sólidos totales disueltos (TDS), salinidad en el mes de marzo; en el eje positivo relaciona a la variable fosfatos con el mes de junio.

Cuadro 46. Eigenvalores entre los dos primeros ejes del PCA y los parámetros fisicoquímicos del Sitio 2- Ribera-Cahuaré

	Eje 1	Eje 2
pH	-0.003	0.005
Conductividad	0.228	0.007
Temperatura	-0.008	0.002
TDS	0.175	-0.014
Salinidad	0	-1.288E-06
Oxígeno disuelto	0.011	0.024

ORP	0.874	-0.399
Nitratos	0.015	-0.006
Nitritos	0.077	0.089
Fosfatos	-0.003	0.007
Profundidad	0.197	0.624
Transparencia	0.330	0.665

8.11. CORRELACIÓN DE PEARSON

8.11.1. Correlación de Pearson de las familias de macroinvertebrados encontrados en el Sitio 1-Santo Domingo con los parámetros fisicoquímicos durante el estudio

Para la familia Ampullaridae se presentó una correlación inversa (negativa) baja con respecto a los parámetros pH, fosfatos y amonio; siendo mínima con ORP. Y una correlación directa (positiva) y alta con la temperatura, moderada con nitritos, baja con OD y nitratos, siendo mínima con TDS, conductividad y salinidad (Cuadro 47).

En la familia Thiaridae existe una correlación inversa (negativa) baja con los valores de conductividad, TDS, salinidad, y ORP, siendo mínima para OD, nitratos, fosfatos y amonio. La correlación directa (positiva) baja se obtuvo para pH y temperatura, y mínima para nitritos (Cuadro 47).

Corbiculidae presentó una correlación inversa buena con el pH, y baja con los niveles de fosfatos y amonio. Mientras existe una correlación directa muy buena con ORP y nitratos, buena para conductividad, TDS, salinidad y OD, siendo mínima con nitritos (Cuadro 47).

Libellulidae presentó una correlación inversa (negativa) moderada con pH, baja con fosfatos y mínima con nitritos y amonio. Mientras obtuvo una correlación

directa (positiva) muy buena con nitratos y ORP, moderada para conductividad, TDS, salinidad y OD, y mínima con temperatura (Cuadro 47).

Elmidae tiene una correlación inversa (negativa) moderada para pH, baja para fosfatos y amonio; mínima para nitritos. Mientras la correlación directa (positiva) muy buena se obtuvo con los valores de nitratos y ORP, moderada para conductividad, TDS, salinidad y OD y mínima con temperatura (Cuadro 47).

Pachychilidae obtuvo una correlación inversa (negativa) moderada con pH, baja para nitritos, fosfatos y amonio. Mientras obtuvo una correlación directa (positiva) muy buena para ORP y nitratos, moderada para conductividad, TDS, salinidad y OD, y mínima para temperatura (Cuadro 47).

La familia Physidae presentó una correlación inversa (negativa) para pH, baja para fosfatos y amonio, mínima para nitritos. Mientras la correlación directa (positiva) muy buena para ORP y nitratos, moderada para conductividad, TDS, salinidad y OD, y mínima para temperatura (Cuadro 47).

La familia Gomphidae obtuvo una correlación inversa (negativa) para pH y nitritos, mínima para OD. Mientras la correlación directa (positiva) buena se obtuvo para conductividad, TDS, salinidad y ORP, baja para nitratos y mínima para temperatura, fosfatos y amonio (Cuadro 47).

La familia Pseudothelphusidae presentó una correlación inversa (negativa) muy buena para OD, buena para pH, conductividad, TDS, salinidad, ORP y nitratos, moderada para nitritos, baja para temperatura. Mientras la correlación directa (positiva) buena se obtuvo para conductividad, moderada para fosfatos y baja para amonio (Cuadro 47).

La familia Achatinidae obtuvo una correlación inversa (negativa) moderada para OD y nitratos, baja para nitritos, fosfatos y amonio. Mientras la correlación directa (positiva) mínima fue para pH, conductividad, temperatura, TDS, salinidad, ORP (Cuadro 47).

Para la familia Microceramidae se presentó una correlación inversa (negativa) moderada para conductividad, temperatura, TDS, salinidad, OD, ORP y nitratos, baja para nitratos. Mientras la correlación directa (positiva) perfecta para amonio, muy buena para fosfatos y moderada para pH (Cuadro 47).

8.11.2. Correlación de Pearson de las familias de macroinvertebrados encontrados en el Sitio 2- Ribera-Cahuaré con los parámetros fisicoquímicos durante el estudio

En la familia Thiaridae existió una correlación inversa (negativa) buena para pH, moderada para temperatura y baja para OD y nitritos. Mientras la correlación directa (positiva) buena fue para ORP y nitratos, moderada para TDS y salinidad, baja para conductividad, fosfatos y amonio (Cuadro 48).

En la familia Corbiculidae existió una correlación inversa (negativa) buena para pH y temperatura, mínima para OD, fosfatos y amonio. Mientras la correlación directa (positiva) muy buena fue para ORP y nitratos, moderada para conductividad, TDS y salinidad, mínima para nitritos (Cuadro 48).

En la familia Elmidae se presentó una correlación inversa (negativa) moderada para conductividad, TDS y salinidad, baja para ORP y mínima para pH, nitratos, nitritos, fosfatos y amonio. Mientras la correlación directa (positiva) baja se obtuvo para temperatura y mínima para pH y OD (Cuadro 48).

En la familia Pseudothelphusidae se obtuvo una correlación inversa (negativa) buena para OD, moderada para nitratos y nitritos, baja para ORP y fosfatos, mínima para conductividad, TDS y salinidad. Mientras la correlación directa (positiva) baja fue para pH, temperatura y amonio (Cuadro 48).

En la familia Achatinidae se presentó una correlación inversa (negativa) moderada para ORP y nitritos, baja para conductividad, TDS, salinidad, OD, nitratos, fosfatos y amonio. Mientras la correlación directa (positiva) moderada se obtuvo para temperatura y baja para pH (Cuadro 48).

Cuadro 47. Correlaciones de Pearson del Sitio 1-Santo Domingo

Familias	pH	Conductividad	Temperatura	TDS	Salinidad	OD	ORP	Nitratos	Nitritos	Fosfatos	Amonio
Ampullariidae	-0.26217	0.059331	0.61701	0.020039	0.030089	0.30897	-0.034781	0.30356	0.48802	-0.40518	-0.34922
Thiaridae	0.23271	-0.33976	0.33453	-0.39053	-0.38362	-0.20912	-0.40541	-0.01890	0.14199	-0.2035	-0.2278
Corbiculidae	-0.69983	0.6713	0.19096	0.70187	0.70046	0.69049	0.91442	0.92459	0.10248	-0.38769	-0.29476
Libellulidae	-0.49481	0.48672	0.047026	0.51348	0.51034	0.47721	0.80845	0.96303	-0.13764	-0.26849	-0.2
Elmidae	-0.49481	0.48672	0.047026	0.51348	0.51034	0.47721	0.80845	0.96303	-0.13764	-0.26849	-0.2
Pachychilidae	-0.56522	0.62448	0.15031	0.64476	0.6401	0.40012	0.88535	0.8936	-0.20288	-0.32122	-0.25482
Physidae	-0.49481	0.48672	0.047026	0.51348	0.51034	0.47721	0.80845	0.96303	-0.13764	-0.26849	-0.2
Gomphidae	-0.43925	0.6307	0.14282	0.63942	0.63021	-0.05860	0.66061	0.38023	-0.53992	0.031873	0.083045
Pseudothelphusidae	0.75538	-0.60948	-0.25281	-0.6456	-0.64972	-0.96253	-0.73196	-0.69232	-0.57864	0.42613	0.31623
Achatinidae	0.11656	0.19284	0.07474	0.17193	0.16493	-0.50113	0.079795	-0.43885	-0.32475	-0.20858	-0.29277
Microceramidae	0.40949	-0.46202	-0.55357	-0.43961	-0.44406	-0.41825	-0.50703	-0.31958	-0.53383	0.98695	1

Cuadro 48. Correlaciones de Pearson del Sitio 2- Ribera Cahuaré

Familias	pH	Conductividad	Temperatura	TDS	Salinidad	OD	ORP	Nitratos	Nitritos	Fosfatos	Amonio
Thiaridae	-0.65989	0.35609	-0.50941	0.47111	0.43355	-0.272	0.7464	0.65077	-0.10769	0.28539	0.29277
Corbiculidae	-0.73491	0.41135	-0.77439	0.52491	0.53311	-0.04746	0.93647	0.92968	0.15395	-0.088616	-0.2
Elmidae	0.015153	-0.54781	0.2077	-0.59282	-0.53311	0.01312	-0.36896	-0.13367	-0.15395	-0.0016112	-0.2
Pseudothelphusidae	0.22918	-0.072349	0.38651	-0.12327	-0.1777	-0.60994	-0.37284	-0.48136	-0.59467	-0.36735	0.2
Achatinidae	0.29349	-0.22058	0.43279	-0.32263	-0.28098	-0.24509	-0.48281	-0.26122	-0.53961	-0.39232	-0.31623

8.12. ANÁLISIS DE CORRESPONDENCIA CANÓNICA (CCA)

El análisis de correspondencia canónica (Figura 26) indica que la varianza acumulada de la relación entre los parámetros físicoquímicos y los macroinvertebrados se explica por los dos primeros ejes en un 98.63%. Las familias se separan entre sitios y temporadas de muestreo, como resultado de la propia estructura de sus comunidades y su relación con los parámetros físicoquímicos. Donde el primer eje explicó el 81.6% de la variación total. En este eje, el Sitio 2 tuvo mayor peso en la distribución de las familias de macroinvertebrados.

El segundo eje explicó el 17.03% de variación total, siendo el Sitio 2- Ribera Cahuaré quien predominó en la distribución de las familias. En el eje 1, las familias Microceramidae, Thiaridae y Ampullaridae fueron las más relacionadas con el sitio 2 respecto a la temporada de lluvia y los niveles de fosfatos y profundidad, mientras las familias Gomphidae, Corbiculidae, Pachychilidae, Physidae y Libellulidae se relacionaron con la temporada de estiaje y los parámetros fisicoquímicos ORP, transparencia, nitritos, temperatura, conductividad, nitratos TDS, OD y salinidad. En el eje 2 las familias Pseudothelphusidae, Elmidae y Achatinidae estuvieron más relacionadas al Sitio 1 respecto a la temporada de lluvia.

