



INSTITUTO TECNOLÓGICO SUPERIOR
DE HUATUSCO

**MACRÓFITOS COMO BIOINDICADORES DE LAS
CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS DE LOS RÍOS EN LA CUENCA
DEL RÍO JAMAPA**

TESIS

PARA OBTENER EL TÍTULO DE
INGENIERÍA AMBIENTAL

PRESENTA

MARÍA EUGENIA PARRA MORALES

DIRECTOR DE TRABAJO RECEPCIONAL
DR. SALVADOR PARTIDA SEDAS

CODIRECTOR DE TRABAJO RECEPCIONAL
DR. ENRIQUE CÉSAR CRIVELLI

HUATUSCO

OCTUBRE, 2023

DEDICATORIA

A mis padres por ser mi brújula en la vida y ofrecerme su apoyo incondicional.

AGRADECIMIENTOS

A mis directores de tesis Dr. Enrique César Crivelli y Dr. Salvador Partida Sedas, por su tiempo brindado y conocimiento compartido para el desarrollo de este proyecto.

A mi amiga y compañera Lupita, que con su apoyo este proyecto se convirtió en un vínculo de conocimiento, además de hacer más agradable el proceso.

A los técnicos académicos del Herbario XAL, por la oportunidad de realizar mi proyecto de investigación, sin su colaboración y apoyo no hubiera sido posible el desarrollo de este trabajo.

A la academia de ingeniería ambiental, especialmente al Dr. Jesús Atenodoro y el Dr. Adán Cabal, por el apoyo académico, por sus invaluable conocimientos, por su apoyo y amistad incondicional

RESUMEN

Los ríos son sistemas donde su funcionalidad es el resultado de la realización de diferentes procesos ecológicos, sin embargo, su degradación y conversión a otros usos han llevado a una pérdida de estas funciones. Esta situación ha llevado a reformular objetivos sobre la evaluación del estado de estos sistemas o vigilar sus tendencias a lo largo del tiempo. Los macrófitos vasculares desempeñan un papel clave en la dinámica de los ríos, por lo que pueden ser utilizados para obtener información sobre las condiciones de su entorno.

En este estudio, se exploraron las relaciones entre los macrófitos acuáticos y factores fisicoquímicos, utilizando un conjunto de datos recogidos en cinco estaciones de muestreo en la cuenca del río Jamapa, que juntos comprenden un cauce con una longitud total de 91 km.

Se estimó la concentración de siete parámetros que caracterizan la calidad de las aguas superficiales: Nitrógeno total Kjeldahl, fósforo total, demanda química de oxígeno, PH, temperatura y oxígeno disuelto. En total se consideraron, 21 taxones de macrófitos en este análisis, distribuidos en 18 familias. De acuerdo con el análisis de correspondencia canónica los resultados revelan que el nitrógeno total Kjeldahl y el PH son predictores significativos en la temporada de muestreo.

ABSTRACT

Rivers are systems where their functionality is the result of the realization of different ecological processes, however their degradation and conversion to other uses have led to a loss of these, this situation has led to reformulate objectives on the evaluation of the state of these systems or monitor their trends over time. Vascular macrophytes play a key role in river dynamics, so they can be used to obtain information about the conditions of their environment.

In this study, the relationships between aquatic macrophytes and physicochemical factors were explored using a data set collected at five sampling stations in the Jamapa river basin, which together comprise a riverbed with a total length of 91 km.

The concentration of seven parameters that characterize surface water quality, total Kjeldahl nitrogen, total phosphorus, chemical oxygen demand, pH, temperature and dissolved oxygen were estimated. In total, 21 macrophyte taxa were considered in this analysis, distributed in 18 families. According to the canonical correspondence analysis, the results reveal that total Kjeldahl nitrogen and pH are significant predictors in the sampling season.

ÍNDICE

DEDICATORIA	I
AGRADECIMIENTOS	II
RESUMEN	III
ABSTRACT.....	IV
ÍNDICE DE TABLAS Y FIGURAS	VII
ÍNDICE DE FIGURAS	VIII

INTRODUCCIÓN	11
ANTECEDENTES Y ESTADO DEL ARTE.....	14
2.1 Desarrollo de índices biológicos	14
2.2 Perspectiva de los IB en México	18
2.3 Índices biológicos basados en macrófitos.....	18
JUSTIFICACIÓN.....	21
OBJETIVOS.....	22
Objetivo general.....	22
Objetivos específicos	22
FUNDAMENTOS TEÓRICOS.....	24
3.1 Integridad ecológica y salud de los ecosistemas	24
3.2 Definiciones y características básicas de los bioindicadores	27
3.2.1. Herramientas biológicas para evaluar la calidad del agua	31
3.3 Definición y clasificación de las plantas acuáticas	32
3.4 Importancia de los macrófitos para la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas	35
3.5 Respuesta de las plantas acuáticas a factores fisicoquímicos en ríos.....	38
3.6 Plantas acuáticas: bioindicadores	39
METODOLOGÍA.....	43
4.1 Ubicación	43
4.2 Metodología de muestreo	45
4.3 Ingreso y majeo del material vegetal en el herbario.....	48
4.4 Análisis químico de las muestras de agua	48

4.5 Análisis de datos.....	49
4.6 Caracterización de la cuenca.....	51
5.3 Correlación de variables fisicoquímicas.....	62
5.4 Composición y diversidad macrófitos.....	63
5.5 Distribución de la vegetación a través de los parámetros fisicoquímicos .	66
5.6 Discusión	68
5.6.1 Calidad del agua de acuerdo con las normas oficiales mexicanas	68
5.6.2 Relación de los macrófitos y la calidad del agua	69
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	71
6.1 Conclusiones	71
6.2 Recomendaciones	71
BIBLIOGRAFÍA	72
APÉNDICES	81

ÍNDICE DE TABLAS Y FIGURAS

Tabla 1. Índices desarrollados y aplicados con distintos enfoques y elementos biológicos	16
Tabla 2. Índices biológicos basados en macrófitos.....	19
Tabla 3. Características deseables de los indicadores	29
Tabla 4. Clasificación de plantas de acuerdo con su hábitat.	33
Tabla 5. Clasificación de grupos de acuerdo con su adaptación a la inundación.	35
Tabla 6. Principales funciones de los distintos tejidos de las plantas en el medio acuático	37
Tabla 7. Coordenadas y características de los puntos de muestreo.....	47
Tabla 8. Recomendaciones para el transporte y conservación de muestras	48
Tabla 9. Concentración de los parámetros fisicoquímicos en los puntos de muestreo.....	53
Tabla 10. Caracterización de la cuenca	57
Tabla 11. Características generales de los taxones recolectados	64
Tabla 12. Densidad de especies en los ríos estudiados sobre la base de los datos recogidos durante el período de muestreo.....	65
Tabla 13. Escala de calidad para la Demanda Química de Oxígeno	68

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Principales influencias ecológicas de los macrófitos	36
Figura 2. Variables ecológicas que afectan a la distribución y abundancia de los macrófitos.	39
Figura 3. Ejemplo del uso de macrófitos como bioindicadores	41
Figura 4. Ubicación de la zona de estudio.....	43
Figura 5. Tipos de clima en la zona de estudio	44
Figura 6. Tipos de suelo.	45
Figura 7. Método de muestreo.	46
Figura 8. Concentración de los parámetros químicos del agua.....	54
Figura 9. Concentración media de temperatura y PH.....	55
Figura 10. Perfil longitudinal del río	56
Figura 11. Curva hipsométrica de la cuenca del río Jamapa.....	58
Figura 12. Relación de la longitud del río y la DQO.....	59
Figura 13. Relación del OD y la longitud del río	59
Figura 14. Relación temperatura y longitud del río	60
Figura 15. Relación y longitud del río	60
Figura 16. Relación FT y longitud del río	61
Figura 17. Relación NTK y longitud del río	61
Figura 18. Correlación de variables fisicoquímicas.....	63
Figura 19. Diversidad estimada para los puntos de muestreo	66
Figura 20. Análisis de correspondencia canónica los conjuntos de macrófitos acuáticos y los parámetros.....	67

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

La preocupación por la disponibilidad del agua, así como su calidad se ha incrementado. Además de las técnicas fisicoquímicas para evaluar su calidad, el monitoreo biológico ha demostrado ser un complemento necesario a estas herramientas de evaluación. Los indicadores biológicos resultan de gran importancia ya que toman un enfoque ecológico para obtener información sobre las condiciones de su entorno.

Los ríos son sistemas de alto valor ecológico, complejos y diversos, que, debido a su dinamismo espacial y temporal, influyen en los ecosistemas ribereños. Es decir, esta red de distribución de agua, nutrientes, sedimentos y energía de las partes altas de las cuencas a las zonas medias y bajas permite que se presenten patrones únicos en la distribución de organismos, como las plantas acuáticas. Estas son susceptibles de aportar información sobre un conjunto de datos que caracterizan su presencia. Por tanto, pueden servir de base para evaluar las características del agua (Mendoza-Cariño *et al.*, 2014).

La calidad del agua superficial se ve afectada por los usos antropogénicos. Las actividades humanas son la razón principal de que los contaminantes puedan transportarse largas distancias hasta su difusión en las zonas costeras (Kroeze *et al.*, 2016). La cuenca del río Jampa no es ajena a esta problemática ya que a su paso por los principales centros de población reciben descargas de aguas residuales, industriales y diversos tipos de contaminación no puntuales, limitando las actividades productivas y afectando la integridad de los entornos ribereños que coexisten en la cuenca.

Así, estos impactos ponen en riesgo disponibilidad del agua; cambios en la diversidad y abundancia de las especies, degradan el hábitat ribereño y sus procesos ecológicos básicos pone en riesgo la supervivencia de la flora y fauna nativas, con ello considerando la poca información que se genera para la planificación y gestión de estos entornos.

La presente investigación tiene como objetivo presentar información sobre el conjunto de las comunidades de macrófitos vasculares en relación con la temporada de muestreo y su relación con factores fisicoquímicos, considerados indicadores de la calidad de agua superficial.

CAPÍTULO 2

ANTECEDENTES Y ESTADO DEL ARTE

2.1 Desarrollo de índices biológicos

La preocupación por la disponibilidad el agua, así como su calidad se ha incrementado desde principios del siglo XX, pero ¿qué es la calidad del agua? Describir la calidad consiste en enumerar las concentraciones de todo lo que contiene la muestra. La definición más popular de calidad del agua es "son las características físicas, químicas y biológicas del agua", es decir es una medida del estado físico químico en relación con su biocenosis y/o con cualquier necesidad o propósito humano (Omer, 2019; Abbasi, 2012). La calidad puede resultar difícil de evaluar por los diferentes parámetros que causan numerosas preocupaciones en la calidad general del agua, para cualquier sector (salud pública, salud de los ecosistemas, de uso industrial, de uso agrícola o doméstico) debido a los múltiples parámetros, los índices de calidad del agua son enfoques que minimizan en gran medida el volumen de datos y simplifican la expresión del estado de la calidad del agua (Pooman *et al* ., 2013).

Algunos índices están diseñados especialmente para caracterizar el estado biológico (estructura y funcionamiento) de los ecosistemas acuáticos. La evaluación biológica comenzó su desarrollo a principios del siglo XX con el "sistema saprobiótico" donde se desarrolla por primera vez el concepto "indicadores biológicos de contaminación" y se evalúa el estado ecológico, donde se describe las comunidades definidas de organismos en diferentes zonas de enriquecimiento orgánico (Norris & Barbour ., 2009; Moog *et al* ., 2018) tomándose como un campo científico propio. Carson, (1962) con su libro "La primavera silenciosa" cuestionó los paradigmas teóricos y la irracionalidad ecológica y supuso una revolución en la forma de pensar sobre la relación entre las personas y su entorno. Paralelamente como resultado de las investigaciones iniciadas, en 1970 se creó la Agencia de Protección del Medio Ambiente (EPA), también en la mayoría de los Estados europeos se crearon agencias medioambientales especializadas, generando un enfoque formal a la bioevaluación, impulsando el desarrollo de índices bióticos (DeMarco, 2017; Kienzl *et al* ., 2003; Norris & Barbour, 2009). Los primeros índices

se desarrollaron casi simultáneamente en Estados Unidos y Europa. Se desarrollaron índices mas modernos basandose en la presencia y tolerancia a la contaminación de la comunidad de organismos muestreados de un grupo concreto, especialmente los macroinvertebrados bentónicos (Ollis *et al* ., 2006). El Índice Biótico de Beck y el índice biotico de Trent (desarrollado por Beck 1954 y Woodiwiss 1964, 1978 respectivamente) se considera el origen de muchos índices bióticos que no siguen el enfoque sapróbico (Tabla 1).

Después de los años setenta se dio un periodo de desarrollo, publicaciones e investigaciones sobre los índices biológicos, las cuales condujeron al desarrollo de procesos de construcción como los modelos predictivos o enfoque multivariante. Estos, se desarrollaron inicialmente para ríos y arroyos y se basaban en las comunidades de invertebrados como el Sistema de Predicción y Clasificación de Invertebrados fluviales (RIVPACS por sus siglas en inglés) desarrollado en 1977. El enfoque de los modelos predictivos inicialmente desarrollado en el Reino unido, se extendió a otras zonas, como Australia y Norteamérica, acompañado de adaptaciones a las nuevas condiciones biológicas y ambientales y de mejoras y perfeccionamientos técnicos, como en la clasificación de los lugares de referencia (Feio & Poquet , 2011).

En 1981, James R. Karr proporcionó la primera descripción de un procedimiento multimétrico para evaluar la integridad biótica de los ecosistemas acuáticos, el Índice de Integridad Biótica (IBI). Desde su concepción, el IBI ha sido adaptado, generando nuevos índices de integridad biológica (IBIs) o índices multimétricos. IBI ha sido ampliamente adoptado por las agencias de gestión del agua en los EE.UU., así como por la Unión Europea con el fin de apoyar las decisiones sobre la calidad del agua en virtud de la Ley de Agua Limpia (CWA) y la Directiva Marco del Agua (DMA), respectivamente (Ruaro & Gubiani , 2013).

Tabla 1.

Índices desarrollados y aplicados con distintos enfoques y elementos biológico
(fuente: elaboración propia)

Tipo-Índice	Nombre	Ecosistema	Comunidad biológica	País	Referencia
Sistema sapróbico	Índice sapróbico	Ríos	bacterias, algas, protozoos y rotíferos	Alemania	Kolkwitz y Marsson 1902, 1908, 1909
Índices bióticos y puntuación	Índice biótico de Beck	Arroyos	Macroinvertebrados	Estados Unidos	(Beck, 1954)
	Índice Biótico de Trent (TBI)		Macroinvertebrados	Inglaterra	(Woodiwiss, 1964)
	Índice Biótico (IB)	hábitats lóticos y lénticos	Macroinvertebrados	Francia	(Tuffery, G. & Verneaux, J., 1968)
	Puntuación biótica de Chandler	Ríos	Macroinvertebrados	Reino Unido	(Chandler, 1970)
	Índice Biótico de Hilsenho (HBI)	Arroyos	Macroinvertebrados	Estados unidos	(Hilsenhoff, 1987)
	Sistema de puntuación del Grupo de Trabajo de Seguimiento Biológico (BMWP)	Ríos	Macroinvertebrados	Reino Unido	
Enfoque multivariante o Modelos predictivos	Sistema de predicción y clasificación de invertebrados	Arroyos, humedales, ríos, lagos,	Macroinvertebrados, peces, diatomeas, macrófitos,	Reino Unido, Australia, Portugal,	(Wright et al., 1984)

	fluviales (RIVPACS)			Estados Unidos Canadá, Nueva Zelanda,	
	El enfoque canadiense: La Evaluación Biológica de Sedimentos (BEAST)	Lagos, Arroyos	Macroinvertebrados, diatomeas, macrófitos	Canadá, Portugal, Brasil	(Reynoldson et al ., 1995, 1997) Feio et al., 2007 Moreno et al., 2009 Céréghino et al., 2003
	Redes neuronales artificiales (RNA)	Arroyos, Ríos	Peces, Diatomeas, Macroinvertebrados	Francia, Bélgica, Australia	Dedecker et al., 2004; 2007 Philibert et al., 2006
	redes bayesianas	Ríos	Macroinvertebrados,	Bélgica	Adriaenssens et al., 2004
Enfoque multimétrico	Índice de integridad biótica	Ríos	Peces	Estados Unidos	Karr & Chu

De acuerdo con Gupta y Gupta (2021) el primer Índice de Calidad del Agua (ICA) moderno fue el Horton (1965), metodología que influyó en el avance de todos los ICA posteriores, basados predominantemente en parámetros fisicoquímicos, con una rápida evolución principalmente por que los índices biológicos pueden ofrecer la calidad actual del agua, sino también la salud general del ecosistema de una masa de agua, es decir, la estructura comunitaria de los organismos y refleja los efectos acumulativos de los factores que inciden en dicho hábitat o ecosistema que los índices basados predominantemente en parámetros fisicoquímicos son incapaces de hacerlo (Abbassi & Abbassi., 2012).

2.2 Perspectiva de los IB en México

Los índices biológicos (IB) se han desarrollado con éxito en Estados Unidos y Europa, sin embargo, hasta la fecha sólo se han publicado unos pocos IB en México, principalmente basados en las comunidades de peces y macroinvertebrados.

Algunos de los índices desarrollados basados en macroinvertebrados fueron propuestos por Weigel *et al.* (2002) en arroyos de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán. El segundo, llamado Índice de Integridad Biológica basado en ensambles de macroinvertebrados (IIBAMA) fue desarrollado por Pérez-Munguía & Pineda-López (2005) para estimar la condición ambiental de ríos y arroyos en el centro de México, sin embargo, ninguno se ha estandarizado para su aplicación.

Algunos trabajos como el de Ruiz-Picos *et al.* , (2017) presenta la calibración del Índice BMWP utilizando datos físicos, químicos y biológicos basado en macroinvertebrados acuáticos, para los ríos Apatlaco y Chalma-Tembembe, ambos en la cuenca del río Balsas. Torres *et al.* , (2018) validan el Índice de Integridad Biológica basado en ensambles de macroinvertebrados en la cuencas de los ríos Lerma-Chapala -Pánuco además de Chmitter-Soto *et al.* , (2011), que aun que es un IIB , sin embargo se desarrolla con base en las características de las comunidades y poblaciones de peces en arroyos de la cuenca del río Hondo, México-Belice.

2.3 Índices biológicos basados en macrófitos

Con la evolución de la normativa y en conjunto con la visión de los usuarios sobre el estado de los medios acuáticos, que pasó hasta los años 90 de una medición de la "calidad del agua" a una evaluación del "estado ecológico" de los medios acuáticos, se manifestó una fuerte necesidad de herramientas que permitieran evaluaciones a mayor escala. Los macrófitos acuáticos, cuyo estudio sólo se formalizó recientemente, en los años 70 y 80 a través del problema de la eutrofización (Gomes *et al.*, 2021), se designan ahora explícitamente en la Directiva Marco del Agua (DMA) como uno de los cuatro "elementos biológicos de calidad"

cuyo uso es necesario para evaluar el estado de las masas de agua (Fabris *et al.*, 2009).

El número de estudios sobre el papel de los macrófitos ha aumentado, algunos avances actuales en la investigación de las plantas acuáticas reflejan las presiones medioambientales sobre los sistemas de agua dulce, los impulsos legislativos, los avances técnicos y la evolución en los campos más amplios de la ecología y la gestión medioambiental (O'Hare *et al.* , 2017). Así, se han desarrollado como indicadores con vista a proporcionar herramientas de evaluación y diagnóstico basados en plantas acuáticas , algunos índices que consideran macrofitos son

Tabla 2.