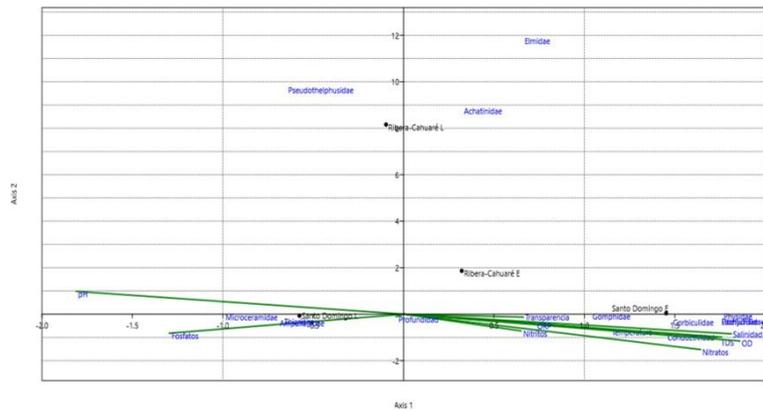


Figura 26. Análisis de Correspondencia Canónica para la presencia de las familias de macroinvertebrados muestreadas en temporada de estiaje y de lluvias en relación con los parámetros fisicoquímicos

IX. DISCUSIÓN

En los ecosistemas acuáticos, el establecimiento, estructura y composición de una población de macroinvertebrados puede estar determinado por factores como: la disponibilidad del alimento, tipo de sustrato, descargas superficiales, caudal, corriente, velocidad, oxígeno disuelto, condiciones físicas y químicas, morfología y clasificación de los ríos de acuerdo a su orden, entre otras (Figuroa *et al.*, 2003, Oscoz *et al.*, 2006, Roldán y Ramírez, 2008). Estos factores pueden variar de manera natural, de forma temporal como espacialmente, dicha variación puede ser consecuencia de múltiples factores ambientales y antrópicos que en su conjunto se asocian a la presencia, composición y abundancia de las comunidades de macroinvertebrados, en los sitios de muestreo (Quiñónez-Vera, 2015).

La estructura de la comunidad de macroinvertebrados de los sitios estudiados en el río Grijalva fue muy heterogénea, la riqueza y abundancia de organismos difería entre sitios. Donde los factores ambientales y parámetros fisicoquímicos del agua fueron determinantes en cada punto, ya que cada sitio se encontraba en diferente ubicación, orden numérico del río, con diferentes velocidades de corriente y sustratos.

El sitio 1 presentó las mejores condiciones de vida para los macroinvertebrados, esto pudo deberse principalmente a la ubicación del sitio, ya que al estar ubicado en una parte superior de la cuenca el agua aún no ha sido altamente cargada de contaminantes, además de presentar más vegetación a sus alrededores, las cuales proveen materia orgánica al cuerpo de agua y microhábitats un poco más diversos a diferencia del sitio 2.

Además, se ha considerado la velocidad de la corriente y el uso de la tierra como factores importantes para el establecimiento de la fauna acuática, ya que determinan la distribución, tipo de alimento, sustrato y condiciones fisicoquímicas del río (Williams y Felts 1992, Merritt *et al.*, 2008, Roldán y Ramírez, 2008). Por lo tanto, la alteración de las condiciones ecológicas en los ríos puede ocasionar la pérdida de algunas especies en un área determinada y favorecer la de otra(s);

causando desequilibrio en la comunidad de macroinvertebrados en la cuenca, lo cual fue evidente al realizar la comparación entre las temporadas de estudio, donde la lluvia favoreció a la abundancia de algunas especies encontradas.

Aunque de acuerdo a Jacobsen y Encalada (1998) el número de individuos y especies de macroinvertebrados es significativamente mayor en la época de estiaje que en la lluviosa, por lo que sugiere muestrear en ausencia de exceso de lluvia, lo anterior no concuerda con el presente trabajo, ya que al contrario en este caso, los valores más altos de macroinvertebrados recolectados se dieron durante la época de lluvias, siendo más parecido a lo obtenido por Longo *et al.* (2010) donde se determinó que los períodos de lluvia benefician mayormente los procesos de colonización y desarrollo de diversos taxa y presentan los valores más altos de abundancia, riqueza y diversidad (H'), mientras que la época de estiaje puede dar lugar mayormente a los organismos de rápido crecimiento y alta capacidad de colonización.

Debido a que la época de estiaje reduce el flujo de agua provocando cambios en variables fisicoquímicas, y en la composición y estructura de la comunidad de macroinvertebrados, disminuyendo su abundancia; sin embargo, este suceso no se puede considerar un evento catastrófico para la comunidad en general, ya que aunque existan cambios significativos en su estabilidad, la comunidad recupera su estructura a medida que transcurren las lluvias (Longo *et al.*, 2010).

En la comunidad de macroinvertebrados estudiada, las familias Thiaridae y Corbiculidae, fueron las más representativas en ambas temporadas en el sitio 1, Corbiculidae en la época de estiaje y Thiaridae en la época de lluvias, mientras que el sitio dos se encontraron escasamente, estas se caracterizan por ser invasoras y se consideran una amenaza para los ecosistemas acuáticos ya que presentan características intrínsecas que lo convierten en especies con gran potencial invasor por su alto éxito reproductivo, alta capacidad de dispersión y adaptación a hábitats modificados por el hombre (Facon *et al.*, 2004).

Según Strayer (1999) la presencia de Thiaridae y Corbiculidae, generalmente indica alteraciones antropogénicas debido a que estas invaden preferentemente los sitios donde las comunidades nativas ya están en declive por dichas alteraciones en los ecosistemas. Ya que su resistencia a sustancias tóxicas en comparación con otras especies puede aumentar su probabilidad de excluir endemismos en los ecosistemas perturbados (Burruss *et al.*, 1976 citado por CABI, 2013). Esto sumado a que según García-Pineda y Godínez-Guardado (2010) la familia Thiaridae se reproduce mayormente durante la época de lluvia de manera abundante.

Mientras que la familia Elmidae puede estar presente en una amplia gama de ecosistemas (Spangler, 1980). Sin embargo, el alto requerimiento de oxígeno disuelto en el agua es una de las principales razones para que se reconozca a la familia Elmidae como sensible a la contaminación (Passos *et al.*, 2003), pues se consideran más específicos de aguas limpias, lo que lo postula como un excelente bioindicador además de que gracias a su largo ciclo de vida puede indicar las perturbaciones a mediano y largo plazo (Brown, 1991). Sin embargo, su eficiencia y mecanismos de respiración pueden variar dependiendo de la especie y el estado de desarrollo (Brown, 1984). Por lo que su baja presencia durante el estudio se debió principalmente a que los niveles de oxígeno disuelto estuvieron relativamente bajos, en las temporadas de ambos sitios, y solamente se obtuvieron buenas concentraciones de oxígeno durante el mes de febrero (temporada de estiaje) y en el mes de junio (temporada de lluvias) donde hubo presencia de ejemplares de la familia Elmidae.

Asimismo, la familia Achatinidae (Opeas), representada por moluscos terrestres estuvieron presentes durante el estudio, si bien los caracoles habitan tanto en zonas naturales como zonas perturbadas su presencia se debe principalmente a que los caracoles necesitan humedad para vivir (Matamoros, 2014), donde los márgenes del río cuentan con áreas de sombra y humedad, que a su vez proporcionan los recursos necesarios para suministrar materia orgánica a los cuerpos de agua. Estos caracoles fueron recolectados de manera incidental en el método de recolecta manual y estuvieron presentes en la misma cantidad durante

ambas temporadas esto debido a la propia humedad que los sitios les proveen, ya que el río es una fuente constante de agua y humedad que no disminuye de manera significativa a través de las temporadas. Sin embargo, el sitio 1 predominó la presencia de esta familia debido a la mayor cantidad de materia orgánica en descomposición de la cobertura boscosa que ahí se presenta y mayor área de sustratos aptos para habitar con vegetación según Matamoros (2014).

Caso contrario es el de los cangrejos de la familia Pseudothelphusidae, que fueron recolectados exclusivamente mediante el empleo de trampas trompónicas, tomando en cuenta lo establecido por Álvarez *et al.* (2012) quienes indican que estos ejemplares buscan oquedades en las orillas de los ríos y entre las rocas que dejan espacios húmedos, además de que ahí se encuentra la mayor cantidad de comida disponible, por lo tanto las trampas que fueron colocadas a los márgenes del río estuvieron en el sitio adecuado para su captura, sumado a que el cebo jugó un papel importante ya que los Pseudothelphusidos son procesadores eficientes de materia orgánica y depredadores de pequeños invertebrados y peces, siendo nuestro cebo un excelente atractivo para ellos.

Su ausencia durante los meses de febrero y marzo pudo deberse a no emplear el cebo correcto, en ausencia de algunos ingredientes (sardina y vísceras de peces) y únicamente contar con vísceras de pollo que no fueron lo suficientemente atractivas para ellos. Una vez modificada la preparación de los cebos los cangrejos estuvieron presentes durante los meses restantes. Su aumento de presencia durante la temporada de lluvia se atribuye a que durante la temporada de estiaje los cangrejos permanecen la mayor parte del tiempo en sus madrigueras o mantienen la entrada a la madriguera cerrada con barro, pero durante la temporada de lluvias son más activos (Rodríguez-Fourquet y Sabat, 2009).

Cabe destacar que en el sitio 1 la especie de *Potamocarcinus magnus* fue exclusiva del sitio y en el sitio 2 *Potamocarcinus hartmanii*, debido a que los cangrejos poseen un desarrollo directo que reduce su dispersión y crea linajes que pertenecen a cuencas específicas (Ng y Rodríguez, 1995).