Índices biológicos basados en macrófitos. (Fuente de elaboración: Mendoza, 2014).

Indice	Autores
Mean Trohic Rank (MTR)	Holmes 1995; Holmes 1996; Newman et al. 1997
The Scientific group GIS Index G	Thiebault, Guérol y Muller 2002
Índice Biológico de macrófitas en ríos (IBMR)	ANFOR 2003
Trophic Index of Macrophytes (TIM)	Schneider y Melzer 2003

En México a lo largo de varias décadas de trabajo de un grupo pequeño en el estudio de la flora del país. Algunas de estas publicaciones, que sustentan la presente contribución son (Vázquez-Yañez, 1971) (Lot, 1991) (Lot *et al.* , 2015) (Mora–Olivo *et al.* , 2013)

Algunas investigaciones en Mexico que se relacionan con el presente trabajo son :

Lot, (1991) describe las familias que conforman la flora vascular del estado de Veracruz, su clasificación, tipificación por sus preferencias de inundación además de la relación con algunos parámetros fisicoquímico de agua y sedimentos, en un intento inicial donde se integra la información abiótica y florística del estado.

Córdova, (2000) determinó la flora vascular acuática en la cuenca del río Pánuco en los estados de Guanajuato, San Luis Potosí y Querétaro para integrar la flora muestreada en índices de diversidad (Shannon y Simpson), su valor de importancia, un índice de integridad biótica (IIB), índice de calidad del agua (ICA) y concentración de fosfatos totales, sin embargo, estos últimos no presentaron relación con el porcentaje de plantas y la riqueza de especies.

Rendón, (2019) elaboró un modelo de evaluación de riesgo para hidrófitas en el parque Nacional Lagunas de Zempoala, México, por medio de una matriz diseñada, con fin de identificar el potencial de invasión. Aunque este trabajo no incluye un índice como medida, cumple con el objetivo de identificar y evaluar la salud del ecosistema.

JUSTIFICACIÓN

La cuenca del río Jamapa tiene especial importancia para el desarrollo a nivel local como regional. Sin embargo, la calidad del agua de los cauces se ha visto impactada por actividades antropogénicas. Considerando la gestión integral y sostenible de las aguas superficiales, así como el contexto de los estudios sobre la calidad de las aguas, se pone de manifiesto la necesidad de disponer de nuevos métodos para evaluar la calidad ecológica de las masas de agua, teniendo en cuenta los aspectos fisicoquímicos, y biológicos. La evaluación de la comunidad biológica proporciona un medio para evaluar el estado del agua. Así el objetivo de este trabajo es desarrollar un método para la comprensión de la dinámica del ecosistema de los ríos en la cuenca media del río Jamapa. El desarrollo de este método es un instrumento importante para el seguimiento del estado ecológico de los ríos a nivel local y regional.

Los macrófitos se utilizan con frecuencia para evaluar la calidad ecológica de los medios acuáticos porque integran continuamente la diversidad de los procesos físicos, químicos y biológicos.

La investigación propuesta añade conocimiento de la estructura comunitaria y diversidad taxonómica de la comunidad de macrófitos que habita de manera permanente o esporádica esta zona geográfica, lo que representa información básica sobre el ensamblaje de las comunidades ecológicas y la relación con factores de estrés ambiental. El énfasis del estudio es un punto de referencia para futuros estudios sobre la evaluación ecológica en los ríos, así como, así como opciones a los recursos tecnológicos para el monitoreo de la calidad del agua.

OBJETIVOS

Objetivo general

Determinar la relevancia de los macrófitos vasculares como bioindicadores en hábitats ribereños.

Objetivos específicos

- Evaluar el comportamiento de los parámetros fisicoquímicos en relación con la longitud del caudal.
- Evaluar la diversidad en los puntos de muestreo
- Determinar la concentración de nitrógeno total Kjeldahl, fosforo total, demanda química de oxígeno, PH, temperatura y oxígeno disuelto en cinco puntos del cauce principal de la cuenca del río Jamapa.
- Caracterización de la cuenca del río Jamapa.

CAPÍTULO 3

FUNDAMENTOS TEÓRICOS

3.1 Integridad ecológica y salud de los ecosistemas

El estado de los ecosistemas se ha discutido en la literatura ecológica y se han utilizado diferentes conceptos para discutirla y conceptualizarla, podemos identificar dos conceptos con relación en la evaluación de los ecosistemas: la integridad ecológica y la salud de los ecosistemas, esto parte de la noción de la naturaleza con sus variados significados relacionados con la percepción de lo intacto, desde el origen hasta la organización de los elementos impactados por las actividades humanas (Roche & Campagne , 2017).

Los conceptos integridad ecológica y salud de los ecosistemas ambos se abordan desde el objetivo de la gestión de los ecosistemas, como los programas políticos internacionales por ejemplo la convención de Río sobre el desarrollo sostenible (UNCED, 1992), donde se ha exigido en el principio número siete que, “ los estados cooperarán en un espíritu de asociación mundial para conservar, proteger y restablecer *la salud y la integridad* del ecosistema de la Tierra”, las concepciones centrales se han vuelto bastante similares, en ambos se evalúa el estado de los espacios naturales mediante la biodiversidad, describen la condición o el estado actual y/o el grado de aislamiento de la influencia humana. Algunos autores señalan que es crucial utilizar palabras como “salud” e “integridad” porque son asociaciones comunes al público. Sin embargo, por sus cargados significados han sido fuente de confusión, uso y debate para comprender los principios o relaciones que rigen el estado del ecosistema (Campbell, 2000).

El desarrollo de los conceptos puede rastrearse a lo largo de dos líneas de investigación convergentes, en este apartado se pretende interrelacionar e interpretar estos dos conceptos:

La ecología, que se desarrolló a partir de los años 70 contribuyó a poner en primer plano los estudios de las funciones y los servicios ecosistémicos, dando paso a la segunda etapa dentro del campo de la ecología. Aun que se le atribuye a Aldo Leopold el origen del término *integridad ecológica*, cuando escribió "una cosa es correcta cuando tiende a preservar la integridad, la estabilidad y la belleza de la

comunidad biótica" originalmente como un concepto ético, años más tarde hizo su aparición en el marco legislativo y en las políticas públicas desde su aparición en la Ley de Aguas Limpias (CWA) de Estados Unidos de 1972. Posteriormente, entre 1980 y 1990 los investigadores desarrollaron y discutieron el concepto *salud del ecosistema* (Fu, S et al., 2021; Jørgensen, 2010; Wurtzebach & Schultz, 2016; Westra, 2016), donde ya se podía vincular en ambos conceptos que el estado de los ecosistemas está estrechamente relacionado con el desarrollo humano y la evaluación proporcionan una base científica para que los gestores mejoren la gestión científica

El concepto de *integridad ecológica* se ha promovido y utilizado como un referente para los esfuerzos de restauración y supervisión de áreas protegidas, basados en los fundamentos científicos de la biología de la conservación y la ecología comunitaria (Wurtzebach & Schultz, 2016). Lo que llevó a elaborar definiciones de la integridad ecológica, expresándola en de lo posible en términos científicos y a su evaluación empírica. La terminología varía considerablemente entre agencias, organizaciones y científicos, sin embargo hay principios en común. En la mayoría de los casos, la noción de la integridad desglosa primero algunos componentes ecológicos, aspectos generales de un ecosistema, como su composición taxonomica o su estructura física. Que a su vez estos componentes suelen representarse en un conjunto más detallado de atributos, para los que se pueden encontrar indicadores medibles (factores bióticos o abióticos dentro del ecosistema).

Estas características de la integridad ecológica se reflejan en una definición reciente y muy citada de Parrish y sus colegas (2003). Definiéndola como sigue:

La capacidad de un sistema ecológico para sostener y mantener una comunidad de organismos que tenga una composición de especies, una diversidad y una organización funcional comparables a las de los hábitats naturales de una región. Un sistema ecológico tiene integridad cuando sus características ecológicas dominantes (por ejemplo, los elementos de composición, estructura, función y procesos ecológicos) se encuentran

dentro de sus rangos naturales de variación y pueden resistir y recuperarse de la mayoría de las perturbaciones impuestas por la dinámica ambiental natural o las perturbaciones humanas. (Parrish et al. 2003).

Aunque el concepto fue articulado por varios trabajos, concretamente por Karr y sus colaboradores (Karr, 1981; Karr & Dudley, 1981; Karr & Chu, 1999) la definición de Parrish et al. 2003 representa algunos de los indicadores importantes que pueden considerarse representantes de las características de la integridad ecológica. Esta definición implica claramente que se puede esperar que un sitio con una puntuación alta de integridad ecológica albergue una variedad y abundancia de biota, es decir de diversidad biológica, Unnasch *et al.* (2009) y consideran que el concepto de integridad ecológica sirve como sustituto de la diversidad biológica.

En consecuencia, la integridad ecológica ha sido adoptada por dos imperativos políticos complementarios: conservar la integridad y vivir de forma sostenible.

Rappor et al., 1998 definen que el concepto salud *del ecosistema* ha estado estrechamente relacionado con el 'estrés ecológico'. "Un *ecosistema está sano* y libre del 'síndrome de angustia' si es estable y sostenible, es decir, si es activo y mantiene su organización y autonomía a lo largo del tiempo y es *resistente al estrés*" (Costanza et al., 1992 citado en Costanza, 2012). Es claro que estas propiedades pueden determinarse mediante una serie de indicadores, sin embargo, el concepto 'salud', denota características complejas, como la sostenibilidad, que implica que el ecosistema puede mantener su estructura y función a lo largo del tiempo y el espacio, pero manteniendo su naturaleza dinámica y cambiando con el tiempo (Wells, 2005). Rapport y sus colegas (1980) afirman que el concepto análogo perteneciente a 'salud del ecosistema' dentro del campo de la ecología es la '*resiliencia*', muchas de las definiciones utilizados en la ecología aplicada se derivan de los trabajos originales de Holling (1973) que definen a la resiliencia como la capacidad de un ecosistema de absorber los cambios de las variables de estado, las variables impulsoras y los parámetros, es decir, de persistir después de una perturbación (Chambers *et al.*, 2019) . Holling también definió la resiliencia como un

componente de la estabilidad para *describir*, más que medir, el comportamiento de los sistemas dinámicos alejados de su equilibrio dado que no es fácil de cuantificar) la resiliencia se ha empleado principalmente como un constructo teórico (Pimm et al., 2019; Meerbeek *et al.*, 2021). Sin embargo, en la última década se han realizado importantes avances para traducir la definición cualitativa de resiliencia a métricas cuantitativas (Meerbeek et al., 2021).

Holling solía pensar que la ciencia de los ecosistemas y la gestión están esencialmente entrelazadas y concibió por primera vez la resiliencia como un enfoque para transformar y mejorar oportunamente los ecosistemas y las organizaciones sociales que los diseñan o controla. La resiliencia y la sostenibilidad han aparecido juntas para referirse a una condición y describe el "estado preferido" de los lugares modificados por la actividad humana, en donde se evalúan determinados indicadores para establecer medidas correctoras en función de la satisfacción de una necesidad social (Cañizares et al., 2021; Rocha et al., 2020).

Además, el concepto “salud de los ecosistemas” se ha transmitido como un concepto reconocible para una noción explícitamente normativa que se visualiza como un objetivo ecológico intrínseco para diseñar y reformar los ecosistemas; segundo, como objetivo para diseñar y reformar los estilos de gestión y las organizaciones; y, por último, estas dos ideas implican una tercera, según la cual la resiliencia es una visión adecuada de las relaciones que los seres humanos deben tener con la naturaleza. La salud de los ecosistemas y la integridad conceptos enmarcan una condición ecológica de un ecosistema.

3.2 Definiciones y características básicas de los bioindicadores

Las condiciones ecológicas están determinadas por las interacciones complejas dentro de las especies, entre las especies y los hábitats, todas basadas en su sensibilidad o las etapas vitales a los procesos ecosistémicos asociados, por lo que se ha optado por aprovechar la sensibilidad de algunos organismos a los estresores

ambientales. A partir de estas respuestas, pueden extraerse conclusiones sobre la integridad ecológica de un ecosistema o la influencia de posibles factores de estrés (Pander & Geist , 2013 ; González & Vallarino, 2014).

Una determinada especie, o grupo de especies, cuya función, población o estado puede utilizarse para determinar cambios ecosistémicos o ambientales puede actuar como indicador biológico (Dziack *et al.*, 2006). Los bioindicadores son en consecuencia, *Organismos asociados a condiciones ambientales, que ,cuando se evalúan: cuantifican la magnitud del estrés, las características del hábitat, el grado de respuesta ecológica a la exposición. Proporcionan señales a cambios en el medio ambiente y pueden utilizarse para diagnosticar la causa de un problema ambiental* (Dale & Beyeler , 2001 ; Hunsaker & Carpenter , 1990).

Es decir, el termino bioindicador se utiliza como concepto colectivo para referirse a todos los términos relacionados con la detección de respuestas bióticas al estrés ambiental. Sin embargo, existen definiciones más específicas en el campo como la "biomonitorización" y "bioindicación". Los bioindicadores evalúan cualitativamente las respuestas bióticas al estrés ambiental: por ejemplo, la presencia del liquen *Lecanora conizaeoides* indica una mala calidad del aire, mientras que los biomonitores determinan cuantitativamente una respuesta (por ejemplo, la reducción del contenido de clorofila o de la diversidad de líquenes indica la presencia y gravedad de la contaminación atmosférica (Holt & Miller, 2010). Sin embargo, no todos pueden servir como bioindicadores de éxito, así como ninguna especie puede indicar adecuadamente todos los tipos de perturbación o estrés en todos los entornos. Dependiendo del entorno específico, de las especies presentes y de las perturbaciones locales, es necesario seleccionar especies o grupos de especies bioindicadoras adecuadas, como se señala en la tabla numero 3 para considerarlos buenos indicadores.

Tabla 3.

Características deseables de los indicadores. Tomado de (Burger , 2006 ; Holt & Miller, 2010)

Criterios	Ejemplos específicos
Relevancia biológica	Proporciona una alerta temprana
	Muestra cambios en respuesta al estrés
	Los cambios pueden medirse
	La intensidad de los cambios está relacionada con la intensidad de los factores estresantes
	La respuesta refleja la respuesta en: población/comunidad/ecosistema
	Los cambios son biológicamente importantes y se producen con suficiente antelación para evitar efectos catastróficos.
	Los cambios indican efectos tanto en los propios organismos como en otros superiores en la escala trófica
Relevancia metodológica	Pueden utilizarse como centinelas para los humanos
	Fácil de utilizar sobre el terreno
	Pueden ser utilizados por no especialistas
	Fácil de analizar e interpretar los datos
	Útil para poner a prueba cuestiones de gestión
	No requiere equipos caros o complicados
	Responde en proporción al grado de contaminación o degradación
	Ecología e historia vital bien comprendidas
	Taxonómicamente bien documentada
	Interés público o conocimiento de la especie

	Importancia económica y comercial
Relevancia social	Fácil y barata de estudiar
	Medidas relacionadas con el medio ambiente, la integridad ecológica y la salud humana
	De interés para los reguladores y los responsables de las políticas públicas

Fränzle (2003) también consideraba que la susceptibilidad de los ecosistemas a las perturbaciones depende de la estructura y tamaño del ecosistema, así como la naturaleza de las perturbaciones o factores de estrés que lo afectan. Así, la reacción esta medida por respuesta al estrés de los sistemas bióticos en relación con el tamaño y la complejidad. Por lo que los bioindicadores puede abarcar una escala dimensional que va desde los bioensayos con una sola especie, pasando por los micro y mesocosmos, hasta las biocenosis y los ecosistemas, por lo que las connotaciones pueden ser diferentes en sus definiciones. Se puede estudiar a los bioindicadores como organismos que indican exposición o efectos medidos a niveles superiores de organización (organismo, población, comunidad, ecosistema) y como biomarcadores utilizados en los ensayos de toxicidad que responden sólo a la fracción biológica estudiada, por ejemplo a nivel molecular, bioquímico, celular o fisiológico de un organismo (Bartell, 2006 ; Adams *et al* ., 2001).

La finalidad del objetivo de estudio influye en la elección de los bioindicadores. Pueden utilizarse para evaluar el estado del medio ambiente, así como sus tendencias a lo largo del tiempo. Proporcionan alertas tempranas a cambios en el medio, y diagnostican la causa del problema ambiental (Dale, & Beyeler, 2001). Debido a que la presencia o ausencia, así como sus fluctuaciones reflejan los cambios que tienen en la jerarquía ecológica.

3.2.1 Herramientas biológicas para evaluar la calidad del agua

La calidad del agua se ha evaluado mediante técnicas físicas y químicas pero la biomonitorización ha demostrado ser un complemento necesario a estas herramientas de control. El desarrollo de los indicadores biológicos tuvo sus primeros inicios para evaluar la calidad del agua en específico problemas de higiene, el índice 'sapróbico' indicaba los riesgos y las aguas correspondientes que no debían utilizarse para beber. En una segunda fase se desarrollaron índices para evaluar la disponibilidad de recursos hídricos y tratar la contaminación. Después de 1980 se aplicaron como una demanda social de gestión de los ecosistemas hasta promover la restauración de las masas de agua (Bouleau *et al* ., 2009).

Por lo anterior, los indicadores biológicos resultan de gran importancia debido a que sus características pueden dar función a los propósitos y objetivos de evaluaciones específicas en los programas de gestión del agua. Los indicadores de cumplimiento, los indicadores de diagnóstico y los indicadores de alerta temprana son tres clases de bioindicadores que se clasifican en función de la finalidad de su uso. Las desviaciones de los límites sanitarios aceptables del ecosistema acuático se revelan mediante los indicadores de cumplimiento, mientras que los indicadores de diagnóstico expresan las causas de las desviaciones en el medio ambiente. Los indicadores de alerta temprana señalan el declive inminente de la salud del ecosistema acuático. (Sumudumali & Jayawardana, 2021). Es decir, en general el uso de organismos acuáticos como monitores pueden ser descriptivos en relación con la emisión (concentración o efectos) o normativos comparables al control. (Oertel & Salanki , 2003)

De acuerdo con (Gökçe, 2022 ; Oertel & Salanki, 2003) la biomonitorización acuática proporciona:

- Información sobre el cambio del hábitat acuático a lo largo del tiempo, por lo que cumplen con la función de alerta temprana y en la búsqueda de las causas de los cambios (localización de fuentes y emisiones).
- Señalan predicciones de los cambios autónomos en el medio ambiente y la contribución a la predicción del efecto de las actividades humanas para

- mejorar el medio ambiente (medidas) o cualquier otro factor que produzca alguna carga en el medio ambiente
- Detectan factores de estrés ambiental en relación con los cambios temporales y regionales en el tamaño/ presencia de las poblaciones de los organismos identificados como indicadores.
- Usados como control para la observación de medidas relativas a la calidad del medio ambiente.
- En la investigación científica como evaluación a los instrumentos de política pública, sobre temas de medio ambiente, gestión sostenible, conservación, etc.

En la actualidad, la biovigilancia sustenta gran parte de la gestión y conservación de las aguas dulces, aunque principalmente en el mundo desarrollado, con el fin de proteger los bienes y servicios ecosistémicos, por lo que desempeñan un papel decisivo en la gestión y la conservación del agua en todo el mundo al apoyar a los responsables políticos que pretenden mejorar y proteger los propios ecosistemas y los bienes y servicios que suministran (Friberg et al., 2011).

3.3 Definición y clasificación de las plantas acuáticas

La vegetación que abarca este estudio se centra en los macrófitos acuáticos, plantas especializadas que viven en el cauce y en la zona ribereña que abarca las orillas de ríos, que puede invadir los sedimentos expuestos del lecho del cauce. Definimos los macrófitos como plantas superiores que florecen y tienen sistemas vasculares, que engloban a un grupo diverso de organismos fotosintéticos acuáticos, todos lo suficientemente grandes como para verlos a simple vista, cuyas partes vegetativas crecen activamente de forma permanente o periódica (al menos durante varias semanas al año) sumergidas bajo el agua, flotando en ella o creciendo a través de su superficie (Chambers *et al.* , 2008)

Cronk & Fennessy (2001) definen que la mayor parte de la terminología utilizada para describir las plantas acuáticas se basa en el régimen hidrológico que requiere

una especie, sin embargo, algunas especies presentan diferentes formas de crecimiento según las condiciones ambientales (plasticidad ambiental). La vegetación de los hábitats acuáticos suele presentar distintos patrones espaciales y/o zonificación denominados "ecofases" que se estructuran a lo largo del gradiente del nivel freático. Es decir, las "ecofases" es la combinación de la forma de vida y la forma de crecimiento, especialmente la relación física con el agua y el suelo. Aunque la distribución de estos diferentes tipos biológicos también depende de múltiples factores como la velocidad de la corriente, la profundidad del agua, la distancia a la orilla y la disponibilidad de luz. Además, las comunidades de macrófitos están sujetas a variaciones estacionales e interanuales en la biomasa, la estructura y la composición (Clarke, 2012 ;Schweingruber *et al* ., 2020)

La clasificación que se muestra en la tabla 4 es la propuesta por (Lot, et. al, 1993) en donde relaciona a las plantas con su dependencia a su hábitat acuático y su valor adaptativo de la especie a su hábitat.

Tabla 4.

Clasificación de plantas de acuerdo con su hábitat. Modificado de (Lot, 1991)

DESCRIPCION	TIPO DE VEGETACIÓN
Plantas enraizadas al sustrato cuyos tallos se levantan por encima de la tabla de agua y mantienen sus órganos reproductores en el aire	<i>Enraizadas emergentes</i>
Plantas que pueden o no estar enraizadas al sustrato, pero su cuerpo se mantiene sumergido o flotando en la superficie del agua.	
Plantas arraigadas al sustrato con todas sus estructuras vegetativas inmersas en el agua, mientras que las	

reproductoras pueden encontrarse sumergidas o emergiendo del agua	<i>Enraizadas sumergida</i>
Plantas arraigadas al sustrato con sus hojas flotando sobre la superficie del agua y con sus flores que se levantan ligeramente	<i>De hojas flotantes</i>
Plantas arraigadas al sustrato con tallos de tipo estolonífero que reptan o ascienden a través del agua, con sus estructuras vegetativas y reproductoras en la superficie del agua	<i>De tallos postrados</i>
Plantas no arraigadas al sustrato que son dispersadas por la acción del viento y de las corrientes, sus estructuras vegetativas y reproductoras se mantienen por encima del agua y sólo su sistema radical se encuentra sumergido	<i>Libre flotadora</i>

Esta clasificación es útil en ríos grandes y ríos con fuertes conexiones con llanuras de inundación, donde todas las formas de vida suelen estar presentes. Sin embargo, en ríos, donde las corrientes continuas y a menudo fuertes, la falta de entornos de flujo lento, como meandros y remansos, tienden a limitar la presencia de formas de vida, que incluyen especies que pueden tolerar una serie de condiciones que van desde la inmersión permanente hasta la inmersión sólo ocasional (Bowden *et al* ., 2007). Por lo que también es importante diferenciar la vegetación ribereña o emergente ya que puede ser la más diversa desde el punto de vista taxonómico, ya que hay muchas más especies. La zona ribereña es una forma de hábitat terrestre, aunque de transición, y las plantas que allí se encuentran no requieren adaptaciones tan especializadas para sobrevivir como las que se observan en la vegetación sumergida (O'Hare, 2015). En la tabla 5 se clasifica las plantas en función del hábitat primario en el que se encuentran relación con las condiciones físicas

Tabla 5.

Clasificación de grupos de acuerdo con su adaptación a la inundación.

Clasificación tomada de (Riis et al., 2001 y Lot *et. al*, 1993)

Grupo	Descripción
Acuáticas estrictas	Viven permanentemente sumergidas en los arroyos y sólo muy raramente están presentes en las orillas. La mayoría no sobreviven fuera del agua, aún por periodos pequeños de tiempo.
Subacuáticas	Son plantas que completan la mayor parte de su ciclo de vida a la orilla del agua, es decir en suelos saturados. Desarrollan formas acuáticas morfológicamente distintas de las terrestres.
Tolerantes	Viven principalmente en tierra, pero ocasionalmente pueden observarse dentro de los arroyos. Sin embargo, las plantas tolerantes nunca forman poblaciones permanentemente sumergidas y no desarrollan formas acuáticas morfológicamente distintas

Penfound (1952) define que, las especies terrestres no toleran la inundación ni la saturación del suelo durante el periodo de crecimiento, en contraste a las especies acuáticas que requieren la inundación y no pueden tolerar la desecación, mientras que las especies de los humedales toleran ambas cosas, adoptando también esta amplia definición a *hidrófito*. Sin embargo, otros autores no distinguen entre plantas de humedales y plantas acuáticas, utilizando el término macrófito en su sentido más amplio para incluir todas las plantas que se dan en entornos permanente o estacionalmente húmedos (Cronk & Fennessy , 2001).

3.4 Importancia de los macrófitos para la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas

Las plantas acuáticas no son objetos inertes, sino organismos activos cuyo metabolismo afecta al medio acuático. Como productores primarios de materia

orgánica, constituyen la base del funcionamiento ecológico de los medios acuáticos de la cual una parte es consumida directamente por los animales herbívoros y una parte no degradada puede acumularse dando lugar a la formación de sedimentos orgánicos. (Dutartre *et al.* , 2014). La materia orgánica producida es consumida por numerosas especies animales, tanto las estrictamente acuáticas, como diversos invertebrados y algunos peces. Además de este papel como fuente de alimento, los macrófitos participan directamente en la diversificación de los medios acuáticos al crear múltiples microhábitats que aumentan considerablemente la capacidad de estos medios para acoger a la fauna silvestre (Thomaz& Ribeiro , 2010), entre otras funciones que son de importancia en el ecosistema (figura 1).

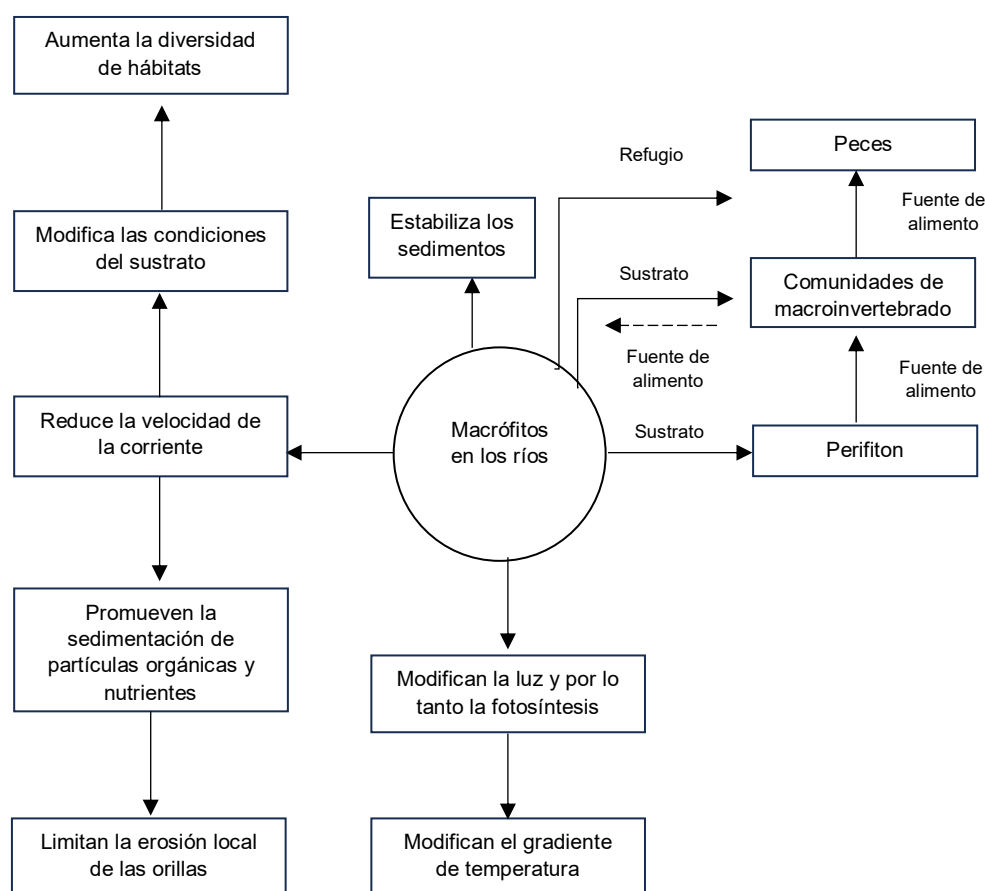


Figura 1. Principales influencias ecológicas de los macrófitos. Tomado y modificado de (Bowden et al., 2007)

Algunas de las funciones físicas que pueden desempeñar los macrófitos están ligadas a la densidad de los lechos formados, a la fuerza de sus tallos y hojas y a la resistencia de sus sistemas radiculares. El papel de los macrófitos en la fisicoquímica del agua y los sedimentos en los medios acuáticos varía mucho en función del tipo biológico ya que tienen diferentes efectos en la mejora de la calidad del agua (Wang *et al.*, 2015), como se muestra en la tabla 6.

Tabla 6.

Principales funciones de los distintos tejidos de las plantas en el medio acuático.

Fuente: (Hossain *et al.*, 2016) (Wang *et al.*, 2015)

Macrófitos posición de los tejidos	Principales funciones en el medio acuático
Tejido vegetal en el aire	Reducen la velocidad del viento (Frena la re-suspensión de sedimentos)
	Actúan como atenuadores de la luz
	Como almacenamiento de nutrientes, metales y materias orgánicas
	Mejoran el aspecto del medio acuático
Tejido vegetal en el agua	Reducir la velocidad del flujo (Favorecer la sedimentación y reducir la re-suspensión)
	Efecto filtrante (Absorben diversos residuos)
	Proporcionan hábitats a los organismos
	Liberación de oxígeno por fotosíntesis (aumenta la degradación aeróbica en el medio acuático)
Tejido vegetal en el sedimento	Captación y almacenamiento de nutrientes, metales y materia orgánica
	Estabilizan la superficie de los sedimentos (Reducen la erosión y frenan la re-suspensión)
	Proporcionan hábitats para organismos
	Liberación de oxígeno (Incremento de la degradación aeróbica)

3.5 Respuesta de las plantas acuáticas a factores fisicoquímicos en ríos

Las características ambientales de los hábitats acuáticos determinan la aparición, la dinámica, la distribución y los rasgos del ciclo vital de los macrófitos. Las plantas dependen de las características de la columna de agua, como el requerimiento de luz que está ligado a sus formas de crecimiento y la profundidad máxima a la que se desarrollan está limitada por la temperatura. (Bornette & Puijalon ., 2011).

Algunos de los parámetros más importantes son: (i) la relación carbono: nutrientes (nitrógeno y fósforo) que favorecen su crecimiento y llegan a formar un patrón único de distribución debido al cambio en las concentraciones de nutrientes, que son tomados de los sedimentos o de la columna de agua como partículas disueltas. (Dare *et al.*, 2014), (ii) la altitud y régimen hidrológico influyen en su fenología, fisiología y riqueza (Lacoul & Freedman , 2006).

Las variables relevantes se encuentran en varios niveles o escalas (figura 2) estas condiciones están causadas por procesos en el paisaje, caracterizados por un conjunto de variables anidadas que explican la distribución de las especies y comunidades de macrófitos. Las variables relevantes se describen y agrupan a tres escalas: regional, local y condiciones del lugar (Barendregt & Bio, 2003). El nivel regional, la mayoría de las condiciones son fijas, reflejando el paisaje: tipo de suelo, hidrología y anchura del río y el gradiente químico en el agua del río. El nivel local, las condiciones se reflejan en la cantidad en sedimentos, la concentración en nutrientes en el sistema, la alcalinidad/buffering, la turbidez y el carácter local de la hidrología y la dimensión del río. Además, la influencia humana de la contaminación o la aportación de nutrientes puede incorporarse a este nivel. Las condiciones del lugar. En el lugar donde crecen los macrófitos, los valores reales de las condiciones del lugar afectan a su distribución. Aquí, la disponibilidad de nutrientes determina el crecimiento; los valores reales de redox y pH determinan el progreso de los procesos químicos, los equilibrios químicos en los sedimentos, el crecimiento de

algas y la turbidez resultante en el agua. Se podría tener en cuenta un cuarto nivel, las condiciones bióticas, ya que la propia comunidad es un grupo de especies vivas que se experimentan mutuamente en un equilibrio en donde existe competencia entre las especies vegetales y la fauna (Barendregt & Bio, 2003).

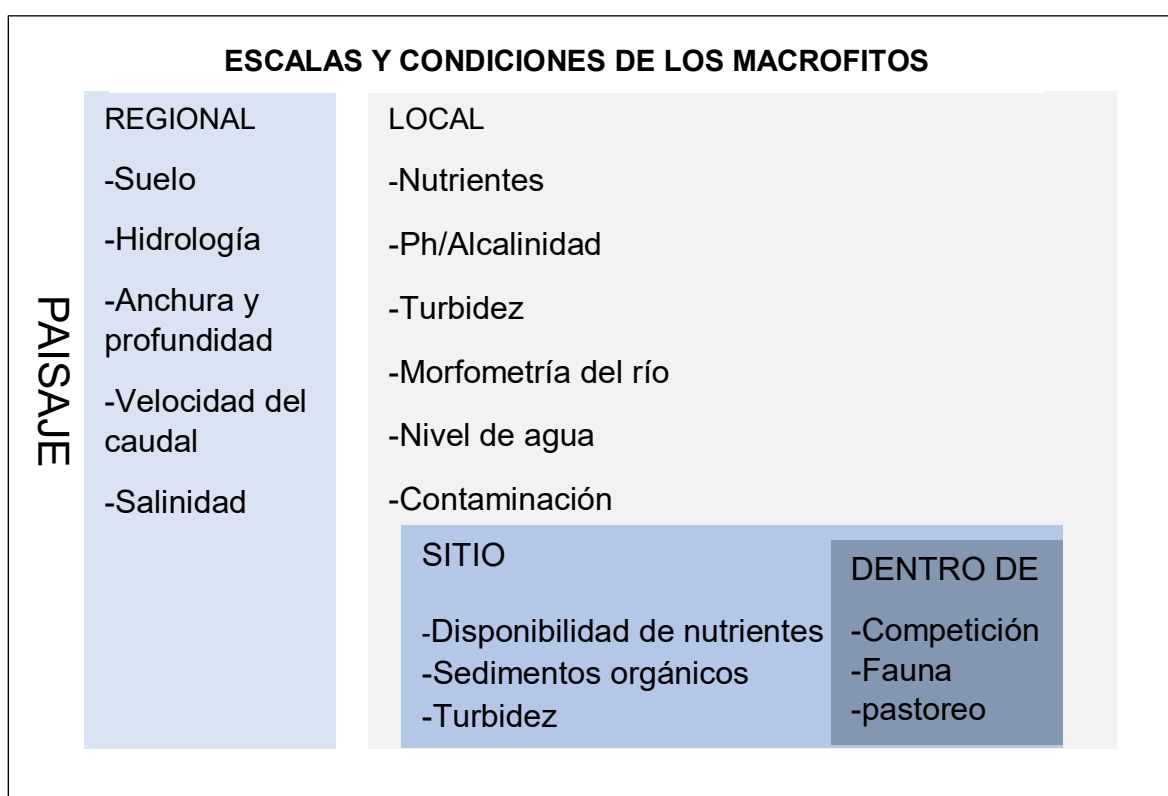


Figura 2. Variables ecológicas que afectan a la distribución y abundancia de los macrófitos. Fuente: (Barendregt & Bio, 2003)

3. 6 Plantas acuáticas: bioindicadores.

Las plantas responden de manera diferente a su entorno y se ven modificados por algunos de sus cambios como la regresión, proliferación o incluso su regresión. Las funciones de los macrófitos con respecto a la fisicoquímica del agua y los sedimentos en los medios acuáticos varían mucho en función del tipo biológico. Un cierto número de especies son de interés naturalista, debido a su rareza, y se

incluyen en las listas de especies protegidas, mientras que otras se consideran perjudiciales, como las especies invasoras.

El uso de la biota acuática para detectar, medir y rastrear cambios de las poblaciones de plantas se basa en la premisa de que la presencia o ausencia de conjuntos bióticos en un lugar determinado refleja su grado de calidad ambiental. Las principales consecuencias visibles son cambios en la abundancia, la composición y la riqueza (Santos & Ferreira, 2020; Delmail, 2014).

Por ejemplo, la eutrofización, aunque no se considera una perturbación, sino más bien estrés, debido a la liberación continua de nutrientes de las plantas de aguas residuales. Estos acontecimientos inducen una desviación de la dinámica normal y se definen como perturbaciones debido a la pérdida de oxígeno disponible. En consecuencia, se puede calcular a partir del grado de cobertura, la abundancia de especies, la relación entre la presencia de especies y las concentraciones de nitrógeno/fósforo el estado trófico acuático (figura 3) (Delmail, 2014).

Con el ejemplo anterior podemos predecir que la química del agua influye en la composición de la flora y en la riqueza específica de las comunidades vegetales, así como desarrollar mecanismos de adaptación (Chauvin, 2014). Especialmente se les considera buenos indicadores para detectar la eutrofización/contaminación orgánica y los cambios hidrológicos/morfológicos.