Los cangrejos son considerados bioindicadores de calidad de agua, debido a que poseen baja fecundidad, desarrollo directo y son sensibles a impactos antropogénicos, como la deforestación y la contaminación del agua, que provocan pérdida del hábitat y disminución del oxígeno disuelto, respectivamente (Rivera-Pérez *et al.*, 2022). Su presencia en ambos sitios indica que estos se encuentran ubicados en regiones calcáreas, es decir ricas en calcio (dureza total >50mg/l de Carbonato cálcico) con un pH neutro o alcalino (>7). Además de presentar un índice bajo de contaminación, ya que estos ejemplares habitan en sustratos arenoso-fangosos lo que ofrece un nicho seguro para la especie; sin embargo, si dichos sustratos presentan un alto índice de contaminación no encontramos especímenes (Villalobos y Burgos, 1974).

Por otro lado, las familias encontradas exclusivamente en el sitio 1 fueron, Ampullariidae, Libellulidae, Pachychilidae, Physidae, Gomphidae, Microceramidae, donde:

La Familia Ampullariidae, se caracteriza por habitar un amplio rango de ecosistemas, aunque la mayoría de las especies de esta familia prefieren habitar en aguas lentas con suaves corrientes y existen otras que se han adaptado a ríos con fuertes corrientes. Pueden sobrevivir a duras condiciones del agua mejor que muchos otros organismos sin embargo estos organismos necesitan calcio para construir sus conchas y un pH neutro o alcalino (>7) los cuales presentaba el sitio 1 en un nivel óptimo para su desarrollo, además al ser organismos tropicales necesitan una temperatura entre los 18 y 28°C para sobrevivir (Ferreira-Bravo, 2011), la cual se mantuvo casi estable e idónea durante todo el desarrollo del estudio.

Asimismo la presencia exclusiva de la familia Pachychilidae en el sitio 1 se debe principalmente a que estos son moluscos de agua dulce que poseen una gran capacidad de adaptación a los medios que habitan, y por ello se encuentra en múltiples hábitats (García-Pineda y Godinez-Guardado, 2010). Preferentemente lugares poco profundos, poco soleados, donde las plantas de orilla y acuáticas proporcionan sombra, comida, limo, humedad y refugio (Rubiano y Vladimir, 2000) características que el sitio 1 cumplió perfectamente durante el estudio.

Los moluscos de la familia Physidae y Microceramidae estuvieron escasamente presentes durante el estudio, estos organismos habitan en ecosistemas de agua dulce tanto lénticos como lóticos por lo general muestran buena tolerancia en los ambientes poluidos con materia orgánica (Dillon, 2000; Paraense, 1981; Souza y Lima, 1997). Además de ser considerados como bioindicadores de aguas no contaminadas o moderadamente contaminadas debido sus altos requerimientos de oxígeno disuelto que no se adecuaron a los sitios estudiados, sobre todo en la época de estiaje ya que la familia Microceramidae fue un poco más abundante durante la temporada de lluvia en comparación de la temporada de estiaje (Gómez-Espinoza, 1999).

En el caso de las familias Libellulidae y Gomphidae, estuvieron representadas por ninfas, y se encontraron muy pocos individuos durante esta temporada de estiaje, pero estuvieron presentes debido a que estos se reproducen generalmente durante la temporada de lluvia alrededor de los cuerpos de agua y las hembras pueden dejar caer sus huevos directamente al agua en donde completará su desarrollo (González-Soriano y Novelo-Gutiérrez, 2014). Donde el estadio ninfal es el de mayor duración (Ramírez, 2010). Y las características del sitio, sumado a la poca profundidad del agua en esta temporada les provee excelentes condiciones como lugares de descanso, termorregulación, alimentación y protección frente a condiciones atmosféricas adversas (Remsburg y Turner, 2009).

En el sitio 2, Ribera-Cahuaré, el resultado fue diferente, la familia predominante fue la familia Pseudothelphusidae, seguida de Thiaridae, Corbiculidae y Achatnidae. Familias de moluscos principalmente invasoras, que habitan en diversos hábitats, mientras que la familia Pseudothelphusidae habita principalmente en donde la corriente les favorece y son adaptadas a lugares donde predominan los rápidos, puesto que no les afecta la velocidad del agua, sino por lo contrario les favorece y proporciona alimento en grandes cantidades (Sánchez-Villacres, 2019).

Las condiciones geográficas y ecológicas del medio son muy importantes para los pseudothelphusidos ya que determinan la presencia o ausencia de cangrejos y su distribución. Por lo que es necesario un tipo de agua con un pH medianamente

alcalino, por su alto valor en conductividad debido a la presencia de mayor cantidad de carbonatos de calcio (Sánchez-Villacres, 2019) ya que, para cubrir con las necesidades ecológicas del hábitat, las aguas deben tener cierto contenido en calcio, indispensable para realizar la muda (Sánchez-Villacres, 2019). Los cangrejos de río no toleran bien la contaminación de las aguas, por eso su presencia en las aguas de nuestros ríos es un indicador de buena calidad de estas.

La recolecta de organismos en cada sitio proporcionó los datos suficientes para la aplicación de los índices de diversidad. Se obtuvo que la riqueza de familias y abundancia de organismos por familia de macroinvertebrados, presentó una enorme diferencia entre ambos sitios, obteniendo un total de 1734 organismos, 1722 corresponden al sitio 1 y 12 organismos al sitio 2 puesto que familias como Thiaridae y Corbiculidae son altamente abundantes, y fueron beneficiadas por las características ambientales del sitio 1; por los cambios en la fenología de la vegetación, variaciones en el volumen del agua así como el arrastre de esta (García-Pineda y Godínez-Guardado, 2010), permitiendo su establecimiento y mayor presencia en el sitio 1. Esto sumado al desplazamiento de las especies nativas y las condiciones biofísicas que pueden propiciar cambios drásticos en los hábitats afectando negativamente a las especies nativas que habitan en los ecosistemas (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, 2007). El índice de Shannon-Weiner indica que la mayor diversidad de macroinvertebrados la presenta el sitio 2 siendo el sitio más equitativo y uniforme en cuanto a la riqueza de familias y abundancia de individuos, dos criterios fundamentales para determinar la diversidad de una comunidad biológica. Esto debido a que según García-Pineda y Godínez-Guardado (2010) la presencia de las familias de macroinvertebrados está más relacionada por los factores fisicoquímicos particulares de cada sitio, como la temperatura, la ubicación del sitio, la capacidad de dispersión, tolerancia y reacción de los individuos ante ciertas perturbaciones momentáneas o permanentes.

Asimismo el índice de Jaccard representó un valor bajo de 0.4545 de similitud entre el sitio 1 y sitio 2, esto debido a que el índice se determina con base a la abundancia relativa de cada familia, así como la riqueza de estas, presente en cada

punto de muestreo, sin embargo al compartir 5 de las 11 familias encontradas, la diferencia recae en la abundancia de individuos y la uniformidad con la que se distribuyen en los sitios (García-Pineda y Godínez-Guardado, 2010). Si bien ambos sitios de muestreo poseen características diferentes, ambos logran compartir la presencia de familias de macroinvertebrados. Debido a la cercanía entre sitios comparten características ambientales que pueden ser muy semejantes entre sí como la temperatura, pH y salinidad, según los resultados obtenidos. Sin embargo, a pesar de ser muy similares también presentaban diferencias muy marcadas.

Mientras el sitio 1 se caracteriza por tener poca corriente de agua y profundidad, suelos lodosos y abundante vegetación e incluso el establecimiento de cultivo cercano al sitio, el sitio 2 presenta fuertes corrientes de agua, mayor profundidad, suelos rocosos y poca vegetación, además de presentar una fuente directa de aguas grises que desemboca en él y la presencia de viviendas y negocios aledaños.

Cabe resaltar que a pesar de los impactos antrópicos y naturales los sitios de muestreo no han sido severamente impactados respecto a las poblaciones de macroinvertebrados significando que el ambiente acuático en general aún es capaz de autoequilibrarse y soportar las alteraciones (García-Pineda y Godínez-Guardado, 2010).

El Índice de BMWP también indicó diferencias entre los sitios, mientras el sitio 1 presentó una calidad moderadamente contaminada, el sitio 2 presentó una calidad de agua muy contaminada; estas diferencias podrían deberse a que el sitio 1 se encuentra en una parte más alta de la cuenca y el sitio 2 en la parte baja, donde la calidad del agua disminuye debido al efecto de aditivo de contaminantes o desechos orgánicos, alterando así de manera drástica la calidad del agua (Paredes *et al.*, 2004).

Asimismo, vale la pena recalcar que los parámetros fisicoquímicos involucrados en este estudio se encontraron dentro de los rangos catalogados como normales (a excepción de los nitritos y fosfatos) según lo establecido con los

estándares nacionales de calidad para agua y los límites permisibles de México (NOM-127- SSA1-1994) ya que estos influyen en gran medida en el establecimiento, distribución, disponibilidad de hábitat y alimentación.

El sitio uno presentó mayores niveles de concentración de nitritos y fosfatos que el sitio 2, ambos fuera de los límites de los estándares establecidos. Si bien los nitritos se producen de manera natural, en el ambiente, el nitrito (NO_2) generalmente se convierte a nitrato fácilmente (NO_3^-), lo que significa que el nitrito raramente está presente en aguas superficiales, ya que se oxida fácilmente (se combina con oxígeno) para formar el nitrato que generalmente es más estable en el ambiente; sin embargo, puede ser reducido a nitrito por medio de alteraciones en los procesos biológicos por lo que ocasionalmente se pueden encontrar concentraciones altas debido a la contaminación industrial y de aguas residuales domésticas.

Si bien es cierto, estos compuestos forman parte del ciclo natural del nitrógeno, las actividades humanas incrementan sus niveles principalmente en el suelo, y es debido a su solubilidad en agua, por lo que llega a alcanzar concentraciones importantes en los ríos (Bolaños-Alfaro *et al.*, 2017).

Existen dos tipos de fuentes de contaminación de las aguas naturales por compuestos nitrogenados: la contaminación puntual y la dispersa. El primer caso se asocia a actividades de origen industrial, ganadero o urbano (vertido de residuos industriales, de aguas residuales urbanas o de efluentes orgánicos de las explotaciones ganaderas, y lixiviación de vertederos, entre otros), mientras que en la contaminación dispersa o difusa, la actividad agronómica es la causa principal. Las principales rutas de ingreso de nitrógeno a las masas de agua son a través de aguas residuales industriales o municipales, por tanques sépticos o descargas de corrales ganaderos, residuos animales (incluyendo aves y peces) y también por las descargas de la emisión de gases de vehículos (Bolaños-Alfaro *et al.*, 2017).