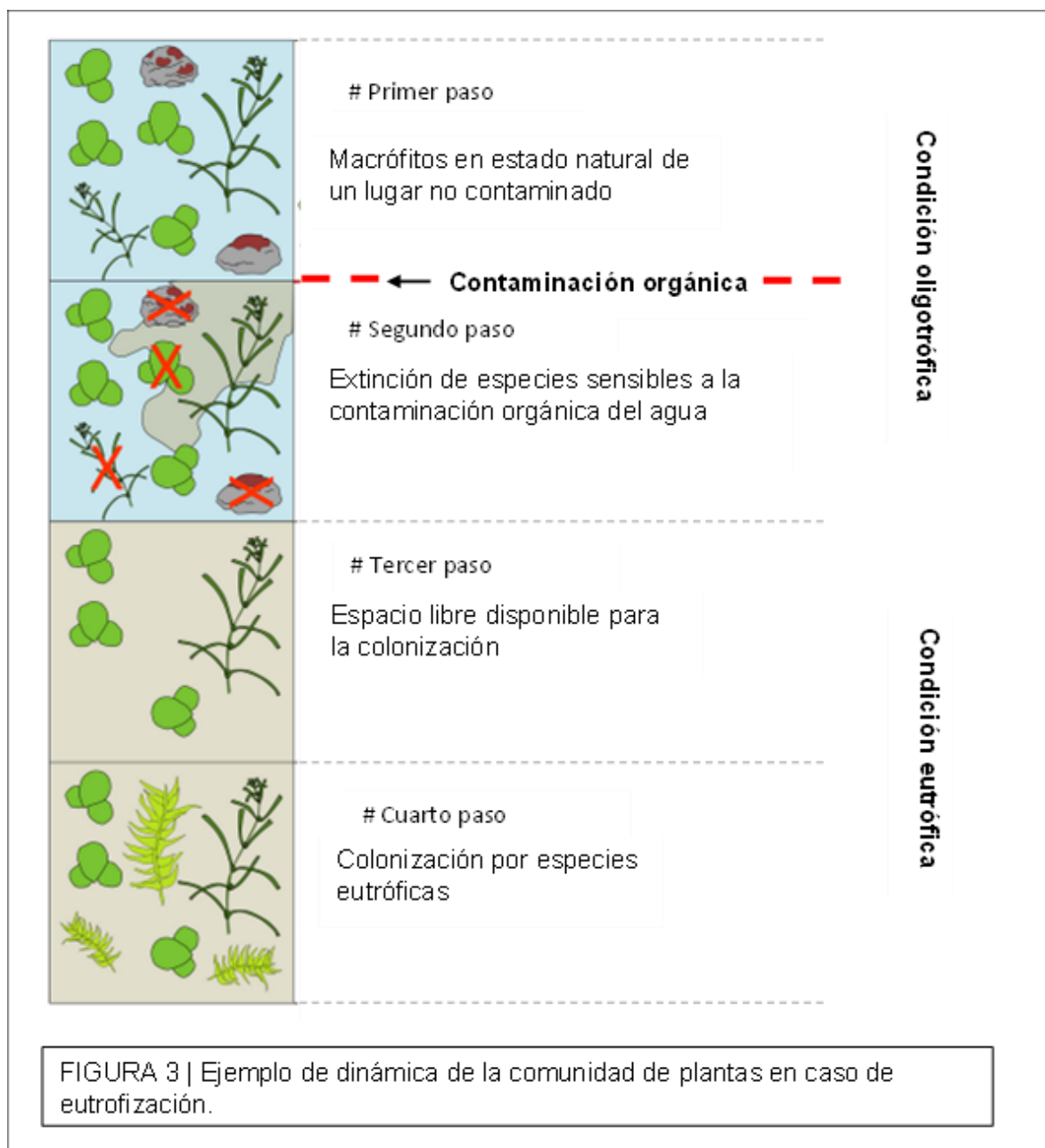


Figura 3. Ejemplo del uso de macrófitos como bioindicadores. Fuente: (Delmail, 2014)

CAPÍTULO 4

METODOLOGÍA

4.1 Ubicación

La zona de estudio se encuentra dentro de la cuenca del río Jamapa localizada en la región hidrológica número 28, ubicada entre los paralelos $18^{\circ}45'$ y $19^{\circ}14'$ latitud norte y entre los meridianos $95^{\circ}56'$ y $97^{\circ}17'$ longitud oeste. La forman dos corrientes muy importantes, que en su confluencia se conocen como el río Cotaxtla y el río Jamapa que se originan en el Citlaltepétl o Pico de Orizaba con desembocadura en el golfo de México. Los puntos de muestreo (figura 4) comprenden parte de la cuenca alta y media, que parte desde 1800 msnm a los 300 msnm, con vegetación de bosque de coníferas y encino, bosque mesófilo de montaña y bosque tropical perennifolio (Ortiz, 2013).

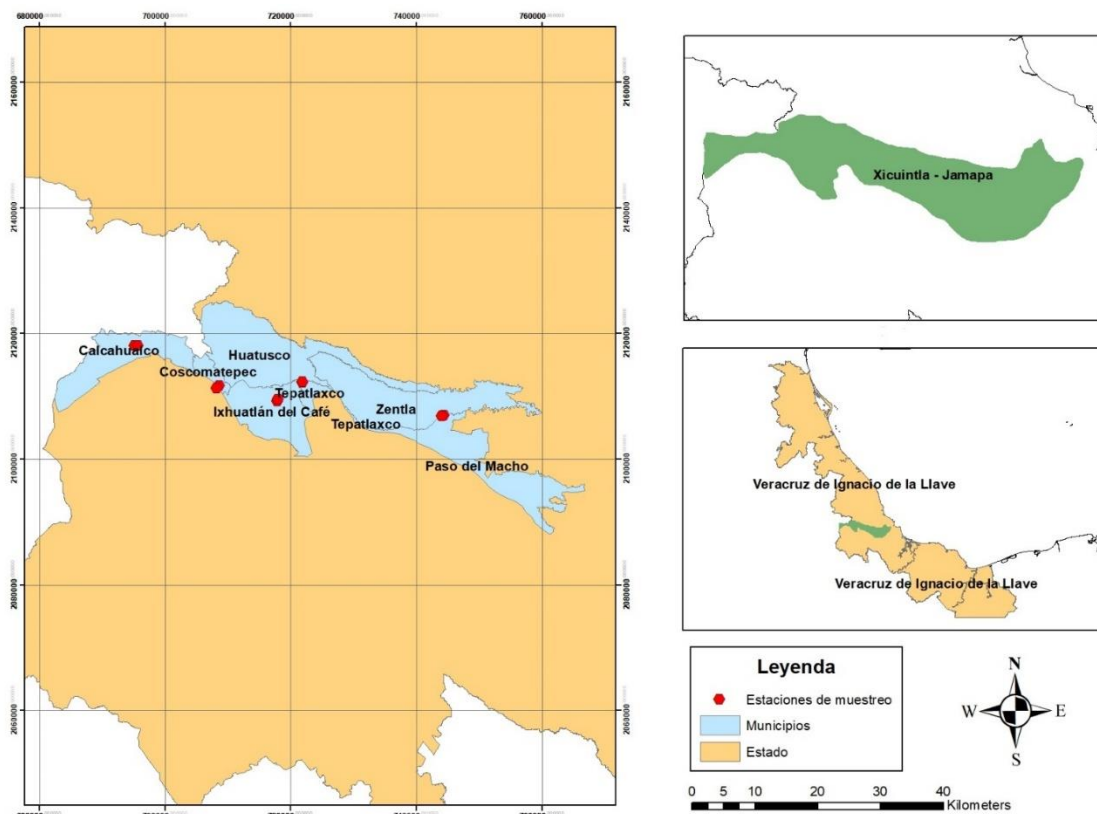


Figura 4. Ubicación de la zona de estudio. (Fuente: elaboración propia).

Se utilizaron datos de cinco ríos perennes que comprenden los municipios de Calcahualco, Coscomatepec, Ixhuatlán, Huatusco, Tepatlaxco y Paso del macho. Juntos comprenden un cauce con una longitud total de 91 km. Por estar ubicados en la zona montañosas y central del estado, se pueden diferenciar tres grupos climáticos: templado húmedo C(m), semicálido húmedo (A)C(fm), cálido subhúmedo Aw1(w) (figura 5). Los suelos de esta región están compuestos principalmente por andosol, acrisol y vertisol (figura 6). Las principales actividades económicas provienen del sector primario, que basan sus sistemas productivos en maíz, frijol, papa, aguacate, chayote, café, caña de azúcar, limón, hoja de plátano, además de tener una importante participación de la cría y explotación de animales.

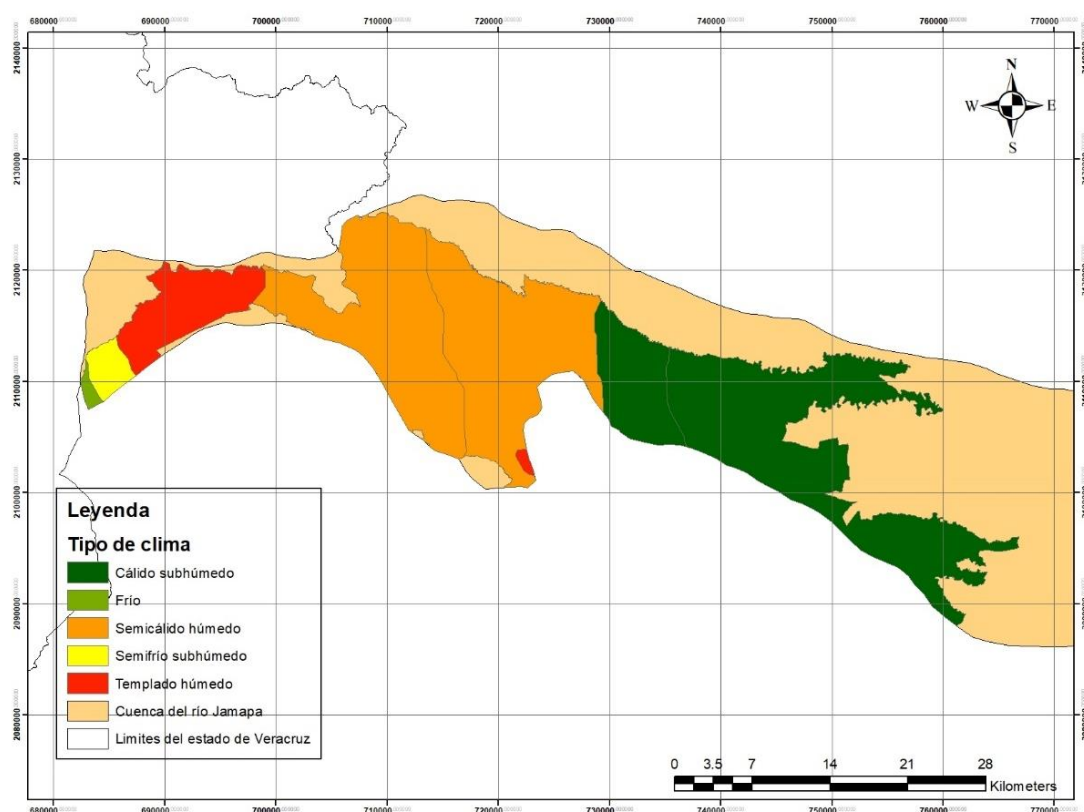


Figura 5. *Tipos de clima en la zona de estudio. (Fuente: elaboración propia).*

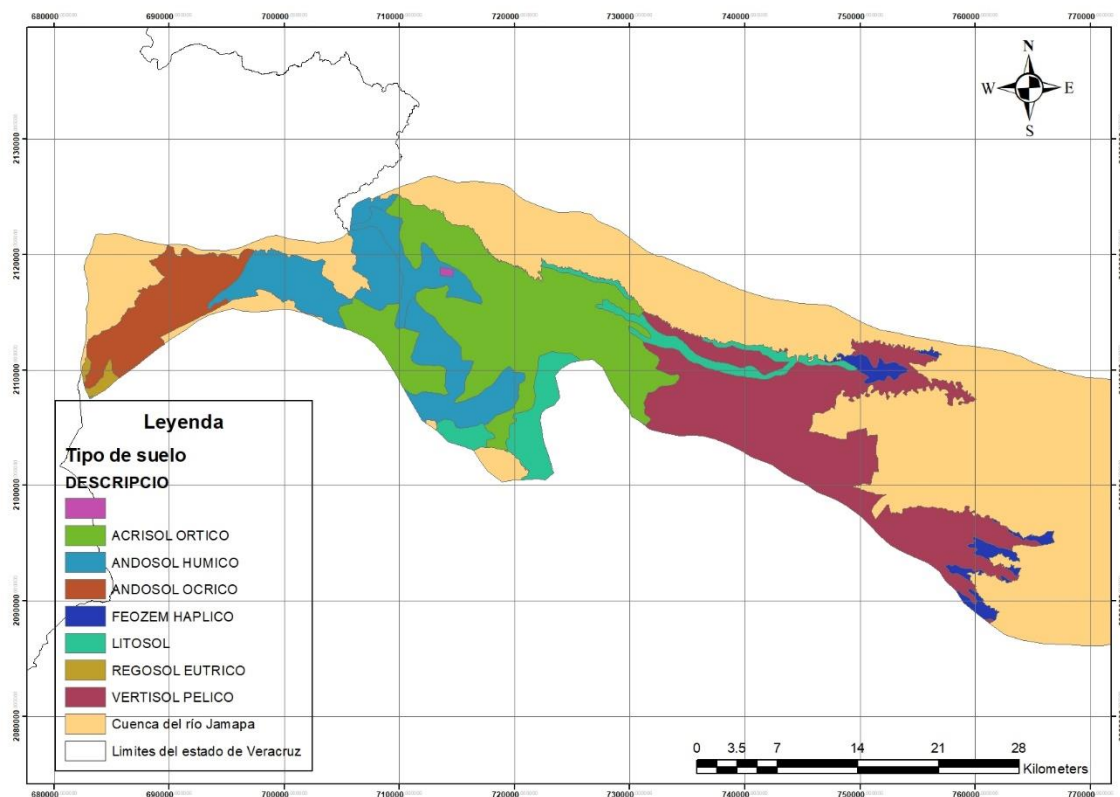


Figura 6. Tipos de suelo. (Fuente: elaboración propia)

4.2 Metodología de muestreo

4.2.2 Recolección de plantas

Se recopiló un conjunto de datos compuesto por cinco puntos de muestreo (tabla 7), asignándole un día a cada punto, partiendo de la cuenca alta (municipio de Calcahualco) y culminando en el último punto asignado en la cuenca media (Paso del Macho). Se utilizó el método de transecto en línea con un muestreo aleatorio estratificado (Madsen, 2017) (figura 7). Para cada lugar de muestreo se registraron la densidad y abundancia de cada especie recolectada, con la toma de un ejemplar para ser prensado para su preservación. Se tomó en consideración las formas de vida y el tamaño de la planta y en medida y en medida de lo posible se recolectaron ejemplares completos: flores, frutos, diferentes tipos de hojas y especialmente con una muestra de las estructuras subterráneas (en el caso de plantas herbáceas enraizadas al fondo). En el caso de

plantas de gran talla fue necesario fragmentar el ejemplar con muestras representativas de cada una de las partes.

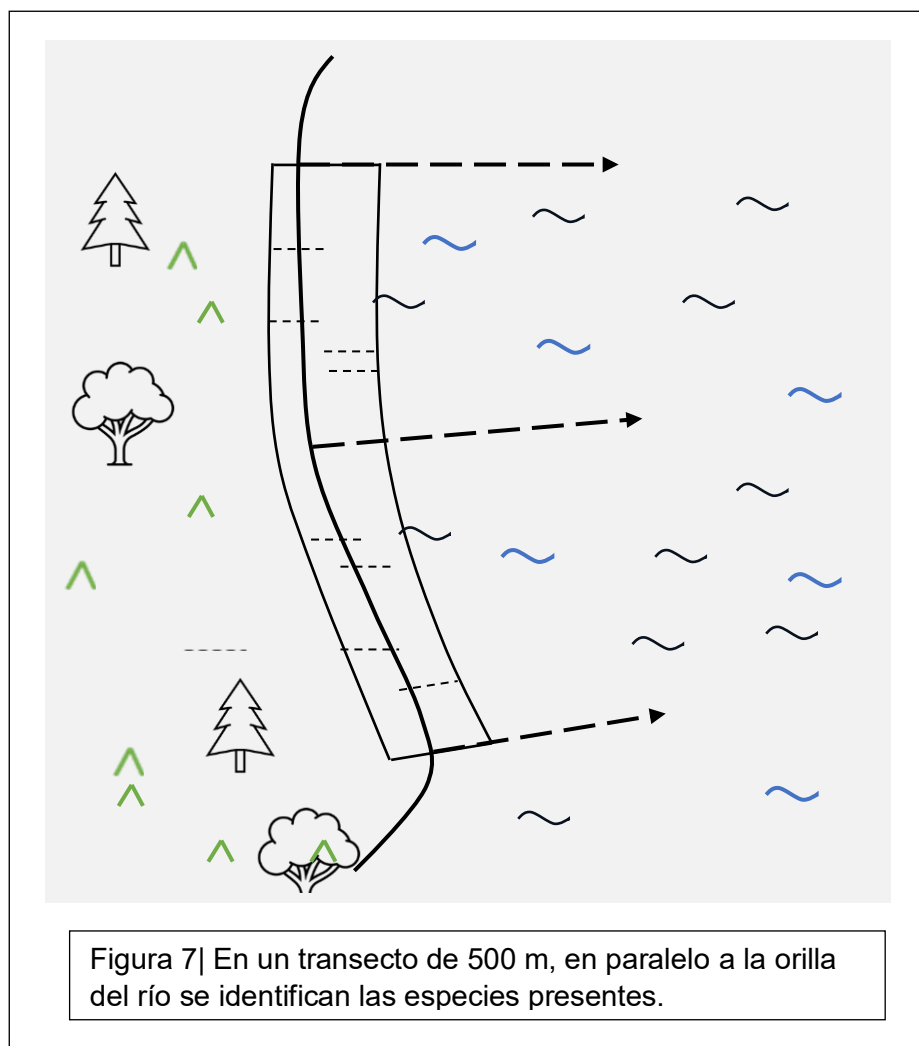


Figura 7. Método de muestreo. (Fuente: elaboración propia).

Tabla 7.*Coordenadas y características de los puntos de muestreo*

Sitio	Ubicación		Municipio	Características
	Longitud	Latitud		
PM 1	19° 14' 69"	97° 14' 39"	Calcahualco	Se posiciona a una altura de 1852 msnm, con cobertura de bosque de coníferas y encino. Situado cerca de cultivos de aguacate y ciruela
PM 2	19° 05' 15"	97° 01' 05"	Coscomatepec	Asociado al bosque mesófilo de montaña, a una altitud de 1369 msnm con presencia de cultivo de chayote y frijol.
PM 3	19° 03' 52"	96° 55' 45"	Ixhuatlán	Se sitúa a 900 msnm, comprende una vegetación de Bosque tropical perennifolio, con presencia de cultivos de café y plátano.
PM 4	19° 05' 27"	96° 53' 23"	Tepatlatxco – Huatusco	Bosque tropical perennifolio, asociado a cultivos de café, con una altitud de 760 msnm.
PM 5	19° 2' 28"	96° 40' 37"	Paso del macho	Bosque caducifolio ripario a una altitud de 378 msnm.

4.2.2 Recolección de datos ambientales

Se determinó: oxígeno disuelto, el pH y temperatura *in situ* mediante la sonda multiparamétrica portátil (HACH HQ40d), se recolectaron muestras de agua superficial tipo compuestas y se preservaron para ser transportadas al laboratorio, manteniendo un intervalo de temperatura de 1 a 4°C, considerando los tiempos de almacenamiento explicados en la tabla 8.

Tabla 8.

Recomendaciones por la EPA para el transporte y conservación de muestras

Ensayo Realizar	Por	Cantidad mínima	Condiciones de preservación	Tiempo Máximo recomendado	Tipo de envase
Análisis fisicoquímico					
Nitrógeno			Conservante	30 días	
Total Kjeldahl			H₂SO₄		
Fosforo Total	500 ml		(pH <2)	28 días	Polietileno
DQO			Refrigerar a	48 horas	
			<6		

4.3 Ingreso y majeo del material vegetal en el herbario

Uno de los motivos fundamentales de la preservación de material botánico es la identificación y verificación de la determinación científica y, la seguridad de contar con el material de referencia como soporte de cualquier investigación sobre las especies en cuestión de manera que otro especialista pueda verificar la determinación botánica. El procedimiento general de preparación de ejemplares consistió en el (i) secado, (ii) identificación por parte del curador del herbario, y (ii) montaje final de los ejemplares que consiste en el pegado y etiquetado del material vegetal.

4.4 Análisis químico de las muestras de agua

4.4.1 Determinación de Nitrógeno total Kjeldahl (NTK)

Este método describe los procedimientos para la determinación de nitrógeno Kjeldahl total (NTK) conforme a la norma NMX-AA-026-SCFI-2010 que define el NTK como la suma del nitrógeno amoniacal y nitrógeno orgánico, donde ambos son divididos en tres procesos básico: digestión, destilación y valoración. En el procedimiento Kjeldahl se comienza con la recuperación del nitrógeno amoniacal en

una solución de ácido bórico en condiciones alcalinas y posteriormente tras la digestión en medio ácido, el nitrógeno orgánico se recupera de la misma manera en una solución de ácido bórico.

4.4.2 Determinación de fósforo total (FT)

Su determinación se hizo en base a la NMX-AA-029-SCFI-200 por el método espectrofotométrico del ácido vanadomolibdofosfórico, que consiste en la reacción del ortofosfato con molibdato de amonio bajo condiciones ácidas, para formar un heteropoliácido, el ácido molibdofosfórico que, en presencia del ion vanadato da lugar al ácido vanadomolibdofosfórico de color amarillo, cuya intensidad es proporcional a la concentración de fosfatos presentes en la muestra.

4.4.3 Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO)

Su determinación se realizó en base a la ISO 15705-2002 donde define a la DQO como la cantidad de un oxidante (en términos de equivalencia de oxígeno) consumido durante la oxidación de la materia orgánica por agentes oxidantes fuertes como el dicromato potásico ($K_2Cr_2O_7$). Se basa en el método espectrofotométrico mediante reflujo cerrado, el que implica dos pasos básicos, la digestión o la oxidación, y la determinación de la cantidad de oxidante consumido durante la reacción. La oxidación de la muestra y la cantidad de $K_2Cr_2O_7$ se determina midiendo la absorbancia del Cr^{3+} formado. se añaden a la muestra de agua un oxidante ($Cr_2O_7^{2-}$), un catalizador (Ag^+) y ácido sulfúrico (H_2SO_4).

4.5 Análisis de datos

Se realizó el análisis de varianza se para comparar entre sí las medias de los resultados obtenidos de los métodos de análisis por parámetro. Se utilizó el programa estadístico PAST versión 4.13, para realizar el coeficiente de correlación de Pearson entre las variables fisicoquímicas, el análisis de correspondencia canónica (ACC), para investigar las relaciones entre las unidades

de vegetación acuática y las variables medioambientales y la ponderación de la diversidad de taxones entre sitios. Tomando en consideración los siguientes índices:

- A) Índice riqueza de Margalef: El índice de Margalef expresa la riqueza específica de una muestra tomando en cuenta el número de especies y el número de individuos. Se considera que, para este índice, valores menores a 2 hacen referencia a un sitio con poca riqueza; y superiores a 5 hacen referencia a un sitio con muy alta riqueza

$$Dmg = \frac{(S - 1)}{\ln(N)}$$

Donde

D= diversidad

S= número de especies diferentes

N= número total de individuos

- B) Índice de diversidad Shannon-Wiener (H'): este índice representa la relación entre la riqueza de especies y la abundancia relativa de individuos, asumiendo que estos dos factores influyen en la heterogeneidad de la comunidad. Este índice se define como. Tiene valores de 0 y 3, si tiene un valor de 3, la diversidad es alta, si se encuentran entre el 2 y 3, la diversidad es media y cuando el valor es inferior a 2 la diversidad es poca

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

Donde

p_i = abundancia relativa de la especie i

$I = n_i/N$; n_i es el número de individuos de la especie i y N es el número total de especies.

C) índice de Simpson (D): Varía inversamente con la heterogeneidad; por ejemplo, los valores del índice decrecen o aumentan según aumente o decrezca la diversidad. El valor de D se encuentra acotado entre 0 y 1, si tiende a cero en comunidades poco diversas.

$$S = 1 - \sum p_i^2$$

N_i = número de individuos

P_i = abundancia relativa ($n_i / \sum n_i$)

4. 6 Caracterización de la cuenca

La caracterización se ejecutó a través del software ArcGIS versión 10.3, especialmente para la delimitación del área de estudio, la longitud del cauce, tiempo de concentración.

CAPÍTULO 5

ANÁLISIS DE RESULTADOS

5.1 Concentraciones de los parámetros fisicoquímicos

A partir del ANOVA no se identificó diferencia significativa entre muestras, ya que la variación dentro de las muestras es menor que el valor crítico de la prueba. Se determina que se ha aplicado un método de análisis estándar por cada parámetro. En la tabla 9 se indican los resultados obtenidos para cada uno de los parámetros fisicoquímicos evaluados en los cinco puntos de muestreo. Los diagramas de cajas (figura 8 y 9) representan las variables fisicoquímicas, con las medias para cada parámetro, así como los valores máximos y mínimos. En el diagrama y en la tabla 9 se puede visualizar que la temperatura y la DQO representan una mayor dispersión a comparación de los demás parámetros.

Tabla 9. *Concentración de los parámetros fisicoquímicos en los puntos de muestreo*

Parámetro	PM 1	PM 2	PM 3	PM 4	PM 5	Promedio	Rango	Desviación estándar
Temperatura	14.7	16	22.2	21.9	24.7	19.9	10	4.317985641
PH	8.36	8.32	7.51	7.28	7.01	7.696	1.35	0.614109111
OD mg/ L	7.3	8.51	7.11	8.28	8.57	7.954	1.46	0.695507009
DQO mg/ L	15.88	50.33	20.33	33.6	35.88	31.204	34.45	13.66087955
Nitrógeno total Kjeldahl	3.34	7.1	5.58	7.37	11.62	7.002	8.28	3.037403496
mg/ L								
Fosforo total	0.62193	0.888	0.9	1.249	1.282	0.988186	0.66007	0.276725528
mg/ L								

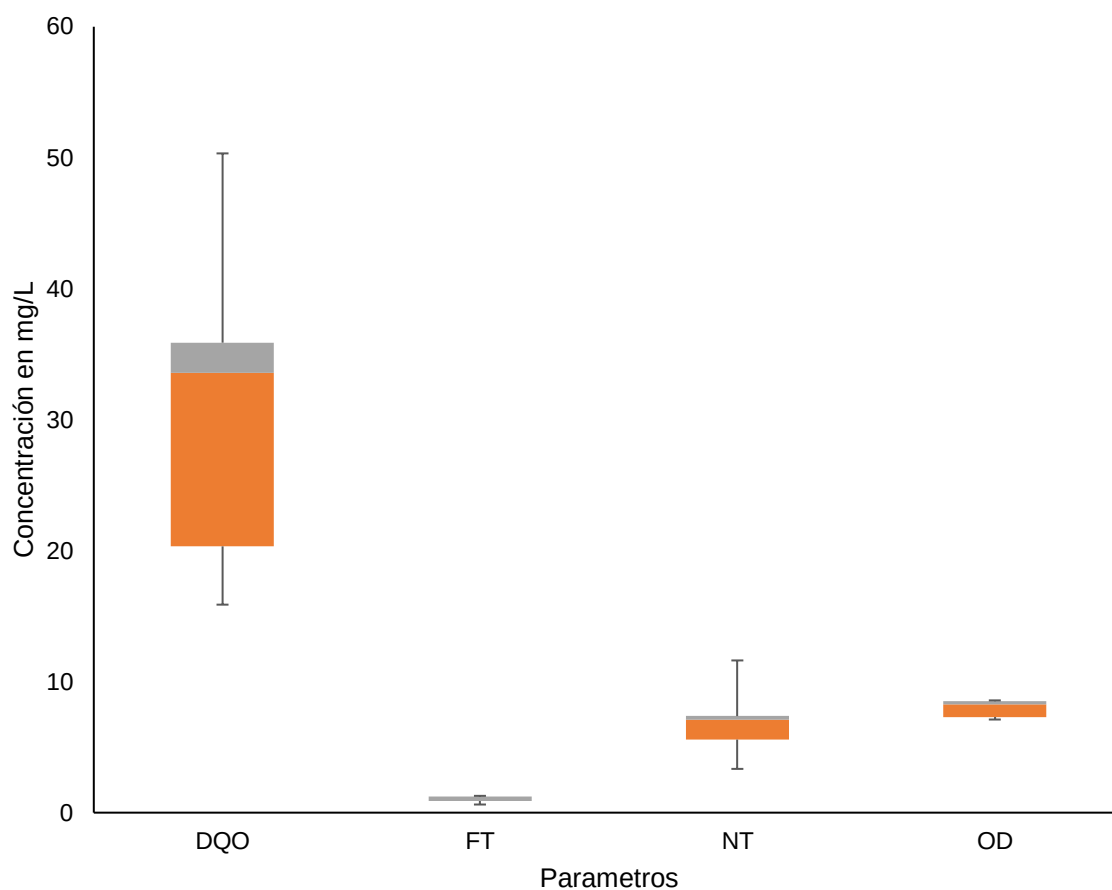


Figura 8. *Concentración de los parámetros químicos del agua. (Fuente: elaboración propia).*

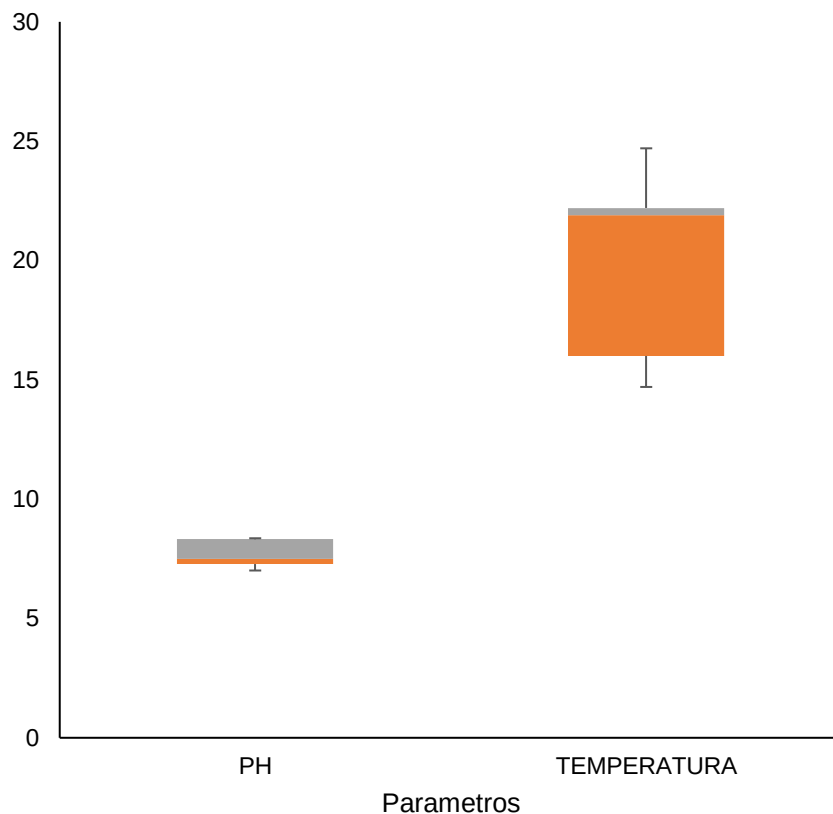


Figura 9. *Concentración media de temperatura y PH. (Fuente: elaboración propia).*

5.2 Parámetros morfométricos del río

En la figura 10 se presenta la longitud del cauce, siendo la distancia equivalente que recorre el río entre el punto de desagüe aguas abajo y el punto situado a mayor distancia topográfica aguas arriba de los 5 puntos de muestreo. Donde el eje X, representa la distancia en kilómetros y el eje Y la altitud sobre el nivel del mar. El cauce presenta una longitud del escurrimiento de 91 km. Con los puntos de muestreo y su posición en la longitud del cauce se obtienen las relaciones con los parámetros fisicoquímicos.

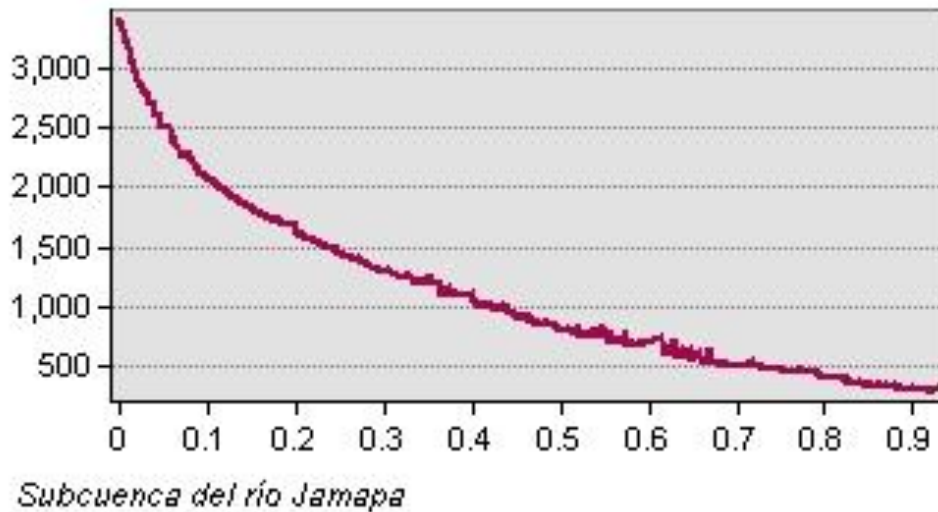


Figura 10 . Perfil longitudinal del río. *(Fuente: elaboración propia).*

Debido a que las características difieren entre los entornos, que afecta y se ven afectadas en gran medida por elementos de los procesos más destacados (flujos de agua, nutrientes y sedimentos) en relación con la estructura longitudinal de la zona ribereña (Pinay *et al.*, 2006). La tabla 10 representa las características físicas de la cuenca, las cuales tienen una relación estrecha con el comportamiento del caudal. La caracterización comprende los cinco puntos de muestreo. Se presenta la proyección horizontal de toda la superficie de drenaje de un sistema de escorrentía dirigido, directa o indirectamente al último cauce de la zona de estudio. Presenta una extensión superficial de 746 km² y un perímetro de 605 km, en donde las corrientes de cabecera están representadas por enlaces de primer a tercer orden dentro de la red de canales y la zona media presenta canales de cuarto a sexto orden. Tiene una densidad de drenaje de 1.67 km/km² lo que indica eficiencia de la red de drenaje. En la figura # representa la curva hipsométrica, en donde se puede visualizar una curva de tipo C, es decir, es una cuenca sedimentaria (en fase de vejez).

Tabla 10. Caracterización de la cuenca.

Caracterización de la cuenca	
Cuenca	Jamapa
Elevación msnm	(98- 4488)
Descripción de la cuenca	Muy grande
Clasificación	Cuenca Exorreica
Forma de cuenca	Oval-oblonga a rectangular oblonga
Tipo de Drenaje	Rectangular
Área de los municipios de la cuenca (km 2)	746.30
perímetro (km)	605.2
Altura media	1207
Relieve	
pendiente de la cuenca	27.49
Longitud de la cuenca (KM2)	57
índice de compacidad	6.247284828
índice de forma	0.229701447
Curva hipsométrica	De tipo C (cuenca vieja)
Numero de ordenes	6
Numero de escurrimientos	1283
Longitud de los escurrimientos	1250
Longitud del escurrimiento principal (km)	91
Densidad de drenaje	1.674929653
Relación de bifurcación	3.09(H) 2.020 (S)
pendiente del río principal	34.006951
Tiempo de concentración	6.873896028

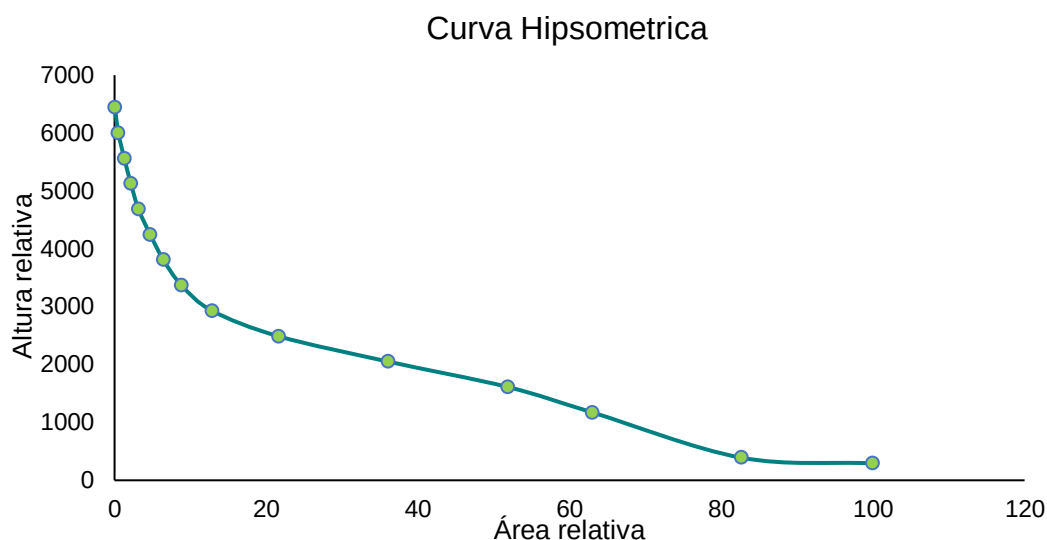


Figura 11. *Curva hipsométrica de la cuenca del río Jamapa. (Fuente: elaboración propia).*

5.3 Relación de los parámetros fisicoquímicos y la longitud del cauce

5.3.1 Demanda química de oxígeno (DQO)

Basándose en los resultados de las pruebas, los datos mostraron que la DQO se encuentra entre los 15.88 y 50.33 mg/l (figura 11) este último corresponde al municipio de Coscomatepec, donde la CONAGUA reporta una estación de muestreo metros arriba (19.10006, -97.03405) del PM2, la cual estima una concentración de 13.93 mg/ L para el año 2019, considerándola de buena calidad, de acuerdo con los indicadores del agua superficial. Respecto a la longitud del río, la DQO no presta una correlación significativa. La cantidad es comparable a los límites máximos permisibles en la NOM-001-SEMARNAT-2021, lo cual indica algún vertimiento de aguas residuales cerca del punto de muestreo.

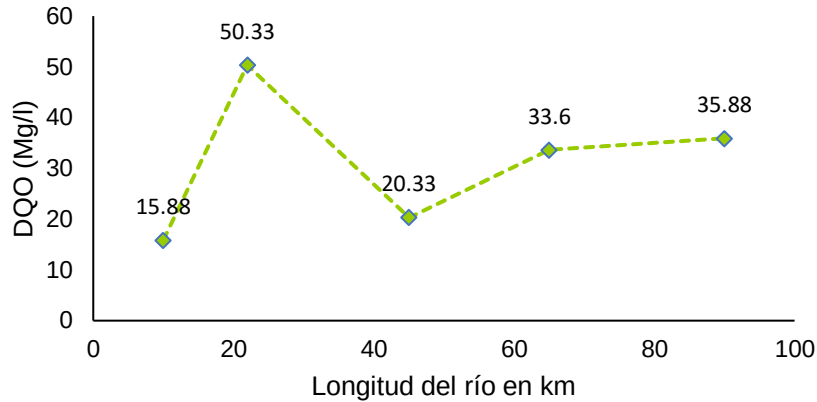


Figura 12. Relación de la longitud del río y la DQO. (Fuente: elaboración propia).

5.3.2 Oxígeno Disuelto (OD) y temperatura

El OD presenta un rango de 7.11 y 8.57 mg/L, y se registraron datos de la temperatura del caudal de 14.7 a 24.7° C para este último, desde el punto más alto al más bajo del área de estudio respectivamente. Existe una correlación positiva de la temperatura y la longitud del río, sin embargo, no existe una correlación entre el OD y la temperatura y el OD con la longitud del río cuenca abajo.