De igual manera, los fosfatos, constituyentes naturales de rocas y minerales, forman parte de fertilizantes y estiércoles, de la materia orgánica proveniente de desechos urbanos, industriales y residuos agrícolas como así también de los

detergentes de uso industrial y doméstico. En muchos casos, estas fuentes de contaminación son arrastradas o arrojadas a las acequias, canales, arroyos, ríos y lagos, constituyendo un grave problema ambiental. En general, la contaminación fosfatada es considerada una consecuencia directa del uso de fertilizantes por la agricultura; la mayoría de los estudios publicados sobre el tema plantea el problema de una agricultura intensiva, no respetuosa del medio ambiente (Lavie *et al.*, 2010).

Si bien hasta ahora no ha representado un problema ecológico a gran escala, esto puede representar un gran problema a largo plazo en el río Grijalva en términos ecológicos y la muerte de los organismos que lo habitan, además de la disminución de la disponibilidad del recurso hídrico, tanto en cantidad como calidad. Por lo que por el momento la calidad del agua de la cuenca media del Río Grijalva se puede considerar aceptable. Sin embargo, el monitoreo continuo de estos sitios es necesario para conservar su estado natural y no llegar a sufrir los límites excesivos de la concentración de dichos nutrientes.

Por otro lado, el análisis SIMPER permitió identificar a las dos especies que influyen más del 80% (Thiaridae con 52.31% y Corbiculidae con 31.54%) en la estructura comunitaria de macroinvertebrados acuáticos en relación a la calidad ambiental de los sitios. El resto de las familias presentaron una contribución baja a la disimilitud presentada (<20) siendo consideradas como constantes.

Los resultados obtenidos concuerdan con los del BMWP y las familias más representativas son típicas de la calidad ecológica encontrada en cada uno de los sitios. Su presencia tan representativa puede explicarse debido a las condiciones particulares del sitio 1 en que fueron halladas, el cual propicia los recursos necesarios y favorece la coexistencia de especies. Esto debido a que los individuos restringen su actividad a aquellos hábitats que encuentran más favorables de acuerdo a las características propias de su especie (Rosenzweig, 1985).

Y es precisamente dichas características particulares de cada sitio como su vegetación o tipo de sustrato y sus parámetros fisicoquímicos los que juegan un rol de vital importancia en la ausencia o presencia de macroinvertebrados, ya que en

base a los resultados obtenidos la mayoría de las especies presentan una correlación directa con la temperatura, la conductividad, sólidos totales disueltos, salinidad y los niveles de oxígeno disuelto. Empezando por la temperatura que influye en la estacionalidad de las especies, así como en la del hábitat, ya que afecta directamente el crecimiento y el desarrollo de los organismos e indirectamente a la calidad y cantidad de alimento disponible, su aumento permite la reducción de la riqueza de la comunidad de especies.

Por lo tanto, las correlaciones encontradas entre el grupo de organismos y las variables fisicoquímicas sugieren que estas últimas influyen en la presencia de algunos grupos funcionales, determinando la estructura de la comunidad de macroinvertebrados, debido a que la variación de los parámetros fisicoquímicos del agua tiene gran incidencia en el comportamiento de los macroinvertebrados debido al grado de sensibilidad que estos poseen.

En el análisis de correspondencia canónica se encontró una clara tendencia de separación en función a la composición de la comunidad de macroinvertebrados. Donde el sitio 2 obtuvo mayor peso en la distribución de las familias, logrando deducir que los parámetros fisicoquímicos ORP, nitritos, temperatura, conductividad, nitratos, TDS, OD, salinidad, transparencia y profundidad, determinan la calidad del hábitat de los macroinvertebrados, indicando que los sitios ubicados en zonas de mayor vegetación presentan mejor calidad ecológica que los sitios asociados a poblados y cultivos (Alba-Tercedor *et al.*, 2002, Paredes *et al.*, 2004).

Por lo tanto los índices biológicos de calidad del hábitat y de agua mostraron diferencias entre los sitios en función al grado de perturbación al cual están sometidos. Si bien la diferencia presentada entre sitios respecto a su calidad del agua no es extrema, si es notoria, ya que estas diferencias son asociada a los cambios fisicoquímicos que tienen como consecuencia la alteración de la estructura de la comunidad de macroinvertebrados. Podemos decir que, aunque hace falta indagar más sobre las especies de invertebrados presentes en los sistemas estudiados, y la biología de las mismas, la estructura de la comunidad potencialmente es indicadora de la calidad del agua del sistema.

X. CONCLUSIONES

- Se recolectaron un total de 11 familias de macroinvertebrados, donde el sitio 1 (Santo-Domingo) tuvo presencia de todas las familias mientras el sitio 2 (Ribera-Cahuaré) compartió la presencia de 5 familias de macroinvertebrados.
- La familia más representativa y abundante durante el estudio fue Thiaridae con 1, 267 organismos, seguida de Corbiculidae con 421 organismos; el resto de las familias tuvieron una cantidad de organismos por debajo de los 10 ejemplares recolectados durante la época de lluvia y estiaje. El número de individuos por temporada de muestreo fue mayor en la época de lluvia (1, 239 individuos) y menor en la época de estiaje (495 individuos) debido a que los períodos de lluvia benefician mayormente los procesos de colonización y desarrollo de diversos taxa y presentan los valores más altos de abundancia, riqueza y diversidad (H'), mientras que la época de estiaje puede dar lugar mayormente a los organismos de rápido crecimiento y alta capacidad de colonización como son los organismos invasores.
- Los resultados obtenidos mediante los análisis multivariados demostraron que la estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados pueden ser un indicador de perturbación antropogénica, la cual puede llegar a beneficiar a las especies invasoras convirtiéndolas en organismos predominantes cuando los sitios presentan condiciones extremas de vida, debido a su gran capacidad de adaptación y alta tasa de reproducción.
- El índice de calidad BMWP indica que los sitios de muestreo presentan diferencias entre sí respecto a su calidad, siendo el Sitio 2 el sitio más contaminado, con una calidad de agua crítica, mientras el Sitio 1 Santo-Domingo presentó una calidad de agua dudosa.
- Los parámetros fisicoquímicos con mayor influencia en la distribución de las familias de macroinvertebrados fueron la temperatura y el oxígeno disuelto, los cuales influyen en la variación de los niveles de otros parámetros fisicoquímicos, esto convierte a la temperatura y OD en parámetros indispensables para la supervivencia de los macroinvertebrados, sobre todo para los organismos más sensibles a los cambios de la calidad del agua.

- La presencia de las familias de macroinvertebrados está estrechamente relacionada con los factores fisicoquímicos particulares de cada sitio, la ubicación del sitio, la capacidad de dispersión, tolerancia y reacción de los individuos ante ciertas perturbaciones momentáneas o permanentes.
- Los macroinvertebrados acuáticos son excelentes bioindicadores de la calidad del agua debido a su sensibilidad a los cambios ambientales, su diversidad, persistencia y su capacidad para revelar información valiosa sobre los ecosistemas acuáticos. Su uso en investigaciones y proyectos de monitoreo ambiental es una herramienta valiosa para evaluar y proteger la salud de los cuerpos de agua.

XI. RECOMENDACIONES

- Establecer programas de monitoreo de macroinvertebrados en diferentes ríos del estado. Esto permitirá recopilar datos a lo largo del tiempo y analizar tendencias en la calidad del agua y la salud del ecosistema.
- Fomentar la colaboración entre biólogos, ecologistas, químicos y expertos en políticas ambientales. Una perspectiva interdisciplinaria puede enriquecer la comprensión de los sistemas acuáticos y facilitar la adaptación de los índices biológicos.
- Asegurarse de que los índices biológicos se adapten a las especies de macroinvertebrados presentes en los ríos del país. No todos los índices son aplicables en todas las regiones, ya que la composición de las comunidades de macroinvertebrados puede variar significativamente.
- Trabajar en el desarrollo de protocolos estandarizados para el muestreo, identificación y análisis de macroinvertebrados. Esto garantizará que los datos sean consistentes y comparables entre diferentes lugares y a lo largo del tiempo.

XII. REFERENCIAS DOCUMENTALES

- Abbott, RT. 1950. Snail invaders. *Nature History*. 59: 80-85.
- Adamus, P. R. y Brandt, K. 1990. En: Freshwater water quality - Example invertebrate indicators of specific impairment types. Water sheds: water quality and land treatment educational component. North Carolina College, Water Quality (En línea). <http://www.fsas.upm.edu.my/~arahim/freshwat/watquality.html>- 27k. Consultado el 05 de Marzo del 2023.
- Aguirre-Andrade, J. F. 2011. Validación de los indicadores biológicos (macroinvertebrados) para el monitoreo de la cuenca del río Yanuncay. Tesis de Ingeniería. Facultad de Ciencias Agropecuarias y Ambientales. Universidad Politécnica Salesiana. Cuenca, Ecuador. Pp. 24-31.
- Alba-Tercedor, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los Ríos. *IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA)*. 1 (2): 203-213.
- Alvarado-Arcia, A. V. 2014. Evaluación de riesgos en salud de niños expuestos a Cd, Hg, Pb y As presentes en sedimentos superficiales del río Grijalva. Tesis de maestría. El Colegio de la Frontera Sur. Chiapas, México.
- Álvarez-Arango, L. F. 2005. Metodología para la utilización de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá. Colombia. Pp. 4-17.
- Álvarez, F., Villalobos, J. L., Armendáriz, G. y Hernández, C. 2012. Relación biogeográfica entre cangrejos dulceacuícolas y acociles a lo largo de la zona mexicana de transición: revaluación de la hipótesis de Rodríguez (1986). *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 83: 1073- 1083.
- Armitage, P. D. Petts G. E. 1992. Biotic score and prediction to assess the effects of water abstractions on river macroinvertebrates for conservation purposes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. (2): 1-17.

- Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. T. y Furse, M. T. 1983. The performance of the new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites. *Water Research*. 17 (3): 333-347.
- Avendaño-Gil, M. J. Carbot-Chanona, G. Naranjo-García, E. 2010. Moluscos gasterópodos terrestres y dulcesacuícolas del área focal Ixcán, Chiapas, México. *Lacandonia*. 4 (1): 29-36.
- Baddi-Zabeh, M. H. Garza-Cuevas, R. Garza-Almanza, V. Landeros-Flores. 2005. Los Indicadores Biológicos en la Evaluación de la Contaminación por Agroquímicos en Ecosistemas Acuáticos y Asociados. *CULCyT*. 6: 4-17.
- Baeza-Gómez, E. 2016. Calidad del agua. <https://obtienearchivo.bcn.cl/obtienearchivo?id=repositorio/10221/23747/2/Calidad%20del%20Agua%20Final.pdf>. Consultado el 22 de Agosto del 2022.
- Barba-Álvarez, R., De la Lanza-Espino, G., Contreras-Ramos, A. y González-Mora, I. 2013. Insectos acuáticos indicadores de calidad del agua en México: casos de estudio, ríos Copalita, Zimatán y Coyula, Oaxaca. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 84 (1): 381-383.
- Barbour, M. T., Gerritsen J., Snyder B. D. y Stribling J. B. 1999. Revisión de protocolos de bioevaluación rápida para uso en arroyos y ríos: perifiton, macroinvertebrados bentónicos y peces. 2ª edición. Environmental Protection Agency. Washington, D.C., E.U. A. Pp. 8-22.
- Barreto-Sáenz, P. 2009. Procedimiento de muestreo de agua superficial. https://biorem.univie.ac.at/fileadmin/user_upload/p_biorem/education/research/protocols/PROCEDIMIENTO_DE_MUESTREO_DE_AGUA_SUPERFICIAL.pdf. Consultado el 11 de Septiembre del 2022.
- Beck, W. M. 1955. Suggested method for reporting biota data. *Water Environment Federation*. 10 (27): 1193-1197.

- Begazo-Quicaña, R. W. 2018. Identificación de la comunidad de macroinvertebrados en la sub-cuenca media del río Chili para determinar su calidad mediante la aplicación de índices bióticos. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa. Arequipa, Perú. Pp. 1-18.
- Berg, G. H. 1997. Caracoles y babosas de importancia cuarentenaria, agrícola y médica para América Latina y El Caribe. Organismo Internacional Regional de Sanidad Agropecuaria (OIRSA). San Salvador, El Salvador. Pp. 35.
- Betancur-González, S. 2017. Evaluación de calidad del agua mediante el método Biological Monitoring Working Party en humedales del Bioparque Ukumarí, Pereira. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias de la Salud. Universidad Tecnológica de Pereira. Pereira, Colombia. Pp. 4-10.
- Betancur-González, S. 2017. Evaluación de calidad del agua mediante el método Biological Monitoring Working Party en humedales del Bioparque Ukumarí, Pereira. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias de la Salud. Universidad Tecnológica de Pereira. Pereira, Colombia.
- Biodiversidad virtual. 2014. Familia Libellulidae-Clave de géneros. <https://www.biodiversidadvirtual.org/taxofoto/sites/default/files/odo.10.pdf>. Consultado el 15 de septiembre del 2022.
- Bolaños-Alfaro, J. D., Cordero-Castro, G. y Segura-Araya, Gloriana. 2017. Determinación de nitritos, nitratos, sulfatos y fosfatos en agua potable como indicadores de contaminación ocasionada por el hombre, en dos cantones de Alajuela (Costa Rica). *Tecnología en marcha*. 4 (30): 15-27.
- Bojorge-García, M. G. 2006. Indicadores biológicos de la calidad del agua en el Río Magdalena, México, D.F. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México. Pp.1-8.
- Brasil, L. S., Vieira, T. B., de Oliveira-Junior, J. M. B., Dias-Silva, K., Juen, L. 2017. Elements of metacommunity structure in Amazonian Zygoptera among

- streams under different spatial scales and environmental conditions. *Ecology and Evolution*. 7 (9): 3190–3200.
- Brillouin, L. 1951. Maxwell's demon cannot operate: information and entropy. I and II. *Journal of Applied Physics*. 3 (22): 334-343.
- Brown, H. P. 1981. Key to the world genera of Larinae (Coleoptera, Dryopoidea, Elmidae), with descriptions of new genera from Hispaniola, Colombia, Australia, and New Guinea. *Pan-Pacific Entomologist*. 57(1): 76-104.
- Brown, H. P. 1984. Neotropical Dryopoids, III. Major Nomenclatural Changes Affecting *Elsianus* Sharp and *Macrelmis* Motschulsky, with Checklists of Species (Coleoptera: Elmidae: Elminae). *The Coleopterists Bulletin*. 38(2): 121-129.
- Buenaño, M., Vásquez, C., Zurita-Vásquez, H., Parra, G. y Pérez, R. 2018. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua en la cuenca del Pachanlica, Provincia de Tungurahua, Ecuador. *Intrópica*. 1 (13): 41-49.
- CABI. 2013. *Corbicula fluminea*. <http://www.cabi.org/isc/datasheet/88200>. Consultado el 30 de Junio de 2023.
- Calamari, D. 2002. Assessment of persistent and bioaccumulating chemicals in the aquatic environment. *ELSEVIER-Toxicología*. (181-182): 183-186.
- Camacho, H. H. y Del Río, C. J. 2007. Gastropoda. En: Camacho, H. H. y Longobucco, M. Los invertebrados fósiles (ed). Fundación de Historia Natural. Buenos Aires, Argentina.
- Campoblanco-Díaz, H. y Gomero Torres, J. 2000. Importancia de los ríos en el entorno ambiental. *Revista del Instituto de Investigación de la Facultad de geología, minas, metalurgia y ciencias geográficas*. 3 (5): 57-63.

- Carrera-Reyes, C. y Fierro-Peralbo, K. 2001. Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. *EcoCiencia*. Quito. Ecuador. Pp. 25-39.
- Castañeda-Villanueva, A. A. y Flores-López, H. E. 2013. Tratamiento de aguas residuales domésticas mediante plantas macrófitas típicas en Los Altos de Jalisco, México. *Revista de tecnología y sociedad*. 5: 2007-3607.
- Chancay-García, R. A. Ureta-Espinoza, J. A. 2019. Relación entre las actividades antropogénicas y la calidad de agua del río carrizal, sitio El Limón, utilizando bivalvos como bioindicadores. Tesis de Ingeniería. Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí Manuel Felix López. Calceta, Ecuador. Pp. 5-16.
- Cheneaux-Díaz, A. A. 2015. Estado ecológico en dos lagunas del santuario nacional lagunas de mejía, arequipa, mediante macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de la calidad de agua (febrero -abril 2014). Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas. Escuela Profesional y Académica de Biología. Arequipa, Perú. Pp. 17-36.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2011. Estadísticas del agua en México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. Pp. 18-42.
- Cumberlidge, N. y Peter, K. L. 2009. Systematics, evolution, and biogeography of freshwater crabs. Págs. 491–508 en: J. W. Martin, K. A. Crandall y D. L. Felder (eds.), Systematics, evolution, and biogeography of freshwater crabs. CRC Press. Boca Ratón, Florida.
- Cumberlidge, N., Alvarez, F. y Villalobos, J. 2014. Results of the global conservation assessment of the freshwater crabs (Brachyura, Pseudothelphusidae and Trichodactylidae): The Neotropical region, with an update on diversity. *ZooKeys*. 457: 133–157.
- Daily G., Alexander S., Ehrlich P., Goulder L., Lubchenco J., Matson P., Mooney H., Postel S., Schneider S., Tilman D. y Woodwell G. 1997. Servicios

- ecosistémicos: beneficios proporcionados a las sociedades de los Ecosistemas Naturales. *Tópicos en Ecología*. 2: 1-16.
- De Miguel-Fernández, C. y Vázquez-Taset, Y. M. 2006. Origen de los nitratos (no3) y nitritos (no2) y su influencia en la potabilidad de las aguas subterráneas. *Minería y Geología*. 3 (22): Pp. 1-9.
- De Paiva-Silva, D. De Marco, P. y Chavez-Resende, D. 2010. Adult odonate abundance and community assemblage measures as indicators of stream ecological integrity. *Ecological Indicators*. 10 (3): 744–752.
- Díaz, H., Rodríguez, G. 1977. The branchial chamber in terrestrial crabs: a comparative study. *The Biological Bulletin*. 153 (3): 485-504.
- Dillon, R. 2000. The ecology of freshwater molluscs. Cambridge, University Press. Cambridge, United Kingdom. Pp. 500-509.
- Diodato, S. L. 2013. Respuestas de especies locales a procesos de eutrofización en la zona costera próxima a la ciudad de Ushuaia, tierra del fuego. Tesis de Doctorado. Instituto Argentino de Oceanografía. Universidad nacional del sur. Bahía Blanca, Argentina. Pp. 15-18.
- Directiva del parlamento Europeo y del Consejo (DOCE). 2000. Norma del parlamento europeo y del consejo de la Unión Europea. Por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas*. 327: 1-73.
- Domínguez-Falcón, O. M. 2008. Aprueban los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua. <https://sinia.minam.gob.pe/download/file/fid/37571>. Consultado el 11 de Septiembre del 2022.
- Escalona-Domenech, R. Y., Infante-Mata, D., García-Alfaro, J. R., Ramírez-Marcial, N., Ortiz-Arrona, C. I. y Barba-Macías, E. 2022. Evaluación de la calidad del agua y de la ribera en la cuenca del Río Margaritas, Chiapas, México. *Revista Internacional de la Contaminación Ambiental*. 38: 37-56.