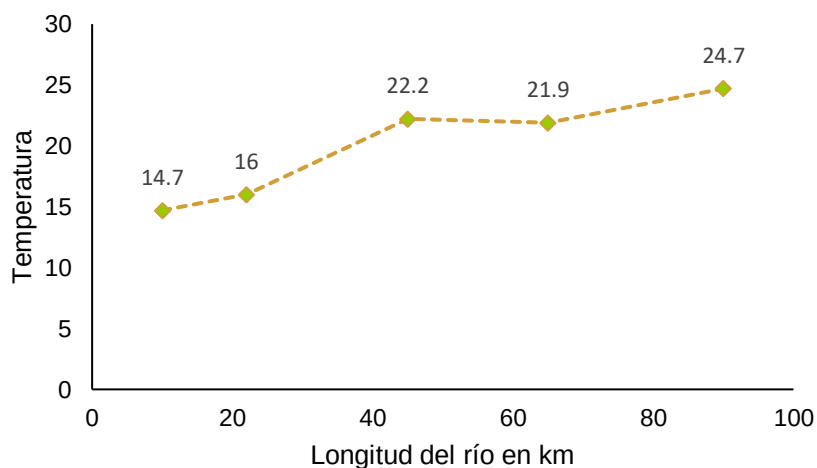


Figura 13. Relación de temperatura y la longitud del río. (Fuente: elaboración propia).

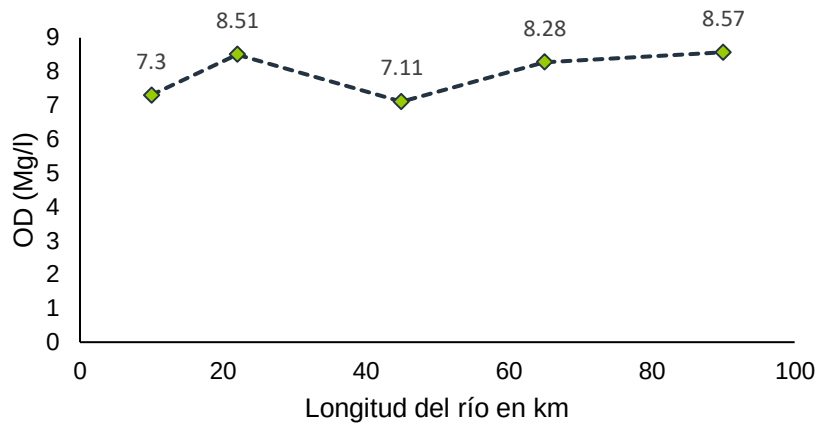


Figura 14. *Relación de OD y longitud del río. (Fuente: elaboración propia).*

5.3.3 Potencial de Hidrogeno (PH)

Los valores de PH se encuentran entre 7 y 8, sus valores presentan una correlación positiva con la temperatura, cuando esta incrementa el PH disminuye en relación con la longitud del río cuenca abajo.

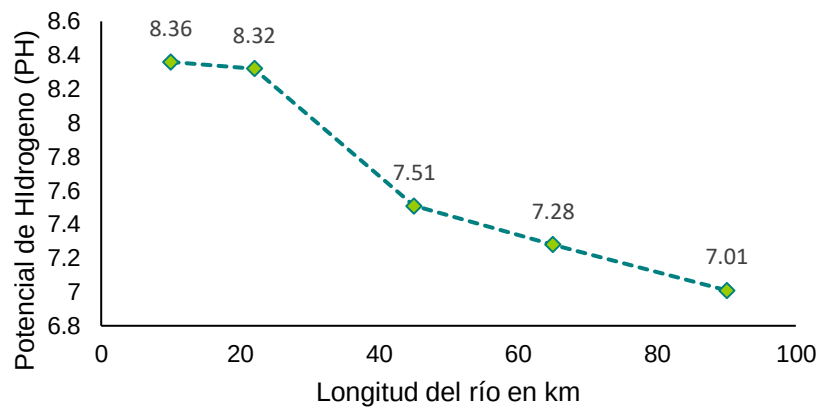


Figura 15. *Relación del PH y longitud del río. (Fuente: elaboración propia).*

5.3.4 Fosforo total y Nitrógeno total Kjeldahl

EL fosforo y nitrógeno en la parte baja del río se presentan la cantidad más altas 1.28 y 11.2 mg/L respectivamente. Solo el fosforo tiene una correlación positiva con la longitud del río, en el PM2 se observa una concentración muy similar al PM4, el cual ya es parte de la cuenca media.

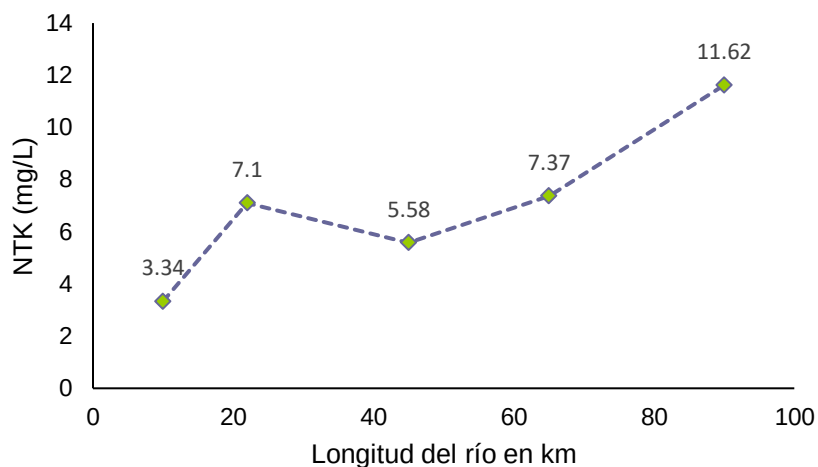


Figura 16. Relación NTK y longitud del río. (Fuente: elaboración propia)

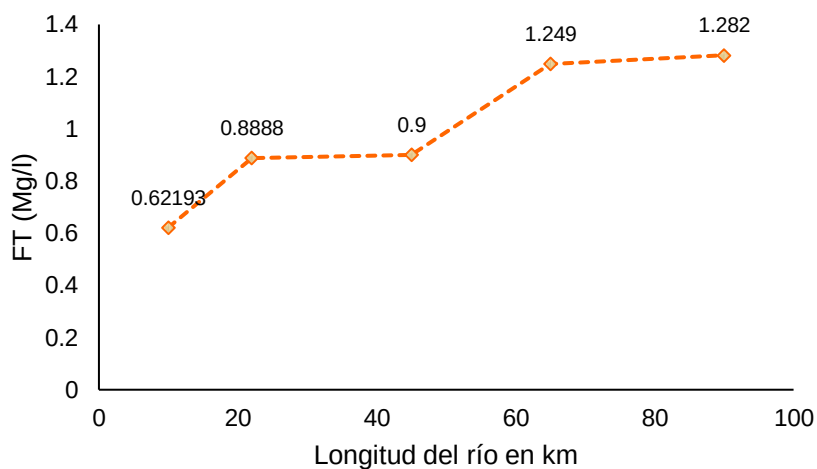


Figura 17. Relación FT y longitud del río. (Fuente: elaboración propia)

El tiempo de concentración (TC) por la fórmula de Kirpich es de aproximadamente 7 horas, es decir, el tiempo para que todos los puntos de muestreo estén contribuyendo agua al caudal en el punto de salida del área de estudio. Aunque el desfase de tiempo del muestreo no se considera podemos percibir una relación entre interacción del cauce cuenca abajo con las actividades antropogénicas en el interior, que provoca un aumento en la mayoría de los parámetros conforme se acerca al origen de la desembocadura. El PM2 muestra algunos parámetros que se asemejan o superan la concentración de los últimos puntos muestreados. Aun que se esperaba una relación entre el oxígeno disuelto y la temperatura, no se encontró una relación positiva. Probablemente no hay una relación por las características del caudal como la turbulencia y la velocidad del flujo de agua.

5. 3 Correlación de variables fisicoquímicas

Mediante el coeficiente R de Pearson se reconoce el grado de correlación de las variables fisicoquímicas, tomando un rango de valores de $0.70 \leq r \leq 1$ (figura 17). En donde se puede establecer una correlación significativa entre la demanda química de oxígeno y OD con un valor de $r = 0.88$, fosforo total con temperatura y nitrógeno total Kjeldahl con la variable de fosforo con una r estimada igual a 0.83 y 0.86 respectivamente. El NTK y el FT son las variables que más correlacionan con el resto de los parámetros.

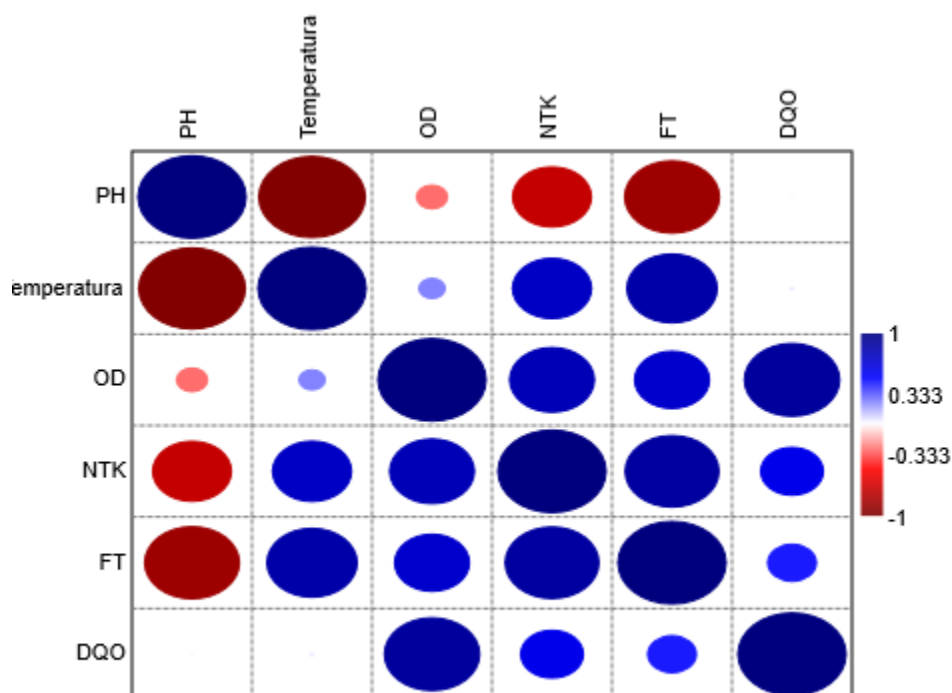


Figura 18. Correlación de variables fisicoquímicas. (Fuente: elaboración propia)

5.4 Composición y diversidad macrófitos

En total se consideraron, 21 taxones de macrófitos en este análisis, distribuidos en 18 familias, de acuerdo con (Lot, 2017; Lot et al., 2015) (tabla 11). La Tabla 12 enumera las especies de hidrófitos registradas y la densidad en cada punto de muestreo. La especie más abundante fue *Crinum americanum* seguida de *Heteranthera reniformis* que se distribuyeron en tres puntos de muestreo, mientras que los más raros fueron *Ceratopteris thalictroides* y *Xyris mexicana*, esta última debe considerarse como vulnerable a la extinción, tomando en cuenta sobre todo la desaparición sistemática de cuerpos de agua y lugares cenagosos naturales (Bonilla, 2007; Calderón, 1998). Se encontraron asociaciones de macrofitos como el *Pontederia crassipes*, *Pistia stratiotes* y *Ludwigia peploides*, así como *Tripogandra serrulata* y *Heteranthera reniformis*. La mayoría de estas especies son de tipo enraizado emergente.

Tabla 11. Características generales de los taxones recolectados

Familia	Nombre	Tipo	Categoría	Altitud
Brassicaceae	<i>Cardamine flexuosa</i>	Enraizada emergente	Tolerante	1800- 1300 msnm
Calceolariaceae	<i>Calceolaria mexicana</i>	Enraizada emergente	Tolerante	1800 msnm
Pteridaceae	<i>Ceratopteris thalictroides</i>	Enraizada sumergida	Acuática estricta	760 msnm
Amaryllidaceae	<i>Crinum americanum</i>	Enraizada emergente	Acuática estricta	900-380 msnm
Iridaceae	<i>Crocasmia × crocosmiiflora</i>	Enraizada emergente	Tolerante	1800 msnm
	<i>Cyperus alternifolius</i>	Enraizada emergente	Subacuática	700- 300 msnm
Phrymaceae	<i>Erythranthe glabrata</i>	Enraizada emergente	Subacuática	1800-900 msnm
Pontederiaceae	<i>Heteranthera reniformis</i>	Enraizada de tallos postrados	Acuática	900-300 msnm
Araliaceae	<i>Hydrocotyle verticillata</i>	Enraizada emergente	Acuática	900-700 msnm
Onagraceae	<i>Ludwigia palustris</i>	Enraizada tallos postrados	Acuática	700 msnm
Onagraceae	<i>Ludwigia peploides</i>	Enraizada tallos postrados	Acuática	300 msnm
Brassicaceae	<i>Nasturtium officinale</i>	Enraizada emergente	Subacuática	1800-900 msnm
Polygonaceae	<i>Persicaria hydropiperoides</i>	Enraizada emergente	Acuática	700-300 msnm
Polygonaceae	<i>Persicaria punctata</i>	Enraizada emergente	Subacuática	300 msnm
Araceae	<i>Pistia stratiotes</i>	Libre flotadora a	Acuática	300 msnm
Plantaginaceae	<i>Plantago australis</i>	Enraizada emergente	Tolerante	1800 msnm
Pontederiaceae	<i>Pontederia crassipes</i>	Libre flotadora	Acuática	300 msnm
Caryophyllaceae	<i>Stellaria ovata</i>	Enraizada emergente	Tolerante	1300 msnm
Commelinaceae	<i>Tripogandra serrulata</i>	Enraizada emergente	Acuática	900-300 msnm
Xyridaceae	<i>Xyris mexicana</i>	Enraizada emergente	Subacuática	1300 msnm

Tabla 12

Densidad de especies en los ríos estudiados sobre la base de los datos recogidos durante el período de muestreo.

	PM1	PM2	PM3	PM4	PM5
<i>Cardamine flexuosa</i>	0.08	0.014	0.0	0.0	0.0
<i>Calceolaria mexicana</i>	0.044	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Ceratopteris thalictroides</i>	0.0	0.0	0.0	0.214	0.0
<i>Crinum americanum</i>	0.0	0.0	0.102	0.164	0.084
<i>Crocasmia × crocosmiiflora</i>	0.112	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Cyperus alternifolius</i>	0.0	0.0	0.0	0.028	0.016
<i>Equisetum myriochaetum</i>	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Erythranthe glabrata</i>	0.2	0.018	0.01	0.0	0.0
<i>Heteranthera reniformis</i>	0.0	0.0	0.204	0.042	0.082
<i>Hydrocotyle verticillata</i>	0.0	0.0	0.082	0.114	0.0
<i>Ludwigia palustris</i>	0.0	0.0	0.0	0.02	0.0
<i>Ludwigia peploides</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.174
<i>Nasturtium officinale</i>	0.08	0.022	0.006	0.0	0.0
<i>Persicaria hydropiperoides</i>	0.0	0.0	0.0	0.038	0.014
<i>Persicaria punctata</i>	0.0	0.0	0.0	0.08	0.0
<i>Pistia stratiotes</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.286
<i>Plantago australis</i>	0.022	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Pontederia crassipes</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.322
<i>Stellaria ovata</i>	0.0	0.016	0.0	0.0	0.0
<i>Tripogandra serrulata</i>	0.0	0.0	0.216	0.0	0.054
<i>Xyris mexicana</i>	0.0	0.004	0.0	0.0	0.0

Los índices de diversidad (figura 19) tienen una relación homogénea entre los sitios de muestreo. Considerando el índice de Simpson, el PM 5 es el más diverso y el de menor diversidad es el PM2, en comparación al índice de Shannon la diversidad es poca, ya que su estimación es menor a 2 en todos los puntos de muestreo. En la misma ponderación el índice de Margalef considera los sitios de muestreo zonas de baja diversidad.

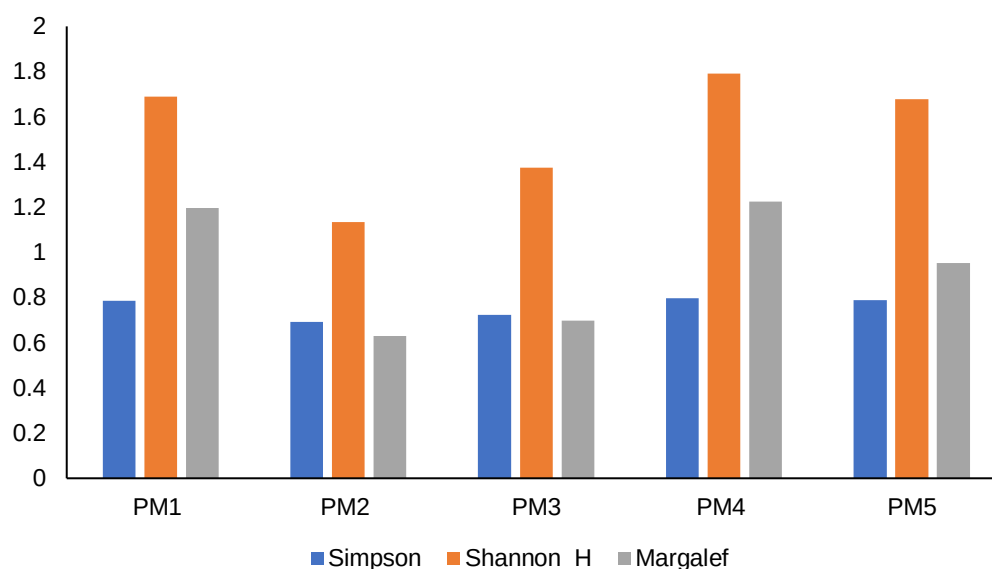


Figura 19. Diversidad estimada para los puntos de muestreo. (Fuente: elaboración propia)

5.5 Distribución de la vegetación a través de los parámetros fisicoquímicos

De acuerdo con el análisis de correspondencia canónica, en la temporada de muestreo del presente estudio, los municipios de Calcahualco, Coscomatepec y Paso del macho presentan una similitud, respecto los municipios de Ixhuatlán y Tepatlaxco que son muy disimiles al primer grupo, estos mediados por los vectores que representan los parámetros fisicoquímicos. El conjunto de *Pontederia crassipes*, *Ludwigia peploides* y *Pistia stratiotes* están asociados con el vector de nitrógeno total. *Xyris mexicana* presenta una relación con los parámetros temperatura y el NTK. El ensamble de *Erythranthe glabrata* y *Nasturtium officinale*

presentan una relación significativa con el PH. El oxígeno disuelto presenta una nula relación con cualquier especie presente en los sitios.

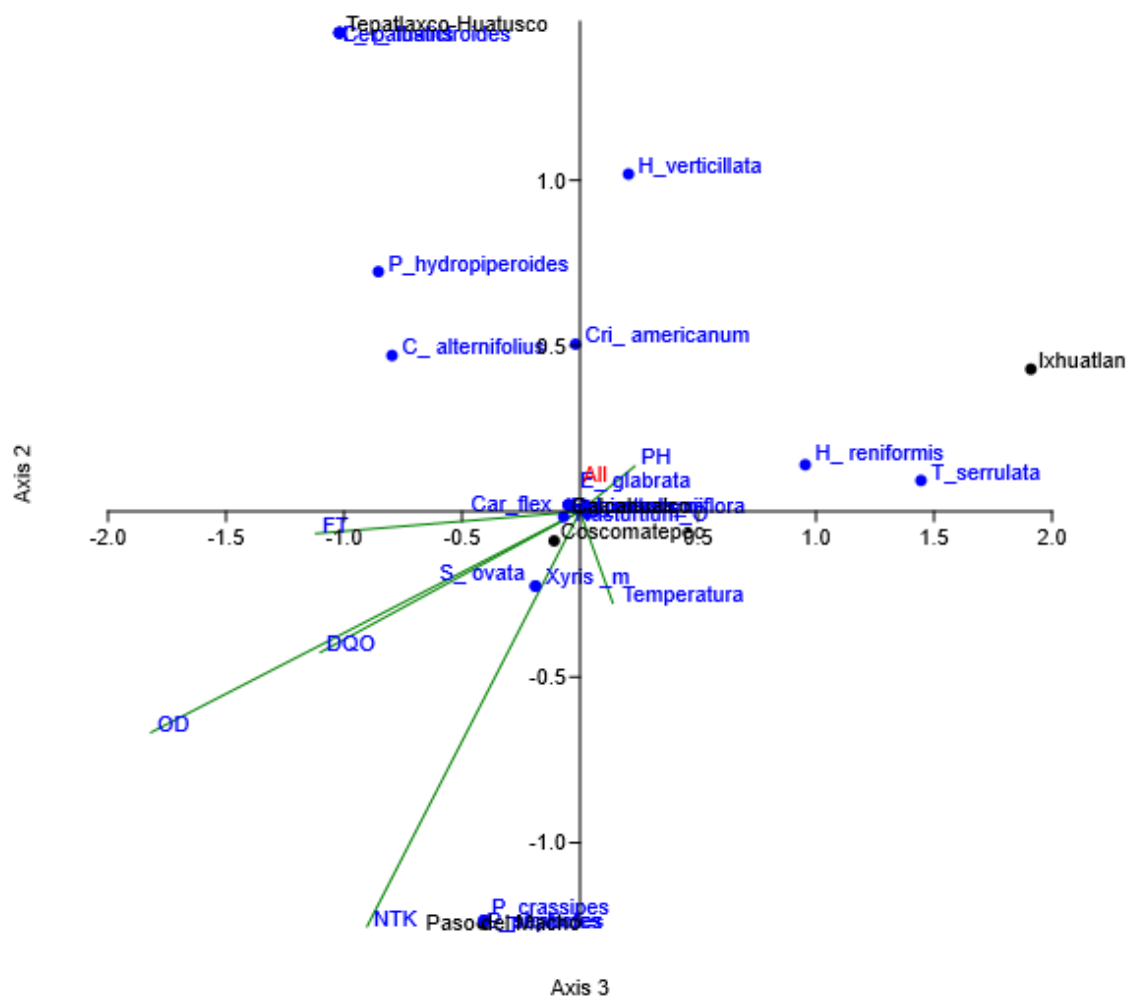


Figura 20. Análisis de correspondencia canónica los conjuntos de macrófitos acuáticos y los parámetros. (Fuente: elaboración propia).

5.6 Discusión

5.6.1 Calidad del agua de acuerdo con las normas oficiales mexicanas

De acuerdo con los seis parámetros evaluados, cinco (temperatura, DQO, NTK, FT, PH) están declarados en la NOM-001-SEMARNAT-2021, que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en bienes nacionales, los cuales están por debajo de los límites permisibles. *Con el fin de proteger, conservar y mejorar la calidad de las aguas y bienes nacionales.* Sin embargo, como esta norma lo indica es la cantidad permisible de mg/L del caudal vertido, que posteriormente se diluye con el cuerpo receptor. Aunque la versión NOM-001-SEMARNAT- 1996 incluía la clasificación de las descargas de los límites máximos para contaminantes básicos, con el *objeto de proteger su calidad y posibilitar sus usos*, además de su clasificación de riesgo en: uso en riesgo agrícola (A) uso público urbano (B), protección de la vida acuática (C), Uso público urbano (C), explotación pesquera, navegación y otros usos (A), esto de acuerdo con el tipo de cuerpo receptor.

La CONAGUA, a través de la red nacional de medición de la calidad del agua solo considera a la DQO como indicador de calidad de agua superficial. De acuerdo con la escala de clasificación de la calidad de agua para cuerpos lóticos, los sitios de muestreo se clasificarán como muestra la tabla 13

Tabla 13. *Escala de calidad para la Demanda Química de Oxígeno.*

PM	Concentración	Escala de calidad	Semáforo
PM 1	15.88 mg/ L	Buena calidad	Cumple
PM 2	50.33 mg/ L	Contaminada	Incumplimiento
PM 3	20.33 mg/ L	Buena calidad	Cumple
PM 4	33.6 mg/ L	Aceptable	Cumple
PM 5	35.88 mg/ L	Aceptable	Cumple

La Ley de Aguas Nacionales (LAN) considera a los ríos, como corrientes de agua natural y no como fuente y soporte de múltiples formas de vida, por lo que su regulación se fundamenta en la administración, control y planificación del

aprovechamiento del agua para uso y consumo humano. En México no hay una norma que establezca la protección ambiental de los ecosistemas acuáticos, donde se incluya el concepto estado ecológico de los ríos.

5.6.2 Relación de los macrófitos y la calidad del agua

En el presente estudio, el NTK, PH parecen ser parámetros que afectan la distribución de riqueza y diversidad a través de la longitud del caudal. Para el efecto las variables fisicoquímicas, se debe tener en consideración la época de muestreo, que esta caracterizado por la velocidad del caudal y las precipitaciones mensuales en el área de estudio. La diversidad de especies vegetales también es producto de factores locales, como el régimen del nivel del agua, y regionales, como la duración de la estación de crecimiento. La disponibilidad de sedimentos orgánicos en el suelo y al margen del río, las bajas altitudes y las estaciones de crecimiento. Diferentes temporadas de muestreo o periodos de tiempo, podrían presentar diferentes patrones en la composición y riqueza, en relación con los principales impulsores ambientales.

Los macrófitos vasculares por ser organismo con ecología y procesos vitales bien comprendidas, taxonómicamente bien documentados, fáciles de ser utilizados por no especialistas, sus cambios se pueden medir, son fáciles de utilizar sobre el terreno y no requiere equipos caros o complicados, pueden ser considerados para evaluar cualitativamente las respuestas bióticas al estrés ambiental en los espacios ribereños. Sin embargo, como expone, Benoît *et al.*, 2012 el muestreo parcial (se excluyen áreas por practicidad metodológica), el uso de listas de taxones en lugar evaluar e identificar su estructura y las funciones que desempeñan estos organismos en los medios acuáticos, las aplicaciones dentro de un área geográficas limitadas, aumentan las dificultades para desarrollar índices biológicos basados en macrófitos.

CAPÍTULO 6

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

6.1 Conclusiones

Evaluar el estado ecológico de un río no es para determinar la calidad del agua para un uso específico. Se trata de establecer la interacción entre factores bióticos y abióticos, que reflejan la condición de los ecosistemas e indican episodios de contaminación, para su gestión como recurso vital.

Es necesario evaluar y monitorear el estado ecológico de los ríos, a través de metodologías estándar, que nos permita estimar efectos de cambios que ocurren y permanecen en el tiempo.

Es difícil determinar el estado ecológico, sin normas que establezcan concentraciones permisibles o indicadores estandarizados. Para el caso particular de este estudio, solo se realizó de forma aislada, por lo que es difícil emitir un criterio sobre la condición ecológica de la zona de estudio.

6.2 Recomendaciones

- La determinación de la DQO mediante $K_2Cr_2O_7$ se denomina DQ_{Cr} y se utiliza principalmente para evaluar la calidad del agua en masas de agua muy o moderadamente contaminadas, como las aguas residuales. Por lo que se recomienda para futuros estudios el análisis de la DQO con $KMnO_4$ (DQ_{OMn}) o índice de permanganato y suele preferirse para agua relativamente limpias, como las aguas superficiales o fluviales.
- El muestreo debe considerarse en diferentes épocas y estimar el caudal del río, para tener un margen más amplio de datos y establecer conclusiones más concretas.

BIBLIOGRAFÍA

BIBLIOGRAFÍA

- Abbasi, S. (2012). Why Water-Quality Indices. En T. & Abbasi, *Water-Quality Indices* (págs. 3-7). Elsevier.
- Abbasi, T & Abbasi, S.A. (2012). Water quality indices based on bioassessment: An introduction. En *Water quality indices* (págs. 207-217). Elsevier.
- Alahuhta , J., Lindholm , M., Baastrop-Spohr , L., García , J., Toivanen, M., Heino , J & Murphy, K. . (2020). Macroecology of macrophytes in the freshwater realm: Patterns, mechanisms and implications. *Aquatic Botany*, 168. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2020.103325>
- Barendregt, A & Bio , A. (2003). Relevant variables to predict macrophyte communities in running waters. *Ecological Modelling*, 205-217.
- Bartell, S. M. (2006). Biomarkers, Bioindicators, and Ecological Risk Assessment—A Brief Review and Evaluation. *Environmental Bioindicators*, 1, 60–73. <https://doi.org/DOI: 10.1080/15555270591004920>
- Beck, W. (1954). Studies in stream pollution biology, I. A simplified ecological classification of organisms. *Quarterly Journal Florida Sci*, 17, 211–227.
- Benôit., O.L ., Potts, J.M ., Trémolières , M ., Thiébauts , G., Gougelin, N & Nordmann, V. (2012). River macrophyte indices: not the Holy Grail! *Freshwater Biology*, 57, 1745–1759. <https://doi.org/doi:10.1111/j.1365-2427.2012.02834.x>
- Bonilla-Barbosa, J. (2007). Flora acuática vascular. En *Biodiversidad de la Faja Volcánica Transmexicana*. Universidad Nacional Autónoma de México y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Borrett, S. R., Moody, J., & Edelman, A. (2014). The rise of Network Ecology: Maps of the topic diversity and scientific collaboration. *Ecological Modelling*, 111-127. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.02.019>
- Bouleau, G., Argillier , C., Souchon , Y., Barthélémy, C & Babut , M. (2009). How ecological indicators construction reveals social changes—The case of lakes and rivers in France. *Ecological Indicators*, 9(6), 1198–1205. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.03.010>
- Bowden, W. B., Glime, J. M., & Riis, T. (2007). Macrophytes and Bryophytes. En *Methods in Stream Ecology* (págs. 381–406). <https://doi.org/doi:10.1016/b978-012332908-0.50025-5>
- Bowden, W. B., Glime, J. M., & Riis, T. . (2007). Macrophytes and Bryophytes. En *Methods in Stream Ecology* (págs. 381–406). <https://doi.org/10.1016/b978-012332908-0.50025-5>

- Burger , J. (2006). Bioindicators: Types, Development, and Use in Ecological Assessment and Research. *Environmental Bioindicators*, 1, 22–39. <https://doi.org/10.1080/15555270590966483>
- Calderón-Rzedowski, G. (1998). Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes. Instituto de Ecología, A.C.
- Campbell, D. (2000). Using Energy Systems Theory To Define, Measure, and Interpret Ecological Integrity and Ecosystem Health. *Ecosystem Health*, 6(3). <https://doi.org/10.1046/j.1526-0992.2000.006003181>
- Cañizares J. C., Copeland S.M. & Doorn.N. (2021). Making Sense of Resilience. *Sustainability*, 13(15). <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/su13158538>
- Chambers J.C., Allen C.R & Cushman S.A. (2019). Operationalizing Ecological Resilience Concepts for Managing Species and Ecosystems at Risk. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7(241). <https://doi.org/https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00241>
- Chambers, P., Lacoul, P., Murphy, K., & Thomaz, S. (2008). Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia*, 595(1), 9-26. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9154-6>
- Chandler, J. (1970). A biological approach to water quality management. *Water Pollution Control*, 69, 415-421.
- Chauvin, C. (2014). Des méthodes basées sur les peuplements de macrophytes pour évaluer l'état écologique des milieux aquatiques. *Sciences Eaux & Territoires* , 54-59.
- chmitter-Soto, J. J., Ruiz-Cauich, L. E., Herrera, R. L., & González-Solís, D. (2011). An Index of Biotic Integrity for shallow streams of the Hondo River basin, Yucatan Peninsula. . *Science of The Total Environment*, 409(4), 844–852. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.11.017>
- Clarke, S. (2012). Aquatic Plants . *The Encyclopedia of Lakes and Reservoirs* , 39-42.
- CONAGUA. (2023). *Comisión Nacional del Agua* . Obtenido de <https://www.gob.mx/conagua/articulos/calidad-del-agua>
- Córdova, B. (2000). Diversidad de plantas acuáticas y subacuáticas en ríos y arroyos de la cuenca del Panuco . Universidad Autónoma de Querétaro .
- Costanza, R. (2012). Ecosystem health and ecological engineering. *Ecological Engineering*, 45, 24-29. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.03.023>

- Cronk, J.K & Fennessy, M.S. (2001). *Wetland plants: biology and ecology*. Washington, D.C: Lewis Publisher.
- Cronk, J.K & Fennessy, M.S. (2001). *Wetland plants: biology and ecology*. Washington, D.C: Lewis Publisher.
- Dale, V. & Beyeler, S.C. (2001). Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, 1, 3–10. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(01\)00003-6](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1470-160X(01)00003-6)
- Dar , N.A ., Pandit , A.K & Ganai , B.A. . (2014). Factors affecting the distribution patterns of aquatic macrophytes. *Limnological Review*, 4(2), 75-81 . <https://doi.org/10.2478/limre-2014-0008>
- Delmail, D. (2014). Risk management of European inland waters using macrophyte biomonitoring. *Frontiers in Environmental Science*.
- DeMarco, P. (2017). Rachel Carson's environmental ethic e a guide for global systems. *Journal of Cleaner Production*, 140, 127-133. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.03.058>
- Dutartre, A., Peltre , M.C., Haury , J., Menozzi , M & Rebillard , J.P. (2014). Les macrophytes, partenaires ou concurrents ? *Sciences Eaux & Territoires*.
- Dziok, F ., Henle , K ., Foekler , F ., Follner K & Scholz , M. (2006). Biological Indicator Systems in Floodplains a Review. *International Review of Hydrobiology*, 4, 271–291.
- Fabris, M., Schneider, S & Melze, A. . (2009). Macrophyte-based bioindication in rivers – A comparative evaluation of the reference index (RI) and the trophic index of macrophytes (TIM). *Limnologica* , 39, 40–55. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2008.08.004>
- Feio , M.J & Poquet , J.M. . (2011). Predictive models for freshwater biological assessment: Statistical approaches, biological elements and the Iberian Peninsula experience: A Review. *International Review of Hydrobiology*, 96(4), 321-346. <https://doi.org/10.1002/iroh.201111376>
- Fränze, O. (2003). Bioindicators and environmental stress assessment. En B. A. Markert, A. M. Breure, & H. G. Zechmeister, *Bioindicators and biomonitors* (págs. 41-84). Elsevier Science.
- Friberg, N. B. (2011). Biomonitoring of Human Impacts in Freshwater Ecosystems: The Good, the Bad and the Ugly. *Advances in Ecological Research* , 44, 1-68. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-374794-5.00001-8>
- Fu, B., Liu, Y., Li, Y., Wang, C., Li, C., Jiang, W., Hua, T & Zhao, W. (2021). The research priorities of Resources and Environmental Sciences. *Geography*

- Gökçe, D. (2022). The importance and effectiveness of aquatic biomonitoring . En S. & Tiwari, *New Paradigms in Environmental Biomonitoring Using Plants* (págs. 45-72). Elsevier.
- Gomes, E., Neves, S., Lopes, A et al. (2021). Advances in the knowledge of the natural history of aquatic plants in the Neotropics. *Acta Botanica Brasilica*, 35. <https://doi.org/10.1590/0102-33062020abb0358>
- González, C & Vallarino, A. (2014). Los bioindicadores ¿una alternativa real para la protección del medio ambiente? En C. González, A. Vallarino, & J. & Pérez, *Bioindicadores: Guardianes de nuestro futuro ambiental*. (págs. 21-37).
- Gupta, S & Gupta, S.K. . (2021). A critical review on water quality index tool: Genesis, evolution and future directions . *Ecological Informatics* , 63. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2021.101299>
- Hilsenhoff, W. (1987). An improved biotic index of organic stream pollution. . *The Great Lakes Entomologist*, 20, 31-39.
- Holt, E. A. & Miller, S. W. (2010). Bioindicators: Using Organisms to Measure Environmental Impacts . *Nature Education Knowledge*, 3(10).
- Hossain, K., Yadav , S., Quaik , S., Pant , G., Maruthi , A.Y & Ismail, N. (2016). Vulnerabilities of macrophytes distribution due to climate change. *Theoretical and Applied Climatology*. <https://doi.org/10.1007/s00704-016-1837-3>
- Hunsaker, C. T & Carpenter D. E. (1990). *Environmental monitoring and assessment program: ecological indicators*. Environmental Protection Agency.
- Jansson, R., Nilsson, C., Dynesius, M & Andersson, E. (2000). Effects of river regulation on river-margin vegetation: a comparison of eight boreal rivers. *Ecological Applications*, 10, 203-224. [https://doi.org/https://doi.org/10.1890/1050761\(2000\)010\[0203:EORROR\]2.0.CO;2](https://doi.org/https://doi.org/10.1890/1050761(2000)010[0203:EORROR]2.0.CO;2)
- Jørgensen, S. .. (2010). Ecological Indicators to Assess the Health of River Ecosystems. En H. o. Health, Ibáñez , C ., Caiola , N ., Sharpe , P & Trobajo , R. (págs. 447-464).
- Kienzl, K, Riss, A., Vogel,W., Hackl, J & Götz, B. (2003). Bioindicators and biomonitoring for policy, legislation and administration. En B. B. Markert, *Bioindicators and biomonitoring* (págs. 85-122). Elsevier Science .
- Lacoul, P & Freedman, B. (2006). Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. *Environmental Reviews*, 14(2), 89-136. <https://doi.org/10.1139/a06-001>

- Lindholm, M., Alahuhtam, J., Heino, J., Hjort, J & Toivonen, H. . (2020). Changes in the functional features of macrophyte communities and driving factors across a 70-year period. *Hydrobiologia*, 847, 3811–3827. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10750-019-04165-1>
- Lorenz, C. (2003). Bioindicators for ecosystem management, with special reference to freshwater systems. En B. .. Markert, *Bioindicators and biomonitoring* (págs. 123-152). 10.1016/s0927-5215(03)80134-0.
- Lot, A ., Olvera , M ., Flores , C & Díaz , A. (2015). *Guía Ilustrada de Campo : Plantas indicadoras de Humedales*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Lot, A. (1991). Vegetación y flora acuática del estado de Veracruz . *Tesis doctoral* . Universidad Nacional Autónoma de México .
- Lot, A. (2017). *Plantas acuáticas mexicanas una contribución a la Flora de México*. Instituto de Biología Universidad Nacional Autónoma de México.
- Madsen, J. &. (2017). A review of aquatic plant monitoring and assessment methods. *Journal of Aquatic Plant Management* , 55, 1-12.
- Meerbeek, K.V., Jucker, T & Svenning J.C. (2021). Unifying the concepts of stability and resilience in ecology. *Journal of Ecology*, 109(4), 3114-3132. <https://doi.org/DOI: 10.1111/1365-2745.13651>
- Mendoza, M. (2014). *Vegetación ribereña : Indicador de la salud del río de la reserva de la biosfera de la barranca del Metztitlán*. Colegio de Postgraduados.
- Mendoza-Cariño, M., Quevedo, A ., Bravo , A., Flores , H., Dela Isla , L., Gavi , V & Zamora , 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.
- Moog, O., Schmutz, S & Schwarzingen, I. (2018). Biomonitoring and Bioassessment. En S. &. Schmutz, *Riverine Ecosystem Management*. Aquatic Ecology Series, vol 8. Springer.
- Mora–Olivo, A ., Villaseñor J.L & Martínez , M. (2013). Las plantas vasculares acuáticas estrictas y su conservación en México. *Acta Botánica Mexicana*(103), 27-63.
- Norris, R.H & Barbour, M.T. (2009). Bioassessment of Aquatic Ecosystems. *Encyclopedia of Inland waters*, 21-28. <https://doi.org/10.1016/b978-012370626-3.00224-6>
- O'Hare , M.T., Aguiar , F.C., Asaeda, T., Bakker , E.S ., Chambers , P.A ., Clayton , J.S ., ... Wood , A.K. (2017). Plants in aquatic ecosystems: current trends and future directions. *Hydrobiologia*, 812(1), 1-11. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3190-7>