- Ferreira-Bravo, J. F. 2011. Análisis descriptivo de la anatomía e histología de Pomacea (Mollusca, Gasteropoda: Ampullariidae). Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Naturales Exactas, y de la Educación. Universidad del Cauca. Popayán.
- Figueroa, R., Valdovinos, C., Araya, E. y Parra, O. 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua de ríos de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*. 76: 275-285.
- Facon, B., Machline, E. Pointier, J. P. David, P. 2004. Variation in desiccation tolerance in freshwater snails and its consequences for invasion ability. *Biological Invasions*. 6 (3): 283-293.
- García de la Fuente, C. 2013. Parámetros fisicoquímicos del agua. *Portal Veterinaria Albéitar*. 11 (48): 50.
- García-Pérez, J., Baquero, S., Diaz, G. y Sarmiento, C. 2013. Estudio de la calidad del agua en tramos del Río Paguey empleando Macroinvertebrados acuáticos. *Revista Ciencias Agropecuarias*. 1 (1): 1-9.
- García-Pineda, C. P. Godinez-Guardado, P. M. 2010. Determinación de moluscos indicadores de la calidad ambiental en los ríos del área natural protegida La Magdalena, municipio de Chalchuapa, Santa Ana, El Salvador 2009. Tesis de Licenciatura. Facultad multidisciplinaria de occidente. Universidad de El Salvador. Santa Ana, El Salvador.
- García, J. M., Sarmiento, L. F., Salvador, M. y Porras, L. S. 2017. Uso de bioindicadores para la evaluación de la calidad del agua en ríos: aplicación en ríos tropicales de alta montaña. *UGCiencia*. 23: 47-62.
- Garrido-Pérez, A., Cuevas, M. L., Cotler, H., González, D. I. y Tharme, R. 2010. Evaluación del grado de alteración ecohidrológica de los ríos y corrientes superficiales de México. *Investigación Ambiental*. 2 (1): 25-45.

- Gaufin, A. R. y Tarzwell, C. M. 1952. Aquatic invertebrates as indicators of stream Pollution. *Public Health Reports*. 1 (67): 1-8.
- Gómez-Alceste, M. 2019. Preferencia alimentaria y habilidad de depredación de *Rodriguezus iturbei* (Decapoda: Brachyura: Pseudothelphusidae) en condiciones experimentales. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad Central de Venezuela. Caracas, Venezuela.
- Gómez-Espinoza, M. C. 1999. Taxonomía y biogeografía de los moluscos terrestres de la reserva ecológica “El Edén”, “Quintana Roo”. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F.
- González-Soriano, E. y R. Novelo-Gutiérrez. 2014. Biodiversidad de Odonata en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. (85): 243-251.
- González-Zuarth, C. A., Vallarino, A., Pérez-Jiménez, J. C. y Low-Pfeng, A. M. 2014. Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental. El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR). San Cristóbal de Las Casas, Chiapas. Pp. 41-62.
- Hahn-von Hessberg, C. M., Toro, D. R. Grajales-Quintero, A., Duque-Quintero, G. M. y Serna-Urbe, L. 2009. Determinación de la calidad del agua mediante indicadores biológicos y fisicoquímicos, en la estación piscícola, Universidad de Caldas, municipio de palestina, Colombia. *Boletín Científico*. 13 (2): 89-105.
- Hernández-Pérez, M. A. López-Vázquez, R. 2011. Evaluación de impacto ambiental y alternativa de tratamiento de las aguas jabonosas en el centro ecoturístico Cahuaré en el municipio de Chiapa de Corzo. Tesis de Ingeniería. Facultad de ingeniería. Universidad Autónoma de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. Pp. 32-35.
- Hernán-Pérez, J., Martínez-Romero, L. C., Castellanos-Guerrero, L. T., Mora-Parada, A. R. y Rocha-Gil, Z. E. 2020. Macroinvertebrados bioindicadores de calidad

de agua en sistemas hídricos artificiales del Departamento de Boyacá, Colombia. *Revista Producción + limpia*. 1 (15): 1-3.

Hernández-Vázquez, I. 2010. Calidad del agua en los ríos de México. *Periódico digital de divulgación de la Red del Agua UNAM*. 3 (1): 7-12.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2013. Mapa Digital de México Versión para escritorio [en línea]. https://www.inegi.org.mx/contenidos/temas/MapaDigital/Doc/aspectos_generales.pdf. Consultado el 9 de mayo del 2022.

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. 2007. Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad. Prioridades en México. Eds. March Mifsut, I. J. y Martínez Jiménez, M. IMTA, Conabio, GECI, AridAmérica, The Nature Conservancy. Morelos, México. Pp. 7-32.

Invasive Species Compendium (CABI). 2013. *Corbicula fluminea*. <http://www.cabi.org/isc/datasheet/88200>. Consultado el 30 de Marzo del 2023.

Jacobsen, D. 1998. The effect of organic pollution on the macroinvertebrate fauna of equatorial highland streams. *Archiv Fur Hydrobiologie*. 143 (2): 179-195.

Jacobsen D. y Encalada A. C. 1998. The macroinvertebrate fauna of Ecuadorian highland streams in wet and dry seasons. *Archiv für Hydrobiologie*. 142 (1): 53-70.

Karr, J. R. 1991. Biological integrity: a long neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications*. 1 (1): 66-84.

Kolenati, F. A. 1848. Uber Nutzen und Schaden der Trichopteren. *Stettiner Entomol.* 1 (9): 50-52.

Ladrera-Fernández, R. 2012. Los Macroinvertebrados acuáticos como indicadores del estado ecológico de los ríos. *Páginas de Información Ambiental*. 39: 24-29.

- Ladrera, R., Rleradevall, M. y Prat, N. 2013. Macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos: una herramienta didáctica. *Revista Dialnet*. 11: 1-19.
- Lavie, E. Morábito, J. A. Salatino, S. E. Bermejillo, A. Filippini, M. 2010. Contaminación por fosfatos en el oasis bajo riego del río Mendoza. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias*. 42 (1): 169-184.
- Lee, Z., Shang, S., Hu, C., Du, K. W. Eidemann, A., Hou, W., Lin, J. y Lin, G. 2016. Secchi disk depth: A new theory and mechanistic model for underwater visibility. *Remote Sensing of Environment*. 169: 139-149.
- Longo, S. M., Zamora, G. H., Guisande, G. C. y Ramírez R. J. 2010. Dinámica de la comunidad de macroinvertebrados en la quebrada Potrerillos (Colombia): Respuesta a los cambios estacionales de caudal. *Limnetica*. 29 (2): 195-210.
- López-Mendoza, S., Huertas-Pineda, D., Jaramillo-Londoño, A. M., Calderón-Rivera, D. S. y Díaz-Arévalo, J. L. 2019. Macroinvertebrados acuáticos como indicadores de calidad del agua del río Teusacá (Cundinamarca, Colombia). *Ingeniería y Desarrollo*. 2 (37): 269-288.
- Lorenz, C. M., Van Dijk G.M., Van Hattum, A. G. M. y Cofino W. P. 1997. Concepts in river ecology: implications for indicator development. *Ríos regulados: investigación y gestión*. 13: 501-516.
- Ng, P.K.L. y G. Rodriguez, 1995. Freshwater crabs as poor zoogeographical indicators: a critique of Banarescu (1990). *Crustaceana*. 68 (5):636-645.
- Magalhães, C., Campos, M., Collins, P., Mantelatto, F. 2016. Diversity, distribution and conservation of freshwater crabs and shrimps in South America. Págs. 303-321 en: Kawai, T., Cumberlidge, N. A. (eds). *Global Overview of the Conservation of Freshwater Decapod Crustaceans*. Springer. Suiza.
- Marchini, S. 2002. Aquatic effects assessment needs and tools. *Ann Ist Super Sanita*. 38 (2): 119-129.

- Margalef, R. 1951. Diversidad de especies en las comunidades naturales. *Instituto de Biología Aplicada*. 9: 5-27.
- Margalef, R. 1955. Los organismos indicadores en la Limnología. Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias. Madrid, España. Pp. 3-9.
- Margalef, R. 1956. Información y diversidad específica en las comunidades de organismos. *Investigación Pesquera*. 3: 99-106.
- Margalef, R. 1958. Teoría de la información en ecología. *Sistemas generales*. 3: 36-71.
- Margalef, R. 1969. El concepto de polución en Limnología y sus indicadores biológicos. *Simposio sobre polución de las aguas*. 7: 105-126.
- Marín-Contreras, I. J. 2014. Diagnóstico de la calidad del agua del río Grijalva en el periodo 2000-2008. Tesis de Maestría. Escuela Superior de Ingeniería y Arquitectura. Instituto Politécnico Nacional. México. Pp. 16-30.
- Marin-Ortega, V. 2018. Macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua del Río Amanalco. Tesis de Maestría. Facultad de Ingeniería. Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, Estado de México. Pp. 11-17.
- Martínez-Amador, H., Rosendo-Brito, B. y Fitz-Bravo, E. 2004. Carta Geológico-Minera Tuxtla Gutiérrez, clave E15-11, escala 1:250,000- Estados de Chiapas y Oaxaca. https://mapserver.sgm.gob.mx/InformesTecnicos/CartografiaWeb/T072004MAAH0001_01.pdf. Consultado el 11 de Septiembre del 2022.
- Martínez-Ortiz, S. S. Barrero-Arias, I. J. 2018. Evaluación de las condiciones de calidad del agua, para la formulación de estrategias de aprovechamiento y conservación de la microcuenca Quebrada La Argentina, Villavicencio – Meta. Tesis de Ingeniería. Facultad de Ingeniería Ambiental. Universidad Santo Tomás. VillaVicencio, Colombia. Pp. 11-14.

- Matamoros, M. 2014. Los moluscos fitófagos en la agricultura cubana. *Revista Agricultura Orgánica*. 2: 9-13.
- Mendoza-Cariño, M., Quevedo-Nolasco, A., Bravo-Vinaja, A., Flores-Magdaleno, H., De La Isla De Bauer, M. L., Gavi- Reyes, F. y Zamora-Morales, B. P. 2014. Estado ecológico de ríos y vegetación ribereña en el contexto de la nueva Ley General de Aguas de México. *Revista internacional de contaminación ambiental*. 30 (4): 429-436.
- Mejía-Clara, 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. Tesis Posgrado. Escuela de Posgrado. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Turrialba, Costa Rica. Pp. 6-28.
- Merritt, R. W., Cummins, K. W. y Berg, M. B. 2008. An introduction to the aquatic insects of North America. *Journal of the North American Benthological Society*. 28(1):266-267.
- Ministerio de Medio Ambiente y Agua (MMA y A). 2014. Guía para la Evaluación de las Condiciones Biológicas de Cuerpos de Agua Utilizando Macroinvertebrados Bentónicos. Ed. Viceministerio de Recursos Hídricos y Riego. La Paz, Bolivia. Pp. 30-76.
- Molleda, P. E., De Severeyn, Y. G. Severeyn, H. Molina, J. 1999. Determinación del número de cromosomas de *Polymesoda solida* (Bivalvia: Corbiculidae) utilizando dos métodos citogenéticos. *Ciencias*. 1 (7): 17-22. Maracaibo, Venezuela.
- Moog, O., Brunner, S., Humpesch, U. H. y Schmidt-Kliober, A. 2000. The distribution of benthic invertebrates along the Austrian stretch of the River Danube and its relevance as an indicator of zoogeographical and water quality patterns, parte 2. *Archiv Fur Hydrobiologie*. 4 (11): 473-509.