- Oertel, N & Salanki, J. (2003). Biomonitoring and Bioindicators in Aquatic Ecosystems. *Modern Trends in Applied Aquatic Ecology*, 219-246. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-0221-0_10
- O'Hare, M. T. (2015). Aquatic vegetation – a primer for hydrodynamic specialists. *Journal of Hydraulic Research*, 53(6), 687-698. <https://doi.org/10.1080/00221686.2015.1090493>
- Ollis, D.J., Dallas, H.F., Esler, K.J & Boucher, C. (2006). Bioassessment of the ecological integrity of river ecosystems using aquatic macroinvertebrates: an overview with a focus on South Africa. *African Journal of Aquatic Science*, 31(2), 205-227. <https://doi.org/10.2989/16085910609503892>
- Omer, N. (2019). Water Quality Parameters. En *Water Quality - Science, Assessments and Policy*.
- Ortiz, J. (2013). Modificación en la provisión de los servicios ambientales por efecto del cambio en la heterogeneidad ambiental en la Cuenca del Río Jamapa, Veracruz, México. *Tesis*. Universidad Veracruzana.
- Pander, J & Geist, J. (2013). Ecological indicators for stream restoration success. *Ecological Indicators*, 30, 106-118. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.01.039>
- Parrish, J.D., Braun, D.P & Unnasch, R.S. (2003). Are We Conserving What We Say We Are? Measuring Ecological Integrity within Protected Areas. *BioScience*, 53(9), 851-860. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0851:AWCWWWS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0851:AWCWWWS]2.0.CO;2)
- Pimm, S. L., Donohue, I., Montoya, J. M., & Loreau, M. (2019). Measuring resilience is essential to understand it. *Nature Sustainability*, 2(10), 895–897. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0399-7>
- Pinay, G., Burt, T & Gumiero, B. (2006). Floodplains in River Ecosystems. En G. S. Ziglio, *Biological Monitoring of Rivers. Applications and Perspectives* (págs. 3-16). John Wiley & Sons Ltd.,
- Pooman, T., Tanushree, B & Sukalyan, C. (2013). Water quality indices- important tools for water quality assessment: a review. *International Journal of Advances in Chemistry*, 1(1), 15-28.
- Rapport, D.J., Costanza, R & McMichael, A.J. (1998). Assessing ecosystem health. *Trends in Ecology & Evolution*, 13(10), 397-402. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(98\)01449-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01449-9)
- Rapport, D.J., Thorpe, C. & Regier, H.A. (1980). "Commentary, Ecosystem medicine". *Bulletin of the Ecological Society of America*, 60(4), 180-182.

- Rendón, B. (2019). *Modelo de Evaluación de riesgo para Hidrófitas Invasoras en México: Estudio de caso, Parque Nacional Lagunas de Zempoala*. Universidad Autónoma del Estado de Morelos.
- Riis, T., Sand-Jensen, K., & Larsen, S. E. (2001). Plant distribution and abundance in relation to physical conditions and location within Danish stream systems. *Hydrobiologia*, 448, 217–228. <https://doi.org/10.1023/a:1017580424029>
- Rocha L., Hegoburu C., Torremorell A., Feijoó C., Navarro E. & Fernández HR. (2020). Use of ecosystem health indicators for assessing anthropogenic impacts on freshwaters in Argentina: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(9). <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10661-020-08559-w>
- Roche, P. k & Campagne, C.S. (2017). From ecosystem integrity to ecosystem condition: a continuity of concepts supporting different aspects of ecosystem sustainability. *Environmental Sustainability*, 29, 63–68. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2017.12.009>
- Ruaro, R & Gubiani, É. A. (2013). A scientometric assessment of 30 years of the Index of Biotic Integrity in aquatic ecosystems: Applications and main flaws. *Ecological Indicators*, 29, 105-110. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.12.016>
- Ruiz-Picos, R. A.-D.-L. (2017). Assessing ecological impairments in Neotropical rivers of Mexico: calibration and validation of the Biomonitoring Working Party Index. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 14(9), 1835–1852. <https://doi.org/10.1007/s13762-017-1299-x>
- Santos, J.M & Ferreira, M.T. . (2020). Use of Aquatic Biota to Detect Ecological Changes in Freshwater: Current Status and Future Directions. *Water*, 12(6). <https://doi.org/10.3390/w12061611>
- Schweingruber, F., Kučerová, A., Adamec, L & Doležal, J. . (2020). *Anatomic Atlas of Aquatic and Wetland Plant Stems*. Springer Nature Switzerland.
- Sumudumali, R.G.I & Jayawardana, J.M.C.K. (2021). A Review of Biological Monitoring of Aquatic Ecosystems Approaches: with Special Reference to Macroinvertebrates and Pesticide Pollution. *Environmental Management*, 67(2), 263–276. <https://doi.org/10.1007/s00267-020-01423-0>
- Thomaz, S.M & Ribeiro da Cunha, E. (2010). The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 218-236.
- Torres, M.J., Durán, O.Y., Torres, U., Pineda, R & Ramírez, JP. (2018). Validation of an index of biological integrity based on aquatic macroinvertebrates

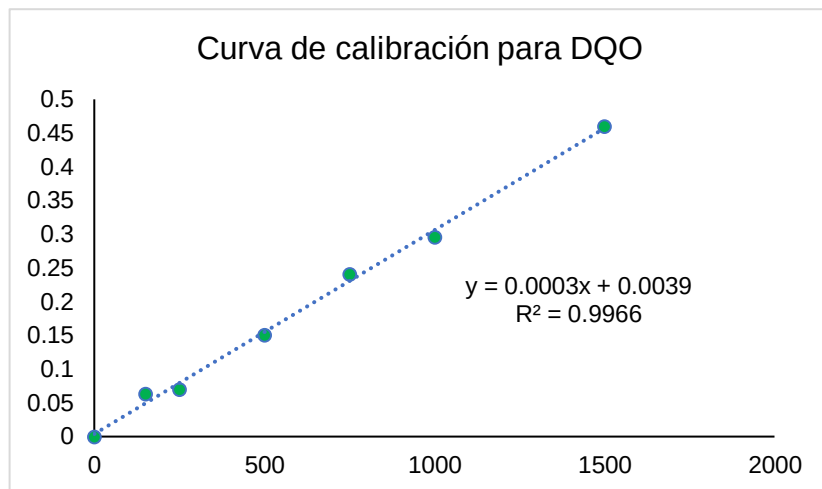
- assemblages in two subtropical basins of central Mexico. *Latin american journal of aquatic research*, 46(5), 945-960. <https://doi.org/https://dx.doi.org/10.3856/vol46-issue5-fulltext-8>
- Trejo, A. (2018). Las plantas cuáticas como indicadores de contaminación por Plomo y Cobre de la cuenca hidrologica del sistema fluvial Jamapa-Atoyac. *Universidad Nacional Autonoma de México* .
- Tuffery, G. & Verneaux, J. (1968). Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. *Ministère de l'Agriculture (France), Centre National d'Etudes Techniques et de Recherches Technologiques pour l'Agriculture, les Forêts et l'Equipment Rural, Section Pêche et Pisciculture*.
- UNCED. (1992). (*United Nations Conference for Environment and Development*). Obtenido de Agenda 21; United Nation.
- Unnasch R. S., Braun D. P., Comer PJ & Eckert G.E. (2009). The Ecological Integrity Assessment: Framework: A Framework for Assessing the Ecological Integrity of Biological and Ecological Resources of the National Park System. *Report to the National Park Service*.
- Vazquez-Yañez, A. (1971). La vegetación de la laguna de Mandinga , Veracruz. *Los Anales del Instituto de Biología, UNAM*, 42(1), 1-94.
- Wang, C., Zheng, S., Wang, P., & Hou, J. (2015). Interactions between vegetation, water flow and sediment transport: A review. *Journal of Hydrodynamics*, 27(1), 24-37. [https://doi.org/10.1016/s1001-6058\(15\)60453-x](https://doi.org/10.1016/s1001-6058(15)60453-x)
- Wells, P. (2005). Assessing Marine Ecosystem Health — Concepts and Indicators, with Reference to the Bay of Fundy and Gulf of Maine, Northwest Atlantic. En S. E. Jørgensen, *Handbook of Ecological Indicators for Assessment of Ecosystem Health* (págs. 395-439). CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Westra, L. (2016). Ecological Integrity Beteen ethics and law: Science, ethics and the law. En *Ecological Integrity and Global Governance*. Routledge; 1er edición .
- Woodiwiss. (1964). The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chemistry and Industry*, 83 , 443–447.
- Wurtzebach, Z & Schultz, C. . (2016). Measuring Ecological Integrity: History, Practical Applications, and Research Opportunities. *BioScience* , 66(6), 446–457. <https://doi.org/doi:10.1093/biosci/biw037>

APÉNDICES

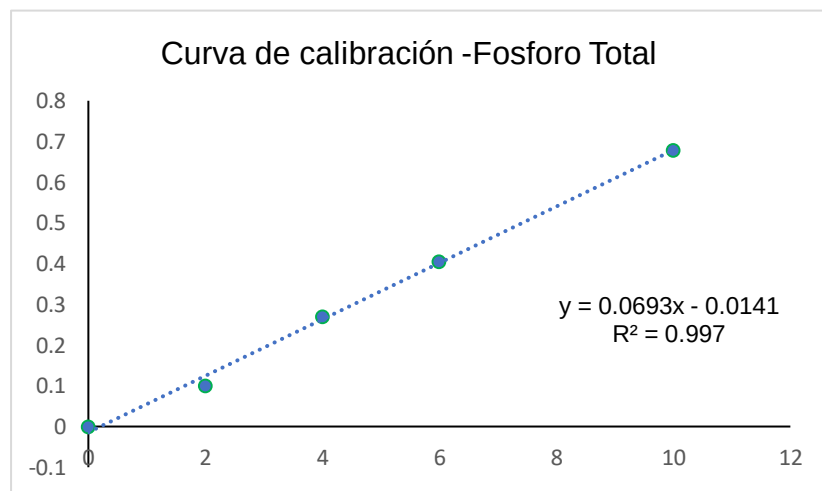
Apéndice 1

1.1 Curvas de calibración para la determinación de fosforo total y nitrógeno total Kjeldahl.

N° De muestra	DQO mg/l	Abs
1	0	0
2	150	0.063
3	250	0.07
4	500	0.151
5	750	0.241
6	1000	0.296
7	1500	0.46



N° de muestra	FT mg/L	Abs
1	0	100
2	0.1	79.4
3	0.27	53.7
4	0.405	39.4
5	0.679	21



1.2 Análisis de varianza

1.2.1 ANOVA para nitrógeno total Kjeldahl

RESUMEN

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
1	4	5.8894	1.47235	1.16104476
2	4	14.388	3.597	3.731532
3	4	11.16	2.79	1.3894
4	4	14.74	3.685	4.56816667
5	4	23.242	5.8105	7.730121

ANÁLISIS DE VARIANZA

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	39.97318027	4	9.993295068	2.68922305	0.07164	3.055568
Dentro de los grupos	55.74079327	15	3.716052885			
Total	95.71397354	19				

1.2.2 ANOVA para fosforo total

RESUMEN

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
1	2	1.24386	0.62193	0.00041645
2	2	1.7776	0.8888	0.11338322
3	2	1.77769	0.888845	0.113340366
4	2	2.48934	1.24467	0.197606698
5	2	2.564	1.282	0.002048

ANÁLISIS DE VARIANZA

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	0.611914496	4	0.152978624	1.79218031	0.267606998	5.192167773
Dentro de los grupos	0.426794734	5	0.085358947			
Total	1.038709229	9				

1.2.3 ANOVA para DQO

RESUMEN

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
1	3	0.026	0.008666667	1.63333E-05
2	3	0.057	0.019	0.000007
3	3	0.03	0.01	0.000016
4	3	0.042	0.014	3.1E-05
5	3	0.044	0.014666667	3.63333E-05

ANÁLISIS DE VARIANZA

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	0.0002016	4	0.0000504	2.3625	0.1231993	3.478049691
Dentro de los grupos	0.000213333	10	2.13333E-05			
Total	0.000414933	14				

APENDICE 2

2.1 Orden de ríos

Stranhler				
Orden	N° de Causas	Bifurcación	Duración Media	
1	689	2.83821922	2.209530496	
2	244	2.38738983		
3	229	2.35983548		
4	89	1.94939001		
5	14	1.14612804		
6	18	1.25527251		

Horton			
Orden	N° de Causas	Bifurcación	Duración Media
1	689	3.82377049	3.099537836
2	244	2.06550218	
3	229	3.57303371	
4	89	7.35714286	
5	14	1.77777778	
6	18	0	

APÉNDICE 3

3.1 Correlación R de Pearson

	PH	Temperatura	OD	NTK	FT	DQO
PH		0.0023841	0.64095	0.16372	0.051928	0.98397
Temperatura	-0.98417		0.69564	0.16151	0.0796	0.96051
OD	-0.28594	0.24141		0.11752	0.19572	0.048187
NTK	-0.72736	0.7299	0.78274		0.056756	0.30742
FT	-0.87519	0.83334	0.69169	0.86746		0.44962
DQO	-	0.031024	0.88134	0.57798	0.44771	

3.2 estimación para índices de diversidad de diversidad

	PM1	PM2	PM3	PM4	PM5
Simpson	0.7861	0.692	0.7225	0.796	0.7878
Shannon_H	1.689	1.135	1.374	1.79	1.678
Margalef	1.197	0.6293	0.6985	1.224	0.9531

Apéndice 4

4.1 Escala de clasificación de la calidad de agua superficial, cuerpos de agua lóticos

CALIDAD DEL AGUA DE CUERPOS LÓTICOS									
INDICADORES DE CALIDAD DEL AGUA				CALIFICACIÓN, CÓDIGO DE COLORES Y ESCALA DE CALIDAD DEL AGUA DEL INDICADOR					SEMÁFORO
INDICADOR	CAMPOS DE LA BASE DE DATOS	ABREVIACIÓN	UNIDADES	CUMPLIMIENTO			INCUMPLIMIENTO		COLOR DEL SEMÁFORO EN CASO DE INCUMPLIMIENTO DEL INDICADOR
				EXCELENTE	BUENA CALIDAD	ACEPTABLE	CONTAMINADA	FUERTEMENTE CONTAMINADA	
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO, 5 DÍAS	DBO_TOT	DBO	mg/L	DBO≤3	3<DBO≤6	6<DBO≤30	30<DBO≤120	DBO>120	ROJO
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	DQO_TOT	DQO	mg/L	DQO≤10	10<DQO≤20	20<DQO≤40	40<DQO≤200	DQO>200	ROJO
SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES	SST	SST	mg/L	SST≤25	25<SST≤75	75<SST≤150	150<SST≤400	SST>400	AMARILLO
COLIFORMES FECALIS	COLI_FEC	CF	NMP/100 mL	CF≤100	100<CF≤200	200<CF≤1000	1000<CF≤10000	CF>10000	AMARILLO
ESCHERICHIA COLI	E_COLI	EC	NMP/100 mL	EC≤250	250<EC≤500	500<EC≤1000	1000<EC≤10000	EC>10000	AMARILLO
PORCENTAJE DE SATURACIÓN DE OXÍGENO DISUELTO	OD_%	OD	%	70<OD≤110	50<OD≤70 Y 110<OD≤120	30<OD≤50 Y 120<OD≤130	10<OD≤30 Y 130<OD≤150	OD≤10 Y OD>150	AMARILLO

4.2 Clasificación de sitios de acuerdo con el semáforo

SEMÁFORO DE CALIDAD DEL AGUA		
Indicador	No cumple	Cumple
DBO	Rojo	Verde
DQO	Rojo	Verde
TOX	Rojo	Verde
ENTEROC	Rojo	Verde
E_COLI	Amarillo	Verde
CF	Amarillo	Verde
SST	Amarillo	Verde
OD%	Amarillo	Verde

Apéndice 5

Imágenes

Figura 5.1 Hydrocotyle verticillata.



Figura 5.2 Pistia stratiotes y Pontederia crassipes.

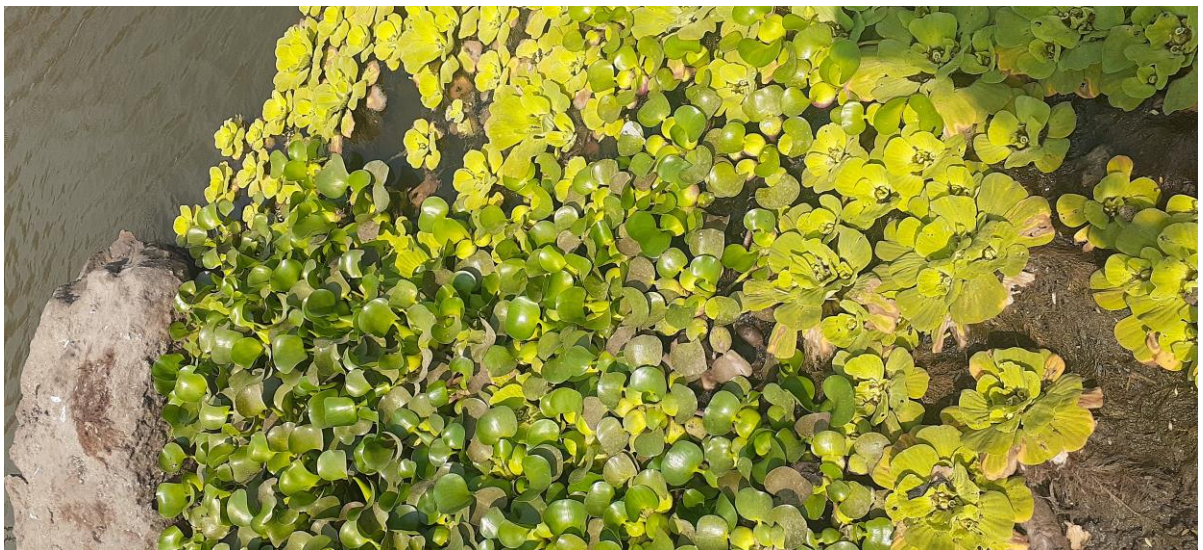


Figura 5.3 Cardamine flexuosa.



Figura 5.4 Erythranthe glabrata.



Figura 5.5 Ceratopteris thalictroides



Figura 5.6 Xyris mexicana



Figura 5.7 Ludwigia palustris