- Mosquera- Restrepo, D. 2006. Macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua en la cuenca media del río Cali, municipio de Santiago de Cali (Colombia). Facultad de Ciencias Básicas. Universidad autónoma de occidente. Santiago de Cali-Colombia. Pp. 16-23.
- Munné, A., Solà, C. y Prat, N. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Conservación acuática: Ecosistemas marinos y de agua dulce*. 13: 147-163.
- Muñoz-Zurita, R. 2017. Diccionario Enciclopédico de la Gastronomía Mexicana. <https://laroussecocina.mx/palabra/shuti/>. Consultado el 15 de septiembre del 2022.
- Musálem-Castillejos, K., Laino-Guanes, R., Bello-Mendoza, R., González Espinosa, M. y Ramírez-Marcial, N. 2018. Calidad del agua del río Grijalva en la frontera Chiapas–Tabasco. *Ecosistemas y recursos agropecuarios*. 5 (13): 55-64.
- Naranjo-García, E. 2003. Moluscos continentales de México: Dulceacuícolas. *Revista de Biología Tropical*. 51 (3): 495-505.
- Naranjo-García, E. y Meza-Meneses, G. 2000. Moluscos. En: De la Lanza Espino, G., S. Hernández P. y J. Carvajal P. (eds.). Organismos Indicadores de la Calidad del Agua y de la Contaminación (Bioindicadores). Plaza y Valdés. México, D.F. 633 pp.
- Ng, P. K. L. y Rodriguez, G. 1995. Freshwater crabs as por zoogeographical indicators: a critique of Banarescu (1990). *Crustaceana*. 68 (5):636-645.
- Olarte-Durán, A. Z. y González-Suarez, D. A. 2018. Determinación del tratamiento y la calidad del agua utilizando macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores. *Dinámica ambiental*. 2: 9-24.

- Olivera, M. T. y Polaco, O. 1991. Breve reseña histórica y bibliográfica básica de las investigaciones sobre los moluscos continentales mexicanos. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas*. 34: 109-121
- Ojeda-Guerrero, A. D. R., y Santacruz-Mallama, A. R. 2017. Evaluación de actividades antrópicas que inciden en las propiedades físicoquímicas del agua de la quebrada la torcaza corregimiento el Encano, municipio de PastoNariño. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Contables, Económicas y Administrativas. Universidad de Manizales. San Juan de Pasto, Colombia. Pp. 50-51.
- Ollero-Ojeda, A. 2011. Alteración de los regímenes de caudales de los ríos en Fundación Santander (2011). En: Fundación Banco Santander (Eds.) Manuales de Desarrollo Sostenible-10. Recuperación de riberas. SEO/BirdLife. España. Pp. 21- 22.
- Oscoz, J., Campos, F. y Escala, M. C. 2006. Variación de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en relación con la calidad de las aguas. *Limnetica*. 25: 683-692.
- Taylor, D. W. 2003. Introduction to Physidae (Gastropoda:Hygrophila); biogeography, classification, morphology. *Revista de Biología Tropical*. 51:1-287.
- Torres, P., Cruz, C. H. y Patiño, P. J. 2009. Índices de calidad de agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano, una revisión crítica. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*. 8 (15): 79-94.
- Towsend, C. R. y Scarsbrook, M. R. 1997. Quantifying disturbance in streams: alternative measures of disturbance in relation to macroinvertebrate species traits and species richness. *Revista de la Sociedad Bentológica de América del Norte*. 16 (3): 531-544.
- Passos, M. I. S., Nessimian, J.L. y Dorvillé, F. M. 2003. Life strategies in an elmid (Insecta: Coleoptera: Elmidae) community from a first order stream in the Atlantic Forest, Southeastern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 15: 29-36

- Pastrán-Pastrán, M. S. 2017. Evaluación de la calidad del agua mediante la utilización de macro invertebrados bentónicos, como bioindicadores: estudio de caso en el río suárez (chiquinquirá – boyacá). Proyecto de Grado. Facultad de Ingeniería. Universidad Libre. Bogotá, Colombia. Pp. 18-38.
- Patiño-Pescador, G. A. 2015. Evaluación de la calidad del agua por medio de bioindicadores macroinvertebrados acuáticos en la Quebrada La Vieja. Proyecto Curricular Tecnología en Saneamiento Ambiental. Facultad de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Bogotá, Colombia. Pp. 18-29.
- Patrick, R. 1949. A proposed biological measure of stream conditions, based on a survey of the Conestoga basin, Lancaster County, Pennsylvania. *Actas de la Academia de Ciencias Naturales de Filadelfia*. 101: 277-341.
- Paraense, W. L. 1981. Aquatic biota of tropical South America, part 2: Anarthropoda. Gastropoda. *San Diego State University*. 13: 247.
- Paredes, C. Lannacone, J. y Alvarino, L. 2004. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos de la calidad de agua en dos ríos de Cajamarca y Amazonas, Perú. *Revista Peruana de Entomología*. (44): 107-118.
- Peralta-Argomeda, J. Huamantínco-Araujo, A. 2014. Diversidad de la Entomofauna acuática y su uso como indicadores biológicos en humedales de Villa, Lima, Perú. *Revista peruana de entomología*. 2 (49): Pp. 109-119.
- Perevochtchikova, M. 2012. La evaluación del impacto ambiental y la importancia de los indicadores ambientales. *Gestión y política pública*. 2 (22): 1079-1405.
- Pérez, O. Méndez, P. Cazorla, X. 2021. Diagnóstico de la calidad del agua del río Jurumbaino mediante macroinvertebrados como bioindicadores, Macas, Morona, Santiago. *Polo del Conocimiento*. 6 (9): 259- 281.
- Pezo-González, M. 2018. Macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de la calidad del agua para regadío del río Cumbaza. Tesis de doctorado. Escuela

de posgrado. Universidad Nacional de San Martín-Tarapoto. Tarapoto-Perú. Pp. 15-33.

Pineda- Paternina, J.C. Quiroz- Alvarado, G. E. 2015. Caracterización de la comunidad de macroinvertebrados y estimación de la calidad del agua de Las Lagunas De Chingaza, Del Medio y El Arnical en el Parque Nacional Natural Chingaza. Tesis de Ingeniería. Facultad de Ingeniería Ambiental. Universidad Santo Tomás. Bogotá. Colombia. Pp. 28-29.

Pinilla, G. 2000. Indicadores biológicos en ecosistemas acuáticos continentales de Colombia: Compilación Bibliográfica. Fundación Universidad de Bogotá. Santafé de Bogotá, Colombia. Pp. 11-14.

Pointier, J. P., Incani, R. N. Balzan, C. Chrosciechowski, P. Prypchan, S. 1994. Invasion of the rivers of the Littoral Central Region of Venezuela by *Thiara granifera* and *Melanoides tuberculata* (Mollusca: Prosobranchia: Thiaridae) and the absence of *Biomphalaria glabrata*, snail host of *Schistosoma mansoni*. *The Nautilus*. 17: 124-128.

Pritchard, G. 1996. The life history of a tropical dragonfly: *Cora marina* (Odonata: Polythoridae) in Guanacaste, Costa Rica. *Revista de Ecología Tropical*.12 (4): 573–581.

Pütz, P. 2010. Eliminación y determinación de fosfato. https://www.interempresas.net/feriavirtual/catalogos_y_documentos/87050/fosfatos.pdf. Consultado el 28 de Agosto del 2022.

Quiñónez Vera. P. C. 2015. Evaluación del estado de salud ecológica de la microcuenca del río Pita (sector Molinuco, canteras y antiguo botadero Cashapamba) utilizando macroinvertebrados como bioindicadores de calidad de agua. Tesis de licenciatura. Escuela de Biología Aplicada. Universidad Internacional del Ecuador. Quito. Ecuador.

Ramírez, A. 2010. Odonata. *Revista de Biología Tropical*. 58 (4): 97-136.

- Ramírez-Romero, P. y Mendoza-Cantú A. 2008. Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo- La experiencia en México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. Pp. 11-20.
- Remsburg, A. J. y Turner, M. G. 2009. Aquatic and terrestrial drivers of dragonfly(Odonata) assemblages within and among north-temperate lakes. *Journal of the NorthAmerican Benthological Society*. 28(1): 44–56.
- Resh, V. H., Richard N. H. y Barbour, M. T. 1995. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Revista Australiana de Ecología*. 20: 108-121.
- Rivera, J. 2011. Relación entre la composición y biomasa de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos y las variables físicas y químicas en el humedal. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá D. C. Colombia.
- Rivera-Pérez, J. M. Llano- Arias, C. A. Guevara, G. 2022. Distribución espacial y conservación de cangrejos de agua dulce (Decapoda:Pseudothelphusidae) en Caldas, Colombia. *Biota Colombiana*. 23 (2): 2-11.
- Rodríguez-Fourquet, C. Sabat, A. M. 2009. Effect of harvesting, vegetation structure and composition on the abundance and demography of the land crab *Cardisoma guanhumi* in Puerto Rico. *Wetlands Ecology and Manage*. 17:627–640.
- Rodríguez, G. 1982. Les crabes d'eau douce d'Amerique. Famille des Pseudothelphusidae. *Faune Tropicale*. 22: 1-223.
- Roldán-Pérez, G. 1999. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. 88 (23): 375-387.

- Roldán-Pérez, G. 2003. Bioindicación de la Calidad del Agua en Colombia: Uso del Método BMWP/Col. Editorial Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia. Pp. 12-25.
- Roldán-Pérez, 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*. 40 (155): 254-274.
- Roldán-Pérez, G. y Ramírez-Restrepo, J.J. 2008. Fundamentos de Limnología Neotropical. 2ª. Ed. Editorial Universidad de Antioquia. Antioquia, Colombia. Pp. 15-38.
- Rosas-Acevedo, J. L., Ávila-Pérez, H., Sánchez-Infante, A., Rosas-Acevedo, A.Y., Garcíalbañez, S., Sampedro-Rosas, L., Sampedro-Rosas, J. G. y Juárez-López, A. L. 2014. Índice BMWP, FBI y EPT para determinar la calidad del agua en la laguna de Coyuca de Benítez, Guerrero, México. *Revista Iberoamericana de Ciencias*. 2 (1): 2334-2501.
- Rosenzweig, M. L. 1985. Some theoretical aspects of habitat selection. In: Cody M. L. (Ed) *Habitat selection in birds*. Academic Press Inc. San Diego. Pp 517-539.
- Rubiano, A. y Vladimir, C. 2000. Manejo y cría de tres especies de caracol dulceacuicola "Churu" amazónico a nivel familiar. Centro tecnológico de recursos amazónicos- centro fátima. Puyo. Pastaza-Ecuador. Pp. 3-7
- Rubio-Gutiérrez, H. y Triana Ramírez, C. 2006. Gestión integrada de crecientes caso de estudio México: Rio Grijalva. OMM – Organización Meteorológica Mundial. https://www.floodmanagement.info/publications/casestudies/cs_mexico_full.pdf f. Consultado el 9 de Agosto del 2022.
- Rugama-Espinoza, M. I. y Save-Monserrat, R. 2016. Efecto vertido aguas mieles en calidad físicoquímica del agua microcuenca Rio Cuspire Yalí, Nicaragua. *Revista Científica de FAREM-Estelí*. 7: 43-53.

- Salvatierra-Suárez, T. 2012. Macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos de la calidad del agua en el Rio Gil González y tributarios más importantes, Rivas, Nicaragua. *Revista Universidad y Ciencia*. 9 (6): 38-44.
- Samboni-Ruiz, N. E. Carvajal-Escobar, Y. y Escobar, J. C. 2007. Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Ingeniería e Investigación*. 27 (3): 172-181.
- Sánchez-Ramos, D. 2015. Calidad del agua y su control. https://blog.uclm.es/davidsanchezramos/files/2016/05/11_Calidad-agua-y-control_v2015_resumen.pdf. Consultado el 22 de Agosto del 2022.
- Sánchez-Villacres, Y. P. 2019. *Estudio de los Aspectos Ecológicos de la Apangora (pseudothelphusa sp) en la localidad de el Obraje-Poggio La Playa en el Cantón Patate-Provincia de Tungurahua* (Bachelor's thesis). Latacunga, Ecuador. Pp. 13-28.
- Santillán-Aredo, S. R. Guerrero-Padilla, A. M. 2018. Macroinvertebrados y fitoplancton como bioindicadores de contaminación en la cuenca del río Chicama, Perú. *Tecnología en Marcha*. 4 (31): 97-110.
- Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. 2000. Análisis de agua - determinación de la temperatura en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba (cancela a la NMX-AA007-1980). <https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/DOFsr/NMX-AA-007-SCFI-2000.pdf>. Consultado el 22 de Agosto del 2022.
- Secretaria de Economía. 2001. Análisis de agua - determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO5) y residuales tratadas - método de prueba (cancela a la NMX-AA-028-1981). <http://www.economia-nmx.gob.mx/normas/nmx/2001/nmx-aa-028-scfi-2001.pdf>. Consultado el 22 de Agosto del 2022.

- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2015. Glosario de educación ambiental. <https://www.gob.mx/semarnat/acciones-y-programas/glosario-de-educacion-ambiental>. Consultado el 20 de junio del 2023.
- Segura del Pozo, J. 2007. Brote de Tularemia de origen hídrico, asociado a la pesca de cangrejos de río (Cuenca 1998, España). https://www.madrimasd.org/blogs/salud_publica/2007/08/19/72081. Consultado el 05 de Marzo del 2023.
- Serrano-Martínez, M. 2003. La fragmentación del paisaje causada por la red de carreteras en Navarra- Propuesta de estudio a escala regional desde la ecología del Paisaje. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias. Universidad de Navarra. Pamplona, España. Pp. 3-7.
- Shannon, C. E. Weaver, W. 1949. The mathematical theory of communication. *The University of Illinois Press*. 1-117.
- Sheldon, A. L. 1969. Equitaility indices: dependence of the species count. *Ecology*. 50: 466-467.
- Sierra-Ramírez, C. A. 2011. Calidad del agua. Evaluación y diagnóstico. Sello Editorial de la Universidad de Medellín. Medellín, Colombia. Pp. 6-12.
- Simaika, J. P. y Samways, M. J. 2011. Comparative assessment of indices of freshwater habitat conditions using different invertebrate taxon sets. *Ecological Indicators*. 11: 370–378.
- Simpson, E. H. 1949. Measurment of diversity. *Nature*. (163): 688.
- Sistema para la Integración Centroamericana (SICA). 2014. Perfil de programa: manejo de cuencas hidrográficas multinacionales en Centro América. <https://www.sica.int/cdoc/publicaciones/transform/catalogo/pdf-sp/IV/14/14.pdf>. Consultado el 22 de Agosto del 2022.
- Spangler, P.J. 1980. Aquatic Coleoptera. En: Roback, S. (Eds.). The results of the Catherwood Foundation Bolivian-Peruvian Altiplano Expedition. Part I. Aquatic

- insects except Diptera. Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia. Philadelphia, Pensilvania. Pp. 132, 199–213.
- Souza, C.P. y Lima, L.C. 1997. Moluscos de interesse parasitológico do Brasil. Série de Esquistossomose N° 1. Belo Horizonte. Pp. 13-16.
- Steinberg, C. E. Geyer, H. J. Kettrup, A. A. 1994. Evaluation of xenobiotic effects by ecological techniques. *Quimiosfera*. 2 (28): 357-374.
- Stoddard, J. L., Larse D. P., Hawkins C. P., Jonson R. K. y Norris R. H. 2006. Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. *Aplicaciones Ecológicas*. 16: 1267-1276.
- Strayer, D. L. 1999. Effect of alien species on freshwater mollusks in North America. *Journal of the North American Benthological Society*. 18 (1):74-98.
- Stubauer, I. y Moog, O. 2000. Taxonomic sufficiency versus need of information – Comments based on the Austrian experiences in biological water quality monitoring. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Verhandlungen*. (27): 2562-2566.
- Valls-García, J. L. 2019. Potencial de Oxidación-Reducción-ORP (Redox): Aproximación a una medida para evaluar la higienización del agua. <https://ewtech.co/wp-content/uploads/2020/07/Art%C3%ADculo-Importancia-del-Potencial-de-Oxido-Reducci%C3%B3n.pdf>. Consultado el 28 de Agosto del 2022.
- Vázquez-Contreras, E. y Rojas-Pérez, T. G. 2016. pH: Teoría y 232 problemas. <http://www.cua.uam.mx/pdfs/conoce/libroselec/17pHTeoriayproblemas.pdf>. Consultado el 28 de Agosto del 2022.
- Vázquez-Silva, G. Castro-Barrera, T. Castro-Mejía, J. Mendoza-Martínez, G. D. 2011. Los caracoles del género Pomacea (Perry, 1810) y su importancia ecológica y socioeconómica. *ContactoS*. 81: 28-33.

- Velásquez, L. E. Escobar, J. S. 2001. *Physa cubensis*-Pfeiffer, 1839 (Pulmonata: Physidae) en la Sabana de Bogotá (Cundinamarca, Colombia). *Actualidades Biológicas*. 23 (75): 75-80.
- Villalobos, C. R. Burgos, E. B. 1974. *Potamocarcinus* (Potamocarcinus) nicaraguensis (Pseudothelphbusidae: Crustacea) en Costa Rica. *Revista de Biología de Biología*. 22(2): 223-227.
- Wantzen, K. M. 1998. Effects of siltation on benthic communities in clear water streams in Mato Grosso, Brazil. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Verhandlungen*. 3 (26): 1155-1159.
- Washington, H. G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices. *Water Research*. 6 (18): 653-694.
- Wilhm, J. L. y Dorris T. C. 1966. Species diversity of benthic macroinvertebrates in a stream receiving domestic and oil refinery effluents. *El naturalista estadounidense de Midland*. 2 (76): 427-449.
- Wilhm, J. L. 1967. Comparison of some diversity indices applied to populations of benthic macroinvertebrates in a stream receiving organic wastes. *Revista (Federación de Control de la Contaminación del Agua)*. 10 (39): 1673-1683.
- Wilhm, J. L. Dorris. T. C. 1968. Biological parameters for water quality criteria. *Bioscience*. 18: 447-81.
- Wilhm, J. L. 1968. Use of biomass units in Shannon's formula. *Ecology*. 1 (49): 153-156.
- Wilhm, J. L. 1970. Range of diversity index in benthic macroinvertebrate populations. *Revista Federación de Control de la Contaminación del Agua*. 5 (42): 221-224.
- Williams, D. D. y Feltmate, B. W. 1992. Aquatic insects. C.A.B. International. Oxon, Reino Unido. Pp: 284-285.

- Wright, J. F., Armitage P.D., Fuse M.T. y Moss D. 1989. Prediction of invertebrate communities using stream measurements. *Regulated Rivers Research and Management*. 4: 147-155.
- Wright, F. F. 1995. Development and use of a system for predicting the macroinvertebrate fauna in flowing waters. *Australian Journal of Ecology*. 1 (20): 181-197.
- Yeo, D., Ng, P., Cumberlidge, N., Magalhães, C., Daniels, S., Campos, M. 2008. Global diversity of crabs (Crustacea: Decapoda: Brachyura) in freshwater. *Hydrobiologia*. 595: 275-286.
- Yépez-Rosado, Á. Yépez-Yanez, A. B. Urdánigo-Zambrano, J. P. Morales-Cabezas, D. C. Guerrero-Chuez, N. M. TayHing, C. C. 2017. Macroinvertebrados acuáticos como indicadores de calidad hídrica en áreas de descargas residuales al río Quevedo, Ecuador. *Ciencias ambientales*. 10 (1): 27-34.